



Universidade Federal do Amapá
Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós Graduação
Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais



ALBERTO MARTINS DE OLIVEIRA

**RESILIÊNCIA E SEQUESTRO DE CARBONO POR FLORESTA MANEJADA
NA AMAZONIA ORIENTAL - VALE DO JARI**

MACAPÁ - AP

2021

ALBERTO MARTINS DE OLIVEIRA

**RESILIÊNCIA E SEQUESTRO DE CARBONO POR FLORESTA MANEJADA
NA AMAZONIA ORIENTAL - VALE DO JARI**

Dissertação apresentado ao
Programa de Pós Graduação em
Ciências Ambientais (PPGCA) da
Universidade Federal do Amapá,
como requisito à obtenção do título
de Mestre em Ciências Ambientais.

Orientador: Prof. Dr. Marcelino
Carneiro Guedes

MACAPÁ – AP

2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Biblioteca Central da Universidade Federal do Amapá
Elaborada por Jamile da Conceição da Silva – CRB-2/1010

Oliveira, Alberto Martins de.

Resiliência e sequestro de carbono por floresta manejada na Amazônia oriental –Vale do Jari / Alberto Martins de Oliveira; Orientador, Marcelino Carneiro Guedes. - Macapá, 2021.

91 f.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Amapá, Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais.

1. Florestas tropicais - Manejo. 2. Biomassa. 3. Efeito estufa. I. Guedes, Marcelino Carneiro, orientador. II. Fundação Universidade Federal do Amapá. III. Título.

CDD. 22 ed./634.00981 O48r

ALBERTO MARTINS DE OLIVEIRA

**RESILIÊNCIA E SEQUESTRO DE CARBONO POR FLORESTA MANEJADA
NA AMAZONIA ORIENTAL - VALE DO JARI**

Dissertação apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em
Ciências Ambientais (PPGCA) da
Universidade Federal do Amapá,
como requisito à obtenção do título
de Mestre em Ciências Ambientais.

Aprovada em 31 de agosto de 2021.

BANCA EXAMINADORA



Dr. Marcelino Carneiro Guedes – UNIFAP/EMBRAPA



Dra. Andreza Pereira Mendonça - IFRO



Dra. Alexandro Cezar Florentino – UNIFAP



Dr. Perseu da Silva Aparício – UEAP

RESUMO

OLIVEIRA, A.M. **Resiliência e sequestro de carbono por floresta manejada na Amazônia Oriental - Vale do Jari. Macapá – AP p91.** Dissertação – Departamento de Meio Ambiente e Desenvolvimento, Universidade Federal do Amapá, Macapá, 2021.

O monitoramento da floresta amazônica para estudos de retenção do carbono é importante para discussão das questões climáticas, como o efeito estufa. Na Amazônia, o manejo florestal pode contribuir para o desmatamento evitado, impedindo a emissão de elevada quantidade de gases, como o CO₂, causadores do efeito estufa (GEE). Em parcelas permanentes instaladas pela empresa Jari Florestal em sua área de manejo no vale do Jari e, posteriormente, acompanhadas pela Embrapa, vem sendo realizado, desde 2001, esse monitoramento. Foi realizado o acompanhamento da dinâmica da recuperação da floresta (mortalidade, inclusão e crescimento das árvores nesse período) após a extração de impacto reduzido realizada pela empresa. Com essas informações, é possível inferir se a floresta já recuperou a biomassa perdida durante e após atividade de coleta e transporte das árvores, e qual a taxa de crescimento das espécies estudadas no período já monitorado. O objetivo do estudo foi avaliar as relações da densidade da madeira e variação diamétrica, com a dinâmica populacional de importantes espécies comerciais: *Vouacapoua americana* Aubl. - acapu, *Manilkara* spp. - maçaranduba, *Qualea* ssp. - mandioqueira, *Erismia uncinatum* Warm - quaruba, para estimar a capacidade de recuperação da biomassa e manutenção do estoque de carbono nessas espécies após o manejo. Foram analisados dados de 15 parcelas permanentes de 1 ha cada, onde todas as árvores foram medidas antes e após a extração da madeira, com pelo menos três remedições ao longo de 20 anos de monitoramento. O diâmetro à altura do peito (DAP), foi calculado a partir da medição da circunferência do tronco da árvore, a 1,30 m do solo. As diferentes densidades da madeira têm forte influência na recuperação do carbono florestal, com destaque para as espécies com densidade intermediária (mandioqueira e quaruba). Nessas espécies, o saldo foi positivo e houve acúmulo e sequestro de carbono nas árvores, enquanto para aquelas de densidade superior, o balanço foi negativo. No caso

da mandioqueira, a taxa de acúmulo de carbono foi de $251 \text{ kg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. As árvores com diâmetro intermediário são as que apresentam maior crescimento, enquanto a mortalidade é concentrada nas árvores menores. Isso evidencia que a dinâmica da resiliência de recuperação após o distúrbio intermediário do manejo, é menos dependente das árvores mais grossas. Verifica-se assim, que a associação do manejo de florestas nativas da Amazônia com a emissão/sequestro de carbono é dependente do diâmetro das árvores e da espécie. Portanto, recomenda-se que se busque inserir mais espécies com densidade intermediária da madeira no planejamento de corte, evitando a sobre exploração daquelas de alta densidade, como a maçaranduba. Também se deve concentrar o corte em árvores com diâmetros intermediários, evitando derrubar aquelas mais grossas, que, apesar de contribuir menos com o sequestro de carbono, são muito importantes para manutenção do estoque e possuem um papel insubstituível, como “árvores mãe” da floresta.

Palavras-chave: Efeito estufa, Florestal tropical, Biomassa, Manejo

ABSTRACT

OLIVEIRA, A.M. **Resilience and carbon sequestration by managed forest in the Eastern Amazon – Jari Valley**. Macapá, AP 91p. Master Thesis – Department of Environment and Development, Federal University of Amapá, Macapá, 2021.

Monitoring the Amazon Forest for carbon retention studies is of great importance in climate issues, such as the greenhouse effect. In the Amazon, forest management can contribute to avoided deforestation, preventing the emission of high amounts of gases, such as the CO₂ that cause the studied effect (GHG). In permanent plots installed by the Jari Florestal company in its management area in the Jari valley and, subsequently, monitored by Embrapa, the dynamics of forest recovery (mortality; inclusion and growth of trees in this period) have been carried out since 2001) after the reduced impact extraction performed by the company. With this information, it is possible to infer whether the forest has already recovered the biomass lost during and after the activity of collecting and transporting trees, and what is the growth rate of the species studied in the period already monitored. The aim of the study was to evaluate the relationships of wood density and diametric variation with the population dynamics of 4 important commercial species: *Vouacapoua americana* Aubl. - acapu, *Manilkara* spp. - maçaranduba, *Qualea* spp. - mandioqueira, *Erisma uncinatum* Warm - quaruba, to estimate the capacity for biomass recovery and maintenance of carbon stock in these species after handling. Data from 15 permanent plots of 1 ha each were analyzed, where all trees were measured before and after logging, with at least three remeasurements over 20 years of monitoring. The diameter at breast height (DBH) was calculated by measuring the circumference of the tree trunk at 1,30 m from the ground. Different wood densities have a strong influence on forest carbon recovery, especially species with intermediate density (cassava and quaruba). In these species, the balance was positive and there was accumulation and sequestration of carbon in the trees, while for those with higher density, the balance was negative. In the case of mandioqueira, the carbon accumulation rate was 251kg ha⁻¹ year⁻¹. Trees with an intermediate diameter are the ones with the greatest growth, while

mortality is concentrated in the smaller trees. This shows that the dynamics of recovery resilience after intermediate management disturbance is less dependent on thinner and thicker trees. Thus, it can be seen that the association of the management of native forests in the Amazon with the emission/sequestration of carbon is dependent on the diameter of the trees and the species. Therefore, it is recommended that more species with intermediate wood density be included in the cutting planning, avoiding the overexploitation of those with high density, such as *maçaranduba*. Cutting should also be concentrated on trees with intermediate diameters, avoiding cutting thicker ones, which, despite contributing less to carbon sequestration, are very important for stock maintenance and have an irreplaceable role, as "mother trees" of the forest.

Keywords: Greenhouse, Tropical forest, Biomass, Management.

LISTA DAS ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Mapa da Área de Manejo Florestal (AMF).	38
Figura 2- Representação das parcelas e sub parcelas permanentes	42
Figura 3 - a) Valores médios com intervalos de confiança de 95% e b) distribuição de frequência, dos valores observados para o incremento diamétrico de árvores individuais, após manejo de floresta na Amazônia oriental, dos dois grupos de espécies analisados: grupo-1 (acapu e maçaranduba, elevada densidade da madeira, n=202); grupo-2 (mandioqueira e quaruba, densidade média, n=219).	48
Figura 4- Relação entre diâmetro e taxa de crescimento anual por árvore individual de quatro espécies comerciais após o corte em uma área de manejo de floresta nativa no leste da Amazônia brasileira.....	50
Figura 5- Análise mortalidade de arvores em função do DAP para os grupos 1 e 2	51
Figura 6 – Valores médios e do intervalo de confiança construído com 95% de certeza, do incremento e da perda de biomassa por espécie, para quatro importantes espécies comerciais madeiras da Amazônia oriental, na área de manejo florestal da Jari, Almeirim-PA.	53

LISTA DE TABELAS

Tabela – 1. Datas de medições das parcelas.....	41
Tabela - S1. Parcela, Espécies, Grupo, Area Basal inicial (ABi), Volume inicial (Vi), Biomassa Inicial (BIOi), Biomassa final (BIOfin), Biomassa remanescente (BIOrem), tempo (T), número de árvore (Ni), inclusão (I), taxa inclusão anual (Ti), número de arvores mortas (M), taxa de mortalidade anual Tm), incremento periódico anual (IPA).	45
Tabela – 3. Valores médios, mínimos e máximos da dinâmica e da produtividade de biomassa de quatro importantes espécies comerciais madeireiras da Amazônia oriental, na área de manejo florestal da Jari, Almeirim-PA	52.

Sumário

1. INTRODUÇÃO	12
2. REFERENCIAL TEÓRICO	13
2.1 Importância das florestas tropicais.....	13
2.2 As florestas no contexto das mudanças climáticas	14
2.3 Manejo florestal	15
2.4 A resiliência da floresta	18
2.5 Serviços Ambientais	20
2.6 Quantificação da biomassa e do carbono florestal.....	22
2.6.1 Método direto ou destrutivo	22
2.6.2 Método indireto usando equações alométricas	23
2.7 Recuperação da biomassa e do carbono em florestas manejadas	23
3. HIPÓTESE	25
4. OBJETIVOS.....	26
4.1 Objetivo geral	26
4.1.1 Objetivos específicos	26
REFERÊNCIAS	27
ARTIGO CIENTÍFICO	32
5. INTRODUÇÃO	35
6. MATERIAL E MÉTODOS	38
6.1 Área de Estudo	38
7. COLETA DE DADOS	41
8. ANÁLISE DOS DADOS	42
9. CONCLUSÕES.....	54
10. AGRADECIMENTOS	55
REFERÊNCIA	56
APÊNDICE A	64
ANEXO	91

1. INTRODUÇÃO

As questões climáticas estão no centro das discussões recentes em todo o mundo. Queimadas e desmatamento na Amazônia, têm contribuído para as mudanças climáticas, por meio da perda de biomassa e aumento do gás carbônico (CO₂) na atmosférica. A degradação florestal e o desmatamento têm causado a perda de cerca de 13 milhões de hectares de florestas tropicais em nível global, em décadas anteriores (1990-2010), e cerca de 4,7 milhões de hectares de (2010-2020), que foram convertidas em outros usos (FAO 2020).

O efeito estufa e as mudanças climáticas têm origens diversas, muitas vezes não relacionadas com as áreas de florestas tropicais, como atividade de produção e transporte ao redor do planeta (Le Page et al. 2017). Em nível mundial, a maior parte das emissões de GEE é localizada fora da região tropical e derivada da queima de combustíveis fósseis. Nas regiões tropicais, a mudança de uso da terra é a principal ameaça às questões climáticas, com a conversão de áreas de floresta em pastagens e áreas de agricultura intensiva e permanente. A conversão de área florestal ocorre pelo desmatamento ou pela degradação da floresta, após a mesma ser exaurida pela extração ilegal de madeira, perder sua resiliência após a devastação e torna-se susceptível ao fogo (Pedrinho et al. 2019).

Diante dos impactos negativos causados pelo homem, após avanços voltados ao incentivo do sequestro de carbono por meio de reflorestamentos, como no protocolo de Kyoto, organismos internacionais criaram mecanismos que contribuem para a redução das emissões de carbono, como o REDD+ (Redução de Emissão por Desmatamento e Degradação) (Putz & Redford 2010). Esse instrumento, desenvolvido no âmbito da Convenção - Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima, foi desenvolvido para compensar, financeiramente, países em desenvolvimento por seus resultados em termos de redução das emissões pelo desmatamento evitado (Pearson et al. 2014).

Por intermédio do REDD+, as Nações Unidas têm feito um grande esforço para a manutenção de áreas de florestas tropicais, onde são acumulados grandes estoques de carbono e elevada biodiversidade (Sullivan et al. 2017). A ameaça à biodiversidade, por perda de habitat, combinado com as mudanças climáticas, tem aumentado ainda mais a pressão sobre as florestais tropicais (Sist et al. 2014). Essa pressão crescente e as dificuldades do comando e controle em fiscalizar as ações predatórias e destruidoras de

florestas amazônicas, tem evidenciado cada vez mais a importância do manejo florestal (MFS) como estratégia de conservação e manutenção da floresta em pé.

O MFS mantém os serviços ecossistêmicos, enquanto a degradação florestal e o desmatamento destroem o ecossistema. Grande parte da pressão sobre a Amazônia para converter área de florestas em outros usos, vem da pecuária e da soja, mas não se pode deixar de mencionar a atividade de outros setores, como a mineração e a produção de biocombustíveis (Galloway et al. 2014).

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Importância das florestas tropicais

As florestas tropicais são importantes para o planeta, tanto por seu papel de retenção do carbono na superfície da terra (cerca de 25% do carbono de todo o planeta está localizado nas regiões tropicais), quanto por prover alimentos e meios de sobrevivência para milhões de famílias ao redor do mundo (Chhatre & Agrawal 2009). Apesar disso, na Amazônia, em décadas recentes, houve um crescente avanço da agricultura na região, associado ao desmatamento e à mudança do uso da terra, o que pode causar perdas irreversíveis à biodiversidade e à cobertura florestal (Nobre et al. 2016). A degradação florestal pela extração ilegal de madeira, grilagem de terra, e o avanço da fronteira agrícola e da pecuária têm contribuído de maneira direta para o aumento do efeito estufa (de Oliveira Marques et al. 2017, Oliveira et al. 2017, Aubry-Kientz et al. 2019).

Das florestas tropicais dependem milhões de famílias que tiram seu sustento, direta ou indiretamente, dessas áreas florestais. Os produtos florestais não madeireiros, embora pareça ser um conceito novo, são extraídos da floresta há centenas de anos. Muitos desses produtos são alimentos, que auxiliam ou são vitais para a soberania alimentar dos povos da floresta. Na Amazônia, toneladas de alimentos (castanha-da-amazônia, açaí, buriti etc.), além de sementes, óleos, e matérias primas diversas são extraídas e comercializadas por populações tradicionais, indígenas e ribeirinhos, movimentando a economia local (Ribeiro et al. 2020).

A biodiversidade é quase que um sinônimo das florestas tropicais. Milhares de animais aquáticos e terrestres, insetos, microrganismos e plantas compõem o ambiente mais diverso da terra. As florestas tropicais hospedam muitas espécies ainda desconhecidas e que talvez nunca serão descobertas, na medida em que estão sendo transformados e destruídos os ecossistemas na faixa tropical do planeta. Estima-se que a Amazônia concentra mais de 15.000 espécies de árvores e uma das maiores diversidades do planeta. A oportunidade de uso dessas florestas é indissociável da conservação da biodiversidade (Parrotta et al. 2012, Steege et al. 2015). Além de guardar exuberante biodiversidade, a floresta tropical também armazena elevados estoques de carbono.

No entanto, o maior reservatório de carbono do planeta constitui também uma grande ameaça, quando se tem em vista seu desmatamento, que promove a liberação do carbono em forma de gás (CO_2), contribuindo para o efeito estufa e o aquecimento global. Um dos papéis mais importantes das florestas tropicais é de contribuir para o equilíbrio do planeta na produção da biomassa florestal, captação e armazenamento do carbono na superfície da terra (Gibbs et al. 2007).

2.2 As florestas no contexto das mudanças climáticas

No ano de 2006, o Foro das Nações Unidas sobre Florestas (UNFF) e o Conselho Econômico e Social (ECOSOC) entraram em acordo por Objetivos Globais sobre Florestas, os quais são: reverter a perda da cobertura florestal, melhorar a contribuição das florestas para os meios de subsistência locais, aumentar as áreas protegidas e aprimorar o suporte financeiro ao manejo florestal sustentável (O'Sullivan 2009).

Em setembro de 2015, as nações unidas lançaram os 17 Objetivos de Sustentabilidade. O objetivo 15, Vida Terrestre, trata de “proteger, recuperar e promover o uso sustentável dos ecossistemas terrestres, gerir de forma sustentável as florestas, combater a desertificação, deter e reverter a degradação da terra e deter a perda de biodiversidade” (Presidência da República do Brasil, 2017).

Na Conferência de Bali sobre mudanças climáticas, promovida pelas Nações Unidas, importantes acordos foram estabelecidos para implementar o Protocolo de Kyoto e reduzir os gases do efeito estufa. Foi também acordado entre os países em

desenvolvimento, ações para reduzir as emissões, de onde surgiu o termo Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação florestal – REDD. A primeira meta estabelecida foi reduzir as emissões em 5% até 2012. Na Conferência de Doha, em 2012, foi estabelecida uma nova meta para reduzir as emissões dos GEE em 18% abaixo dos níveis de 1990 (Mohd Zaki & Abd Latif 2017).

O REDD foi muito importante no sentido dos acordos estabelecidos para a redução das emissões, porém, em termos práticos, no Protocolo de Kyoto, apenas as florestas plantadas são contabilizadas para crédito de carbono. Na tentativa de valorizar mais a conservação das florestas nativas, surgiu o REDD+, como mecanismo para compensar os países que reduzirem seu desmatamento, considerando a manutenção da floresta em pé e incentivando a prática do manejo florestal. O manejo de florestas tropicais e a manutenção da floresta em pé podem contribuir para redução das emissões de carbono e, ao mesmo tempo, combater as mudanças climáticas, conservar a biodiversidade e proteger os ecossistemas (Gibbs et al. 2007, Zimmerman & Kormos 2012). A valoração do desmatamento evitado no REDD+ se dá pelo reconhecimento da importância da floresta tropical em níveis regionais ou global.

2.3 Manejo florestal

Mitigar os efeitos das perdas de carbono, das mudanças climáticas e perda de biodiversidade faz parte de um esforço conjunto da sociedade civil organizada, do meio científico e de governos ao redor do mundo (Díaz et al. 2009). Dentre os objetivos de sustentabilidade estabelecidos pelas Nações Unidas, o item 15.9b especifica claramente a necessidade de *“Mobilizar recursos significativos de todas as fontes e em todos os níveis para financiar o manejo florestal sustentável e proporcionar incentivos adequados aos países em desenvolvimento para promover o manejo, inclusive para a conservação e o reflorestamento”* (Johnston 2016).

Uma das premissas do MFS é a renovação da floresta após a extração, onde há uma abertura no dossel, a luz entra e plântulas e sementes que necessitam de energia solar para seu desenvolvimento são beneficiadas, começando, assim, um processo de renovação dinâmico e competitivo (Natividade et al. 2018). Essa dinâmica ocorre também

pela mortalidade de indivíduos atingidos pela queda da árvore extraída e por outras parcialmente danificadas, e pelo aparecimento de novos indivíduos (Mendes Nascimento et al. 2012). A dinâmica pós extração da madeira tende a ser negativa nos primeiros anos, no sentido de que mais indivíduos morrem do que ingressam, dependendo do impacto causado na própria exploração (Acuña et al. 2019).

A floresta manejada, comparada com áreas onde ocorre a exploração seletiva, segundo (Putz et al. 2008b), reduz em 30% a emissão de carbono. A exploração seletiva, além de não se preocupar com ciclos futuros, deixa um rastro de destruição na floresta onde a cada árvore extraída, 20 outras árvores são deixadas para traz com algum dano ou mortas. Para estudiosos de temas relacionados à floresta, o manejo florestal deve ser o menos invasivo possível, considerando menor impacto e incluindo as populações que vivem na floresta (Sist et al. 2015). O MFS mantém as funções ecológicas, a biodiversidade e os serviços ambientais da floresta (Putz & Romero 2014). Isso se dá, principalmente, pela aplicação de técnicas de planejamento e operação, como a derrubada direcionada da árvore e corte de cipós, que busca reduzir os impactos às árvores remanescentes.

A Exploração de Impacto Reduzido (EIA) diminui significativamente os danos na floresta, quando comparada com métodos de exploração seletiva sem planejamento. A EIR reduz de 20% a 50% a abertura no dossel, diminuindo as clareiras e o tempo de recuperação. Além disso, existe a preocupação com a continuidade dos ciclos, limitando o número de árvores extraídas em 5 indivíduos por hectare, considerando futuras intervenções (Rossi et al. 2007a, Putz et al. 2008a, Huang & Asner 2010a, Zimmerman & Kormos 2012, Sist et al. 2014).

Existem, ainda, técnicas e tratamentos que podem ser adotadas para aumentar ou acelerar o crescimento após a extração da madeira. Alguns estudos sugerem tratamentos silviculturais pós exploração como forma de favorecer as árvores remanescentes a desenvolverem-se mais rapidamente e melhorar o rendimento da floresta. Esses tratamentos pós exploratórios vão desde corte de cipós, até a seleção de espécies, de valor comercial, para enriquecimento em clareiras (Peña-Claros et al. 2008). Técnicas de anelamento e outros métodos para reduzir a competição e favorecer as espécies desejadas são ainda pouco utilizadas nas florestas amazônicas.

No Brasil, as normas para elaboração dos Planos de Manejo Florestal - PMF, são regulamentadas no Ministério do Meio Ambiente, por intermédio do Conselho Nacional do Meio Ambiente. Nelas são estabelecidos volume máximo permitido para extração, o diâmetro mínimo de corte para o Bioma Amazônico de 50 cm e a manutenção de 10% ou de, no mínimo, três árvores por espécie a cada 100 ha. A regulação da produção e o planejamento dos futuros ciclos de manejo, são baseados em uma estimativa de produtividade anual de $0,86 \text{ m}^3/\text{ha}/\text{ano}$, com ciclo de corte de 25 a 35 anos, no caso de área sem estudos de recuperação do volume (Pacheco & Azevedo-Ramos 2019). Quando há informações próprias da área de manejo ou de estudos em áreas similares, a legislação permite que se considere critérios diferenciados por espécies ou por grupo de espécies, de acordo com a sua capacidade de produção, observando-se o ritmo de crescimento e de recuperação do volume extraído (Sist et al. 2011).

O manejo adequado de uma determinada área florestal surge como importante medida mitigadora de mudanças climáticas, com possibilidade de aumento do sequestro de carbono nessas áreas de florestas manejadas e de recebimento pela prestação de serviços ambientais. A agregação de valor econômico às áreas de floresta em pé, sem a necessidade de transformá-las em áreas de agricultura e pecuária, propicia a diminuição da pressão sobre as áreas florestadas. Contudo, é necessário conhecer a dinâmica da floresta e sua capacidade de produção para promover o adequado manejo (VASCONCELOS et al., 2016), de maneira que se possa manter e aumentar os serviços ecossistêmicos.

Alguns estudos apontam que seria mais apropriado trabalhar com taxas de produtividade da floresta em vez de tempo de recuperação, uma vez os ciclos de 30 anos estabelecidos não são suficientes para recuperar o estoque comercial que foi colhido (de Avila et al. 2017). Outro estudo feito no planalto das Guianas, aponta que para uma recuperação completa da floresta, seria necessário o período de até 125 anos (Piponiot et al. 2016b). Normalmente, a extração é concentrada em madeira com alta densidade, de espécies “nobres”, que apresentam ritmo mais lento de crescimento e recuperação.

2.4 A resiliência da floresta

Um dos conceitos de resiliência, já estabelecido pelo senso comum, é a capacidade de retornar ao estado original após alteração. Na floresta, o novo paradigma da natureza em fluxo, evidencia que é impossível a volta ao estado original, devido à própria dinâmica imposta pelos processos ecológicos. Assim, o caso da resiliência florestal envolve a capacidade de, além de absorver os distúrbios, se beneficiar deles, mantendo suas características estruturais e funções (Thompson et al. 2009). No manejo florestal, não há a pretensão de restaurar o ecossistema original, até porquê isso seria impossível perante o novo paradigma da ecologia, da natureza em fluxo.

A resiliência da floresta também se estende a diferentes setores da sociedade, que passam a ver o uso desses recursos florestais positivamente para o combate às mudanças climáticas. As pesquisas na área de manejo geram novos conhecimentos e técnicas, ajudando a mudar o paradigma e a própria política de uso dos recursos (Braatz 2012), na medida em que demonstra que os distúrbios na área manejada, podem, inclusive, trazer ganhos ambientais à floresta.

Estudos na América Central mostraram que a floresta submetida a algum tipo de distúrbio, se recuperava mais rapidamente que as floresta da Ásia. Os estudos mostram que a frequência dos distúrbios causados pelo homem, ou causados por eventos naturais, aumentam a resiliência da floresta. Esses eventos causam uma adaptação ecológica ao logo do tempo (Cole et al. 2014).

A teoria dos distúrbios intermediários é conhecida desde a década de 50 e proposta por Connel em (1976). Na intenção de explicar a diversidade nas florestas tropicais, essa teoria tem ocupado um lugar de destaque dentre as teorias ecológicas. Todas as comunidades estão sujeitas a distúrbios que diferem em frequência e intensidade. Em um extremo, onde existe intenso distúrbio, são esperadas baixa riqueza de espécies, porque apenas algumas espécies são capazes de colonizar uma grande área perturbada ou com elevada intensidade do impacto. No outro extremo, onde o distúrbio é muito pequeno, espera-se uma baixa riqueza de espécies por causa da competição de indivíduos já estabelecidos. A maior riqueza de espécie deve aparecer em níveis de distúrbios

intermediários, com rápida colonização e grande variabilidade de espécies (Townsend et al. 1997).

A dinâmica de recolonização das clareiras, assim como os efeitos da queda de árvores, depende da intensidade, tamanho e frequência dos distúrbios. Indivíduos de uma comunidade são mortos ou feridos em qualquer tipo de distúrbio, seja ele antrópico ou natural. Árvores são quebradas na floresta por causas naturais como temporais, relâmpagos, ataque de pragas e insetos ou por intervenções humanas. A teoria dos distúrbios intermediários sugere que uma maior diversidade surge justamente quando há um nível de distúrbio intermediário na floresta, seja por causas naturais ou artificiais, favorecendo a formação de um mosaico de diferentes estádios da sucessão ecológica (Catford et al. 2012). No manejo florestal madeireiro, o planejamento das atividades de extração e colheita das árvores, deve ser planejada tendo como referência esse nível de distúrbio.

De maneira geral, a florestal captura o CO₂ antropogênico e, por meio do processo de fotossíntese, armazena o carbono em sua biomassa, com maior parte retido no tronco das árvores. O acúmulo do carbono florestal é, na maioria das vezes, estudado por um período específico não considerando a sucessão, a dinâmica da floresta e as características das espécies (De Figueiredo et al. 2015).

A função da floresta vai além da captação do carbono atmosférico para seu processo fotossintético. Por intermédio do processo de reciclagem de nutrientes, com a decomposição de galhos e folhas, a floresta contribui para o acúmulo de carbono no solo e a retenção desse solo por um longo período. Após um período, que pode ser de décadas, haverá um balanço positivo de carbono até tender a um equilíbrio (Trumbore & Camargo 2009, Piconiot et al. 2016a).

2.5 Serviços Ambientais

Um dos serviços ambientais mais citados é justamente o sequestro de carbono pela floresta. Para a comercialização de crédito de carbono, no mercado internacional, é necessário o conhecimento do volume de carbono possível de ser sequestrado por uma determinada área de floresta.

Para avaliar a dinâmica de uma floresta após a exploração florestal é necessário o monitoramento por meio de medições periódicas, e de um Inventário Florestal Contínuo (IFC) para a coleta de informações sobre crescimento, mortalidade e ingresso nas classes diamétricas pré-estabelecidas. Ao estabelecer o diâmetro mínimo podemos perceber se houve ingresso nas classes de diâmetro iniciais. Além da medição das árvores vivas, são também contabilizadas as árvores mortas.

As informações coletadas são importantes aos envolvidos na atividade de manejo florestal, trazendo conhecimento da sucessão de grupos de espécies, densidade florestal e até a previsão do ciclo de corte futuro (Azevedo et al. 2007, Natividade et al. 2018). A sustentabilidade da atividade do manejo florestal é baseada na capacidade regenerativa da floresta, portanto é de fundamental importância contabilizar os ingressos, a mortalidade e o incremento para que se tenha uma ideia do estoque futuro (Rossi et al. 2007a).

Dados sobre a dinâmica de recuperação da floresta são escassos devido a poucos estudos dessas áreas manejadas. Projetar as próximas intervenções na floresta depende de informações do crescimento, mortalidade e recrutamento (Jardim & Quadros 2016).

Sobre a dinâmica de sucessão, esta ocorre pela entrada/ingresso e saída/morte e pelo crescimento da própria floresta. A morte de uma grande árvore acarreta um decréscimo na quantidade de biomassa/carbono, seja pelo processo de decomposição ou pela extração da madeira em um plano de manejo florestal. A recomposição da área ocasiona uma mudança florística com um alto grau de heterogeneidade ambiental e diversidade de espécies (Martins 2011).

A sucessão nas florestas tropicais depende de algum tipo de perturbação para abertura do dossel florestal. Essas aberturas, conhecidas como clareiras, tornam intensa a

chegada da luz ao solo da floresta. Daí a importância do tamanho, do formato e do posicionamento das clareiras para a chegada da luz (Cristóvam et al. 2007).

A diversidade da Floresta Tropical está relacionada à luminosidade e à capacidade de adaptação das espécies (Maciel et al. 2002). Há também que se considerar o sítio ao qual pertence a árvore, as árvores em seu redor que dividem com ela, não somente a luz e o oxigênio mas também a água disponível no subsolo (Esquivel-Muelbert et al. 2020).

Analisar a mortalidade das árvores durante a atividade de extração florestal da madeira é muito importante. Na queda de uma árvore outras são mortas com o impacto, dezenas de árvores e arvoretas são atingidas perdendo parte da copa, galhos e troncos. Há ainda a exposição instantânea à luz, o que pode causar morte de espécies ombrófilas. A movimentação de máquinas também causa impactos nas raízes e nas cascas das árvores, ocasionando pontos de entradas às doenças e micro-organismos e, conseqüentemente, a morte destas árvores (Rossi et al. 2007b).

Compreender as taxas de mortalidade das árvores ajuda no entendimento da dinâmica e no conhecimento demográfico das espécies. Por intermédio das informações de mortalidade no meio natural, podem ser estudadas as pressões sobre um dado ecossistema, causadas por intervenções humanas, poluição e outros distúrbios. A mortalidade natural dentro da floresta é, seguramente, um dos fatores de grande complexidade e difícil de ser mensurado, sem muitas informações sobre a quantidade de árvores mortas em uma determinada área, o DAP e altura, além da própria idade (Rossi et al. 2007b).

Estudos sobre a biomassa viva em torno do planeta vêm demonstrando a importância das florestas como retentoras do CO₂. Diferentes processos de captação e acúmulo do carbono ocorrem naturalmente tais como: fotossíntese, crescimento da árvore e carbono incorporado ao solo. Grandes perdas dessa carbono florestal tem causas humanas, com a destruição e mau utilização desses recursos (desmatamento, degradação florestal, queimadas) e, em alguns casos, essas perdas podem ser atribuídas a causas naturais, como temporais e secas severas (Xu et al. 2021).

2.6 Quantificação da biomassa e do carbono florestal

Para se estudar uma floresta e buscar resposta sobre seu potencial volumétrico, a diversidade de espécies e velocidade de crescimento, se faz necessária a coleta de dados. Com base em monitoramento de parcelas permanentes em áreas de manejo, podemos extrair uma série de informações necessárias para prever um volume de biomassa acumulada nas parcelas permanentes, bem como outras variáveis de interesse (FOX et al., 2010).

Os modelos de regressão alométricas são de fundamental importância para a estimativa da biomassa acima do solo - BAS, ainda mais quando diretamente testados. Por causa da grande diversidade da Floresta Tropical, onde podem ser encontradas mais de 300 diferentes espécies de árvores por hectare, não se pode usar um modelo de regressão específico como em zona temperada. Neste caso, modelos de regressão para BAS mista devem ser usados. Ainda assim, os modelos usados são baseados em um pequeno número de árvores, de poucos indivíduos com grande diâmetro, isso explica porque dois modelos construídos para a mesma floresta podem apontar diferentes estimativas de BAS (Chave et al. 2005)

São conhecidos alguns métodos para a medição da biomassa florestal, os quais podem ser classificados em métodos diretos (destrutivos) ou indiretos. O primeiro é um método destrutivo que consiste na derrubada das árvores para medição e pesagem para determinação de volume e densidade. O segundo se utiliza, na maioria das vezes, de dados fornecidos pelo inventário florestal e estimados com o uso das equações de volume (Higuchi et al. 2008).

2.6.1 Método direto ou destrutivo

A medição direta consiste na extração de indivíduos da parcela e na coleta de amostras das diferentes partes da árvore, que serão secas até o ponto de equilíbrio, para calcular a biomassa seca quando o peso se mostrar constante. Este método envolve muitos recursos e é trabalhoso. Para uma maior precisão podem ser incluídas também as raízes. O cálculo da biomassa, por meio do método direto, exige um grande esforço físico. É um

trabalho exaustivo, contudo necessário para a obtenção das equações e para estimar a biomassa de forma indireta, uma vez que o método não pode ser aplicado para floresta em pé (Mohd Zaki & Abd Latif 2017).

2.6.2 *Método indireto usando equações alométricas*

No método indireto são usadas equações especialmente desenvolvidas para uma determinada região, espécie ou grupo de espécie sem a necessidade de destruição das árvores. É medido o diâmetro das árvores, a altura a 1,30 m do solo, conhecido como DAP, desconsiderando a altura por ser uma variável de difícil acesso em florestais tropicais.

As equações alométricas são usadas para calcular o volume da biomassa, relacionando diversas características da árvore. Neste tipo de equação considera-se que todas as árvores crescem sobre as mesmas condições ambientais, podendo ser mais apropriadas para a mesma tipologia florestal. Leva-se em consideração também a variação natural e da espécie ou do grupo (Dourdain et al. 2015).

Por causa da elevada variabilidade da Floresta Tropical, é impossível se ter uma equação para cada espécie de árvore, sendo o mais recomendado desenvolver equações para grupos de espécies com características semelhantes. O uso dos modelos de regressão alométricas ajustadas são importantes para estimar a Biomassa Acima do Solo – BAS (Chave et al. 2005, Silva 2006).

Com as equações alométricas podemos fazer estimativas com um determinado nível de precisão, sem destruir a biomassa. Em importância decrescente do objeto de medição estão: o diâmetro do tronco, o peso específico da madeira, altura total da árvore e o tipo de floresta, a decisão para escolha desse modelo e, principalmente, disponibilidade de informações no campo (Chave et al. 2005).

2.7 Recuperação da biomassa e do carbono em florestas manejadas

A exploração seletiva sem planejamento causa maior emissão e longo período para recuperação do carbono, podendo chegar a mais de 100 de anos para recuperação

completa recuperação da biomassa (HUANG; ASNER, 2010). Por outro lado, o manejo e a extração de impacto reduzido contribuem para a recuperação mais rápida do carbono e da biomassa, sem comprometer as funções ecológicas da floresta.

A recuperação da biomassa tem sido objeto de alguns estudos na Amazônia, especialmente em áreas manejadas, para verificação da resiliência florestal e a retenção do carbono. Estudos na região do Vali do Jari, Pará e Amapá, vêm mostrando que a floresta pode recuperar a biomassa perdida durante a extração em um período de 12 anos, em áreas consideradas de baixa intensidade de corte, onde poucas árvores foram retiradas (Santos et al. 2019). Nesse contexto, também é importante considerar e analisar separadamente, a capacidade de recuperação, não só da floresta como um todo, mas também das espécies comerciais submetidas ao corte.

Buscando entender melhor a recuperação do carbono na região do Jari - Amazônia Oriental, nesse estudo foram selecionadas quatro espécies produtoras de madeira de qualidade, comercializadas no mercado regional e nacional, com diferentes características de uso e densidades da madeira. As espécies selecionadas: *Vouacapoua americana* Aubl., *Manilkara* spp., *Qualea* spp., *Erismia uncinatum* Warm (acapu, maçaranduba, mandioqueira e quaruba respectivamente) foram divididas em dois grupos: 1) alta densidade; 2) densidade intermediária. A densidade da madeira está diretamente ligada à quantidade de biomassa/carbono por m^3 , implicando que as madeiras de maior densidade conseguem reter maior quantidade de carbono por unidade de volume. Entretanto, as variáveis da dinâmica florestal (mortalidade, ingresso, incremento periódico anual) é que vão ser as principais determinantes se uma floresta está recuperando e biomassa e o carbono, e qual o volume recuperado em um determinado período.

Mensurar a biomassa é muito importante não somente para o manejo florestal, mas também para as questões climáticas. Com relação às questões climáticas, é importante para quantificar o carbono e o CO_2 que são liberados no desmatamento e na queima, contribuindo para o aquecimento global. (HIGUCHI et al. 1998).

3. HIPÓTESE

A recuperação da biomassa, assim como o balanço de carbono, após o manejo madeireiro de floresta amazônica, varia em função das espécies comerciais manejadas. Espécies com média densidade da madeira, assim como as árvores com diâmetro os intermediários, apresentam uma dinâmica mais favorável ao sequestro de carbono.

4. OBJETIVOS

4.1 Objetivo geral

Avaliar a dinâmica da recuperação de biomassa e carbono em floresta tropical da Amazônia Oriental submetida a manejo florestal madeireiro.

4.1.1 *Objetivos específicos*

- Quantificar as taxas de crescimento, ingresso e mortalidade de quatro espécies comerciais em área manejada, analisando a dinâmica das populações durante 20 anos de monitoramento, antes e após a extração.
- Comparar as espécies florestais, com média e alta densidade da madeira, em termos de suas dinâmicas e da recuperação do carbono.
- Analisar como a distribuição diamétrica interage com a biomassa no grupo de espécies de média densidade e alta densidade.

REFERÊNCIAS

- ACUÑA, M. H. A.; OLIVEIRA, L. C. DE; OLIVEIRA, M. V. N. D.; COSTA, C. A. F. DA; SOUZA, M. B. DE. Dinâmica e estrutura florestal em área explorada sob regime de manejo florestal sustentável na Amazônia Sul Ocidental, Brasil. p. 225–262, 2019.
- AUBRY-KIENTZ, M.; ROSSI, V.; CORNU, G.; WAGNER, F.; HÉRAULT, B. Temperature rising would slow down tropical forest dynamic in the Guiana Shield. **Scientific Reports**, v. 9, n. 1, p. 1–8, 2019.
- AZEVEDO, C. P. DE; SANQUETTA, C. R.; SILVA, J. N. M.; MACHADO, S. D. A. Efeito De Diferentes Níveis De Exploração E De Tratamentos Silviculturais Sobre a Dinâmica Da Floresta Remanescente. **Floresta**, v. 38, n. 2, p. 277–293, 2007.
- BRAATZ, S. Building resilience for adaptation to climate change through sustainable forest management. **Building resilience for adaptation to climate change in the agriculture sector, Proceedings of a Joint FAO/OECD Workshop 23–24 April 2012**, p. 117–127, 2012.
- CATFORD, J. A.; DAEHLER, C. C.; MURPHY, H. T.; SHEPPARD, A. W.; HARDESTY, B. D.; WESTCOTT, D. A.; REJMÁNEK, M.; BELLINGHAM, P. J.; PERGL, J.; HORVITZ, C. C.; HULME, P. E. The intermediate disturbance hypothesis and plant invasions: Implications for species richness and management. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 14, n. 3, p. 231–241, 2012.
- CHAVE, J.; ANDALO, C.; BROWN, S.; CAIRNS, M. A.; CHAMBERS, J. Q.; EAMUS, D.; FÖLSTER, H.; FROMARD, F.; HIGUCHI, N.; KIRA, T.; LESCURE, J. P.; NELSON, B. W.; OGAWA, H.; PUIG, H.; RIÉRA, B.; YAMAKURA, T. Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. **Oecologia**, v. 145, n. 1, p. 87–99, 2005.
- CHHATRE, A.; AGRAWAL, A. Trade-offs and synergies between carbon storage and livelihood benefits from forest commons. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 106, n. 42, p. 17667–17670, 2009.
- COLE, L. E. S.; BHAGWAT, S. A.; WILLIS, K. J. Recovery and resilience of tropical forests after disturbance. **Nature Communications**, v. 5, n. May, p. 1–7, 2014.
- CRISTÓVAM, F.; SERRÃO, D. R.; NEMER, T. C. Efeito de diferentes tamanhos de clareiras , sobre o crescimento e a mortalidade de espécies arbóreas, em Moju-PA 1. v. 37, n. 1, p. 37–48, 2007.
- DE FIGUEIREDO, L. T. M.; SOARES, C. P. B.; DE SOUSA, A. L.; LEITE, H. G.; DA SILVA, G. F. Dinâmica Do Estoque De Carbono Em Fuste De Árvores De Uma Floresta Estacional Semidecidual. **Cerne**, v. 21, n. 1, p. 161–167, 2015.

DE OLIVEIRA MARQUES, J. D.; LUIZÃO, F. J.; TEIXEIRA, W. G.; NOGUEIRA, E. M.; FEARNside, P. M.; SARRAZIN, M. Soil Carbon Stocks under Amazonian Forest: Distribution in the Soil Fractions and Vulnerability to Emission. **Open Journal of Forestry**, v. 07, n. 02, p. 121–142, 2017.

DÍAZ, S.; HECTOR, A.; WARDLE, D. A. Biodiversity in forest carbon sequestration initiatives: not just a side benefit. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 1, n. 1, p. 55–60, out. 2009.

ESQUIVEL-MUELBERT, A.; PHILLIPS, O. L.; BRIENEN, R. J. W.; FAUSET, S.; SULLIVAN, M. J. P.; BAKER, T. R.; CHAO, K. J.; FELDPUSCH, T. R.; GLOOR, E.; HIGUCHI, N.; HOUWING-DUISTERMAAT, J.; LLOYD, J.; LIU, H.; MALHI, Y.; MARIMON, B.; MARIMON JUNIOR, B. H.; MONTEAGUDO-MENDOZA, A.; POORTER, L.; SILVEIRA, M.; et al. Tree mode of death and mortality risk factors across Amazon forests. **Nature Communications**, v. 11, n. 1, 2020.

DOURDAIN, A.; HÉRAULT, B.; UIANAS, G. ALOMÉTRICAS NO ESCUDO DAS GUIANAS REDD+ para o Escudo das Guianas. **CIRAD**, v. 1, p. 78, 2015.

FAO. **Global Forest Resources Assessment 2020**FAO. FAO. 2020. Global Forest Resources Assessment 2020 – Key findings. Rome: FAO, 2020. Disponível em: <<http://www.fao.org/documents/card/en/c/ca8753en>>

FOX, J. C.; YOSI, C. K.; NIMIAGO, P.; OAVIKA, F.; POKANA, J. N.; LAVONG, K.; KEENAN, R. J. Assessment of aboveground carbon in primary and selectively harvested tropical forest in Papua New Guinea. **Biotropica**, v. 42, n. 4, p. 410–419, 2010.

GALLOWAY, G.; KATILA, P.; JONG, W. DE; PACHECO, P.; MERY, G. **Forests under Pressure - Local Responses to Global Climate Change**. [s.l: s.n.].

GIBBS, H. K.; BROWN, S.; NILES, J. O.; FOLEY, J. A. Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. **Environmental Research Letters**, v. 2, n. 4, p. 045023, out. 2007.

HIGUCHI, N.; SANTOS, J. DOS; RIBEIRO, R. J.; MINETTE, L.; BIOT, Y. Biomassa da parte aérea da vegetação da floresta tropical úmida de terra-firme da Amazônia brasileira. **Acta Amazonica**, 1998.

HIGUCHI, N.; SANTOS, J. DOS; LIMA, A. J. N. Biometria florestal. **INPA**, v. 1, p. 107–109, 2008.

HUANG, M.; ASNER, G. P. Long-term carbon loss and recovery following selective logging in Amazon forests. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 24, n. 3, p. 1–15, 2010a.

JARDIM, F. C. DA S.; QUADROS, L. C. L. Estrutura de uma floresta tropical dez anos após exploração. **Revista Ceres**, v. 63, n. 4, p. 427–435, 2016.

JOHNSTON, R. Arsenic and the 2030 Agenda for Sustainable Development. In: **UNITED NATIONS sustainabledevelopment.un.org**. [s.l: s.n.]. p. 12–14.

LE PAGE, Y.; MORTON, D.; HARTIN, C.; BOND-LAMBERTY, B.; PEREIRA, J. M. C.; HURTT, G.; ASRAR, G. Synergy between land use and climate change increases future fire risk in Amazon forests. **Earth System Dynamics**, v. 8, n. 4, p. 1237–1246, 2017.

MACIEL, M. DE N. M.; WATZLAWICK, L. F.; SCHOENINGER, E. R.; YAMAJI, F. M. Efeito da radiação ao solar na dinâmica de uma floresta Introdução Radiação solar no interior da floresta. **Revista Ciencias Exatas e Naturais**, v. 4, 2002.

MARTINS, P. J. **Biomassa Vegetal, Estoque De Carbono E Dinâmica Em Um Fragmento De Floresta Ombrófila Mista Montana**. [s.l.: s.n.].

MENDES NASCIMENTO, R. G.; MACHADO, S. DO A.; FIGUEIREDO FILHO, A.; HIGUCHI, N. Modelo de projeção por classe diamétrica para florestas nativas: enfoque na função probabilística de Weibull. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 32, n. 70, p. 93–103, 2012.

MOHD ZAKI, N. A.; ABD LATIF, Z. Carbon sinks and tropical forest biomass estimation: a review on role of remote sensing in aboveground-biomass modelling. **Geocarto International**, v. 32, n. 7, p. 701–716, 2017.

NATIVIDADE, M. D. M.; SAMPAIO, J. D. S.; PEREIRA, W. D. S.; LEAL DE SOUSA, I. R.; CARDOSO JÚNIOR, C. D.; DE SOUZA CARVALHO, C. D. S.; MELO, L. D. O. Estrutura E Dinâmica Florestal, Antes E Após Extração De Madeira, Em Área De Manejo Florestal Na Flona Do Tapajós. **Revista Agroecossistemas**, v. 10, n. 2, p. 113, 2018.

NOBRE, C. A.; SAMPAIO, G.; BORMA, L. S.; CASTILLA-RUBIO, J. C.; SILVA, J. S.; CARDOSO, M. Land-use and climate change risks in the amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 113, n. 39, p. 10759–10768, 2016.

O’SULLIVAN, R. Reducing emissions from Deforestation in developing countries: An introduction. **Climate Change and Forests: Emerging Policy and Market Opportunities**, n. November, p. 179–190, 2009.

OLIVEIRA, U.; SOARES-FILHO, B. S.; PAGLIA, A. P.; BRESCOVIT, A. D.; DE CARVALHO, C. J. B.; SILVA, D. P.; REZENDE, D. T.; LEITE, F. S. F.; BATISTA, J. A. N.; BARBOSA, J. P. P. P.; STEHMANN, J. R.; ASCHER, J. S.; DE VASCONCELOS, M. F.; DE MARCO, P.; LÖWENBERG-NETO, P.; FERRO, V. G.; SANTOS, A. J. Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 1–9, 2017.

PACHECO, J.; AZEVEDO-RAMOS, C. Os regulamentos do manejo florestal madeireiro e autonomia das populações tradicionais em unidades de conservação da Amazônia. **UFPR Revista Eletronica**, v. 50, p. 192–215, 2019.

PARROTTA, J. A.; WILDBURGER, C.; MANSOURIAN, S. **Understanding relationships between biodiversity, carbon, forests and people: the key to achieving REDD+ objectives**. A global assessment report prepared by the Global Forest

Expert Panel on Biodiversity, Forest Management and REDD+IUFRO World Series. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<http://www.iufro.org/publications/series/world-series/#c20155>>.

PEARSON, T. R. H.; BROWN, S.; CASARIM, F. M. Carbon emissions from tropical forest degradation caused by logging. **Environmental Research Letters**, v. 9, n. 3, 2014.

PEDRINHO, A.; MENDES, L. W.; MERLOTI, L. F.; DE CASSIA DA FONSECA, M.; DE SOUZA CANNAVAN, F.; TSAI, S. M. Forest-to-pasture conversion and recovery based on assessment of microbial communities in Eastern Amazon rainforest. **FEMS Microbiology Ecology**, v. 95, n. 3, p. 1–10, 2019.

PEÑA-CLAROS, M.; FREDERICKSEN, T. S.; ALARCÓN, A.; BLATE, G. M.; CHOQUE, U.; LEAÑO, C.; LICONA, J. C.; MOSTACEDO, B.; PARIONA, W.; VILLEGAS, Z.; PUTZ, F. E. Beyond reduced-impact logging: Silvicultural treatments to increase growth rates of tropical trees. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 7, p. 1458–1467, 2008.

PIPONIOT, C.; SIST, P.; MAZZEI, L.; PE, M. Carbon recovery dynamics following disturbance by selective logging in Amazonian forests. **eLife**, v. 1, n. 1, p. 43, 2016a.

PIPONIOT, C.; CABON, A.; DESCROIX, L.; DOURDAIN, A.; MAZZEI, L.; OULIAC, B.; RUTISHAUSER, E.; SIST, P.; HÉRAULT, B. A methodological framework to assess the carbon balance of tropical managed forests. **Carbon Balance and Management**, v. 11, n. 1, 2016b.

PUTZ, F. E.; ZUIDEMA, P. A.; PINARD, M. A.; BOOT, R. G. A.; SAYER, J. A.; SHEIL, D.; SIST, P.; ELIAS; VANCLAY, J. K. Improved tropical forest management for carbon retention. **PLoS Biology**, v. 6, n. 7, p. 1368–1369, 2008a.

PUTZ, F. E.; SIST, P.; FREDERICKSEN, T.; DYKSTRA, D. Reduced-impact logging: Challenges and opportunities. **Forest Ecology and Management**, v. 256, n. 7, p. 1427–1433, 2008b.

PUTZ, F. E.; REDFORD, K. H. The importance of defining “Forest”: Tropical forest degradation, deforestation, long-term phase shifts, and further transitions. **Biotropica**, v. 42, n. 1, p. 10–20, 2010.

RETSLAFF, F. A. DE S.; FIGUEIREDO FILHO, A.; MACHADO, S. D. A.; ARCE, J. E.; JASKIU, E. DIAGRAMA DE MANEJO DA DENSIDADE PARA Pinus taeda NO ESTADO DO PARANÁ. **FLORESTA**, v. 46, n. 2, p. 185, 30 jun. 2016.

RIBEIRO, S. M. C.; JARDIM, H. L.; AZEVEDO, Ú. R. DE; COELHO, V.; BACHI, L. S.; SOARES-FILHO, B. Non-Timber Forest Products (NTFP) in the Brazilian Amazon and Cerrado biomes: Multi scale governance for Implementing enhanced socio-biodiversity chains. **Sustentabilidade em Debate**, v. 11, n. 2, p. 42–61, 2020.

ROSSI, L. M. B.; KOEHLER, H. S.; ARCE, J. E.; SANQUETTA, C. R. Modelagem De Recrutamento Em Florestas. **Floresta**, v. 37, n. 3, p. 453–467, 2007a.

ROSSI, L. M. B.; KOEHLER, H. S.; SANQUETTA, C. R.; ARCE, J. E. Modelagem De Mortalidade Em Florestas Naturais. **Floresta**, v. 37, n. 2, p. 275–291, 2007b.

SANTOS, A. C. DOS; SOTTA, E. D.; GUEDES, M. C.; BLANC, L. Above-ground Biomass Recovery in Managed Tropical Forest in the Jari Valley, Eastern Amazon. **Journal of Agricultural Science**, v. 11, n. 6, p. 129, 2019.

SILVA, V. S. DE M. E. **Manejo de florestas nativas: planejamento, implantação e monitoramento**. UFMT – Universidade Federal de Mato Grosso. [s.l: s.n.].

SIST, P.; MAZZEI, L.; BLANC, L.; RUTISHAUSER, E. Large trees as key elements of carbon storage and dynamics after selective logging in the Eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 318, p. 103–109, 2014.

SIST, P.; PACHECO, P.; NASI, R.; BLASER, J. Management of natural tropical forests in the past and present and projections for the future. **Forests Under Pressure**, v. 1, n. 1, p. 497–511, 2011.

STEEGE, H. TER; PITMAN, N. C. A.; KILLEEN, T. J.; LAURANCE, W. F.; PERES, C. A.; GUEVARA, J. E.; SALOMÃO, R. P.; CASTILHO, C. V.; AMARAL, I. L.; DE ALMEIDA MATOS, F. DMARTINS, M. P.; MOLINO, J. F.; SABATIER, D.; et al. Estimating the global conservation status of more than 15,000 Amazonian tree species. **Science Advances**, v. 1, n. 10, p. 9–11, 2015.

SULLIVAN, M. J. P.; TALBOT, J.; LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L.; QIE, L.; BEGNE, S. K.; CHAVE, J.; CUNI-SANCHEZ, A.; HUBAU, W.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; MILES, L.; MONTEAGUDO-MENDOZA, A.; AIBA, S. I.; DE ALMEIDA, E. C.; et al. Diversity and carbon storage across the tropical forest biome. **Scientific Reports**, v. 7, n. July 2016, p. 1–12, 2017.

THOMPSON, I.; MACKEY, B.; MCNULTY, S.; MOSSELER, A. **Forest Resilience, Biodiversity, and Climate Change: a synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems**. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. Technical Series no. 43. v. 43

TOWNSEND, C. R.; SCARSBROOK, M. R.; DOLÉDEC, S. The intermediate disturbance hypothesis, refugia, and biodiversity in streams. **Limnology and Oceanography**, v. 42, n. 5 I, p. 938–949, 1997.

TRUMBORE, S.; CAMARGO, P. B. DE. Dinâmica do Carbono do Solo. **Amazonia and Global Change**, v. 186, n. 1, p. 451 a 462, 2009

XU, L.; SAATCHI, S. S.; YANG, Y.; YU, Y.; PONGRATZ, J.; BLOOM, A. A.; BOWMAN, K.; WORDEN, J.; LIU, J.; YIN, Y.; DOMKE, G.; MCROBERTS, R. E.; WOODALL, C.; NABUURS, G.; KELLER, M. Changes in global terrestrial live biomass over the 21st century. n. July, 2021.

ZIMMERMAN, B. L.; KORMOS, C. F. Prospects for Sustainable Logging in Tropical Forests. **BioScience**, v. 62, n. 5, p. 479–487, 2012.

ARTIGO CIENTÍFICO**Recuperação do carbono e resiliência florestal em área de manejo na Amazônia
oriental**

*Artigo submetido ao periódico
"iFOREST"*

Recuperação do carbono e resiliência florestal em área de manejo na Amazônia oriental.

Alberto Martins de Oliveira, Engenheiro Floresta e Especialista em Segurança do trabalho. Mestrado em Ciências Ambientais. Universidade Federal do Amapá (UNIFAP). Macapá/Brasil. e-mail: albrtmo@gmail.com.

Robson Borges de Lima. Professor Dr., na Florestal, Universidade do Estado do Amapá, Rua Presidente Vargas, nº 450, Centro, Macapá 68901-262, Amapá, Brasil. e-mail: rbl_florestal@yahoo.com.br.

Marcelino Carneiro Guedes, pesquisador Dr., da Empresa Brasileira de Pesquisas Agropecuária (EMBRAPA), Rodovia Juscelino Kubitschek, km 5, 68903-419, Macapá, Brasil. E-mail: marcelino.guedes@embrapa.br

Autor Correspondente: Alberto Martins de Oliveira, e-mail: albrtmo@gmail.com, phone:12392315657

Palavras-chave: biomassa, densidade, aquecimento global, serviços ambientais.

Resumo

Este trabalho teve como objetivo discutir o papel do manejo de florestas nativas da Amazônia em relação ao sequestro/emissão de CO₂ e ao efeito estufa, a partir do estudo da recuperação do carbono em uma área de manejo madeireiro localizada Amazônia oriental brasileira. Analisamos os aspectos da dinâmica florestal em uma área de floresta manejada de 545 mil hectares, pertencente à empresa Jari Florestal S.A., antes e após a extração da madeira. Em 15 parcelas de 1 ha cada, monitoradas desde 2001, avaliamos a recuperação da biomassa e do carbono com o crescimento das árvores, bem como a taxa de mortalidade e de inclusão na classe diamétrica de 10 cm acima, em nível específico e em função da variação diamétrica. Selecionamos 4 espécies de potencial econômico (*Vouacapoua americana* Aubl. - acapu, *Manilkara* spp. - maçaranduba, *Qualea* spp. – mandioqueira, *Erismia uncinatum* Warm - quaruba), que foram divididas em 2 grupos, de acordo com a densidade da madeira. No grupo-2 (mandioqueira e quaruba), as árvores dessas espécies de densidade intermediária apresentam maior taxas de crescimento diamétrico (0.50 cm ind.⁻¹ ano⁻¹), principalmente nas árvores maiores e com diâmetros intermediários, do que aquelas com densidade alta - acapu e maçaranduba (0.20 cm ind.⁻¹ ano⁻¹). As árvores com diâmetro intermediário são as que apresentam maior crescimento, enquanto a mortalidade é concentrada nas árvores menores. Isso evidencia que a dinâmica da resiliência de recuperação após o distúrbio intermediário do manejo, é menos dependente das árvores mais grossas. Verifica-se assim, que a associação do manejo de florestas nativas da Amazônia com a emissão/sequestro de carbono tem relação com o diâmetro das árvores, com a densidade da madeira e com a espécie considerada. Portanto, recomenda-se que se busque inserir mais espécies com densidade intermediária da madeira no planejamento de corte, evitando a sobre exploração daquelas de alta densidade, como a maçaranduba. Também se deve concentrar o corte em árvores com diâmetros intermediários, evitando derrubar aquelas mais grossas, que, são menos dinâmicas e resilientes, e são muito importantes para manutenção do carbono estocado.

Palavras-chave: Biomassa, Densidade, Aquecimento global, Serviços ambientais.

5. INTRODUÇÃO

O efeito estufa e as mudanças climáticas surgem como os maiores problemas da humanidade para este século. As questões climáticas estão no centro das atuais discussões, assim como suas relações com a floresta amazônica (Brando et al. 2020). O recente agravamento do desmatamento e queimadas na Amazônia, em 2019 e 2020, potencializados pela baixa na fiscalização devido à pandemia COVID-19, têm contribuído para o aumento das emissões de gases do efeito estufa (GEE) no Brasil, principalmente de CO₂ (Lovejoy & Nobre, 2019; Xu, 2020). Esse cenário tem se tornado ainda mais desolador com o aumento da frequência das anomalias climáticas e eventos extremos.

O prolongamento do período de seca e a conversão do bioma amazônico diminuem a resiliência da floresta para reestabelecer os serviços essenciais prestados e afetam diretamente o estoque de carbono armazenado nas árvores (Huntingford et al. 2013, Asner et al. 2014).

A retenção do carbono por um período prolongando na superfície da terra, através do uso de produtos de origem florestal como a madeira e seus derivados (Galante et al. 2012), conduz um efeito mitigador ao efeito estufa produzido pela queima e destruição da floresta (Oliver et al. 2014). De maneira geral, a madeira é considerada carbono neutro (Butarbutar et al. 2016). Na construção civil, o carbono da madeira pode ficar na superfície da terra até sofrer a decomposição, por um período de até 100 anos (Marland et al. 2010).

O uso das florestas tropicais por meio do manejo florestal sustentável (MFS), combinado com as ferramentas de exploração de impacto reduzido (EIA), reduzem significativamente os danos na floresta. Técnicas como planejamento da estrutura de estradas e pátios de estocagem, de acordo com o volume de madeira e as condições topográficas da área, além da preocupação real com a continuidade daquela floresta e dos ciclos futuros, limitando o número de árvores extraídas por hectare, contribuem para a diminuição dos danos e para a sustentabilidade do manejo florestal. A redução da exploração florestal, com menores taxas de coleta de madeira durante o manejo, pode

diminuir os danos à floresta, ajudando na recuperação da biomassa e redução na emissão de carbono (Putz et al., 2008; Rossi et al., 2007; Sist et al., 2014).

No Brasil, a intensidade de extração, que define o volume de madeira a ser colhido e o ciclo de corte são pré estabelecidas pela legislação vigente. A resolução 406, de 02 2009, que estabelece os parâmetros técnicos para elaboração de planos de manejo florestal sustentável – PMFS no bioma amazônico, determina o diâmetro na altura do peito – DAP, medido a 1,30 m do solo, igual a 50 cm, como o diâmetro mínimo de corte – DMC, para todas as espécies que ainda não exista um DMC específico. Os parâmetros definidos podem ser modificados mediante estudos técnicos e justificativas para as mudanças, sem prejuízos para ecossistema (CONAMA 2009).

Apesar das possibilidades de alterações nos critérios do manejo, como o ciclo e o diâmetro mínimo de corte, o que se observa na prática das empresas, como no caso da Jari Florestal, é a utilização do padrão geral de DMC de 50 cm e ciclo de 25 a 30 anos. A área de manejo florestal – AMF, da empresa Jari Florestal, onde esse estudo foi realizado, foi dividida em 30 lotes, sendo explorado um lote por ano para atender ao ciclo de corte de 30 anos. O lotes recebem o nome de unidade de produção anual – UPA, e são novamente subdivididas em unidade menores de 250 m x 400 m, usualmente chamadas de unidade de trabalho – UT (SANTOS, 2016). Nas UTs são lançadas parcelas permanentes para monitoramento do manejo, o que permite acompanhar a dinâmica da floresta após a extração da madeira e, conseqüentemente, o balanço de carbono nas áreas manejadas.

A recuperação da biomassa e do carbono é de fundamental importância no combate ao efeito estufa e às mudanças climáticas. No presente estudo foram analisados a recuperação da biomassa durante o período de 17 anos pós coleta, as taxas de crescimento, mortalidade e inclusão de indivíduos nas classes diamétricas ≥ 10 cm de diâmetro. Sabe-se que esses atributos da dinâmica florestal são diferenciados em função do diâmetro das árvores e da densidade da madeira, atributos esses que são dependentes da espécie. Cada população apresenta dinâmica própria, o que justifica os estudos específicos, tanto para fins de balanço de carbono, quanto das técnicas do manejo, principalmente, daquelas espécies comerciais.

Em estudos comparativos entre as florestal tropicais do continente africano e o continente americano, observou-se que, particularmente na Amazônia, a competição entre as árvores varia de acordo com a densidade da madeira (Rozendaal et al. 2020), o que pode afetar a taxa de crescimento e de mortalidade.

De acordo com a hipótese que a recuperação da biomassa, assim como o balanço de carbono, após o manejo madeireiro de floresta amazônica, varia em função das espécies comerciais manejadas, da densidade da madeira e do diâmetro das árvores, nosso objetivo geral foi avaliar a dinâmica da recuperação de biomassa e carbono em florestas tropicais da Amazônia Oriental submetidas a manejo florestal madeireiro. De maneira específica, objetivamos: 1) quantificar as taxas de crescimento, ingresso e mortalidade, analisando a dinâmica das populações de quatro espécies comerciais; 2) comparar as espécies florestais, com média e alta densidade da madeira, em termos de suas dinâmicas e da recuperação do carbono; 3) analisar como a distribuição diamétrica interage com a biomassa no grupo de espécies de média densidade e alta densidade.

6. MATERIAL E MÉTODOS

6.1 Área de Estudo

O presente estudo foi conduzido em uma área de 545.024,95 ha, pertencente ao grupo Jari Florestal S.A. A área de estudo corresponde à (AMF) Área de Manejo Florestal da empresa, situada no vale do rio Arraiolos, afluente pela margem direita do Rio Jari. A propriedade, situada no município de Almeirim, Estado do Pará, limita-se ao norte com a Estação Ecológica do Jari (ESEC Jari); ao sul com a calha do Rio Amazonas (ALVES; MIRANDA, 2008; SANTOS et al., 2019). Na

Figura 2 estão alocadas todas as parcelas objeto deste estudo, dentro da área de manejo florestal.

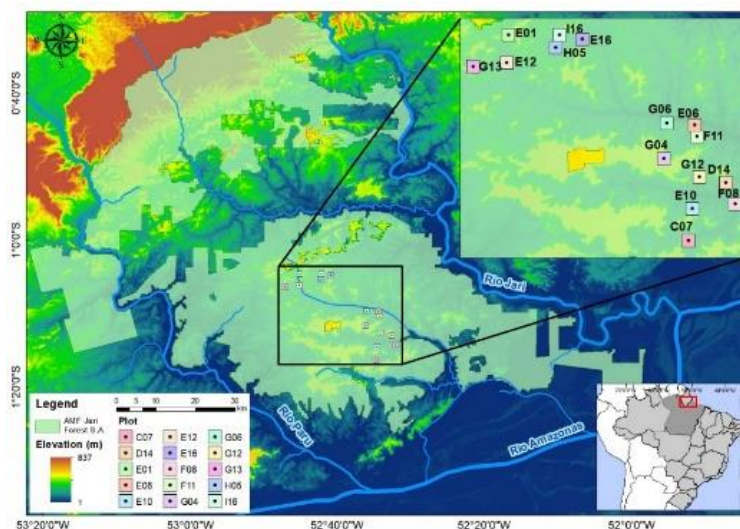


Figura 2 - Mapa da área de manejo de florestas nativas da empresa Jari Florestal, na Amazônia oriental brasileira, com a localização das parcelas permanentes utilizadas no estudo.

Do total de 1,3 milhão de hectares pertencentes ao Grupo Jari, a Jari Florestal é responsável pelo manejo de 545 mil hectares, contando com 92 mil hectares de florestas nativas preservadas como reserva ambiental e genética de alto valor. A empresa adotou um ciclo de corte de 30 anos, respeitando o tempo mínimo de recuperação da floresta (Orsa 2010).

Na área da Jari Florestal, já foram identificadas 98 espécies com potencial de comercialização. Dentre as espécies inventariadas, selecionamos 4 espécies com características interessante para o mercado e bastante conhecidas na região. As 4 selecionadas espécies representam cerca de 6% das arvores inventariadas nas 15 parcelas monitoradas. As espécies selecionadas são: *Vouacapoua americana* Aubl. - acapu, *Manilkara* spp, *Qualea* spp., *Erisma uncinatum* Warm, (acapu; maçaranduba; mandioqueira e quaruba).

As duas primeiras espécies citadas, acapu e maçaranduba, são de grande valor comercial e bastante conhecidas no mercado nacional e internacional por suas propriedades físicas e mecânicas. São consideradas madeira de alta densidade com valores, (0,79 e 0,88 t m⁻³) respectivamente. O Acapu ocorre, predominantemente, em florestas primárias da Amazônia Oriental, como árvore de grande porte, de característica dominante ou codominante, que atinge cerca de 25 m de altura (Souza et al. 2000).

No segundo grupo, mandioqueira e quaruba, com densidade de (0.57 e 0.46) respectivamente, possuem características físicas da madeira diferentes. A mandioqueira pode ser usada na fabricação de pisos, estruturas de madeira, enquanto a quaruba é indicada para esquadrias, moveis e objetos de madeira. Diferente das duas espécies acapu e maçaranduba, a quaruba e mandioqueira possuem uma baixa resistência ao ataque de fungos e xilófagos, o que implica na obrigatoriedade de tratar a madeira para aumentar a durabilidade (IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas 2021a, IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas 2021b).

As taxas da dinâmica (crescimento diamétrico, ingresso e mortalidade) das espécies ao longo do tempo, foram calculadas com as seguintes equações:

$$IPA = \frac{C_2 - C_1}{A_2 - A_1} \quad (1)$$

Onde: IPA - Incremento Periódico Anual; C2 é o crescimento no momento 2 e C1 é crescimento no momento 1; A2 – A1 é o tempo final transcorrido desde a primeira até a última medição, em meses, dividido por 12 para calcular a taxa anual.

A mortalidade é calculada pelo número de árvores que na primeira ocasião estavam vivas, mas que na segunda ocasião encontravam-se mortas, conforme a Equação 2 (Martins 2011).

$$M\% = \frac{N_m}{N_i} \times 100 \quad (2)$$

Em que: M%: porcentagem de árvores mortas; N_m: número de árvores mortas; N_i: número total de arvores.

Os ingressos são as árvores que atingiram o DAP ≥ 10 cm e seu cálculo é realizado de acordo com a Equação 3.

$$I_n\% = \frac{N_{In}}{N_i} \times 100 \quad (3)$$

Em que: I_n é a porcentagem de indivíduos que ingressaram na classe de 10 cm de diâmetro; N_{in}: número de indivíduos que ingressaram na classe de 10 cm de diâmetro; N_i: numero total de indivíduos.

7. COLETA DE DADOS

As informações apresentadas nesse estudo, já vêm sendo coletados pela empresa Jari Florestal desde o ano 2001, 2 anos antes do início do manejo, que começou no ano de 2003. A equipe responsável pela exploração de impacto reduzido – EIR e inventário florestal, coletava essas informações antes e depois da exploração. Na Tabela 1, podem ser observadas as datas das medições e a identificação das parcelas no plano de manejo da empresa.

Tabela 1: Datas das medições das parcelas.

Parcelas	Data1	Data2	Data3	Data4	Data5
C07	10/12/2003	10/01/2006	24/10/2011		
D14	30/11/2003	24/11/2005	20/11/2012	06/09/2018	
E01	08/02/2010	25/02/2013	28/06/2014	20/11/2108	
E06	06/08/2001	07/10/2005	23/06/2005	16/04/2013	21/11/2018
E10	29/12/2003	20/02/2006	25/07/2011	09/05/2013	04/09/2018
E12	08/03/2010	18/02/2013	07/07/2014	27/08/2019	
E16	30/03/2010	14/01/2013	03/07/2014	28/08/2019	
F08	19/02/2004	19/01/2006	28/07/2011	21/05/2013	03/07/2018
F11	18/04/2001	03/10/2010	17/10/2011	08/04/2013	22/11/2018
G04	06/12/2004	22/11/2010	01/07/2013	05/11/2019	
G06	21/05/2001	25/10/2005	08/07/2011	22/04/2013	
G12	21/10/2003	23/02/2006	11/10/2011	03/05/2013	07/11/2019
G13	16/03/2010	13/02/2013	21/07/2014		
H05	22/02/2010	04/03/2013	24/06/2014	29/08/2019	
I16	17/02/2010	08/03/2013	10/06/2014	23/11/2018	

As parcelas foram alocadas por sorteio nas UT as quais medem (250 m x 400 m) dentro da UPAs. Cada parcela mede (100 m x 100 m) e é subdividida em sub parcelas de (10 m x 10 m). Dentro das parcelas foram medidos, identificados e plaqueados todos os indivíduos com circunferência - $CAP \geq 30$ cm, analisando se a árvore estava viva ou morta, se tinha cipó ou se altura da medição era diferente daquele padrão (1,30 m acima do solo) para medição da circunferência. No inventário também são coletadas informações sobre qualidade do fuste, altura e copa. A seguir, pode ser observada a divisão da parcela de 1 ha em 100 subparcelas, assim como o sentido de caminamento durante o inventário (Figura 2).

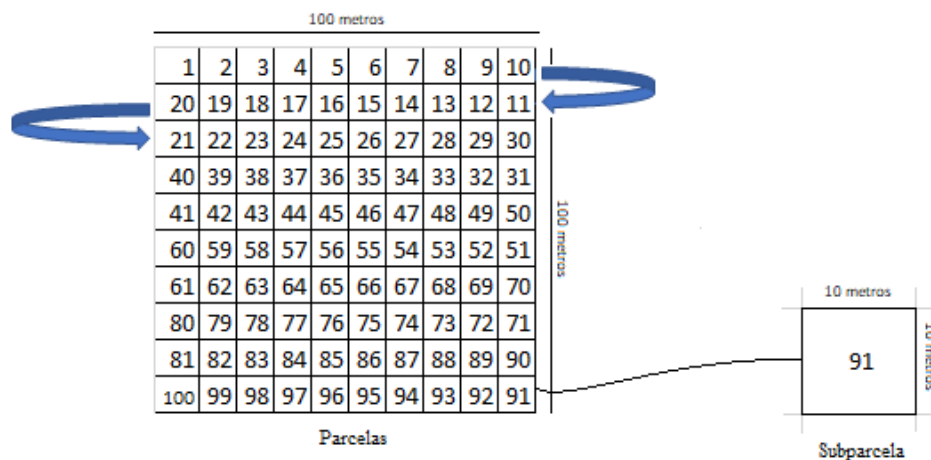


Figura 2- Representação da parcela e sub parcelas permanentes utilizadas para monitoramento do manejo de florestas nativas realizado pela Jari Florestal, na Amazônia oriental brasileira. Fonte: Elaborado pelo autor, 2019.

As primeiras medições foram realizadas pela equipe de inventário da própria empresa Jari Florestal. A partir de 2018, o monitoramento dessas 15 parcelas foi assumido pela Embrapa Amapá.

A medição da circunferência das árvores foi realizada com auxílio de fita métrica e precisão de 1 mm. A altura foi estimada com auxílio de trena a laser.

8. ANÁLISE DOS DADOS

Para estimativa de biomassa e cálculo de carbono utilizou-se a equação de Chave que relaciona DAP – Diâmetro a Altura do Peito, com a densidade da madeira. A equação foi desenvolvida para florestas de terra firme da região tropical (Chave et al. 2005) e tem sido largamente usada em estimativas de biomassa e estudos de sequestro de carbono.

$$(BAS)_{est} = \rho \cdot \exp(-1.449 + 2.148 \ln(D) + 0.207(\ln(D))^2 - 0.0281(\ln(D))^3) \quad (4)$$

Nesta equação BAS é descrita como biomassa seca acima do solo em (Mg ha⁻¹),

DAP – Diâmetro na Altura do Peito.

ρ = densidade da madeira de cada espécie

O Volume comercial foi calculado utilizando-se uma equação de volume desenvolvida para a região (Lima *et al.*, 2021)

$$V = \exp(-8,031 + 2,210 * \ln(DAP)) \quad (5)$$

O volume de carbono foi convencionado como cinquenta por cento do valor da biomassa. Foram analisados modelos com base em árvores individuais para avaliar as diferenças nas respostas (incremento diamétrico, ingresso, mortalidade) em função das variáveis preditoras (espécies com diferentes densidades da madeira e distribuição diamétrica de cada espécie). A análise da mortalidade para cada espécie foi realizada com regressão logística, em função da distribuição diamétrica observada na primeira medição. Indivíduos que morreram ou que ingressaram na última medição, não foram considerados no cálculo dos incrementos.

As respostas relacionadas à dinâmica das espécies florestais analisadas na área de manejo, que determinam a capacidade de retenção e sequestro de carbono, foram avaliadas em função de duas variáveis categóricas: densidade da madeira e diâmetro das árvores.

A comparação do incremento em biomassa e crescimento diamétrico médio por árvore entre os dois grupos de espécies com densidades diferentes, foi realizado com o teste T. A análise de covariância foi utilizada para avaliar as diferenças no crescimento diamétrico entre as espécies e em função do diâmetro final das árvores. Utilizou-se no modelo como variável resposta o crescimento diamétrico, como variável preditora as espécies e como covariável o diâmetro final das árvores. Foi utilizado o diâmetro na última medição como covariável, pois é uma variável quantitativa, e os indivíduos que morreram na última medição ou durante as medições não foram utilizados no cálculo das taxas de incremento. O balanço final da biomassa de cada espécie, para verificar a predominância do sequestro ou emissão de carbono, foi realizado somando a biomassa dos indivíduos da primeira medição + o incremento de biomassa daqueles que permaneceram vivos + a biomassa dos ingressos – a biomassa daqueles que morreram. Esse cálculo foi realizado separadamente para cada uma das 15 parcelas avaliadas.

$$\text{Balanço final} = (\text{BioI} + \text{Bioinc} + \text{BioIng}) - \text{Biom} \quad (6)$$

A resposta agrupada em produtividade de biomassa, em nível de parcela, foi comparada entre as espécies por meio de análise de variância.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Dinâmica pós extração e manejo por espécie

Os valores individualizados para cada espécie selecionada para o estudo, em cada uma das 15 parcelas, dos atributos que compõem a dinâmica das populações (ingresso, mortalidade e crescimento), podem ser visualizados no material suplementar (Erro! Fonte d e referência não encontrada.). Verifica-se que no somatório de todas as parcelas, a diferença entre a biomassa inicial antes da extração e a biomassa na última medição, foi negativa para as espécies de alta densidade (grupo 1), enquanto aquelas de média densidade (grupo 2) apresentaram saldo positivo.

Tabela S1 - Parcela, Valor total por parcela da Area Basal inicial (ABi), Volume inicial (Vi), Biomassa Inicial (BIOi), Biomassa final (BIOfin), Biomassa remanescente (BIOrem), número de árvore (Ni), inclusão (I), taxa inclusão anual (Ti), número de arvores mortas (M), taxa de mortalidade anual (Tm) e incremento periódico anual (IPA) das árvores de cada espécie analisada, antes e após o manejo madeireiro na área da Jari Florestal, Amazônia oriental brasileira.

Parcelas	Espécies	Grupo	ABi (m2)	Vi (m3)	BIOi (Mg)	BIOfin (Mg)	BIOrem (Mg)	T (anos)	Ni	I	Ti	M	Tm	IPA
C07	Acapu	1	2.72	26.87	53.15	41.8	-11.35	7.9	18	2	0.14	2	0.14	0.38
C07	Maçaranduba	1	1.19	10.93	22.24	19.72	-2.52	7.9	9	2	0.28	-	-	0.24
D14	Maçaranduba	1	0.06	0.44	5.67	6.88	1.21	14.8	3	-	-	-	-	0.22
E01	Maçaranduba	1	0.33	2.90	16.09	9.65	-6.44	8.7	5	1	0.23	-	-	0.15
E06	Maçaranduba	1	0.63	5.80	17.7	18.27	0.57	17.3	14	1	0.04	1	0.04	0.13
E10	Acapu	1	0.82	7.67	115.94	90.9	-25.04	14.8	59	11	0.13	1	0.01	0.14
E10	Maçaranduba	1	1.26	12.36	33.52	20.81	-12.71	14.8	18	6	0.23	-	-	0.25
E12	Acapu	1	0.02	0.13	80.77	84.9	4.13	9.4	36	1	0.03	3	0.09	0.3
E12	Maçaranduba	1	1.03	9.15	20.89	21.43	0.53	9.4	5	2	0.43	1	0.21	0.21
E16	Maçaranduba	1	1.14	10.67	25.24	30.81	5.57	9.4	9	-	-	-	-	0.4
F08	Acapu	1	1.03	9.47	22.39	17.67	-4.72	14.4	25	7	0-19	4	0.11	0.34
F08	Maçaranduba	1	6.72	62,69	19,92	21,47	1,55	14.4	22	4	0.13	2	0.06	0.3
F11	Maçaranduba	1	1,84	16,72	3,42	2,86	-0,55	17,6	5	1	0.11	-	-	0,17
G04	Acapu	1	0.01	0,10	102,49	61,83	-40,66	14,9	19	4	0.14	2	0.07	0.21
G04	Maçaranduba	1	4,56	42,99	16,95	22,52	5,57	14,9	9	-	-	-	-	0.34
G06	Maçaranduba	1	0,90	9,24	5,6	6,95	1,35	11,9	6	-	-	-	-	0,2
G12	Maçaranduba	1	2,56	25,49	24,58	13,82	-10,76	16	12	4	0.21	-	-	0,17
G13	Maçaranduba	1	0.03	0.22	1,51	1,64	0.13	4,3	3	-	-	-	-	0.19
H05	Acapu	1	1,20	11,61	3,28	2,66	-0,63	9,5	5	1	0.21	1	0.21	0,36
H05	Maçaranduba	1	0,56	5,32	11	1,8	-9,19	9,5	4	2	0.53	1	0,26	0,18
I16	Maçaranduba	1	0.01	0.06	16,64	8,59	-8,05	8.7	6	1	0-19	-	-	0.19
C07	Mandioqueira	2	1,54	13,34	0,45	0,73	0,29	7.9	2	-	-	1	0.63	0,72
D14	Mandioqueira	2	1,27	10,89	7,72	4,29	-3,42	14.8	8	3	0.25	2	0,17	0.57
E01	Mandioqueira	2	0.06	0.44	17,61	22,95	5,34	8.7	7	1	0,16	1	0,16	0,7
E01	Quaruba	2	0-19	1,72	0.09	0,12	0.02	8.7	1	-	-	-	-	0,16
E06	Mandioqueira	2	0.24	2,01	14,46	10,27	-4,18	17.3	12	2	0,1	2	0,1	0,35
E06	Quaruba	2	2,30	21,07	10,14	9,58	-0,56	17.3	10	4	0.23	1	0.06	0,49

E10	Mandioqueira	2	1,19	9,63	0,08	0,18	0,1	14,8	1	-	-	-	-	0,31
E12	Mandioqueira	2	5,13	51,11	36,72	48,67	11,95	9,4	11	1	0,1	-	-	0,94
E12	Quaruba	2	0,89	8,25	0,15	0,31	0,16	9,4	2	1	0,53	-	-	1,1
E16	Mandioqueira	2	2,01	20,67	7,41	10,46	3,05	9,4	5	-	-	-	-	0,48
E16	Quaruba	2	0,44	4,17	0,04	0	-0,04	9,4	1	1	1,06	1	1,06	
F08	Mandioqueira	2	0,34	2,97	0,43	0,95	0,52	14,4	2	-	-	-	-	0,45
F08	Quaruba	2	0,46	3,77	1,78	3,57	1,79	14,4	2	-	-	-	-	0,69
F11	Mandioqueira	2	0,71	6,11	27,79	28,65	0,86	17,6	23	6	0,15	4	0,1	0,44
F11	Quaruba	2	1,28	11,92	8,44	10,09	1,64	17,6	47	8	0,1	30	0,36	0,69
G04	Mandioqueira	2	1,73	16,86	30,83	52,18	21,35	14,9	6	-	-	1	0,11	0,69
G04	Quaruba	2	0,34	2,85	4,71	12,73	8,02	14,9	2	-	-	-	-	1,81
G06	Mandioqueira	2	0,12	0,93	4,22	6,06	1,84	11,9	12	4	0,28	2	0,14	0,81
G06	Quaruba	2	1,65	15,00	5,92	6,49	0,57	11,9	13	2	0,13	2	0,13	0,67
G12	Mandioqueira	2	0,74	5,91	23,99	20,93	-3,06	16	10	1	0,06	1	0,06	0,31
G12	Quaruba	2	0,25	2,07	2,66	4,69	2,03	16	8	1	0,08	1	0,08	0,47
G13	Mandioqueira	2	0,52	5,05	19,61	21,56	1,95	4,3	27	-	-	1	0,09	0,31
G13	Quaruba	2	0,58	5,43	5,08	6,19	1,11	4,3	27	3	0,26	2	0,17	0,42
H05	Mandioqueira	2	0,53	4,74	7,3	11,35	4,05	9,5	6	2	0,35	1	0,18	0,99
H05	Quaruba	2	0,84	7,94	4,87	3,49	-1,38	9,5	9	2	0,23	3	0,35	0,85
I16	Mandioqueira	2	0,75	6,72	8,58	12,41	3,84	8,7	8	1	0,14	-	-	0,67
I16	Quaruba	2	0,09	0,81	0,77	1,07	0,3	8,7	2	-	-	1	0,57	0,46
Total Grupo 1			28,62	270,83	618,99	506,97	-112,02	-	292	50	-	18	-	-
Total Grupo 2			26,19	242,37	251,85	309,99	58,13	-	264	43	-	57	-	-

Analisando a recuperação da biomassa, verificamos que o tempo de recuperação entre os dois grupos são diferentes. Enquanto o grupo 1, composto pelas espécies acapu e maçaranduba apresentou valor total negativo em 15 ha de -112,02 Mg, quando subtraída a biomassa final daquela inicial antes da exploração, o grupo 2, composto pelas espécies mandioqueira e quaruba, apresentou saldo positivo de 58,13 Mg.

Para as espécies acapu e maçaranduba, a biomassa recuperada na grande maioria das parcelas apresenta valores negativos, corroborando a premissa que o tempo durante o qual foram monitoradas, não foi suficiente para recuperar a biomassa perdida durante ou após a exploração de impacto reduzido. Já no grupo 2, o balanço da biomassa total foi positivo no período do monitoramento, com exceção de poucas parcelas que apresentaram balanço negativo. Isso pode ser explicado pela taxa de exploração local, que é diferenciada entre as parcelas. Em outro estudo realizado com as mesmas parcelas, foi comprovado que quanto maior a intensidade local de extração, maior será o tempo necessário para a recuperação da biomassa (Santos et al. 2019). Esses autores demonstraram que, apesar da taxa geral de corte definida no plano de manejo igual a 30 m³ por hectare, a variação local é elevada. Existem parcelas onde não foi cortada nenhuma árvore, assim como também há parcela onde foram extraídas mais de dez árvores.

Quando comparado o desenvolvimento das árvores dos dois grupos de espécies com densidades diferentes, notamos, pelos intervalos de confiança mutuamente excludentes, que existe uma diferença significativa em crescimento em diâmetro entre o grupo 1 e grupo 2 (Figura 3a), e que a distribuição de frequência dos incrementos entre os dois grupos também foi diferente, conforme os gráficos abaixo.

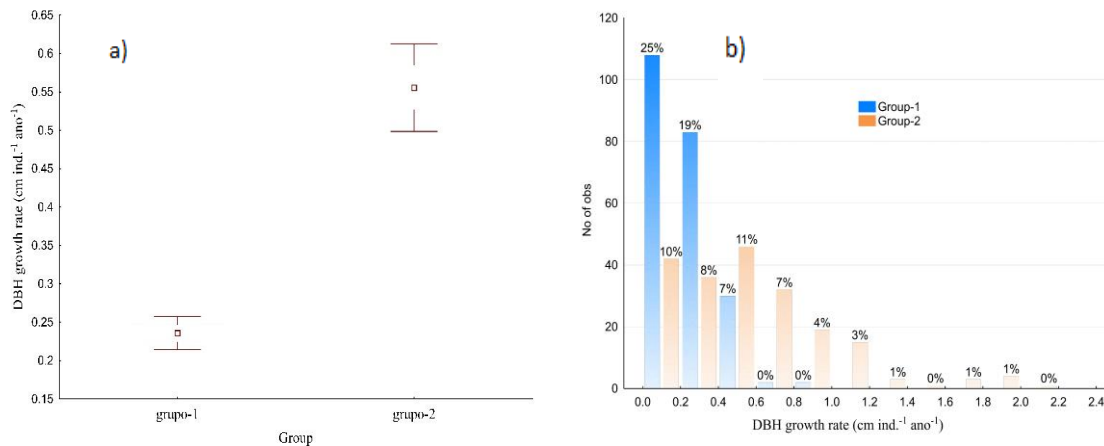


Figura 3 - a) Valores médios com intervalos de confiança de 95% e b) distribuição de frequência, dos valores observados para o incremento diamétrico de árvores individuais, após manejo de floresta na Amazônia oriental, dos dois grupos de espécies analisados: grupo-1 (acapu e maçaranduba, elevada densidade da madeira, n=202); grupo-2 (mandioqueira e quaruba, densidade média, n=219).

Nessa figura 2, pode também ser observada a amplitude dos valores observados de incremento, para os dois grupos de espécies analisados. Verifica-se que, para o grupo 1, os valores de incremento ficaram concentrados nas duas primeiras classes, até 0,4 cm ind.⁻¹ ano.⁻¹, sendo que não houve valores acima de 0,6 cm. Por outro lado, no grupo 2, houve vários valores acima de 0,6 cm, com a taxa de crescimento podendo chegar a 2 cm ano.⁻¹. Isso confirma a maior capacidade de crescimento das espécies do grupo 2, e a significância estatística de seu maior incremento médio. O incremento diamétrico é a base do incremento em biomassa, que é acumulada no tronco das árvores.

No grupo 1 o incremento médio anual em diâmetro foi de 0.2 cm ind.⁻¹ ano.⁻¹, enquanto no grupo 2, o incremento médio anual em diâmetro foi de 0.5 cm ha.⁻¹. Confirmando uma das previsões que o grupo de espécie com menor densidade tem um crescimento em diâmetro maior enquanto as espécies de maior densidade apresentam um crescimento em diâmetro menor.

Uma das principais variáveis da dinâmica florestal que deve ser observada para avaliar a resiliência da floresta pós extração e planejar o ciclo de corte é a taxa de crescimento diamétrica das espécies comerciais, ou de grupos de espécies. Isso demonstra a importância de se considerar o manejo por espécie ou por grupo de espécies com características semelhantes, tanto para o planejamento da coleta da madeira, quanto para avaliações do sequestro de carbono. No Estado do Amazonas, a Lei Complementar nº 53/2007 de 05/06/2007, baseada no modelo colheita orientada pelo crescimento, orienta para o manejo por grupo de espécies. Essa norma define o ciclo de corte diferenciado em função do agrupamento para a densidade da madeira, que é diretamente relacionada com as taxas de crescimento (Schongart 2008).

Nesta mesma região do presente estudo, foram realizados estudos em um período de 20 anos e analisada a mortalidade, recrutamento e o IPA_{DAP} , em um experimento com diferentes taxas de corte, sendo que onde houve extração variando de moderada a pesada, houve decremento do IPA_{DAP} . Onde não ocorreu exploração nem desbaste, o IPA_{DAP} geral para todas as árvores foi de $0,30 \text{ cm.ano}^{-1}$, valor intermediário entre os encontrados para os dois grupos desse estudo, corroborando os resultados encontrados nesse trabalho. A EIR conserva as funções da floresta, sem, no entanto, conseguir promover o crescimento mais rápido do estoque comercial de madeira remanescente. Quando se considera apenas a recuperação do volume comercial, principalmente, das espécies de alta densidade, normalmente, os ciclos de corte deveriam ser maiores que os previstos (Azevedo et al. 2007).

A análise de covariância, evidenciou a significância das diferenças de crescimento entre as espécies ($GLR = 424$; $F=52,61$; $p < 0,001$) e do diâmetro das árvores como covariável ($GLR = 424$; $F=63,13$; $p < 0,001$). Nas figuras 4a acapu; figura 4b maçaranduba; figura 4c mandioqueira e figura 4d quaruba, pode-se verificar que há diferenças entre as espécies, sendo que aquelas do grupo-2 (mandioqueira e quaruba) apresentam maiores taxa de crescimento diamétrico, principalmente, nas árvores maiores e com diâmetros intermediários.

b)

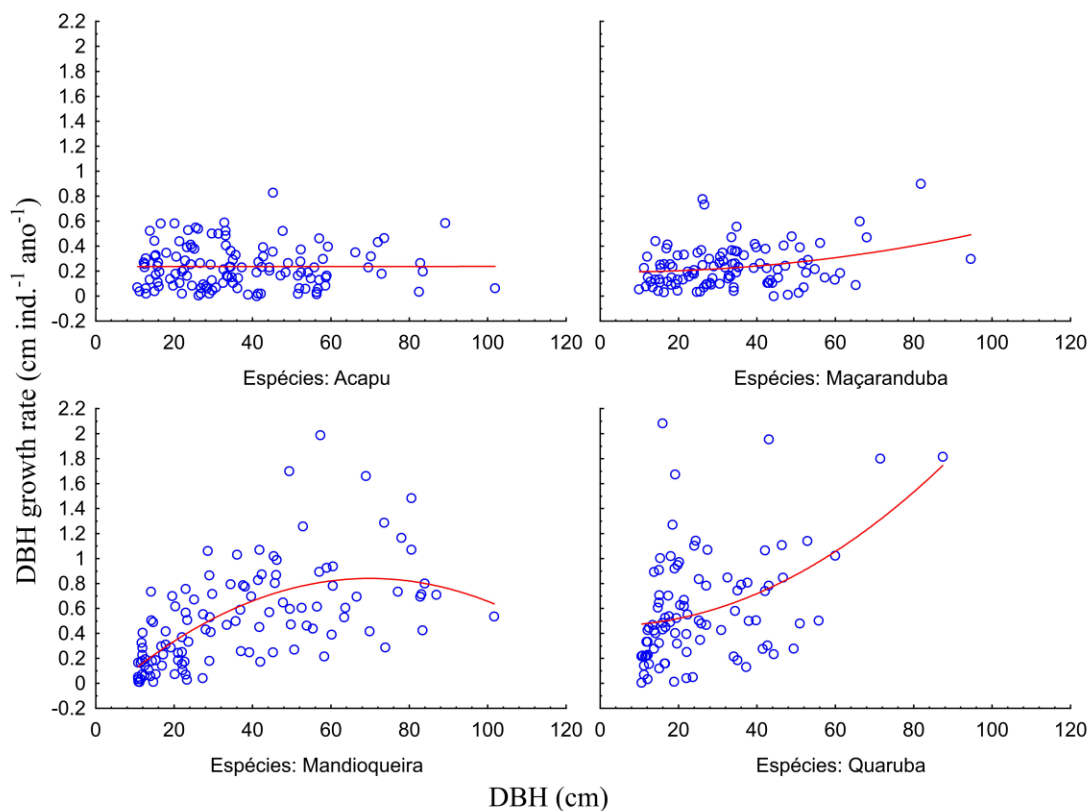


Figura 4- Relação do diâmetro com a taxa anual de crescimento por árvore individual de quatro espécies comerciais, após extração da madeira em área de manejo de floresta nativa na Amazônia oriental brasileira.

As árvores das espécies de densidade elevada (acapu e maçaranduba) mantêm seu crescimento radial praticamente constante ao longo do seu desenvolvimento, aqui representado pela variação diamétrica. Suas menores taxas são mantidas em todos os tamanhos de árvores, desde as mais finas até as mais grossas. A ausência de variação na taxa de incremento de árvores com elevada densidade da madeira em função do diâmetro dos indivíduos também já foi constatada em outros (ANDRADE 2015).

A significância das diferenças entre as taxas de incremento em biomassa por árvore individual, diretamente relacionada à taxa de crescimento diamétrico, também foi confirmada pela análise estatística (GL = 427; T = -3,207; p = 0,001). A média do grupo 1 foi de 26 kg por árvore por ano, enquanto do grupo 2 foi de 41 kg.

A mortalidade de árvores individuais das espécies foi avaliada por regressão logística, que confirmou a maior taxa da espécie acapu (Chi-square = 4,1073; df = 1; p = 0,0427), considerando a variação dos diâmetros de todas as árvores, medidos na primeira avaliação. O bom ajuste do modelo (MS3) à variação no diâmetro das árvores, evidenciou que a mortalidade foi mais elevada nas árvores com diâmetros menores.

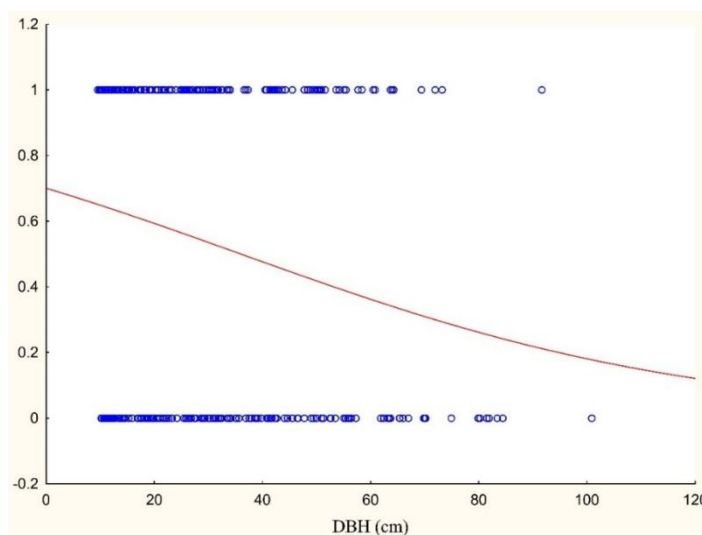


Figura 5- Análise da mortalidade de árvores comerciais na área de manejo da Jari florestal, na Amazônia oriental brasileira, em função do seu diâmetro inicial, medido antes da extração de madeira.

A mortalidade do acapu pós extração foi mais elevada, pelo menos o dobro, que das outras espécies. Consequentemente, a biomassa morta dessa espécie também foi bem superior (Tabela 3).

Tabela – 3. Valores médios, mínimos e máximos da dinâmica e da produtividade de biomassa de quatro importantes espécies comerciais madeireiras da Amazônia oriental, na área de manejo florestal da Jari, Almeirim-PA.

Especies	Mort n ha ⁻¹	Ingres n ha ⁻¹	BIOini -----Mg ha ⁻¹ -----	BIOfin	Inc BIO -----Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹ -----	Mort BIO
Acapu (average)	4	2	63,003	49,959	0,531	1,499
Acapu (mín-máx)	(1-11)	(1-4)	(3,283-115,944)	(2,656-90,904)	(0,069-1,058)	(0,135-3,183)
Maçaranduba (average)	2	0	16,065	13,815	0,188	0,397
Maçaranduba (mín-máx)	0-6	0-2	(1,515-33,520)	(1,642-30,811)	(0,029-0,584)	(0,000-1,171)
Mandioqueir a (average)	1	1	13,813	16,778	0,502	0,196
Mandioqueir a (mín-máx)	0-6	0-4	(0,080-36,725)	(0,178-52,180)	(0,007-2,069)	(0,000-0,636)
Quaruba (average)	2	3	3,721	4,86	0,192	0,104
Quaruba (mín-máx)	0-8	0-30	(0,038-10,140)	(0,000-12,725)	(0,000-0,530)	(0,000-0,391)

A análise de variância da produtividade em nível de parcela, confirmou as diferenças significativas entre as espécies, tanto para o incremento em biomassa (GLR = 44; F = 3,2610; p = 0,030), quanto para a biomassa perdida por mortalidade (GLR = 44; F = 12,002; p < 0,001)

Verifica-se que a mortalidade foi maior do que o ingresso, tanto em termos de densidade de indivíduos, quanto da taxa de biomassa, para as duas espécies (acapu e maçaranduba) com maior densidade da madeira, do grupo-1. A taxa de perda de biomassa das árvores que morreram foi cerca de três vezes superior à taxa de ingresso de biomassa com as árvores jovens. Isso foi decisivo para que a biomassa final das árvores dessas espécies após a exploração de impacto reduzido, ficasse menor do que a biomassa inicial antes da exploração, contribuindo para maior emissão de CO₂.

No caso do grupo-2, composto pelas espécies de densidade intermediária (mandioqueira e quaruba), os resultados foram inversos e o saldo foi positivo. A biomassa final após a colheita da madeira foi superior à biomassa anterior, evidenciando que houve acúmulo e sequestro de carbono nas árvores dessas espécies. No caso da mandioqueira, a taxa de acúmulo de carbono foi de 251 kg ha⁻¹ ano⁻¹. A produtividade líquida das árvores de acapu que sobreviveram também foi elevada, maior inclusive do que a da mandioqueira, mas a mortalidade de indivíduos da espécie também foi elevada, o que determinou o balanço final negativo e predomínio da emissão de carbono. Provavelmente,

a mortalidade elevada de árvores de acapu, observada em campo nas medições realizadas no ano de 2018, possa ser explicada pelas anomalias climáticas. Nesse ano, foi verificado no local, várias árvores de acapu secas e mortas em pé, o que pode ter sido reflexo do El Nino dos anos de 2015/2016, que foi o mais forte já ocorrido na Amazônia, com aumentos de mais de 2 graus na temperatura máxima e prolongamento da estação seca de 3 para 6 meses (Pastana et al. 2021)

A representação gráfica da produtividade primária líquida resultante do acúmulo e perda de biomassa por espécie, evidencia as diferenças entre os dois grupos de espécies. Verifica-se pelas diferenças entre os intervalos de confiança mutuamente excludentes, que as maiores diferenças significativas foram para as espécies acapu, que apresentou maior mortalidade, e quaruba, que apresentou o maior incremento e acúmulo de carbono. Para a quaruba e mandioqueira, a biomassa final após a colheita da madeira foi superior à biomassa anterior, evidenciando que houve acúmulo e sequestro de carbono nas árvores dessas espécies, resultante do maior incremento em relação às perdas por mortalidade (Figura 6).

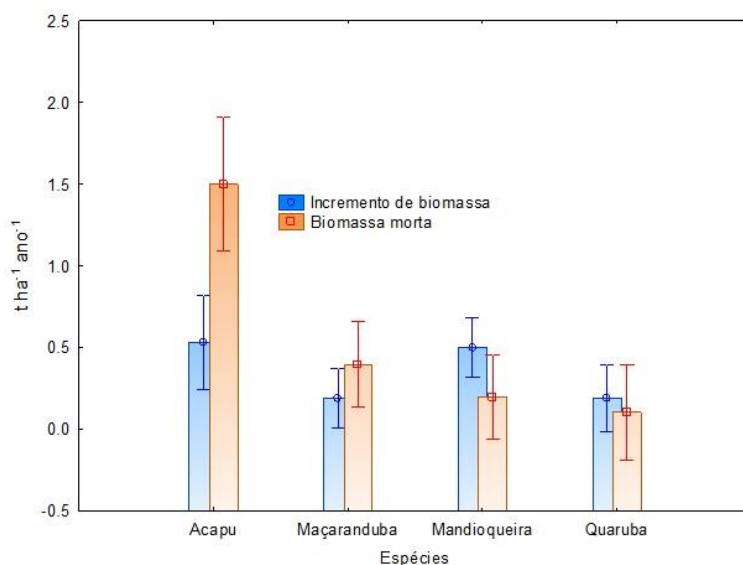


Figura 6 – Valores médios e do intervalo de confiança construído com 95% de certeza, do incremento e da perda de biomassa por espécie, para quatro importantes espécies comerciais madeireiras da Amazônia oriental, na área de manejo florestal da Jari, Almeirim-PA

A biomassa morta não deve ser computada diretamente como emissão de CO₂, pois a árvore, principalmente o tronco das espécies de alta densidade, pode demorar

décadas para se decompor. Além disso, as árvores dessas espécies que são colhidas e processadas para comercialização, são normalmente usadas como peças estruturais na construção civil, onde ainda mantém o carbono estocado por longo prazo. Assim, evidencia-se que, para essas espécies de alta densidade, mesmo tendo um balanço negativo em relação à dinâmica de acúmulo e perda de biomassa após a extração da madeira, não haverá, necessariamente, maior emissão.

De maneira geral, o manejo florestal madeireiro na Amazônia contribui com o sequestro direto e imediato de carbono nas árvores comerciais de densidade intermediária. No caso das espécies de alta densidade da madeira, apesar da dinâmica desfavorável para essas populações durante o manejo, esse efeito é minimizado pelo longo prazo de armazenamento do carbono nessas madeiras. No entanto, é necessário avaliar também os danos e mortalidade causadas às outras espécies. Assim, recomenda-se a continuação das pesquisas e maiores estudos nessa área, para quantificar também as emissões provocadas pelos danos às outras espécies e à comunidade florestal como um todo.

9. CONCLUSÕES

A comparação entre dois grupos confirmou a hipótese de que as espécies de densidade intermediária recuperam o carbono em um período menor, em relação às espécies de maior densidade. Quanto às árvores de maior diâmetro, também confirmamos que essas árvores não são muito importantes para a dinâmica de recuperação da biomassa, apesar do reconhecido e importante papel na manutenção dos elevados estoques de carbono da floresta. A elevada mortalidade de espécies como o acapu nos anos iniciais, superando a taxa de ingresso, reforça ainda mais a importância do estudo das populações específicas e do manejo por espécie, para um maior entendimento ecológico das espécies, otimização da captação de carbono e produção florestal. Conclui-se assim, que a associação do manejo de florestas nativas da Amazônia com a emissão/sequestro de carbono é dependente da espécie e do diâmetro das árvores. Recomenda-se concentrar o corte em árvores com diâmetros intermediários, evitando derrubar aquelas mais grossas, que, apesar de não ser as mais relevantes para o sequestro de carbono, são muito importantes para manutenção do estoque existente na floresta. Recomenda-se também a inserção de mais espécies com densidade intermediária da madeira no rol de espécies

comerciais, evitando a sobre exploração daquelas de alta densidade, como a maçaranduba.

10. AGRADECIMENTOS

A Embrapa (projetos 43.15.12.002.00.02 e 10.20.03.005.00.02) pela estrutura logística, ao IFAP, seus professores e estudantes, por participarem dos trabalhos de medição. À empresa Jari Florestal, pela cessão dos dados e pela acomodação. À Fundação Jari, pela liberação do funcionário Jussian, exímio conhecedor das parcelas e da floresta da região. Aos funcionários da Embrapa e aos colegas que participaram das medições das parcelas.

REFERÊNCIA

- Acuña MHA, Oliveira LC de, Oliveira MVND, Costa CAF da, Souza MB de (2019). Dinâmica e estrutura florestal em área explorada sob regime de manejo florestal sustentável na Amazônia Sul Ocidental, Brasil. 225–262.
- Alves JCZO, Miranda IDS (2008). Análise da estrutura de comunidades arbóreas de uma floresta amazônica de Terra Firme aplicada ao manejo florestal. *Acta Amazonica*. 38: 657–666. - doi: 10.1590/S0044-59672008000400008
- ANDRADE VHF (2015). MODELOS DE CRESCIMENTO PARA *Hymenaea courbaril* L. e *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.O. Grose EM FLORESTA DE TERRA FIRME UTILIZANDO ANÁLISE DE ANÉIS DE CRESCIMENTO.
- Asner GP, Nepstad D, Cardino G, Ray D (2014). Improved tropical forest management for carbon retention. *Forest Ecology and Management*. 6: 1–7. - doi: 10.1525/bio.2012.62.5.9
- Aubry-Kientz M, Rossi V, Cornu G, Wagner F, Hérault B (2019). Temperature rising would slow down tropical forest dynamic in the Guiana Shield. *Scientific Reports*. 9: 1–8. - doi: 10.1038/s41598-019-46597-8
- Azevedo CP de, Sanquetta CR, Silva JNM, Machado SDA (2007). Efeito De Diferentes Níveis De Exploração E De Tratamentos Silviculturais Sobre a Dinâmica Da Floresta Remanescente. *Floresta*. 38: 277–293. - doi: 10.5380/ufv.v38i2.11622
- Braatz S (2012). Building resilience for adaptation to climate change through sustainable forest management. *Building Resilience for Adaptation to Climate Change in the Agriculture Sector, Proceedings of a Joint FAO/OECD Workshop 23–24 April 2012*. 117–127. Retrieved from www.fao.org/docrep/017/i3084e/i3084e.pdf
- Brando PM, Soares-Filho B, Rodrigues L, Assunção A, Morton D, Tuchsneider D, Fernandes ECM, Macedo MN, Oliveira U, Coe MT (2020). The gathering firestorm in southern Amazonia. *Science Advances*. 6: 1–10. - doi: 10.1126/sciadv.aay1632
- Butarbutar T, Köhl M, Neupane PR (2016). Harvested wood products and REDD+: looking beyond the forest border. *Carbon Balance and Management*. 11: 4. - doi: 10.1186/s13021-016-0046-9
- Catford JA, Daehler CC, Murphy HT, Sheppard AW, Hardesty BD, Westcott DA, Rejmánek M, Bellingham PJ, Pergl J, Horvitz CC, Hulme PE (2012). The intermediate disturbance hypothesis and plant invasions: Implications for species richness and management. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 14: 231–241. - doi: 10.1016/j.ppees.2011.12.002
- Chave J, Andalo C, Brown S, Cairns MA, Chambers JQ, Eamus D, Fölster H, Fromard F, Higuchi N, Kira T, Lescure JP, Nelson BW, Ogawa H, Puig H, Riéra B, Yamakura T (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*. 145: 87–99. - doi: 10.1007/s00442-005-0100-x
- Chhatre A, Agrawal A (2009). Trade-offs and synergies between carbon storage and

livelihood benefits from forest commons. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 106: 17667–17670. - doi: 10.1073/pnas.0905308106

Cole LES, Bhagwat SA, Willis KJ (2014). Recovery and resilience of tropical forests after disturbance. *Nature Communications*. 5: 1–7. - doi: 10.1038/ncomms4906

CONAMA (2009). Resolução CONAMA nº 406/2009. DOU. 1–5.

Costa DHM, Carvalho JOP de, Berg E Van Den (2007). Crescimento Diamétrico de Maçaranduba (*Manilkara huberi* chevalier) após a Colheita da Madeira. *Amazônia: Ciência & Desenvolvimento*. 3: 65–76.

Cristóvam F, Serrão DR, Nemer TC (2007). Efeito de diferentes tamanhos de clareiras , sobre o crescimento e a mortalidade de espécies arbóreas , em Moju-PA 1. 37: 37–48.

de Avila AL, Schwartz G, Ruschel AR, Lopes J do C, Silva JNM, Carvalho JOP de, Dormann CF, Mazzei L, Soares MHM, Bauhus J (2017). Recruitment, growth and recovery of commercial tree species over 30 years following logging and thinning in a tropical rain forest. *Forest Ecology and Management*. 385: 225–235. - doi: 10.1016/j.foreco.2016.11.039

De Figueiredo LTM, Soares CPB, de Sousa AL, Leite HG, Da Silva GF (2015). Dinâmica Do Estoque De Carbono Em Fuste De Árvores De Uma Floresta Estacional Semidecidual. *Cerne*. 21: 161–167. - doi: 10.1590/01047760201521011529

de Lima RB, Rutishauser E, da Silva JAA, Guedes MC, Herault B, de Oliveira CP, da Silva Aparício P, Sotta ED, da Silva DAS, Ferreira RLC (2021). Accurate Estimation of Commercial Volume in Tropical Forests. *Forest Science*. 67: 14–21. - doi: 10.1093/forsci/fxaa032

de Oliveira Marques JD, Luizão FJ, Teixeira WG, Nogueira EM, Fearnside PM, Sarrazin M (2017). Soil Carbon Stocks under Amazonian Forest: Distribution in the Soil Fractions and Vulnerability to Emission. *Open Journal of Forestry*. 07: 121–142. - doi: 10.4236/ojf.2017.72008

Díaz S, Hector A, Wardle DA (2009). Biodiversity in forest carbon sequestration initiatives: not just a side benefit. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 1: 55–60. - doi: 10.1016/j.cosust.2009.08.001

Dourdain A, Hérault B, Uianas G (2015). ALOMÉTRICAS NO ESCUDO DAS GUIANAS REDD+ para o Escudo das Guianas. *CIRAD*. 1: 78.

Esquivel-Muelbert A, Phillips OL, Brien RJW, Fauset S, Sullivan MJP, Baker TR, Chao KJ, Feldpausch TR, Gloor E, Higuchi N, Houwing-Duistermaat J, Lloyd J, Liu H, Malhi Y, Marimon B, Marimon Junior BH, Monteagudo-Mendoza A, Poorter L, Silveira M, Torre EV, Dávila EA, del Aguila Pasquel J, Almeida E, Loayza PA, Andrade A, Aragão LEOC, Araujo-Murakami A, Arets E, Arroyo L, Aymard C GA, Baisie M, Baraloto C, Camargo PB, Barroso J, Blanc L, Bonal D, Bongers F, Boot R, Brown F, Burban B, Camargo JL, Castro W, Moscoso VC, Chave J, Comiskey J, Valverde FC, da Costa AL, Cardozo ND, Di Fiore A, Dourdain A, Erwin T, Llampazo GF, Vieira ICG, Herrera R, Honorio Coronado E, Huamantupa-Chuquimaco I, Jimenez-Rojas E, Killeen

T, Laurance S, Laurance W, Levesley A, Lewis SL, Ladvocat KLLM, Lopez-Gonzalez G, Lovejoy T, Meir P, Mendoza C, Morandi P, Neill D, Nogueira Lima AJ, Vargas PN, de Oliveira EA, Camacho NP, Pardo G, Peacock J, Peña-Claros M, Peñuela-Mora MC, Pickavance G, Pipoly J, Pitman N, Prieto A, Pugh TAM, Quesada C, Ramirez-Angulo H, de Almeida Reis SM, Rejou-Machain M, Correa ZR, Bayona LR, Rudas A, Salomão R, Serrano J, Espejo JS, Silva N, Singh J, Stahl C, Stropp J, Swamy V, Talbot J, ter Steege H, Terborgh J, Thomas R, Toledo M, Torres-Lezama A, Gamarra LV, van der Heijden G, van der Meer P, van der Hout P, Martinez RV, Vieira SA, Cayo JV, Vos V, Zagt R, Zuidema P, Galbraith D (2020). Tree mode of death and mortality risk factors across Amazon forests. *Nature Communications*. 11. - doi: 10.1038/s41467-020-18996-3

FAO (2020). Global Forest Resources Assessment 2020. FAO. FAO, FAO. 2020. Global Forest Resources Assessment 2020 – Key findings. Rome, pp. 16. <https://doi.org/10.4060/ca8753en>

Fox JC, Yosi CK, Nimiago P, Oavika F, Pokana JN, Lavong K, Keenan RJ (2010). Assessment of aboveground carbon in primary and selectively harvested tropical forest in Papua New Guinea. *Biotropica*. 42: 410–419. - doi: 10.1111/j.1744-7429.2009.00617.x

Galante MV, Dutschke M, Patenaude G, Vickers B (2012). Climate change mitigation through reduced-impact logging and the hierarchy of production forest management. *Forests*. 3: 59–74. - doi: 10.3390/f3010059

Galloway G, Katila P, Jong W de, Pacheco P, Mery G (2014). Forests under Pressure - Local Responses to Global Climate Change.

Gibbs HK, Brown S, Niles JO, Foley JA (2007). Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. *Environmental Research Letters*. 2: 045023. - doi: 10.1088/1748-9326/2/4/045023

Higuchi N, Santos J dos, Lima AJN (2008). *Biometria florestal*. INPA. 1: 107–109.

HIGUCHI N, SANTOS J dos, RIBEIRO RJ, MINETTE L, BIOT Y (1998). BIOMASSA DA PARTE AÉREA DA VEGETAÇÃO DA FLORESTA TROPICAL ÚMIDA DE TERRA-FIRME DA AMAZÔNIA BRASILEIRA. *Acta Amazonica*.

Huang M, Asner GP (2010a). Long-term carbon loss and recovery following selective logging in Amazon forests. *Global Biogeochemical Cycles*. 24: 1–15. - doi: 10.1029/2009GB003727

Huang M, Asner GP (2010b). Long-term carbon loss and recovery following selective logging in Amazon forests. *GLOBAL BIOGEOCHEMICAL CYCLES*. 24: 9–14. - doi: 10.1029/2009GB003727

Huntingford C, Zelazowski P, Galbraith D, Mercado LM, Sitch S, Fisher R, Lomas M, Walker AP, Jones CD, Booth BBB, Malhi Y, Hemming D, Kay G, Good P, Lewis SL, Phillips OL, Atkin OK, Lloyd J, Gloor E, Zaragoza-Castells J, Meir P, Betts R, Harris PP, Nobre C, Marengo J, Cox PM (2013). Simulated resilience of tropical rainforests to CO₂-induced climate change. *Nature Geoscience*. 6: 268–273. - doi: 10.1038/ngeo1741

IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas (2021a). IPT. Retrieved 13 June 2021, from https://www.ipt.br/informacoes_madeiras/17-quaruba.htm

IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas (2021b). IPT. Retrieved 13 June 2021, from https://www.ipt.br/informacoes_madeiras/15-a_madeira_de_mandioqueira_apresenta_baixa_resistencia_ao_ataque_de_organismos_xilofagos.htm

Jardim FC da S, Quadros LCL (2016). Estrutura de uma floresta tropical dez anos após exploração. *Revista Ceres*. 63: 427–435.

Johnston R (2016). Arsenic and the 2030 Agenda for Sustainable Development. In: UNITED NATIONS sustainabledevelopment.un.org. - doi: 10.1201/b20466-7

Le Page Y, Morton D, Hartin C, Bond-Lamberty B, Pereira JMC, Hurtt G, Asrar G (2017). Synergy between land use and climate change increases future fire risk in Amazon forests. *Earth System Dynamics*. 8: 1237–1246. - doi: 10.5194/esd-8-1237-2017

Lovejoy TE, Nobre C (2019). Amazon tipping point: Last chance for action. *Science Advances*. 5: 4–6. - doi: 10.1126/sciadv.aba2949

Maciel M de NM, Watzlawick LF, Schoeninger ER, Yamaji FM (2002). Efeito da radiação ao solar na dinâmica de uma floresta Introdução Radiação solar no interior da floresta. *Revista Ciencias Exatas e Naturais*. 4.

Marland G, Marland E, Stellar K (2010). Archived version from NCDOCKS Institutional Repository A Distributed Approach to Accounting for Carbon in Wood Products. 15: 71–91. Retrieved from <http://libres.uncg.edu/ir/asu/>

Martins PJ (2011). Biomassa Vegetal, Estoque De Carbono E Dinâmica Em Um Fragmento De Floresta Ombrófila Mista Montana. Dissertação.

Mendes Nascimento RG, Machado S do A, Figueiredo Filho A, Higuchi N (2012). Modelo de projeção por classe diamétrica para florestas nativas: enfoque na função probabilística de Weibull. *Pesquisa Florestal Brasileira*. 32: 93–103. - doi: 10.4336/2012.pfb.32.70.93

Michael T. Coe, Guimarães A (2020). Amazon Deforestation and Fire Update: October 2020 - Woodwell Climate. Retrieved 18 June 2021, from <https://www.woodwellclimate.org/2020-amazon-deforestation-and-fire-outlook-october/>

Mohd Zaki NA, Abd Latif Z (2017). Carbon sinks and tropical forest biomass estimation: a review on role of remote sensing in aboveground-biomass modelling. *Geocarto International*. 32: 701–716. - doi: 10.1080/10106049.2016.1178814

Natividade MDM, Sampaio JDS, Pereira WDS, Leal de Sousa IR, Cardoso Júnior CD, De Souza Carvalho CDS, Melo LDO (2018). Estrutura E Dinâmica Florestal, Antes E Após Extração De Madeira, Em Área De Manejo Florestal Na Flona Do Tapajós. *Revista Agroecossistemas*. 10: 113. - doi: 10.18542/ragros.v10i2.5183

Nobre CA, Sampaio G, Borma LS, Castilla-Rubio JC, Silva JS, Cardoso M (2016). Land-use and climate change risks in the amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 113: 10759–10768. - doi: 10.1073/pnas.1605516113

O’Sullivan R (2009). Reducing emissions from Deforestation in developing countries:

An introduction. *Climate Change and Forests: Emerging Policy and Market Opportunities*. 179–190.

Oliveira U, Soares-Filho BS, Paglia AP, Brescovit AD, De Carvalho CJB, Silva DP, Rezende DT, Leite FSF, Batista JAN, Barbosa JPPP, Stehmann JR, Ascher JS, De Vasconcelos MF, De Marco P, Löwenberg-Neto P, Ferro VG, Santos AJ (2017). Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. *Scientific Reports*. 7: 1–9. - doi: 10.1038/s41598-017-08707-2

Oliver CD, Nassar NT, Lippke BR, McCarter JB (2014). Carbon, Fossil Fuel, and Biodiversity Mitigation With Wood and Forests. *Journal of Sustainable Forestry*. 33: 248–275. - doi: 10.1080/10549811.2013.839386

Orsa G (2010). Relatório Anual e de Sustentabilidade 2010. Grupo Orsa. 60.

Pacheco J, Azevedo-Ramos C (2019). Os regulamentos do manejo florestal madeireiro e a autonomia das populações tradicionais em unidades de conservação da Amazônia. *UFPR Revista Eletronica*. 50: 192–215.

Parrotta JA, Wildburger C, Mansourian S (2012). Understanding relationships between biodiversity, carbon, forests and people: the key to achieving REDD+ objectives. A global assessment report prepared by the Global Forest Expert Panel on Biodiversity, Forest Management and REDD+. *IUFRO World Series*, Vol. 31, pp. 161 pp. <https://doi.org/1016-3263>

Pastana DNB, Modena É de S, Oliveira LH de, Neves E, Martoranos LG, Guedes ACL, Figueiredo RL de, Souza, Costa FF, Batista APB, Guedes MC (2021). Strong El Niño reduces fruit production of Brazil-nut trees in the eastern Amazon. *ACTA AMAZONICA*. 51: 277–286.

Pearson TRH, Brown S, Casarim FM (2014). Carbon emissions from tropical forest degradation caused by logging. *Environmental Research Letters*. 9. - doi: 10.1088/1748-9326/9/3/034017

Pedrinho A, Mendes LW, Merloti LF, De Cassia Da Fonseca M, De Souza Cannavan F, Tsai SM (2019). Forest-to-pasture conversion and recovery based on assessment of microbial communities in Eastern Amazon rainforest. *FEMS Microbiology Ecology*. 95: 1–10. - doi: 10.1093/femsec/fiy236

Peña-Claros M, Fredericksen TS, Alarcón A, Blate GM, Choque U, Leaño C, Licona JC, Mostacedo B, Pariona W, Villegas Z, Putz FE (2008). Beyond reduced-impact logging: Silvicultural treatments to increase growth rates of tropical trees. *Forest Ecology and Management*. 256: 1458–1467. - doi: 10.1016/j.foreco.2007.11.013

Piponiot C, Cabon A, Descroix L, Dourdain A, Mazzei L, Ouliac B, Rutishauser E, Sist P, Hérault B (2016a). A methodological framework to assess the carbon balance of tropical managed forests. *Carbon Balance and Management*. 11. - doi: 10.1186/s13021-016-0056-7

Piponiot C, Sist P, Mazzei L, Pe M (2016b). Carbon recovery dynamics following disturbance by selective logging in Amazonian forests. *ELife*. 1: 43. - doi: <https://doi.org/10.7554/eLife.21394.001>

- Putz F, Romero C (2014). Tropical Forest Futures. *Biotropica*. 0: 1–35.
- Putz FE, Redford KH (2010). The importance of defining ‘Forest’: Tropical forest degradation, deforestation, long-term phase shifts, and further transitions. *Biotropica*. 42: 10–20. - doi: 10.1111/j.1744-7429.2009.00567.x
- Putz FE, Sist P, Fredericksen T, Dykstra D (2008a). Reduced-impact logging: Challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management*. 256: 1427–1433. - doi: 10.1016/j.foreco.2008.03.036
- Putz FE, Zuidema PA, Pinard MA, Boot RGA, Sayer JA, Sheil D, Sist P, Elias, Vanclay JK (2008b). Improved tropical forest management for carbon retention. *PLoS Biology*. 6: 1368–1369. - doi: 10.1371/journal.pbio.0060166
- Retslaff FA de S, Figueiredo Filho A, Machado SDA, Arce JE, Jaskiu E (2016). DIAGRAMA DE MANEJO DA DENSIDADE PARA *Pinus taeda* NO ESTADO DO PARANÁ. *FLORESTA*. 46: 185. - doi: 10.5380/rf.v46i2.38301
- Ribeiro SMC, Jardim HL, Azevedo ÚR de, Coelho V, Bachi LS, Soares-Filho B (2020). Non-Timber Forest Products (NTFP) in the Brazilian Amazon and Cerrado biomes: Multi scale governance for Implementing enhanced socio-biodiversity chains. *Sustentabilidade Em Debate*. 11: 42–61. - doi: 10.18472/SustDeb.v11n2.2020.28393
- Rossi LMB, Koehler HS, Arce JE, Sanquetta CR (2007a). Modelagem De Recrutamento Em Florestas. *Floresta*. 37: 453–467. - doi: 10.5380/rf.v37i3.9942
- Rossi LMB, Koehler HS, Sanquetta CR, Arce JE (2007b). Modelagem De Mortalidade Em Florestas Naturais. *Floresta*. 37: 275–291. - doi: 10.5380/rf.v37i2.8656
- Rozendaal DMA, Phillips OL, Lewis SL, Affum-Baffoe K, Alvarez-Davila E, Andrade A, Aragão LEOC, Araujo-Murakami A, Baker TR, Bánki O, Brien RJW, Camargo JLC, Comiskey JA, Djuikouo Kamdem MN, Fauset S, Feldpausch TR, Killeen TJ, Laurance WF, Laurance SGW, Lovejoy T, Malhi Y, Marimon BS, Marimon Junior BH, Marshall AR, Neill DA, Núñez Vargas P, Pitman NCA, Poorter L, Reitsma J, Silveira M, Sonké B, Sunderland T, Taedoumg H, ter Steege H, Terborgh JW, Umetsu RK, van der Heijden GMF, Vilanova E, Vos V, White LJT, Willcock S, Zemagho L, Vanderwel MC (2020). Competition influences tree growth, but not mortality, across environmental gradients in Amazonia and tropical Africa. *Ecology*. 101: 1–11. - doi: 10.1002/ecy.3052
- SANTOS AC DOS (2016). Recuperação da Biomassa acima do Solo em Florestal Tropical Manejada no Vale do Jari, Amazônia Oriental. Unifap.
- Santos AC dos, Sotta ED, Guedes MC, Blanc L (2019). Above-ground Biomass Recovery in Managed Tropical Forest in the Jari Valley, Eastern Amazon. *Journal of Agricultural Science*. 11: 129. - doi: 10.5539/jas.v11n6p129
- Schongart J (2008). Forest Ecology and Management Growth-Oriented Logging (GOL): A new concept towards sustainable riverine floodplains forest management in Central Amazonian va. 256: 46–58. - doi: 10.1016/j.foreco.2008.03.037
- Silva VS de M e (2006). MANEJO DE FLORESTAS NATIVAS: PLANEJAMENTO, IMPLANTAÇÃO E MONITORAMENTO. UFMT.

Sist P, Mazzei L, Blanc L, Rutishauser E (2014). Large trees as key elements of carbon storage and dynamics after selective logging in the Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management*. 318: 103–109. - doi: 10.1016/j.foreco.2014.01.005

Sist P, Pacheco P, Nasi R, Blaser J (2011). Management of natural tropical forests in the past and present and projections for the future. *FORESTS UNDER PRESSURE*. 1: 497–511.

Sist P, Pacheco P, Nasi R, Blaser J (2015). Management of natural tropical forests for the future., Vol. 32, pp. 1–4.

Souza LAG de, Dantas AR, Matos RB, Silva MF da, Sampaio P de TB (2000). Período De Frutificação E Viabilidade Das Sementes Do " Acapu " (Vouacapoua Americana Aubl . - Leg . Caesalp .) Da Região.

Steege H Ter, Pitman NCA, Killeen TJ, Laurance WF, Peres CA, Guevara JE, Salomão RP, Castilho C V., Amaral IL, De Almeida Matos FD, De Souza Coelho L, Magnusson WE, Phillips OL, De Andrade Lima Filho D, De Jesus Veiga Carim M, Ireme MV, Martins MP, Molino JF, Sabatier D, Wittmann F, López DC, Da Silva Guimarães JR, Mendoza AM, Vargas PN, Manzatto AG, Reis NFC, Terborgh J, Casula KR, Montero JC, Feldpausch TR, Coronado ENH, Montoya AJD, Zartman CE, Mostacedo B, Vasquez R, Assis RL, Medeiros MB, Simon MF, Andrade A, Camargo JL, Laurance SGW, Nascimento HEM, Marimon BS, Marimon BH, Costa F, Targhetta N, Vieira ICG, Brien R, Castellanos H, Duivenvoorden JF, Mogollón HF, Piedade MTF, Gerardo AAC, Comiskey JA, Damasco G, Dávila N, García-Villacorta R, Diaz PRS, Vincentini A, Emilio T, Levis C, Schiatti J, Souza P, Alonso A, Dallmeier F, Ferreira LV, Neill D, Araujo-Murakami A, Arroyo L, Carvalho FA, Souza FC, Do Amaral DD, Gribel R, Luize BG, Pansonato MP, Venticinque E, Fine P, Toledo M, Baraloto C, Cerón C, Engel J, Henkel TW, Jimenez EM, Maas P, Mora MCP, Petronelli P, Revilla JDC, Silveira M, Stropp J, Thomas-Caesar R, Baker TR, Daly D, Paredes MR, Da Silva NF, Fuentes A, Jørgensen PM, Schöngart J, Silman MR, Arboleda NC, Cintra BBL, Valverde FC, Di Fiore A, Phillips JF, Van Andel TR, Von Hildebrand P, Barbosa EM, De Matos Bonates LC, De Castro D, De Sousa Farias E, Gonzales T, Guillaumet JL, Hoffman B, Malhi Y, De Andrade Miranda IP, Prieto A, Rudas A, Ruschell AR, Silva N, Vela CIA, Vos VA, Zent EL, Zent S, Cano A, Nascimento MT, Oliveira AA, Ramirez-Angulo H, Ramos JF, Sierra R, Tirado M, Medina MNU, Van Der Heijden G, Torre EV, Vriesendorp C, Wang O, Young KR, Baider C, Balslev H, De Castro N, Farfan-Rios W, Ferreira C, Mendoza C, Mesones I, Torres-Lezama A, Giraldo LEU, Villarroel D, Zagt R, Alexiades MN, Garcia-Cabrera K, Hernandez L, Huamantupa-Chuquimaco I, Milliken W, Cuenca WP, Pansini S, Pauletto D, Arevalo FR, Sampaio AF, Sandoval EHV, Gamarra LV (2015). Estimating the global conservation status of more than 15,000 Amazonian tree species. *Science Advances*. 1: 9–11. - doi: 10.1126/sciadv.1500936

Sullivan MJP, Talbot J, Lewis SL, Phillips OL, Qie L, Begne SK, Chave J, Cuni-Sanchez A, Hubau W, Lopez-Gonzalez G, Miles L, Monteagudo-Mendoza A, Sonké B, Sunderland T, Ter Steege H, White LJ, Affum-Baffoe K, Aiba SI, De Almeida EC, De Oliveira EA, Alvarez-Loayza P, Dávila EÁ, Andrade A, Aragão LEOC, Ashton P, Aymard GA, Baker TR, Balinga M, Banin LF, Baraloto C, Bastin JF, Berry N, Bogaert J, Bonal D, Bongers F, Brien R, Camargo JLC, Cerón C, Moscoso VC, Chezeaux E,

Clark CJ, Pacheco AC, Comiskey JA, Valverde FC, Coronado ENH, Dargie G, Davies SJ, De Canniere C, Djuikouo MN, Doucet JL, Erwin TL, Espejo JS, Ewango CEN, Fauset S, Feldpausch TR, Herrera R, Gilpin M, Gloor E, Hall JS, Harris DJ, Hart TB, Kartawinata K, Kho LK, Kitayama K, Laurance SGW, Laurance WF, Leal ME, Lovejoy T, Lovett JC, Lukasu FM, Makana JR, Malhi Y, Maracahipes L, Marimon BS, Junior BHM, Marshall AR, Morandi PS, Mukendi JT, Mukinzi J, Nilus R, Vargas PN, Camacho NCP, Pardo G, Peña-Claros M, Pétronelli P, Pickavance GC, Poulsen AD, Poulsen JR, Primack RB, Priyadi H, Quesada CA, Reitsma J, Réjou-Méchain M, Restrepo Z, Rutishauser E, Salim KA, Salomão RP, Samsedin I, Sheil D, Sierra R, Silveira M, Slik JWF, Steel L, Taedoumg H, Tan S, Terborgh JW, Thomas SC, Toledo M, Umunay PM, Gamarra LV, Vieira ICG, Vos VA, Wang O, Willcock S, Zemagho L (2017). Diversity and carbon storage across the tropical forest biome. *Scientific Reports*. 7: 1–12. - doi: 10.1038/srep39102

Thompson I, Mackey B, McNulty S, Mosseler A (2009). *Forest Resilience, Biodiversity, and Climate Change: a synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems*. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. Technical Series no. 43. Secretariat of the Convention on Biological Diversity. 2009, Vol. 43, pp. 1–67.

Townsend CR, Scarsbrook MR, Dolédec S (1997). The intermediate disturbance hypothesis, refugia, and biodiversity in streams. *Limnology and Oceanography*. 42: 938–949. - doi: 10.4319/lo.1997.42.5.0938

Trumbore S, Camargo PB de (2009). Dinâmica do Carbono do Solo. *Amazonia and Global Change*. 186: 451 a 462. - doi: 10.1029/2008GM000741

Xu A (2020). The Political Origins of the ‘Tragedy of the Commons’ Deforestation in the Brazilian Amazon, 2000–2012. *SSRN Electronic Journal*. 2000–2012. - doi: 10.2139/ssrn.3707331

Xu L, Saatchi SS, Yang Y, Yu Y, Pongratz J, Bloom AA, Bowman K, Worden J, Liu J, Yin Y, Domke G, Mcroberts RE, Woodall C, Nabuurs G, Keller M (2021). Changes in global terrestrial live biomass over the 21st century.

Zimmerman BL, Kormos CF (2012). Prospects for Sustainable Logging in Tropical Forests. *BioScience*. 62: 479–487. - doi: 10.1525/bio.2012.62.5.9

APÊNDICE A

Artigo científico em inglês

Carbon Recovery and Forest Resilience in a Management Area in the Eastern Amazon.

Alberto Martins de Oliveira, Forest Engineer and Specialist in Occupational Safety. Master's degree in Environmental Science from the Federal University of Amapá (UNIFAP), Macapá, Brazil. E-mail: albrtmo@gmail.com.

Robson Borges de Lima, PhD, Professor at State University of Amapá, Rua Presidente Vargas, nº 450, Centro, Macapá 68901-262, Amapá, Brazil. E-mail: rbl_florestal@yahoo.com.br.

Marcelino Carneiro Guedes, PhD. researcher, from the Brazilian Agricultural Research Corporation (EMBRAPA), Juscelino Kubitschek Highway, km 5, 68903-419, Macapá, Brazil. E-mail: marcelino.guedes@embrapa.br

Corresponding Author: Alberto Martins de Oliveira, e-mail: albrtmo@gmail.com, phone:12392315657

Keywords: biomass, density, global warming, services.

Abstract

This paper aims to discuss the role of management of native Amazon forests in relation to CO₂ sequestration/emission and the greenhouse effect. It is grounded in the study of carbon recovery in a timber management area located in the eastern Brazilian Amazon. We analyzed the aspects of forest dynamics in a managed forest area of 545 thousand hectares, belonging to the company Jari Florestal SA, before and after logging. In 15 plots of 1 ha each, monitored since 2001, we evaluated the recovery of biomass and carbon with the growth of trees, as well as the mortality rate and inclusion in the diameter class of 10 cm above, at a specific level and as a function of diametric variation. We selected four species with economic potential acapu (*Vuoaucapua americana* Aubl. *Ceasalopinicaea*); maçaranduca (*Manikara* ssp. *Sapotaceae*); mandioqueira (*Qualea* ssp, *Vohysiaceae*) and quaruba (*Eurisma* ssp, *Vochysiaceae*), which were divided into two groups, in accordance with the wood density. In Group 2, mandioqueira (*Qualea* ssp, *Vohysiaceae*) and quaruba (*Eurisma* ssp, *Vochysiaceae*), the trees of these species of intermediate density presented higher growth rates (0.50 cm ind.⁻¹ year⁻¹), more in larger trees with intermediate diameters than in those with greater density, acapu and maçaranduba (0.20 cm ind.⁻¹ year⁻¹). Trees with an intermediate diameter are the ones with the greatest growth, while mortality is concentrated in the smaller trees. This shows that the dynamics of recovery of resilience after intermediate management disturbance is less dependent on the thickness of the trees. Thus, it can be seen that the association of the management of native forests in the Amazon with the emission/sequestration of carbon is related to the diameter of the trees, the density of wood and the species considered. Therefore, it is recommended that more species with intermediate wood density be included in the cutting planning, avoiding the overexploitation of those with high density, such as maçaranduba. Cutting should also be concentrated in trees with intermediate diameters, avoiding felling those that are thicker, which are less dynamic and resilient, and are very important for maintaining the stored carbon.

Keywords: biomass, density, global warming, services.

Introduction

The greenhouse effect and climate change emerge as the biggest problems facing humanity in this century. Climate issues are at the center of current discussions, as well as their relationship with the Amazon forest (BRANDO et al., 2020). The recent worsening of deforestation and forest fires in the Amazon, in 2019 and 2020, boosted by low inspections due to the COVID2 pandemic, have contributed to the increase in greenhouse gas (GHG) emissions in Brazil, mainly CO₂ (Lovejoy & Nobre, 2019; Xu, 2020). This scenario has become even more bleak with the increasing frequency of weather anomalies and extreme events.

The extension of the dry period and the conversion of the Amazon biome decrease the forest's resilience to re-establish the essential services provided and directly affect the carbon stock stored in trees (Huntingford et al. 2013, Asner et al. 2014).

The retention of carbon for a prolonged period on the earth's surface, through the use of forest products such as wood and its derivatives (Galante et al. 2012), leads to a mitigating effect on the greenhouse effect produced by the burning and destruction of the forest (OLIVER et al., 2014).(Oliver et al. 2014) In general, wood is considered carbon neutral (Butarbutar et al. 2016). In civil construction, wood carbon can remain on the earth's surface until it undergoes decomposition, for a period of up to 100 years (Marland et al. 2010).

The use of tropical forests through sustainable forest management (SFM), combined with reduced impact logging (EIA) tools, significantly reduces damage to the forest. Techniques such as planning the structure of roads and storage yards, according to the volume of wood and the topographical conditions of the area, in addition to the real concern with the continuity of that forest and future cycles, limiting the number of trees extracted per hectare, contribute for the reduction of damages and the sustainability of forest management. Reducing forest exploitation, with lower rates of wood collection during management, can reduce damage to the forest, helping to recover biomass and reduce carbon emissions (Huang & Asner, 2010; Putz et al., 2008; Rossi et al., 2007; Sist et al., 2014).

In Brazil, the intensity of extraction, which defines the volume of wood to be harvested and the cutting cycle, are pre-established by current legislation. Resolution 406, of 02 2009, which establishes the technical parameters for the preparation of sustainable forest management plans – (PMFS) in the Amazon biome, determines the diameter at breast height – DBH, measured at 1.30 m from the ground, equal to 50 cm, as the minimum cutting diameter – MCD, for all species that do not yet have a specific MCD. The defined parameters can be modified through technical studies and justification for the changes, without harming the ecosystem (CONAMA, 2009).

Despite the possibility of changes in management criteria, such as the cycle and minimum cutting diameter, what is observed in the practice of companies, as in the case of Jari Florestal, is the use of the general standard of MCD of 50 cm and cycle of 25 to 30 years. The forest management area – (FMA) of the Jari Florestal company, where this study was carried out, was divided into 30 lots, with one lot being exploited per year to meet the 30-year harvest cycle. The batches are named annual production unit - APU, and are again subdivided into smaller units of 250 m x 400 m, usually called a unit of work – UW (SANTOS, 2016). In the UWs, permanent plots are launched for monitoring management – which allows the dynamics of the forest to be monitored after the extraction of wood and, consequently, the carbon balance to be calculated in the managed areas.

The recovery of biomass and carbon is of fundamental importance in combating the greenhouse effect and climate change. In the present study, biomass recovery during the 17-year period after collection, growth rates, mortality, and inclusion of individuals in diameter classes ≥ 10 cm in diameter were analyzed. It is known that these attributes of forest dynamics are differentiated as a function of the diameter of the trees and the density of the wood; these attributes depend on the species. Each population has its own dynamics, which justifies specific studies, both for the purposes of carbon balance and for management techniques, especially for the commercial species.

In comparative studies between tropical forests on the African continent and the American continent, it was observed that, particularly in the Amazon, competition between trees varies according to wood density (ROZENDAAL et al., 2020), which can affect the growth and mortality rate. (Rozendaal et al. 2020) The two hypotheses presented

are: biomass recovery, as well as the carbon balance, after logging in the Amazon forest, varies depending on the commercial species managed and which species with medium wood density, as well as trees with intermediate diameters, have more favorable dynamics for carbon sequestration. Our aim was to evaluate the dynamics of biomass and carbon recovery in tropical forests in the eastern Amazon submitted to timber forest management. We quantify the growth, ingress and mortality rates of four commercial species in a managed area, analyzing population dynamics during 17 years of monitoring, before and after extraction; compare forest species with medium and high wood density in terms of their dynamics and carbon recovery; and analyze how the diameter distribution interacts with biomass in the group of medium density and high density species.

Material and methods

Study Area

The present study was conducted in an area of 545,024.95 ha, belonging to the Jari Florestal SA group. The study area corresponds to the company's Forest Management Area (FMA), located in the valley of the Arraiolos River, a tributary on the right bank of the Jari River. The property, located in the municipality of Almeirim, State of Pará, is bounded on the north by the Jari Ecological Station (ESEC Jari), and to the south by the Amazon River channel (ALVES; MIRANDA, 2008; SANTOS et al., 2019).

In (

Figura 2), all the plots object of this study are placed within the forest management area.

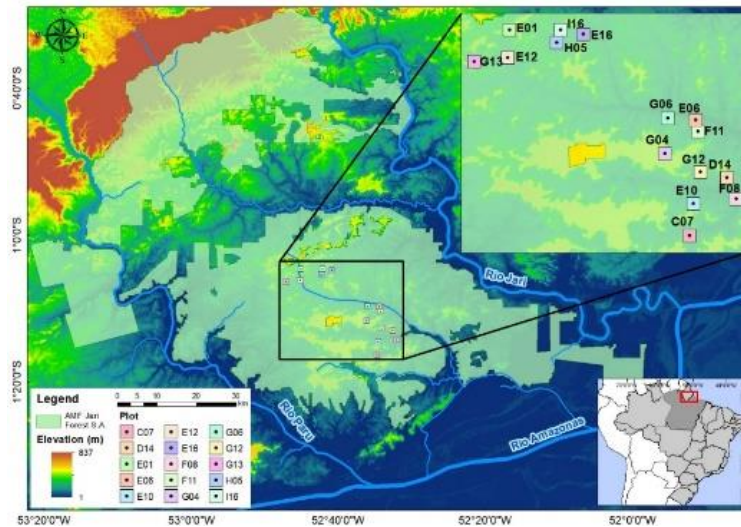


Figure 3 - Map of the native forest management area of the Jari Florestal company, in the eastern Brazilian Amazon, with the location of the permanent plots examined in the study.

Of the total 1.3 million hectares belonging to the Jari Group, Jari Florestal is responsible for managing 545 thousand hectares, with 92 thousand hectares of preserved native forests as a high-value environmental and genetic reserve. The company adopted a 30 year logging cycle, respecting the minimum forest recovery time (ORSA, 2010). In the Jari Florestal area, 98 species with commercial potential have already been identified.(Orsa 2010) Among the inventoried species, we selected four species with interesting characteristics for the market and well known in the region. The four selected species represent about 6% of the inventoried trees in the 15 monitored plots. The selected species are: Acapu (*Vouacapua americana* Aubl. *Cesalopinicaea*); maçaranduba (*Manilkara* ssp. *Sapotaceae*); mandioqueira (*Qualea* ssp, *Vohysiaceae*) and quaruba (*Eurisma* ssp, *Vochysiaceae*).

The first two species mentioned, acapu and maçaranduba, are of great commercial value and well known in the national and international market for their physical and mechanical properties. These high density woods are valued at 0.79 and 0.88 t m⁻³) respectively. Acapu occurs predominantly in primary forests of the eastern Amazon, as a large tree, with a dominant or co-dominant characteristic, which reaches about 25 m in height (Souza et al. 2000).

In the second group, mandioqueira and quaruba, with densities of 0.57 and 0.46, respectively. mandioqueira and quaruba have different physical characteristics of the wood. Mandioqueira (*Qualea albiflora*) can be used in the manufacture of floors and wooden structures, while quaruba is indicated for frames, furniture and wooden objects. Different from the two species Acapu and maçaranduba, quaruba and mandioqueira have a low resistance to the attack of fungi and xylophages – which implies the obligation to treat the wood to increase its durability (IPT - INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLOGICAS, 2021a, 2021b).(IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas 2021a, IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas 2021b)

The dynamic rates (diametric growth, ingress and mortality) of species over time were calculated with the following equations:

Annual Periodic Increment

$$IPA = \frac{C_2 - C_1}{A_2 - A_1} \quad (1)$$

Where

PAI - Annual Periodic Increment; C2 is the growth at time 2 and C1 is the growth at time 1; A2 – A1 is the final time elapsed from the first to the last measurement, in months, divided by 12 to calculate the annual rate. 2021.

Mortality is calculated by the number of trees that on the first occasion were alive, but which on the second occasion were found dead, according to Equation 2 (Martins 2011).

$$M\% = \frac{N_m}{N_i} \times 100 \quad (2)$$

Ingresses are trees that have reached DBH ≥ 10 cm and are calculated according to Equation 3.

Ingress

$$I_n\% = \frac{N_{In}}{N_i} \times 100 \quad (3)$$

Data gathering

The information presented in this study had been collected by the Jari Florestal company since 2001, two years before the start of management, which began in 2003. The team responsible for the reduced impact exploration – (RIE) and forest inventory, collected this information before and after the exploration. **Table 1** shows the measurement dates and the identification of the plots in the company's management plan.

Table 1. Plot measurement dates

Plots	Date1	Date2	Date3	Date4	Date5
C07	12/10/2003	01/10/2006	10/24/2011		
D14	11/30/2003	11/24/2005	11/20/2012	09/06/2018	
E01	02/08/2010	02/25/2013	06/28/2014	11/20/2108	
E06	08/06/2001	10/07/2005	06/23/2005	04/16/2013	11/21/2018
E10	12/29/2003	02/20/2006	07/25/2011	05/05/2013	09/04/2018
E12	03/08/2010	02/18/2013	07/07/2014	08/27/2019	
E16	03/30/2010	01/14/2013	07/03/2014	08/28/2019	
F08	02/19/2004	01/19/2006	07/28/2011	05/21/2013	07/03/2018
F11	04/18/2001	10/03/2010	10/17/2011	04/08/2013	11/22/2018
G04	12/06/2004	11/22/2010	07/01/2013	11/05/2019	
G06	05/21/2001	10/25/2005	07/08/2011	04/22/2013	
G12	10/21/2003	02/23/2006	10/11/2011	05/03/2013	11/07/2019
G13	03/16/2010	02/13/2013	07/21/2014		
H05	02/22/2010	03/04/2013	06/24/2014	08/29/2019	
I16	02/17/2010	03/08/2013	06/10/2014	11/23/2018	

The plots were randomly allocated in the UTS, which measure (250 m x 400 m), within the UPAs. Each plot measures (100 m x 100 m) and is subdivided into sub-plots of (10 m x 10 m). Within the plots, all individuals with circumference - $CAP \geq 30$ cm were measured, identified and plated; it was determined whether the tree was alive or dead. The subdivision of 1 ha plots into 100 sub-plots, and the pathway followed during the inventory, were noted (Figure 1).

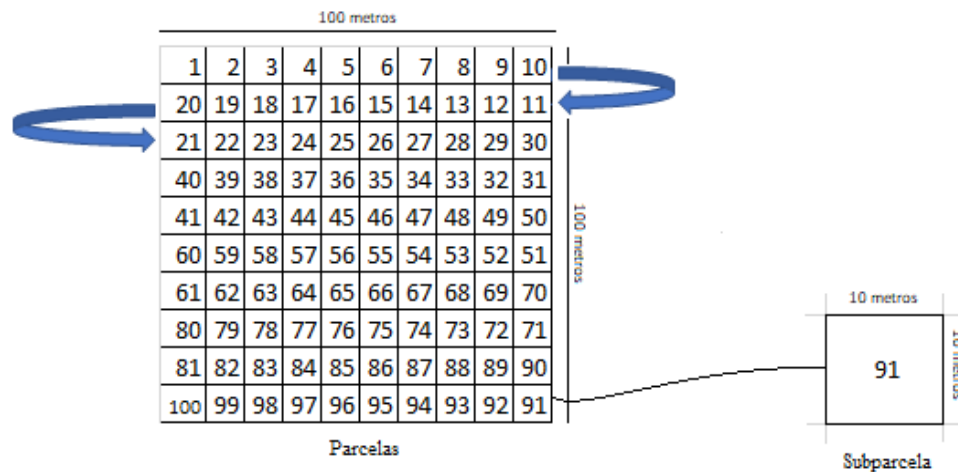


Figure 2- Representation of the permanent plot and sub-plots used for monitoring the management of native forests carried out by Jari Florestal, in the eastern Brazilian Amazon. Source: Prepared by the author, 2019.

The first measurements were carried out by the Jari Florestal company's own inventory team. As of 2018, the monitoring of these 15 plots was assumed by Embrapa Amapá.

The measurement of the circumference of the trees was performed with the aid of a measuring tape, with 1 mm precision. Height was estimated using a laser measuring tape.

Data Analysis

For biomass estimation and carbon calculation, the Chave equation was used, which relates DBH – Diameter to Chest Height, with wood density. The equation was developed for terra firme forests in the tropical region (Chave et al. 2005), and has been widely used in biomass estimation and carbon sequestration studies.

$$(BAS)_{est} = \rho \times \exp(-1.449 + 2.148 \ln(D) + 0.207(\ln(D))^2 - 0.0281(\ln(D))^3) \quad (4)$$

In this BAS equation, it is described as above-ground dry biomass, in (Mg ha^{-1}), DBH – (Diameter at Breast Height). ρ = wood density of each species.

Commercial volume was calculated using a volume equation developed for the region (Lima *et al.*, 2021).

$$V = \exp(-8.031 + 2.210 * \ln(DAP)) \quad (5)$$

The carbon volume was put at fifty percent of the biomass value.

Models based on individual trees were analyzed to assess differences in responses as a function of predictor variables. Mortality analysis for each species was performed with logistic regression, as a function of the diametric distribution observed in the first measurement. Individuals that died or who entered the last measurement were not considered in the calculation of increments.

The responses related to the dynamics of the forest species analyzed in the management area, which determine the capacity for carbon retention and sequestration, were evaluated as a function of two categorical variables: wood density and tree diameter.

The comparison of the increase in biomass and mean diameter growth per tree between the two groups of species with different densities was performed using the t test.

Covariance analysis was performed to verify the significance of differences in the diametric growth rate between species, with the final diameter of the trees as a covariate. The diameter of the trees in the last measurement was used as a covariate, as individuals that had died in the last measurement or during measurements were not used in the calculation of increment rates.

To verify the predominance of sequestration or carbon emission, the final biomass balance of each species, was conducted by adding the biomass of the individuals from the first measurement to the increase in biomass of those who remained alive + the biomass of inputs - the biomass of those who died. This calculation was performed separately for each of the 15 plots evaluated.

$$\text{Final balance} = (\text{BioI} + \text{Bioinc} + \text{BioIng}) - \text{Biom} \quad (6)$$

The response, grouped by biomass productivity at the plot level, was compared between species by means of analysis of variance.

Results and Discussion

Dynamics after extraction and management by species

For each species selected for the study, the individual values were not found. It was verified that in the sum of all plots, the difference between the initial biomass before extraction and the biomass at the last measurement was negative for high density species (Group 1), while those of medium density (Group 2) presented a positive balance.

Analyzing biomass recovery, we verified that the recovery times between the two groups are different. While Group 1, composed of the acapu and maçaranduba species (*Vouacapua americana* Aubl. *Cesalopiniaceae* and *Manikara* ssp. *Sapotaceae*, respectively), had a negative total value in 15 ha of -112,02 Mg, when subtracting the final biomass from that initial one before exploitation, Group 2, composed of mandioqueira and quaruba species (*Qualea* ssp, *Vochysiaceae* and *Eurisma* ssp, *Vochysiaceae*, respectively), presented a positive balance of 58.13 Mg.

For acapu and maçaranduba species, the biomass recovered in the vast majority of plots presented negative values, corroborating the premise that the time during which they were monitored was not sufficient to recover the biomass lost during or after the reduced impact exploitation. In Group 2, the balance of total biomass was positive in the monitoring period, with the exception of a few plots that showed a negative balance. This can be explained by the local exploitation rate, which is differentiated between the plots. In another study carried out with the same plots, it was proven that the greater the local intensity of extraction, the longer the time required for biomass recovery (Santos et al. 2019). These authors demonstrated that, despite the general cutting rate defined in the management plan being equal to 3 m³ per hectare, the local variation is high. There are plots where no trees were cut, as well as a plot where more than ten trees were removed.

When comparing the development of trees from the two groups of species with different densities, we note that there is a significant difference (rdof = 424, t = -3.207, p < 0.001) in diameter growth between Group 1 and Group 2, as shown in the graphs below (Figure 3).

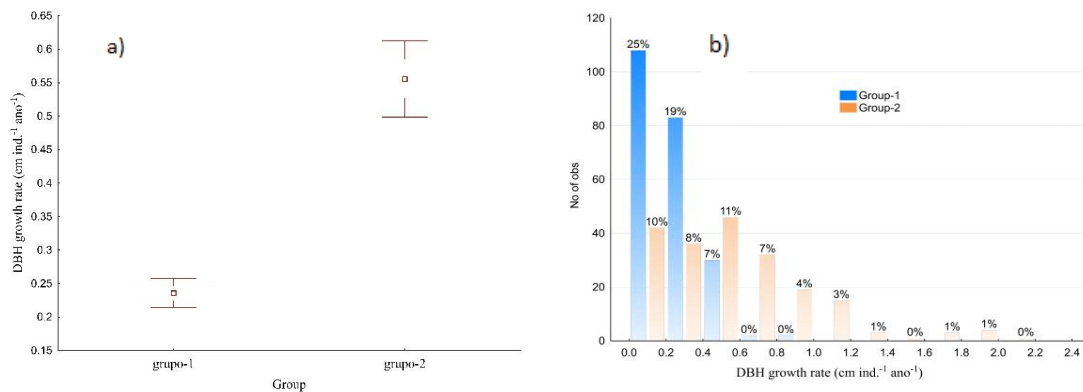


Figure 3: a) - amplitude of the observed increment values, for the two groups of species analyzed. b) Average values and variation of the annual diametric growth rate per individual (a) and frequency distribution of increments of individual trees, after forest management in the eastern Amazon, of the two groups of species analyzed: Group-1 (acapu and maçaranduba, high wood density, n=202); Group-2 (mandioqueira and guaruba, medium density).

In Figure 3, the amplitude of the observed incremental values for the two groups of species analyzed may also be observed. It is verified that, for Group 1, the incremental values were concentrated in the first two classes, up to 0.4 cm ind.⁻¹ year, and there were no values above 0.6 cm. On the other hand, in Group 2 there were several values above 0.6 cm, with the growth rate reaching 2 cm in year 1. This confirms the greater growth capacity of the species of Group 2, and the statistical significance of its greater mean increment. The diametric increment is the basis of the increment in biomass, which is accumulated in the tree trunk.

In Group 1, the mean annual increase in diameter was 0.2 cm ind.⁻¹ year⁻¹, while in Group 2, the mean annual increase in diameter was 0.5 cm ha⁻¹, confirming one of the predictions, that the group of species with lower density has a greater growth in diameter, while species with greater density show a smaller growth in diameter.

One of the main variables of forest dynamics that must be observed to assess the resilience of the forest after extraction and to plan the cutting cycle is the diametric growth rate of commercial species, or groups of species. This demonstrates the importance of considering management by species or by group of species with similar characteristics, both for planning wood collection and for carbon sequestration assessments. In the state

of Amazonas, Complementary Law No. 53/2007 of 06/05/2007, based on the growth-oriented harvesting model, guides the management by group of species. This standard defines the differentiated cutting cycle as a function of the grouping for wood density, which is directly related to growth rates (Schongart 2008).

In this same region of the present research, studies were carried out over a period of 20 years and analyzed mortality, recruitment and the API_{DBH} , in an experiment with different cut-off rates, and where extraction ranging from moderate to heavy was reported, there was a decrease in the API_{DBH} . Where neither logging nor thinning occurred, the general API_{DBH} for all trees was 0,30 cm. year⁻¹, an intermediate value between those found for the two groups in this study, corroborating the results found in this research. The EIR (Reduced Impact Exploitation) preserves the functions of the forest, without, however, being able to promote the faster growth of the remaining commercial wood stock. When considering only the recovery of the commercial volume, mainly of high density species, the cutting cycles should normally be greater than expected (Azevedo et al. 2007).

The analysis of covariance showed the significance of differences in growth between species (rdof = 424; $F=52.61$; $p < 0.001$) and the diameter of trees as a covariate (rdof = 424; $F=63.13$; $p < 0.001$). In Figure 4, it can be seen that there are differences between the species, and those in group-2 (mandioqueira and quaruba) have higher diameter growth rates, especially in larger trees with intermediate diameters.

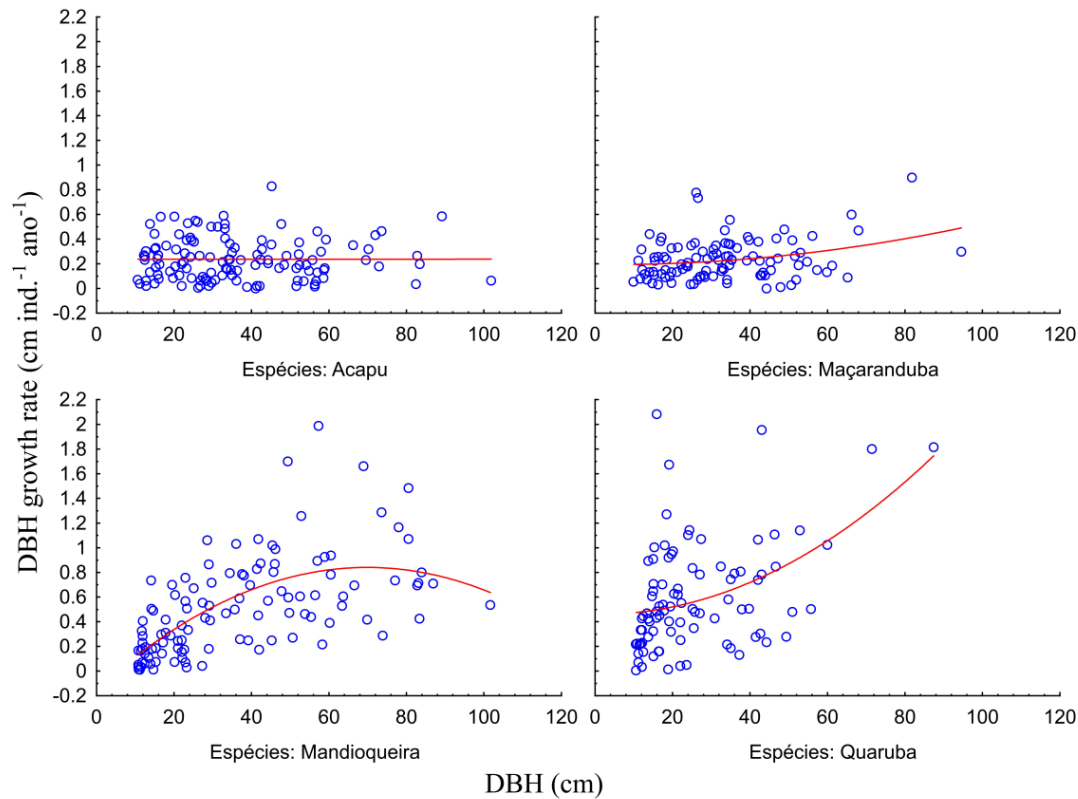


Figure 4 - Relationship between diameter and annual growth rate per individual tree of four commercial species after logging in a native forest management area in eastern Brazilian Amazon.

Trees of high density species (acapu and maçaranduba) maintain their radial growth practically constant throughout their development, here represented by the diametric variation. Its lowest rates are maintained on all sizes of trees, from the thinnest to the thickest. The absence of variation in the rate of increment of trees with high wood density as a function of the diameter of individuals has also been observed in others (Costa et al. 2007).

The significance of differences between the rates of increase in biomass per individual tree, directly related to the diametric growth rate, was also confirmed by statistical analysis (GL = 427; $t = -3.207$; $p = 0.001$). The average for Group 1 was 26 kg per tree per year, while for Group 2 it was 41 kg.

The mortality of individual trees of the species was evaluated by logistic regression, which confirmed the highest rate of the acapu species (Chi-square = 4.1073; $df = 1$; $p = 0.0427$), considering the variation in diameters of all trees, measured in the first

assessment. The goodness of fit of the model (MS3) to the variation in tree diameter, showed that mortality was higher in trees with smaller diameters.

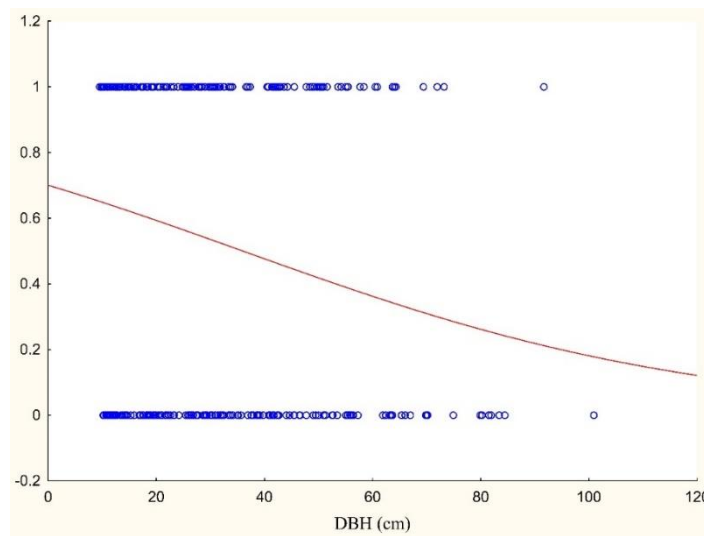


Figure 5- Tree mortality as a function of DBH

Acapu mortality after extraction was higher, at least twice that of other species. Consequently, the dead biomass of this species was also much higher (Table 3).

Tabela – 3. Average, minimum and maximum values of biomass dynamics and productivity of four important commercial timber species from the eastern Amazon, in the Jari forest management area, Almeirim, Pará.

Species	Mortality	Ingress	BIOini	BIOfin	Inc BIO	Mort BIO
	n ha ⁻¹	n ha ⁻¹	-----t ha ⁻¹ -----		-----t ha ⁻¹ ano ⁻¹ -----	
Acapu						
Average	4	2	63,003	49,959	0,531	1,499
Acapu (mín-máx)	(1-11)	(1-4)	(3,283-115,944)	(2,656-90,904)	(0,069-1,058)	(0,135-3,183)
Maçaranduba						
Average	2	0	16,065	13,815	0,188	0,397
Maçarand (mín-máx)	0-6	0-2	(1,515-33,520)	(1,642-30,811)	(0,029-0,584)	(0,000-1,171)
Mandioqueira						
Average	1	1	13,813	16,778	0,502	0,196
Mandioqu (mín-máx)	0-6	0-4	(0,080-36,725)	(0,178-52,180)	(0,007-2,069)	(0,000-0,636)
Quaruba Average	2	3	3,721	4,86	0,192	0,104
Quaruba (mín-máx)	0-8	0-30	(0,038-10,140)	(0,000-12,725)	(0,000-0,530)	(0,000-0,391)

The analysis of variance of yield at the plot level confirmed the significant differences between species, both for the increase in biomass (rdof = 44; F = 3.2610; p = 0.030) and for the biomass lost by mortality (rdof = 44; F = 12.002; p < 0.001)

It appears that mortality was higher than ingress, both in terms of density of individuals and biomass rate, for the two species (acapu and maçaranduba) with higher wood density, in Group 1. The rate of biomass loss of trees that died was about three times higher than the rate of biomass ingress with young trees. This was decisive, so that after the reduced impact exploration, the final biomass of trees of these species was lower than the initial biomass before the exploration, contributing to greater CO₂ emissions.

In the case of Group 2, composed of species of intermediate density (mandioqueira and quaruba), the results were inverse, and the balance was positive. The final biomass after the timber harvest was higher than the previous biomass, showing that there was accumulation and sequestration of carbon in the trees of these species. In the case of mandioqueira, the carbon accumulation rate was 251 and 251 kg ha⁻¹ year⁻¹.

The net productivity of surviving acapu trees was also high, even higher than that of mandioqueira; but the mortality of individuals of the species was also high – which provoked the negative final balance and the predominance of carbon emissions. Probably, the high mortality of acapu trees, observed in the field in measurements carried out in 2018, can be explained by climatic anomalies. That year, several dry and dead acapu trees were verified at the site – which may have been a reflection of the El Nino of the years 2015 and 2016, which was the strongest ever in the Amazon, with increases of more than 2 degrees in maximum temperature and extension of the dry season from 3 to 6 months (Pastana et al. 2021)

The graphical representation of the net primary productivity resulting from the accumulation and loss of biomass by species shows the differences between the two groups of species. For quaruba and mandioqueira, the final biomass after the timber harvest was higher than the previous biomass, showing that there was accumulation and sequestration of carbon in the trees of those species, resulting from the greater increase in relation to losses due to mortality (Figure 6).

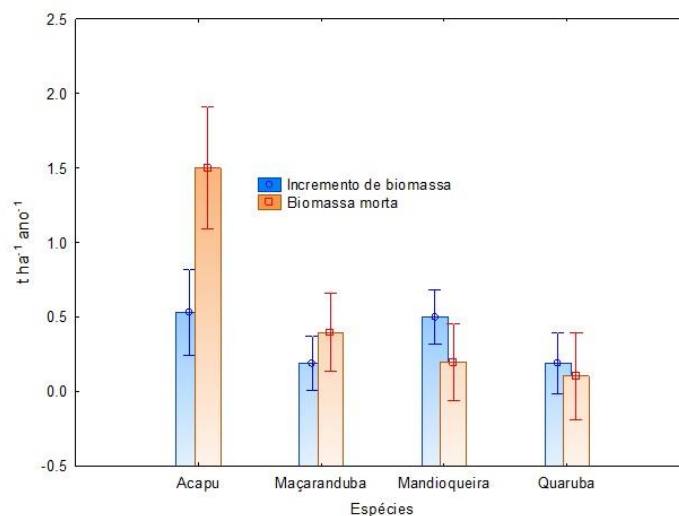


Figure 6 – Mean values and 95% confidence intervals of increment and loss of biomass by species, for four important commercial timber species from the eastern Amazon, in the Jari forest management area, Almeirim, Pará.

Dead biomass should not be directly computed as CO₂ emission, as the tree, especially the trunk of high-density species, can take decades to decompose. In addition, the trees

of these species, which are harvested and processed for sale, are normally used as structural parts in civil construction, where carbon is still stored for the long term. Thus, it is evident that for these high-density species, even with a negative balance in relation to the dynamics of biomass accumulation and loss after wood extraction, there will not necessarily be higher emissions.

In general, timber forest management in the Amazon contributes to the direct and immediate sequestration of carbon in commercial trees of intermediate density. In the case of species with high wood density, despite the unfavorable dynamics for these populations during management, this effect is minimized by the long-term storage of carbon in these woods. However, it is also necessary to assess the damage and mortality caused to other species. Thus, it is recommended to continue research and further studies in this area, to also quantify the emissions caused by damage to other species and to the forest community as a whole.

Conclusions

The comparison between two groups confirmed the hypothesis that intermediate density species recover carbon in a shorter period, compared to higher density species. As for larger diameter trees, we have also confirmed that these trees are not very important for the dynamics of biomass recovery, despite their recognized and important role in maintaining the forest's high carbon stocks. The high mortality of species such as acapu in the early years, surpassing the entry rate, further reinforces the importance of studying specific populations and of species management, for a greater ecological understanding of the species, optimization of carbon capture and forest production. Thus, it is concluded that the association of the management of native forests in the Amazon with the emission/sequestration of carbon is dependent on the species and the diameter of the trees. It is recommended to concentrate cutting on trees with intermediate diameters, avoiding felling the thicker ones, which, despite not being the most relevant for carbon sequestration, are very important for maintaining the existing stock in the forest. It is also recommended to include more species with intermediate wood density in the list of commercial species, avoiding the overexploitation of those with high density, such as maçaranduba.

Acknowledgments

We wish to thank Embrapa (projects 43.15.12.002.00.02 and 10.20.03.005.00.02) for the logistical structure; IFAP, its professors and students, for participating in the measurement work; Jari Florestal, for the transfer of data and accommodation; the Jari Foundation, for the release of Jussian, an expert in the region's plots and forest; and the Embrapa employees and colleagues who participated in the measurement of the plots.

References

- Acuña MHA, Oliveira LC de, Oliveira MVND, Costa CAF da, Souza MB de (2019). Dinâmica e estrutura florestal em área explorada sob regime de manejo florestal sustentável na Amazônia Sul Ocidental, Brasil. 225–262.
- Alves JCZO, Miranda IDS (2008). Análise da estrutura de comunidades arbóreas de uma floresta amazônica de Terra Firme aplicada ao manejo florestal. *Acta Amazonica*. 38: 657–666. - doi: 10.1590/S0044-59672008000400008
- ANDRADE VHF (2015). MODELOS DE CRESCIMENTO PARA *Hymenaea courbaril* L. e *Handroanthus serratifolius* (Vahl) S.O. Grose EM FLORESTA DE TERRA FIRME UTILIZANDO ANÁLISE DE ANÉIS DE CRESCIMENTO.
- Asner GP, Nepstad D, Cardino G, Ray D (2014). Improved tropical forest management for carbon retention. *Forest Ecology and Management*. 6: 1–7. - doi: 10.1525/bio.2012.62.5.9
- Aubry-Kientz M, Rossi V, Cornu G, Wagner F, Hérault B (2019). Temperature rising would slow down tropical forest dynamic in the Guiana Shield. *Scientific Reports*. 9: 1–8. - doi: 10.1038/s41598-019-46597-8
- Azevedo CP de, Sanquetta CR, Silva JNM, Machado SDA (2007). Efeito De Diferentes Níveis De Exploração E De Tratamentos Silviculturais Sobre a Dinâmica Da Floresta Remanescente. *Floresta*. 38: 277–293. - doi: 10.5380/rf.v38i2.11622
- Braatz S (2012). Building resilience for adaptation to climate change through sustainable forest management. *Building Resilience for Adaptation to Climate Change in the Agriculture Sector, Proceedings of a Joint FAO/OECD Workshop 23–24 April 2012*. 117–127. Retrieved from www.fao.org/docrep/017/i3084e/i3084e.pdf
- Brando PM, Soares-Filho B, Rodrigues L, Assunção A, Morton D, Tuchsneider D, Fernandes ECM, Macedo MN, Oliveira U, Coe MT (2020). The gathering firestorm in southern Amazonia. *Science Advances*. 6: 1–10. - doi: 10.1126/sciadv.aay1632
- Butarbutar T, Köhl M, Neupane PR (2016). Harvested wood products and REDD+: looking beyond the forest border. *Carbon Balance and Management*. 11: 4. - doi: 10.1186/s13021-016-0046-9
- Catford JA, Daehler CC, Murphy HT, Sheppard AW, Hardesty BD, Westcott DA, Rejmánek M, Bellingham PJ, Pergl J, Horvitz CC, Hulme PE (2012). The intermediate disturbance hypothesis and plant invasions: Implications for species richness and management. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 14: 231–241. - doi: 10.1016/j.ppees.2011.12.002
- Chave J, Andalo C, Brown S, Cairns MA, Chambers JQ, Eamus D, Fölster H, Fromard F, Higuchi N, Kira T, Lescure JP, Nelson BW, Ogawa H, Puig H, Riéra B, Yamakura T (2005). Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests. *Oecologia*. 145: 87–99. - doi: 10.1007/s00442-005-0100-x

- Chhatre A, Agrawal A (2009). Trade-offs and synergies between carbon storage and livelihood benefits from forest commons. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 106: 17667–17670. - doi: 10.1073/pnas.0905308106
- Cole LES, Bhagwat SA, Willis KJ (2014). Recovery and resilience of tropical forests after disturbance. *Nature Communications*. 5: 1–7. - doi: 10.1038/ncomms4906
- CONAMA (2009). Resolução CONAMA nº 406/2009. DOU. 1–5.
- Costa DHM, Carvalho JOP de, Berg E Van Den (2007). Crescimento Diamétrico de Maçaranduba (*Manilkara huberi* chevalier) após a Colheita da Madeira. *Amazônia: Ciência & Desenvolvimento*. 3: 65–76.
- Cristóvam F, Serrão DR, Nemer TC (2007). Efeito de diferentes tamanhos de clareiras , sobre o crescimento e a mortalidade de espécies arbóreas , em Moju-PA 1. 37: 37–48.
- de Avila AL, Schwartz G, Ruschel AR, Lopes J do C, Silva JNM, Carvalho JOP de, Dormann CF, Mazzei L, Soares MHM, Bauhus J (2017). Recruitment, growth and recovery of commercial tree species over 30 years following logging and thinning in a tropical rain forest. *Forest Ecology and Management*. 385: 225–235. - doi: 10.1016/j.foreco.2016.11.039
- De Figueiredo LTM, Soares CPB, de Sousa AL, Leite HG, Da Silva GF (2015). Dinâmica Do Estoque De Carbono Em Fuste De Árvores De Uma Floresta Estacional Semidecidual. *Cerne*. 21: 161–167. - doi: 10.1590/01047760201521011529
- de Lima RB, Rutishauser E, da Silva JAA, Guedes MC, Herault B, de Oliveira CP, da Silva Aparício P, Sotta ED, da Silva DAS, Ferreira RLC (2021). Accurate Estimation of Commercial Volume in Tropical Forests. *Forest Science*. 67: 14–21. - doi: 10.1093/forsci/fxaa032
- de Oliveira Marques JD, Luizão FJ, Teixeira WG, Nogueira EM, Fearnside PM, Sarrazin M (2017). Soil Carbon Stocks under Amazonian Forest: Distribution in the Soil Fractions and Vulnerability to Emission. *Open Journal of Forestry*. 07: 121–142. - doi: 10.4236/ojf.2017.72008
- Díaz S, Hector A, Wardle DA (2009). Biodiversity in forest carbon sequestration initiatives: not just a side benefit. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. 1: 55–60. - doi: 10.1016/j.cosust.2009.08.001
- Dourdain A, Hérault B, Uianas G (2015). ALOMÉTRICAS NO ESCUDO DAS GUIANAS REDD+ para o Escudo das Guianas. *CIRAD*. 1: 78.
- Esquivel-Muelbert A, Phillips OL, Brienens RJW, Fauset S, Sullivan MJP, Baker TR, Chao KJ, Feldpausch TR, Gloor E, Higuchi N, Houwing-Duistermaat J, Lloyd J, Liu H, Malhi Y, Marimon B, Marimon Junior BH, Monteagudo-Mendoza A, Poorter L, Silveira M, Torre EV, Dávila EA, del Aguila Pasquel J, Almeida E, Loayza PA, Andrade A, Aragão LEOC, Araujo-Murakami A, Arets E, Arroyo L, Aymard C GA, Baisie M, Baraloto C, Camargo PB, Barroso J, Blanc L, Bonal D,

- Bongers F, Boot R, Brown F, Burban B, Camargo JL, Castro W, Moscoso VC, Chave J, Comiskey J, Valverde FC, da Costa AL, Cardozo ND, Di Fiore A, Dourdain A, Erwin T, Llampazo GF, Vieira ICG,. *Nature Communications*. 11. - doi: 10.1038/s41467-020-18996-3
- FAO (2020). *Global Forest Resources Assessment 2020*. FAO. FAO, FAO. 2020. *Global Forest Resources Assessment 2020 – Key findings*. Rome, pp. 16. <https://doi.org/10.4060/ca8753en>
- Fox JC, Yosi CK, Nimiago P, Oavika F, Pokana JN, Lavong K, Keenan RJ (2010). Assessment of aboveground carbon in primary and selectively harvested tropical forest in papua New Guinea. *Biotropica*. 42: 410–419. - doi: 10.1111/j.1744-7429.2009.00617.x
- Galante MV, Dutschke M, Patenaude G, Vickers B (2012). Climate change mitigation through reduced-impact logging and the hierarchy of production forest management. *Forests*. 3: 59–74. - doi: 10.3390/f3010059
- Galloway G, Katila P, Jong W de, Pacheco P, Mery G (2014). *Forests under Pressure - Local Responses to GLoBal Climate Change*.
- Gibbs HK, Brown S, Niles JO, Foley JA (2007). Monitoring and estimating tropical forest carbon stocks: making REDD a reality. *Environmental Research Letters*. 2: 045023. - doi: 10.1088/1748-9326/2/4/045023
- Higuchi N, Santos J dos, Lima AJN (2008). *Biometria florestal*. INPA. 1: 107–109.
- HIGUCHI N, SANTOS J dos, RIBEIRO RJ, MINETTE L, BIOT Y (1998). BIOMASSA DA PARTE AÉREA DA VEGETAÇÃO DA FLORESTA TROPICAL ÚMIDA DE TERRA-FIRME DA AMAZÔNIA BRASILEIRA. *Acta Amazonica*.
- Huang M, Asner GP (2010a). Long-term carbon loss and recovery following selective logging in Amazon forests. *Global Biogeochemical Cycles*. 24: 1–15. - doi: 10.1029/2009GB003727
- Huang M, Asner GP (2010b). Long-term carbon loss and recovery following selective logging in Amazon forests. *GLOBAL BIOGEOCHEMICAL CYCLES*. 24: 9–14. - doi: 10.1029/2009GB003727
- Huntingford C, Zelazowski P, Galbraith D, Mercado LM, Sitch S, Fisher R, Lomas M, Walker AP, Jones CD, Booth BBB, Malhi Y, Hemming D, Kay G, Good P, Lewis SL, Phillips OL, Atkin OK, Lloyd J, Gloor E, Zaragoza-Castells J, Meir P, Betts R, Harris PP, Nobre C, Marengo J, Cox PM (2013). Simulated resilience of tropical rainforests to CO₂-induced climate change. *Nature Geoscience*. 6: 268–273. - doi: 10.1038/ngeo1741
- IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas (2021a). IPT. Retrieved 13 June 2021, from https://www.ipt.br/informacoes_madeiras/17-quaruba.htm
- IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas (2021b). IPT. Retrieved 13 June 2021, from https://www.ipt.br/informacoes_madeiras/15-

a_madeira_de_mandioqueira_apresenta_baixa_resistencia_ao_ataque_de_organismos_xilofagos.htm

Jardim FC da S, Quadros LCL (2016). Estrutura de uma floresta tropical dez anos após exploração. *Revista Ceres*. 63: 427–435.

Johnston R (2016). Arsenic and the 2030 Agenda for Sustainable Development. In: UNITED NATIONS sustainabledevelopment.un.org. - doi: 10.1201/b20466-7

Le Page Y, Morton D, Hartin C, Bond-Lamberty B, Pereira JMC, Hurtt G, Asrar G (2017). Synergy between land use and climate change increases future fire risk in Amazon forests. *Earth System Dynamics*. 8: 1237–1246. - doi: 10.5194/esd-8-1237-2017

Lovejoy TE, Nobre C (2019). Amazon tipping point: Last chance for action. *Science Advances*. 5: 4–6. - doi: 10.1126/sciadv.aba2949

Maciel M de NM, Watzlawick LF, Schoeninger ER, Yamaji FM (2002). Efeito da radiação ao solar na dinâmica de uma floresta Introdução Radiação solar no interior da floresta. *Revista Ciencias Exatas e Naturais*. 4.

Marland G, Marland E, Stellar K (2010). Archived version from NCDOCKS Institutional Repository A Distributed Approach to Accounting for Carbon in Wood Products. 15: 71–91. Retrieved from <http://libres.uncg.edu/ir/asu/>

Martins PJ (2011). Biomassa Vegetal, Estoque De Carbono E Dinâmica Em Um Fragmento De Floresta Ombrófila Mista Montana. Dissertação.

Mendes Nascimento RG, Machado S do A, Figueiredo Filho A, Higuchi N (2012). Modelo de projeção por classe diamétrica para florestas nativas: enfoque na função probabilística de Weibull. *Pesquisa Florestal Brasileira*. 32: 93–103. - doi: 10.4336/2012.pfb.32.70.93

Michael T. Coe, Guimarães A (2020). Amazon Deforestation and Fire Update: October 2020 - Woodwell Climate. Retrieved 18 June 2021, from <https://www.woodwellclimate.org/2020-amazon-deforestation-and-fire-outlook-october/>

Mohd Zaki NA, Abd Latif Z (2017). Carbon sinks and tropical forest biomass estimation: a review on role of remote sensing in aboveground-biomass modelling. *Geocarto International*. 32: 701–716. - doi: 10.1080/10106049.2016.1178814

Natividade MDM, Sampaio JDS, Pereira WDS, Leal de Sousa IR, Cardoso Júnior CD, De Souza Carvalho CDS, Melo LDO (2018). Estrutura E Dinâmica Florestal, Antes E Após Extração De Madeira, Em Área De Manejo Florestal Na Flona Do Tapajós. *Revista Agroecossistemas*. 10: 113. - doi: 10.18542/ragros.v10i2.5183

Nobre CA, Sampaio G, Borma LS, Castilla-Rubio JC, Silva JS, Cardoso M (2016). Land-use and climate change risks in the amazon and the need of a novel sustainable development paradigm. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*. 113: 10759–10768. - doi: 10.1073/pnas.1605516113

- O'Sullivan R (2009). Reducing emissions from Deforestation in developing countries: An introduction. *Climate Change and Forests: Emerging Policy and Market Opportunities*. 179–190.
- Oliveira U, Soares-Filho BS, Paglia AP, Brescovit AD, De Carvalho CJB, Silva DP, Rezende DT, Leite FSF, Batista JAN, Barbosa JPPP, Stehmann JR, Ascher JS, De Vasconcelos MF, De Marco P, Löwenberg-Neto P, Ferro VG, Santos AJ (2017). Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. *Scientific Reports*. 7: 1–9. - doi: 10.1038/s41598-017-08707-2
- Oliver CD, Nassar NT, Lippke BR, McCarter JB (2014). Carbon, Fossil Fuel, and Biodiversity Mitigation With Wood and Forests. *Journal of Sustainable Forestry*. 33: 248–275. - doi: 10.1080/10549811.2013.839386
- Orsa G (2010). Relatório Anual e de Sustentabilidade 2010. Grupo Orsa. 60.
- Pacheco J, Azevedo-Ramos C (2019). Os regulamentos do manejo florestal madeireiro e autonomia das populações tradicionais em unidades de conservação da Amazônia. *UFPR Revista Eletronica*. 50: 192–215.
- Parrotta JA, Wildburger C, Mansourian S (2012). Understanding relationships between biodiversity, carbon, forests and people: the key to achieving REDD+ objectives. A global assessment report prepared by the Global Forest Expert Panel on Biodiversity, Forest Management and REDD+. IUFRO World Series, Vol. 31, pp. 161 pp. <https://doi.org/1016-3263>
- Pastana DNB, Modena É de S, Oliveira LH de, Neves E, Martoranos LG, Guedes ACL, Figueiredo RL de, Souza, Costa FF, Batista APB, Guedes MC (2021). Strong El Niño reduces fruit production of Brazil-nut trees in the eastern Amazon. *ACTA AMAZONICA*. 51: 277–286.
- Pearson TRH, Brown S, Casarim FM (2014). Carbon emissions from tropical forest degradation caused by logging. *Environmental Research Letters*. 9. - doi: 10.1088/1748-9326/9/3/034017
- Pedrinho A, Mendes LW, Merloti LF, De Cassia Da Fonseca M, De Souza Cannavan F, Tsai SM (2019). Forest-to-pasture conversion and recovery based on assessment of microbial communities in Eastern Amazon rainforest. *FEMS Microbiology Ecology*. 95: 1–10. - doi: 10.1093/femsec/fiy236
- Peña-Claros M, Fredericksen TS, Alarcón A, Blate GM, Choque U, Leaño C, Licona JC, Mostacedo B, Pariona W, Villegas Z, Putz FE (2008). Beyond reduced-impact logging: Silvicultural treatments to increase growth rates of tropical trees. *Forest Ecology and Management*. 256: 1458–1467. - doi: 10.1016/j.foreco.2007.11.013
- Piponiot C, Cabon A, Descroix L, Dourdain A, Mazzei L, Ouliac B, Rutishauser E, Sist P, Hérault B (2016a). A methodological framework to assess the carbon balance of tropical managed forests. *Carbon Balance and Management*. 11. - doi: 10.1186/s13021-016-0056-7
- Piponiot C, Sist P, Mazzei L, Pe M (2016b). Carbon recovery dynamics following disturbance by selective logging in Amazonian forests. *ELife*. 1: 43. - doi:

<https://doi.org/10.7554/eLife.21394.001>

- Putz F, Romero C (2014). Tropical Forest Futures. *Biotropica*. 0: 1–35.
- Putz FE, Redford KH (2010). The importance of defining ‘Forest’: Tropical forest degradation, deforestation, long-term phase shifts, and further transitions. *Biotropica*. 42: 10–20. - doi: 10.1111/j.1744-7429.2009.00567.x
- Putz FE, Sist P, Fredericksen T, Dykstra D (2008a). Reduced-impact logging: Challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management*. 256: 1427–1433. - doi: 10.1016/j.foreco.2008.03.036
- Putz FE, Zuidema PA, Pinard MA, Boot RGA, Sayer JA, Sheil D, Sist P, Elias, Vancly JK (2008b). Improved tropical forest management for carbon retention. *PLoS Biology*. 6: 1368–1369. - doi: 10.1371/journal.pbio.0060166
- Retslaff FA de S, Figueiredo Filho A, Machado SDA, Arce JE, Jaskiu E (2016). DIAGRAMA DE MANEJO DA DENSIDADE PARA *Pinus taeda* NO ESTADO DO PARANÁ. *FLORESTA*. 46: 185. - doi: 10.5380/rf.v46i2.38301
- Ribeiro SMC, Jardim HL, Azevedo ÚR de, Coelho V, Bachi LS, Soares-Filho B (2020). Non-Timber Forest Products (NTFP) in the Brazilian Amazon and Cerrado biomes: Multi scale governance for Implementing enhanced socio-biodiversity chains. *Sustentabilidade Em Debate*. 11: 42–61. - doi: 10.18472/SustDeb.v11n2.2020.28393
- Rossi LMB, Koehler HS, Arce JE, Sanquetta CR (2007a). Modelagem De Recrutamento Em Florestas. *Floresta*. 37: 453–467. - doi: 10.5380/rf.v37i3.9942
- Rossi LMB, Koehler HS, Sanquetta CR, Arce JE (2007b). Modelagem De Mortalidade Em Florestas Naturais. *Floresta*. 37: 275–291. - doi: 10.5380/rf.v37i2.8656
- Rozendaal DMA, Phillips OL, Lewis SL, Affum-Baffoe K, Alvarez-Davila E, Andrade A, Aragão LEOC, Araujo-Murakami A, Baker TR, Bánki O, Brienens RJW, Camargo JLC, Comiskey JA, Djuikouo Kamdem MN, Fauset S, Feldpausch TR, Killeen TJ, Laurance WF, Vanderwel MC (2020). Competition influences tree growth, but not mortality, across environmental gradients in Amazonia and tropical Africa. *Ecology*. 101: 1–11. - doi: 10.1002/ecy.3052
- SANTOS AC DOS (2016). Recuperação da Biomassa acima do Solo em Florestal Tropical Manejada no Vale do Jari, Amazônia Oriental. Unifap.
- Santos AC dos, Sotta ED, Guedes MC, Blanc L (2019). Above-ground Biomass Recovery in Managed Tropical Forest in the Jari Valley, Eastern Amazon. *Journal of Agricultural Science*. 11: 129. - doi: 10.5539/jas.v11n6p129
- Schongart J (2008). Forest Ecology and Management Growth-Oriented Logging (GOL): A new concept towards sustainable Amazon floodplains forest management in Central Amazonian va. 256: 46–58. - doi: 10.1016/j.foreco.2008.03.037
- Silva VS de M e (2006). MANEJO DE FLORESTAS NATIVAS: PLANEJAMENTO, IMPLANTAÇÃO E MONITORAMENTO. UFMT.

- Sist P, Mazzei L, Blanc L, Rutishauser E (2014). Large trees as key elements of carbon storage and dynamics after selective logging in the Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management*. 318: 103–109. - doi: 10.1016/j.foreco.2014.01.005
- Sist P, Pacheco P, Nasi R, Blaser J (2011). Management of natural tropical forests in the past and present and projections for the future. *FORESTS UNDER PRESSURE*. 1: 497–511.
- Sist P, Pacheco P, Nasi R, Blaser J (2015). Management of natural tropical forests for the future., Vol. 32, pp. 1–4.
- Souza LAG de, Dantas AR, Matos RB, Silva MF da, Sampaio P de TB (2000). Período De Frutificação E Viabilidade Das Sementes Do " Acapu " (Vouacapoua Americana Aubl . - Leg . Caesalp .) Da Região.
- Steege H Ter, Pitman NCA, Killeen TJ, Laurance WF, Peres CA, Guevara JE, Salomão RP, Castilho C V., Amaral IL, De Almeida Matos FD, De Souza Coelho L, Magnusson WE, Phillips OL, De Andrade Lima Filho D, De Jesus Veiga Carim M, Irumé MV, Martins MP, Molino JF, Sabatier D, Wittmann F, López DC, Da Silva Guimarães JR, Mendoza AM, Vargas PN, Manzatto AG, Reis NFC, Terborgh J, Casula KR, Montero JC, Feldpausch TR, Coronado ENH, Montoya AJD, Zartman CE, Mostacedo B, Vasquez R, Assis RL, Medeiros MB, Simon MF, Andrade A, , Malhi Y, De Andrade Miranda IP, Prieto A, Rudas A, Ruschell AR, Silva N, Vela CIA, Vos VA, Zent EL, Zent S, Cano A, Nascimento MT, Oliveira AA, Ramirez-Angulo H, Ramos JF, Sierra R, Tirado M, Medina MNU, Van Der Heijden G, Torre EV, Vriesendorp C, Wang O, Young KR, Baider C, Balslev H, De Castro N, Farfan-Rios W, Ferreira C, Mendoza C, Mesones I, Torres-Lezama A, Giraldo LEU, Villarroel D, Zagt R, Alexiades MN, Garcia-Cabrera K, Hernandez L, Huamantupa-Chuquimaco I, Milliken W, Cuenca WP, Pansini S, Pauletto D, Arevalo FR, Sampaio AF, Sandoval EHV, Gamarra LV (2015). Estimating the global conservation status of more than 15,000 Amazonian tree species. *Science Advances*. 1: 9–11. - doi: 10.1126/sciadv.1500936
- Sullivan MJP, Talbot J, Lewis SL, Phillips OL, Qie L, Begne SK, Chave J, Cuni-Sanchez A, Hubau W, Lopez-Gonzalez G, Miles L, Monteagudo-Mendoza A, Sonké B, Sunderland T, Ter Steege H, White LJT, Affum-Baffoe K, Aiba SI, De Almeida EC, De Oliveira EA, Alvarez-Loayza P, Dávila EÁ, Andrade A, Aragão LEOC, Ashton P, Aymard GA, Baker TR, Balinga M, Banin LF, Baraloto C, Bastin JF, Berry N, Bogaert J, Bonal D, Bongers F, Brienén R, Camargo JLC, Cerón C, Moscoso VC, Chezeaux E, Clark CJ, Pacheco ÁC, Comiskey JA, Réjou-Méchain M, Restrepo Z, Rutishauser E, Salim KA, Salomão RP, Samsøedin I, Sheil D, Sierra R, Silveira M, Slik JWF, Steel L, Taedoumg H, Tan S, Terborgh JW, Thomas SC, Toledo M, Umunay PM, Gamarra LV, Vieira ICG, Vos VA, Wang O, Willcock S, Zemagho L (2017). Diversity and carbon storage across the tropical forest biome. *Scientific Reports*. 7: 1–12. - doi: 10.1038/srep39102
- Thompson I, Mackey B, McNulty S, Mosseler A (2009). Forest Resilience, Biodiversity, and Climate Change: a synthesis of the biodiversity/resilience/stability relationship in forest ecosystems. Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Montreal. Technical Series no. 43. Secretariat

- of the Convention on Biological Diversity. 2009, Vol. 43, pp. 1–67.
- Townsend CR, Scarsbrook MR, Dolédec S (1997). The intermediate disturbance hypothesis, refugia, and biodiversity in streams. *Limnology and Oceanography*. 42: 938–949. - doi: 10.4319/lo.1997.42.5.0938
- Trumbore S, Camargo PB de (2009). Dinâmica do Carbono do Solo. *Amazonia and Global Change*. 186: 451 a 462. - doi: 10.1029/2008GM000741
- Xu A (2020). The Political Origins of the ‘Tragedy of the Commons’ Deforestation in the Brazilian Amazon, 2000-2012. *SSRN Electronic Journal*. 2000–2012. - doi: 10.2139/ssrn.3707331
- Xu L, Saatchi SS, Yang Y, Yu Y, Pongratz J, Bloom AA, Bowman K, Worden J, Liu J, Yin Y, Domke G, Mcroberts RE, Woodall C, Nabuurs G, Keller M (2021). Changes in global terrestrial live biomass over the 21st century.
- Zimmerman BL, Kormos CF (2012). Prospects for Sustainable Logging in Tropical Forests. *BioScience*. 62: 479–487. - doi: 10.1525/bio.2012.62.5.9

ANEXO

iForest - Biogeosciences and Forestry

Editorial Board: editorial.office@sisef.org

Staff: editorial.staff@sisef.org

Web Site: <https://iforest.sisef.org/>

Dear Alberto Martins De Oliveira,

This is to confirm the reception of the following manuscript, submitted for publication to iForest - Biogeosciences and Forestry:

ID: #ms21/3957

Authors: Martins De Oliveira A, Borges Lima R, Carneiro Guedes M

Title: Carbon Recovery and Forest Resilience in a Management Area in the Eastern Amazon

Our procedure provides the allocation of an appropriate Subject Editor you are kindly requested to correspond with in due course. The paper will then undergo a peer-review process, at the end of which an editorial decision will be taken. All of the process steps are usually carried out by the use of appropriate online forms and email posting.

Please use the manuscript identification number (ID #) reported above in all future contacts with the Editorial Board. To keep you informed of the progress of your manuscript through the evaluation process, you may visit the following web page:

<https://mps.sisef.org/users/?a=51c05716ad8abbb23da005f64f9fed73>

Thank you for submitting your work to our journal.

Best regards

Gabriele Bucci, iForest executive editor

In case of technical problems, please contact us at the following email address: editorial.staff@sisef.org