



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS



IAN DE SOUSA MENEZES

**USO ALTERNATIVO DO SOLO COMO FORMA DE RECUPERAÇÃO DE ÁREA
DEGRADADA**

BELÉM-PA

2022

IAN DE SOUSA MENEZES

**USO ALTERNATIVO DO SOLO COMO FORMA DE RECUPERAÇÃO DE ÁREA
DEGRADADA**

Dissertação apresentada a UFRA, ao programa de mestrado de Ciências Florestais como requisito final para a obtenção do grau de Mestre em Ciência Florestal.

Orientador: PhD. Gustavo Schwartz.

BELÉM-PA

2022

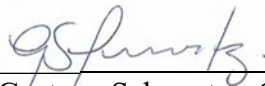
IAN DE SOUSA MENEZES

**USO ALTERNATIVO DO SOLO COMO FORMA DE RECUPERAÇÃO DE ÁREA
DEGRADADA**

Dissertação apresentada a UFRA, ao programa de mestrado de Ciências Florestais como requisito final para a obtenção do grau de Mestre em Ciência Florestal.

Data de Aprovação: 29 / 04 /2021

BANCA EXAMINADORA:



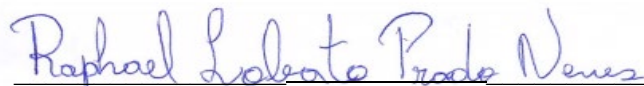
Prof. PhD. Gustavo Schwartz - Orientador
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária - EMBRAPA



Prof. Drª. Lina Bufalino - 1º Examinador (a)
Universidade Federal Rural da Amazônia – UFRA



Prof. Dr. Luiz Fernandes Silva Dionisio – 2º Examinador
Universidade do Estado do Pará – UEPA



Dr. Raphael Lobato Prado Neves - 3º Examinador
Secretaria Municipal de Meio Ambiente e Sustentabilidade – SEMMAS

A Elizete Sousa, minha mãe,
Dedico

AGRADECIMENTOS

A Deus Pai, Deus Filho, criador de tudo e todos por me assegurar saúde durante esse momento difícil em que vivemos me dando forças para a realização deste estudo.

A Universidade Federal Rural da Amazônia pela oportunidade de cursar o mestrado.

Ao CNPQ e CAPES por ter concedido bolsa de estudo.

Ao Dr^o. Falesi, proprietário da Fattoria Piave por ter me dado a oportunidade desenvolver esta dissertação, pela cooperação e contribuição.

Ao PhD. Gustavo Schwartz. Obrigado por colaborar com a minha formação profissional, pela boa vontade e ensinamentos.

A coordenação do curso de mestrado em Ciências Florestais, Dr^a. Lina Bufalino, a secretária Andreza, assim como aos professores do curso, especialmente a Dr^a. Izildinha Miranda e Dr^o. Rodrigo Geroni pelo exemplo de profissionalismo e por terem contribuído como fonte de conhecimento e estimulação na vontade de aprender.

Ao identificador botânico Edinaldo pela colaboração e identificação das plantas.

Aos amigos Jessica, Melissa, Marcos, Juliana e Andressa, obrigado por toda ajuda e apoio. Especialmente ao meu irmão Rafael Rodrigo pela companhia e parceria de oito anos de amizade, e a Amanda Fortaleza por se mostrar presente nos meus momentos de maior dificuldade.

Aos meus pais, Kildare Menezes e Elizete Sousa, por tudo que me proporcionaram!

A minha esposa Egrene Abreu pelo amor, incentivo, cooperação, preocupações, companhia e momentos de descontração, e por todo apoio nos momentos difíceis, a quem sou grato por esta conquista.

Aos meus irmãos Ícaro, Yasmin, Leonardo e Tamara, por todo amor e carinho.

A minha sogra Edilene que foi uma segunda mãe, que me apoiou nessa jornada.

A família, amigos e a todos que torceram por mim. Muito obrigado!

“E nossa história não estará pelo avesso.
Assim sem final feliz. Teremos coisas bonitas
pra contar. E até lá vamos viver. Temos muito
ainda por fazer. Não olhe para trás. Apenas
começamos. O mundo começa agora, A penas
começamos.”

Renato Russo

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. Mapa da taxa de desmatamentos acumulados da Amazônia Legal por Estados.	17
Figura 2. Taxa de desmatamentos acumulados da Amazônia Legal por Estados.	18
Figura 3. Tabela de área desmatada ao longo dos anos no município de Igarapé – Açu.	19
Figura 4. Mapa de localização geográfica do município de Igarapé-Açu, Pará.	25
Figura 5. Mapa da propriedade rural Fattoria Piave e coordenadas do plantio do SAF's e da testemunha (capoeira).	28
Figura 6. Croqui da área permanente de um hectare distribuídas em 100 parcelas de 10mx10m, e 20 parcelas de 5mx10m e 1mx10m, presente dentro da capoeira e do SAFs.	30
Figura 7. Lista de espécies encontradas na floresta secundária (capoeira) nos anos de 2020 e 2018. GE: Grupo Ecológico por espécies, e N° de indivíduos por hectare ano (há-1).	35
Figura 8. Lista de famílias encontradas no censo da floresta secundária (capoeira e SAFs) nos anos de 2018 e 2020.	37
Figura 9. Estimativa dos parâmetros fitossociológicos das espécies da capoeira e do SAFs com índices de valores de importância ampliado (IVIA) de forma decrescente em 2018 e 2020. DR: densidade relativa; FR: frequência relativa; DoR: dominância relativa; IVC: índice de valor de cobertura; IVI: valor de importância da espécie; PSR: posição sociológica relativa.	38
Figura 10. Incremento periódico médio anual das espécies da capoeira e do SAFs listadas de forma alfabética.	40
Figura 11. Distribuição das classes de diâmetro das espécies arbóreas e arbustivas encontradas na capoeira e no SAFs nos anos de 2018 e 2020.	42
Figura 12. Tabela da estrutura de estratificação da vegetação presente na capoeira e no SAFs.	43
Figura 13. Tabela da taxa de mortalidade (%) das espécies na capoeira e no SAFs.	44
Figura 14. Tabela com os índices diversidade de Shannon-Weaver (H') e índice de dominância de Simpson (C), índice de equabilidade de Pielou (J') na capoeira e no SAFs nos anos de 2018 e 2020 e índice de similaridade de Jaccard (ISJ) entre a capoeira e o SAFs nos anos de 2018 e 2020.	45

RESUMO

A crescente degradação do bioma amazônico em especial pelo intenso desmatamento no estado do Pará, gerando conseqüentemente áreas degradadas e a fragmentação florestal o que leva ao surgimento de florestas secundárias com dinâmica e diversidade diferentes da floresta original gerando impactos na biodiversidade. O objetivo de estudo foi avaliar e comparar a dinâmica florística de dois fragmentos florestais constituídos por SAFs e capoeira, como forma de recuperação de área degradada. O estudo foi conduzido na Fattoria Piave, propriedade com área de 125h que está localizada no município de Igarapé-Açu/PA. Para análise florística e estrutural dos dois fragmentos florestais, realizou-se dois censos o primeiro no ano de 2018 e o segundo no ano de 2020 no SAFs e na capoeira as duas áreas possuem tamanho de 1 ha. A qual foi fragmentada em 100 parcelas de 100 m² (10x10m²) ou parcela florestal (PF), onde foi inventariados todos os indivíduos arbóreos que possuíam circunferência a altura do peito (CAP) $\geq 15,7$ cm, utilizando uma fita métrica que em diâmetro a altura do peito (DAP) equivale 5 cm, a altura (h) de todos os indivíduos foram estimadas. Em ambos os tratamentos foi alocado dentro da parcela florestal 20 subparcelas de 50 m² (5x10m²) para amostra os indivíduos arbóreos juvenis, onde foram medidos os indivíduos que possuíam CAP $\geq 7,8$ cm e $< 15,7$ cm, e altura estimada, dentro dessas 20 subparcelas possui mais uma subparcela de 10 m² (1x10m²) para amostrar as plântulas dos indivíduos arbóreos, na qual foram medidos todos os indivíduos que possuíam altura ≥ 30 cm e CAP $< 7,8$ cm, com a utilização de fita métrica. No segundo censo em 2020 houve a incorporação de novas espécies e a contabilização das espécies que morreram em ambos os tratamentos. Com base nos dados de campo foram calculados variáveis fitossociológicas como: densidade, dominância, frequência e posição sociológica, valores relativos e absolutos para a obtenção do índice de valor de importância ampliado das espécies (IVIA), índice de valor de cobertura das espécies (IVC), índice de diversidade de Shannon-Weaver (H'), índice de dominância de Simpson (C), índice de equitabilidade de Pielou (J') e o índice de similaridade de Jaccard, foi calculado o incremento periódico médio anual (IPMA) e a taxa de mortalidade das espécies da capoeira e do SAFs. Os dois fragmentos florestais apresentaram distribuição diamétrica em forma de "J invertido", o índice de Shannon-Weaver (H') variou de 3,08 em 2018 para 3,03 em 2020 na capoeira e de 2,91 em 2018 para 2,83 em 2020 no SAFs, em ambos os tratamentos o índice foi considerado baixo, evidenciando uma média diversidade, as espécies mais expressivas na capoeira foram *Myrcia sylvatica*, *Myrciaria tenella*, *Myrcia bracteata*, *Tapirira guianensis*, *Attalea maripa*, já no SAFs foram *Jacaranda copaia*, *Acacia mangium*, *Lacistema pubescens*, *Myrcia sylvatica*, *Vismia guianensis*. A taxa de mortalidade da capoeira foi 10,7% maior em comparação com a do SAFs. Contudo os dois tratamentos apresentam um alto índice de valor de cobertura, o que configura solo recoberto por biomassa, plantas principalmente do estrato médio e superior podendo-se correlacionar com raízes superficiais e profundas facilitando a infiltração da água e ciclagem de nutrientes e diminuindo a erosão dessa forma recuperando a área degradada, porem esses dois fragmentos florestais ainda estão longe de atingir a recuperação da biodiversidade.

Palavras-Chave: SAFs, Capoeira, e Recuperação de Área Degradada.

ABSTRACT

The increasing degradation of the Amazon biome, especially due to intense deforestation in the state of Pará, consequently generating degraded areas and forest fragmentation, which leads to the emergence of secondary forests with different dynamics and diversity from the original forest, generating impacts on biodiversity. The objective of the study was to compare the floristic diversity of two forest fragments: SAFs and capoeira, as a way of recovering degraded areas. The study was conducted at Fattoria Piave, a 125h property located in the city of Igarapé-Açu / PA. For floristic and structural analysis of the two forest fragments, two censuses were carried out, the first in 2018 and the second in 2020 in SAFs and in capoeira the two areas have a size of 1 ha. Which was broken up into 100 plots of 100 m² (10x10 m²) or forest plot (PF), where all the arboreal individuals that had a chest height circumference (CAP) > 15.7 cm were inventoried, using a measuring tape that in diameter the height of the chest (DBH) is equivalent to 5 cm, the height (h) of all individuals was estimated. In both treatments, 20 sub-plots of 50 m² (5x10 m²) were allocated within the forest plot for the sample of juvenile tree individuals, where individuals with CAP > 7.8 cm and <15.7 cm were measured, and estimated height, within of these 20 subplots, it has a further 10 m² (1x10 m²) subplot to sample the seedlings of the tree individuals, in which all individuals that had height > 30 cm and CAP <7.8 cm were calculated, using a measure tape. In the second census in 2020, there was an incorporation of new species and an accounting of the species that died in both treatments. Based on the field data, phytosociological variables were calculated, such as: density, dominance, frequency and sociological position, relative and absolute values for the evaluation of the species expanded importance value index (IVIA), species coverage value index (IVC), Shannon-Weaver diversity index (H'), Simpson dominance index (C), Pielou equitability index (J') and Jaccard similarity index, the mean annual periodic increase (IPMA) was necessary and the mortality rate of capoeira and SAFs species. The two forest fragments diametric distribution in the form of an “inverted J”, the Shannon-Weaver index (H') varied from 3.08 in 2018 to 3.03 in 2020 in capoeira and from 2.91 in 2018 to 2.83 in 2020 at SAFs, in both treatments the index was considered low, showing a medium diversity, the most expressive species in capoeira were *Myrcia sylvatica*, *Myrciaria tenella*, *Myrcia bracteata*, *Tapirira guianensis*, *Attalea maripa*, no longer SAFs were *Jacaranda copaia*, *Acacia mangium*, *Lacistema pubescens*, *Myrcia sylvatica*, *Vismia guianensis*. The mortality rate of capoeira was 10.7% higher compared to that of SAFs. However, both treatments have a high coverage value index, which constitutes soil covered by biomass, plants mainly of the middle and upper strata and can correlate with superficial and deep roots, facilitating water infiltration and nutrient cycling and reducing erosion. therefore recovering a degraded area, nevertheless these two forest fragments are still far from reaching the recovery of biodiversity.

Keywords: SAFs, Capoeira, and Degraded area recovery.

SUMÁRIO

LISTA DE ILUSTRAÇÕES.....	9
RESUMO.....	10
1 INTRODUÇÃO	13
2 QUESTÕES CIENTÍFICAS	15
3 HIPÓTESES	15
4 OBJETIVO.....	15
4.1 Objetivos Específicos	15
5 REFERENCIAL TEÓRICO	16
5.1 DESMATAMENTO NA AMAZÔNIA	16
5.2 PRINCIPAIS USO DO SOLO NA AMAZÔNIA	19
5.2.1 Sistemas Agroflorestais (SAFs).....	20
5.2.2 Floresta Secundária (Capoeira).....	21
5.3 ESTIMATIVA DOS PARÂMETROS DENDROMÉTRICOS	23
6 MATERIAIS E MÉTODOS	24
6.1 ÁREA DE ESTUDO	24
6.1.2 Vegetação	26
6.2 HISTÓRICO DA ÁREA	26
6.3 LEVANTAMENTO E ANÁLISE DE DADOS	29
7 RESULTADOS.....	34
8 DISCUSSÃO	45
9 CONCLUSÃO	49
10 REFERÊNCIAS	50

1 INTRODUÇÃO

As florestas são dinâmicas e mudam o tempo todo dependendo da ação empregada a ela, essa ação pode ser visíveis como: interferências antrópicas (queimadas e desmatamento) e não visíveis como: interferências climáticas (mudança na temperatura e no regime pluviométrico), esses fatores ditam o comportamento das interações dos componentes fauna e flora dentro de uma floresta (SILVA, 2015).

Na Amazônia, o principal uso da terra é relacionado à agricultura de subsistência, sendo praticada por produtores em pequena escala, por meio do corte e queima da floresta primária ou secundária, ou seja, a floresta é retirada pelo método de derruba e queima, a cultura é instalada e cultivada até que a fertilidade do solo decresça ao nível de degradação (SILVA et al., 2021). Posteriormente, os agricultores realizam um período de pousio, que é o “descanso” da terra, permitindo que a vegetação se desenvolva até formar uma floresta secundária conhecida popularmente como capoeira, capoeirinha ou capoeirão, a qual, em seguida é cortada e queimada, começando um novo ciclo (SANTOS, 2008; FREITAS et al., 2013).

As mudanças na região amazônica nos últimos anos são afetadas por uma transformação geopolítica mundial que tende a uma economia globalizada, ou seja, a produção de matéria prima em países sub-desenvolvidos no caso do Brasil são altamente exploradas para atender a demanda global (CASTRO, 2012; TOLEDO et al., 2017; CUENIN & PIRAUX, 2020) conseqüentemente com maiores ofertas de soja, de gado para corte, e mineração na região tem aumentado a pressão no bioma Amazônico (SILVA et al., 2021), esses diferentes usos do solo tem transformando áreas florestais em áreas degradadas. No qual considera-se a capacidade de resiliência desse ecossistema florestal, em ressurgir na forma de fragmentos florestais secundário.

Essa resiliência que nada mais é a capacidade de se modificar e se adaptar as novas realidades ambientais. Segundo Costa et al., (2013) no nordeste paraense áreas degradadas por ação antrópica estão se regenerando de forma natural em florestas secundárias através do pousio, que é através do banco de sementes presente no solo surge um novo ambiente florestal, essas áreas são principalmente proporcionadas através da criação de áreas de Reserva Legal (RL) e áreas de preservação permanente (APPs) previstas no Código florestal.

Porém as florestas secundárias podem ocorrer de forma “artificial” através do plantio de mudas e sementes, como no Sistema Agroflorestal (SAFs) que é uma prática de manejo para recomposição florística, também prevista no código florestal brasileiro. Essa prática, é

fundamental para o surgimento de novos sistemas florestais, nos quais, a produção é realizada de forma sustentável e variada (REGO & KATO, 2018).

Os SAFs surgem como uma alternativa promissora, por possuir potencial para a reabilitação de áreas degradadas e manejo dos recursos naturais, geração de renda e segurança alimentar (NAIR, 1993; PORRO, 2009). Caracterizados pelo uso da terra de forma otimizada, os SAFs fazem uso e ocupação do solo no qual plantas perenes lenhosas são manejadas e associadas com plantas sazonais que podem ser herbáceas, arbóreas, arbustivas, culturas agrícolas, forrageiras com integração de animais, em uma mesma área, com a combinação de um arranjo espacial e/ou temporal, com alta diversidade de espécies e interações entre estes componentes (PASSOS & COUTO, 1997; FROUFE & SEOANE, 2011; SANTOS et al., 2021).

Neste sentido, o desafio é transformar este ambiente que tornou-se desmatado e de baixa oferta de renda em uma área sustentável, que subsidie os habitantes por meio de atividades produtivas sustentáveis e geradoras de renda (FREITAS et al., 2018). Esses avanços de proteção ambiental e no desenvolvimento sustentável, dependerá do fortalecimento da participação dos setores da sociedade civil organizada. (SILVA et al., 2021). De forma a contribuir para a resolução do grave problema histórico dos conflitos agrários e degradação do solo, a regularização jurídica de áreas ocupadas, o que evita o êxodo e concentração de pobreza em áreas rurais, e além de tudo isso, busca-se o desenvolvimento de um ambiente de sustentabilidade para todos os agentes envolvidos. (SILVA et al., 2021).

2 QUESTÕES CIENTÍFICAS

Qual dos dois fragmentos florestais apresenta maior sobrevivência florestal?

Quais dos dois fragmentos florestais apresentam maior estrutura vegetal (diâmetro e altura), no intervalo de tempo de dois anos?

Qual área que melhor atende a recuperação de área degradadas?

3 HIPÓTESES

As espécies florestais presentes na capoeira são as que apresentam maiores percentuais de sobrevivência florestal;

O SAF é o que apresenta maiores estruturas florestais (diâmetro e altura) em relação a capoeira na variação temporal;

A capacidade de recuperação de área degradada do fragmento florestal SAF é maior que da capoeira.

4 OBJETIVO

Avaliar e comparar a dinâmica florística de dois censos nos fragmentos florestais constituídos por SAFs e capoeira, como forma de recuperação de área degradada.

4.1 Objetivos Específicos

Caracterizar a fitossociologia e a taxa de sobrevivência do SAFs e da capoeira;

Analisar e comparar variáveis dendrométricas da área do SAFs e da área da capoeira no intervalo de dois anos;

Determinar o fragmento florestal que melhor contribuiu para a recuperação de área degradada;

5 REFERENCIAL TEÓRICO

5.1 DESMATAMENTO NA AMAZÔNIA

O Brasil perdeu, ao menos, 1.218.708 hectares (12.187 km²) de vegetação nativa, área equivalente a oito vezes o município de São Paulo, mais de 60% da área desmatada está na Amazônia, com 770 mil hectares devastados (AZEVEDO et al., 2020).

O aumento do desmatamento e das queimadas acendeu um sinal vermelho para a Amazônia em 2019. De janeiro a julho, a derrubada de árvores foi 62,7% maior do que no mesmo período de 2018, já os focos de incêndio cresceram 70% em comparação com o ano anterior (INPE, 2020), apesar disso, a Amazônia já vinha passando por uma série de transformações, nas últimas décadas, com o desmatamento acelerado, crescimento urbano e exploração generalizada de seus recursos naturais (REZEK, 2005; DETER, 2021).

A economia rural da região Norte cresceu nas duas últimas décadas a taxas elevadas – seu valor bruto da produção (VBP) aumentou 4,3% ao ano (a.a.), saindo de R\$ 13,7 bilhões para R\$ 34,6 bilhões entre 1995 e 2017 (COSTA, 2020). Isso ocorre devido a procura desordenada por alguns recursos específicos, onde madeireiros e agropecuários ganham destaque, e a exploração desses produtos se torna insustentável e ilegal, visando apenas lucratividade sem assumirem preocupação com questões ambientais (MARTINS, 2021).

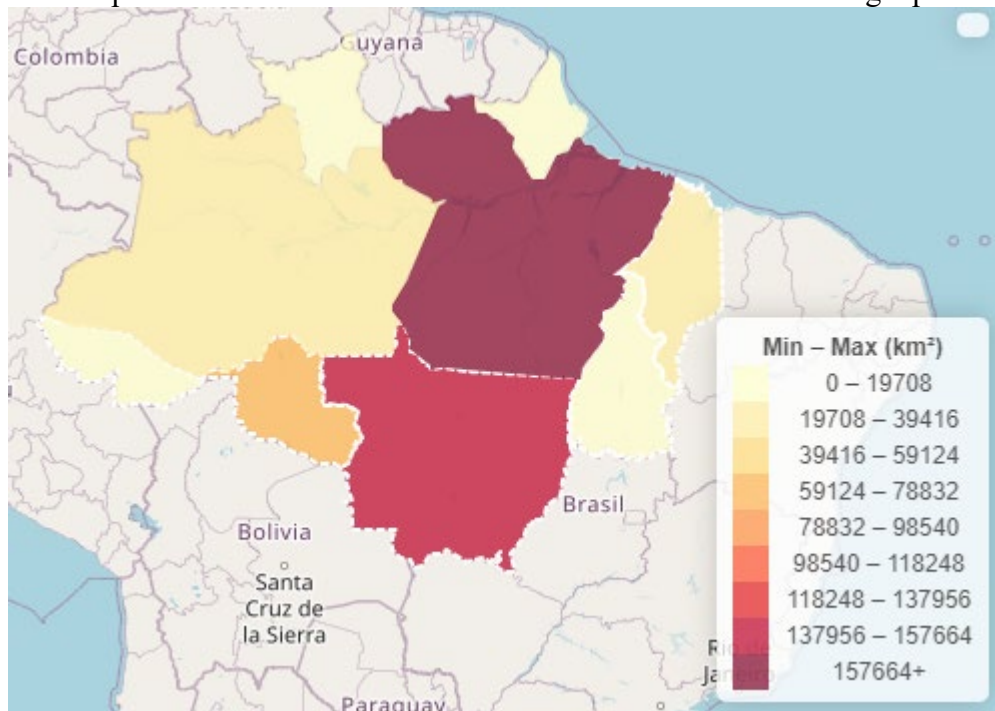
Quando se discute a Amazônia, o tema cobertura vegetal aparece como a principal preocupação de estudos mais recentes (BIZZO & FARIAS, 2017), no entanto, o patrimônio ambiental dessa região vai além da floresta e outros tipos de vegetação, e segundo Afonso et al. (2017), deve abordar também questões legais, tributárias e de financeiras públicas, que são pouco discutidas em estudos nacionais e podem contribuir para a diminuição do desmatamento e conseqüentemente a preservação amazônica.

O desmatamento e fragmentação florestal impactam as interações das árvores com animais (polinizadores, dispersores e predadores), relações obrigatórias para o sucesso na reprodução e recrutamento de novos indivíduos para a população, também dificultam a resiliência da área, reduzindo os ambientes favoráveis à multiplicação ou agrupamento de espécies (BIERREGAARD et al., 1992; MOREIRA et al., 2021). Deixando claro que as ações do homem tendem a contribuir para redução da biodiversidade.

Dentro da Amazônia legal a perda dessa biodiversidade em decorrência do desmatamento está mais intensa no estado do Pará e Mato Grosso (figura 01), no Pará essa situação é mais crítica no qual o estado possui um acumulado da taxa de desmatamento acima

de 157664 km² (DETER, 2021), o que evidência uma perda incalculável da biodiversidade Amazônica, ocasionando desequilíbrio ambiental.

Figura 1. Mapa da taxa de desmatamentos acumulados da Amazônia Legal por Estados.



Fonte: DETER, 2020.

O equilíbrio ambiental hoje existente depende da atual cobertura vegetal; portanto há uma grande necessidade de reflorestar áreas que foram desmatadas e conservar as que ainda não sofreram nem um tipo de transtorno, principalmente proveniente da retirada de madeira, ou outros produtos que ocasionam abertura de clareira. Alerta Salati (1985), que a transformação de grandes áreas de floresta por outros tipos de cobertura (pastagem, agricultura anual) podem causar modificações climáticas irreversíveis porque alteram o balanço hídrico da região.

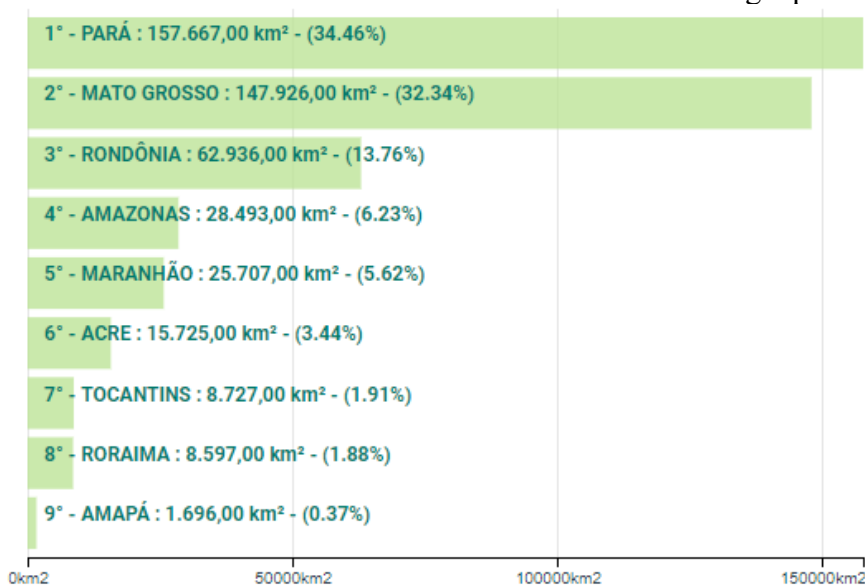
Segundo estudo de Mello e Artaxo (2017), embora tenha corrido a diminuição da taxa de desmatamento da Amazônia entre os anos de 2005 a 2013 em decorrência do Plano de Combate e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal, o maior desafio ainda a ser superado é alcançar os objetivos de promoção de atividades sustentáveis, que são impactadas negativamente por atividades econômicas realizadas em um paradigma que exclui a responsabilidade socioambiental.

São várias as ações de atores governamentais, não governamentais, além de ONGs internacionais, que tem o objetivo de promover ações sustentáveis sentido de combater as causas que levam as mudanças climáticas e conseqüentemente firmar a necessidade de preservar as florestas e manutenção dos seus recursos não renováveis, possibilitando um vasto

conhecimento de diversas áreas pesquisas relacionadas a biodiversidade Amazônica, principalmente na área mais crítica encontrado no estado do Pará.

O estado do Pará apresentou a maior taxa de desmatamento que foi de 34,46% em comparação com outros estados brasileiros (figura 02), em abril de 2020, o Sistema de Alerta do Desmatamento – SAD detectou 157.667 quilômetros quadrados de desmatamento na Amazônia Legal, um aumento de 171% em relação a abril de 2019 (FONSECA, et al., 2020; DETER, 2020). Esse aumento foi puxado principalmente pelo incremento da taxa de desmatamento do período que vai de 2008 a 2020 no município de Altamira que registrou uma taxa a superior 4.736 km² representando 5,25% e no município de São Félix do Xingu que foi 4.414 km² o que equivale a 4,89% (DETER, 2020).

Figura 2. Taxa de desmatamentos acumulados da Amazônia Legal por Estados.



Fonte: DETER, 2020.

No município de Igarapé – Açu no qual encontra-se a área de estudo desta pesquisa, nos últimos 12 anos já foram desmatados 7,92 km² da área florestal (figura 03), deste modo o estudo florístico contribui para o conhecimento da flora presente nas diferentes áreas do Estado, proporcionando embasamentos para o manejo correto das diferentes espécies em diferentes sistemas de uso do solo (NEVES, 2013). Esse tipo de levantamento tem sido relevante, pois além de refletir a relação humana com o ambiente em determinado tempo e lugar, poderá subsidiar planos de manejo que visem à conservação (SIQUEIRA, 2008).

Figura 3. Tabela de área desmatada ao longo dos anos no município de Igarapé – Açu.

Anos	Área Desmatada
2008	4,19 km ²
2009	0,97 km ²
2010	0,55 km ²
2011	0,06 km ²
2012	0,14 km ²
2013	0,80 km ²
2015	0,30 km ²
2016	0,08 km ²
2017	0,62 km ²
2020	0,21 km ²

Fonte: DETER, 2020.

No entanto, atualmente a realidade indica que os arranjos produtivos de comunidades amazônicas em regiões com altos índices de desigualdade social apresentam estruturas produtivas com baixo nível de recursos tecnológicos, infraestrutura logística precária e baixo nível de capacitação humana, o que inviabiliza a permanência local (SILVA 2021). O que dificulta planos e ações que visem a conservação do ecossistema como um todo.

5.2 PRINCIPAIS USO DO SOLO NA AMAZÔNIA

Diversas formas de utilização da terra já foram propostas para solos Amazônicos. O manejo florestal, sistemas agroflorestais, reflorestamento de pastagens degradadas, floresta em pousio (capoeira) são importantes formas de utilização e conservação do ecossistema florestal, ao mesmo tempo em que podem ter função de gerar renda, contribuir de forma social e presta serviços ambientais (LEDUC, 2007; SOLLBERG et al., 2014), porém a agricultura de subsistência ainda é a prática mais utilizada na região amazônica.

Dentre os tipos de agricultura praticados na região amazônica é comum a prática da agricultura migratória que leva à transformação total da paisagem, e retarda a sucessão secundária. Segundo Kato et al. (2004), a agricultura familiar na Amazônia Oriental, particularmente na região nordeste do Pará, caracteriza-se pela prática da agricultura rotacional. Porém, para desenvolver essa agricultura o pequeno produtor passa por diversas

dificuldades, proporcionadas principalmente pela falta de acompanhamento técnico capacitado.

Deste modo um fator agravante é a forma de preparo das áreas que consiste na queima, seguida da retirada do material para abertura de pastagem. Nesta atividade não há utilização de insumos para fertilização do sistema o que agrava o processo de degradação e empobrecimento do solo (NEVES, 2013; SILVA, 2021). A falta de conhecimento técnico é um dos fatores que possibilita que os agricultores familiares continuem fazendo o uso do sistema derruba e queima, sem a implementação de alternativas mais sustentáveis na exploração do solo e de seus recursos.

Para mudar esse sistema do derruba e queima na Amazônia é um dos principais desafios para a agricultura brasileira, não só pelos aspectos tecnológicos e econômicos, mas pela tradição milenar do uso da terra e através desse método repassado de geração em geração, pelo fato de estar intrinsecamente enraizado na tradição regional desde a existência de uma agricultura pré-colombiana e indígena (ALVES & MODESTO JUNIOR, 2020).

Segundo estudos conduzidos por Araújo et al. (2000) e Silva et al. (2021), confirmam que o uso da terra e sistemas de manejo por pequenos e médios produtores se baseiam, na derruba e queima da floresta primária e secundária (capoeira), seguida do plantio de culturas anuais por período de dois a três anos. Após esse período, dependendo das condições de produtividade do solo, deixa a terra em descanso (pousio) para a recuperação da sua fertilidade ou inicia o manejo de pastagens extensivas, enquanto novas áreas são desmatadas.

5.2.1 Sistemas Agroflorestais (SAFs)

A busca por alternativas que possibilitem a redução dos custos de recuperação de áreas degradadas e o retorno dessas áreas a uma condição ecológica mais próxima da original, ou seja, a restauração florestal, tem se tornado vital nos últimos anos (YOUNG *et al.*, 2005; GANDOLFI *et al.*, 2006; MELO & DURIGAN, 2010; SOUZA, 2021) e nas últimas décadas tem sido bastante difundida a utilização de sistemas agroflorestais (SAFs) como uma alternativa de restauração, pois estes, quando bem planejados e manejados, possibilitam uma floresta secundária que podem aproximar-se ecologicamente de comunidades florestais clímax, em termos de diversidade, além de fornecerem renda ou produção de subsistência ao agricultor (MACDICKEN; VERGARA, 1990; SANTOS *et al.*, 2021).

A valoração econômica desses serviços ambientais produzidos pelos SAFs é fundamental para subsidiar a concepção de políticas públicas para apoiar os agricultores a

implantarem esses sistemas. Também pode ser estratégico para que os próprios agricultores tenham a consciência dos benefícios que estão gerando na recuperação de áreas degradadas e para a manutenção das áreas de preservação permanente e reserva legal, além dos benefícios de geração de renda para os produtores rurais (SAMPAIO, 2013; SILVA, 2021).

Os sistemas agroflorestais são sistemas complexos, formados por arranjos de plantas em que a presença do componente arbóreo, a diversidade de espécies e a grande produção de biomassa favorecem a sustentabilidade ambiental. Nesses sistemas, a composição de espécies busca maximizar a oferta de luz e de nutrientes, tanto na escala horizontal quanto na vertical e, em geral, tendem a se assemelhar a ambientes em estágio de sucessão secundária (GÖTSCH, 1995; FROUFE & SEOANE, 2011).

Nesse contexto, os SAFs podem ser biodiversos e destacam-se como alternativa para harmonizar processos produtivos à manutenção e melhoria ambiental, na perspectiva da sustentabilidade (SILVA et al., 2013; JESUS et al., 2021). Nesses sistemas, associam-se plantas herbáceas, arbustivas, arbóreas, culturas agrícolas, forrageiras e até animais, em uma mesma unidade de manejo, em arranjos espaciais compatíveis com as espécies vegetais existentes no sistema, com alta diversidade de espécies e interações entre estes componentes (NAIR, 1985; SOMARRIBA, 1992; LEITE, 2014; COSTA & PAULETTO, 2021).

Os SAFs constituem-se em alternativas de produção agropecuária que minimizam efeitos negativos da intervenção humana, imitando ambientes naturais pela consorciação de várias espécies, elevando-se a diversidade dos agroecossistemas, favorecendo as interações benéficas entre as plantas de diferentes ciclos, portes e funções (YOUNG, 1997; FROUFE & SEOANE, 2011; COSTA & PAULETTO, 2021). Segundo Montagnini (1992) e Machado Filho e Silva (2013), os SAFs biodiversos proporcionam várias vantagens quando comparados aos sistemas convencionais, como a diminuição do uso de agroquímicos e até sua eliminação, contribuição à conservação dos solos e bacias hidrográficas, diminuição dos custos de recuperação de fragmentos florestais e vegetações ciliares, além de produzirem alimentos saudáveis.

5.2.2 Floresta Secundária (Capoeira)

As florestas secundárias são aquelas resultantes de um processo natural de regeneração da vegetação, em áreas onde no passado houve corte raso da floresta primária. Nesses casos, quase sempre as terras foram temporariamente usadas para agricultura ou pastagem e a floresta ressurgiu espontaneamente após o abandono destas atividades (GAMA et al., 2003).

A supressão da vegetação, uso contínuo do solo e logo após abandono permite a sucessão ecológica, o que constituem locais chamados de capoeira, dessa forma formando as florestas secundárias, que abrigam espécies pioneiras com capacidade de dominar os grupos presentes (PEQUENO, 2015; SILVA et al., 2021), constituindo desse modo em processo de regeneração natural.

A regeneração pode ser definida como a restauração da fitomassa à medida que o dossel alcança a maturidade, ou pode se referir ao reagrupamento da diversidade estrutural e florística ao estado clímax de autoperpetuação (WHITMORE, 1991; FREITAS et al., 2013), ou seja, à medida em que as espécies florísticas cheguem ou aproxima-se do estado natural que existia antes da retirada da vegetação em decorrência do desmatamento, de formar a perpetuar a sucessão florestal.

A autoperpetuação é muito importante na dinâmica florestal, como também para a regeneração natural, uma vez que o sucesso silvicultural dependerá diretamente de seu comportamento, principalmente em áreas sob manejo florestal onde objetiva-se obter florestas mais ricas economicamente mantendo-se o grau de estabilidade ecológica (HOSOKAWA et al., 1998; ALVES & MODESTO JUNIOR, 2020). No qual destaca-se na recuperação de áreas degradadas, que segundo Venturoli et al., (2007), a regeneração natural assegura a sobrevivência da floresta apesar de algumas espécies apresentarem população juvenil muito pequena o que pode estar relacionado à grande diversidade florística ou à pré-ocupação das espécies pioneiras refletindo o estágio sucessional, e também existem espécies que necessitam de distúrbios em grande escala para se desenvolverem (D'OLIVEIRA, 2000; CORDEIRO et al., 2021). Além dos casos em que pode ocorrer o aparecimento de espécies invasoras que podem inibir a regeneração natural de espécies arbustivo arbóreas nativas (TABARELLI, et al., 1999; ALVES & MODESTO JUNIOR, 2020), devido à alteração das condições ambientais causada pela exploração da floresta.

Segundo a pesquisa realizada por Freitas et al. (2013), onde estudaram vários tipos de uso do solo Amazônico e verificaram que a capoeira e pastagem apresentam cobertura vegetal com menos biomassa e mostram-se com piores indicadores químicos em comparação a mata nativa e sistema agroflorestal. Evidenciando que o SAFs pode ser uma melhor alternativa para a recuperação de área degradada em comparação a uma floresta em pousio.

As florestas em pousio também são consideradas florestas secundárias, e toda e qualquer área florestal onde as florestas estão muito descaracterizadas em comparação a original através de exploração madeireira irracional ou qualquer ação humana predatória ou por causas naturais (incêndios florestais de forma natural), mesmo que nunca tenha havido

corte raso e que ainda ocorram árvores remanescentes da vegetação primária. Este tipo de cobertura vegetal é designado de forma popular de capoeira (GOMES et al, 2013). Existem três tipos de nomenclatura popular para designar o estágio sucessional de uma floresta secundária que são: Capoeirinha ou estágio inicial de regeneração; Capoeira ou estágio médio de regeneração; Capoeirão ou estágio avançado de regeneração (PRATA et al., 2010).

A capoeirinha surge logo após o abandono de uma área agrícola ou de uma pastagem. Esse estágio geralmente vai até seis anos, podendo em alguns casos durar até dez anos em função do grau de degradação do solo ou da escassez de sementes. A Capoeira ou estágio médio de regeneração, a vegetação em regeneração natural geralmente alcança o estágio médio depois dos seis anos de idade, durante até os 30 anos. O Capoeirão ou estágio avançado de regeneração inicia-se geralmente depois dos 30 anos de regeneração natural da vegetação, podendo levar de 60 a 200 anos para alcançar novamente o estágio semelhante à floresta primária (SALOMÃO et al., 2012). No qual nesse presente estudo a floresta secundária é caracterizada do tipo capoeira ou estágio médio de regeneração.

5.3 ESTIMATIVA DOS PARÂMETROS DENDROMÉTRICOS

Deste de muito tempo se tenta estudar a estrutura de Florestas e quantifica-la de forma correta. As primeiras tentativas datam de 1898, na França, quando De Liocourt conceituou a distribuição do número de árvores por hectare ($n.ha^{-1}$), por classe de diâmetro e mostrou que a razão entre $n.ha^{-1}$ em classes diamétricas sucessivas segue série geométrica decrescente, razão que foi denominada de Lei de De Liocourt (MEYER et al., 1961).

Os conhecimentos que são adquiridos sobre a estrutura e o padrão espacial das espécies são fundamentais para o entendimento de sua ecologia e também para estabelecer diferenças entre impactos antrópicos e processos dinâmicos naturais (SOUZA & SILVA, 2006).

De acordo com Leduc (2007), os parâmetros que podem ser levados em consideração e referem-se à estrutura da vegetação, distribuição da área basal total da floresta, número de árvores, área basal por hectare, por espécie, classe de DAP e por grupo de espécie. Da mesma forma que o número de árvores e a área basal, o volume também pode ser estimado, por espécie, por classe de DAP e por grupo de espécie, todas essas variáveis devem ser medidas para confirmar a estrutura de floresta. Jardim (2015), conceitua estrutura da vegetação como o cálculo da quantidade de unidades funcionais e ocupação espacial dos componentes da massa

vegetal a estrutura de um povoamento florestal é caracterizada pela distribuição de espécies e indivíduos numa área, sendo o resultado dos hábitos de crescimento das espécies e das condições ambientais.

A distribuição horizontal fornece subsídios para interpretar como uma espécie está distribuída dentro da área. Algumas espécies tropicais podem se agrupar, assim formando grupos de espécies mediante características locais. Para essas só o número de plantas por hectare (abundância) não é suficiente para determinar sua distribuição, também temos que verificar a presença (frequência), e dominância que é a área ocupada pelos indivíduos e área basal (OLIVEIRA & SANT'ANA, 2003).

Segundo pesquisa de Kanieski et al. (2010), onde estudando diferentes índices de diversidade concluíram que estes têm o propósito de estimar a quantidade de espécies existentes em uma localidade a partir de informações parciais, comparar entre diferentes localidades e pode fazer quantificação de recursos distribuídos entre as espécies diferentes de uma comunidade. Existe grande número de índices de diversidade, e a escolha de qual utilizar está relacionada com a complexidade do que se pretende medir, intenção de responder com o experimento e medida utilizada.

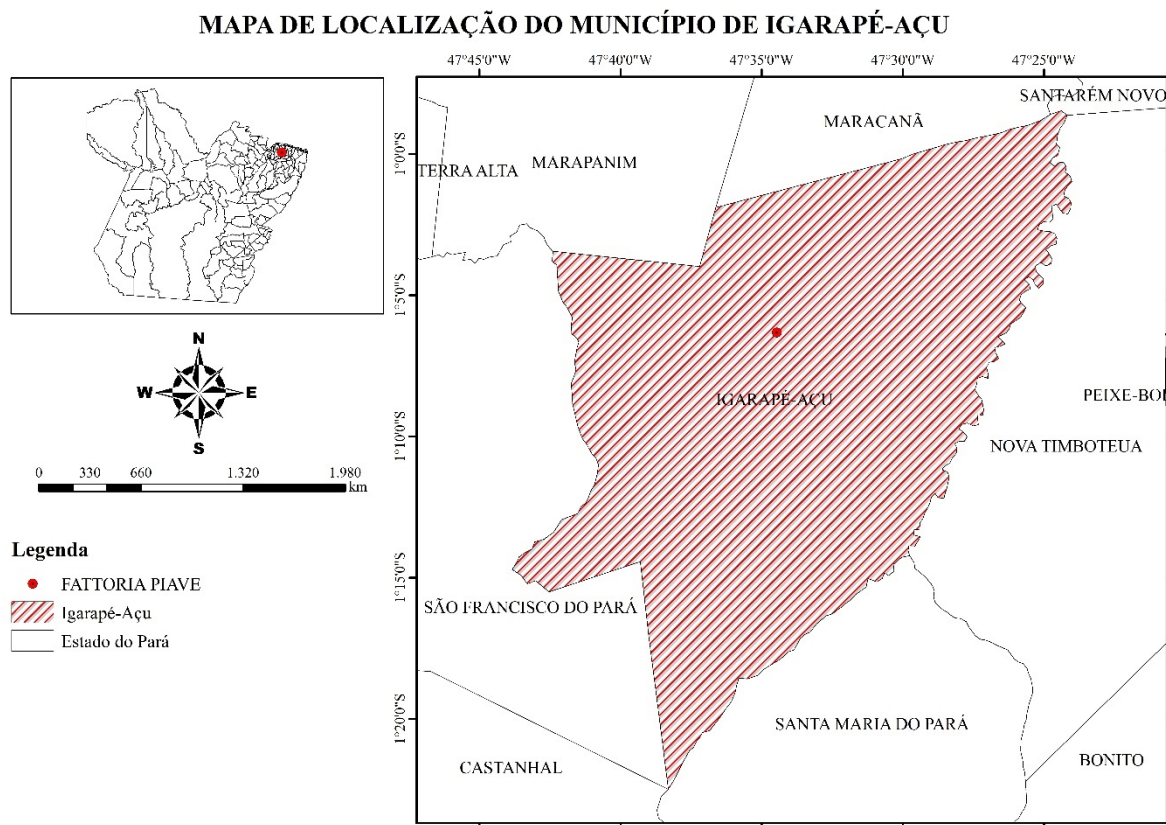
O índice de Shannon assim como outros índices, tal como o de Simpson, são medidas de diversidade de espécies não paramétricas mais utilizadas, tendo por base as abundâncias proporcionais das espécies e assumem que os indivíduos são aleatoriamente amostrados em uma área grande e que todas as espécies estão representadas na amostra (SILVEIRA & DALY, 1999).

6 MATERIAIS E MÉTODOS

6.1 ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo foi realizado na propriedade rural Fattoria Piave ($1^{\circ}6'36,15''S$ e $47^{\circ}34'28''W$), localizada no município de Igarapé-Açu (figura 04), nordeste paraense, no qual encontra-se a 125 km de distância da capital Belém, e tem as seguintes coordenadas geográficas: Latitude: $1^{\circ} 7' 40''$ Sul, Longitude: $47^{\circ} 36' 56''$ Oeste (BITTENCOURT, 2019). Segundo o último censo a maior atividade econômica da região é a agropecuária (IBGE, 2019).

Figura 4. Mapa de localização geográfica do município de Igarapé-Açu, Pará.



Fonte: Acervo de pesquisa (2021).

6.1.1 Hidrografia, Solo e Clima

O rio Maracanã, que serve de limite com os municípios de Santa Maria do Pará e Nova Timboteua, é o receptor da grande maioria dos igarapés que estão presentes na rede hidrográfica de Igarapé-Açu (PARÁ, 2011).

O solo dominante no Município é o Latossolo Amarelo textura média e Solos Concrecionários Lateríticos nas Terras Firmes, além da presença de Solos Hidromórficos Indiscriminados e Solos Aluviais nas Várzeas (PACHECO et al., 2011).

O clima do Município insere-se na categoria quente e úmido, do tipo Am da classificação de Köppen, temperatura média anual é de 25 °C. A precipitação anual é elevada e atinge 2.350 mm, com forte concentração entre os meses de janeiro a junho e mais rara de julho a dezembro, sendo que a umidade relativa do ar chega próximo de 85% (PACHECO et al., 2011).

6.1.2 Vegetação

A cobertura vegetal primária do Município, tipo Florestal Perenifólia e Hidrófila, não mais existe. Em seu lugar, há uma Floresta Secundária e áreas destinadas à agricultura (PACHECO et al., 2011).

6.2 HISTÓRICO DA ÁREA

A propriedade Fattoria Piave possui 125 hectares que segundo o artigo 4, II, a, da Lei da Reforma Agrária (Lei 8.629/93) se define como pequena propriedade rural, por possuir área compreendida entre um e quatro módulos fiscais. No qual cada módulo fiscal varia de 5 a 110 hectares a depender da área total do município, sendo que no caso do município de Igarapé-Açu um módulo fiscal equivale 55 hectares, segundo dados do Inca para Módulos Fiscais –MF por Municípios do Estado do Pará (2021). Neste sentido a propriedade possui 2,27 módulos fiscais.

A Fattoria Piave é uma propriedade que desenvolve atividades voltadas à pesquisa e produção silvicultural associada à pecuária de pequeno porte há aproximadamente 30 anos. Anteriormente a área era utilizada por pequenos agricultores para subsistência, bem como a maioria das áreas abertas da microrregião Bragantina (BITENCOURT, 2019), onde grande parte do solo encontra-se exposto a vista ao histórico de degradação na região.

O solo ocorrente na Fattoria Piave, sua diagênese, procede de sedimentos do pleistoceno, Quaternário, de cujas deposições mineralógicas formam solos arenosos, com baixa fertilidade, sendo evidenciado através dos valores de argila compreendidos entre 150g kg⁻¹ e 350 g kg⁻¹ de argila no horizonte B. São acentuadamente ácidos, com saturação de bases muito baixa, considerados distróficos, capacidade de troca catiônica baixa e os teores de fósforo assimilável são muito baixos (FALESI et al., 2012).

Quanto ao solo ocorrente na Fattoria Piave, sua diagênese, procede de sedimentos do pleistoceno, Quaternário, de cujas deposições mineralógicas formam solos arenosos, com baixa fertilidade, sendo evidenciado através dos valores de argila compreendidos entre 150g kg⁻¹ e 350 g kg⁻¹ de argila no horizonte B. São acentuadamente ácidos, com saturação de bases muito baixa, considerados distróficos, capacidade de troca catiônica baixa e os teores de fósforo assimilável são muito baixos (FALESI et al., 2012).

O solo da fazenda possui perfil diagenético, profundo, bem drenado, e sequência de horizontes A, B e C, com pouca diferenciação de subhorizontes, sendo a transição entre eles, gradual ou difusa. A coloração do horizonte superficial é bruno escuro e os subhorizontes B são amarelados ou bem amarelados (FALESI et al., 2012; BITENCOURT, 2019).

Uma característica muito importante desses solos é a presença do horizonte coeso, situado entre 20 e 70 cm ou mesmo em maior profundidade, por apresentar dureza acentuada, quando seco, dificultando ou mesmo impedindo a passagem e o desenvolvimento do sistema radicular, que se atrofia, impedindo o crescimento da planta cultivada (JACOMINE, 2001). Dadas as características do solo da propriedade, segundo o Sistema de Classificação de Solo, quase que em sua totalidade, são classificados como Latossolo Amarelo Distrófico Coeso textura média (BITENCOURT, 2019).

Vem estabelecendo na propriedade desde 1982, sistemas de produção florestal com diferentes espécies, para fins econômicos ou conservacionistas, experimentando plantios em consórcio, integração floresta x pecuária com ovinos e cultivo solteiro de espécies florestais nativas da Amazônia ou exóticas. Na propriedade abriga um trecho de floresta secundária, com idade de 19 anos, que circunda um plantio florestal de restauração (SAFs) em área agrícola degradada, implantado há 20 anos.

Ao longo dos últimos 39 anos, diferentes sistemas de produção florestal foram implantados na fazenda, com fins econômicos ou conservacionistas: plantios florestais com consórcio de espécies, plantio com integração floresta x pecuária com ovinos e cultivo solteiro de espécies florestais nativas da Amazônia ou exóticas: Parapará (*Jacaranda copaia* (Aubl.) D. Don.), Mogno (*Swietenia macrophylla* King), Andiroba (*Carapa guianensis* Aubl.), Cedro (*Cedrella odorata* L.), Samaúma (*Ceiba pentandra* (L.) Gaertn), Paricá (*Schizolobium amazonicum* Huber ex. Ducke), Mogno africano (*Khaya ivorensis* A. Chev.), Acácia australiana (*Acacia mangium* Willd.), Nim indiano (*Azadiractha indica* A. Juss), Teca (*Tectona grandis* L. f.), entre outras.

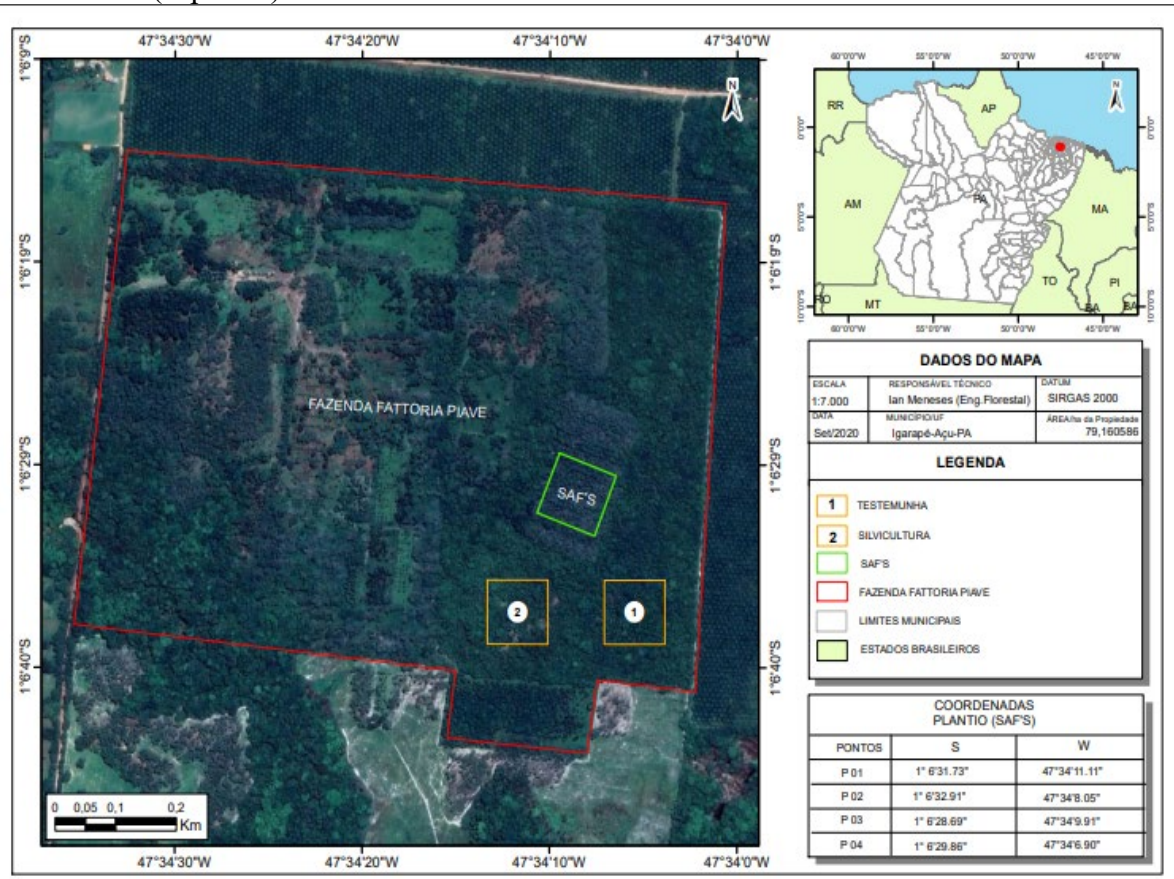
Em 2002 um ensaio foi planejado e implementado para recuperação da área degradada por regeneração natural, com isso, foi deixado uma área de aproximadamente 12 ha em pousio por 16 anos, havendo o surgimento de uma floresta secundária, sendo que em 2018 foi delimitado uma parcela permanente de 1 hectare da floresta secundária para estudos, no qual será meu tratamento controle.

Em 2001 foi destinada uma área de 3,08 ha para implantação do SAFs, contendo as seguintes espécies: Acácia australiana (*Acacia mangium* Willd.), Parapará (*Jacaranda copaia* (Aubl.) D. Don), Tachi-preto (*Tachigali myrmecophilla* Ducke), Andiroba (*Carapa guianensis* Aubl.), Cedro vermelho (*Cedrela odorata* L.), Macacaúba (*Platymiscium trinitatis* Benth.), Pitaica (*Swartzia acuminata* Willd.ex Vogel). O espaçamento utilizado foi de 4x4 m em linhas com as espécies alternadas e cultivando a acácia em bloco retangular compostos por 3 linhas de plantas, com a função de quebra-vento, no total do plantio foram plantados 1788

indivíduos no qual foi feita calagem e aplicação de NPK o que precedeu o plantio. No decorrer de 17 anos do plantio, foram feitos coroamentos e poda nos indivíduos arbóreos nos primeiros anos com a inserção gradativa de ovinos, posteriormente foi introduzido ao plantio o cultivo de cacau e cupuaçu (*Theobroma cacao* e *Theobroma grandiflorum*) entre linhas. Sendo que em 2018 da mesma forma que da floresta em pousio foi destinada uma área permanente de 1 hectare para estudos.

Em 2018 seguindo a linha experimental da propriedade, foi desenvolvido o projeto “Estratégias para recomposição e monitoramento de áreas de Reserva Legal no Nordeste Paraense” que é constituído por três tratamentos de recuperação de florestas secundárias, sendo que: 1. Parcela Permanente em Capoeira – PPC (testemunha), 2. Parcela Permanente Manejo de Capoeira – PPMC (silvicultura em clareiras) e 3. Parcela Permanente Área em Restauração – PPAR (SAFs) (figura 05). Para o presente estudo foi utilizada somente a área 1 e 3.

Figura 5. Mapa da propriedade rural Fattoria Piave e coordenadas do plantio do SAF's e da testemunha (capoeira).



Fonte: Acervo de pesquisa (2020).

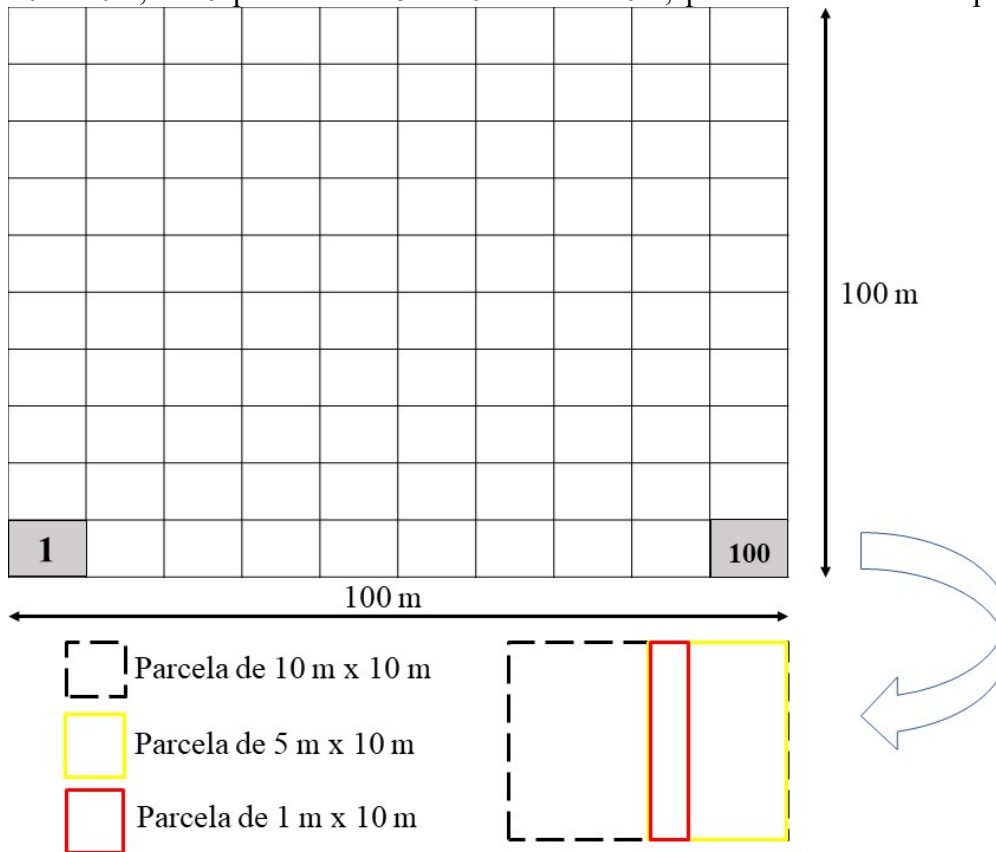
6.3 LEVANTAMENTO E ANÁLISE DE DADOS

Em 2018 com as espécies já estabelecidas dentro dos tratamentos 1 – PPC e o 3 – PPAR no qual possui área de 1 hectare (100m x 100m) foi delimitado 100 parcelas de (10m x 10m) em ambos os tratamentos (figura 06) que foi denominado como parcela floresta (PF), no qual foi realizado um inventário 100% das espécies que possuíam CAP acima de 15,7 cm através da utilização de fita métrica, que na conversão pra DAP equivale 5 cm de diâmetro e a altura de todos os indivíduos foi estimada. Todas as árvores inventariadas ganharam placas com códigos de identificação, de acordo com a ficha de campo e uma marcação de tinta, técnica adaptado de acordo com metodologia recomenda e descrita por de (SILVA et al., 2005).

Foi delimitado em ambos os tratamentos 20 subparcelas de (5m x 10m) que e a parcela de recrutamento (PRec), sendo inventariados todas as árvores que possuíam $CAP \geq 7,8$ cm e $< 15,7$ cm e altura estimada, no qual possui uma outra subparcela de (1m x 10m), que é a parcela de regeneração (PReg) onde todas as árvores ≥ 30 cm de altura e $< 7,8$ cm de CAP foram medidas com a utilização de fita métrica.

No segundo censo em 2020 houve a incorporação de indivíduos recrutados e o ingresso de novas espécies e a contabilização das espécies que morreram, ou seja, entrarem no primeiro censo, mas que se encontraram mortas no segundo levantamento de dado. Identificação de todos os indivíduos arbóreos foi realizada por um parabolotânico.

Figura 6. Croqui da área permanente de um hectare distribuídas em 100 parcelas de 10mx10m, e 20 parcelas de 5mx10m e 1mx10m, presente dentro da capoeira e do SAFs.



Fonte: Acervo de pesquisa (2020).

Após a coleta de dados foi realizado a digitalização dos mesmos, sendo que para as árvores não identificadas foram coletadas amostras, prensadas para confecção de exsecatas e levadas para o Herbário IAN, no Laboratório de Botânica da Embrapa Amazônia Oriental. Para a confirmação das identificações das espécies foi utilizada a publicação Lista de Espécies da Flora do Brasil, que é parte integrante do Programa REFLORA e conta hoje com mais de 500 taxonomistas brasileiros e estrangeiros. Onde os nomes científicos foram verificados e confirmados na plataforma do Programa REFLORA, que reúne informação dos principais herbários nacionais e internacionais.

A análise da estrutura vertical da vegetação foi feita por meio da avaliação da posição sociológica (SCOLFORO, 1997). Para tanto, foram utilizados três estratos de altura para estimar a posição sociológica absoluta das espécies na floresta, conforme o critério recomendado por Souza (1990):

- Estrato Inferior (E1): árvores com $H_t < (H_m - 1s)$;
- Estrato Médio (E2): árvores com $(H_m - 1s) \leq H_t < (H_m + 1s)$

- Estrato Superior (E3): árvores com $H_t \geq (H_m + 1s)$

Em que:

H_m = média das alturas totais (H_t) dos indivíduos amostrados;

s = desvio padrão das alturas totais (H_t) dos indivíduos amostrados.

Com base nos dados de campo, foram calculados variáveis fitossociológicas, com uso do programa software Microsoft Excel 2019, para densidade, frequência, dominância, e índice de valor de importância ampliado das espécies (IVIA), calculados a partir dos valores absolutos e relativos, sendo que:

Densidade (De): a que relaciona o número de indivíduos (n) por unidade de área ou pelo total de indivíduos da amostra.

Densidade Absoluta ($DeAb$): a relação do número total de indivíduos de um táxon por área, obtida pela divisão do número total de indivíduos do táxon (n_i) encontrados na área amostral (A), por unidade de área (1 ha):

$$DeAb_i = n_i \times 1ha/A$$

Densidade Relativa ($DeRel$): representa a porcentagem com que um táxon i aparece na amostragem em relação ao total de indivíduos do componente amostrado (N). A razão n_i/N representa a probabilidade de, amostrado um indivíduo aleatoriamente, ele pertença ao táxon em questão:

$$DeRel_i = (n_i/N) \times 100$$

Frequência Absoluta ($FrAb$): a porcentagem de amostras em que foi registrado um dado táxon. Expressa pela porcentagem do número de unidades amostrais em que i ocorre (O_{ci}) dividido pelo número total de unidades amostrais:

$$FrAb = (O_{ci}/UA) \times 100$$

Frequência Relativa ($FrRel$): relação em porcentagem da ocorrência do táxon i pela somatória de ocorrências para todos os táxons do componente analisado:

$$FrRel = (O_{ci}/\sum O_c) \times 100$$

Dominância (Do): Expressa a influência ou contribuição de táxon na comunidade, calculada geralmente em valores indiretos da biomassa, obtido a partir da fórmula:

$$AB = DAP^2 \times \pi/4, \text{ em que } AB: \text{ área basal (m}^2\text{)}$$

Dominância Absoluta ($DoAb_i$): é a área basal total em m^2 que o táxon i ocupa na amostra, por unidade de área (1 ha), calculada pela somatória da área de todos os indivíduos de i :

$$DoAb_i = AB_i /ha$$

Dominância Relativa (DoRel): a área total da secção do caule que todos os indivíduos de um táxon ocupam, dividido pelo total de todos os indivíduos amostrados e expressa em porcentagem. Representa a contribuição da biomassa do táxon em relação ao total da biomassa do componente analisado:

$$\text{DoRel}_i = (\text{AB}_i / \sum \text{AB}) \times 100$$

Valor de Importância das Espécies (VIE): A importância de uma espécie dentro da comunidade pode ser expressa pelo VIE, descritor composto pelos parâmetros relativos de densidade, frequência e dominância. Este parâmetro permite a ordenação das espécies hierarquicamente segundo sua importância na comunidade.

$$\text{VIE}_i = \text{DeRel}_i + \text{FrRel}_i + \text{DoRel}_i$$

Valor de Importância das Famílias (VIF): Levando em conta os parâmetros relativos de densidade, dominância e diversidade (Div), sendo este último expresso pelo número de espécies para a família f sobre o total das espécies da amostra.

$$\text{VIF}_f = \text{DeRel}_f + \text{DoRel}_f + \text{Div}_f$$

Os parâmetros que serão utilizados na análise da diversidade, dominância, equitabilidade e similaridade florística das áreas foram os seguintes índices:

1- Índice de diversidade de Shannon Weaver (H')

$$H' = \frac{[N \ln(N) - \sum_{i=1}^S n_i \ln(n_i)]}{N}$$

Onde:

H' = índice de Shannon Weaver

n_i = número de indivíduos por espécies

N = número total de indivíduos

S = número total de espécies

Ln = logaritmo de base neperiana

2- Índice de dominância de Simpson (C)

$$C = 1 - \frac{\sum_{i=1}^S (n_i - 1)}{N(N - 1)}$$

Onde:

C = índice de Simpson

n_i = número de indivíduos por espécies

N = número total de indivíduos

3- Índice de Equitabilidade de Pielou (J')

$$J' = \frac{H'}{H_{\max}}$$

Onde:

$H_{\max} = \ln(S)$.

J = Equabilidade de Pielou

S = número total de espécies amostradas.

H' = índice de diversidade de Shannon-Weaver.

4- Índice de Similaridade de Jaccard

$$X = S_{12}/(S_1+S_2-S_{12})$$

Onde:

X= índice de similaridade de Jaccard

S1 é o número de espécies da comunidade 1

S2 o número de espécies da comunidade 2

S12 o número de espécies comuns a ambas as comunidades.

A taxa de mortalidade das espécies foi calculada de acordo com cálculo proposto por Douglas Sheil (1995).

$$M = \{1 - [(N_0 - m) / N_0]^{1/t}\} * 100$$

O incremento periódico médio anual (IPMA) é a média por espécie do incremento periódico anual.

$$IPA = \frac{Y_2 - Y_1}{t}$$

Onde:

IPA: incremento periódico anual.

Y_1 : altura dos indivíduos do primeiro censo

Y_2 : altura dos indivíduos do segundo censo

t: é o intervalo de tempo do primeiro censo para o segundo censo

O número de indivíduos por espécie inventariados nas parcelas 50m² e de 10m² foram extrapolados com intuito de representar a área total amostral de 100m². Os valores obtidos pelo índice de diversidade Shannon, dominância, equabilidade e similaridade, foram calculados com o programa Excel 2019, para a comparação de duas amostras independentes. Além disso, todos os indivíduos foram classificados quanto ao grupo ecológico sendo: Pioneiras, Secundárias (inicial e tardia) e Clímax (BUDOWSKI, 1965, COELHO et al., 2003) e também foi realizado um levantamento bibliográfico como forma de corroborar as análises e resultados obtidos nesta pesquisa.

7 RESULTADOS

Na parcela permanente em capoeira (PPC) foram encontrados no censo do ano de 2018, em um total de 31.257 indivíduos considerando os 3 tipos de parcelas do inventário florestal (PF, PRec, PReg), no qual apresentou-se 90 espécies pertencentes a 38 famílias. Já no segundo censo no ano de 2020, considerando também todos os indivíduos inventariados nos 3 tipos de parcelas do inventário florestal, foram encontrados 32.868 indivíduos, 89 espécies pertencentes a 37 famílias (tabela 01).

Analisando o número de indivíduos por espécie, no censo de 2018 foi observado que apenas 6 espécies tiveram 18.445 indivíduos, o que significa 59% do total de indivíduos registrados. Dentre elas, as mais abundantes foram: *Myrciaria tenella* (DC.) O. Berg (5590), *Myrcia sylvatica* (G.Mey.) DC. (4490), *Myrcia bracteata* DC. (3400), *Tabernaemontana angulata* Mart. ex Müll. Arg. (2400), *Inga heterophylla* Willd. (1560), *Myrcia multiflora* (Lam.) DC. (1005). Porém no censo de 2020 as mesmas 6 espécies tiveram 20.085 indivíduos, quase 61,1% do total registrado, um aumento de 2,1% em comparação ao primeiro censo. Dentre as mais abundantes foram: *Myrciaria tenella* (DC.) O. Berg (5750), *Myrcia sylvatica* (G.Mey.) DC. (5487), *Myrcia bracteata* DC. (3550), *Tabernaemontana angulata* Mart. ex Müll. Arg. (2370), *Inga heterophylla* Willd. (1900), *Myrcia multiflora* (Lam.) DC. (1028).

No SAFs da parcela permanente da área em restauração (PPAR), foram encontrados no censo do ano de 2018, em um total de 10.711 indivíduos considerando os 3 tipos de parcelas do inventário florestal, no qual apresentou-se 47 espécies pertencentes a 25 famílias. Já no segundo censo no ano de 2020 no SAFs, considerando também todos os indivíduos inventariados nos 3 tipos de parcelas do inventário florestal, foram encontrados 13.853 indivíduos, 55 espécies pertencentes a 28 famílias (figura 07).

Ao analisar o censo de 2018 o número de indivíduos por espécie, foi observado que apenas 6 espécies tiveram 6.796 indivíduos, quase 63,4% do total registrado. As mais abundantes foram: *Jacaranda copaia* (Aubl.) D. Don (1971), *Lacistema pubescens* Mart. (1688), *Myrcia sylvatica* (G.Mey.) DC. (1122), *Vismia guianensis* (Aubl.) Choisy (740), *Inga heterophylla* Willd. (655), *Palicourea guianensis* Aubl. (620).

Já no censo de 2020 as mesmas 6 espécies tiveram 8.259 indivíduos, quase 59,6% do total registrado, uma redução de 3,8% em comparação ao primeiro censo. Dentre as mais abundantes foram: *Lacistema pubescens* Mart. (2058), *Myrcia sylvatica* (G.Mey.) DC. (1847), *Jacaranda copaia* (Aubl.) D. Don (1644), *Vismia guianensis* (Aubl.) Choisy (1148), *Palicourea guianensis* Aubl. (842), *Inga heterophylla* Willd. (720).

Tabela 1. Lista de espécies encontradas na floresta secundária (capoeira) nos anos de 2020 e 2018. GE: Grupo Ecológico por espécies, P: Pioneiras, S: Secundárias, Si: Secundárias iniciais, St: Secundárias tardias, C: Climássicas, NC: Não Classificadas e N° de indivíduos por hectare ano (há-1).

Família	Espécie	GE	Sistema de uso da terra			
			Capoeira		SAFs	
			Ano			
			2018	2020	2018	2020
			Número de indivíduos ha ⁻¹			
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	P	867	933	166	347
	<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	Si	12	3		
Annonaceae	<i>Annona exsucca</i> DC. Ex Dunal	S	90	85	387	623
	<i>Annona montana</i> Macfad.	P	50	60		
	<i>Annona paludosa</i> Aubl.	P	15	15	87	79
	<i>Guatteria poeppigiana</i> Mart.	P	200	200		251
Apocynaceae	<i>Himatanthus articulatus</i> (Vahl) Woodson	S	3	3	1	3
	<i>Tabernaemontana angulata</i> Mart. ex Müll. Arg.	S	2400	2370	300	350
	<i>Tabernaemontana flavicans</i> Willd. ex Roem. & Schult.	S			50	50
Araliaceae	<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyerm. & Frodin	P	1	1	2	5
Arecaceae	<i>Attalea maripa</i> (Aubl.) Mart.	C	46	46		
Asteraceae	<i>Chromolaena odorata</i> (L.) R.M. King & H. Rob.	P	50			
Bignoniaceae	<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S. Grose	P	11	11		
	<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D. Don	P			1971	1644
Boraginaceae	<i>Cordia exaltata</i> Lam.	P	215	265		
	<i>Cordia nodosa</i> Lam.	P	210	210	100	100
Burseraeae	<i>Trattinickia rhoifolia</i> Willd.	C				1
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella glandulosa</i> Spreng.	S	10	20		
	<i>Hirtella racemosa</i> Lam.	S	100	100		
	<i>Licania canescens</i> Benoist	St	2	3		
	<i>Licania kunthiana</i> Hook.f.	St	2	2		
Connaraceae	<i>Connarus perrottetti</i> (DC.) Planch. Var. perrottetti	S	423	423	50	151
Costaceae	<i>Costus arabicus</i> L.	S	350	300		
Dichapetalaceae	<i>Tapura amazonica</i> Poepp. & Endl.	St	5	5		
Erythralaceae	<i>Heisteria densifrons</i> Engl.	P	121	121		
Euphorbiaceae	<i>Croton matourensis</i> Aubl.	P	10	14	1	1
	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	S			1	1
	<i>Acacia mangium</i> Willd.	P			218	184
	<i>Bauhinia forficata</i> L.	Si	50			
	<i>Cassia fastuosa</i> Willd. ex Benth	S	5	5		
	<i>Inga cayennensis</i> Sagot ex Benth.	P		50		
	<i>Inga flagelliformis</i> (Vell.) Mart.	P	116	116		
	<i>Inga heterophylla</i> Willd.	P	1560	1900	655	720
	<i>Inga rubiginosa</i> (Rich.) DC.	S	53	53		
	<i>Inga stipularis</i> DC.	P	1			
	<i>Inga thibaudiana</i> DC.	P	261	311		
	<i>Ormosia paraensis</i> Ducke	P	5	5		
	<i>Platymiscium filipes</i> Benth.	S		1		
<i>Platymiscium trinitatis</i> Benth.	S	1	1			
<i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> (Willd.) Hochr.	P	11	11			
<i>Swartzia brachyrachis</i> Harms	S	160	30			
<i>Swartzia laurifolia</i> Benth.	S	5	6			
Gentianaceae	<i>Potalia amara</i> Aubl.	NC	50	50		
Humiriaceae	<i>Humiria balsamifera</i> (Aubl.) A. St.-Hil.	S			1	1
	<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth.	C	51	61		
Hypericaceae	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	P	200	137	740	1148
Lacistemataceae	<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	P	521	567	1688	2058
Lamiaceae	<i>Vitex triflora</i> Vahl	S	210	260		

	<i>Nectandra cuspidata</i> Nees	S			2	2
Lauraceae	<i>Ocotea guianensis</i> Aubl.	S	60	60		
	<i>Ocotea opifera</i> Mart.	P	62	63	194	234
	<i>Couratari guianensis</i> Aubl.	S	8	8		
	<i>Couratari oblongifolia</i> Ducke & R. Knuth	S	1	1		
	<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A. Mori	S	133	136		
Lecythidaceae	<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Mart. ex Miers	S	247	201	162	162
	<i>Gustavia poeppigiana</i> O.Berg	C				4
	<i>Lecythis idatimon</i> Aubl.	St	1	1		
	<i>Lecythis lurida</i> (Miers) S.A. Mori	St	61	61	78	62
	<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	P	262	262	320	300
Malpighiaceae	<i>Byrsonima aerugo</i> Sagot	S	8	18	51	55
	<i>Byrsonima densa</i> (Poir.) DC.	P	2	2		
Malvaceae	<i>Theobroma grandiflorum</i> (Willd. ex Spreng.) K. Schum.	S			7	7
	<i>Clidemia hirta</i> (L.) D.Don	P	50	100		
Melastomataceae	<i>Henriettea succosa</i> (Aubl.) DC.	Si	160	151		
	<i>Miconia ciliata</i> (Rich.) DC.	P	700	450		
	<i>Miconia minutiflora</i> (Bonpl.) DC.	P	110	110	64	115
	<i>Azadirachta indica</i> A. Juss.	P			33	33
Meliaceae	<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	S			88	149
	<i>Cedrela odorata</i> L.	S			15	13
	<i>Khaya grandifoliola</i> C.DC.	P			1	1
	<i>Swietenia macrophylla</i> King	Si			8	6
Metteniusaceae	<i>Dendrobangia boliviana</i> Rusby	Si	1	1		
Moraceae	<i>Ficus amazonica</i> (Miq.) Miq.	S	1	1		
	<i>Helicostylis pedunculata</i> Benoist	S	1	1		
Myristicaceae	<i>Virola sebifera</i> Aubl.	C	113	113		101
	<i>Eugenia biflora</i> (L.) DC.	C	100	60		
	<i>Eugenia patrisii</i> Vahl	C	1	1		
	<i>Myrcia bracteata</i> DC.	C	3400	3550	50	50
	<i>Myrcia cuprea</i> (O.Berg) Kiaersk.	C	740	761	100	150
	<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	C	850	950	300	400
Myrtaceae	<i>Myrcia floribunda</i> Miq.	C				50
	<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	C	1005	1028	220	231
	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	C	261	311	50	100
	<i>Myrcia sylvatica</i> (G.Mey.) DC.	C	4490	5487	1122	1847
	<i>Myrcia tenil</i>	C				50
	<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg	S	1651	1801	300	300
	<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O. Berg	St	5590	5750		
Nyctaginaceae	<i>Neea floribunda</i> Poepp. & Endl.	P	25	27		
	<i>Neea oppositifolia</i> Ruiz & Pav.	P	11	62		
Peraceae	<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.	P	5	5		
	<i>Alibertia myrciifolia</i> Spruce ex K.Schum.	S			60	60
	<i>Cordia myrciifolia</i> (K.Schum.) C.H.Perss. & Delprete	NC	70	130		20
Rubiaceae	<i>Palicourea guianensis</i> Aubl.	S	123	122	620	842
	<i>Psychotria colorata</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) Müll. Arg.	S	400	350		
Rutaceae	<i>Metrodorea flavida</i> K. Krause	S	1	1		
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	P			171	281
	<i>Banara guianensis</i> Aubl.	P	16	5	60	61
Salicaceae	<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	Si	252	137	79	58
	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	P	290	293		150
	<i>Casearia javitensis</i> Kunth	P	122	122		
	<i>Cupania diphylla</i> Vahl	St	745	695		
Sapindaceae	<i>Cupania scrobiculata</i> Rich.	P	2	2		
	<i>Porocystis toulicoides</i> Radlk.	S	1	1		
	<i>Pseudima frutescens</i> (Aubl.) Radlk.	S	350	350		
Sapotaceae	<i>Pouteria guianensis</i> Aubl.	S	250	300		
	<i>Pouteria macrophylla</i> (Lam.) Eyma	S	3	3		
Simaroubaceae	<i>Simaba cedron</i> Planch.	S	16	17	10	63

	<i>Simarouba amara</i> Aubl.	P	2	2	21	12
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	P	50	50	100	160
	<i>Cecropia distachya</i> Huber	P			1	1
Urticaceae	<i>Cecropia palmata</i> Willd.	P			6	6
	<i>Coussapoa trinervia</i> Spruce ex Mildbr.	Si	1	1		
Total			31257	32868	10711	13853

As famílias da parcela capoeira (PPC) com maior riqueza de espécies em ordem decrescente no censo de 2018 foram: Fabaceae (12), Myrtaceae (10), Lecythidaceae (7), Annonaceae (4), Chrysobalanaceae (4), Melastomataceae (4), Salicaceae (4), Sapindaceae (4), que juntas contribuíram com 54,4% das espécies locais, e no censo de 2020 as mesmas famílias apresentaram os mesmas quantidades de espécies do primeiro censo e juntas contribuíram com 55,1% das espécies locais, um aumento de 0,7% em comparação ao censo de 2018 (figura 08).

As famílias com maior riqueza de espécies em ordem decrescente no censo de 2018 do SAFs foram: Myrtaceae (7), Meliaceae (5), Apocynaceae (3), Lecythidaceae (3), que juntas contribuíram com 38,3% das espécies locais. Porém no censo de 2020 as famílias com maior riqueza de espécies em ordem decrescente foram: Myrtaceae (9), Meliaceae (5), Lecythidaceae (4), Apocynaceae (3) e juntas contribuíram com 38,2% das espécies locais, uma redução de 0,1% em comparação ao censo de 2018 (tabela 02).

Tabela 2. Lista de famílias encontradas no censo da floresta secundária (capoeira e SAFs) nos anos de 2018 e 2020.

Família	Sistemas de uso da terra							
	Capoeira		SAFs		Capoeira		SAFs	
	Ano				Ano			
	2018	2020	2018	2020	2018	2020	2018	2020
Número de indivíduos ha ⁻¹				Número de espécies ha ⁻¹				
Anacardiaceae	879	936	166	347	2	2	1	1
Annonaceae	355	360	474	953	4	4	2	3
Apocynaceae	2403	2373	351	403	2	2	3	3
Araliaceae	1	1	2	5	1	1	1	1
Arecaceae	46	46			1	1		
Asteraceae	50				1			
Bignoniaceae	11	11	1971	1644	1	1	1	1
Boraginaceae	425	475	100	100	2	2	1	1
Burseraceae				1				1
Chrysobalanaceae	114	125			4	4		
Connaraceae	423	423	50	151	1	1	1	1
Costaceae	350	300			1	1		
Dichapetalaceae	5	5			1	1		
Erythropalaceae	121	121			1	1		
Euphorbiaceae	10	14	2	2	1	1	2	2
Fabaceae	2228	2489	873	904	12	12	2	2
Gentianaceae	50	50			1	1		
Humiriaceae	51	61	1	1	1	1	1	1
Hypericaceae	200	137	740	1148	1	1	1	1
Lacistemataceae	521	567	1688	2058	1	1	1	1

Lamiaceae	210	260			1	1		
Lauraceae	122	123	196	236	2	2	2	2
Lecythidaceae	713	670	560	528	7	7	3	4
Malpighiaceae	10	20	51	55	2	2	1	1
Malvaceae			7	7			1	1
Melastomataceae	1020	811	64	115	4	4	1	1
Meliaceae			145	202			5	5
Metteniusaceae	1	1			1	1		
Moraceae	2	2			2	2		
Myristicaceae	113	113		101	1	1		1
Myrtaceae	18088	19699	2142	3178	10	10	7	9
Nyctaginaceae	36	89			2	2		
Peraceae	5	5			1	1		
Rubiaceae	593	602	680	922	3	3	2	3
Rutaceae	1	1	171	281	1	1	1	1
Salicaceae	680	557	139	269	4	4	2	3
Sapindaceae	1098	1048			4	4		
Sapotaceae	253	303			2	2		
Simaroubaceae	18	19	31	75	2	2	2	2
Siparunaceae	50	50	100	160	1	1	1	1
Urticaceae	1	1	7	7	1	1	2	2
Total	31257	32868	10711	13853	90	89	47	55

As espécies que apresentaram maiores valores de importância ampliada (IVIA) na capoeira foram: *Myrciaria tenella* (DC.) O. Berg com 40,7%, *Myrcia sylvatica* (G.Mey.) DC. com 38,6%, *Myrcia bracteata* DC. com 28,9%, *Tapirira guianensis* Aubl com 27,1% e *Attalea maripa* (Aubl.) Mart com 21,6%. Em 2020 foram *Myrcia sylvatica* (G.Mey.) DC. com 43,2%, *Myrciaria tenella* (DC.) O. Berg com 41%, *Myrcia bracteata* DC. com 28,4%, *Tapirira guianensis* Aubl com 26,8% e *Attalea maripa* (Aubl.) Mart com 20,5%.

Já no Safs as espécies que apresentaram maiores valores de importância ampliada (IVIA) foram: *Jacaranda copaia* (Aubl.) D. Don com 81,7%, *Acacia mangium* Willd. com 61,1%, *Lacistema pubescens* Mart. com 40,6%, *Myrcia sylvatica* (G.Mey.) DC. com 29,1% e *Inga heterophylla* Willd com 18,5%. Em 2020 foram *Jacaranda copaia* (Aubl.) D. Don com 72,6%, *Acacia mangium* Willd. com 50,8%, *Lacistema pubescens* Mart. com 40%, *Myrcia sylvatica* (G.Mey.) DC. com 35,7% e *Vismia guianensis* (Aubl.) Choisy com 20,3% (tabela 03).

Tabela 3. Estimativa dos parâmetros fitossociológicos das espécies da capoeira e do SAFs com índices de valores de importância ampliada (IVIA) de forma decrescente em 2018 e 2020. DR: densidade relativa; FR: frequência relativa; DoR: dominância relativa; IVC: índice de valor de cobertura; IVI: valor de importância da espécie; PSR: posição sociológica relativa.

Espécie	DR	FR	DoR	IVC	IVI	PSR	IVIA
	Capoeira em 2018						
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O. Berg	17.88	2.98	1.64	19.52	22.50	18.21	40.71
<i>Myrcia sylvatica</i> (G.Mey.) DC.	14.36	7.08	2.29	16.65	23.73	14.94	38.67
<i>Myrcia bracteata</i> DC.	10.88	5.59	0.15	11.03	16.62	12.29	28.91
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	2.77	3.50	19.11	21.88	25.38	1.80	27.18

<i>Attalea maripa</i> (Aubl.) Mart.	0.15	1.42	19.91	20.06	21.48	0.17	21.64
<i>Tabernaemontana angulata</i> Mart. ex Müll. Arg.	7.68	2.98	0.90	8.58	11.56	8.32	19.88
<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	1.67	4.77	8.02	9.69	14.46	1.43	15.89
<i>Inga heterophylla</i> Willd.	4.99	4.84	0.19	5.18	10.03	5.57	15.59
<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg	5.28	3.35	0.19	5.48	8.83	5.96	14.79
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	3.22	3.73	1.45	4.67	8.39	2.69	11.08
<i>Annona exsucca</i> DC. Ex Dunal	0.29	3.06	7.14	7.43	10.48	0.33	10.81
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	0.84	1.94	6.82	7.66	9.60	0.52	10.12
<i>Myrcia cuprea</i> (O.Berg) Kiaersk.	2.37	2.98	2.85	5.22	8.20	1.66	9.86
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	2.72	2.98	0.01	2.73	5.71	3.07	8.78
Capoeira em 2020							
<i>Myrcia sylvatica</i> (G.Mey.) DC.	16.69	7.28	2.33	19.02	26.30	16.98	43.28
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O. Berg	17.49	3.28	1.81	19.31	22.58	18.46	41.04
<i>Myrcia bracteata</i> DC.	10.80	5.46	0.06	10.86	16.32	12.18	28.49
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	2.84	3.57	18.72	21.55	25.12	1.73	26.85
<i>Attalea maripa</i> (Aubl.) Mart.	0.14	1.38	18.83	18.97	20.35	0.16	20.51
<i>Tabernaemontana angulata</i> Mart. ex Müll. Arg.	7.21	2.91	1.17	8.38	11.29	7.79	19.08
<i>Inga heterophylla</i> Willd.	5.78	5.46	0.19	5.97	11.43	6.18	17.61
<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg	5.48	4.00	0.27	5.74	9.75	6.17	15.92
<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	1.73	4.66	8.34	10.07	14.72	1.11	15.83
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	3.13	3.64	1.65	4.78	8.42	2.53	10.94
<i>Annona exsucca</i> DC. Ex Dunal	0.26	2.91	6.72	6.98	9.89	0.29	10.18
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	0.80	1.89	6.95	7.75	9.64	0.54	10.17
<i>Myrcia cuprea</i> (O.Berg) Kiaersk.	2.32	3.28	3.10	5.42	8.69	1.46	10.15
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	2.89	3.28	0.01	2.90	6.18	3.26	9.44
SAFs em 2018							
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D. Don	18.40	12.79	39.13	57.53	70.32	11.44	81.76
<i>Acacia mangium</i> Willd.	2.04	9.82	47.38	49.41	59.23	1.86	61.10
<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	15.76	5.81	1.36	17.12	22.94	17.72	40.66
<i>Myrcia sylvatica</i> (G.Mey.) DC.	10.48	5.17	0.96	11.43	16.60	12.58	29.18
<i>Inga heterophylla</i> Willd.	6.12	6.46	0.56	6.68	13.14	5.45	18.59
<i>Palicourea guianensis</i> Aubl.	5.79	4.52	0.29	6.08	10.60	7.08	17.68
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	6.91	2.58	1.23	8.14	10.73	6.41	17.13
<i>Annona exsucca</i> DC. Ex Dunal	3.61	7.11	0.75	4.36	11.47	3.54	15.01
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	2.80	3.23	0.00	2.80	6.03	1.90	7.94
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	1.60	4.52	0.60	2.20	6.72	1.21	7.92
<i>Tabernaemontana angulata</i> Mart. ex Müll. Arg.	2.80	1.29	0.03	2.83	4.12	3.42	7.55
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	2.99	0.65	0.16	3.15	3.80	3.65	7.45
<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	0.82	2.58	3.02	3.84	6.43	0.52	6.95
<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg	2.80	0.65	0.04	2.84	3.48	3.42	6.91
SAFs em 2020							
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D. Don	11.87	11.20	42.92	54.78	65.98	6.62	72.60
<i>Acacia mangium</i> Willd.	1.33	8.26	39.93	41.26	49.51	1.37	50.88
<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	14.86	6.79	1.88	16.74	23.52	16.54	40.06
<i>Myrcia sylvatica</i> (G.Mey.) DC.	13.33	6.22	1.30	14.63	20.85	14.84	35.70
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	8.29	2.83	1.51	9.80	12.63	7.69	20.32
<i>Palicourea guianensis</i> Aubl.	6.08	5.09	0.49	6.56	11.65	6.77	18.42
<i>Inga heterophylla</i> Willd.	5.20	6.22	0.94	6.14	12.36	5.02	17.38
<i>Annona exsucca</i> DC. Ex Dunal	4.50	4.52	0.95	5.45	9.98	4.38	14.35
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	2.89	3.96	0.00	2.89	6.85	3.21	10.06
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	2.03	3.96	0.84	2.87	6.83	1.89	8.72
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	2.50	2.83	0.50	3.01	5.84	2.65	8.48
<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	1.08	2.26	3.65	4.73	6.99	0.73	7.72
<i>Tabernaemontana angulata</i> Mart. ex Müll. Arg.	2.53	1.13	0.06	2.58	3.72	2.81	6.53
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	2.17	1.70	0.23	2.39	4.09	2.41	6.50

O incremento periódico médio anual (IPMA) da capoeira foi de 0,58 cm ano⁻¹ e as espécies que apresentaram maior IPMA foram: *Ficus amazonica* (Miq.) Miq. com 4,60 cm,

Byrsonima densa (Poir.) DC. com 3,58 cm, *Byrsonima aerugo* Sagot com 2,24 cm, *Simarouba amara* Aubl com 2,20 cm e *Croton matourensis* Aubl. com 1,91 cm, as espécies que apresentaram zero de incremento foram as que não apresentaram crescimento no intervalo de dois anos. E no SAFs o IPMA foi de 2,47 cm ano⁻¹ e as espécies que apresentaram maior IPMA foram: *Croton matourensis* Aubl. com 6,90 cm, *Schefflera morototoni* (Aubl.) Maguire, Steyerm. & Frodin com 5,50 cm, *Simarouba amara* Aubl com 5,45 cm, *Tapirira guianensis* Aubl. com 5,05 cm e *Nectandra cuspidata* Nees com 4,45 cm (tabela 04).

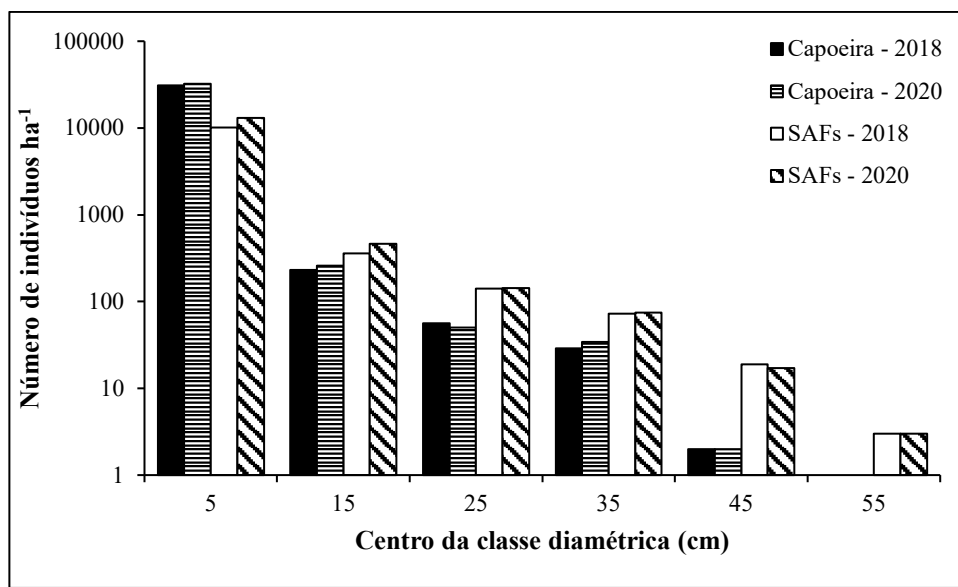
Tabela 4. Incremento periódico médio anual das espécies da capoeira e do SAFs listadas de forma alfabética.

Espécie	Sistema de uso da terra	
	Capoeira	SAFs
	IPMA (cm ano ⁻¹)	
<i>Acacia mangium</i> Willd.		3,17
<i>Annona exsucca</i> DC. Ex Dunal	0,50	2,10
<i>Annona montana</i> Macfad.	0,00	
<i>Annona paludosa</i> Aubl.	1,22	1,96
<i>Attalea maripa</i> (Aubl.) Mart.	0,33	
<i>Azadirachta indica</i> A. Juss.		0,56
<i>Banara guianensis</i> Aubl.	0,12	
<i>Byrsonima aerugo</i> Sagot	2,24	3,60
<i>Byrsonima densa</i> (Poir.) DC.	3,58	
<i>Carapa guianensis</i> Aubl.		3,89
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	0,35	2,32
<i>Casearia decandra</i> Jacq.	0,13	
<i>Casearia javitensis</i> Kunth	0,17	
<i>Cassia fastuosa</i> Willd. ex Benth	0,34	
<i>Cecropia distachya</i> Huber		1,75
<i>Cecropia palmata</i> Willd.		2,95
<i>Cedrela odorata</i> L.		0,74
<i>Clidemia hirta</i> (L.) D.Don	0,00	
<i>Connarus perrottetti</i> (DC.) Planch. Var. perrottetti	0,09	
<i>Cordia exaltata</i> Lam.	0,08	
<i>Cordia nodosa</i> Lam.	0,00	
<i>Cordia myrciifolia</i> (K.Schum.) C.H.Perss. & Delprete	0,28	
<i>Costus arabicus</i> L.	0,06	
<i>Couratari guianensis</i> Aubl.	0,56	
<i>Croton matourensis</i> Aubl.	1,91	6,90
<i>Cupania diphylla</i> Vahl	0,23	
<i>Cupania scrobiculata</i> Rich.	0,30	
<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A. Mori	0,35	
<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Mart. ex Miers	0,21	1,93
<i>Eugenia biflora</i> (L.) DC.	0,00	
<i>Eugenia patrisii</i> Vahl	0,30	
<i>Ficus amazonica</i> (Miq.) Miq.	4,60	
<i>Guatteria poeppigiana</i> Mart.	0,16	
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S. Grose	0,47	
<i>Heisteria densifrons</i> Engl.	0,11	
<i>Henriettea succosa</i> (Aubl.) DC.	0,17	
<i>Himatanthus articulatus</i> (Vahl) Woodson	0,93	3,10
<i>Hirtella glandulosa</i> Spreng.	0,35	
<i>Hirtella racemosa</i> Lam.	0,00	
<i>Humiria balsamifera</i> (Aubl.) A. St.-Hil.		0,15
<i>Inga flagelliformis</i> (Vell.) Mart.	0,06	

<i>Inga heterophylla</i> Willd.	0,03	1,48
<i>Inga rubiginosa</i> (Rich.) DC.	0,10	
<i>Inga thibaudiana</i> DC.	0,02	
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D. Don		2,12
<i>Khaya grandifoliola</i> C.DC.		0,90
<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	0,83	1,59
<i>Lecythis idatimon</i> Aubl.	0,50	
<i>Lecythis lurida</i> (Miers) S.A. Mori	0,14	1,62
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	0,33	
<i>Licania canescens</i> Benoist	0,77	
<i>Licania kunthiana</i> Hook.f.	0,85	
<i>Metrodorea flavida</i> K. Krause	0,65	
<i>Miconia ciliata</i> (Rich.) DC.	0,00	
<i>Miconia minutiflora</i> (Bonpl.) DC.	0,01	0,86
<i>Myrcia bracteata</i> DC.	0,00	
<i>Myrcia cuprea</i> (O.Berg) Kiaersk.	0,27	
<i>Myrcia fallax</i> (Rich.) DC.	0,00	
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	0,08	
<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	0,18	
<i>Myrcia sylvatica</i> (G.Mey.) DC.	0,05	0,73
<i>Myrciaria floribunda</i> (H. West ex Willd.) O. Berg	0,09	
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O. Berg	0,07	
<i>Nectandra cuspidata</i> Nees		4,45
<i>Neea floribunda</i> Poepp. & Endl.	1,35	
<i>Neea oppositifolia</i> Ruiz & Pav.	0,66	
<i>Ocotea guianensis</i> Aubl.	0,00	
<i>Ocotea opifera</i> Mart.	0,27	3,24
<i>Ormosia paraensis</i> Ducke	0,40	
<i>Palicourea guianensis</i> Aubl.	0,26	
<i>Platymiscium trinitatis</i> Benth.	1,80	
<i>Pogonophora schomburgkiana</i> Miers ex Benth.	0,63	
<i>Porocystis toulicoides</i> Radlk.	0,50	
<i>Potalia amara</i> Aubl.	0,00	
<i>Pouteria guianensis</i> Aubl.	0,14	
<i>Pouteria macrophylla</i> (Lam.) Eyma	1,32	
<i>Pseudima frutescens</i> (Aubl.) Radlk.	0,16	
<i>Psychotria colorata</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) Müll. Arg.	0,00	
<i>Sacoglottis guianensis</i> Benth.	0,01	
<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong		1,75
<i>Schefflera morototoni</i> (Aubl.) Maguire, Steyer. & Frodin	0,40	5,50
<i>Simaba cedron</i> Planch.	1,18	1,02
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	2,20	5,45
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	1,40	
<i>Stryphnodendron pulcherrimum</i> (Willd.) Hochr.	0,32	
<i>Swartzia brachyrachis</i> Harms	0,55	
<i>Swartzia laurifolia</i> Benth.	0,33	
<i>Swietenia macrophylla</i> King		0,84
<i>Tabernaemontana angulata</i> Mart. ex Müll. Arg.	0,24	
<i>Tabernaemontana flavicans</i> Willd. ex Roem. & Schult.		
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	0,45	5,05
<i>Tapura amazonica</i> Poepp. & Endl.	1,17	
<i>Theobroma grandiflorum</i> (Willd. ex Spreng.) K. Schum.		2,12
<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	0,35	
<i>Virola sebifera</i> Aubl.	0,30	
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	0,48	2,52
<i>Vitex triflora</i> Vahl	0,01	
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.		2,80

A distribuição dos indivíduos por classe diamétrica dentro da área de capoeira e do SAF deu-se de forma normal, seguindo o padrão de equilíbrio, que é a representação gráfica do J invertido, maior quantidade de indivíduos com diâmetro mínimo de 5 cm, apresentando redução brusca de indivíduos com o aumento das classes diamétricas (gráfico 01).

Gráfico 7. Distribuição das classes de diâmetro das espécies arbóreas e arbustivas encontradas na capoeira e no SAFs nos anos de 2018 e 2020.



A estratificação vertical da vegetação se deu através da posição sociológica, que é a relação da altura média com o desvio padrão da altura dos indivíduos, onde na capoeira nos anos de 2018 e 2020 apresentaram ausência do estrato inferior, devido altura dá-se em resultado negativo o que é igual a zero. Com isso a maioria dos indivíduos se enquadrou na classificação do estrato médio o qual apresentou altura máxima de 3,75 m, com 27.771 indivíduos ha^{-1} pertencentes a 56 espécies e 28 famílias em 2018. E em 2020, o estrato médio também foi o mais representativo com 29.592 indivíduos ha^{-1} pertencentes a 55 espécies e 26 famílias. Porém o maior numero de espécies estão presentes no estrato superior em 2018 e 2020 que foi respectivamente de 74 e 75 espécies ha^{-1} . A altura média (Hm) e o desvio padrão (Ds) na capoeira de 2018 foi de 1,74m e 2,02 m e em 2020 foi de 1,69 m e 2,03 m respectivamente.

No SAFs estratificação vertical da vegetação apresentou o estrato inferior no ano de 2018 com 200 indivíduos/ ha^{-1} contendo 3 espécies pertencente a 3 famílias, porém o estrato médio foi o que apresentou o maior número de indivíduos, espécies e famílias por ha com 9.075, 42 e 23 respectivamente. Em 2020 apresentaram ausência do estrato inferior, devido resultado da altura em negativo o que é igual a zero, da mesma forma que ocorreu na capoeira, e o estrato médio foi o que apresentou o maior número de indivíduos com 12.463,

pertencentes a 48 espécies e 25 famílias. A altura média (Hm) e o desvio padrão (Ds) no SAFs de 2018 foi de 3,54 m e 3,19 m e em 2020 foi de 3,49 m e 3,80 m respectivamente (tabela 05).

Tabela 5. Tabela da estrutura de estratificação da vegetação presente na capoeira e no SAFs.

Ano	Estrato	Altura mínima (m)	Altura máxima (m)	Número de indivíduos ha ⁻¹	Número de espécies ha ⁻¹	Número de famílias ha ⁻¹
Capoeira						
2018	Inferior	-	-0,28	-	-	-
	Médio	-0,28	3,75	27771	56	28
	Superior	3,75	25	3486	74	34
2020	Inferior	-	-0,34	-	-	-
	Médio	-0,34	3,71	29592	55	26
	Superior	3,71	33,2	3276	75	34
SAFs						
2018	Inferior	0,31	0,35	200	3	3
	Médio	0,35	6,73	9075	42	23
	Superior	6,73	23	1436	25	16
2020	Inferior	-	-0,31	-	-	-
	Médio	-0,31	7,29	12463	48	25
	Superior	7,29	26	1390	27	17

A taxa de mortalidade na capoeira foi de 22,5% e as espécies que desapareceram no segundo censo, ou seja, estavam presente no primeiro censo mas morreram, dessa forma apresentando mortalidade de 100% foram: *Bauhinia forficata* L., *Chromolaena odorata* (L.) R.M. King & H. Rob., *Inga stipularis* DC. com exceção das que morreram 100% as espécies que apresentaram maiores taxas de mortalidade na capoeira de forma decrescente foram: *Swartzia brachyrachis* Harms com taxa de 75%, *Thyrsodium spruceanum* Benth. Com taxa de 59,18%, *Banara guianensis* Aubl. com taxa de 44,1%, *Casearia arborea* (Rich.) Urb. com taxa de 29,57%, *Eugenia biflora* (L.) DC. com taxa de 29,29% e *Miconia ciliata* (Rich.) DC. com taxa de 24,41%.

No SAFs a taxa de mortalidade foi de 11,8% e as espécies que apresentaram as maiores taxas foram: *Casearia arborea* (Rich.) Urb. com taxa de 30,64%, *Simarouba amara* Aubl com taxa de 27,63%, *Myrcia multiflora* (Lam.) DC. com taxa de 26,15%, *Ocotea opifera* Mart. com taxa de 20,05%, *Jacaranda copaia* (Aubl.) D. Don com taxa de 14,94 e *Annona exsucca* DC. Ex Dunal com taxa de 13,88% (tabela 06).

Tabela 6. Tabela da taxa de mortalidade (%) das espécies na capoeira e no SAFs.

Espécie	Sistema de uso da terra	
	Capoeira	SAFs
	Taxa de mortalidade (%)	
<i>Acacia mangium</i> Willd.		10,15
<i>Annona exsucca</i> DC. Ex Dunal	2,82	13,88
<i>Annona paludosa</i> Aubl.	3,39	5,92
<i>Azadirachta indica</i> A. Juss.		3,08
<i>Banara guianensis</i> Aubl.	44,10	
<i>Bauhinia forficata</i> L.	100	
<i>Casearia arborea</i> (Rich.) Urb.	29,57	30,64
<i>Cedrela odorata</i> L.		6,91
<i>Chromolaena odorata</i> (L.) R.M. King & H. Rob.	100	
<i>Costus arabicus</i> L.	7,42	
<i>Cupania diphylla</i> Vahl	3,41	Continua
<i>Eschweilera ovata</i> (Cambess.) Mart. ex Miers	12,99	3,14
<i>Eugenia biflora</i> (L.) DC.	29,29	
<i>Henriettea succosa</i> (Aubl.) DC.	3,18	
<i>Inga heterophylla</i> Willd.	5,27	1,54
<i>Inga stipularis</i> DC.	100	
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D. Don		14,94
<i>Lacistema pubescens</i> Mart.	3,12	10,67
<i>Lecythis lurida</i> (Miers) S.A. Mori		13,77
<i>Lecythis pisonis</i> Cambess.	0,19	8,14
<i>Miconia ciliata</i> (Rich.) DC.	24,41	
<i>Myrcia bracteata</i> DC.	4,51	
<i>Myrcia cuprea</i> (O.Berg) Kiaersk.	3,51	
<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	2,57	26,15
<i>Myrcia sylvatica</i> (G.Mey.) DC.	1,29	6,92
<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O. Berg	3,64	
<i>Ocotea guianensis</i> Aubl.	8,71	
<i>Ocotea opifera</i> Mart.		20,05
<i>Palicourea guianensis</i> Aubl.	0,41	6,67
<i>Psychotria colorata</i> (Willd. ex Roem. & Schult.) Müll. Arg.	6,46	
<i>Simarouba amara</i> Aubl.		27,63
<i>Swartzia brachyrachis</i> Harms	75	
<i>Swietenia macrophylla</i> King		13,40
<i>Tabernaemontana angulata</i> Mart. ex Müll. Arg.	1,05	
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	0,81	
<i>Thyrsodium spruceanum</i> Benth.	59,18	
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	17,54	10,26
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.		2,97

Na capoeira o valor do índice de Shannon-Weaver (H') variou e foi de 3,08 em 2018 e 3,03 em 2020, o Índice de diversidade de Simpson (C') foi de 0,08 e 0,09 em 2018 e 2020 respectivamente, e o índice de equabilidade de Pielou (J') não variou e foi de 0,68 tanto em 2018 quanto em 2020.

Já para o SAFs o índice de diversidade de Shannon-Weaver (H') foi de 2,91 em 2018 e de 2,83 em 2020, o Índice de dominância de Simpson (C) foi de 0,09 em 2018 para 0,08 em 2020, e o índice de equabilidade de Pielou (J') variou de 0,76 para 0,71 em 2018 e 2020 respectivamente. A similaridade de Jaccard entre capoeira e SAFs foi de 29,25% em 2018 para 32,11% em 2020 (tabela 07).

Tabela 7. Tabela com os índices diversidade de Shannon-Weaver (H') e índice de dominância de Simpson (C), índice de equabilidade de Pielou (J') na capoeira e no SAFs nos anos de 2018 e 2020 e índice de similaridade de Jaccard (ISJ) entre a capoeira e o SAFs nos anos de 2018 e 2020.

Ano	Sistema de uso da terra						ISJ (%)
	Capoeira		SAF		Capoeira SAF		
	(H')	(C)	(H')	(C)	(J')	(J')	
2018	3,08	2,91	0,08	0,09	0,68	0,76	29,25
2020	3,03	2,83	0,09	0,08	0,68	0,71	32,11

8 DISCUSSÃO

A riqueza florística encontrada no fragmento florestal da Capoeira não variou durante os dois censos e é baixa em que o IVIA que é o valor de importância das espécies distribuídas na área é representado por poucas espécies, e comparado com os resultados obtidos na região pro Ximenes et al., 2011 e Almeida et al., 2012, evidenciando o pouco tempo de estabelecimento da vegetação, assim evidenciando o início do estágio de susseção no fragmento florestal, semelhante ao que foi encontrado em estudo conduzido por Ribeiro et al., 2018, no qual apresentou o início do estágio sucessional de uma capoeira de 20 anos com uma riqueza florística com 88 espécies pertencentes a 30 famílias. No SAF a riqueza florística, que leva em consideração o numero de indivíduos, de espécies e de famílias, teve um aumento comparado com o primeiro censo de 2018, este aumento mais expressivo pode ser explicado por Froufe et al., 2011 e Seoane et al., 2012, que devido ao preparo do solo com calagem e adubação que antecedem o plantio, favorecem o crescimento mais acentuados das espécies presentes no sistema, contudo as espécies predominantes no sistema pertence ao grupo ecológico das pioneiras, mesmo com a redução de espécies pioneiras “chaves” que fizeram parte da implementação original do SAF como a *Jacaranda copaia* (Aubl.) D. Don e *Acacia mangium* Willd., onde essa diminuição ocorre de forma natural devido a característica do grupo ecológico em que essas espécies estão inseridas (GOMES, 2005; SEOANE, et al., 2012), e um pequeno numero de espécies concentra os maiores valores de IVIA, evidenciando o estágio inicial da sucessão ecologia neste fragmento florestal.

Porem o SAF apresentou o surgimento de novas espécies pertencentes ao grupo ecológico das climácicas em comparação com a capoeira que foram a *Virola sebifera* Aubl., *Myrcia florinbunda* Miq., *Gustavia poeppigiana* O. Berg., e *Trattinickia rhoifolia* Willd. dessa maneira exemplifica a evolução do estágio sucessional do SAF (OLIVEIRA et al., 2020), porem apresenta mais espécies do grupo ecológico das pioneiras. A capoeira apresenta estágio sucessional bem mais avançado em comparação com o SAF por apresentar mais

espécies pertencentes ao grupo ecológico das secundárias e climácicas. Evidenciado por Oliveira et al., 2020, que apresentou resultados semelhantes ao que foi encontrado nessa pesquisa.

As família Myrtaceae e a família Fabaceae, foram as mais representativas nos dois tratamentos, espécies mais abundantes estão presentes dentro da família Myrtaceae que é caracterizada por apresenta grande potencial econômico, muitas de suas espécies são utilizadas na alimentação como, as espécies de *Psidium guajava* L. da goiaba e *Eugenia uniflora* L. da “pitanga”, consumidas em forma de suco, doces, geleias e sorvetes (LORENZI et al., 2006; MORAIS et al., 2014), e a família tem um papel muito importante dentro das florestas pois servem de atrativo para várias espécies de animais (MORAIS et al., 2014), elas são principalmente dispersadas através da zoocoria que conseqüentemente contribuem no local onde está situada o surgimento de outras espécies florestais proveniente dessa dispersão, evidenciando sua importância ecológica (PIZZO 2003; GRESSLER et al., 2006; MORAIS et al., 2014), essa família é muito importante no estágio inicial da sucessão ecológica dentro dos fragmentos florestais pois fomenta o surgimento de outras espécies que tronaram esse ecossistema mais diverso e dinâmico fundamental para a recuperação ambiental.

A família Fabaceae geralmente consta como elemento florístico dominante na Amazônia, contribuindo significativamente com a diversidade regional, desempenhando um papel importante na ciclagem do nitrogênio para o ecossistema (SILVA et al., 2013), é citada como uma das mais importantes em diversos estudos fitossociológicos (CARIM et al., 2013; CONDÉ et al., 2013; TERSTEEGE et al., 2013; SILVA et al., 2014; AMARAL, et al., 2016; DIONÍSIO et al., 2016; SOUSA, 2018), fundamental para a recuperação ambiental e na manutenção de nutriente e fertilidade do solo (SILVA et al., 2018; SANTOS JUNIOR, 2020) o que torna-se extremamente importante na recuperação de áreas degradadas.

No SAF e na capoeira observa-se que muitos indivíduos são representados por poucas espécies, o que é evidenciado em estudos realizados em floresta de terra firme na Amazônia, onde vários autores observaram a característica de poucas famílias responderem com grande número de espécies, tendendo a apresentar maior número de indivíduos no povoamento (PEREIRA et al., 2011; LEÃO et al., 2017) o que de fato colabora com o argumento que os fragmentos florestais em questão são novos apresentando características como essa referente ao processo inicial da sucessão ecológica.

Na comparação da distribuição em classes diamétricas nos dois fragmentos florestais, indicou que o maior número de indivíduos ocupou as menores classes (< 5 cm), apresenta o padrão de distribuição J “invertido”, comum em florestas com dinâmica alta (OLIVEIRA et

al., 2004; LIMA et al., 2013; DIONÍSIO et al., 2016). De acordo com Diniz & Scudeller (2005), essa configuração de distribuição indica que a comunidade apresenta alto potencial de regeneração, observado na capoeira, no qual apresenta o maior número de indivíduos por ha, com uma alta densidade estimada acima de 30.000 ind.ha⁻¹ nos dois censos e que se encontram distribuídos na classes diamétricas de 5 cm. No SAF a densidade se dá abaixo de 15.000 ind.ha⁻¹ isso se deve ao fato de que a dinâmica das espécies florestais implantadas no sistema agroflorestal é menos generalista no âmbito da diversidade pois em um SAF são selecionadas uma limitada quantidade de espécies que são implantadas no sistema e essas espécies ficam encarregadas de iniciar o processo de sucessão ecológico na área, por este motivo essas poucas espécies dominam a área e conseqüentemente influenciando na dinâmica populacional dos indivíduos, o que tende a ser mudado com o amadurecimento do sistema, ou seja, quanto mais tempo se tem um SAF mais autossustentável e dinâmico e diverso ele fica (LEÃO et al., 2017), isso comprova que a condução de regeneração na classe inferior do SAF e da capoeira foi benéfica, permitindo que estes apresentassem uma boa estrutura, garantindo o seu estoque de matéria orgânica favoreça o crescimento no decorrer das outras classes CARVALHO (1982), SILVA et al., (2014), RIBEIRO; VIEIRA (2018).

A estratificação da vegetação da capoeira e do SAF demonstra similaridade no censo de 2020 no qual não há a presença do estrato inferior, isso pode indicar a ausência de um sub-bosque que as espécies pioneiras tendem a atingir rapidamente o estrato médio e superior e as que não alcançam esses estratos começam a morrer devido à diminuição da luminosidade dentro da floresta através do fechamento do dossel, ocasionado pelo estabelecimento das espécies mais tolerantes a sombra (COELHO et al., 2003; LEÃO et al., 2017), dessa maneira indicando uma alta competitividade dentro dos dois fragmentos florestais.

A capoeira apresentou um IPMA de 0,58 cm/ano⁻¹ o que foi 76% inferior comparado com o do SAFs que foi de 2,47 cm/ano⁻¹ isso se dá pela competitividade na capoeira ser muito maior que a do SAF devido a densidade da capoeira ter o dobro no numero de indivíduos o que gera mais competição pelo recursos naturais (agua, nutrientes e luz) dessa maneira afeta diretamente no crescimento populacional da capoeira. No SAF ainda um fator que explica a maior capacidade dos indivíduos que é ocasionado principalmente pela forma de condução da implantação do tratamento isso por que no SAFs as espécies se estabeleceram em um ambiente mais favorável ao crescimento devido ao tratamento do solo que preconiza o plantio das espécies de forma que contribuem para um rápido crescimento dos indivíduos devido a um solo com ph mais neutro com grande oferta de nutrientes, de forma que esse cenário não ocorre na capoeira pois ela se originou através da regeneração natural. Contudo em estudos

parecidos na região o valor do SAF foi inferior ao encontrado por Cordeiro et al., (2015) e Cordeiro et al., (2020) que foi respectivamente de 4,73 cm/ano⁻¹ e 4,89 cm/ano⁻¹, que segundo Schwartz et al., (2017), o incremento é dinâmico e está relacionado com a capacidade de evolução e adaptação das espécies a condições ambientais para manter o seu crescimento, ou seja, o fator ambiente é extremamente importante para o crescimento das florestas secundárias em especial.

Na comparação da taxa de mortalidade a capoeira apresentou taxa de 22,5% enquanto no SAF essa taxa foi de 11,8% uma diferença de 10,7% ou seja, a sobrevivência dos indivíduos do SAF é maior que o da capoeira. Essa taxa de mortalidade da capoeira pode ser explicada devido a morte de algumas espécies dentro do fragmento florestal, que segundo Coelho et al., (2012) essas mortes ocorrem naturalmente devido a competição por luz onde as que sobrevivem geralmente são mais tolerantes a sombra e se enquadram dentro do grupo ecológico das secundárias, o que significa que a capoeira apresenta uma maior dinâmica florestal no qual está havendo uma mudança do grupo ecológico das espécies, e no SAF essa competição pela sobrevivência não é tão intensa.

Em relação aos índices de diversidade de Shannon-Weaver (H') houve uma diminuição em ambos os tratamentos sendo que no censo de 2020 na capoeira o índice foi de 3,03 e no SAFs foi de 2,83, isso significa uma média diversidade em ambos os tratamentos, de acordo com Floriano (2009), que determina os valores entre 1,5 a 3,5 de média diversidade, abaixo de 1,5 para baixa diversidade e maior que 3,5 de alta diversidade. O índice de diversidade dos tratamentos é superior ao encontrado por Almeida; Rondon Neto (2010), Dantas et al. (2016) e Neves et al., (2021), que registraram respectivamente 1,17, 1,76 e 2,25 e índice encontrado por Gama et al., (2003) que o valor de 3,05 para uma floresta secundária de várzea baixa no estuário amazônico, similar ao da capoeira mas que se enquadra dentro da diversidade média de Shannon-Weaver, onde também o SAFs está inserido, e inferiores ao valor encontrado por Rayol et al., (2008) e Ribeiro et al., (2018) de 3,58 em florestas secundárias em Capitão Poço e de 3,68 em floresta de várzea alta de Município de Afuá. A media diversidade encontrada nos dois sistemas exemplifica estatisticamente que mesmo com a elevada riqueza da capoeira comparada com o SAF se torna baixa comparada com outros estudos em capoeiras na região pelo simples fato de que a pouca idade de estabelecimento dessa capoeira torna-se esse fragmento florestal em juvenil, e essa mesma condição ocorre no SAF, onde esses dois ambientes são considerados jovens e em processos iniciais de sucessão.

A dominância de Simpson (C) na capoeira e no SAFs, corrobora pra uma média diversidade pois estatisticamente significa que poucas espécies estão dominando em ambos os tratamentos. Já a o índice de equabilidade de Pielou (J), permite representar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies, indicou que em ambos os tratamentos a diversidade não é alta pois a distribuição das espécies fica restrito a um grupo o que só corrobora com os demais resultados evidenciando na diversidade e na dominância ou seja, que há uniformidade de um reupo restrito de espécies, no caso pertencentes ao grupo da família das Myrtaceae.

E o índice de similaridade de Jaccard saltou de 29% para 32% de 2018 pra 2020 respectivamente, isso significa que as duas áreas estão se tornando mais similares com o passar dos anos. De acordo com Kent e Coker (1992), valores iguais ou maiores a 0,5 (50%) indicam alta similaridade. Porém isso significa que há uma baixa similaridade entre a capoeira e o SAF, isso se deve ao processo de formação do sistema florestal que na capoeira deu-se por regeneração natural que proporciona um aspecto natural diferente a um sistema agroflorestal no qual as espécies que foram implantadas visando um aspecto socioambiental, em que ainda são fragmentos florestais que apresentam diferenças marcantes entre si mas que segundo a indicação do índice de Jaccard essas diferenças tendem a diminuir com o passar tempo, tornando assim em um fragmento florestal único e homogêneo.

9 CONCLUSÃO

Dessa forma pode-se instruir que ambos os fragmentos florestais são diferentes entre si mas estão em processos de sucessão florestal parecidos;

Devidos a pouca idade de estabelecimento apresentam uma baixa riqueza de espécies, onde a diversidade não é alta e é domidada principalmente por espécies pertencentes ao grupo da Myrtaceae, porem com uma intensa dinâmica florestal onde a competição das espécies arbóreas por recursos influencia na mortalidade e na sobrevivência dos grupos ecológicos;

Contudo, mas principalmente pela dominância e sobrevivência que desempenharam a autopetpetuação do povoamento, o objetivo principal de recuperar uma área degradada foi atingido, porem esses dois fragmentos florestais ainda estão longe de atingir a recuperação da biodiversidade.

10 REFERÊNCIAS

AFONSO, J. R. R. Finanças públicas verde no Brasil: uma revisão bibliográfica. **Direito e Desenvolvimento**, v. 8, n. 2, p. 143-159, 2017.

ALMEIDA, D.N.; RONDON NETO, R.M. Análise da arborização urbana de três cidades da região norte do Estado de Mato Grosso. **Acta amazônica**, v. 4, n. 40, p. 647-656, 2010.

ALMEIDA, L.S.; GAMA, J.R.V.; OLIVEIRA, A.S.; CARVALHO, J.O.P.; GONÇALVES, D.C.M.; ARAÚJO, G.C. Fitossociologia e uso múltiplo de espécies arbóreas em floresta manejada, Comunidade Santo Antônio, município de Santarém, Estado do Pará. **Acta Amazonica**, Manaus, v.42, n.2, p.185-194, 2012.

ALVES, R., & MODESTO JUNIOR, M. D. S. Roça sem fogo: da tradição das queimadas à agricultura sustentável na Amazônia. **Embrapa Amazônia Oriental-Livro técnico**. 2020. Disponível em: <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/1119432>>. Acessado em 18 de mar de 2021.

AMARAL, D. D.; VIEIRA, I. C. G.; ALMEIDA, S. S. Características ecológicas e estrutura da comunidade arbórea de um remanescente florestal na área de endemismo Belém. **Revista Brasileira de Biosciências**, Porto Alegre, v. 14, n. 4, p. 225-232, 2016.

ARAÚJO, E. A.; ALEXANDRE, A. S.; PAIVA, M. S. Estudo preliminar de ocorrência de plantas espontâneas em dois sistemas agroflorestais no estado do Acre. In: **Congresso brasileiro de sistemas agroflorestais**, 3., 2000, Manaus: Embrapa, p. 186-188. 2000.

AZEVEDO, T. R.; ROSA, M. R.; SHIMBO, J. Z.; MARTIN, E. V.; OLIVEIRA, M. G. Relatório Anual de Desmatamento 2019. **MapBiomias**, 49 páginas. São Paulo – SP, 2020. DOI: <http://alerta.mapbiomas.org>

BIERREGAARD, R. O., T. E. LOVEJOY, V. KAPO, A. SANTOS & R. W. HUTCHINGS. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. **Bioscience**, 42: 859-866, 1992.

BITTENCOURT, I.C.F.P.M. **Desenvolvimento de *Khaya ivorensis* A. CHEV (Mogno-Africano) sob diferentes espaçamentos de plantio**. Belém: Dissertação, Programa de pós-graduação em ciências florestais – UFRA, 2019.

BIZZO, E; DE FARIAS, A. L. A. Priorização de municípios para prevenção, monitoramento e controle de desmatamento na Amazônia: uma contribuição à avaliação do Plano de Ação para a Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm). **Desenvolvimento e Meio ambiente**, v. 42, p. 135-159, 2017.

CASTRO, E. Amazônia: sociedade, fronteiras e políticas. **Caderno CRH**, Salvador, v. 25, n. 64, p. 9-16, 2012.

CARVALHO, J.O.P. **Análise estrutural da regeneração natural em floresta tropical densa na região do Tapajós no Estado do Pará**. 1982. 128 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 1982.

CARIM, M. J. V. et al. Composição e estrutura de floresta ombrófila densa do extremo norte do estado do Amapá, Brasil. **Biota Amazônia**, Macapá, v. 3, p. 1-10, 2013.

COELHO, R. F. R.; MIRANDA, I. S.; MITJA, D. Caracterização do processo sucessional no Projeto de Assentamento Benfica, sudeste do estado do Pará, Amazônia oriental. *Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais*, v. 7, n. 3, p. 251-282, 2012.

COELHO, R. F. R.; ZARIN, D. J.; MIRANDA, I. S.; TUCKER, J. M. Análise Florística e estrutural de uma floresta em diferentes estágios Sucessionais no município de Castanhal, Pará. **Acta Amazonica**, v. 33, n. 4, p. 563-582, 2003.

CONDÉ, T. M.; TONINI, H. Fitossociologia de uma floresta ombrófila densa na Amazônia Setentrional, Roraima, Brasil. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 43, n. 3, p. 247-260, 2013.

CORDEIRO, I. M.; LAMEIRA, O. A.; NEVES, R. P.; SCHWARTZ, G. Florística e germinação ex situ do banco de sementes do solo em diferentes níveis de luminosidade. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 1, e22710111523, 2021. (CC BY 4.0) | ISSN 2525-3409 | DOI: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v10i1.11523>.

CORDEIRO, I. M. C. C.; BARROS, P. L. C.; LAMEIRA, O. A.; GAZEL FILHO, A. B. Avaliação de plantios de paricá (*Schizolobum parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex. Ducke) Barneby de diferentes idades e sistemas de cultivo no município de aurora do pará (Pará-Brasil). **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 3, p. 679-687, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.5902/1980509819618>

COSTA, D. M C.; PAULETTO, D. Importância dos sistemas agroflorestais na composição de renda de agricultores familiares: estudo de caso no município de Belterra, Pará. **Nativa - Pesquisas Agrárias e Ambientais**. Sinop, v. 9, n. 1, p. p. 92-99 jan./fev. 2021. ISSN: 2318-7670. DOI: <https://doi.org/10.31413/nativa.v9i1.9528>.

COSTA, C. F., FIGUEIREDO, R. D. O., OLIVEIRA, F. D. A., & SANTOS, I. P. D. O. Escoamento superficial em Latossolo Amarelo distrófico típico sob diferentes agroecossistemas no nordeste paraense. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, 17(2), 2013. ISSN:162-169. 10.1590/S1415- 43662013000200007.

COSTA, F. A. Mudança Estrutural na Economia Agrária da Amazônia: uma avaliação inicial usando os censos agropecuários (1995, 2006 E 2017). **Boletim regional, urbano e ambiental - IPEA**| 23 | Edição Especial Agricultura 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.38116/brua23art6>

CUENIN, P.; PIRAUX, M. Globalização e estratégias locais: as interações global-local no caso do município de Mocajuba, na Amazônia oriental. **Novos Cadernos NAEA**. v. 23 n. 3. p. 57-80. set-dez 2020.

DANTAS, A. R.; GOMES, E. M. C.; PINHEIRO, A. P. Diagnóstico Florístico da Praça Floriano Peixoto na Cidade de Macapá, Amapá. **REVSBAU**, Piracicaba, v.11, n.4, p. 32-46, 2016.

DETER. **Sistema de Detecção do Desmatamento em Tempo Real. Monitoramento da Amazônia e outros Biomas - Mapas de Aviso**. INPE, 2020. Disponível em:<<http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/dashboard/deforestation/biomes/amazon/increments>>. Acesso em 12 de mar de 2021.

DIONÍSIO, L. F. S. et al. Importância fitossociológica de um fragmento de floresta ombrófila densa no estado de Roraima, Brasil. **Revista Agro@ambiente**, Boa Vista, v. 10, n. 3, p. 243-252, 2016.

D'OLIVEIRA, M.V.N. Artificial regeneration in gaps and skidding trails after mechanized forest exploitation in Acre, Brazil. **Forest Ecology and Management**, 127: 67-76. 2000.

FALESI, I. C.; BITTENCOURT, I. C. F. P. M.; BITTENCOURT, R. H. F. P. M.; LAU, H. D.; BAENA, A. R. C. **Sistema silvipastoril sustentável com ovinos em pastejo rotacionado intensivo**. Belém: Universidade Federal Rural da Amazônia, 84p.: il. 2012.

FARIAS, Talden. **Licenciamento ambiental: Aspectos teóricos e Práticos**. 2 ed. Belo Horizonte: Fórum, 2010.

FEARNSIDE, P. M. Agroforestry in Brazil's Amazonian development policy: the role and limits of potential use of degraded lands. *In*: CLUSENER-GODT, M.; SACHS, I. (Ed.) **Brazilian perspectives on sustainable development of the Amazon region**. Paris: Unesco; Carnforth: Parthenon, 1995, p. 125 – 148.

FLORIANO, E. P. **Fitossociologia Florestal**. São Gabriel: UNIPAMPA, 2009. 142p.

FONSECA, A., CARDOSO, D., RIBEIRO, J., FERREIRA, R., KIRCHHOFF, F., AMORIM, L., MONTEIRO, A., SANTOS, B., FERREIRA, B., PONTES, M., SOUZA JR., C., & VERÍSSIMO, A. 2020. **Boletim do desmatamento da Amazônia Legal (abril 2020) SAD** (p. 1). Belém: Imazon. Disponível em: < <https://imazon.org.br/publicacoes/boletim-do-desmatamento-da-amazonia-legal-abril-2020-sad/>>. Acesso em: 28 jan. 2021.

FREITAS, I. C.; SANTOS, F. C. V.; CUSTÓDIO FILHO, R. O.; CORRECHEL, V.; SILVA, R. B. da. Agroecossistemas de produção familiar da Amazônia de seus impactos nos atributos do solo. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 17, n. 12, p.1310-1317, 2013.

FREITAS, J. L.; SANTOS, E. S.; LIMA, R. B.; SILVA, T. L. Comparação e análise de sistemas de uso da terra de agricultores familiares na Amazônia. **Biota Amazônia**, 3(1), 2013. ISSN 100-108. DOI: <http://dx.doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v3n1p100-108>.

FREITAS, J. S.; FARIAS FILHO, M.C.; HOMMA, A. K. O.; MATHIS, A. Reservas extrativistas sem extrativismo: uma tendência em curso na Amazônia?. **Revista de Gestão social e ambiental**, v. 12, n. 1, p. 56-72, 2018.

FROUFE, L. C. M.; SEOANE, C. E. S. Levantamento fitossociológico comparativo entre um sistema agroflorestal multiestrato e capoeiras como ferramenta para execução da reserva legal. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Brasília, v. 31, n. 67, p. 203-225, 2011.

GANDOLFI, S.; MARTINS, S. V.; RODRIGUES, R. R. Forest restoration. *In*: RODRIGUES, R. R.; MARTINS, S. V.; GANDOLFI, S. (Eds.) High diversity forest restoration in degraded areas: methods and projects in Brazil. New York: **Nova Science Publishers**, 2006.

GAMA, J.R.V.; BOTELHO, S.A.; BENTES-GAMA, M.M.; SCOLFORO, J.R.S. Estrutura e potencial futuro de utilização de regeneração natural de floresta de várzea alta de Município de Afuá, Estado do Pará. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.13, n.2, p.71-82, 2003.

GERWING, J. J. & VIDAL, E. Abundância e diversidade de espécies de cipó oito anos após seu corte e exploração de madeira numa floresta na Amazônia Oriental. *In: Ecologia e Manejo de Cipós na Amazônia Oriental*. E. VIDAL & J. J. GERMING (organizadores). Belém, Imazon, p. 25-34, 2003.

GOMES, E. P. C.; SUGIYAMA, M.; ADMIS C.; PRADO, H. M.; DE OLIVEIRA JUNIOR, C. J. F. A sucessão florestal em roças em pousio: a natureza está fora da lei?. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, v. 41, n. 99, p. 343-352, set. 2013. DOI: <https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr99/cap05.pdf>.

GOMES, J. F. **Classificação e crescimento de grupos ecológicos na Floresta Ombrófila Mista da FLONA de São Francisco de Paula, RS**. Santa Maria, 2005. 75 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) - Universidade Federal de Santa Maria, Curitiba, 2005. Disponível em: <https://repositorio.ufsm.br/handle/1/8614>. Acessado em 01 abr. 2021.

GÖTSCH, E. **Break-thruph in agriculture**. Rio de Janeiro: AS-PTA, 1995. 22 p

GRESSLER, E. Polinização e dispersão de sementes em Myrtaceae do Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v.29, n.4, p.509-530, out/dez. 2006.

HOSOKAWA, R.T., MOURA, J.B. & CUNHA, U.S. **Introdução ao Manejo e Economia de Florestas**. Curitiba: Ed. UFPR. 162p. 1998.

IBAMA. **Perguntas frequentes: Licenciamento ambiental**. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/perguntas-frequentes/licenciamento-ambiental>>. Acesso em: 02 out. 2019.

IBGE. **Censo municipal Igarapé – Açú. 2019**. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/pa/igarape-acu/pesquisa/16/12705>> Acessado em 20 de abr de 2020.

INCRA. **Módulos Fiscais –MF por Municípios do Estado do Pará (2021)** Disponível em: <www.sema.pa.gov.br/download/modulos_fiscais.pdf>. Acesso em: 20 out. 2020.

INPE. **Sistema de detecção do desmatamento**. 2020. Disponível em: <<http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/>>. Acesso em: 22 dez. 2020.

JARDIM, F. **Regeneração natural e Sistema silviculturais**. 2015. Disponível em: <<http://www.ufra.edu.br/profjardin/aulas/regeneracao.pdf>>. Acesso em 21 de jan. 2021.

JESUS, T. L.; SILVA, J. G. M.; SOARES, T. S.; MOTA, J. H. Diagnóstico de duas regiões do cerrado em minas gerais a partir dos fundamentos de sistemas agroflorestais. **Editora Científica Digital**. Capítulo 22. Agroecologia Métodos e Técnicas Para Uma Agricultura Sustentável - Volume 2. Publicado em 2 fev. 2021. DOI: 10.37885/201202550.

KANIESKI, M. R.; ARAUJO, A. C. B.; LONGHI, S. J. Quantificação da diversidade em Floresta Ombrófila Mista por meio de diferentes índices Alfa. **Scientia Florestalis**, Piracicaba, v. 38, n. 88, p.567-577, 2010.

KATO, O., KATO, M. D. S., SÁ, T. D. A., & FIGUEIREDO, R. Plantio direto na capoeira. Embrapa Amazônia Oriental. **Artigo em periódico**. 2004.

KENT, M.; COKER, P. **Vegetation description analyses**. Behaven Press, London. 1992. 363p.

LEDUC, R. **Caracterização e mapeamento da vegetação e uso do solo da Reserva Extrativista do Baixo Juruá, Amazonas**. 2007. 96 f. Dissertação (Mestrado em Ciências de Florestas Tropicais) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2007.

LEITE, T. V. P. **Sistemas agroflorestais na recuperação de espaços protegidos por lei (APP e Reserva Legal): estudo de caso do Sítio Geranium, DF**. 2014. 117 p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais). Universidade de Brasília, Brasília, DF, 2014.

LIMA, J. P. C.; LEÃO, J. R. A. Dinâmica de Crescimento e Distribuição Diamétrica de Fragmentos de Florestas Nativa e Plantada na Amazônia Sul Ocidental. **Floresta e Ambiente**, v. 20, n. 1, p. 70 – 79, 2013.

LIMA, H. C. de et al. Fabaceae. In: JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO. **Lista de Espécies da Flora do Brasil**. Rio de Janeiro, 2019. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/2012/FB000115>. Acessado em 03 abr. 2021.

LORENZI, H.; BACHER, L.; LACERDA, M.; SARTORI, S. Frutas Brasileiras e Exóticas Cultivadas. **Instituto Plantarum**: Nova Odessa, 2006.

MACHADO FILHO, G. C.; SILVA, F. R. Benefícios sociais, econômicos e ambientais dos sistemas agroflorestais (SAFs) em pequenas propriedades rurais. **Inclusão Social**, Brasília, DF, v. 6, n. 1, 2013.

MACDICKEN, K. G.; VERGARA, N. T. **Agroforestry: classification and management**. New York: John Wiley & Sons, 1990. 382 p.

MACHADO, S.A.; ZAMIN, N.T.; NASCIMENTO, R.G.M.; AUGUSTYNCZIK, A.L.D.; MENEGAZZO, C.S. Comparação dos parâmetros fitossociológicos entre três estratos de um fragmento de floresta ombrófila mista. **Cernea**, Lavras, v. 19, n. 3, p. 365-372, jul./set. 2013. DOI: <https://www.scielo.br/pdf/cernea/v19n3/02>.

MARTINS, C. L. **Influência do manejo sobre espécies nativas com potencial madeireiro em sistemas agroflorestais no Portal da Amazônia**. Tese (Doutorado em Agroecologia), Universidade Federal de São Carlos. Araras. 2021.

MCGRATH, D. A.; SMITH, C. K.; GHOLZ, H. L.; OLIVEIRA, F. A. Effects of land-use change on soil nutrient dynamics in Amazônia. **Ecosystems**, v. 4, p. 625–645, 2001.

MELO, A. C. G. & DURIGAN, G. Impacto do fogo e dinâmica da regeneração da comunidade vegetal em borda de Floresta Estacional Semidecidual. **Revista brasileira de Botânica**, 33 (1): 37-50. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0100-84042010000100005>.

MELLO, N. G. R.; ARTAXO, P. Evolution of the action plan for prevention and control of deforestation in the Brazilian Amazon. **Revista do Instituto de Estudos Brasileiros**, n. 66, p. 108-129, 2017.

MEYER, H. A.; RECKNAGEL, A. B.; STEVENSON, D. D.; BARTOO, R. A. Forest management. London: **Belhaven Press**, 1961.

MONTAGNINI, F. **Sistemas agroflorestais: princípios y aplicaciones em los trópicos**. 2. ed. San Jose: Organizacion para Estudos Tropicales, 1992. 622p.

MORAES, L. M. F.; CONCEIÇÃO, G. M.; NASCIMENTO, J. M. Família Myrtaceae: análise morfológica e distribuição geográfica de uma coleção botânica. **AGRARIAN ACADEMY**, Centro Científico Conhecer - Goiânia, v.1, n.01; p. 317, 2014. Disponível em: <<http://www.conhecer.org.br/Agrarian%20Academy/2014a/familia.pdf>>. Acessado em 10 de abr de 2021.

MOREIRA, E. S.; LOPES, A. R.; DELLABIGLIA, M. D.; OLIVEIRA, A. L. A.; ROBOREDO, D. Rede de sementes do Portal da Amazônia (RSPA): da coleta de sementes às contribuições aos serviços ambientais. **Revista Terceira Margem Amazônia**. v. 6, n. especial 16, p. 177-189, 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.36882/2525-4812.2021v6i16.ed.esp.p177-189>

MILLER, R. P. Construindo a complexidade: o encontro de paradigmas agroflorestais. In: PORRO, R. **Alternativa Agroflorestal na Amazônia e Transformação**. Brasília: Embrapa. 2009. p. 537 – 557.

NAIR, P. K.R. **Classification of agroforestry systems**. Agroforestry systems, v. 3, n. 2, p. 97-128, 1993.

NAVAS, R.; SILVA, R. J.; PEREIRA, M. R. R. Indicadores de restauração ecológica em sistemas agroflorestais na Mata Atlântica. In: **X Convención Internacional sobre Medio Ambiente y Desarrollo**, 2015, Havana/Cuba. X Convención Internacional sobre Medio Ambiente y Desarrollo, 2015.

NEVES, J.; AQUINO, M. G. C.; MAESTRI, M. P.; SANTOS, J. L.; ALVES, F.; FIGUEIRA, E. Florística e índices espaciais das praças do bairro Centro no Município de Santarém (PA). **Rev. Agro. Amb.**, v. 14, n. 2, e8137, 2021. DOI:10.17765/2176-9168.2021v14n2e8137

NEVES, Y. B. **Características de diferentes sistemas de uso do solo**. 103 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal de Lavras. Lavras, 2013.

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

OLIVEIRA, M. V. d’; SAN T’ANNA, H. Inventário florestal e avaliação do avanço do desmatamento no projeto de colonização Pedro Peixoto. Rio Branco, Ac. **Embrapa**, Acre. 47 p. (Documentos 83). 2003.

OLIVEIRA, R.G.; PELISSARI, A.; CYSNEIROS, V.; MACHADO, S. Dependence and spatial patterns of tree diversity and successional groups in an urban remnant of the Mixed Ombrophylous Forest. **Adv. For. Sci**, Cuiabá, v. 7, n. 4, p. 1223-1230, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.34062/afs.v7i4.10899>.

PACHECO, J. J.; PALHETA, M. V. O.; COSTA JÚNIOR, R. N. F.; COSTA, S. V.; TOSTES, W. S. **Estatística Municipal: Igarapé-Açu. Núcleo de disseminação da informação, comunicação e suporte de decisão**. Governo do Estado, Pará, 2011.

PACHÊCO, N. A.; BASTOS, T. X. **Boletim Agrometeorológico 2006 - Igarapé-Açu**. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2007. 30p. (Embrapa Amazônia Oriental. Documentos, 296).

PARÁ (Estado). Secretaria de Estado de Planejamento, Orçamento e Finanças. Instituto de Desenvolvimento Econômico, Social e Ambiental do Pará. **Estatística Municipal: Igarapé Açu**. Pará, 2011.

PASSOS, C. A. M.; COUTO, L. Sistemas agroflorestais potenciais para o Estado do Mato Grosso do Sul. *In: Seminário sobre sistemas agroflorestais para o Mato Grosso do Sul*, 1, 1997. Dourados. Resumos. Dourados: EMBRAPA: CPAO, 1997. p. 16- 22.

PEQUENO, M. V. **Estrutura e Composição de Sistema Agroflorestal e Floresta Secundária e Primária em Senador Guimard – AC**. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Acre, Curso de Pós-Graduação em Agronomia, 2015.

PEREIRA, L. A.; SOBRINHO, F. A. P; COSTA NETO, S. V. Florística e Estrutura de Uma Mata de Terra Firme na Reserva de Desenvolvimento Sustentável Rio Iratapuru, Amapá, Amazônia Oriental, Brasil. **FLORESTA**, v. 41, p. 113-122, 2011.

PIZZO, M. A. Padrão de deposição de sementes e sobrevivência de sementes e plântulas de duas espécies de Myrtaceae na Mata Atlântica. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 26, p.3, p.371-377. 2003.

PRADO, D. E. Seasonally dry forest of tropical South America: from forgotten ecosystems to a new phytogeographic unit. **Edinburgh Journal of Botany, Edinburgh**, v. 57, n. 3, p. 437-461. 2000.

PRATA, S. S.; MIRANDA, I. S.; ALVES, S. A. O.; FARIAS, F. C.; JARDIM, F. C. S. Gradiente florístico das florestas secundárias do Nordeste Paraense. **Acta Amazonica**. ISSN 0044-5967, vol.40 no.3 Manaus Sept. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0044-59672010000300011>

PORRO, R. **Alternativa Agroflorestal na Amazônia e Transformação**. Brasília: Embrapa. 2009.

RAYOL, B.P.; ALVINO, F.O.; SILVA, M.F.F. Estrutura e composição florística da regeneração natural de duas florestas secundárias em Capitão Poço, Pará, Brasil. **Amazônia. Ciência & Desenvolvimento**, Manaus, v. 4, p. 103 - 116, 2008.

REGO, A. K. C., & KATO, O. R. Agricultura de corte e queima e alternativas agroecológicas na Amazônia. **Novos Cadernos NAEA**, Belém, f. 20 (3), 2018. ISSN 2179-7536. DOI: <http://dx.doi.org/10.5801/ncn.v20i3.3482>

REZEK, A. Amazônia à venda. **Revista Veja**, v. 38, nº 23. jun de 2005.

RIBEIRO, R.B.S.; VIEIRA, D.S.; XIMENES, L.C.; GOMA, J.R.V. Caracterização florística, fitossociologia e regeneração natural de uma floresta manejada no oeste do Pará. **ACTA TECNOLÓGICA** v.13, nº 1, 2018.

SAMPAIO, J. A. G. **Disponibilidade de serviços ecossistêmicos de um sistema agroflorestal na região de Cerrado no Brasil Central**, 2013. 73 p. Monografia (Curso de pós-graduação em Gestão Ambiental). Universidade de Brasília, Planaltina, 2013.

SANTOS, L. A. C.; SOUZA, W. G.; SOUZA, M. M. O.; SILVA NETO, C. M.. Indicadores socioambientais de sistemas agroflorestais no Cerrado Goiano. **Revista Ibero Americana de Ciências Ambientais**, v.12, n.1, p.54-65, 2021. DOI: <http://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2021.001.0006>

SANTOS, J. C. **Sustentabilidade socioeconômica e ambiental de sistemas de uso da terra da agricultura familiar no estado do Acre**. 1-182. Tese (Doutorado em Economia Aplicada) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2008.

SALATI, E. The climatology and hydrology of Amazonia. In: PRANCE G. T.; LOVEJOY, T. E. (eds.). Key environments Amazonia. **Oxford: Pergamon Press**, p.18-48, 442p, 1985.

SALOMÃO, R. de P.; VIEIRA, I. C. G.; BRIENZA JUNIOR, S.; AMARAL, D. D. do; SANTANA, A. C. de. Sistema capoeira classe: uma proposta de sistema de classificação de estágios sucessionais de florestas secundárias para o estado do Pará. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais**, Belém, v. 7, n. 3, p. 297-317, set./dez. 2012. DOI: <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/950752>

SANTOS JUNIOR, H. B. **Fitossociologia e propriedades físicas da liteira em ecossistema sucessional de floresta alterada na Amazônia Orienta**. 58 f. Dissertação (Mestrado em ciências florestais) – Universidade Federal Rural da Amazônia, 2020. Disponível em: <<http://www.repositorio.ufra.edu.br:8080/jspui/bitstream/123456789/1165/1>>. Acessado em 18 de abr de 2021.

SCOLFORO, J.R.S. **Manejo florestal**. Lavras: UFLA /FAEPE, 1997. 443p

SCHWARTZ, G.; PEREIRA, P. C. G.; SIVIERO, M. A.; PEREIRA, J. F.; RUSCHEL, A. R.; YARED, J. A. G. Enrichment planting in logging gaps with *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex Ducke) Barneby: A financially profitable alternative for degraded tropical forests in the Amazon. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 390, p. 166–172, 2017. DOI: <https://dx.doi.org/10.1016/J.FORECO.2017.01.031>

SENAR – Serviço Nacional de Aprendizagem Rural. **Sistemas Agroflorestais (SAFs): conceitos e práticas para implantação no bioma amazônico/ Serviço Nacional de Aprendizagem Rural (SENAR)**. — 1. ed. 140 p. il. Brasília: SENAR, 2017.

SEOANE, C. E. S.; SILVA, R. O.; STEENBOCK, W.; MASCHIO, W.; PINKUSS, I. L.; SALMON, L. P. G.; LUZ, R. S. S.; FROUFE, L. C. M. Agroflorestas e serviços ambientais: espécies para aumento do ciclo sucessional e para facilitação de fluxo gênico. **Revista Brasileira de Agropecuária Sustentável**, v.2, n.2, p.183-188, 2012.

SHEIL, D. A critique of permanent plot methods and analysis with examples from Budongo Forest, Uganda. **Forest Ecology and Management**, Amsterdam, v. 77, n. 1-3, p.11-34, 1995. SOLLBERG, I.; SCHIAVETTI, A.; MORAES, M. E. B. Manejo Agrícola no Refúgio de Vida Silvestre de Una: Agroflorestas como uma perspectiva de conservação. **Revista Árvore**, v. 38, n. 2, p. 241–250, 2014.

SILVA, A. B.; JUNIOR, M. A. L.; JUNIOR, J. C. B. D.; FIGUEIREDO, M. DO V. B.; VICENTIN, R. P. Armazenamento de serapilheira e fertilidade do solo em pastagem degradada de brachiaria decumbens após implantação de leguminosas arbustivas e arbóreas forrageiras. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**, v. 37, p. 502–511, 2013.

SILVA, J. J. N.; DE MELLO, W. Z.; RODRIGUES, R. A. R.; ALVES, B. J. R.; DE SOUZA, P. A.; DA CONCEIÇÃO, M. C. G. Nitrogen Cycling in Tropical Forests and Eucalyptus Plantations in Brazil in the Anthropocene. **Revista Virtual de Química**, v. 10, n. 6, p. 1792–1808, 2018. DOI: <http://static.sites.sbq.org.br/rvq.sbq.org.br/pdf/v10n6a09>.

SILVA, S.P.; FERREIRA, E.J.L.; SANTOS, L.R. Phytosociology and diversity in forest fragments with diferente intervention historics in the Western Amazon. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 31, n. 1, p. 233-251, jan./mar. 2021. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509839027>

SILVA, A. K. O., & SILVA, H. P. B. O processo de desertificação e seus impactos sobre os recursos naturais e sociais no município de Cabrobó–Pernambuco–Brasil. PRACS: **Revista Eletrônica de Humanidades do Curso de Ciências Sociais**. UNIFAP, 8(1), 2015. ISSN 203-215. DOI: <http://dx.doi.org.10.18468/pracs>.

SILVA, O. A.; SILVA, O. A.; SANTOS, D. C. R.; ROSÁRIO, I. C. B.; BARATA, H. S.; RAIOL, L. L Da tradição a técnica: perspectivas e realidades da agricultura de derruba e queima na Amazônia. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 1, e38310111799, 2021. (CC BY 4.0) | ISSN 2525-3409 | DOI: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v10i1.11799>.

SILVA, S. A.; MIRANDA, R. L.; SANTOS, A. C.; CARVALHO, L. C. Recursos Intangíveis e Desenvolvimento Sustentável na Amazônia: experiência de inovação social RECA. **Revista Vivências** | Erechim | v. 17 | n. 32 | p. 305-330 | jan./jun. 2021. DOI: <https://doi.org/10.31512/vivencias.v17i32.308>

SILVA, R. J. Recovery of Degraded Areas Through Agroforestry Systems: Limits and Possibilities. **SOUTH AMERICAN Journal of Basic Education, Technical and Technological**. ISSN: 2446- 48821. Vol. 2. N. 2. P. 165- 169. 2015.

SILVA, W. A. S. da.; CARIM, M. de J. V.; GUIMARÃES, J. R. S.; TOSTES, L. C. L. Composição e diversidade florística em um trecho de floresta de terra firme no Sudoeste do Estado do Amapá, Amazônia Oriental, Brasil. **Biota Amazônia**, v. 4, n. 3, p. 31-36, 2014.

SILVEIRA, M.; DALY, D. **Estudos sobre a diversidade Florística e arbórea: relatório analítico**. Brasília: Programa Estadual de Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre. 1999. 57 p.

SIQUEIRA, L. C. de. **Levantamento florístico e etnobotânico do estrato arbóreo em sistemas naturais e agroflorestais, Araponga, Minas Gerais**. 118 p. Dissertação (Mestrado em Botânica) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa-MG, 2008.

SOLLBERG, I.; SCHIAVETTI, A.; MORAES, M. E. B. Manejo Agrícola no Refúgio de Vida Silvestre de Una: Agroflorestas como uma perspectiva de conservação. **Revista Árvore**, v. 38, n. 2, p. 241–250, 2014.

SOMARRIBA, E. Revisiting the past: an essay on agroforestry definition. **Agroforestry Systems, Kluwer Academic Publishers**, v. 19, n. 3, p. 233-240, 1992.

SOUSA, D. A. S.; APARÍCIO, W. C. S. Diversidade e similaridade florística em áreas sob influência de uma usina hidrelétrica na Amazônia. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, Maringá, v. 11, n. 4, p. 1195-1216, 2018.

SOUZA, M. N. Recuperação ambiental ou recuperação de áreas degradadas: conceitos e procedimentos. **Mérida Publishers**. Capítulo 1. Canoas – RS – Brasil. 2021. DOI: <https://doi.org/10.4322/mp.978-65-991393-6-9.c1>

SOUZA, D.R.; SOUZA, A.L.; GAMA, J.R.V.; LEITE, H.G. Emprego da análise multivariada para estratificação vertical de florestas inequidistantes. **Revista Árvore**, Viçosa v.27, n.1, p.59-63, 1990.

SOUZA, K.; FAXINA, T. C.; SILVA, J. O.; DIAS, R. A. R.; SILVA, A. C.; HIGUCHI, P. Análise fitossociológica de trilha ecológica em Floresta Ombrófila Mista. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, Lages, v.13, n.3, p.266-274, 2014. DOI: <https://periodicos.udesc.br/index.php/agroveterinaria/article/view/5698/4146>.

SOUZA, V. L.; SILVA, O. A. Estrutura e distribuição espacial de uma população de *Stryphnodendron adstringens* (Mart.) Coville em cerrado da Reserva Biológica e Estação Experimental de Mogi Guaçu, Estado de São Paulo, Brasil. **Holos Environment**, v.6, p.55-69, 2006.

TABARELLI, M; MANTOVANI, W. & PERES, C. A. Effects of habitat fragmentation on plant guild structure in the montane Atlantic forest of southeastern Brazil. **Biological Conservation**, 91: 119-127. 1999.

TOLEDO, P. M.; DALLA-NORA, E.; VIEIRA, I. C. G.; AGUIAR, A. P. D.; ARAÚJO, R. Development paradigms contributing to the transformation of the Brazilian Amazon: do people matter?. **Current opinion in environmental sustainability**, 26, 77-83, 2017.

VENTUROLI, F.; FELFILI, J.; FAGG, C.W. Dinâmica de Regeneração Natural em Capoeira de Floresta Estacional Semidecidual sob Manejo Florestal de Baixo Impacto. **NOTA CIENTÍFICA. Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, supl. 1, p. 435-437, jul. 2007

VIEIRA, D. L. M.; HOLL, K. D.; PENEIREIRO, F. M. Agro-Successional Restoration as a Strategy to Facilitate Tropical Forest Recovery. **Restoration Ecology**. v. 17, n. 4, p. 451–459. 2009.

VIERIA, D. L. M & SCARIOT, A. Principles of natural regeneration of tropical dry forests for restoration. **Restoration Ecology**, v. 14, n. 1, p. 11-20. 2006.

WHITMORE, T.C. 1991. Tropical rain forest dynamics and its implications for management. *In*: GÓMEZ-POMPA, A., WHITMORE, T.C. & HADLEY, M. (Eds.). **Rain forest regeneration and management**. Paris, France. Unesco. Man and the Biosphere Series; v. 6.

YOUNG, A. **Agroforestry for soil management**. 2 ed. Nairobi: CAB Internacional, 1997. 320 p.

YOUNG, T. P.; PETERSEN, D. A.; CLARY, J. J. The ecology of restoration: historical links, emerging issues and unexplored realms. **Ecology Letters**, v. 8, n. 6, p. 662- 673, 2005.

XIMENES, L. C.; VIEIRA, D. S.; GAMA, J. R. V.; SILVA-RIBEIRO, R. B.; CORRÊA, V. V.; ALVES, A. F. Estrutura de floresta manejada por comunitários na FLONA Tapajós. p.686-693. *In*:5º Simpósio Latino-americano sobre manejo florestal (Sustentabilidade florestal). 2011, Santa Maria, Rio Grande do Sul, RS. **Anais...** Santa Maria, RS, 2011. p.686-693.