

UNIVERSIDADE ESTADUAL DO MARANHÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGROECOLOGIA
CURSO DE MESTRADO EM AGROECOLOGIA

LARISSA REBECA REGO SANTOS PAIXÃO

**EFEITO DE DIFERENTES ESTRATÉGIAS DE RESTAURAÇÃO SOBRE O
ESTOQUE DE CARBONO NA AMAZÔNIA MARANHENSE**

SÃO LUIS – MA

2019

LARISSA REBECA REGO SANTOS PAIXÃO

**EFEITO DE DIFERENTES ESTRATÉGIAS DE RESTAURAÇÃO SOBRE O
ESTOQUE DE CARBONO NA AMAZÔNIA MARANHENSE**

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Agroecologia da Universidade Estadual do Maranhão para a obtenção do título de Mestre em Agroecologia.

Orientadora: Prof^ª. Dr^ª. Danielle Camargo Celentano Augusto.

SÃO LUIS – MA

2019

Paixão, Larissa Rebeca Rego Santos.

Efeito de diferentes estratégias de restauração sobre o estoque de carbono na Amazônia maranhense / Larissa Rebeca Rego Santos Paixão. – São Luís, 2020.

70 f.

Dissertação (Mestrado) – Curso de Agroecologia, Universidade Estadual do Maranhão, 2020.

Orientador: Profa. Dra. Danielle Camargo Celentano Augusto.

1.Restauração ativa. 2.Recuperação. 3.Sequestro de carbono.
4.Diversidade de espécies. I.Título

CDU: 630*23(812.1)

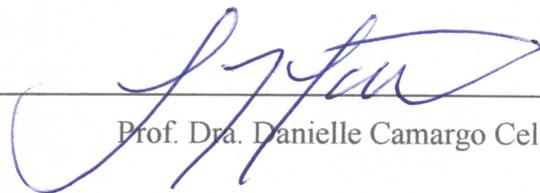
LARISSA REBECA REGO SANTOS PAIXÃO

Dissertação apresentada ao Curso de Mestrado do Programa de Pós-Graduação em Agroecologia da Universidade Estadual do Maranhão para a obtenção do título de Mestre em Agroecologia.

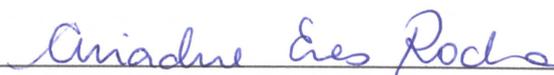
Orientadora: Prof^a. Dr^a. Danielle Camargo Celentano Augusto.

Aprovada em: 30 / 09 / 2019

Comissão Julgadora:



Prof. Dra. Danielle Camargo Celentano Augusto



Prof. Dra. Ariadne Enes Rocha - membro titular UEMA



Prof. Dr. Guillaume Xavier Rousseau - membro titular UEMA

SÃO LUIS – MA

2019

Dedico este trabalho primeiramente a Deus e aos meus pais, Sebastião, Ângela Cristina e Emilena, que sempre me deram o suporte necessário para eu enfrentar os percalços da vida.

AGRADECIMENTOS

À Deus, pois sua bondade e infinito amor que nos conservou até os dias de hoje.

Aos meus pais, Sebastião de Carvalho Santos, Ângela Cristina Queiroz Paixão e Emilena Rego, pois sem eles nada seria possível. Obrigada por sempre acreditarem em mim e torcerem pelas minhas escolhas. Obrigada por todo amor, carinho e respeito que vocês têm por mim. Não tenho palavras para agradecer e nem para explicar o imenso amor que sinto!

Aos meus irmãos Leandro Ricardo, Marcos Paulo e Kamila Karoline que sempre estiveram presentes na minha vida e que amarei eternamente.

Aos meus sobrinhos que tanto amo, Victor Miguel, Isabella, Ana Paula, Ana Carolina, Isadora e Ana Catarina, pois só ver o sorriso de cada um já me dá ânimo e inspiração. A vida faz mais sentido por vocês existirem.

Aos familiares que sempre acreditaram em mim, que participaram desta caminhada, respeitando os meus isolamentos e fugas, necessários ao meu crescimento profissional.

Aos amigos que acompanharam e fortaleceram esta etapa da vida, em especial Tatiane, Geusa e Stephane que foram essenciais nessa caminhada, proporcionando a mim, momentos de estudo, conhecimentos, descontração e alegrias.

Aos meus amigos mais íntimos que construí durante ao longo da vida, em especial: Camila Sousa, Samyra Furtado, Camila Galvão, Ana Caroline Mello, Dilma Pinheiro e Geraldo Ericeira.

À minha orientadora, professora Dra. Danielle Camargo Celentano Augusto, por todo ensinamento e dedicação dispensados no auxílio à concretização dessa dissertação e por confiar em mim.

Ao professor Dr. Guillaume Xavier Rousseau pelo apoio e paciência que contribuiu de forma primordial para a conclusão desse trabalho.

A todos que disponibilizaram um pouco do seu tempo para a coleta de dados em campo e desenvolvimento do trabalho: Ernesto, Tatiane, Stephane, Geusa, Patrícia, Luís, Monique, Neto, Gerson, Lucas e João.

Aos professores do curso de Programa de Pós-Graduação em Agroecologia e Engenharia Agrônômica da UEMA que contribuíram para o fortalecimento do saber científico, em especial para professora Dra. Ariadne Enes Rocha.

A todos que de alguma forma colaboraram para essa conquista. Em especial, aos meus amigos de turma os quais, juntos, aprendemos, sofremos e sorrimos!

A todos, GRATIDÃO.

“A coragem não torna necessariamente as coisas mais fáceis, mas as torna possíveis”

Dulce Ramos

“Tentamos proteger a árvore esquecidos de que ela é que nos protege”

Carlos Drummond de Andrade

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Desmatamento no Bioma Amazônico no Maranhão.	16
Figura 2 - Processo de sucessão secundária em florestas tropicais.	24
Figura 3 - Estratégias de Nucleação.	26
Figura 4 - Exemplificação de esquema de Sistema Agroflorestal.....	27
Figura 5 - Diferentes compartimentos de estoque de carbono na floresta.	29
Figura 6 - Mapa de localização das parcelas experimentais na Fazenda Escola São Luís da UEMA	31
Figura 7 - Imagens aéreas da área experimental no ano de 2004, 2012 e 2018..	33
Figura 8 - Croqui da área do experimento na Fazenda Escola São Luís da UEMA	33
Figura 9 - Croqui das parcelas permanentes e subparcelas provisórias instaladas para amostragem nos tratamentos de a) Restauração Passiva e Sistemas Agroflorestais e; b) Nucleação.	34
Figura 10 - Participação dos diferentes componentes (árvores, arvoretas, arbustos, palmeiras e vegetação<1m de altura) na BVAS em três modelos de restauração (Regeneração Natural, Nucleação e Sistemas Agroflorestais) na Fazenda Escola São Luís da UEMA.....	41
Figura 11 - Variabilidade do desenvolvimento dos diferentes componentes (árvores, arvoretas, arbustos, palmeiras e vegetação < 1m de altura) em três modelos de restauração: A-B. Sistemas Agroflorestais; C-D. Nucleação e; E-F. Regeneração Natural.	43
Figura 12 – Participação dos diferentes compartimentos (biomassa viva acima do solo, solo, serapilheira, necromassa fina e necromassa grossa) em três modelos de restauração (Regeneração Natural, Nucleação e Sistemas Agroflorestais) na Fazenda Escola São Luís da UEMA	45
Figura 13 - Sequestro de carbono na biomassa viva acima do solo (BVAS) em três modelos de restauração (Regeneração Natural, Nucleação e Sistemas Agroflorestais) na Fazenda EscolaSão da UEMA	46
Figura 14 - Regressão linear entre o carbono fixado e a abundância e diversidade de espécies. (A) Abundância de árvores. (B) Riqueza de árvores. (C) Diversidade de árvores. (D) Riqueza Total de Espécies. (E) Diversidade Total de Espécies.	47

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Modelos alométricos utilizados para converter as medidas da vegetação em biomassa viva acima do solo e necromassa.....	36
Tabela 2 - Abundância, riqueza e diversidade de Shannon de indivíduos adultos e jovens em três modelos de restauração (Regeneração Natural, Nucleação e Sistemas Agroflorestais) em São Luís-Maranhão, Brasil.....	39
Tabela 3 – Taxonomia e uso das espécies (DAP>10cm) mais abundantes (ind ha ⁻¹) amostradas nos tratamentos de restauração ativa (Nucleação e Sistemas Agroflorestais) em São Luís-Maranhão, Brasil.....	40
Tabela 4 - Incremento de carbono (t C ha ⁻¹) entre 2012 e 2018 nos diferentes compartimentos (biomassa viva acima do solo, necromassa e solo) em três modelos de restauração (Regeneração Natural, Nucleação e Sistemas Agroflorestais) em São Luís-Maranhão, Brasil. Médias seguidas pelo desvio padrão entre parênteses.....	44
Tabela 5 - Contribuição das espécies de árvore plantadas no estoque de carbono nos tratamentos de restauração ativa (Nucleação e Sistemas Agroflorestais) em São Luís-Maranhão, Brasil.	48

LISTA DE SIGLAS, ABREVIATURAS E SÍMBOLOS

APP – Área de Preservação Permanente

BVAS – Biomassa Viva Acima do Solo

CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente

CO₂ – Dióxido de Carbono

DAP – Diâmetro na Altura do Peito

DB – Diâmetro da Base

Embrapa – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

FESL – Fazenda Escola São Luís

GEE – Gases de Efeito Estufa

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

NDC – National Determined Contribution

PRA – Programa de Regularização Ambiental

Proveg – Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa

RL – Reserva Legal

SAF's – Sistemas Agroflorestais

Sisnama – Sistema Nacional do Meio Ambiente

UEMA – Universidade Estadual do Maranhão

UNFCCC – Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	13
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	16
2.1 Amazônia Maranhense	16
2.2 Degradação Ambiental.....	18
2.2.1 Fogo.....	19
2.3 Mudanças climáticas	20
2.4 Restauração Ecológica	22
2.4.1 Métodos da Restauração Ecológica.....	23
2.4.2 O papel da restauração na mitigação das mudanças climáticas.....	28
3 MATERIAIS E MÉTODOS.....	31
3.1 Área de estudo.....	31
3.2 Desenho experimental	33
3.3 Variáveis.....	35
3.3.1 Abundância e Diversidade de espécies.....	35
3.3.2 Estoque de carbono.....	35
3.3.2.1 Quantificações do estoque de carbono	35
3.3.2.2 Estoques de carbono na biomassa viva acima do solo (BVAS).....	36
3.3.2.3 Estoque de carbono na necromassa (CN).....	37
3.3.2.4 Estoque de carbono no solo (COS)	37
3.3.2.5 Estoque de carbono total do sistema (CT).....	38
3.4 Análises Estatísticas.....	38
4 RESULTADOS.....	39
4.1 Abundância e diversidade da vegetação.....	39
4.2 Estoque de carbono	41
4.2.1 Carbono na Biomassa Viva Acima do Solo (CBVAS)	41
4.2.2 Carbono na Necromassa (CN).....	43

4.2.3 Carbono no Solo (COS).....	44
4.2.4 Carbono Total (CT)	44
4.2.5 Fixação de CO ₂ equivalente	45
4.3 Relação entre a fixação de carbono e a abundância e diversidade de espécies.....	46
5 DISCUSSÃO	49
6 CONCLUSÃO.....	55
REFERÊNCIAS	56
APÊNDICE A - ESPÉCIES PLANTADAS NOS TRATAMENTOS DE NUCLEAÇÃO E SISTEMAS AGROFLORESTAIS	68
APÊNDICE B - ESPÉCIES IDENTIFICADAS NO EXPERIMENTO.....	69

RESUMO

Os sistemas biodiversos de restauração ecológica podem ser importantes sumidouros de carbono contribuindo para a mitigação das alterações climáticas. A presente pesquisa teve como objetivo avaliar três métodos de restauração ecológica de áreas degradadas (Regeneração Natural, Nucleação e Sistema Agroflorestal/SAF) após seis anos de implantação. A área experimental foi delineada por 18 parcelas permanentes de 900 m², inseridas em 6 blocos com 3 tratamentos, onde a vegetação (árvores, arvoretas, arbustos, cipós, herbáceas e palmeiras), necromassa (serapilheira, galhos e árvores mortas) e o solo (0-10 e 10-20cm) foram amostrados. A biomassa foi estimada mediante modelos alométricos (vegetação com DAP > 1cm e árvores mortas) e de forma destrutiva (herbácea, serapilheira e galhos finos). O incremento do estoque total de carbono apresentou valores superiores nos Sistemas Agroflorestais (37,4 ± 22,1 t C ha⁻¹) seguido dos tratamentos de Nucleação (20,6 ± 9,3 t C ha⁻¹) e Regeneração Natural (13,4 ± 3,4 t C ha⁻¹). A biomassa viva acima do solo (BVAS) foi o componente que mais contribuiu para o estoque de carbono total nos Sistemas Agroflorestais (70 ± 15%) e nos sistemas de Nucleação (67 ± 14%), enquanto na Regeneração Natural se sobressaiu o carbono orgânico do solo (47 ± 22%). Quanto aos componentes que integram a BVAS, as árvores (DAP>10cm) tiveram maior participação nos tratamentos de Sistemas Agroflorestais (47 ± 25%) e Nucleação (39 ± 31%), principalmente devido às árvores plantadas, já na Regeneração Natural se sobressaíram as palmeiras (47 ± 34%). O carbono fixado é fortemente correlacionado com a abundância, riqueza e diversidade de árvores plantadas. A adoção dessas estratégias de restauração ativa podem proporcionar benefícios econômicos ao agricultor, permitir a regularização ambiental das propriedades rurais e restabelecer serviços ecossistêmicos vitais, como o sequestro de carbono, contribuindo ainda para os compromissos internacionais de restauração assumidos pelo Brasil.

Palavras chave: Restauração ativa; recuperação; sequestro de carbono; diversidade de espécies.

ABSTRACT

Biodiversity ecological restoration systems may be important carbon sinks contributing to climate change mitigation. This research aimed to evaluate three methods of ecological restoration of degraded areas (natural regeneration, nucleation and agroforestry system / SAF) six years after its implementation. The experimental area was delineated by 18 permanent plots of 900 m², inserted in 6 blocks with 3 treatments, where vegetation (trees, bushes, vines, herbaceous and palm trees), necromass (litter, branches and dead trees) and soil (0-10 and 10-20cm) were sampled. Biomass was estimated using allometric models (vegetation with DAP > 1cm and dead trees) and destructively (herbaceous, burlap and thin branches). The increase in total carbon stock was higher in agroforestry system ($37,4 \pm 22,1 \text{ t C ha}^{-1}$) followed by nucleation ($20,6 \pm 9,3 \text{ t C ha}^{-1}$) and natural regeneration ($13,4 \pm 3,4 \text{ t C ha}^{-1}$). Above-ground living biomass (BVAS) was the component that most contributed to the total carbon stock in agroforestry system ($70 \pm 15\%$) and in nucleation systems ($67 \pm 14\%$), while in natural regeneration the soil organic carbon stood out ($47 \pm 22\%$). Regarding the components that integrates the BVAS, trees (DAP > 10cm) had a greater participation in agroforestry system treatments ($47 \pm 25\%$) and nucleation ($39 \pm 31\%$), mainly due to the trees planted, while in natural regeneration stood out palm trees ($47 \pm 34\%$). The fixed carbon is strongly correlated with the abundance, richness and diversity of planted trees. The adoption of these active restoration strategies in agricultural activities can provide the farmer with economic benefits, allow the environmental regularization of rural properties, and restore vital ecosystem services, such as carbon sequestration, contributing to Brazil's international restoration commitments.

Key words: Active Restoration; recovery; carbon sequestration; species diversity.

1 INTRODUÇÃO

As florestas tropicais são fundamentais para o equilíbrio climático e bem-estar da humanidade. As florestas são ecossistemas biodiversos que fornecem serviços ecossistêmicos vitais, como a provisão de água, alimentos, fibras, madeiras, energia, medicamentos, a regulação da qualidade do ar, do ciclo hidrológico e do clima, além da conservação da biodiversidade (FAO, 2016; EMBRAPA, 2010).

As florestas desempenham importante função na mitigação das emissões de gases de efeito estufa, especialmente o dióxido de carbono (CO₂), que é considerado um dos principais responsáveis pelas mudanças climáticas, assim projetos e estudos que priorizam a redução das emissões desses gases e do desmatamento estão ganhando cada vez mais relevância (MADRIGAL; CASTAÑEDA; SÁNCHEZ, 2019).

No Brasil, o desmatamento, sobretudo na Amazônia e no Cerrado, é uma das principais atividades que contribuem para emissão de gases de efeito estufa, medidas em CO₂ equivalente (SEEG, 2018). Assim, a absorção de CO₂ pela vegetação, por meio do processo de restauração, é uma alternativa para reduzir a quantidade de GEE na atmosfera, uma vez que as plantas atuam como um depósito de carbono na forma de biomassa vegetal, parcialmente convertida em matéria orgânica (HERNANDEZ et al., 2009).

A provisão de serviços ecossistêmicos das florestas é comprometida quando ocorre a sua conversão em áreas de pastagens, o contrário ocorre quando se tem a conversão de pastagens em áreas de plantação ou sucessão florestal (OLIVEIRA et al., 2017; OLIVEIRA et al., 2018). Na Amazônia, a degradação e conversão de florestas naturais em agroecossistemas simples como pastagens, monocultivos ou silvicultura afeta a diversidade florística (DAVIDSON et al., 2012), o que ocasiona a perda da biodiversidade e de serviços ecossistêmicos essenciais, como o estoque de carbono (POORTER et al., 2015).

No Maranhão, 75% da cobertura florestal do bioma Amazônico já foi desmatada (CELENTANO et al., 2017). A principal causa desse desmatamento foi a conversão das florestas para o desenvolvimento da agropecuária, particularmente a pecuária extensiva (INPE, 2019). As intervenções persistem até mesmo em áreas legalmente protegidas, sendo os principais contribuintes a extração ilegal de madeira, queima e conversão de terras para a pecuária (CELENTANO et al., 2017).

O Maranhão se destaca por apresentar uma agricultura familiar em crise, caracterizada pela itinerância de cultivos anuais, baseados num modelo agrícola inviável que promove o uso inadequado e exaustivo dos recursos naturais, implicando em degradação e

abandono de áreas agrícolas, de forma a contribuir com persistência da pobreza rural (ROCHA, 2011). O fogo ainda é bastante empregado no Estado, por ser um método de baixo custo para a eliminação da vegetação e aumento da produtividade por meio da queima de cinzas ricas em nutrientes que fertilizam o solo (LARA, 2007).

Compromissos globais tem buscado a mitigação dos problemas climáticos, como o Acordo de Paris, considerado o maior tratado internacional acerca das mudanças climáticas. Foi celebrado em 2015 durante a Conferência das Partes, onde 189 países, dentre eles o Brasil, acordaram definir metas individuais de redução de CO₂, a fim de evitar que a temperatura da Terra se eleve mais de 2°C, em relação aos níveis pré-industriais, até 2050 (ONU, 2015; BRASIL, 2017a; VITAL, 2018). O compromisso brasileiro, ratificado pelo Congresso nacional em 2016, prevê o fim do desmatamento ilegal da Amazônia e a restauração e reflorestamento de doze milhões de hectares até 2030 (BRASIL, 2017a).

A conservação ambiental não é um fator externo à propriedade rural. Neste contexto, o desafio do século XXI é garantir a segurança alimentar com um mínimo possível de danos ambientais e máxima viabilidade econômica, principalmente em regiões desfavoráveis à agricultura (BONMARCO et al., 2013).

Em 2012, a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (nº 12.651, de 25 de maio de 2012), conhecida como “Novo Código Florestal”, atualizou as normas sobre a proteção da vegetação nativa nas propriedades rurais com objetivo de garantir o desenvolvimento sustentável. A Lei estabelece que as áreas de preservação permanentes (APP) e uma porcentagem das propriedades rurais (dependendo do Bioma onde se localizam) sejam conservadas com vegetação nativa em áreas de Reserva Legal (RL), onde é permitida a exploração econômica mediante manejo sustentável (BRASIL, 2012). De acordo com a Lei, os proprietários rurais com passivos ambientais de APP e RL deverão restaurar o passivo com um prazo de até 20 anos.

Para impulsionar a regularização ambiental das propriedades rurais e os compromissos internacionais de restauração do Brasil, em 2017 foi estabelecida a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa (Proveg). A Proveg deverá ser implantada por meio do Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa – Planaveg (BRASIL, 2017b), que contém ações estratégicas com enfoque na restauração de APP e RL e recuperação da capacidade produtiva das áreas degradadas ou alteradas com baixa aptidão agrícola (BRASÍLIA, 2017).

A restauração ecológica é definida como “intervenção humana intencional em ecossistemas alterados ou degradados para desencadear, facilitar ou acelerar o processo

natural de sucessão ecológica” (BRASIL, 2017b). O ecossistema que carece de restauração comumente foi degradado, perturbado, transformado ou inteiramente destruído por consequências diretas ou indiretas de ações antrópicas, podendo ser intensificado por fenômenos naturais como fogo, enchentes ou tempestades (RODRIGUES, 2004). A restauração garante o reestabelecimento de serviços ecossistêmicos, inclusive o sequestro de carbono.

A restauração ecológica permite devolver um conjunto de espécies que ocorrem no ecossistema de referência (MICOLLIS et al., 2016). O Maranhão dispõe de espécies com potencial para recuperação de áreas degradadas e alteradas, já que o Estado se destaca por sua riqueza florística, sendo caracterizado por extensas áreas naturais de plantas nativas, que se desenvolvem bem sob as condições edafoclimáticas adversas, tem boa capacidade regenerativa, rápido crescimento, são resistentes ao fogo, pragas e doenças (SOARES et al., 2010; ROCHA, 2011, SILVA et al., 2013) além de terem importância socioeconômica.

No entanto, a restauração de florestas nativas nem sempre consiste em uma atividade rentável e o produtor rural, seja um grande produtor ou um agricultor familiar, se vê onerado pela obrigatoriedade de restaurar. Dessa forma, é fundamental estudar o potencial da Regeneração Natural para restauração passiva e outras técnicas menos onerosas para restauração ativa, como a Nucleação, e estratégias que integrem a produção de alimentos e outros serviços, como os Sistemas Agroflorestais (SAFs). No Maranhão existem poucos estudos que contemplem essas técnicas, dessa forma, ainda são pouco conhecidas e difundidas na região. Assim sendo, surge a necessidade em desenvolver e avaliar estratégias de restauração adaptadas à região e analisar como elas recuperam a diversidade de espécies e serviços ecossistêmicos, em particular o sequestro de carbono.

As hipóteses desse estudo são (i) que as técnicas de restauração ecológica ativa (Sistemas Agroflorestais e Nucleação) acumulam mais carbono que a Regeneração Natural (restauração passiva) e (ii) que os Sistemas Agroflorestais acumulam mais carbono que a técnica de Nucleação. Assim, o objetivo desta pesquisa foi avaliar o estoque de carbono em três métodos de restauração em áreas degradadas na Amazônia Maranhense. Para isso, buscou-se avaliar o estoque de carbono nos métodos de restauração ecológica avaliados. Além disso, buscou-se identificar a relação da riqueza e a diversidade de espécies vegetais com a fixação de CO₂ na biomassa.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Amazônia Maranhense

O bioma Amazônia é uma das regiões com maior riqueza de espécies, contribuindo significativamente para conservação da biodiversidade e fornecimento de serviços ecossistêmicos essenciais (ARAGÃO, 2012). No Maranhão, apenas 25% da cobertura florestal original estão conservadas (24,7 mil km²), destes 70% estão situados em áreas protegidas (Terras Indígenas e Unidades de Conservação), 10% são assentamentos de reforma agrária e aproximadamente 20% estão em propriedades rurais (Figura 1) (INPE, 2016; CELENTANO et al., 2017; ALENCAR et al., 2016).

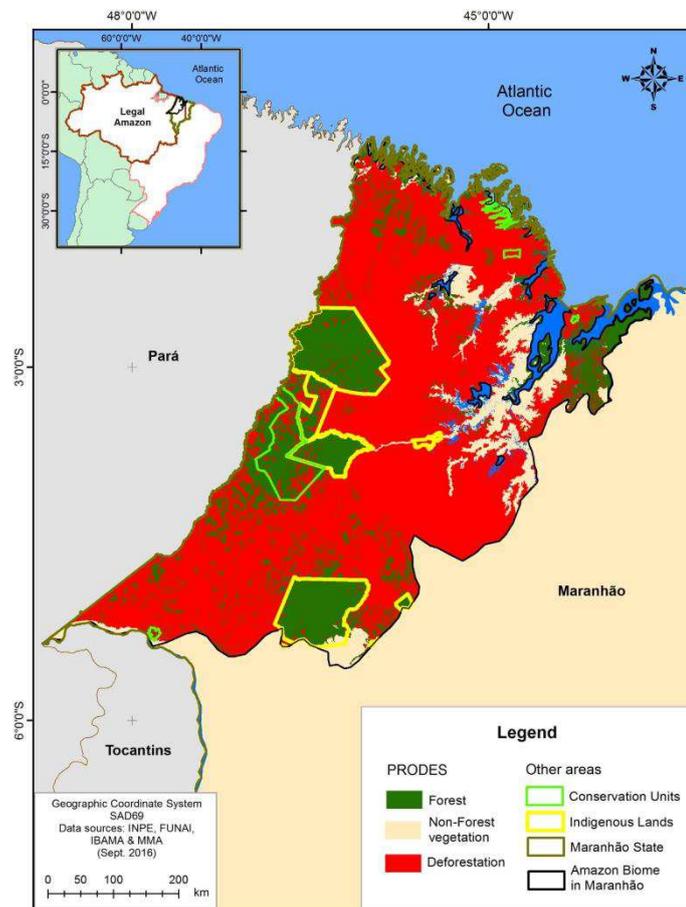


Figura 1 - Desmatamento no Bioma Amazônico no Maranhão. Fonte: CELENTANO et al. (2017) com dados de INPE (2016).

O monitoramento através de imagens de satélites aponta que 25,2 mil km² da floresta amazônica do Maranhão foi desmatada nos últimos 30 anos (INPE, 2019). A vegetação remanescente, inclusive de áreas legalmente protegidas, permanece em processo de degradação devido à extração ilegal de madeira, queima e conversão de terras para a pecuária,

destacando que o fogo é amplamente utilizado na agricultura e pecuária do estado (CELENTANO et al., 2017).

O bioma Amazônia no Maranhão apresenta altas taxas de desmatamento e fragmentação (MARTINS; OLIVEIRA, 2011). Na Amazônia Maranhense, Soares-Filho (2014) estimou que o passivo florestal das propriedades rurais pode chegar a 1 milhão de hectares de RL e 58 mil hectares de APP. Uma grande parte desse passivo está em assentamentos rurais da reforma agrária. Segundo Alencar et al. (2016), nesta região existem 375 assentamentos, ocupados por 57,3 mil famílias, com uma área total de 2,1 milhões de hectares. Nesses assentamentos, a área total desmatada chegava a 1,9 milhões de hectares em 2015, ou seja, 85% do total - percentual muito acima do permitido por lei.

A Amazônia Maranhense é considerada top 10 hotspot para a restauração, ocupando o terceiro lugar quanto à biodiversidade na Área de Proteção Ambiental (APA) da Baixada Maranhense e sétimo lugar em Ecorregiões na floresta de babaçu (BRANCALION et al., 2019). Os babaçuais maranhenses têm destaque no percentual de área de cobertura vegetal que compõe o território do bioma Amazônia no Maranhão, em que, os principais tipos de vegetação são Pastagem e Vegetação Secundária com palmeiras, com cerca de 24,44% (33.722,39 km²), da extensão territorial do bioma, seguido de Vegetação Secundária com palmeiras, com 13,37% (18.449,83 km²) e Vegetação Secundária, com 15.497,18 km² (11,23%) (ROCHA et al., 2019).

A Amazônia Maranhense, assim como a população que ali vive, sofre com as mudanças ambientais ocasionadas com o avanço do desmatamento. Além do desmatamento, os problemas ambientais e sociais ocasionados pela queima das florestas é outro fator que impacta a vida e a saúde das populações. Em estudo recente por Alves et al. (2017) verificaram que a queima da biomassa na região amazônica, provocam efeitos deletérios à saúde humana, em que as partículas menores que 10 µm (PM₁₀) ao serem inaladas penetram nos pulmões e submetem as células a processos oxidativos, inflamatórios, parada do ciclo celular, danos ao DNA e morte das células pulmonares humanas. Os autores ainda destacam a relevâncias dessas vias como meios toxicológicos relacionados ao câncer pulmonar e que as crianças são mais vulneráveis a esses efeitos.

Sendo assim, conservar a floresta remanescente e promover a restauração ecológica das áreas degradadas permite evitar mais retrocessos ambientais e problemas socioeconômicos associados (CELENTANO et al., 2017). Vale destacar que as florestas contribuem significativamente para o combate à pobreza rural, garantindo a segurança alimentar e proporcionando meios de subsistência (FAO, 2016).

2.2 Degradação Ambiental

A Política Nacional de Meio Ambiente define em seu Art. 3º, inciso II, a degradação da qualidade ambiental como “a alteração adversa das características do meio ambiente” (BRASIL, 1981). Em todo o mundo, as diferentes formas de exploração do solo, praticadas por muitos anos, degradaram os recursos naturais e intensificaram a vulnerabilidade social, levando a atual “crise ambiental” (MICCOLIS et al., 2016).

A degradação ambiental é compreendida como a alteração do ecossistema, seja ela resultante de um distúrbio natural ou antrópico, no qual a intensidade ou frequência impossibilita que o ecossistema se recupere naturalmente por um considerável período de tempo (ARONSON; DURIGAN; BRANCALION, 2011). A degradação florestal refere-se às mudanças na condição de floresta que reduz a sua capacidade para fornecer bens e serviços, contribuindo, por exemplo, para a redução da biodiversidade e intensificação das emissões antrópicas de CO₂ a nível global (PARROTA; WILDBURGER; MANSOURIAN, 2012).

Desde o início das atividades da agricultura no bioma Amazônico Maranhense ocorre a alteração do ecossistema. A produção agrícola – incluindo o pastoreio e a extração de madeira – é uma das principais atividades responsáveis pelas mudanças ambientais em nível de biosfera, as quais ameaçam o sistema de sustentação da vida na Terra (GLIESSMAN, 2009).

É essencial destacar a importância das funções ecológicas de um ambiente natural. A FAO (2014) explica que ampliar a informação quanto aos recursos florestais é fundamental para conter o desmatamento ilegal das florestas e, conseqüentemente, a degradação das mesmas. Após monitoramento por satélite, a FAO (2014) ainda afirma que as áreas florestais estão diminuindo a nível global e as maiores perdas florestais tropicais estão ocorrendo na América do Sul e África.

Os ecossistemas alterados têm sua diversidade reduzida e, provavelmente, passaram por diversas perturbações que ocasionaram a diminuição da sua resiliência e estabilidade. Tendo em vista, a dificuldade de alguns ecossistemas degradados se recuperarem naturalmente através da sucessão natural, a restauração ecológica induzida é vista como uma opção satisfatória para recuperar parte das características que foram perdidas, como a biodiversidade, as interações ecológicas e os serviços ambientais (BRANCALION; LIMA; RODRIGUES, 2013).

Segundo Hansen et al. (2013), dentre os quatro domínios climáticos do planeta (tropical, subtropical, temperado e boreal), as florestas tropicais apresentaram o maior

percentual de perda e ganho de vegetação no período entre 2000 e 2012, com maior razão de perda, prevalecendo a dinâmica de desmatamento.

Por ser uma técnica bastante utilizada na agricultura, o fogo é comumente aplicado no meio rural. A queima, por ser considerada uma alternativa prática e de baixo custo, é empregada com a finalidade de limpeza do terreno, eliminando os restos de culturas, reduzindo pragas e doenças, aumentando a disponibilidade de nutrientes no solo e a capacidade produtiva, evitando gastos com a mão de obra e conseqüentemente redução dos custos na produção (BONFIM et al., 2003). Entretanto, ambientes que sofrem frequentes perturbações por fogo e em maiores escalas podem alterar significativamente a composição e estrutura de fragmentos florestais, favorecendo as espécies com capacidade de rebrota e perda das demais (CAMARGOS et al., 2010).

2.2.1 Fogo

O uso do fogo é historicamente adotado pelo homem para diversas finalidades como limpeza de áreas agrícolas e florestais, renovação de pastagens, como prática no manejo de pré-colheita da cultura da cana-de-açúcar, como estratégia no controle de pragas e doenças em culturas anuais e perenes, no manejo de pós-colheita, dentre outras práticas (TAVEIRA et al., 2019; MARTINEZ et al., 2007). Na agricultura itinerante (corte e queima) as queimadas são ainda uma atividade de baixo custo e necessárias no preparo da terra para o plantio. Seu uso na eliminação da vegetação impacta no aumento da produtividade por meio da queima de cinzas, ricas em nutrientes que fertilizam o solo, no crescimento de gramíneas forrageiras para as pastagens e na eliminação de plantas invasoras (LARA, 2007).

Algumas espécies são tolerantes ao fogo, como o babaçu (*Attalea speciosa* C. Martius, Arecaeae) que se desenvolve após as queimadas, ocorrendo a germinação dos cocos e o crescimento vigoroso das plântulas (SILVA, 2008). A rigidez do fruto, a capacidade de regeneração da palmeira e sua disseminação em áreas próximas, contribuem para que os processos ecológicos ocorridos após o desmatamento se integrem a processos sociais que favorecem o consórcio entre palmeiras e pastagens (GOUVEIA, 2015). Esta palmeira ocorre em quase toda extensão do estado do Maranhão e o aumento da densidade em formações secundárias contribui para o seu extrativismo (GOUVEIA et al., 2017). A floresta de babaçu pode ser considerada como uma formação secundária, que tem desenvolvimento rápido após as queimadas, com a germinação dos cocos e crescimento vigoroso das plântulas (SILVA et al., 2012). Assim, é encontrada com maior frequência em áreas degradadas sendo considerada como espécie pioneira e dominante, entretanto possui uma característica de superdominância

que dificulta o desenvolvimento de outras espécies, o que impossibilita a restauração, sendo necessária a adoção de técnicas de manejo (SILVA et al., 2012).

Entretanto, o uso intensivo do fogo em uma mesma área afeta a biodiversidade (flora e fauna), a qualidade do ar, os atributos do solo, bem como, ainda pode provocar a eliminação de microrganismos e a degradação do solo, além do desenvolvimento de espécies superdominantes como o babaçu (RIBEIRO; MARTINS, 2014; SILVA et al., 2012). Cabe ressaltar que alguns autores consideram que, dentre os atributos químicos do solo afetados pelo fogo, os cátions trocáveis, o fósforo disponível e o pH são aumentados, além do carbono total que também tem um leve aumento, em contraponto o nitrogênio, potássio, ferro, alumínio e manganês perto da superfície são reduzidos, mas, na subsuperfície aumentam (THOMAZ et al., 2014; BÉLIVEAU et al., 2015). De fato, os sistemas de cultivo itinerantes provocam distúrbios ao ambiente, no entanto, o reestabelecimento do equilíbrio dessas perturbações está relacionado ao manejo dos tipos de cultivos e do tempo de pousio (TAVEIRA et al., 2019).

O tempo de pousio é fundamental para o reestabelecimento das propriedades do solo e da vegetação (MCNICOL et al. 2015; MORALES-BARQUERO et al., 2015). Pousios mais curtos tendem a criar capoeiras fracas, que influenciam negativamente nos sistemas de cultivo que dependem do uso de uma mesma área constantemente, assim, considerar o tempo médio do pousio à idade da floresta seria introduzir os efeitos da mudança de cultivo e potencialmente outros usos da ciclagem da floresta nos modelos globais de carbono (LAWRENCE et al., 2010).

Entretanto, a adoção do fogo na agricultura pode ocasionar sérios danos como ocorrência de um solo desprotegido o que acarreta uma maior lixiviação e percolação de nutrientes, erosão do solo, além de alterar o estoque de água no solo, a umidade, mudanças na taxa de infiltração e transpiração (REDIN et al., 2011). A queima de biomassa contribui para emissão líquida de carbono, como a observada na Amazônia brasileira (NOBRE; NOBRE, 2002). A biomassa florestal pode ser afetada durante um longo período pelos efeitos do fogo (ARAI et al., 2018). Sato et al. (2016) observaram que após dez anos do incêndio a floresta não recupera integralmente sua altura e biomassa.

2.3 Mudanças climáticas

Caso a atual trajetória de emissões de gases de efeito estufa (GEE) persista, as pesquisas científicas preveem o aumento da temperatura do planeta entre 2°C e 5°C (VITAL,

2018). O autor explica que esta elevação pode ocasionar danos irreversíveis à biodiversidade e comprometer a agricultura, a indústria e a infraestrutura, como consequência de desastres naturais, comprometendo o desenvolvimento econômico tanto de países desenvolvidos quanto de países em desenvolvimento.

Em 2009, o Brasil instituiu a Política Nacional sobre Mudança do Clima – PNMC através da Lei nº 12.187/2009, onde estabeleceu o compromisso nacional voluntário de adoção de ações de mitigação visando reduzir suas emissões de gases de efeito estufa, entre 36,1% e 38,9%, em relação às emissões projetadas até 2020. Em 1997, na Conferência de Kyoto, ocorrida no Japão, o termo “sequestro de carbono” foi reconhecido com o objetivo de conter e reverter o acúmulo de CO₂ na atmosfera e assim reduzir o efeito estufa (SOUZA; VIEIRA, 2011). Nesse contexto, as florestas tropicais desempenham importante função, uma vez que armazenam grandes quantidades de carbono, sendo a proteção das mesmas um importante componente para mitigar as mudanças climáticas (BERENGUER et al. 2014).

O Acordo de Paris foi celebrado em 2015, reconhecendo que as mudanças climáticas representam uma ameaça urgente e potencialmente irreversível para as sociedades humanas e para o planeta e, por isso, requer a mais ampla cooperação possível de todos os países e sua participação numa resposta internacional eficaz e apropriada, visando acelerar a redução das emissões globais de gases de efeito estufa (ONU, 2015).

O aludido acordo reconhece ainda a importância dos incentivos financeiros para a implementação de abordagens políticas para a redução de emissões por desmatamento e degradação florestal, e o papel da conservação, da restauração e do manejo sustentável das florestas para a manutenção e aumento dos estoques de carbono florestal, assim como abordagens políticas alternativas, como abordagens conjuntas de mitigação e adaptação para a gestão integral e sustentável das florestas (ONU, 2015; BRASIL, 2016).

No Acordo de Paris, os países definiram suas metas de redução de emissões até 2030 através de documentos denominados NDC's (do inglês *Nationally Determined Contributions*). Em seu documento, o Brasil comprometeu-se em reduzir as emissões de gases de efeito estufa em 37% abaixo dos níveis de 2005, em 2025 (BRASIL, 2016). O NDC do Brasil considerou que a implementação de políticas e medidas para adaptação às mudanças climáticas contribui para o acréscimo da resiliência de populações, ecossistemas, infraestrutura e sistemas produtivos e para garantia e manutenção da provisão de serviços ambientais (VITAL, 2018). Para isso, além de zerar o desmatamento ilegal da Amazônia até 2030, o Brasil se comprometeu a restaurar ou reflorestar 12 milhões de hectares nesse mesmo prazo (BRASIL, 2017b).

2.4 Restauração Ecológica

Recuperação e restauração consistem em práticas divergentes. A Lei nº 9.985/2000 institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação e define, em seu Art. 2º, a recuperação como sendo a “restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada a uma condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original” e a restauração “restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível da sua condição original” (BRASIL, 2000).

A Sociedade de Restauração Ecológica (SER, 2004) define a restauração ecológica como “o processo de auxiliar a recuperação de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído”. Rodrigues (2004) explica que a restauração ecológica consiste numa atividade intencional que inicia ou acelera a recuperação de um ecossistema em relação a sua saúde, integridade e sustentabilidade. Assim, a aludida restauração busca estimular os processos naturais ao longo do tempo, formando ecossistemas de forma orientada ao resgate de suas funções ecológicas, de sua estrutura e composição.

A restauração ecológica em um ecossistema florestal objetiva a restabelecer florestas que sejam capazes de se autoperpetuar, ou seja, florestas biologicamente viáveis e que não dependam de intervenções humanas constantes (BRACALION et al., 2010). Entretanto, essa prática ainda carece ser aperfeiçoada para alcançar os objetivos a que se destina, sobretudo em florestas tropicais e subtropicais naturalmente biodiversas situadas em paisagens antropizadas (BRANCALION; LIMA; RODRIGUES, 2013).

A diversidade é uma medida de complexidade de um ecossistema. Segundo Altieri e Nicholls (2010), os ecossistemas que possuem alta diversidade são mais estáveis, pois apresentam maior resistência, ou seja, uma capacidade para resistir a uma alteração, e também maior capacidade para se recuperar após a alteração no ambiente. Assim sendo, os autores afirmam que os ecossistemas naturais apresentam maior diversidade, dessa forma, são mais estáveis e menos sujeitos a flutuações das populações dos organismos que os compõem.

Ao enfrentar uma perturbação, o ecossistema é capaz de reagir, através da resistência ou da resiliência (SUTHERLAND, 1981; PIMM, 1984). Segundo Walker e Salt (2006), a resiliência é a capacidade própria de um ecossistema se restabelecer de perturbações e ainda manter a sua estrutura e função básica. E, apesar de parecer simples, apresenta consequências de longo alcance quando aplicado a sistemas de seres humanos e natureza. Gunderson (2000) define resistência como a capacidade do ecossistema sobreviver a um distúrbio, mantendo sua estrutura e funcionamento.

A restauração ecológica consiste num processo intencional em que se estimulam por certo período os processos naturais de um ecossistema alterado, buscando recuperar as suas funções ecológicas, sua estrutura e composição (ARONSON; DURIGAN; BRANCALION, 2011). O projeto de restauração ecológica, para a recuperação de áreas degradadas ou desflorestadas, utiliza conceitos de sucessão, relações específicas e variabilidade genética, que visa alcançar a sustentabilidade do ecossistema e sua biodiversidade.

A restauração ecológica deve fornecer soluções para os problemas ecológicos (MELI, et al., 2017). Entretanto, estas soluções também precisam apresentar custo-benefício, proporcionar benefícios aos proprietários de terras e comunidades rurais, e ainda estar alinhado com políticas públicas e características culturais (KIMBALL et al., 2015; ARONSON et al., 2011; MELO et al., 2013). Os custos de implementação e manutenção podem ser reduzidos através de desenvolvimento de técnicas inovadoras ou aperfeiçoando as existentes (BRANCALION; VAN MELIS, 2017).

É fundamental buscar melhorar a qualidade da restauração ecológica em ecossistemas florestais na escala local e buscar formas efetivas de restaurar no contexto mais amplo dos impactos ambientais, sociais e econômicos (LAMB; GILMOUR, 2003).

2.4.1 Métodos da Restauração Ecológica

- Restauração Passiva

Compreende-se como restauração passiva quando os processos de regeneração em um ecossistema perturbado ocorrem espontaneamente através da sucessão natural (LAMB; GILMOUR, 2003). Dessa forma, o ecossistema degradado retorna a seu estado natural ou próximo disso, sem a intervenção humana, apenas através da resiliência, sucessão ou Regeneração Natural (MARTINS et al., 2014), formando-se assim uma vegetação secundária (Figura 2)



Figura 2 - Processo de sucessão secundária em florestas tropicais. Fonte: GARCIA (2019).

A restauração passiva é considerada um dos métodos mais simples de restauração. Pois, basicamente, consiste em eliminar a fonte de perturbação e permitir a recuperação natural do ecossistema (CELENTANO et al., 2011), para isso é fundamental proteger as áreas a serem restauradas contra o fogo e o gado, utilizando aceiros e cercas. Os autores ainda afirmam que quando o estado de degradação é baixo e os recursos financeiros são escassos, este método é o mais apropriado, já que apresenta os menores custos, apenas com investimentos para proteger a área. No entanto, quando o estado de degradação é muito elevado e a área a ser recuperada não apresenta resiliência, outras estratégias devem ser utilizadas.

- Restauração Ativa

A restauração ativa depende de ações implementadas pelo ser humano, com a finalidade de conduzir, favorecer e direcionar o processo natural da sucessão ecológica nas áreas que sofreram algum tipo de degradação ambiental e não tem resiliência para voltarem sozinhas através da sucessão (RODRIGUES; GANDOLFI; BRANCALION, 2015). Nesse cenário, é necessário desenvolver ferramentas de restauração considerando as diversas barreiras à sucessão. A restauração de florestas tropicais em áreas de pastagens pode ser retardada por diferentes fatores bióticos e abióticos, como a falta de dispersão de sementes adequadas e extremos climáticos (ZAHAWI; AUGSPURGER, 2006). Assim, os autores explicam que os métodos para acelerar a restauração devem considerar esses fatores de impedimentos, conhecidos como filtros ecológicos.

O método mais comum de restauração ativa é o reflorestamento ou plantio de mudas em alta densidade em toda a área (CELENTANO et al., 2011). Entretanto, plantações densas exigem altos custos iniciais e investimentos para as manutenções (LAMB;

GILMOUR, 2003). Assim, técnicas menos onerosas podem ser mais atraentes para os agricultores, como o plantio de “ilhas de árvores”, conhecido como Nucleação (ANDERSON, 1953; CELENTANO et al., 2011).

Nucleação

Os núcleos de Anderson, conhecidos como Nucleação, consistem num método proposto para estabelecer plantações por meios de grupos densos ou unidades de plantios de várias composições e estruturas, amplamente espaçadas entres seus centros (ANDERSON, 1953). Segundo o autor, este método é baseado em dois princípios fundamentais o qual considera que a unidade de plantio deve consistir em um grupo de árvores e que estas unidades devem ficar espaçadas sobre a área.

A complexidade estrutural do método de Nucleação se assemelha ao processo de Regeneração Natural, onde manchas da vegetação sucessional formam microambientes favoráveis ao estabelecimento de espécies (ZAHAWI; AUGSPURGER, 2006). Esta técnica requer uma menor quantidade de árvores por hectare, sendo mais econômica que as plantações tradicionais (CELENTANO et al., 2011).

A Nucleação visa a sua integração com a paisagem que a rodeia. A heterogeneidade ambiental dentro de uma área degradada pode ser impulsionada pela criação de pequenos habitats, denominado núcleos (ou ilhas), capazes de formar novas populações, novos nichos de regeneração, visando promover a conectividade da paisagem e o restabelecimento dos fluxos biológicos (SANT’ANNA; TRES; REIS, 2011).

Os sistemas de Nucleação propõem uma reprodução da natureza e seus processos, capaz de restituir a biodiversidade e restaurar ambientalmente a área degradada. Os principais sistemas de Nucleação conhecidos (Figura 3) são: abrigos artificiais, plantio de arbustos, transposição de solo, transposição de galharia, transposição de chuva de sementes, poleiros artificiais, plantio de mudas nativas em grupos e degraus ecológicos (BECHARA et al, 2016; REIS et al., 2003; REIS & TRÊS, 2007; MARTINS, 2007).

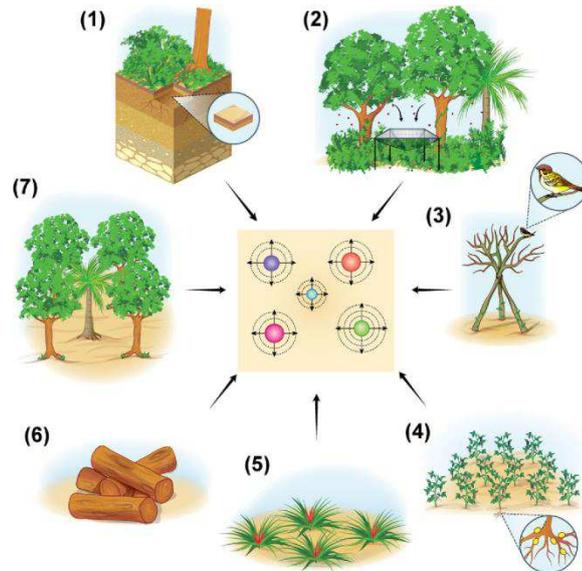


Figura 3 - Estratégias de Nucleação: 1 Translocação do banco de sementes de solo superficial (mais serapilheira e fauna edáfica); 2 Translocação de chuva de sementes a partir de remanescentes naturais; 3 Poleiros artificiais; 4 Cultura de cobertura; 5 Ilhas de epífitas; 6 Abrigos artificiais para animais; 7 Ilhas de árvores. Fonte: BECHARA et al. (2016).

Sistemas Agroflorestais

Os Sistemas Agroflorestais (SAF's) integram espécies agrícolas com espécies arbóreas formando sistemas de produção contínuo e sustentável numa mesma unidade de manejo, onde interações ecológicas e econômicas ocorrem de forma complementar e sinérgica (AMADOR; VIANA, 1998). Tal técnica só é possível quando se estabelece o desenho de sistemas produtivos complexos e diversificados que impliquem a manutenção de policultivos anuais e perenes associados ou não com criações (AQUINO; ASSIS, 2007).

As árvores desempenham interações ecológicas com os demais elementos do ecossistema florestal, resultando em serviços ambientais que também podem ser obtidos com a introdução do componente arbóreo em um agroecossistema convencional. Os Sistemas Agroflorestais, por exemplo, no qual as árvores são inseridas em áreas de cultivos tradicionais, proporcionam benefícios econômicos diretos e indiretos, concebidos pelos serviços ambientais, como fixação de carbono, ciclagem de nutrientes, abrigo para inimigos naturais de pragas e doenças, sombra para as criações animais, entre outros (EMBRAPA, 2010).

Os Sistemas Agroflorestais permitem a restauração de um ecossistema. Tais sistemas minimizam o efeito da intervenção humana e são uma alternativa para produção agropecuária (CARVALHO, 2004). Segundo Miccolis et al. (2016), os Sistemas

Agroflorestais além de proporcionarem um retorno econômico, manutenção dos meios de vida, como o conhecimento e a cultura locais, também resgatam processos ecológicos, estrutura e função do ecossistema a um nível desejado (Figura 4).

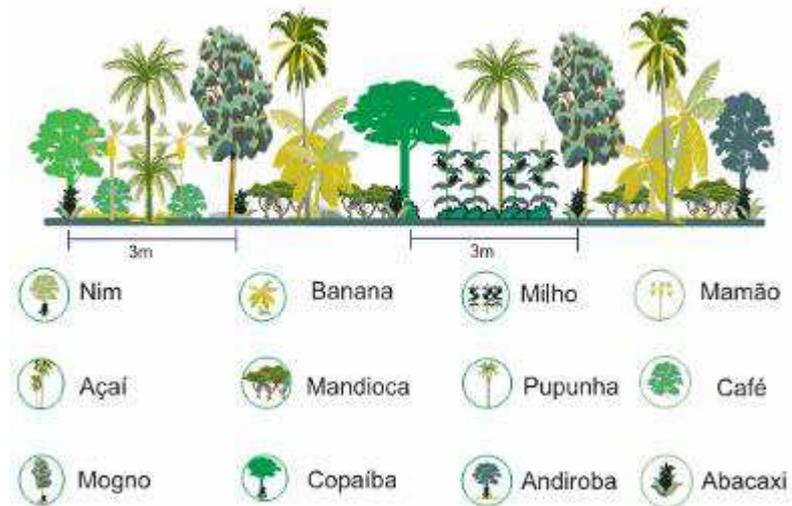


Figura 4 - Exemplificação de esquema de Sistema Agroflorestal. Fonte: Rede Agroecologia apud OLIVEIRA et al. (2010).

Na recuperação de áreas degradadas os Sistemas Agroflorestais vêm apresentando resultados para a melhoria das propriedades físicoquímicas dos solos, proporcionando benefícios para o estímulo das atividades dos microrganismos sendo este grande aporte da matéria orgânica para as atividades do solo (PEZARICO et al., 2013).

O novo código florestal abre caminhos para a restauração ecológica através de Sistemas Agroflorestais. A Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que institui o novo Código Florestal, admite o plantio de Sistemas Agroflorestais na Reserva Legal e na Área de Preservação Permanente (APP) da pequena propriedade ou posse rural familiar, desde que o manejo sustentável seja previamente aprovado pelo órgão competente do Sisnama (BRASIL, 2012). Antes disso, a Resolução CONAMA nº 429 desde 2011 autorizava a restauração de APP através de Sistemas Agroflorestais.

Para a agroecologia, a produção sustentável provém do equilíbrio entre plantas, solo, nutrientes, luz solar, umidade e outros organismos relacionados. Logo, um agroecossistema é considerado produtivo e saudável quando, a partir do manejo, tais condições de crescimento se fazem presente, e quando as plantas possuem ou desenvolvem resistência a estresses e adversidades (ALTIERI, 2004).

Os sistemas de produção que presam a base agroecológica são qualificados por adotar técnicas que respeitam a natureza. Assim, buscam por medidas da qual seja possível produzir e, ao mesmo tempo, manter ou alterar pouco as condições de equilíbrio entre os organismos que participam do processo de produção e o ambiente natural (AQUINO; ASSIS, 2007). Os Sistemas Agroflorestais são bastante viáveis no Maranhão, pois aliam a restauração de processos ecológicos e a segurança alimentar, o que é muito relevante em um estado com grandes desafios para erradicar a pobreza e indicadores socioeconômicos desfavoráveis.

2.4.2 O papel da restauração na mitigação das mudanças climáticas

A troca de carbono entre a atmosfera e a biosfera é um importante fator no controle do aquecimento global e das mudanças climáticas (IPCC, 2000). A capacidade de absorção e fixação do carbono varia em função da taxa de crescimento, do clima, da espécie, do período de rotação, do sítio e da longevidade entre outros fatores (AREVALO; ALEGRE; VILCAHUAMAN, 2002). Os autores mostram que a fixação de carbono ocorre principalmente em florestas secundárias e em plantações jovens, uma vez que as florestas maduras apresentam um quase equilíbrio entre a absorção e a emissão por meio da decomposição das árvores em senescência e de madeira morta encontradas no solo. No entanto, as florestas maduras apresentam um grande estoque de carbono e seu desmatamento e queima resultam na emissão desse carbono para a atmosfera.

Conhecer os diferentes mecanismos de regeneração permite aperfeiçoar as estratégias de restauração e potencializar a fixação de carbono (GARCIA, 2019). Em florestas tropicais, por exemplo, o nível de umidade nas áreas desflorestadas pode influenciar na dinâmica da sucessão florestal, uma vez que em florestas mais úmidas as primeiras espécies a ressurgir são as de madeira mais leve e mole, que crescem mais rapidamente e possuem menor valor comercial e posteriormente as de madeira mais densa e dura, entretanto em florestas com baixa umidade ocorre o processo contrário (POORTER et al., 2019).

A importância de reservar áreas abandonadas para regeneração tem aumentado nos últimos anos, principalmente pela preocupação com as questões climáticas (GARCIA, 2019). O autor explica que à medida que o planeta demora para reduzir suas emissões de dióxido de carbono (CO₂), as florestas secundárias se tornam mais importantes na política de mitigação do aquecimento global, isso porque as árvores em crescimento podem absorver muito carbono.

As mudanças climáticas são um dos principais fatores que incentivam a adoção de políticas públicas para impulsionar a restauração de áreas desflorestadas (GARCIA, 2019). Segundo a meta global, assumida no Acordo de Paris para reduzir as emissões de CO₂ até 2030, 350 milhões de hectares de floresta degradadas devem ser recuperadas, o qual o Brasil comprometeu-se encerrar o desmatamento ilegal da Amazônia e a restaurar e reflorestar áreas degradadas (BRASIL, 2017b).

O aumento do estoque de carbono nas áreas rurais pode desempenhar importante função para redução das emissões de GEE. A integração de práticas agroecológicas podem aumentar o sequestro de carbono, sendo uma importante alternativa para enfrentar os desafios da segurança alimentar e manter a produção agrícola sustentável, reduzindo o impacto do carbono associado às mudanças climáticas (RAKOTOVAO et al., 2016).

A floresta desempenha importante função quanto ao estoque e a fixação de carbono a partir de seus diferentes compartimentos acima e abaixo do solo (Figura 5). O carbono é encontrado nos diversos compartimentos de biomassa nas florestas, como na BVAS (árvores, arbustos, palmeiras, herbáceas, etc.), na biomassa morta (necromassa, serapilheira, etc.) e no solo (SNIF, 2019). Para calcular o carbono total na floresta, recomenda-se medir a quantidade de carbono existente em cada compartimento e posteriormente somar tais valores (FAO, 2019).

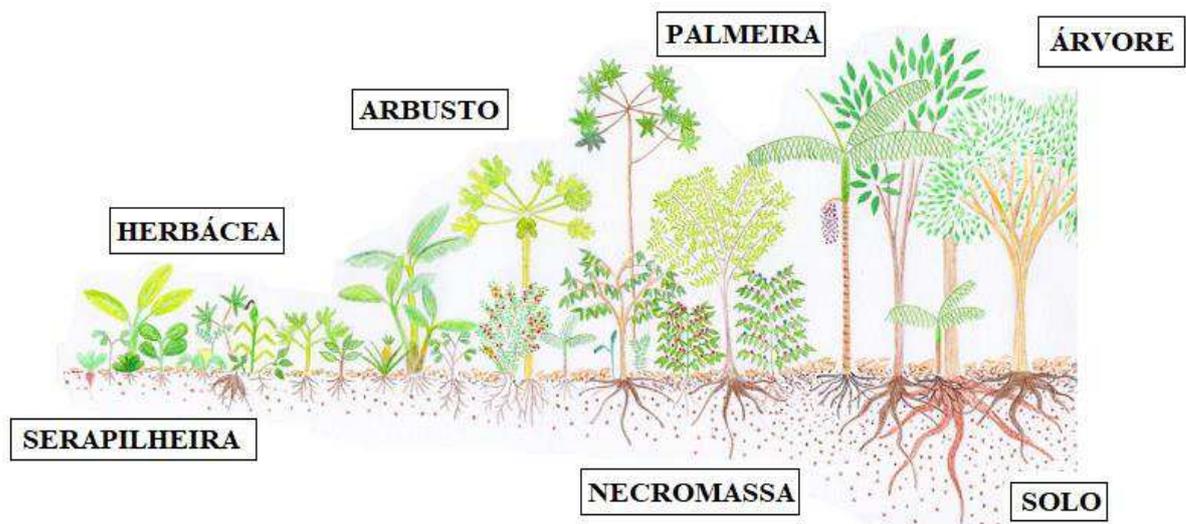


Figura 5 - Diferentes compartimentos de estoque de carbono na floresta. Fonte: Adaptado de GONÇALVES et al. (2014).

O carbono orgânico é encontrado nos solos com cobertura vegetal em equilíbrio dinâmico, onde os teores ficam constantes no ecossistema (D'ANDRÉA et al., 2004). O

carbono do solo, na forma de matéria orgânica, é considerado um indicador da atividade biológica e da qualidade do solo e, se bem manejado, também desempenha um papel importante no sequestro de carbono e mitigação das mudanças climáticas (PINHO; MILLER, ALFAIA, 2012). Alterações feitas no ecossistema, seja por ação natural ou ação antrópica, provocam mudanças nos fluxos de carbono na atmosfera, variando de acordo com a intensidade de perturbação, onde o ciclo do carbono tem grande associação com os ecossistemas tropicais, pois tanto emitem como absorvem o CO₂ da atmosfera (PAIVA; REZENDE; PEREIRA, 2011).

Os Sistemas Agroflorestais têm sido reconhecidos mundialmente como uma estratégia ao uso sustentável do solo devido a sua produção e benefícios ambientais, como o sequestro de carbono na vegetação e no solo (IPCC, 2000). Estes sistemas possuem potencial para o sequestro de carbono, atuando como estratégias para mitigação de GEE, isso porque se considera que os sistemas integrados desempenham maior eficiência na captura e utilização dos recursos (nutrientes, luz e água) do que sistemas com uma única espécie, resultando em maior sequestro de carbono (NAIR, 2009).

A diversidade de espécies da composição florística dos Sistemas Agroflorestais é essencial para o seu funcionamento e geração de benefícios (PINHO; MILLER, ALFAIA, 2012). Os autores explicam que o uso de diferentes espécies de árvores e outras práticas em Sistemas Agroflorestais podem representar formas alternativas de aumentar a fertilidade do solo e manter a produção agrícola, desempenhando importantes aplicações práticas para a sustentabilidade da agricultura tropical.

A quantidade de carbono que uma floresta consegue captar é estimada pelo conhecimento da quantidade de biomassa das espécies arbóreas, este acúmulo contribui para serviços ambientais e representa uma alternativa para o manejo dos recursos naturais voltados ao desenvolvimento sustentável e para obtenção de bens para os proprietários destes recursos (HERNANDEZ et al., 2009). No sul da Amazônia, na Bolívia, observou-se que o carbono na biomassa acima do solo aumenta com a riqueza de espécies e variação estrutural da vegetação em diferentes Sistemas Agroflorestais (CARDOZO et al., 2018). Neste sentido, os autores explicam que Sistemas Agroflorestais mais biodiversos e estratificados são mais eficientes no uso de recursos e podem colaborar para a mitigação das mudanças climáticas.

As diferentes estratégias de restauração, sejam ativas como os Sistemas Agroflorestais e a Nucleação ou passivas através da sucessão secundária, tem um potencial diferenciado no acúmulo de carbono, dependendo das espécies utilizadas, da densidade de plantio, do estado de degradação do solo, entre outros fatores. É fundamental entender esse

potencial e a variabilidade para poder modelar sistemas eficientes para a restauração e o sequestro de carbono para as diferentes regiões da Amazônia.

3 MATERIAIS E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

A pesquisa foi realizada na Fazenda Escola São Luís (FESL) da Universidade Estadual do Maranhão (UEMA), localizada em São Luís – MA, (S 2° 35' 27.4" e W 44° 12' 35.6") (Figura 6). A região apresenta temperatura média de aproximadamente 27 °C e precipitação anual de 2400 mm (INMET, 2018). De acordo com a classificação climática de Köppen, o padrão característico local é do tipo Aw, clima equatorial quente e úmido, com duas estações bem definidas: uma estação chuvosa compreendida entre os meses de janeiro e junho, e uma estação de estiagem, entre julho e dezembro.

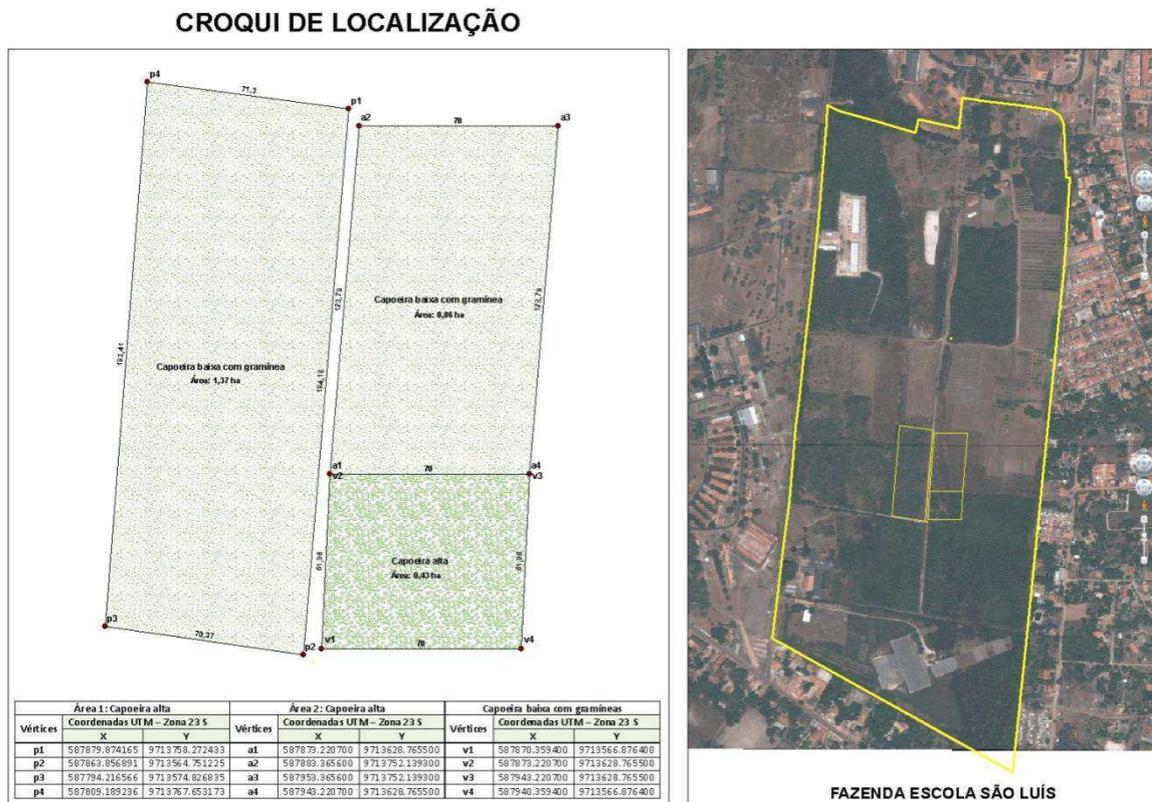


Figura 6 - Mapa de localização das parcelas experimentais na Fazenda Escola São Luís da UEMA.

O solo da região é de baixa fertilidade natural oriundo da formação Itapecuru, classificado como Argissolo Vermelho Amarelo, Distrófico Arênico (EMBRAPA, 2006). O experimento foi instalado em áreas degradadas por atividades agrícolas sujeitas a incêndios constantes, práticas que comprometeram as propriedades químicas, físicas e biológicas do solo. Imagens de satélite da área do experimento apontam uma drástica supressão da vegetação revelando o solo exposto no ano de 2004 e parcialmente em 2012, quando o foi realizado o levantamento da linha base (Figura 7). O experimento foi instalado em 2013 e 2014.

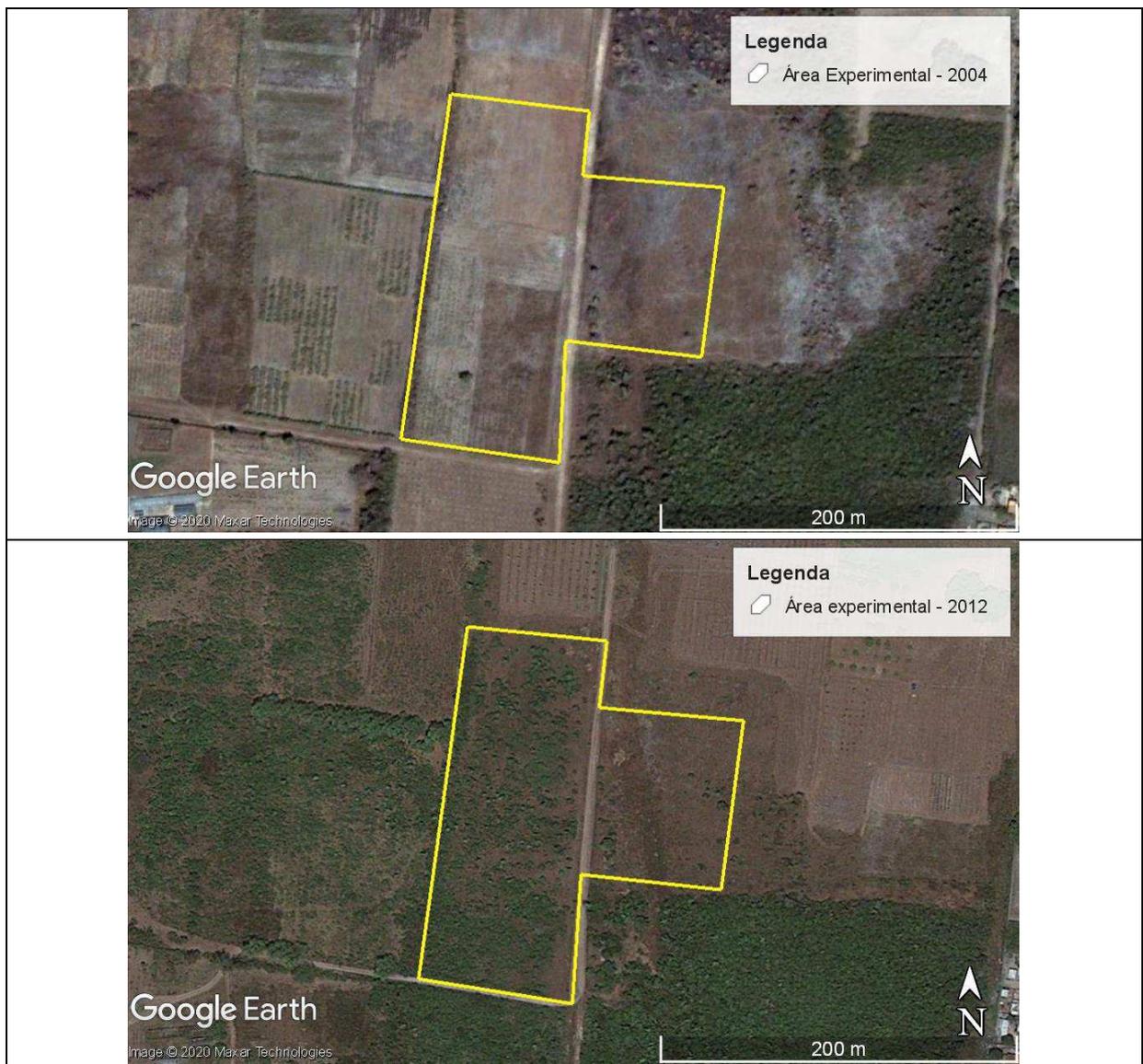




Figura 7 - Imagens aéreas da área experimental no ano de 2004, 2012 e 2018. Fonte: Google Earth Pro (2019).

3.2 Desenho experimental

A área do experimento é delimitada por 18 parcelas permanentes (30x30m), inseridas em 6 blocos (BI; BII; BIII; BIV; BV; BIV) com 3 tratamentos cada (Figura 8). Os tratamentos correspondem a três modelos de restauração ecológica, sendo a Regeneração Natural que consiste em restauração passiva (R1), restauração florestal através da Nucleação (R2), onde foram plantadas quatro ilhas de facilitação de 3x3m com uma variedade de espécies de árvores (Apêndice A) e restauração produtiva, representada por um sistema agroflorestal (R3) sucessional biodiverso (Apêndice A).

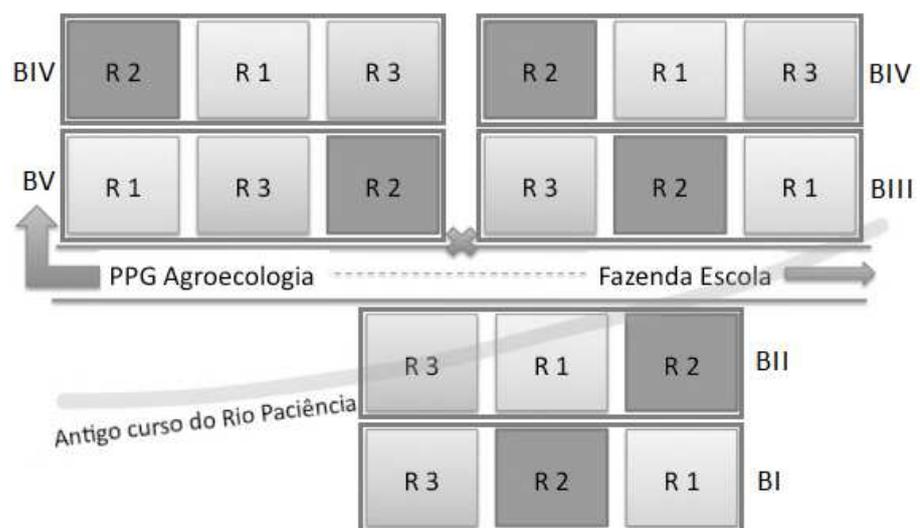


Figura 8 - Croqui da área do experimento na Fazenda Escola São Luís da UEMA.

Nos tratamentos de restauração florestal em ilhas de facilitação e de Sistemas Agroflorestais foi realizado o plantio de mudas, entretanto no ano de 2013 as parcelas foram atingidas por queimada, sendo necessário o replantio. Já no tratamento de Regeneração Natural foi mantida a vegetação original em toda a extensão das parcelas, não havendo qualquer intervenção no período de instalação do experimento. Foram aplicadas técnicas de manejo nos Sistemas Agroflorestais e sistemas de Nucleação, resumindo-se basicamente a podas de cobertura, deposição sobre o solo do material orgânico resultante da poda e capina para evitar a competição por luz, água, espaço e nutrientes nos primeiros anos. No entorno de todas as parcelas permanentes foram realizadas a construção e manutenção de aceiros.

Todas as parcelas permanentes possuem 900 m^2 ($30 \times 30 \text{ m}$) e transectos de intercepção de $42,43 \text{ m}$ diagonais às parcelas, nas quais foi considerado o efeito de borda de 5 m de largura ao entorno de todas as parcelas. Nos tratamentos de restauração passiva e Sistemas Agroflorestais foram alocadas ao longo das parcelas três subparcelas provisórias de 9 m^2 ($3 \times 3 \text{ m}$) e três subparcelas provisórias de 1 m^2 ($1 \times 1 \text{ m}$) dispostas de forma aleatória nas subparcelas de 9 m^2 . Já no tratamento de Nucleação adotou-se diferentes posições amostrais, sendo amostrado dentro e fora dos núcleos para reduzir a variabilidade e aumentar a precisão, assim foram alocadas seis subparcelas provisórias de 9 m^2 ($3 \times 3 \text{ m}$) e seis subparcelas provisórias de 1 m^2 ($1 \times 1 \text{ m}$), sendo feita a extrapolação para hectare (Figura 9).

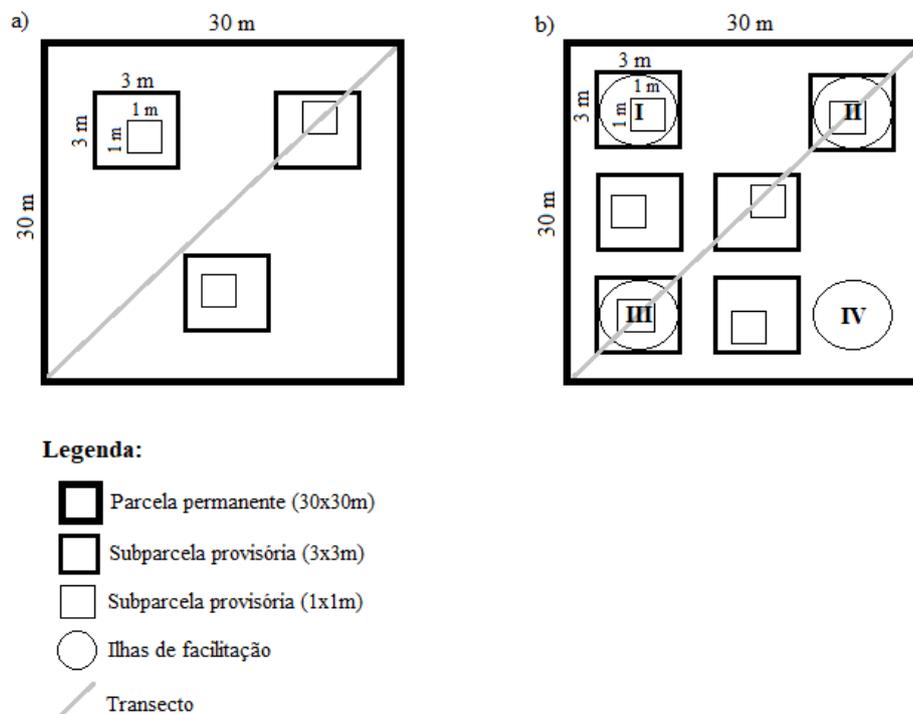


Figura 9 - Croqui das parcelas permanentes e subparcelas provisórias instaladas para amostragem nos tratamentos de a) Restauração Passiva e Sistemas Agroflorestais e; b) Nucleação.

3.3 Variáveis

3.3.1 Abundância e Diversidade de espécies

Foi estimada a abundância de espécies de árvores (DAP > 10cm), arvoretas, arbustos e cipós (DAP entre 1 e 9,9 cm) e de palmeiras (maiores de 2 m de altura do estipe) por hectare para cada tratamento. Com os dados das árvores (parcela de 900m²), das arvoretas, arbustos e cipós (subparcelas) e das palmeiras (parcela de 900m²) foi estimada a riqueza de espécies (número total de espécies) e calculado o índice de diversidade de Shannon e a riqueza de espécies de árvores (número total de espécies de árvores com DAP > 10 cm por parcela). Para o cálculo do índice de diversidade de Shannon foi aplicada a seguinte equação (SPELLERBERG; FEDOR, 2003):

$$H' = - \sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$$

Onde:

p_i = abundância relativa (proporção) da espécie **i** na amostra ($p_i = n_i/N$);

n_i = número de indivíduos da espécie **i**;

N = número de indivíduos total da amostra;

S = número de espécies.

3.3.2 Estoque de carbono

3.3.2.1 Quantificações do estoque de carbono

Em cada parcela permanente foi estimado o estoque de carbono acima do solo (biomassa viva e morta) e do solo até 20 cm de profundidade. Foi estimada a participação de cada espécie no acúmulo total de carbono. Essas medições foram conduzidas entre abril a setembro de 2018, mas em 2012, antes da implantação das estratégias de restauração, havia sido feito o levantamento inicial do estoque de carbono (linha base). A metodologia de coleta e análise dos estoques de carbono, para ambos os períodos de avaliação, foi baseada em estudos realizados no trópico úmido (BROWN, 2002; CHAVE, et al. 2005; XAVIER, 2009) e na Amazônia Oriental (LEITE et al., 2015; ZELARAYÁN et al., 2015).

3.3.2.2 Estoques de carbono na biomassa viva acima do solo (BVAS)

A biomassa viva acima do solo (BVAS) com diâmetro na altura do peito (DAP) maior que 1 cm foi estimada mediante modelos alométricos mono e multiespecíficos desenvolvidos para a região amazônica e/ou trópico úmido (Tabela 1). Para isso, a vegetação foi estratificada em (1) Árvores (DAP > 10 cm) amostrada em toda a área das parcelas permanentes (900 m²); (2) Arvoretas e arbustos¹ (DAP entre 1-9,9 cm) amostrada nas subparcelas de 9 m² localizadas dentro das parcelas permanentes; (3) Vegetação < 1m de altura (inclui regenerantes, herbáceas e gramíneas) amostrada de forma destrutiva nas subparcelas de 1 m²; (4) Palmeiras com mais de 2 m de altura do estipe amostradas em toda a área das parcelas permanentes (900 m²) (ZELARAYÁN, M. L. C. et al., 2015).

Tabela 1 - Modelos alométricos utilizados para converter as medidas da vegetação em biomassa viva acima do solo e necromassa.

Tipo de planta	Tipologia florestal	Equação	Fonte
Árvores (DAP ≥ 10 cm)	Floresta	$0,673*(di*DAP^2*H)^{0,976}$	Chave et al., 2014
Arvoretas e arbustos (DAP entre 1-9,9 cm)	Floresta secundária	$0,18598*DB^{2,3155}$	Ducey et al., 2009
Palmeiras	Todas	$10,0+6,4*H$	Brown, 1997
Babaçu (<i>Attalea speciosa</i>)	Todas	$95,1+49,68*H$	Gehring et al., 2011
Cipó	Todas	$EXP(2,4128*Ln(DAP)-2,5118)$	
Bananeira	Todas	$0,030*(DAP^{2,13})$	Pearson et al., 2005
Indivíduos mortos em pé	Todas	$0,1184*DAP^{2,52}*0,04$	Arevalo, 2002
Indivíduos mortos caídos (DAP ≥ 5cm)	Todas	Vol*Densidade	Pearson et al., 2007

Legenda: Ln = Logaritmo Natural; DAP = Diâmetro a altura do peito (cm); DB = Diâmetro basal (30 cm acima do nível do solo em cm); di= Densidade específica da madeira (g cm⁻³); H = Altura (m).

O diâmetro das árvores (DAP > 10 cm) foi mensurado por sutas métricas a altura do peito (1,30 m) e das árvores pequenas com paquímetro na sua base (30 cm do solo) e transformado em DAP por meio de equações (GEHRING et al., 2008). A altura das árvores e das palmeiras foi estimada com varas. A densidade específica da madeira (g cm⁻³) das espécies de árvores (DAP > 10 cm) e das palmeiras identificadas taxonomicamente foi consultada em uma base de dados global (ZANNE et al., 2009) e, para as espécies não identificadas, foi utilizado a densidade média (0,583 g cm³) de zonas periféricas da região amazônica (NOGUEIRA et al., 2008).

¹ Inclui alguns cipós.

A vegetação herbácea foi coletada destrutivamente no campo, pesada para obter a massa fresca e, em seguida, seca a 65°C até atingir peso constante, sendo pesada em balança de precisão para conhecimento da massa seca. Para calcular o estoque de carbono, foi multiplicado a biomassa total pelo fator 0,46 proposto pelo IPCC (2014). A biomassa viva acima do solo (BVAS) foi somada por parcela e extrapolada a Mg ha⁻¹.

Para o cálculo da fixação de dióxido de carbono (CO₂) pela biomassa viva acima do solo foi aplicada a fórmula proposta por PENG et al. (2009):

$$\text{CO}_2 (\text{Mt}) = \text{C} (\text{Mt}) \times 3,66667$$

3.3.2.3 Estoque de carbono na necromassa (CN)

O estoque de carbono da necromassa foi quantificado conforme a metodologia apresentada em Zelarayán et al. (2015), para os seguintes componentes: (1) Serapilheira (folhas, flores, frutos e galhos menores que 2 cm de diâmetro); (2) Necromassa fina (galhos entre 2 e 5 cm de diâmetro); e (3) Necromassa grossa (indivíduos mortos em pé e caída no chão com diâmetro maior que 5 cm).

A serapilheira e galhos finos foram coletados nas subparcelas de 1 m² e pesados para determinar a massa fresca. Em seguida, esse material foi seco em estufa a 65°C até atingir peso constante e pesado em balança de precisão para determinação da matéria seca.

A biomassa das árvores mortas no chão foi estimada pelo método de interceptação plana (VAN WAGNER, 1968). Foram medidos os diâmetros e comprimentos de troncos ao longo dos transectos de interceptação de 42,43 m diagonais às parcelas (Figura 9). A densidade da madeira das árvores mortas interceptadas foram classificadas em sólidas (0,60 g/cm³), intermediárias (0,42 g/cm³) e decompostas (0,23 g/cm³), conforme estabelecido no protocolo do IPCC (2007). Para a determinação da biomassa das árvores mortas em pé foi adotado o modelo proposto por Arevalo (2002), medindo-se o DAP.

A concentração de carbono da biomassa seca da madeira grossa caída no chão e das árvores mortas em pé foi calculada através da multiplicação pelo fator de 0,46 (IPCC, 2014). Todo o carbono na necromassa foi somado por parcela e extrapolado a Mg(C) ha⁻¹.

3.3.2.4 Estoque de carbono no solo (COS)

Em cada parcela permanente foram delimitadas duas linhas diagonais cruzadas (formato de “X”) e em cada linha foram obtidas 8 amostras de solo nas profundidades 0-10 e 10-20 cm usando cilindros metálicos de 566 cm³. Para obter o teor de umidade do solo, 40g

de solo por amostra foram secados a 105°C por 48 horas e o valor de densidade aparente foi obtido a partir da relação entre o peso seco da amostra e o volume do cilindro (m/v).

O carbono orgânico do solo foi avaliado via combustão úmida (WALKLEY; BLACK, 1934), após as amostras serem secas ao ar e passadas em peneiras de 2 mm. O método foi aplicado em amostras compostas nas profundidades 0-10 e 10-20 cm. O estoque de carbono em Mg(C) ha⁻¹ de cada profundidade foi calculado aplicando a seguinte fórmula: % C × (média de densidade aparente da parcela em g cm⁻³) × (profundidade da camada em cm) (KUMAR; NAIR, 2011).

3.3.2.5 Estoque de carbono total do sistema (CT)

O estoque total de carbono nos tratamentos de restauração foi estimado como CT = CBVAS + CN + COS, expresso em Mg(C) ha⁻¹. Onde CT = Estoque de carbono total, CBVAS = Estoque de carbono na biomassa viva acima do solo, CN = Estoque de carbono na necromassa e COS = Estoque de carbono no solo.

Para análise do estoque de carbono foram considerados o estoque total, o estoque de carbono das espécies plantadas e o incremento, onde foi considerado o carbono total avaliado em 2018 subtraído dos dados do carbono avaliados em 2012, com exceção das variáveis herbácea, serapilheira, necromassa e solo.

3.4 Análises Estatísticas

O experimento está desenhado em blocos, onde cada tratamento (Regeneração Natural, Nucleação e Sistemas Agroflorestais) tem 6 repetições (uma por bloco). Os dados de carbono primeiramente foram testados para aferir sua normalidade (teste de Kolmogórov-Smirnov) e heterocedasticidade (o teste de Cochran), e alguns componentes precisaram ser transformados (LN+1) para atender aos pressupostos das análises paramétricas. Considerando a alta variabilidade entre os blocos e tratamentos, os dados foram analisados através de modelos mistos de ANOVA, sendo os tratamentos o fator fixo e os blocos o fator aleatório, seguida pelo teste de comparação de médias LSD Fisher ($\alpha=0,05$). Foram realizadas análises de regressão para aferir a relação entre a fixação de carbono e a abundância, riqueza e diversidade de espécies. Todas as análises foram realizadas com o programa Infostat® e o software R 3.3.2. (DI RIENZO et al., 2011; R CORE TEAM, 2016).

4 RESULTADOS

4.1 Abundância e diversidade da vegetação

Nos três tratamentos estudados foram identificadas 36 espécies vegetais, sendo encontrado um total de 730 indivíduos entre árvores (DAP>10cm), arvoretas e arbustos (DAP entre 1-9,9cm) e palmeiras, incluindo espécies plantadas e espontâneas (Apêndice B). Quanto às árvores, as análises de abundância (indivíduos/ha), riqueza e diversidade de Shannon apresentaram diferenças significativas para os tratamentos de Sistemas Agroflorestais e Regeneração Natural, já o sistema de Nucleação não se diferiu dos demais (Tabela 2). A riqueza de árvores com DAP>10cm nos Sistemas Agroflorestais variou de 1 a 10 espécies por parcela (média de $6 \pm 2,9$), nos sistemas de Nucleação variou entre 1 a 6 espécies ($4,17 \pm 1,6$) e nos de Regeneração Natural foi entre 1 a 2 ($2 \pm 1,67$). O índice de diversidade de Shannon para árvores com DAP>10cm nos Sistemas Agroflorestais apresentou uma média de $1,36 \pm 0,53$, do tratamento de Nucleação foi $0,99 \pm 0,48$ e de Regeneração Natural $0,38 \pm 0,43$.

As arvoretas e os arbustos não apresentaram diferenças significativas em abundância entre os três tratamentos avaliados ($p=0,9012$). Entretanto, quando observado a riqueza, este componente se diferiu nos três tratamentos, o qual se sobressaiu o tratamento de Nucleação (média de $9,17 \pm 1,6$), seguido dos Sistemas Agroflorestais ($4,17 \pm 0,75$) e da Regeneração Natural ($2 \pm 1,26$). Quanto à diversidade de Shannon, novamente notou-se diferença estatística entre os três tratamentos, também com destaque para a Nucleação ($1,76 \pm 0,12$), seguido dos Sistemas Agroflorestais ($1,24 \pm 0,33$) e da Regeneração Natural ($0,54 \pm 0,27$) (Tabela 2).

Considerando o total de espécies avaliadas, as análises de riqueza revelaram que os três tratamentos se diferiram, onde o de Nucleação se sobressaiu ($11,67 \pm 2,16$), seguido dos Sistemas Agroflorestais ($8,5 \pm 2,88$) e da Regeneração Natural ($3,83 \pm 2,14$). Para a diversidade de Shannon, não houve diferença significativa entre os tratamentos de Nucleação ($2,16 \pm 0,18$) e Sistemas Agroflorestais ($1,88 \pm 0,35$) (Tabela 2).

Tabela 2 - Abundância, riqueza e diversidade de Shannon de indivíduos adultos e jovens em três modelos de restauração (Regeneração Natural, Nucleação e Sistemas Agroflorestais) em São Luís-Maranhão, Brasil.

		Regeneração Natural	Nucleação	Sistema Agroflorestal	p
Árvores	Abundância (ind/ha)	7.41 ± 11.48 B	48.15 ± 44.81 AB	144.44 ± 142.12 A	0.02

(DAP > 10 cm)	Riqueza	2 ±1.67 B	4.17 ±1.6 AB	6 ±2.9 A	0.0277
	Diversidade Shannon	0.38 ±0.43 B	0.99 ±0.48 AB	1.36 ±0.53 A	0.0164
Arvoretas e arbusto (DAP 1 – 9,9 cm)	Abundância (ind/ha)	2,962 ±4,891	3,901 ±5,497	3,703 ±2,761	0.9012
	Riqueza	2 ±1.26 C	9.17 ±1.6 A	4.17 ±0.75 B	<0.0001
	Diversidade Shannon	0.54 ±0.27 C	1.76 ±0.12 A	1.24 ±0.33 B	<0.0001
Total sp > 1 cm	Riqueza	3.83 ±2.14 C	11.67 ±2.16 A	8.5 ±2.88 B	0.0008
	Diversidade Shannon	1.03 ±0.56 B	2.16 ±0.18 A	1.88 ±0.35 A	0.0015

As espécies mais abundantes nos Sistemas Agroflorestais foram a palmeira *Astrocaryum vulgare* Mart. (Tucum; 87,03 ind/ha), seguida das espécies plantadas *Handroanthus* sp. (Ipê; 33,33 ind/ha) e *Schizolobium amazonicum* Huber ex Ducke (Paricá; 33,33 ind/ha) (Tabela 3). Nos sistemas de Nucleação a espécie mais abundante também foi a palmeira *A. vulgare* (Tucum; 172,2 ind/ha), seguida da *Attalea speciosa* C. Martius (Babaçu; 55,55 ind/ha) e da espécie arbórea plantada *Ceiba pentandra* L. Gaertn (Barrigudeira; 11,11 ind/ha) (Tabela 3).

Tabela 3 – Taxonomia e uso das espécies (DAP>10cm) mais abundantes (ind ha⁻¹) amostradas nos tratamentos de restauração ativa (Nucleação e Sistemas Agroflorestais) em São Luís-Maranhão, Brasil.

	Nome popular	Nome científico	Família	Abundância (ind/ha)	Uso
Nucleação	Tucum	<i>Astrocaryum vulgare</i>	Arecaceae	172,21	Alimento, fibra e ornamental
	Babaçu	<i>Attalea speciosa</i>	Arecaceae	55,55	Alimento, cosméticos e artesanal
	Barrigudeira	<i>Ceiba pentandra</i>	Bombacaceae	11,11	Medicinal e fibra
SAF	Tucum	<i>Astrocaryum vulgare</i>	Arecaceae	87,03	Alimento, fibra, ornamental e artesanal
	Ipê	<i>Handroanthus</i> sp.	Bignoniaceae	33,33	Madeira, ornamental
	Paricá	<i>Schizolobium amazonicum</i>	Caesalpiniaceae	33,33	Madeira, medicinal, celulose e papel
	Moringa	<i>Moringa oleifera</i>	Moringaceae	16,66	Alimento e medicinal
	Acácia	<i>Acacia</i> sp.	Fabaceae	12,90	Madeira e celulose
	Cajueiro	<i>Anacardium occidentale</i>	Anacardiaceae	12,90	Alimento
	Gliricídia	<i>Gliricidia sepium</i>	Fabaceae	11,11	Forragem e adubo verde

4.2 Estoque de carbono

4.2.1 Carbono na Biomassa Viva Acima do Solo (CBVAS)

O incremento de carbono na BVAS apresentou diferença estatística entre os tratamentos de Sistemas Agroflorestais ($27,84 \pm 22,82 \text{ t C ha}^{-1}$) e Regeneração Natural ($3,45 \pm 2,81 \text{ t C ha}^{-1}$), enquanto que o sistema de Nucleação ($10,90 \pm 7,65 \text{ t C ha}^{-1}$) não diferiu dos demais ($p=0,031$; Tabela 4). Acompanhando este resultado, o incremento de árvores nos Sistemas Agroflorestais foi estatisticamente superior à Regeneração Natural, enquanto a Nucleação não diferenciou dos demais tratamentos ($p<0,05$). Já o incremento de carbono em arvoretas e arbustos foi superior nos sistemas agroflorestais, enquanto os tratamentos de Regeneração Natural e Nucleação não diferiram ($p=0,0011$). O estoque de carbono das palmeiras e vegetação < 1m de altura não diferiu entre os diferentes métodos de restauração ($p>0,05$).

Assim, dentre os componentes que integram a BVAS (Figura 10), as árvores foram as mais importantes nos tratamentos de Sistemas Agroflorestais ($47 \pm 25\%$) e de Nucleação ($39 \pm 31\%$) e o menos importante nestes tratamentos foi a vegetação < 1m de altura (<5%). No tratamento de Regeneração Natural, o componente que mais contribuiu para o estoque de carbono na BVAS foram as palmeiras ($47 \pm 34\%$), seguido pelos a vegetação < 1m de altura ($36 \pm 45\%$).

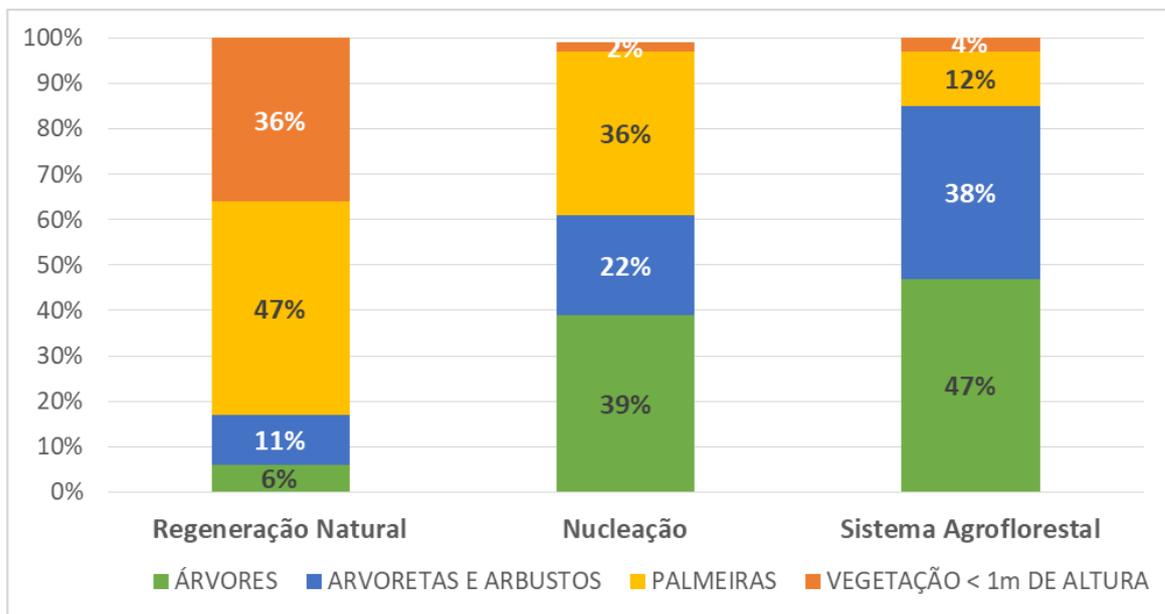


Figura 10 - Participação dos diferentes componentes (árvores, arvoretas, arbustos, palmeiras e vegetação < 1m de altura) na biomassa viva acima do solo (BVAS) em três modelos de restauração (Regeneração Natural, Nucleação e Sistemas Agroflorestais) na Fazenda Escola São Luís da UEMA.

O alto desvio padrão mostra a grande variabilidade entre as parcelas, este resultado deve-se a grande variação no desenvolvimento das espécies plantadas e regenerantes (Tabela 4) Assim, observou-se que as parcelas dos Sistemas Agroflorestais apresentaram grande variabilidade quanto ao desenvolvimento das árvores, arvoretas, arbustos, palmeiras e vegetação < 1m de altura (Figura 11 A e B). O mesmo foi observado no tratamento de Nucleação que apresentou parcelas com bom desenvolvimento dos indivíduos e outras parcelas em que se destacavam o desenvolvimento das ilhas de facilitação e predominância de herbáceas no restante da parcela (Figura 11 C e D). As parcelas de Regeneração Natural também apresentaram alta variabilidade, sendo observadas parcelas com bom desenvolvimento da vegetação, com destaque para palmeiras, e algumas parcelas com predominância de herbáceas, não dispondo de árvores, arvoretas e arbustos (Figura 11 E e F).

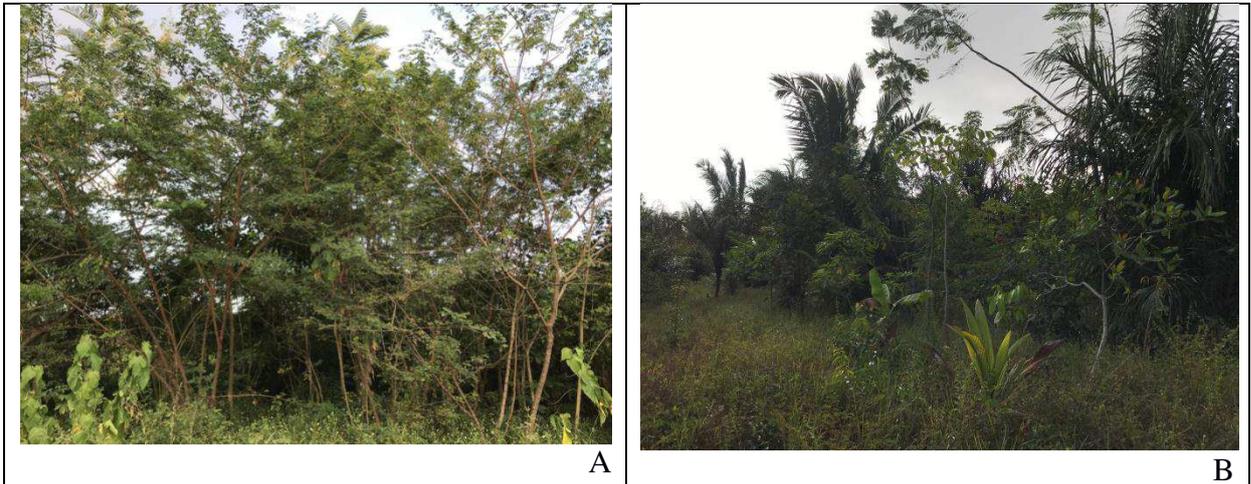




Figura 11 - Variabilidade do desenvolvimento dos diferentes componentes (árvores, arvoretas, arbustos, palmeiras e vegetação < 1m de altura) em três modelos de restauração: A-B. Sistemas Agroflorestais; C-D. Nucleação e; E-F. Regeneração Natural.

4.2.2 Carbono na Necromassa (CN)

O estoque de carbono na necromassa (CN) não apresentou diferenças significativas entre os três tratamentos ($p > 0,05$) (Tabela 4). Esse componente contribuiu com 13% do estoque total de carbono na Regeneração Natural, 6% no tratamento de Nucleação e 5% nos sistemas agroflorestais. A variável mais representativa no estoque total da necromassa foi a serapilheira, sendo responsável por 11% na Regeneração Natural, 5% nos sistemas de Nucleação e 4% nos Sistemas Agroflorestais.

4.2.3 Carbono no Solo (COS)

Não foram identificadas diferenças estatísticas quanto ao estoque de carbono no solo entre os tratamentos avaliados ($p > 0,05$) (Tabela 2). Entretanto, o estoque de carbono neste componente contribuiu consideravelmente para o estoque total de carbono no tratamento de Regeneração Natural ($47\% \pm 22\%$), seguido do tratamento de Nucleação ($27\% \pm 11\%$) e dos sistemas agroflorestais ($25\% \pm 12\%$).

4.2.4 Carbono Total (CT)

Os resultados demonstraram que o incremento total de carbono apresentou diferenças significativas entre os tratamentos de Regeneração Natural e sistemas agroflorestais, entretanto o tratamento de Nucleação não diferiu estatisticamente dos demais tratamentos ($p = 0,0302$) (Tabela 4). O estoque total de carbono apresentou valores superiores nos sistemas agroflorestais ($37,4 \text{ t C ha}^{-1}$) seguido dos tratamentos de Nucleação ($20,6 \text{ t C ha}^{-1}$) e Regeneração Natural ($13,4 \text{ t C ha}^{-1}$).

Tabela 4 - Incremento de carbono (t C ha^{-1}) entre 2012 e 2018 nos diferentes compartimentos (biomassa viva acima do solo, necromassa e solo) em três modelos de restauração (Regeneração Natural, Nucleação e Sistemas Agroflorestais) em São Luís-Maranhão, Brasil. Médias seguidas pelo desvio padrão entre parênteses. Letras distintas indicam diferenças estatísticas entre os tratamentos pelo teste LSD Fisher ($p < 0,05$).

Compartimentos	Regeneração Natural	Nucleação	Sistema Agroflorestal	P
Árvores (DAP > 10cm)	0,34 \pm0,54 b	6,43 \pm8,09 ab	17,73 \pm19,47 a	0,05
Arvoretas e arbustos (DAP 1- 9,9 cm)	0,79 \pm1,00 b	2,17 \pm1,68 b	9,06 \pm4,64 a	0,0011
Vegetação < 1m de altura	0,55 \pm 0,5	0,37 \pm 0,19	0,66 \pm 0,42	0,4185
Palmeiras	1,77 \pm 1,88	1,93 \pm 2,32	0,4 \pm 0,5	0,1318
BVAS	3,45 \pm2,81 b	10,90 \pm7,65 ab	27,84 \pm22,82 a	0,0312
Serapilheira	1,57 \pm 0,7	1,3 \pm 0,87	1,26 \pm 0,87	0,7759
Necromassa Fina (< 5cm)	0,24 \pm 0,29	0,31 \pm 0,22	0,28 \pm 0,18	0,8991
Necromassa Grossa (> 5cm)	0,15 \pm 0,22	0,17 \pm 0,21	0,17 \pm 0,24	0,9904
SOLO (0-20 cm)	8,01 \pm 1,23	7,97 \pm 1,27	7,89 \pm 1,41	0,9825
CARBONO TOTAL	13,43 \pm3,36 b	20,64 \pm9,3 ab	37,44 \pm22,09 a	0,0302

Quanto à participação dos diferentes compartimentos no estoque total de carbono, a biomassa viva acima do solo (BVAS) foi o componente que mais contribuiu para

o estoque de carbono total no tratamento de Nucleação ($67 \pm 14\%$) e de Sistemas Agroflorestais ($70 \pm 15\%$), não havendo diferença estatística entres estes tratamentos (Figura 12). Já na Regeneração Natural o componente carbono do solo foi o que mais contribuiu ($47 \pm 22\%$), entretanto não se diferiu dos demais tratamentos.

O solo foi o segundo compartimento com maior contribuição para o estoque total de carbono no tratamento de Nucleação ($27 \pm 11\%$) e nos sistemas agroflorestais ($25 \pm 12\%$), enquanto na Regeneração Natural foi a BVAS ($41 \pm 31\%$). Em todos os tratamentos, a serapilheira foi o terceiro componente que mais contribuiu para o estoque total (Figura 12), mas não diferiram estatisticamente ($p > 0,05$).

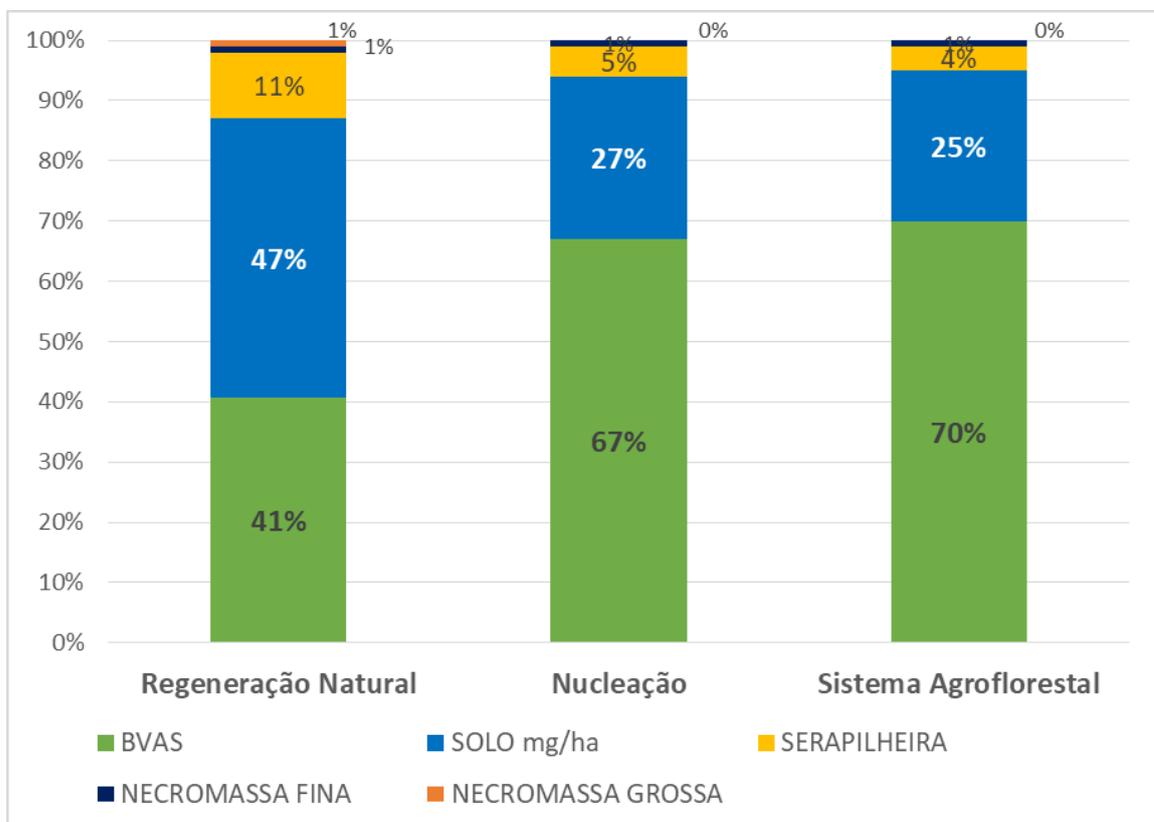


Figura 12 – Participação dos diferentes compartimentos (biomassa viva acima do solo, solo, serapilheira, necromassa fina e necromassa grossa) em três modelos de restauração (Regeneração Natural, Nucleação e Sistemas Agroflorestais) na Fazenda Escola São Luís da UEMA.

4.2.5 Fixação de CO₂ equivalente

A fixação de CO₂ equivalente na BVAS nos Sistemas Agroflorestais foi $102,1 (\pm 83,7)$ ton ha⁻¹, seguida pelo tratamento de Nucleação com $40,0 (\pm 28,0)$ ton ha⁻¹, e pela Regeneração Natural com $12,6 (\pm 10,3)$ ton ha⁻¹. Neste parâmetro, os tratamentos de

Regeneração Natural e Sistemas Agroflorestais diferiram estatisticamente, enquanto o tratamento de Nucleação não diferiu dos demais ($p = 0,0312$), sendo observada a grande variação entre mínimo e máximo dos tratamentos (Figura 13).

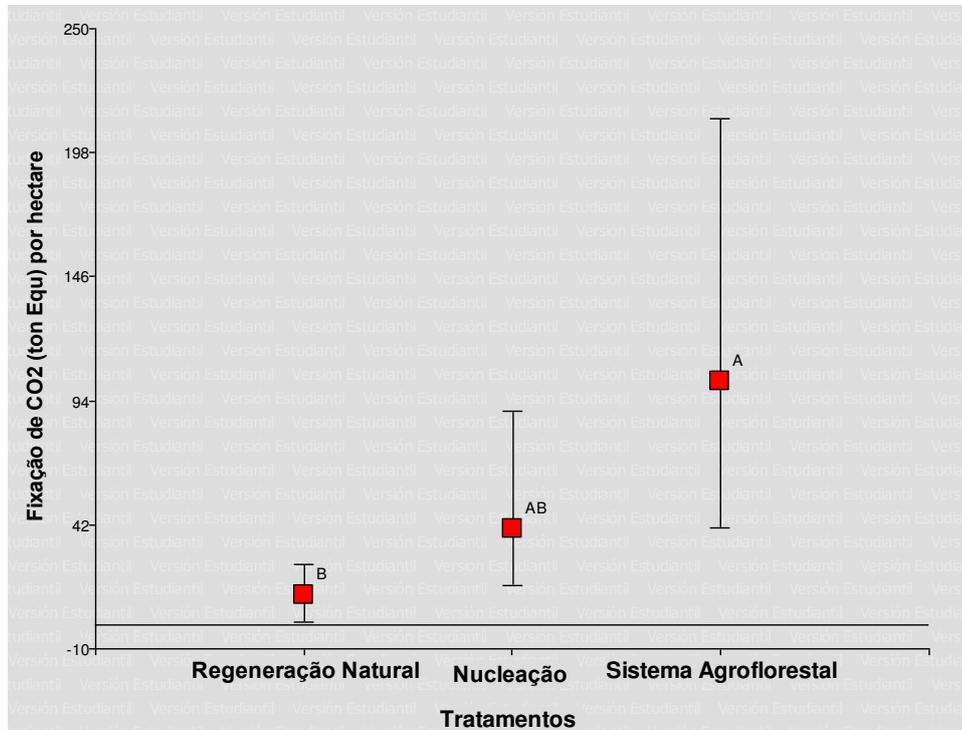


Figura 13 - Sequestro de carbono na biomassa viva acima do solo (BVAS) em três modelos de restauração (Regeneração Natural, Nucleação e Sistemas Agroflorestais) na Fazenda Escola em São Luís da UEMA. Média com barras de mínimo e máximo, letras indicam diferença estatística segundo teste de LSD Fisher (Alfa=0,05).

4.3 Relação entre a fixação de carbono e a abundância e diversidade de espécies

As regressões lineares indicam que o CO₂ fixado é fortemente relacionado com a abundância de árvores ($r^2 = 0,91$; $p < 0,0001$), com a riqueza de árvores ($r^2 = 0,78$; $p < 0,0001$) e com a diversidade de árvores ($r^2 = 0,70$; $p < 0,0001$) (Figuras 14A, 14B e 14C). Também foi observado que o CO₂ fixado tem uma relação menor, mas significativa com a riqueza total ($r^2 = 0,21$; $p = 0,05$) e com a diversidade total de espécies ($r^2 = 0,24$; $p < 0,0354$) (Figuras 14D e 14E). Os resultados apontam que a abundância de árvores com DAP > 10cm foi a principal fonte de contribuição do carbono estocado, sendo altamente significativa ($p < 0,0001$), onde, a equação que se adequa à reta demonstra que o aumento de um indivíduo (DAP > 10cm) por hectare eleva a fixação do carbono em aproximadamente 12,867 ton ha⁻¹.

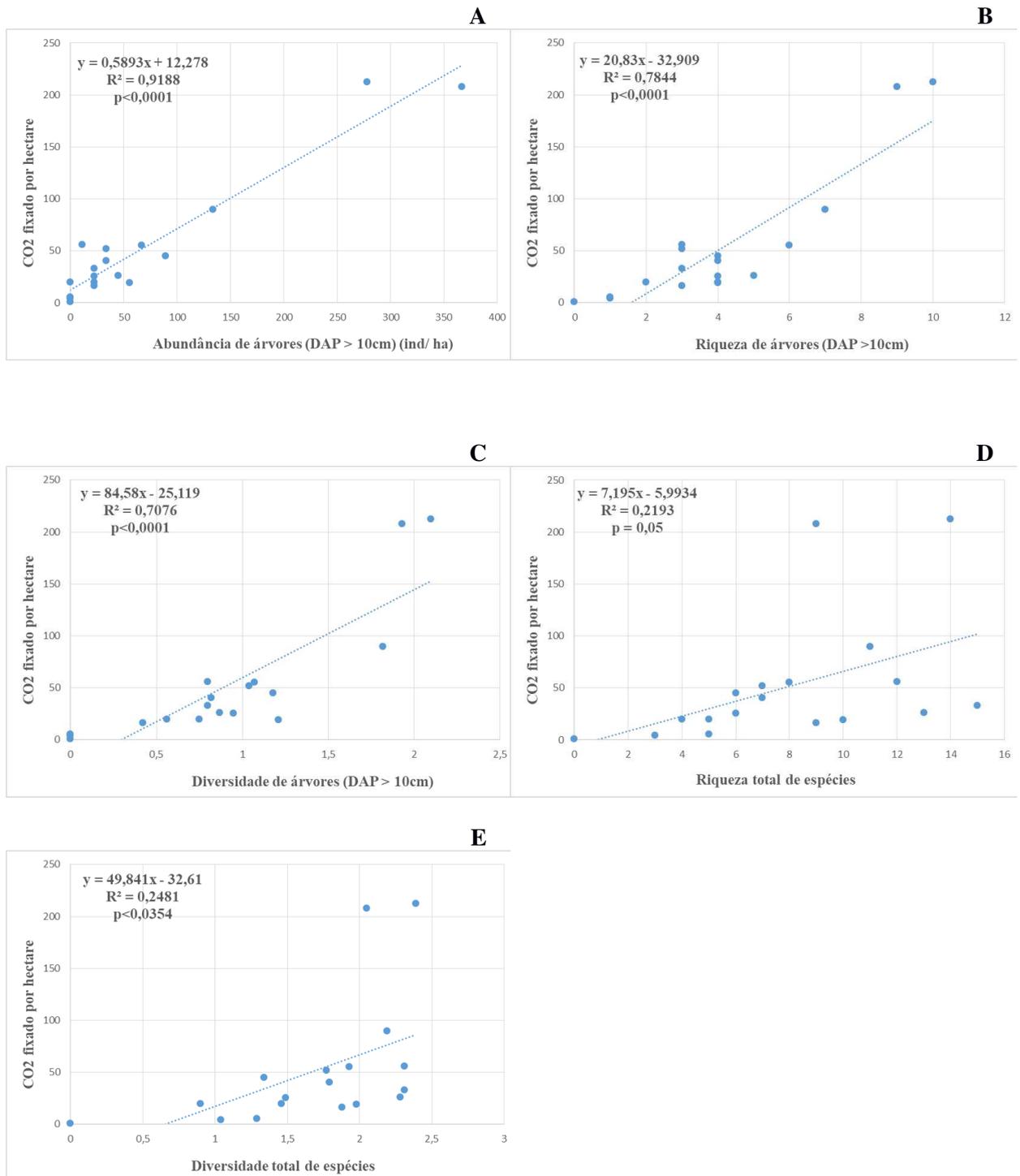


Figura 14 - Regressão linear entre o carbono fixado e a abundância e diversidade de espécies. (A) Abundância de árvores. (B) Riqueza de árvores. (C) Diversidade de árvores. (D) Riqueza Total de Espécies. (E) Diversidade Total de Espécies.

Quando avaliada a contribuição das espécies de árvores plantadas (DAP>10cm) para o estoque de carbono nos tratamentos de restauração ativa, foi observada uma expressiva contribuição nos Sistemas Agroflorestais com 86% e no sistema de Nucleação com 84%

(Tabela 5). Nos Sistemas Agroflorestais as espécies de árvores que mais contribuíram para o estoque total de carbono foram a *S. amazonicum* (Paricá; 32%) e a *Handroanthus* sp (Ipê; 29%). Já no tratamento de Nucleação as espécies com maior participação foi a *C. pentandra* (Barrigudeira; 30%) e a *Mimosa caesalpinifolia* Bentham (Sabiá; 15%).

Tabela 5 - Contribuição das espécies de árvore plantadas no estoque de carbono nos tratamentos de restauração ativa (Nucleação e Sistemas Agroflorestais) em São Luís-Maranhão, Brasil.

	Nome vulgar	Nome científico	Contribuição Total
Nucleação	Barrigudeira	<i>Ceiba pentandra</i>	30%
	Sabiá	<i>Mimosa caesalpinifolia</i>	15%
	Bordão de Velho	<i>Samanea tubulosa</i>	12%
	Moringa	<i>Moringa oleífera</i>	13%
	Paricá	<i>Schizolobium amazonicum</i>	14%
Sistemas Agroflorestais	Gliricídia	<i>Gliricidia sepium</i>	10%
	Ipê	<i>Handroanthus</i> sp.	29%
	Moringa	<i>Moringa oleífera</i>	15%
	Paricá	<i>Schizolobium amazonicum</i>	32%

Nota: A diferença para completar 100% refere-se à soma das demais espécies.

5 DISCUSSÃO

A restauração ecológica como prática de restabelecer ecossistemas degradados é importante para mitigar as pressões antrópicas sobre os ecossistemas naturais (FENG et al., 2013). No cenário global de mudanças climáticas, deve-se considerar o papel da biodiversidade na estabilidade do ecossistema, a diversidade e a funcionalidade de espécies arbóreas na restauração para uma combinação de funções, como armazenamento geral de carbono e controle sobre os fluxos de água e nutrientes (AERTS; HONNAY; 2011).

Nossos resultados demonstram que a técnica de restauração ecológica ativa dos Sistemas Agroflorestais, na Amazônia Maranhense, acumulou mais carbono que a Regeneração Natural, enquanto que a técnica de Nucleação não apresentou diferenças estatísticas. Diferentes fatores podem contribuir para o estoque de carbono em um Sistema Agroflorestal, como o tipo/finalidade, técnicas de manejo, escolha das espécies, condições do solo, do clima, a idade do sistema, o histórico de uso, a região, a seleção do modelo alométrico e fatores sociais (MURTHY et al., 2013; SILVA, 2017).

Dentre as técnicas de restauração analisadas, os Sistemas Agroflorestais tiveram mais interferência de ações antrópicas em relação à Nucleação, dada às práticas de manejo adotadas desde a implantação da área experimental. Tais ações desempenham importante função para o desenvolvimento dos sistemas (LEITE, 2015; SILVA, 2017). Assim, possivelmente as análises observadas demonstram a influência das práticas de manejo para contribuição no acúmulo de carbono.

Neste estudo nos Sistemas Agroflorestais e ilhas de facilitação, analisados após seis anos de implantação, os resultados apresentaram um impulso no estoque de carbono, observado no incremento destes tratamentos quando comparado ao da Regeneração Natural, e as regressões lineares mostraram que o CO₂ fixado é fortemente relacionado com a abundância, riqueza e diversidade de árvores e que também tem relação com a riqueza e diversidade total de espécies, o que permite inferir que os sistemas biodiversos podem ser mais eficientes na estocagem de carbono e esse estoque pode ser cada vez maior com decorrer da idade. Cardozo et al (2018), também em estudo com Sistemas Agroflorestais na Amazônia boliviana, observaram que em todos os Sistemas Agroflorestais avaliados, o acúmulo de biomassa aumentou com a idade, devido ao aumento na abundância de espécies com maior biomassa individual e maior variação de altura e DAP.

A fixação do carbono na biomassa viva acima do solo apresentou forte correlação com as variáveis de abundância de árvores, riqueza de árvores e diversidade de árvores.

Corroborando com estes resultados, Cardozo et al. (2018) ao avaliarem o efeito da riqueza de espécies e da estrutura da vegetação sobre o carbono da biomassa acima do solo, em 25 Sistemas Agroflorestais e 4 florestas secundárias no sul da Amazônia, Bolívia, observaram que o carbono também aumentou com a riqueza de espécies e a variação estrutural da vegetação. Os autores ainda consideram que sistemas agroflorestais mais biodiversos e estratificados são eficientes no uso de recursos e podem contribuir com a mitigação das mudanças climáticas.

Acredita-se que os Sistemas Agroflorestais mais biodiversos, além de sustentáveis, podem ser uma importante alternativa para segurança alimentar. Estudo realizado para testar a relevância da diversidade e riqueza de espécies no desempenho socioeconômico em Sistemas Agroflorestais de 38 fazendas situadas no leste da Amazônia (Pará e Maranhão), sendo considerados a agrosilvicultura comercial e de subsistência e também pastagens e cultivos itinerantes para comparações, concluiu que a diversidade de espécies agroflorestais reduz custos e aumenta a renda e a lucratividade, sendo observado que os Sistemas Agroflorestais são mais sustentáveis e resultaram em maiores índices de renda e maior satisfação do agricultor que as pastagens e plantios itinerantes (CARDOZO et al., 2015). Assim, os autores sugerem que esforços futuros para segurança alimentar e redução da pobreza precisam se concentrar mais nos Sistemas Agroflorestais ricos em espécies.

Nos sistemas analisados, as árvores (DAP>10cm) apresentaram maior contribuição na composição da biomassa viva acima do solo dos Sistemas Agroflorestais e da Nucleação, em comparação com a Regeneração Natural. Tais resultados são condizentes com os obtidos por Pooter et al. (2015), em estudo sobre o armazenamento de carbono em florestas tropicais, ao constatarem que a biomassa acima do solo tem aumento exponencial com o diâmetro das árvores e, portanto, a biomassa é sustentada desproporcionalmente pelas árvores grandes em relação às árvores pequenas. A presença de árvores no sistema, por unidade de área, favorece o aumento do estoque de carbono, sequestrado pela própria árvore e seus meios de entrada, como folhas e galhos (MOSQUERA-LOSADA et al., 2011).

Em relação ao estoque de carbono total, o sistema com maior estocagem foi o Sistema Agroflorestal dado à maior diversidade de espécies e contribuição de espécies de árvores que possibilitaram esse maior incremento. Torres et al. (2014) ao estudarem a estocagem de carbono em Sistemas Agroflorestais brasileiros, em cinco Sistemas Agroflorestais implantados na Amazônia, estado do Pará, obtiveram variações nos resultados de acordo com a composição e idade do sistema, com maior estocagem no sistema floresta nativa + frutíferas, aos 12 anos, de 134,30 t C ha⁻¹; seguida pelo SAF-2, composto por cacau

(*Theobroma cacao* L.), açai (*Euterpe oleracea* Mart.), bananeira (*Musa cavendishii* L.), seringueira (*Hevea brasiliensis* Muell. Arg.), taperebá (*Spondias mombin* L.), paricá (*Schizolobium amazonicum* Huber ex Ducke) e macaúba (*Platymiscium trinitatis* Benth.), aos 14 anos, com 44,16 t C ha⁻¹; até o SAF-3, composto por cupuaçu (*Theobroma grandiflorum* L.), açai, teca (*Tectona grandis* Lf) e mogno (*Swietenia macrophylla* King), aos 9 anos, com estocagem de 37,27 t C ha⁻¹, sendo esta similar aos nossos resultados, com apenas 6 anos.

O estoque de carbono apresentou grande variação de respostas dadas pelos valores extremos de desvio padrão entre os tratamentos. Observou-se a alta variabilidade em uma pequena escala, onde se tem parcelas muito próximas e os mesmos tratamentos, tais resultados são de extrema relevância para que estudos desta natureza possam contribuir com a modelagem do sequestro de carbono, considerando, por exemplo, mecanismos de pagamento de serviços ambientais e de monitoramento da restauração em larga escala, devendo-se considerar que mesmo em pequena escala, se tem altas variações.

As taxas de fixação de CO₂ equivalente pela biomassa viva acima do solo apresentaram variações, sobressaindo os Sistemas Agroflorestais com os valores mais elevados. Em levantamento para avaliação das taxas globais de remoção de CO₂, as florestas plantadas, geralmente manejadas para maximizar o crescimento, apresentaram as maiores taxas de remoção de CO₂, com variação de 4,5 a 40,7 t CO₂ ha⁻¹ ano⁻¹ durante os primeiros 20 anos de crescimento, já a agrofloresta apresentou crescimento mínimo após 20 anos, o que permite inferir que essa categoria de restauração da paisagem florestal usa espécies de crescimento rápido para maximizar a eficiência desse sistema (BERNAL et al, 2018). Isso demonstra a importância da seleção de espécies nas estratégias de restauração, seja no planejamento de um Sistema Agroflorestal ou de outros sistemas, uma vez que, retratam as comunidades sucessionais iniciais e que são adaptadas às variações climáticas e físicas predominantes (POOTER et al., 2019).

As espécies plantadas apresentaram grande participação no acúmulo de biomassa e carbono, algumas têm uso direto para o agricultor. Dentre as espécies plantadas com grande contribuição no acúmulo de biomassa viva acima do solo e na fixação do carbono, tem destaque o paricá (*S. amazonicum*), espécie com características desejáveis para uso em Sistemas Agroflorestais e para a recomposição florestal de áreas degradadas, pois tem crescimento rápido, adaptabilidade a variações edafoclimáticas, múltiplos usos para madeira (CORDEIRO, et al., 2015) o que permite o manejo florestal de áreas de Reserva Legal recompostas, bem como, garantia de sustentabilidade. Em experimento conduzido no

município de Tomé-Açu (PA), o paricá em Sistemas Agroflorestais apresentou desempenho superior ao do monocultivo (OHASHI et al., 2004).

A maior contribuição de palmeiras nos sistemas de Nucleação e Regeneração Natural deve-se a considerável presença das espécies nativas tucum (*B. setosa*) e babaçu (*A. speciosa*) que são indicadoras de degradação, em tais tratamentos que tiveram pouca e/ou nenhuma intervenção. Tais palmeiras, típicas das regiões Norte, Nordeste e Centro-Oeste do Brasil (EMBRAPA, 2012), podem agregar valor ao sistema. A região amazônica dispõe de diversas espécies nativas ainda pouco exploradas, mas com potencial de uso, como é o caso de algumas palmeiras (SANTOS et al., 2015). O fruto do tucum pode ser aproveitado para o consumo, artesanato, ornamentação e estudos demonstram que a sua fibra tem bom potencial para aplicação de atividades têxteis (DUARTE et al., 2012). A palmeira babaçu, protegida pela Lei nº 4.734 de 18 de junho de 1986 que proíbe a sua derrubada em todo o território do estado do Maranhão (MARANHÃO, 1986), representa um importante potencial econômico para as populações tradicionais e a atividade extrativista sendo legalmente protegida pode incentivar o interesse nos níveis social, econômico e de proteção ao meio ambiente (ARAÚJO JÚNIOR et al., 2014). Entretanto, o babaçu em áreas degradadas apresenta rápido desenvolvimento e cria um ambiente de superdominância (SILVA et al., 2012), o que impede o desenvolvimento de outras regenerantes, dificultando o processo de restauração sendo necessária a adoção de medidas de manejo.

Na instalação de um Sistema Agroflorestal em áreas com baixa densidade de palmeiras, como no experimento analisado, recomenda-se a preservação destas. A palmeira babaçu, por exemplo, desempenha importante função socioeconômica e ecológica em áreas tropicais, especialmente em áreas constantemente queimadas e degradadas, onde as palmeiras adultas são importantes para o estoque de biomassa, carbono e nutrientes e as palmeiras jovens são importantes para o acúmulo de carbono e nutrientes, dinâmica sucessional e competição entre plantas (GEHRING, et al., 2011).

O sistema de Nucleação apresentou respostas similares aos Sistemas Agroflorestais na estocagem de carbono. Para Carbin e Holl (2016) a estratégia de Nucleação aplicada apresenta potencial viável de restauração em áreas de florestas desmatadas, com baixo custo e com estratégias de recuperação mais rápida que a Regeneração Natural. Entretanto, ressalta-se que os Sistemas Agroflorestais estão inseridos na Política Nacional sobre Mudanças do Clima (PNMC), como uma das ações estratégicas de mitigação das emissões de gases de efeito estufa (GEE) (TORRES et al., 2014). E ainda, os Sistemas Agroflorestais também são considerados, pela 'Rede de Conservação da Floresta Amazônica

do Maranhão, sistemas prioritários a serem apoiados pelo estado do Maranhão, como estratégias de restauração, com vistas também em benefícios socioeconômicos diretos (CELENTANO et al., 2017).

O solo foi o compartimento que mais contribuiu para o estoque de carbono no tratamento de Regeneração Natural, porém sua contribuição não diferiu dos demais tratamentos. O destaque deste compartimento deve-se a baixa capacidade de Regeneração Natural da BVAS constatada no aludido tratamento. Assim, este resultado evidencia a baixa capacidade de Regeneração Natural em ambientes degradados. Zelarayán et al. (2015) observou que a degradação leva a redução expressiva de carbono em todos os compartimentos avaliados (BVAS, necromassa e solo), sendo que o solo vem a ser o compartimento com maior participação no estoque total apesar de sua redução drástica pela degradação.

Os Sistemas Agroflorestais e de Nucleação além de contribuir para o estoque de carbono, também podem proporcionar potenciais benefícios ao agricultor familiar. Os Sistemas Agroflorestais são alternativas de produção para as propriedades familiares (EMBRAPA, 2012), integrando a produção de alimentos com fontes de sumidouro de CO₂ e ainda são considerados estratégicos para a redução de desmatamentos em países tropicais, como o Brasil, para segurança alimentar nutricional, aumento da diversidade da produção para o autoconsumo e resgate de saberes e conhecimentos tradicionais (OELBERMANN et al., 2004; NEVES, 2015).

Os métodos de restauração ativa podem ser adotados como estratégias para o cumprimento dos acordos internacionais assumidos pelo Brasil, como o Acordo de Paris, assim como para a regularização ambiental (LIMA; MUNHOZ, 2016; LIMA; ANTONIAZZI, 2016). Torres et al. (2014) analisando a estocagem de carbono de diferentes arranjos agroflorestais, observaram que os Sistemas Agroflorestais contribuem para captura de CO₂ atmosférico e sua estocagem na superfície terrestre, fortalecendo a importância desses sistemas como estratégia para mitigação das mudanças climáticas, , que devem ser inseridos nas políticas públicas brasileiras, sustentáveis, sobre mudanças climáticas. Para atendimento aos Programas de Regularização Ambiental – PRAs propostos no Código Florestal Brasileiro comumente os proprietários rurais adotam o método de Regeneração Natural devido ao seu baixo custo, entretanto os resultados mostram que nem sempre esta técnica é viável. Áreas intensamente degradadas geralmente possuem baixa capacidade de Regeneração Natural, tanto para diversidade, quanto para estoque de carbono, sendo necessária a adoção de intervenções ativas.

Vale apontar que a relação entre saúde e clima é extremamente interligada. Fatores de qualidade ambiental e condições climáticas de habitação dos indivíduos, de reprodução dos parasitas que transmitem doenças e o aumento do aquecimento global devido ao efeito estufa intensificado pelas ações antrópicas são determinantes para a vida no planeta (AQUINO; SANTOS; CENCI, 2019). Assim, os autores afirmam que são de extrema importância normas e diretrizes como o Acordo de Paris que buscam reverter e prevenir os danos das mudanças climáticas para a saúde global, uma vez que o aumento de doenças infecciosas, casos de câncer, malária e dengue são exemplos do quanto as mudanças climáticas são danosas.

A melhoria nas técnicas de restauração ecológica ativa deve ser compatível com a realidade da vida das populações rurais. Sabe-se que os recursos tecnológicos desses grupos são geralmente “limitados”, o que torna fundamental entender o aprimoramento técnico e tecnológico a partir da perspectiva que a ciência e a tecnologia devem estar ligadas ao conhecimento socioambiental e tradicional. Portanto, torna-se fundamental a assistência técnica e o desenvolvimento de políticas públicas, no âmbito das estratégias de mitigação das mudanças climáticas com práticas sustentáveis e impactos socioeconômicos diretos, para a promoção de métodos de restauração ativa, como os Sistemas Agroflorestais e Nucleação.

6 CONCLUSÃO

Os Sistemas Agroflorestais e de Nucleação tem potencial para armazenar grandes quantidades de carbono, principalmente pela contribuição das árvores com DAP > 10 cm, o que torna esses sistemas importantes estratégias para a restauração de áreas degradadas. Dentre os componentes avaliados, a biomassa viva acima do solo foi o mais importante para o estoque de carbono total nos Sistemas Agroflorestais e sistemas de Nucleação, sobretudo devido à idade e presença de árvores no arranjo estrutural. A Regeneração Natural permite o reestabelecimento da cobertura vegetal com reduzido gasto de recursos financeiros, entretanto, esse processo pode não ser possível devido à intensa degradação da área ou pode se dar em longo prazo e ocupar áreas potenciais de produção sustentável e rentável. Quanto ao carbono fixado, este é fortemente correlacionado com a abundância, riqueza e diversidade de árvores, em que, o aumento dessas variáveis contribui significativamente para elevar a quantidade de carbono estocado. O estoque de carbono nas árvores pode servir para melhorar o desempenho não somente para o estoque total de carbono, mas também para outros serviços ecológicos essenciais providos pelo ecossistema florestal. A adoção dessas estratégias de restauração ativa em modelos regionais de atividade agrícola pode proporcionar benefícios econômicos ao agricultor, permitir a regularização ambiental das propriedades rurais e restabelecer serviços ecossistêmicos, como o sequestro de carbono, contribuindo para os compromissos internacionais de restauração assumidos pelo Brasil. Além disso, os Sistemas Agroflorestais devem ser considerados pelas instâncias governamentais no âmbito das políticas públicas como modelo estratégico para mitigação das mudanças climáticas, bem como, para o desenvolvimento rural de forma sustentável.

REFERÊNCIAS

- AERTS, F.; HONNAY, O. Forest restoration, biodiversity and ecosystem functioning. **BMC Ecology**, 11:29, 2011.
- AQUINO, A. L. A.; SANTOS, C. T.; CENCI, D. R.; Mudanças climáticas e a saúde no Brasil: o Acordo de Paris. **CISaúde**, n. 6, p. 11. Rio Grande do Sul, 2019.
- AQUINO, A. M. DE; ASSIS, R. L. DE. Agricultura orgânica em áreas urbanas e periurbanas com base na agroecologia. **Ambiente & Sociedade**. v. X, n. 1, p. 137-150. Campinas-SP, 2007.
- ALENCAR, A.; PEREIRA, C.; CASTRO, I.; CALRDOSO, A.; SOUZA, L.; COSTA, R.; BENTES, A. J.; STELLA, O.; AZEVEDO, A.; GOMES, J.; NOVAES, R. Desmatamento nos Assentamentos da Amazônia: histórico, tendências e oportunidades. **Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia – IPAM**. Brasília, 2016.
- ALTIERI, M. Agroecologia: a dinâmica produtiva da agricultura sustentável. 4. ed., **Editora da UFRGS**. Porto Alegre, 2004.
- ALTIERI, M. A.; NICHOLLS, C. I. Diseños agroecologicos para incrementar la biodiversidad de entomofauna benéfica en agroecosistemas. **Sociedad Científica Latinoamericana de Agroecología (SOCLA)**. Medellín, Colombia, 2010.
- ALVES, N. O.; VESSONI, A. T.; QUINET A.; FORTUNATO, R. S.; KAJITANI, G. S.; PEIXOTO, M. S.; HACON, S. S.; ARTAXO, P.; SALDIVA, P.; MENCK, C. F. M.; MEDEIROS, S. R. B. Biomass burning in the Amazon region causes DNA damage and cell death in human lung cells. **Scientific Reports**, United Kingdom, Nature Publishing Group, v. 7, n. 10937, p. 1-13, 2017.
- AMADOR, D. B.; VIANA, V. M. Sistemas agroflorestais para recuperação de fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF** v. 12, n. 32, p. 105-110. ESALQ/USP, 1998.
- ANDERSON, M. L. Spaced-Group planting. **Unasyuva**, vol. 7, n. 2. University of Edinburgh, Scotland, 1953.
- ARAGÃO, L. E. O. C. The rainforest's water pump. **Nature**, vol. 489, p. 217-218. Reino Unido, 2012.
- ARAI, E.; GASPARINI, K. A. C.; JORGE, A.; SANTOS, E. G. dos; DUARTE, V.; SHIMABUKURO, Y. E. Coleta de dados para estudos de degradação florestal causada por queimadas e corte seletivo no estado do Mato Grosso: abordagens realizadas no trabalho de campo. **Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais-INPE**. São José dos Campos-SP, 2018.
- ARAÚJO JÚNIOR, M. E. DE; DMITRUK, E. J.; MOURA, J. C DA C. **A Lei do Babaçu Livre: uma estratégia para a regulamentação e a proteção da atividade das quebradeiras de coco no Estado do Maranhão**. Sequência (Florianópolis), n. 68, p. 129-157. Santa Catarina, 2014.

AREVALO, L. A.; ALEGRE, J. C.; VILCAHUAMAN, L. J. M. Metodologia para Estimar o Estoque de Carbono em Diferentes Sistemas de Uso da Terra. **Embrapa Floresta**, p. 38, Colombo, 2002.

ARONSON, J.; BRANCALION, P. H. S.; DURIGAN, G.; RODRIGUES, R. R.; ENGEL, V. L.; TABARELLI, M.; TOREZAN, J. M. D.; GANDOLFI, S.; MELO, A. C. G. DE; KAGEYAMA, P. Y.; MARQUES, M. C. M.; NAVE, A. G.; MARTINS, S. V.; GANDARA, F. B.; REIS, A.; BARBOSA, L. M.; SCARANO, F. R. What role should government regulation play in ecological restoration? Ongoing debate in São Paulo state, Brazil. **Restoration Ecology**, vol. 19, p. 690-695, 2011.

ARONSON, J.; DURIGAN, G.; BRANCALION, P. H. S. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. **IF Série Registro**. Secretaria do Meio Ambiente, Instituto Florestal. São Paulo – SP, 2011.

BECHARA, F. C.; DICKENS, S. J.; FARRER, E. C.; LARIOS, L.; SPOTSWOOD, E. N.; MARIOTTE, P.; SUDING, K. N. Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. **Biodivers Conserv**, 2016.

BÉLIVEAU, A.; DAVIDSON, R.; LUCOTTE, M.; LOPES, L. O. C.; PAQUET, S.; VASSEUR, C. Early effects of slash-and-burn cultivation on soil physicochemical properties of small-scale farms in the Tapajós region, Brazilian Amazon. **The Journal of Agricultural Science**, 153(2):205-221, 2015.

BERENGUER, E.; FERREIRA, J.; GARDNER, T. A.; ARAGÃO, L. E. O. C.; CAMARGO, P. B. de; CERRI, C. E.; DURIGAN, M.; OLIVEIRA JUNIOR, R. C. de; VIEIRA, I. C. G.; BARLOW, J. **A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests**. *Global Change Biology*, 2014.

BERNAL, B.; MURRAY, L. T.; PEARSON, T. R. H. **Global carbon dioxide removal rates from forest landscape restoration activities**. *Carbon Balance Manage*: 13-22, 2018.

BONFIM, V. R.; RIBEIRO, G. A.; SILVA, E.; BRAGA, G. M. Diagnóstico do uso do fogo no entorno do parque estadual da serra do brigadeiro (PESB), MG. **R. Árvore**, Viçosa-MG, v.27, n.1, p.87-94, 2003.

BRANCALION, P. H. S.; LIMA, L. R.; RODRIGUES, R. R. Restauração ecológica como estratégia de resgate e conservação da biodiversidade em paisagens antrópicas tropicais. **Conservação da biodiversidade em paisagens antropizadas do Brasil**. V. 1, p. 565-587, 2013.

BRANCALION, P. H. S.; MELIS, J. V. On the need for innovation in ecological restoration. *Annals of the Missouri Botanical Garden*, vol. 102, p. 227-236, 2017.

BRANCALION, P.H.S; NIAMIR, A.; BROADBENT, E.; CROUZEILLES, R.; BARROS, F. S. M.; ZAMBRANO, A. M. A.; BACCINI, A.; ARONSON, J.; GOETZ, S.; REID, J. L.; STRASSBURG, B. B. N.; WILSON, S. CHAZDON, R. L. Global restoration opportunities in tropical rainforest landscapes. **Science advances**, v. 5, n. 7, p. eaav3223, 2019.

BRASIL. CND (Contribuição Nacionalmente Determinada). Ministério do Meio Ambiente. Brasília, 2016.

BRASIL. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. **Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981**. Brasília, 1981.

BRASIL. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Brasília, 2012.

BRASIL. Institui a Política Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa. **Decreto nº 8.972, de 23 de janeiro de 2017**. Brasil, 2017b.

BRASIL. Institui a Política Nacional sobre Mudança do Clima - PNMC e dá outras providências. **Lei nº 12.187, de 29 de dezembro de 2009**. Brasília, 2009.

BRASIL. Promulga o Acordo de Paris sob a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima, celebrado em Paris, em 12 de dezembro de 2015, e firmado em Nova Iorque, em 22 de abril de 2016. **Decreto nº 9.073, de 5 de junho de 2017**. Brasília, 2017a.

BRASÍLIA. Plano Nacional de Recuperação da Vegetação Nativa – Planaveg. **Ministério do Meio Ambiente**. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento e Ministério da Educação. Brasília-DF, 2017.

BROWN, S. **Measuring, monitoring, and verification of carbon benefits for forest-based projects**. Philosophical Transactions Royal Society, 360: 1669-1684. Arlington-USA, 2002.

CAMARGOS, V. L.; MARTINS, S. V.; RIBEIRO, G. A.; CARMO, F. M. da S.; SILVA, A. F. da. Avaliação do impacto do fogo no estrato de regeneração em um trecho de floresta estacional semidecidual em Viçosa, MG. **Revista Árvore**. Viçosa-MG, 2010.

CORBIN, J.D.; HOLL, K.D. Applied nucleation as a forest restoration strategy. **Forest Ecology and Management**, v.265, p.37–46. 2012.

CARDOZO, E. G.; MUCHAVISIOY, H. M.; SILVA, H. R.; ZELARAYÁN, M. L. C.; LEITE, M. F. A.; ROUSSEAU, G. X.; GEHRING, C. Species richness increases income in agroforestry systems of eastern Amazonia. **Agroforestry Syst.** p. 901-916, 2015.

CARDOZO, E. G.; ROUSSEAU, G. X.; CELENTANO, D.; SALAZAR, H. F.; GEHRING, C. Efecto de la riqueza de especies y la estructura de la vegetación en el almacenamiento de carbono en sistemas agroforestales en la Amazonía sur de Bolivia. **Universidade Estadual do Maranhão**. São Luís-MA, 2018.

CARVALHO, R.; GOEDERT, W. J.; ARMANDO, M. S. Atributos físicos da qualidade de um solo sob sistema agroflorestal. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.39, n.11, p.1153-1155, nov. 2004.

- CELENTANO, D.; ROUSSEAU, G. X.; MUNIZ, F. H.; VARGA, I. V. D.; MARTINEZ, C.; CARNEIRO, M. S.; MIRANDA, M. V.C.; BARROS, M. N.R.; FREITAS, L. H.; NARVAES, I. DA S.; ADAMI, M.; GOMES, A. R.; RODRIGUES, J. C.; MARTINS, M. B. Towards zero deforestation and forest restoration in the Amazon region of Maranhão state, Brazil. **Land Use Policy**, 2017.
- CELENTANO, D.; ZAHAWI, R. A.; FINEGAN, B.; CASANOVES, F.; OSTERTAG, COLE, R. J.; HOLL, K. D. Restauración ecológica de bosques tropicales en Costa Rica: efecto de varios modelos en la producción, acumulación y descomposición de hojarasca. **Rev. Biol. Trop.** (Int. J. Trop. Biol. ISSN-0034-7744) Vol. 59 (3): 1323-1336, 2011.
- CHAVE, J.; ANDALO, C.; BROWN, S.; CAIRNS, M.A.; CHAMBERS, J.Q.; EAMUS, D. **Tree allometry and improved estimation of carbon stocks and balance in tropical forests.** *Oecologia*, 145: 87-99, 2005.
- CHAVE, J.; RÉJOU-MÉCHAIN, M.; BÚRQUEZ, A.; CHIDUMAYO, E.; COLGAN, M. S.; DELITTI, W.; VIEILLEDENT, G. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, 2014.
- CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 429 de fevereiro de 2011.** Dispõe sobre a metodologia de recuperação das Áreas de Preservação Permanente – APPs. Brasília, 2011.
- CORBIN, J. D.; HOLL, K. D. Applied nucleation as a forest restoration strategy. **Forest Ecology and Management.** Volume 265. USA, 2012.
- CORDEIRO, I. M. C. C.; BARROS, P. L. C.; LAMEIRA, O. A.; GAZEL FILHO, A. B. Avaliação de plantios de paricá (*Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex Ducke) Barneby de diferentes idades e sistemas de cultivo no município de Aurora do Pará - PA (Brasil). **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 3, p. 679-687, Sept. 2015.
- D'ANDRÉA, A. F. et al. Estoque de carbono e nitrogênio e formas de nitrogênio mineral em um solo submetido a diferentes sistemas de manejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 2, p. 179–186, fev. 2004.
- DAVIDSON, E. A.; ARAÚJO, A. C. de; ARTAXO, P.; BALCH, J. K.; BROWN, I. F.; BUSTAMANTE, M. M. C.; COE, M. T.; DEFRIES, R. S.; KELLER, M.; LONGO, M.; MUNGER, M.; SCHROEDER, W.; SOARES-FILHO, B. S.; SOUZA JR, C. M.; WOSFY, S. C. The Amazon basin in transition. **Nature**. V. 481, p. 321-328, 2012.
- DI RIENZO, J.A.; CASANOVES, F.; BALZARINI, M.G.; GONZALEZ, L.; TABLADA, M.; ROBLEDO, C.W. **Info Statversión 2011.** GrupoInfoStat, FCA, Universidad Nacional de Córdoba. Argentina, 2011.
- DUARTE, A. Y. S.; QUEIROZ, R. S. DE; SANCHES, R. A.; GARCIA, C. R.; DEDINI, F. G. **Ethnobotany of Natural Fibres – Bactris setosa (tucum) in a Traditional Rural Community.** *Fibres & Textiles in Eastern Europe*, vol. 12, n. 2, 18-20 p., 2012.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. As florestas e os serviços ambientais. **Embrapa Florestas**. Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. Colombo-PR, 2010.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Sistemas agroflorestais para agricultura familiar da Amazônia. **Embrapa Amazônia Ocidental**. Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento. Brasília, DF, 2012.

FAO. Global forestland-use change from 1990 to 2010: an update to a global remote sensing survey of forests. **Food and Agriculture Organization of the United Nations**, 2014.

FAO. Global forest resources assessment 2015: how are the world's forest changing? Second edition, 46 p. **Food and Agriculture Organization of the United Nations**. Rome, 2016.

FAO. Measuring and modelling soil carbon stocks and stock changes in livestock production systems: Guidelines for assessment. **Food and Agriculture Organization of the United Nations**. Version 1, 170 p. Rome, 2019.

FENG, X.; FU B.; LU N.; ZENG, Y.; WU B. How ecological restoration alters ecosystem services: an analysis of carbon sequestration in China's Loess Plateau. **Scientific Reports**, 3:2846, 2013.

GARCIA, R. Como as florestas renascem. **Pesquisa FAPESP** – Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo. Edição 280, Ambiente. São Paulo, 2019.

GEHRING, C.; PARK, S.; DENICH, M. Close relationship between diameters at 30cm height and at breast height (DBH). **Acta Amazonica**, 38: 65-70. 2008.

GEHRING, C.; ZELARAYÁN, M. L. C.; ALMEIDA, R. C.; MORAES, F. H. R. Allometry of the babassu palm growing on a slash-and-burn agroecosystem of the south-eastern periphery of Amazonia. **Acta Amazonica**. vol. 41(1),333-340p. São Luís-MA, 2011.

GLIESSMAN, S. R. Agroecologia: processos ecológicos em agricultura sustentável. 4 ed. Porto Alegre: **Ed. Universidade/UFRGS**, 2009.

GONÇALVES, K. P.; PODADERA, D.; ALVARES, S. M. Desenvolvimento Rural Sustentável: Agroecologia e Sistemas Agroflorestais. Iniciativa Verde. São Paulo-SP, 2014.

GOUVEIA, V. M.; MATRICARDI, E. A. T.; ANGELO, H. Dinâmica espaço-temporal da produção de amêndoas de babaçu e da utilização de terras no Maranhão. **Embrapa Cocais**. São Luís-MA, 2017.

GOUVEIA, V. M. **O mercado de amêndoas de babaçu no estado do Maranhão**. Tese de Doutorado em Ciências Florestais. Programa de Pós-graduação em ciências Florestais. Universidade de Brasília. Brasília-DF, 2015.

GUARINO, E. DE S. G.; OLIVEIRA, L. C. DE; SILVA, E. R.; FARIAS, M. S.; ELLICCIOTTI, A. S.; THOMPSON, R. M. **Árvores e Palmeiras Indicadas para a Recuperação de Áreas Degradadas no Programa de Regularização Ambiental (PRA) na Bacia do Rio Acre**. EMPRAPA, 1ª Edição. Acre, 2017.

GUNDERSON, L.H.. Ecological resilience - in theory and application. **Annual Review of Ecology and Systematics**, 31: 425-439. Georgia, 2000.

HANSEN, M. C.; POTAPOV, P. V.; MOORE, R.; HANCHER, M.; URUBANOVA, S. A.; TYUKAVINA, A.; THAU, D.; STEHMAN, S. V.; GOETZ, S. J.; LOVELAND, T. R.; KOMMAREDDY, A.; EGOROV, A.; CHINI, L.; JUSTICE, C. O.; TOWNSHEND, J. R. G. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. **Science**, v. 342. New York, 2013.

HERNANDEZ, D. M. A.; MIRELES, M. A.; ANZURES, F. C.; BARRA, J. D. E. Estimación de Biomasa y Carbono en un bosque de *Abies religiosa*. *Rev. Fitotec. Mex.* Vol. 32 (3): 233-238, 2009.

INMET. Instituto Nacional de Meteorologia. Monitoramento climático. **Ministério da Agricultura e Abastecimento**. Brasília-DF, 2018.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Análise da Amazônia Legal: taxas de desmatamento. **Terra Brasilis**, 2019.

INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Monitoramento da cobertura florestal da Amazônia por satélites – sistemas Prodes, **Deter, Degrad e Queimadas**. São José dos Campos-SP, 2016.

IPCC. Climate Change: Impact, Adaptation and Vulnerability. Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. **Cambridge University**, Cambridge, 1820p, 2014.

IPCC. Fourth Assessment Report on climate change impacts, adaptation and vulnerability of the Intergovernmental Panel on Climate Change. **Cambridge University**, 939p. Cambridge, 2007.

IPCC. Intergovernmental Panel on Climate Change. Land Use, Land-Use Change, and Forestry. **Cambridge University Press**, 2000.

KIMBALL, S.; LULOW, M.; SORESON, Q.; BALAZS, K.; FANG, YC.; DAVIS, S. J.; O'CONNEL, M.; HUXMAN, T. E. Resistance and resilience: ten years of monitoring shrub and prairie communities in Orange Country, CA, USA. **Restoration Ecology**, p. 800-810, 2015.

KUMAR, M.; NAIR, R. 2011. **Carbon sequestration Potential of Agroforestry Systems, Opportunities and Challenges**. Advances in Agroforestry, Springer, 307p. Nova Iorque, 2011.

LAMB, D.; GILMOUR, D. Rehabilitation and restoration of degraded forests. **Issues in forest conservation**. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources and The World Wide Fund for Nature. Inglaterra, 2003.

LARA, D. X.; FIEDLER, N. F.; MEDEIROS, M. B. Uso do fogo em propriedades rurais do cerrado em Cavalcante, GO. **Ciência Florestal, Santa Maria**, v. 17, n. 1, p. 9-15, 2007.

LAWRENCE, D.; RADEL, C.; TULLY, K.; SCHMOOK, B.; SCHNEIDER, L. Untangling a Decline in Tropical Forest Resilience: Constraints on the Sustainability of Shifting Cultivation Across the Globe. **Biotropica**, 42(1): p. 21–30, 2010.

LEITE, M. F. A., LUZ, R. L., MUCHAVISOY, K. H. M., ZELARAYAN, M. L. C., CARDOSO, E. G., MORAES, F. H. R., GEHRING, C. **The effect of land use on aboveground biomass and soil quality indicators in spontaneous forests and agroforests of eastern Amazonia. Agroforestry Systems**, 2015.

LIMA, R. C. A.; ANTONIAZZI, L. O Acordo de Paris e o futuro uso da terra no Brasil. **Agroicone**. São Paulo, 2016.

LIMA, R. C. A.; MUNHOZ, L. Programas de Regularização Ambiental (PRAs): um guia para orientar e impulsionar o processo de regulamentação dos PRAs nos estados brasileiros. **Agroicone**. São Paulo, 2016.

MADRIGAL, M. A. S.; CASTAÑEDA, H. J. A.; SÁNCHEZ, C. A. M. Estrutura, composición florística y almacenamiento de carbono en bosques nativos del páramo de Anaime, Tolima, Colombia. **Ciência Florestal**, v. 29, n. 1, p. 157-168. Santa Maria, 2019.

MARANHÃO. Proíbe a derrubada de palmeira de babaçu e dá outras providências. **Lei nº 4.734 de 18 de junho de 1986**. Maranhão, 1986.

MARTINEZ, L.L., FIEDLE, N.C.; LUCATELLI, G.J. Análise das relações entre desflorestamentos e focos de calor: estudo de caso nos municípios de Altamira e São Félix do Xingu, no estado do Pará. **Revista Árvore**, v.31, n.4, p.695-702, 2007.

MARTINS, M. B.; OLIVEIRA, T. G. Amazônia Maranhense: diversidade e conservação. **Museu Paraense Emílio Goeldi**. Belém, 2011.

MARTINS, S. V. Recuperação de matas ciliares. **Aprenda Fácil Editora**, p. 255, 2ª edição. Viçosa-MG, 2007.

MARTINS, S. V.; SARTORI, M.; RAPOSO FILHO, F. L.; SIMONELI, M.; DADALTO, G.; PEREIRA, M. L.; SILVA, A. E. S. DA. Potencial de regeneração natural de florestas nativas nas diferentes regiões do estado do Espírito Santo. **Centro de Desenvolvimento do Agronegócio - CEDAGRO**. Vitória-ES, 2014.

MCNICOL, I. M.; RYAN, C. M.; WILLIAMS, M. How resilient are African woodlands to disturbance from shifting cultivation? **Ecological Applications**, 25(8):2320-2336, 2015.

MELI, P.; ISERNHAGEN, I.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, E. C. C.; BEHLING, M.; RODRIGUES, R. R. Optimizing seeding density of fast-growing native trees for restoring the Brazilian Atlantic Forest. **Restoration Ecology**, Washington, v. 26, n. 2, p. 212-219, 2017.

MELO, F. P. L.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; FAHRIG, L.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; TABARELLI, M. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. **Trends in Ecology & Evolution**, vol. 28, n. 8, p. 462-468, 2013.

- MICOLLIS, A.; PENEIREIRO, F. M.; MARQUES, H. R.; VIEIRA, D. L. M.; ARCO-VERDE, M. F.; HOFFMANN, M. R.; REHDER, T.; PEREIRA, A. V. B. Restauração Ecológica com Sistemas Agroflorestais: como conciliar conservação com produção. Opções para Cerrado e Caatinga. **Instituto Sociedade, População e Natureza – ISPN/Centro Internacional de Pesquisa Agroflorestal – ICRAF**. Brasília, 2016.
- MORALES-BARQUERO, L. Borregoc, A.; Skutsch, M.; Klein, C.; Healey, J. R. Identification and quantification of drivers of forest degradation in tropical dry forests: A case study in Western Mexico. **Land Use Policy**, 49:296-309, 2015.
- MOSQUERA-LOSADA, M. R.; FREESE, D.; RIGUEIRO-RODRÍGUEZ, A. Carbon sequestration in European Agroforestry Systems. In: KUMAR, B. M.; NAIR, P. K. R. (Ed.). Carbon sequestration potential of agroforestry systems: opportunities and challenges. London, New York: Springer, 2011. p. 43-59.
- MURTHY, I. K., GUPTA, M., TOMAR, S., MUNSI, M., TIWARI, R., HEGDE, G. C. **Carbon Sequestration Potential of Agroforestry Systems in India**. Journal of Earth Science & Climatic Change, 4(1), 1–7, 2013.
- NAIR, P. K. R.; KUMAR, B. M.; NAIR, V. D. Agroforestry as a strategy for carbon sequestration. **J. Plant. Nutr. Soil Sci.** 2009.
- NEVES, P. D. M. Sistemas agroflorestais como fomento para a segurança alimentar e nutricional. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Piracicaba-SP, 2014.
- NOBRE, C. A.; NOBRE, A. D. O balanço de carbono da Amazônia brasileira. **Estudos Avançados**, 2002.
- NOGUEIRA, E.M.; FEARNside, P.M.; NELSON, B.W. Normalization of wood density in biomass estimates of Amazon forests. **Forest Ecology and Management**, 256: 990-996. 2008.
- OELBERMANN, M.; VORONEY, R. P.; GORDON, A. M. Carbon sequestration in tropical and temperate agroforestry systems: a review with examples from Costa Rica and southern Canada. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 104, p. 359-377. Amsterdam, 2004.
- OLIVEIRA, N. L.; JACQ, C.; DOLCI, M.; DELAHAYE, F. Desenvolvimento sustentável e Sistemas Agroflorestais na Amazônia Matogrossense. **Confins**. Mato Grosso, 2010.
- OLIVEIRA, T. G. de; MARTINS, B. M. Amazônia Maranhense: diversidade e conservação. **Museu Paraense Emílio Goeldi - MPEG**. Belém-PA, 2011.
- OLIVEIRA, Y. M. M. de; OLIVEIRA, E. B. de. As florestas plantadas e sua importância no contexto econômico e socioambiental do Brasil. **Embrapa Florestas**. Colombo-PR, 2018.
- OLIVEIRA, Y. M. M. de; OLIVEIRA, E. B. de. Plantações florestais: geração de benefícios com baixo impacto ambiental. **Embrapa Florestas**. Brasília, DF, 2017.

OHASHI, S. T.; SILVA, P. T. E.; VARED, J. A. G.; KATO, O. K.; BRIENZA Jr., S.; TAKAMATSU, J. A. Sistema silviagrícola multiestratificado; II- Comportamento produtivo de paricá (*Schizolobium amazonicum* Huber), açaí (*Euterpe oleracea*, Mart) e cupuaçu (*Theobroma grandiflorum* (Willd.) ex Spr.) no município de Tomé-açu (Pa) In: CONGRESSO BRASILEIRO DE SISTEMAS AGROFLORESTAIS, 5., 2004, Paraná. **Anais...** Curitiba: EMBRAPA-CNPQ, 2004. p.122-124. out/2004. CD-ROM (EMBRAPA-CNPQ. Documentos 98).

ONU. Adoption of the Paris agreement. **United Nations**. Framework Convention on Climate Change. Conference of the Parties twenty-first session. Paris, 2015.

PAIVA, A. O.; REZENDE, A. V.; PEREIRA, R. S. Estoque de carbono em Cerrado *Sensu stricto* do Distrito Federal. **Revista Árvore**. V. 35, n. 3, p. 527-538. Viçosa-MG, 2011.

PARROTA, J. A.; WILDBURGER, C.; MANSOURIAN, S. Understanding Relationships between Biodiversity, Carbon, Forests and People: The Key to Achieving REDD+ Objectives. **A Global Assessment Report**. Prepared by the Global Forest Expert Panel on Biodiversity, Forest Management, and REDD+. IUFRO World Series Volume 31. 161 p. Vienna, Austria, 2012.

PEARSON, T. H. R.; BROWN, S. L.; BIRDSEY, R. A.; Measurement guidelines for the sequestration of forest carbon. **US Forest Service**. Newtown Square, 42 p., 2007.

PENG, Shao-Lin; HOU, Yu-Ping; CHEN, Bao-Ming. Vegetation Restoration and Its Effects on Carbon Balance in Guangdong Province, China. **Restoration Ecology**. 2009.

PIMM, S.L. The complexity and stability of ecosystems. Departments of Zoology and Graduate Program in Ecology, University of Tennessee. **Nature**, v. 307, p. 321-326. Tennessee-USA, 1984.

PINHO, R. C.; MILLER, R. P.; ALFAIA, S. S. Agroforestry and the Improvement of Soil Fertility: A View from Amazonia. **Applied and Environmental Soil Science**, 2012.

POORTER, L.; ROZENDAAL, D. M. A.; BONGERS, F.; ALMEIDA-CORTEZ, J. S. et al. Wet and dry tropical forests show opposite successional pathways in wood density but converge over time. **Nature Ecology & Evolution**. 2019.

POORTER, L.; SANDE, M. T. VAN DER; THOMPSON, J.; ARETS, E. J. M. M.; ALARCÓN, A.; ÁLVAREZ-SÁNCHEZ, J.; ASCARRUNZ, N. et al. Diversity enhances carbono storage in tropical forest. **Global Ecology and Biogeography**. V. 24 p. 1314-1328, 2015

RAKOTOVAO, N. H.; RAZAFIMBELO, T. M.; RAKOTOSAMIMANANA, S.; RANDRIANASOLO, S.; RANDRIAMALALA, J. R.; ALBRECHT, A. Carbon footprint of smallholder farms in Central Madagascar: The integration of agroecological practices. **Journal of Cleaner Production**. França, 2016.

R CORE TEAM. R Development Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing. 2016.

REIS, A.; BECHARA, F. C., ESPINDOLA, M. B.; VIEIRA, N. K. & SOUZA, L. L. de. Restauração de áreas degradadas: a nucleação como base para incrementar os processos sucessionais. **Natureza & Conservação**. 2003. 1(1): 28-36.

REIS, A.; TRES, D. R. Nucleação: integração das comunidades naturais com a paisagem. In: CARGILL. Manejo ambiental e restauração de áreas degradadas. **Fundação Cargill**, 2007.

RIBEIRO, G. A.; MARTINS, M. C. Incêndios Florestais. Eucaliptocultura no Brasil: Silvicultura, manejo e ambiência. **Suprema Gráfica e Editora Ltda**. Viçosa, MG. 2014. 551 p.

ROCHA, A. E.; ALMEIDA JÚNIOR, E. D.; MUNIZ, F. H.; LOPES, J. R.; ARAÚJO, E. P.; ROCHA, H. A.; DOURADO, G. F.; LUCENA, I. P.; CAMPO, D. P.; ANDRADE, J. B.; AROUCHE, M. M. B. Flora do Bioma Amazônico no Estado do Maranhão. In: CATUNDA, P. H. A.; DIAS, L. J.B. S. **Sumário Executivo do Zoneamento Ecológico Econômico do Estado do Maranhão – ZEE**. Etapa bioma amazônico. São Luís- MA, IMESC, p.312-330. 2019.

ROCHA, A. E. Impactos da agricultura itinerante sobre a vegetação e o solo na Amazônia Legal Maranhense. Tese (Doutorado em Agronomia) - Centro de Ciências Agrárias. **Universidade Federal da Paraíba**. 189 p. Areia-PB, 2011.

RODRIGUES, E.; CLEWELL, A.; ARONSON, J.; WINTERHALDER, K. Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. The SER International Primer on Ecological Restoration. **Society for Ecological Restoration International**. Tucson, Arizona-USA, 2004.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; BRANCALION, P. H. S. Restauração florestal. **Oficina de Textos**, 2013.

SANT'ANNA, C. S.; TRES, D. R.; REIS, A. **Restauração ecológica: sistemas de nucleação**. Secretaria de Estado de Meio Ambiente. 1. ed., 63 p. São Paulo-SP, 2011.

SANTOS, M. DE F. G. DOS; MAMEDE, R. V. S.; RUFINO, M. DO S. M.; BRITO, E. S. DE; ALVES, R. E. **Amazonian Native Palm Fruits as Sources of Antioxidant Bioactive Compounds**. Antioxidants, vol. 4, 591-602p., 2015.

SATO, L. Y.; GOMES, V. C. F.; SHIMABUKURO, Y. E.; KELLER, M.; ARAI, E.; SANTOS, M. N. dos; BROW, I. F.; ARAGÃO, L. E. O. C. **Post-Fire Changes in Forest Biomass Retrieved by Airborne LiDAR in Amazonia**. Remote Sens, 2016.

SEEG – Sistema de Estimativas de Emissões e Remoções de Gases de Efeito Estufa. **Emissões de GEE no Brasil e suas implicações para políticas públicas e a contribuição brasileira para o Acordo de Paris**. Observatório do Clima, 2018.

SILVA, H. R. **Aspectos ambientais, sociais e econômicos de sistemas agroflorestais na Amazônia Oriental**. Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agroecologia da Universidade Estadual do Maranhão-UEMA, 2017.

SILVA, M. R.; CARVALHO JÚNIOR, O. A.; MARTINS, E. S.; MITJA, D.; CHAIB FILHO, H. Análise fatorial multivariada aplicada a caracterização de áreas de ocorrência de babaçu (*Attalea speciosa* Mart. ex Spreng) na bacia do Rio Cocal. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia, v. 24, n. 2, p. 267-282, 2012.

SILVA, M. R. da. **Distribuição do babaçu e sua relação com os fatores geoambientais na bacia do rio Cocal, Estado do Tocantins**. Dissertação de mestrado. Curso de Pós-graduação em Geografia. Universidade de Brasília. Brasília, 2008.

SNIF – Sistema Nacional de Informações Florestais. Estoque das Florestas. **Serviço Florestal Brasileiro**. Brasília, 2019.

SOARES FILHO, B.; RAJÃO, R.; MACEDO, M.; CARNBEIRO, A.; COSTA, W.; COE, M.; RODRIGES, H; ALENCAR, A. Cracking Brazil's Forest Code. **Science**. v.344, p.363364, 2014.

SOARES, Z. T.; COSTA, A. P. S.; SOARES, E. F.; CAVALCANTI, V. F. S. Levantamento florístico e fitossociológico em uma área de cerrado no sudoeste do maranhão. **CESUMAR**, v. 12, n. 6, p. 11-120, 2010.

SOUZA, A. M.de; VIEIRA, A. S. Quantificação de carbono estocado em reflorestamento heterogêneo de mata ciliar aos 8 anos de idade em domínio de Mata Atlântica no Estado de São Paulo. **Instituto Pró-Terra**. Jaú-SP, 2011.

SPELLERBERG, I. F.; FEDOR, P. J. A tribute to Claude Shannon (1916–2001) and a plea for more rigorous use of species richness, species diversity and the ‘Shannon–Wiener’ Index. **Global Ecology & Biogeography**. New Zealand, 2003.

SUTHERLAND, J.P. The fouling community at Beaufort, North Caroline: a study in stability. **American Naturalist**, 118: 499-519. 1981.

TAVEIRA, L. R. S.; CARVALHO, T. S.; TEIXEIRA, A. F. S.; CURI, N. Sustainable productive intensification for Family farming in developing tropical countries. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras, v. 43, e012819, 2019.

THOMAZ, E. L.; ANTONELI, V.; DÖERR, S. H. Effects of fire on the physicochemical properties of soil in a slash-and-burn agriculture. **Catena**, 122:209-215, 2014.

TORRES, C. M. M. E.; JACOVINE, L. A. G.; NETO, S. N. O.; BRIANEZI, D.; ALVES, E. B. B. M. Sistemas agroflorestais no Brasil: uma abordagem sobre a estocagem de carbono. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 34, n. 79, p. 235-244, jul./set. 2014.

WALKLEY, A.; BLACK, I. An examination of the Degtjareff method and a proposed modification of the chromic matter and a proposed modification of the chromic acid titration method. **Soil Science**, 34: 29-38. 1934.

WALKER, B.; SALT, D. Resiliencethinking: sustainingecosysteandpeople in a changing world. **Islandpress**. Washington, London, 2006.

VAN WAGNER, C.E. The lineintersectmethod in forestfuelsampling. **Forest Science**, 14: 20-26p. 1968.

VITAL, M. H. F. Aquecimento global: acordos internacionais, emissões de CO₂ e o surgimento dos mercados de carbono no mundo. **BNDES**, v. 24, n. 48, p. 167-244. Rio de Janeiro, 2018.

XAVIER, G.P.S. **Mudanças no estoque de carbono da biomassa lenhosa de florestas de várzea baixa da Amazônia central ao longo de um gradiente sucessional**. Instituto Nacional de Pesquisas Amazônicas, 61p. Manaus, 2009.

ZANNE, A.E.; LOPEZ-GONZALEZ, G.; COOMES, D.A.; ILIC, J.; JANSEN, S.; LEWIS, S.L.; MILLER, R.B.; SWENSON, N.G.; WIEMANN, M.C.; CHAVE, J. **Global wood density database** (<http://www.worldagroforest-ry.org/sea/Products/AFDbases/WD>), 2009.

ZAHAWI, R. A.; AUGSPURGER, C. K. Tropical forest restoration: Tree islands as recruitment foci in degraded lands of Honduras. **Ecol. Appl.** 16(2): 464-478. USA, 2006.

ZELARAYÁN, M.L.C.; CELENTANO, D.; OLIVEIRA, E. C.; TRIANTA, S. P.; SODRÉ, D. N.; MUCHAVISOY, K. H. M.; ROUSSEAU, G. X.. **Impacto da degradação sobre o estoque total de carbono de florestas ripárias na Amazônia Oriental, Brasil**. Acta Amazonica, vol. 45(3), 271-282p. Maranhão, 2015.

**APÊNDICE A - ESPÉCIES PLANTADAS NOS TRATAMENTOS DE NUCLEAÇÃO
E SISTEMAS AGROFLORESTAIS**

Nome Vulgar	Nome Científico	Uso
Angelim	<i>Dinizia excelsa</i> Ducke	Madeira
Bananeira	<i>Musa</i> spp.	Alimento, matéria orgânica
Barrigudeira	<i>Ceiba pentandra</i> L. Gaertn	Medicinal, fibra
Bordão de Velho	<i>Samanea tubulosa</i> Benth.	Madeira, lenha
Cajueiro	<i>Anacardium occidentale</i> L.	Alimento, matéria orgânica
Gliricídia	<i>Gliricidia sepium</i> Jacq.	Alimento, forragem, adubo verde
Ipê	<i>Handroanthus</i> sp. Mattos	Madeira, ornamental
Mandioca	<i>Manihot esculenta</i> Crantz	Alimento, matéria orgânica
Mangueira	<i>Mangifera indica</i> L.	Alimento, matéria orgânica
Margaridão	<i>Tithonia diversifolia</i> Hemsl	Medicinal, ornamental
Moringa	<i>Moringa oleifera</i> L.	Alimento, medicinal
Nim	<i>Azadirachta indica</i> A. Juss	Madeira, medicinal, cosméticos, fertilizante, reflorestamento
Paricá	<i>Schizolobium amazonicum</i> Herb	Madeira, celulose e papel, medicinal, recuperação e restauração de áreas
Pitomba	<i>Talisia esculenta</i> (A.St.-Hil.) Radlk	Alimento, matéria orgânica
Sabiá	<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.	Alimento, madeira, apícola, celulose e papel, medicinal, recuperação e restauração de áreas
Urucum	<i>Bixa orellana</i> L.	Medicinal, cosméticos, corante natural

APÊNDICE B - ESPÉCIES IDENTIFICADAS NO EXPERIMENTO

Tratamentos	Indivíduos	Nome Vulgar	Nome Científico
Sistemas Agroflorestais	Árvores (DAP>10cm)	Acácia [€]	<i>Acacia</i> sp.
		Azeitona roxa*	<i>Syzygium cumini</i> Linn.
		Bananeira [¥]	<i>Musa</i> spp.
		Cajueiro [¥]	<i>Anacardium occidentale</i> L.
		Gliricídia [¥]	<i>Gliricidia sepium</i> Jacq.
		Ipê [¥]	<i>Handroanthus albus</i> Cham. Mattos
		Jatobazinho*	N. I.
		Mangueira [¥]	<i>Mangifera indica</i> L.
		Moringa [¥]	<i>Moringa oleífera</i> L.
		Murici brabo*	<i>Byrsonima crassifolia</i> L. Kunth
		Neem ^{¥€}	<i>Azadirachta indica</i> A. Juss
		Paricá [¥]	<i>Schizolobium amazonicum</i> Herb.
	Sabiá [¥]	<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.	
	Arvoretas e arbustos (DAP 1>9,9cm)	Acácia [€]	<i>Acacia</i> sp.
		Barrigudeira [¥]	<i>Ceiba pentandra</i> L. Gaertn
		Cajueiro [¥]	<i>Anacardium occidentale</i> L.
		Gliricídia [¥]	<i>Gliricidia sepium</i> Jacq.
		Ipê [¥]	<i>Handroanthus albus</i> Cham. Mattos
		Mangueira [¥]	<i>Mangifera indica</i> L.
		Margaridão [¥]	<i>Tithonia diversifolia</i> Hemsl
		Paricá [¥]	<i>Schizolobium amazonicum</i> Herb.
		Sabiá [¥]	<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.
		Urucum [¥]	<i>Bixa orellana</i> L.
	Palmeiras	Babaçu*	<i>Attalea speciosa</i> C. Martius
		Tucum*	<i>Astrocaryum vulgare</i> Mart.
Nucleação	Árvores (DAP>10cm)	Acácia [€]	<i>Acacia</i> sp.
		Barrigudeira [¥]	<i>Ceiba pentandra</i> L. Gaertn
		Bordão de Velho [¥]	<i>Samanea tubulosa</i> Benth.
		Gmelina [€]	<i>Gmelina arbórea</i> Roxb.
		Ipê [¥]	<i>Handroanthus albus</i> Cham. Mattos
		Moringa [¥]	<i>Moringa oleífera</i> L.
		Paricá [¥]	<i>Schizolobium amazonicum</i> Herb.
		Pau Roxo*	N. I.
		Sabiá [¥]	<i>Mimosa caesalpiniiifolia</i> Benth.
	Arvoretas e arbustos	Angelim [¥]	<i>Dinizia excelsa</i> Ducke

	(DAP 1>9,9cm)	Ata braba do mato*	N. I.
		Barrigudeira [¥]	<i>Ceiba pentandra</i> L. Gaertn
		Bordão de Velho [¥]	<i>Samanea tubulosa</i> Benth.
		Cajueiro [¥]	<i>Anacardium occidentale</i> L.
		Campestre*	N. I.
		Cipó*	N. I.
		Ipê [¥]	<i>Handroanthus albus</i> Cham. Mattos
		Janaúba*	<i>Himatanthus drasticus</i> Mart. Plumel
		Jeniparana*	N. I.
		Jucá*	N. I.
		Mandioca [¥]	<i>Manihot esculenta</i> Crantz
		Murta*	<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum.
		Neem ^{¥€}	<i>Azadirachta indica</i> A. Juss
		Paricá [¥]	<i>Schizolobium amazonicum</i> Herb.
		Pitomba [¥]	<i>Talisia esculenta</i> (A.St.- Hil.) Radlk
		Sabiá [¥]	<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.
		Sapucaia*	N. I.
		Vismia*	<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy
	Palmeiras	Babaçu*	<i>Attalea speciosa</i> C. Martius
		Menjuba*	N. I.
Tucum*		<i>Astrocaryum vulgare</i> Mart.	
Restauração Natural	Árvores (DAP>10cm)	Ipê [¥]	<i>Handroanthus albus</i> Cham. Mattos
		Murici brabo*	<i>Byrsonima crassifolia</i> L. Kunth
		Pequizeiro*	<i>Caryocar brasiliens</i> Camb.
		Sabiá [¥]	<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.
	Arvoretas e arbustos (DAP 1>9,9cm)	Janaúba*	<i>Himatanthus drasticus</i> Mart. Plumel
		Jurubeba*	<i>Solanum paniculatum</i> L.
		Murta*	<i>Coutarea hexandra</i> (Jacq.) K. Schum.
		Sabiá [¥]	<i>Mimosa caesalpinifolia</i> Benth.
		Sapucaia*	N. I.
	Palmeiras	Babaçu*	<i>Attalea speciosa</i> C. Martius
		Tucum*	<i>Astrocaryum vulgare</i> Mart.

* Espécies espontâneas

¥ Espécies plantadas

€ Espécies exóticas