



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA-UFRA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**

RODRIGO DE SOUZA BARBOSA

BELÉM 2021



**MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL RURAL DA AMAZÔNIA-UFRA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**

RODRIGO DE SOUZA BARBOSA

**TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL EM ÁREAS MINERADAS E
DEFINIÇÃO DE ESPÉCIES CHAVES PARA A AMAZÔNIA ORIENTAL**

Tese apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Curso de Doutorado em Ciências Florestais: Área de concentração Manejo de ecossistemas florestais, para obtenção do título de Doutor.

Orientador: Dr. Gustavo Schwartz

BELÉM 2021

RODRIGO DE SOUZA BARBOSA

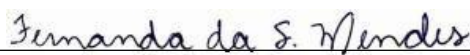
Tese apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Curso de
Doutorado em Ciências Florestais para obtenção do título de Doutor.

BANCA EXAMINADORA



Orientador: Dr. Gustavo Schwartz

Embrapa Amazônia Oriental



Professora Dr^a Fernanda da Silva Mendes - 1^o Examinadora

Universidade Estadual do Pará



Professor Dr^o Luiz Fernandes Silva Dionisio - 2^a Examinador

Universidade Estadual do Pará



Assinado de forma digital
por Suzana Romeiro Araújo
Dados: 2021.03.01 17:41:51
-03'00'

Professora Dr^a Suzana Romeiro Araújo - 3^a Examinadora

Universidade Federal Rural da Amazônia



Professor Dr^o Rodrigo Silva do Vale – 4^o Examinador

Universidade Federal Rural da Amazônia

Á meu pai Francisco Regis Barbosa,
A Minha mãe Deolinda de Souza Barbosa,
A minha esposa Hirailene Cristina da Cruz Barros Barbosa
e a meus filhos, Gabriel Barros Barbosa e Luiza Barros Barbosa.

DEDICO

AGRADECIMENTOS

A Deus por me dar força e inspiração durante a minha vida.

Aos meus pais Francisco Regis Barbosa e Deolinda de Souza Barbosa, por terem me dado à vida, pelo apoio e estímulo a estudar desde a pré-escola até ao nível de doutorado.

A minha esposa Hirailene Cristina da Cruz Barros Barbosa, por me dar suporte e apoio durante todo esse caminho e por estar sempre ao meu lado em todas as situações, te amo!

Aos meus filhos Gabriel Barros Barbosa e Luiza Barros Barbosa, por me amparar e me dar força, mesmo que não percebam, mas tudo isso é por vocês.

A meu irmão Rafael de Souza Barbosa, As minhas avós Vinoca e Joana (In memoriam) Aso meus Avôs José e Thomé (In memoriam) as minhas tias Amélia, Socorro, Telma, Izabel, Célia, Dolores, Julinda, Lúcia e Wanda, aos Tios Agra, Lázaro (in memoriam), Haroldo, Adilson, Murilo, José Eligio, Sebastião Galdino e Severino (In memoriam) e Walfir, as minhas primas, Tânia, Tatiane, Erica, Annete, Camila, Larisse, Raquel, Aline, Jaqueline e Carolina, aos primos, Fábio, Vitor, Leandro, Eligio, Emmanuel, Marcelo, Thiago, Adilson, Airton, Murilo e Iago, aos meus cunhados, Ricardo da Cruz Barros, José Irailton Barros Jr, Hirailine da Cruz Barros, Thiago Miranda, Wanessa Batistelo, ao meu sobro José Irailton Barros e minha sogra Antonia de Fátima da Cruz Barros, toda minha família, por todo apoio dado durante essa etapa de minha vida.

A Universidade Federal Rural da Amazônia por ter sido minha segunda casa de 2006 a 2021, sendo a única instituição que me formou como profissional. Estendo a todos os professores da instituição que colaboraram para minha formação.

A professora Gracialda Ferreira Costa por ter me dado à oportunidade de desenvolver esse estudo e ter me encorajado a fazer doutorado.

Ao meu orientador Gustavo Schwartz, pelo auxílio, orientação e sugestões durante toda a jornada.

Aos amigos de trabalho que se tornaram amigos para a vida, José Marques Cardoso Silva, Raimundo Lima Goulart, Ian Bassalo de Castro, Walmer Bruno Martins e Sabrina Ribeiro, pelo apoio na coleta e avaliação dos dados deste trabalho.

Aos meus amigos de infância, Daniel Louzada Braga, Sidney Natalino Cordeiro Pereira, Saulo Tannus Rossi de Oliveira, Fábio Cordeiro Pereira, André Manoel Lima e Mendelssohn Lima.

A todos que, direta ou indiretamente contribuíram para a realização a concretização deste trabalho.

MUITO OBRIGADO!!

EPÍGRAFE

“Pesquisar é acordar para o mundo.”

(Marcelo Lamy)

Sumário

1. CONTEXTUALIZAÇÃO	13
1.1. Mineração na Amazônia	13
1.2. Restauração florestal em ambientes degradados pela mineração	14
1.3. Espécies chave para restauração florestal	15
1.4. Indicadores estruturais e de composição em área degradada pela mineração	16
1.5. Avaliação da cobertura vegetal por meio do índice de vegetação	17
2. APRESENTAÇÃO DA TESE	19
3. HIPÓTESES	20
3.1. Capítulo 1	20
3.2. Capítulo 2	20
3.3. Capítulo 3	20
4. OBJETIVO	20
4.1. Objetivo Geral	20
4.2. Objetivos específicos	21
5. REFERENCIA BIBLIOGRÁFICA	21
Capítulo 1- Artigo aceito na Ecological Engineering	24
Key species selection for forest restoration after bauxite mining in the Eastern Amazon . 24	
1. Introduction	25
2. Material and methods	26
2.1. <i>Study Area</i>	26
2.2. <i>Variables and methods of analysis</i>	26
2.3. <i>Factor analysis</i>	28
2.4. <i>Phytosociological and socioeconomic index factorial model</i>	30
2.5. <i>Classification categories</i>	31
2.6. <i>Ecological analysis of key species</i>	31
3. Results	32
3.1. <i>Factor analysis</i>	32
3.2. <i>Key species selection</i>	33
4. Discussion	38
4.1. <i>Factor analysis</i>	38
4.2. <i>Key species selection</i>	38
4.3. <i>Implications for forest restoration</i>	40
5. Conclusions	41
6. Acknowledgements	41

7. References	41
Capitulo 2.....	46
Restauração de área degradada por mineração de bauxita na Amazônia Oriental: Trajetória utilizando diferentes métodos	46
1. INTRODUÇÃO	47
2. MATERIAL E MÉTODOS.....	48
2.1. Área de estudo.....	48
2.2. Áreas de estudo	49
2.3. Coleta de dados	50
2.4. Estrutura e dinâmica da vegetação	51
2.4.1. <i>Fitossociologia</i>	51
2.4.2. <i>Densidade absoluta de cada método de restauração</i>	52
2.4.4. <i>Diversidade florística</i>	53
2.4.5. <i>Incremento médio em altura e diâmetro</i>	53
2.4.6. <i>Status de conservação das espécies</i>	54
2.5. Análise de dados	54
3. RESULTADOS.....	54
3.1. Composição florística e abundância dos indivíduos.....	54
3.2. Estrutura horizontal.....	55
3.3. Percentual de mortalidade.....	56
3.4. Diversidade de espécies	58
3.5. Grupos ecológicos.....	58
3.6. Incremento médio anual em altura e DAP	59
4. DISCUSSÃO	61
5. CONCLUSÃO	64
6. REFERÊNCIAS	64
Capitulo-3.....	70
Avaliação da Cobertura Vegetal Por Meio do Índice de Vegetação SAVI em Áreas de Restauração Pós Mineração de Bauxita.....	70
1-INTRODUÇÃO.....	71
2-MATERIAL E MÉTODOS	72
2.1. Área de estudo.....	72
2.2- Imagem Utilizada.....	73
2.3. Índice de Vegetação	74
2.4. Análise dos dados.....	74
3-RESULTADOS	75

4- DISCUSSÃO	79
5. CONCLUSÃO	80
6. Referências	80
6. CONCLUSÕES GERAIS	83

LISTA DE FIGURAS

Fig 1. Flowchart with every methodological step since forest inventories towards the key species selection for restoration after bauxite mining in the Eastern Amazon, Brazil. 28

Fig. 2. Distribution per diameter classes from 10.0 cm to 89.9 cm (A) and from 90.0 cm to 149.9 cm of individuals belonging to all 462 inventoried and those belonging to the 17 key species selected by the Phytosociological and Socioeconomic Index (PSI) of forest. 34

Fig. 3. Species richness (A) and abundance of individuals (B) of the 10 most important families, considering all species inventoried and the 17 key species selected by the Phytosociological and Socioeconomic Index (PSI) of forests before bauxite mining in the Eastern Amazon, Brazil. .. 36

Figura 4. Mapa de localização da área de estudo. 49

Figura 5. Média \pm se da densidade absoluta de indivíduos (A) e espécies (B) em três métodos de restauração de áreas degradadas por mineração de bauxita e floresta referência, MPSA, Amazônia Oriental, Brasil. NC= nucleação; PL= Plantio de mudas; RN= Indução da regeneração natural e FL= Floresta. Letras iguais indicam que não há diferenças estatísticas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro. ****= diferença altamente significativa pelo teste de Dunn a 5% de probabilidade de erro; ns= não difere pelo teste de Dunn a 5% de probabilidade de erro..... 55

Figura 6. Dez espécies com os maiores valores de Índice de Valor de Importância (IVI), com dominância (Dor), densidade (Dr), frequência (Fr) em três métodos de restauração de áreas degradadas por mineração de bauxita e floresta referência, MPSA, Amazônia Oriental, Brasil. NC= nucleação; PL= Plantio de mudas; RN= Indução da regeneração natural e FL= floresta referência..... 56

Figura 7. Índices de Shannon-Weaner (H'), Simpson (C), Pielou (E) para três métodos de restauração de áreas degradadas por mineração de bauxita e floresta referência, MPSA, Amazônia Oriental, Brasil. NC= Nucleação; PL= Plantio de mudas; RN= Indução da regeneração natural; FL= Floresta referência..... 58

Figura 8. Número de indivíduos, descrito no interior de cada, por grupo ecológico nos três métodos de restauração de áreas degradadas por mineração de bauxita e floresta referência, MPSA, Amazônia Oriental, Brasil. NC= Nucleação; PL= Plantio de mudas; RN= Indução da regeneração natural; FL= Floresta referência. PI = Pioneiras, SI = Secundárias iniciais, CL = Clímax e NE = Não encontrado. 59

Figura 9. Médias (\pm SD) para incremento médio anual em diâmetro (IMA_{DAP}) e altura (IMA_H) das espécies em três métodos de restauração de áreas degradadas por mineração de bauxita e floresta referência, MPSA, Amazônia Oriental, Brasil. NC= Nucleação; PL= Plantio de mudas; RN=

Indução da regeneração natural. Médias seguidas por letras iguais indicam que não há diferenças estatísticas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro.	60
Figura 10. Áreas contendo as técnicas de Plantio tradicional, Nucleação e Condução da regeneração natural avaliadas na área de estudo.	73
Figura 11. Mapa comparativo da área de estudo entre a da imagem do satélite Sentinel 02 e o SAVI para as três técnicas avaliadas.	76
Figura 12. SAVI e classificação da cobertura do solo para a técnica de condução da regeneração natural para a área de estudo.	77
Figura 13. SAVI e classificação da cobertura do solo para a técnica de plantio tradicional para a área de estudo.	77
Figura 14. SAVI e classificação da cobertura do solo para a técnica de nucleação para a área de estudo.	78

LISTA DE TABELAS

Table 1. Matrix of factor loadings (α) rotated after orthogonal rotation by the Varimax method with the components obtained.	33
Table 2. List of the 17 key species selected by the Phytosociological and Socioeconomic Index (PSI) from the inventories before bauxite mining in the Eastern Amazon, Brazil, and classified into ecological and socioeconomic categories.	35
Table 3. Classification in ecological group, dispersal syndrome, pollination syndrome, growth, and shade-tolerance of the 17 key species selected by the Phytosociological and Socioeconomic Index (PSI) of forests before bauxite mining in the Eastern Amazon.	37
Tabela 4. Características das áreas em processo de restauração pós mineração de bauxita sob três diferentes métodos de restauração (Plantio, Nucleação e Regeneração Natural) e do ecossistema de referência (Floresta) em Paragominas, Amazônia Oriental, Brasil.	50
Tabela 5. Dez espécies com as maiores percentagens de mortalidade (%) em três métodos de restauração de áreas degradadas por mineração de bauxita, MPSA, Amazônia Oriental, Brasil. NC= nucleação; PL= plantio de mudas; RN= indução da regeneração natural.	57
Tabela 6. Espécies com algum estado de conservação e seus respectivos métodos, números de indivíduos e taxa de mortalidade em três diferentes métodos de restauração de áreas degradadas por mineração de bauxita e floresta referência, MPSA, Amazônia Oriental, Brasil. VU: Vulnerável; CR: Criticamente ameaçadas de extinção; LC: Menos preocupante.	61
Tabela 7. Áreas em hectares e percentual de ocupação do solo para as três técnicas avaliadas na área de estudo.	78

RESUMO

A mineração de bauxita tem causado graves danos aos ecossistemas e paisagens locais na Amazônia Oriental e a sua crescente demanda intensifica os impactos ambientais e, conseqüentemente, a necessidade de restauração florestal. Levando em consideração essas questões, esta tese teve como objetivo determinar as espécies chave, por meio do índice fitossociológico e socioeconômico (PSI), para avaliar a trajetória da restauração florestal em plantio de mudas (PL), regeneração natural (RN) e nucleação (NC) e cobertura florestal após a mineração de bauxita na Amazônia oriental, Brasil. Os dados para a realização deste estudo foram obtidos de inventários florestais de pré-supressão, monitoramento de parcelas permanentes em áreas florestais, programa de recuperação de áreas degradadas (PRAD) e imagens de satélite. Os seguintes parâmetros de avaliação foram atribuídos: abundância, frequência, dominância, biomassa aérea viva, valor comercial da madeira, produtos florestais não madeireiros de cada espécie, Índice de Valor de Importância (IVI), mortalidade, estado de conservação das espécies, índices de diversidade e a média incremento em altura e diâmetro (IMAH e IMADAP) e índice de cobertura ajustado ao solo (SAVI). Por meio da aplicação do PSI, 17 espécies foram selecionadas como espécies chave essenciais para a restauração de áreas degradadas pela mineração de bauxita. *Solanum crinitum*, *Cecropia distachya*, *Senegalia polyphylla* e *Qualea grandiflora* foram as espécies mais importantes, de acordo com o IVI para PL, RN, NC e floresta de referência, respectivamente. O IMAH e o IMADAP da PL foram maiores que os demais tratamentos. PL também apresentou maior cobertura vegetal (51,55%), seguido de NC (44,12%) e RN (43,92%). Assim, através do conhecimento ecológico das espécies chave selecionadas, as áreas avaliadas em restauração apresentam evolução positiva, indicando um retorno gradativo das características estruturais da vegetação.

Palavras chave: Espécies chave; Floresta de referência, Trajetória da restauração; Cobertura florestal, Regeneração natural; Plantio tradicional, Nucleação.

ABSTRACT

Bauxite mining has caused serious damage to local ecosystems and landscapes in the Eastern Amazon and the growing demand for bauxite intensifies environmental impacts and, consequently, the need for forest restoration. Taking these issues into account, this thesis aimed to determine the key species, through the phytosociological and socioeconomic index (PSI), to evaluate the trajectory of forest restoration in seedling planting (PL), natural regeneration (RN), and nucleation (NC) and forest cover after bauxite mining in the eastern Amazon, Brazil. The data for carrying out this study were taken from pre-suppression forestry inventories, monitoring of permanent plots in forest areas, the degraded area recovery program (PRAD), and satellite images. The following evaluation parameters were assigned: abundance, frequency, dominance, live aerial biomass, commercial value of wood, non-timber forest products of each species, Importance Value Index (IVI), mortality, species conservation status, diversity indexes, and the mean increment in height and diameter (IMA_H and IMA_{DAP}) and the coverage index adjusted to the soil (SAVI). Through the application of the PSI, 17 species were selected as key-species essential for restoration of areas degraded by bauxite mining. *Solanum crinitum*, *Cecropia distachya*, *Senegalia polyphylla*, and *Qualea grandiflora* were the most important species, according to the IVI for PL, RN, NC, and the reference forest, respectively. The IMA_H and IMA_{DAP} of PL were higher than the other treatments. PL also showed greater vegetation cover (51.55%), followed NC (44.12%) and RN (43.92%). Thus, through the ecological knowledge of the selected key-species, the evaluated areas under restoration present positive evolution, indicating a gradual return of the structural characteristics of the vegetation.

Keywords: Key species; Reference forest, Restoration trajectory: Mining; Forest cover; Natural regeneration; Traditional planting; Nucleation.

1. CONTEXTUALIZAÇÃO

1.1. Mineração na Amazônia.

A importância das substâncias metálicas na indústria mineral brasileira remonta os tempos do Brasil Colônia. Tal produção aumentou conforme à ocupação do território e o conhecimento geológico. Um demonstrativo disso são as novas descobertas de depósitos minerais metálicos foram feitas, e substâncias como o manganês, alumínio e o ferro passaram a ter maior importância. Tais descobertas tiveram impacto relevante na economia nacional e foram fundamentais para fomentar o processo de industrialização brasileiro (ANM, 2018).

Atualmente, segundo a Agência Nacional de Mineração-ANM (2018) existem títulos ativos de pesquisa e lavra cadastrados na agência para 37 substâncias metálicas. Em 2018, as substâncias da classe dos metálicos responderam por cerca de 80% do valor total da produção mineral brasileira, dentre essas substâncias, 11 destacam-se por corresponderem a 99,7% do valor da produção da referida classe, quais sejam: alumínio, cobre, cromo, estanho, ferro, manganês, nióbio, níquel, ouro, vanádio e zinco. O valor da produção dessas onze substâncias totalizou 103 bilhões de reais, com destaque para a expressiva participação do ferro nesse montante, cuja produção é concentrada, principalmente, nos estados de Minas Gerais e Pará.

No contexto Amazônico, destaca-se o Estado do Pará, o qual possui como principais minerais explorados o ferro, alumínio, cobre, manganês, estanho e ouro, que segundo a SIMINERAL (2020), gera 266 mil empregos diretos e indiretos na cadeia produtiva local e responde por 20% do PIB paraense. Apesar da geração de emprego, renda, crescimento econômico e social nas cidades onde estão inseridos os projetos de exploração mineral, quando se volta para a questão ambiental, percebe-se que parte da floresta amazônica é perdida para realizar a exploração dos minerais.

Entretanto, no Brasil, existem leis que condicionam à exploração minerária a recuperação das áreas onde foram retirados os minerais de interesse. A Constituição Federal de 1988 estabelece no 2º parágrafo do artigo 225 que as empresas responsáveis pela exploração dos recursos minerais devem recuperar os ecossistemas degradados pela atividade (BRASIL, 1988). Em 1989 foi sancionado o decreto nº 97.632 que criou o Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD) para mineração, e tornou, dessa maneira, obrigação a apresentação previa do Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) (BRASIL, 1989).

Por isso, se faz necessários estudos para que a implantação de projetos de restauração ambiental tenha sucesso, a fim de que as áreas degradadas pela mineração sejam recuperadas de forma eficaz no sentido ambiental, econômico e social para que essa área tenham uso futuro.

1.2. Restauração florestal em ambientes degradados pela mineração.

A restauração florestal envolve a reconstrução gradual da floresta, resgatando sua biodiversidade, função ecológica e sustentabilidade ao longo do tempo. O processo se dá pelo uso de diferentes espécies, incluindo outras formas de vida vegetais além de árvores como arbustos, ervas e cipós, bem como espécies animais, as quais desempenham diferentes funções, de forma isolada ou em conjunto (RODRIGUES et. al., 2007).

Todos os ecossistemas florestais, atualmente, possuem um histórico processo de alteração de suas áreas originais decorrente de diferentes ações antrópicas. Esse processo ocasiona a perda da cobertura vegetal e acarreta grande fragmentação de habitats e consequente impactos na biodiversidade, além de potenciais perdas de processos biológicos e serviços ecossistêmicos. Em contrapartida, como forma de reverter esse cenário, a restauração florestal é um processo dinâmico que compensa com o tempo essas perdas. Representada por um conjunto de modelos e técnicas, a restauração florestal que se aprimorou ao longo dos últimos anos e "visa restaurar funções dos ecossistemas e recuperar a maioria componentes da biodiversidade original" (CHAZDON, 2008).

A atividade de mineração modifica a paisagem local, normalmente ela não apresenta impactos em grandes áreas, afetando, em sua maioria, apenas a área de influência do empreendimento (LIMA, 2010). Porém, esta atividade remove 100% da vegetação no local de interesse e modifica totalmente o solo, pois seus horizontes são totalmente misturados, e essas alterações resultam em processos erosivos, com a possibilidade de carreamento de sedimentos para rios do entorno, diminuição considerável de biodiversidade e fragmentação de habitats. Por isso, o uso de técnicas de recuperação de áreas degradadas é fundamental para a restauração da vegetação a fim de proporcionar condições para a recuperação do ecossistema.

As técnicas mais usadas na Amazônia para restauração dos ambientes degradados são: A condução da regeneração natural, que é um importante método para restaurar áreas florestais, devido ao custo reduzido e ao ganho em diversidade vegetal, pois permite que espécies diferentes sejam incorporadas a área, aumentando a diversidade

florística e genética das formações vegetais em restauração (MARTINS, 2010). O plantio tradicional que é o método mais utilizado na recuperação de áreas degradadas, por causa do rápido recobrimento do solo pelas plantas, sem depender inicialmente de dispersores e de fontes de sementes (VALERI; SENÔ, 2004); Outra técnica é a nucleação que visa formar microhabitats em núcleos propícios para a abertura de uma série de “eventualidades” para a regeneração natural, como a chegada de espécies vegetais de todas as formas de vida e formação de uma rede de interações entre os organismos. O objetivo inicial da nucleação é promover “gatilhos ecológicos” (BECHARA, 2006), aumentando a probabilidade de formação de uma diversidade de rotas alternativas sucessionais (FIEDLER et al., 1997), as quais poderão convergir para múltiplos pontos de equilíbrio no espaço e no tempo. A técnica de nucleação que é a transposição de galharias e solo, onde após a supressão da vegetação, o resíduo florestal (galhos, tocos e raízes) é enleirado, e posteriormente transportado a áreas previamente niveladas, disposto em montes de galharias, alternando com os montes de topsoil, formando um layout de “jogo de xadrez”, compondo a técnica nucleadora inicial. Esta ação atende, principalmente, à formação de abrigos artificiais para a fauna, mas também promove a atuação de decompositores e possui grande potencial de recuperação de solos após a formação de húmus (REIS et al., 2003).

1.3. Espécies chave para restauração florestal.

A restauração florestal possui alguns conceitos de diferentes autores. Rodrigues et al. (2009), por exemplo, afirmam que restauração florestal é o retorno de uma condição perturbada ou totalmente alterada a um estado anterior existente naturalmente. Por outro lado, Moscatelli et al. (1993) afirmaram que a restauração refere-se ao retorno a um estado preexistente sem, necessariamente, que o sistema retorne às suas características originais. Segundo Viana (1990), a restauração refere-se ao conjunto de tratamentos que visam recuperar a forma original o ecossistema, ou seja, a sua estrutura, dinâmica e interações biológicas.

Segundo Salomão (2013) a revegetação é parte essencial no processo de restauração de áreas degradadas, implicando na seleção de espécies adequadas ao plantio para acelerar os processos de recomposição florística da paisagem antropizada. Entretanto, para se alcançar a restauração de uma floresta é necessário que as espécies, pelo menos as principais, que ali habitavam antes de serem retiradas, estejam presentes

na área a ser restaurada. Essas espécies são chamadas de espécies chave. As espécies chave, que são aquelas que controlam a estrutura da comunidade devido à sua abundância, distribuição espacial, biomassa, porte ou cobertura e que influenciam a ocorrência das demais espécies associadas, são de fundamental importância para o sucesso da restauração florestal em áreas degradadas (Salomão, 2013).

Para determinar uma lista contendo as espécies chave para restauração de uma floresta, no caso da mineração, deve-se usar como referência o inventário florestal realizado para solicitação de licença de extração do minério, e a partir dele verificar ecologicamente, economicamente e socialmente, quais espécies devem fazer parte dessa lista considerando esses três itens. Com isso, pode-se dar condições para que a floresta retorne o mais próximo possível do que era antes da exploração e retomar no futuro seu valor ecológico, econômico e social.

1.4. Indicadores estruturais e de composição em área degradada pela mineração

A restauração ecológica é definida pela Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group - SER (2004) como uma atividade deliberada, que inicia ou acelera a recuperação de um ecossistema com respeito à sua saúde, integridade e sustentabilidade, que requer restauração por ter sido degradado, danificado, transformado ou totalmente destruído como resultado direto ou indireto das atividades humanas.

Estudos apontam que aproximadamente 33% dos solos do mundo estão degradados ou em processo de degradação, o que é atribuído a fatores como desmatamento, erosão, compactação e perda de matéria orgânica (FAO, 2015). No processo de recuperação devem ser consideradas as alterações ocorridas no ambiente original e nas áreas de entorno, para assim avaliar os agentes e fatores responsáveis pela degradação de uma determinada área (Martins, 2010). Portanto, a compreensão do histórico da área é fundamental para sugerir um ponto de partida para o diagnóstico do ambiente, tornando mais simples a escolha de quais técnicas de intervenção serão usadas para que a recuperação ambiental esteja de acordo com o plano de uso futuro do solo.

O entendimento de restauração pode ser compreendido por duas vertentes: a que condiciona a retomada completa das funções ecológicas estabelecidas originalmente num determinado ecossistema, que apresenta grau elevado de dificuldade de sucesso para realização prática da tarefa, visto que sistemas ambientais, principalmente o amazônico,

possuem alto nível de complexidade em sua composição; a outra vertente estabelece como premissa a impossibilidade de retorno da área ao estado original, portanto a restauração deve buscar a estabilização das condições ecológicas para que haja a promoção da sucessão natural no ambiente, que possibilite maior flexibilização de utilização da área, juntamente com a execução de outros projetos (Martins, 2010).

A restauração florestal necessita de indicadores que demonstrem se uma determinada área em processo de restauração atingirá ou não a sua sustentabilidade ('resiliência'). Indicadores são variáveis perfeitamente identificáveis, fáceis de medir, de fácil compreensão e que bem representem a condição do ambiente ou as tendências de mudança nessa condição no tempo (Dale e Beyeler, 2001).

A condução de estudos que avaliem a trajetória ecológica de áreas degradadas pela mineração, por meio da análise de parâmetros de estrutura e composição florestal, é um meio que mostra a viabilidade estrutural da vegetação, além de indicar se os métodos empregados são efetivos e necessários para os objetivos que são propostos pelos projetos de restauração. Além do mais, o estudo da trajetória ecológica da recuperação de uma determinada área pode sugerir que tipo de ecossistema ela pode vir a formar. É comum em projetos de restauração florestal intenções de retornar áreas degradadas a um estado ecológico similar ao que existia antes da degradação, perturbação ou destruição do ecossistema (Hobbs, 2009).

Recentemente, o governo brasileiro, na conferência do clima da Organização das Nações Unidas (ONU) em Paris (COP-21), assumiu uma meta de restauração e reflorestamento de 12 milhões de hectares (ha) até 2030 na Amazônia e Mata Atlântica como adesão aos acordos globais realizados com intuito de reduzir os efeitos das mudanças climáticas (Brasil, 2015).

1.5. Avaliação da cobertura vegetal por meio do índice de vegetação.

Nas últimas décadas, as tecnologias de sensoriamento remoto avançaram significativamente, e hoje essas informações possuem considerável confiabilidade e ampla disponibilidade. Existe uma grande variedade de dados obtidos remotamente que podem ser úteis para o estudo da vegetação, e várias pesquisas têm sido desenvolvidas na área mostrando bons resultados nesse sentido (TAN, 2008).

De acordo com Ponzoni (2001), a aparência da cobertura vegetal em determinado produto de Sensoriamento Remoto é fruto de um processo complexo que envolve muitos

parâmetros e fatores ambientais. O que é efetivamente medido por um sensor remotamente situado, oriundo de determinada vegetação (alvo), não pode ser explicado somente pelas características intrínsecas dessa vegetação; inclui também a interferência de vários outros parâmetros e fatores tais como: a fonte de radiação, o espalhamento atmosférico, as características tanto das folhas quanto do dossel, os teores de umidade do solo, a interferência da reflectância do solo, sombra, entre outros.

Segundo Goswani et al (2015) os índices de vegetação são uma forma simples de utilizar a informação contida em várias bandas de imagens de satélite de forma conjunta. Estudos mostram que a utilização de índices de vegetação pode ter várias aplicações, tais como estimativas de biomassa vegetal.

A utilização de índices de vegetação como o Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI), Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (SAVI) e Índice de Área Foliar (IAF) facilita a obtenção e modelagem de parâmetros biofísicos das plantas, como a área foliar, biomassa e porcentagem de cobertura do solo, com destaque para a região do espectro eletromagnético do infravermelho, que pode fornecer importantes informações sobre a evapotranspiração das plantas (Jensen, 2009).

Diante disso, o objetivo deste trabalho foi avaliar a vegetação de uma área em processo de restauração, por meio de indicadores estruturais e de composição em área degradada por mineração de bauxita na Amazônia Oriental submetida a três diferentes métodos de restauração: a) plantio de mudas de espécies arbóreas, b) regeneração natural e c) nucleação.

Nesse contexto a utilização de índices de vegetação podem ser um importante ferramenta na avaliação de projetos de restauração, pois indica as áreas com necessidade e intervenção silvicultural, auxiliando a tomada de decisão para a efetiva restauração do ambiente degradado.

2. APRESENTAÇÃO DA TESE

A restauração de áreas degradadas por mineração na Amazônia é desafiante desde que a exploração minerária começou. No estado do Pará, as grandes empresas trabalham nos processos de recuperação com apoio técnico-científico de universidades e instituições de pesquisa. Esse apoio está trazendo melhorias, tanto ambientais quanto econômicas e sociais. A restauração auxilia a recuperação do ambiente, diminuí gastos com intervenções nas áreas, gera pesquisa e qualificação para alunos e professores das instituições.

Com o passar do tempo, as empresas foram se voltando para a restauração adequada de suas áreas degradadas, umas por vontade própria e outras por pressões de órgãos ambientais, mas o importante é que esse processo evolutivo vem acontecendo e por isso a importância do desenvolvimento de estudos voltados para esse tema.

A demanda por profissionais capacitados e que consigam desenvolver projetos de restauração de acordo com as especificidades de cada região, tem aumentado, porém a maioria deles está no meio acadêmico e/ou de pesquisa. Essa é a questão que faz as grandes empresas procurarem as universidades e instituições de pesquisa que os auxiliem nos projetos de restauração florestal. Todavia, como forma de auxílio, as empresas e profissionais que trabalham com o tema exposto, esta tese visa colaborar com estudos sobre restauração de ambientes degradados pela mineração, com três capítulos que tratam:

Capítulo 1: Seleção de espécies chave para a restauração florestal de áreas degradadas por mineração de bauxita na Amazônia oriental. O capítulo trata da seleção de espécies chave baseados em inventários florestais da região, onde as espécies selecionadas são avaliadas ecologicamente.

Capítulo 2: Trajetória da restauração florestal sob diferentes métodos após a mineração de bauxita na Amazônia Oriental. O capítulo trata da avaliação das técnicas de condução da regeneração natural, plantio tradicional e nucleação comparando-as por meio de indicadores estruturais e de composição a uma floresta de referência da região.

Capítulo 3: Avaliação da cobertura vegetal por meio do índice de vegetação ajustado ao solo (SAVI) para três técnicas aplicadas para restauração florestal em uma área de mineração de bauxita na Amazônia oriental.

3. HIPÓTESES

3.1. Capítulo 1

Questão: É possível definir as espécies chave para a restauração florestal a partir de inventários pré-supressão em áreas de mineração de bauxita na Amazônia oriental?

Hipótese: Por meio de inventários realizados antes da supressão florestal obtemos informações das espécies florestais que ocorriam com mais frequência na área de estudo.

3.2. Capítulo 2

Questão: A restauração florestal, entendida como sendo uma trajetória sucessional pela qual um ecossistema desenvolve-se ao longo do tempo, está progredindo rumo a um estado de equilíbrio?

Hipótese: A trajetória da sucessão florestal de uma área restaurada se aproxima de uma área que está em uma trajetória natural de sucessão florestal.

3.3. Capítulo 3

Questão: O uso de índices de vegetação obtidos por meio de satélites impacta positivamente na avaliação da cobertura do solo de áreas em restauração florestal?

Hipótese: Índices de vegetação auxiliam no entendimento dos processos sucessionais e podem auxiliar nas intervenções para melhorar a qualidade das áreas em restauração.

4. OBJETIVO

4.1. Objetivo Geral

Avaliar a restauração florestal de áreas degradadas por mineração de bauxita na Amazônia oriental, as espécies chave, as diferentes respostas de trajetória sucessional e a cobertura do solo.

4.2. Objetivos específicos

- Definir as espécies chave para restauração florestal nas áreas em recuperação pós-mineração de bauxita na Amazônia oriental.
- Comparar a trajetória da restauração florestal em relação ao método de plantio, regeneração natural e nucleação.
- Avaliar a cobertura vegetal por meio do índice de vegetação SAVI em áreas de restauração pós mineração de bauxita.

5. REFERENCIA BIBLIOGRÁFICA

ANM - Agência Nacional de Mineração. Anuário Mineral Brasileiro: Principais Substâncias Metálicas / Coord. Técnica de Marina Dalla Costa et al.; – Brasília: ANM, 2020. 35 p.: il. Ano Base 2018 1. Economia mineral. 2. Estatística Mineral. 3. Mineralogia 4. Produção Mineral. I. Agência Nacional de Mineração. II. Título. III. Série. CDD 338.2098161

Aronson, J.; Durigan, G.; Brancalion, P. H. S. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. IF Série Registros, São Paulo, v. 44, p. 1-48, 2011.

Bechara, F.C. 2006. Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga. Tese de Doutorado, Curso de Pós-Graduação em Recursos Florestais, ESALQ-USP, Piracicaba.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia (MME). Plano Nacional da Mineração. Brasil: Brasília (DF), 2011.

Chazdon, R.L. Beyond deforestation: restoring forests and ecosystem services on degraded lands. *Science*, v.320, p.1458-1460, 2008.

Dale, V.H.; Beyeler, S.C. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators*, v. 1, p. 3-10, 2001.

Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO). 2015. Status of the World's Soil Resources. Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-i5199e.pdf>. Acesso em: 11 ago. 2017.

- Fiedler, Peggy & White, Peter & Leidy, Robert. (1997). The Paradigm Shift in Ecology and Its Implications for Conservation. 10.1007/978-1-4615-6003-6_9.
- Goswami, S. et al. Relationships of NDVI, Biomass, and Leaf Area Index (LAI) for six key plant species in Barrow, Alaska. PeerJ PrePrints, 2015. Disponível em: <https://peerj.com/preprints/913/>
- Hobbs, R.J.; Higgs, E.; Harris, J.A. Novel ecosystems: implications for conservation & restoration. Trends in Ecology & Evolution, Amsterdam, v. 24, n. 11, p 599-605, Nov. 2009.
- Jensen, J. R. (1949) Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres / tradução José Carlos Neves Epiphany et al. São José dos Campos. SP. 2009
- Lima, J.S.S.; Oliveira, R.B.; Rocha, W.; Oliveira, P.C. & Quartezi, W.Z. 2010. Análise espacial de atributos químicos do solo e da produção da cultura da Pimenta-do-Reino (*Piper nigrum* L.). Idesia, 28:31-39.
- Martins, S. V. Recuperação de áreas degradadas: Ações em áreas de preservação permanente, voçoroca, taludes rodoviários e de mineração. 2ª Ed. Viçosa: Aprenda Fácil, 2010. 270p.
- Moscattelli, M. et al. Legalidade teórica e realidade prática na defesa de manguezais: estudo de caso em Angra dos Reis, Rio de Janeiro. In: Simpósio de Ecossistemas da Costa Brasileira: Subsídios A Um Gerenciamento Ambiental, 3., São Paulo, 1993. Anais... São Paulo: 1993. p.93-8.
- Ponzoni, F. J. Comportamento Espectral da Vegetação. In: MENESES, P. R., NETTO, J. S. M. (org) Sensoriamento remoto, reflectância dos alvos naturais. Brasília – DF: Editora Universidade de Brasília - UNB, Embrapa Cerrados, p 157-199, 2001.
- Reis, R.E., Lucena, Z.M.S., Lucena, C.A.S. & Malabarba, L.R. 2003b. Peixes. In Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul (C.S. Fontan.
- Rodrigues, R. R. et al. Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009, p.256.
- Rodrigues, R. R.; Gandolfi, S.; Nave, A.G.; Attanasio, C.M. Atividades de adequação e restauração florestal do LERF/ESALQ/USP. Pesq. Flor. bras., Colombo, n.55, p. 7-21, jul./ dez. 2007.

- Salomão, R. P. Santana, A. C. Brienza S. J. Seleção De Espécies da Floresta Ombrófila Densa e Indicação da Densidade de Plantio na Restauração Florestal de Áreas Degradadas Na Amazônia. *Ciência Florestal*, Santa Maria, v. 23, n. 1, p. 139-151, jan.-mar., 2013. ISSN 0103-9954
- SER. Society for Ecological Restoration. Princípios da SER International sobre a restauração ecológica, 2004. SER and Tucson: Society for Ecological Restoration International. Disponível em: Acesso em: 4 de Dezembro de 2019.
- SIMINERAL- Sindicato das Empresas Minerárias Do Estado Do Pará, Visto em: <https://simineral.org.br/mineracao/mineracao-para#:~:text=Em%20n%C3%BAmeros%2C%20gera%20266%20mil,por%2020%25%20do%20PIB%20paraense>. Acesso em 31 de Dezembro de 2020.
- Valeri, S.V.E; Senô, K.C.A; 2004. Manejo e recuperação Florestal. Legislação, uso da água e sistema agroflorestais. Funep, Jaboticabal – SP.
- Viana, V. M. Biologia e manejo de fragmentos de florestas naturais. In: CONGRESSO FLORESTAL BRASILEIRO, 6., 1990, Campos do Jordão. Anais ... Campos do Jordão, 1990. p.219-221
- Tan, S. Y. Satellite biomodelling: use of remote sensing for predicting plant biodiversity. INTERNATIONAL CONFERENCE - Studying, Modeling and Sense Making of Planet Earth. Anais... p.8, 2008. Disponível em: <http://www.aegean.gr/geography/earth-conference2008/papers/papers/B02ID164.pdf>

Key species selection for forest restoration after bauxite mining in the Eastern Amazon

ABSTRACT

Bauxite mining has caused serious damage on local ecosystems and landscapes in the Eastern Amazon, Brazil. Considering these issues, the objectives of this study were to determine key species and their ecological characteristics that can contribute to forest restoration after bauxite mining. Key species are those with high frequency and abundance in different stages of vegetation succession. Data were obtained from forest inventories before forest slash down to extract bauxite and later subjected to factor analysis. The Phytosociological and Socioeconomic Index (PSI) was calculated with the following variables: abundance, frequency, dominance, live aerial biomass, commercial value of wood, and non-timber forest products of each species. The data comprised 24,600 individuals distributed in 462 species, 224 genera, and 62 families. Seventeen species, selected by PSI, were the most representative to restore areas after bauxite mining in the Eastern Amazon. The families with the highest richness were *Lecytidaceae*, *Sapotaceae*, and *Fabaceae*, representing 64.70% of the key species. Regarding abundance, the families *Lecytidaceae*, *Urticaceae*, and *Fabaceae* accounted for more than 75% of the individuals belonging to the key species. The 17 selected species belonged to the following ecological groups: late secondary (10), climax (5), initial secondary (1), and pioneer (1). The ecological knowledge of the selected species is important to plan and establish forest restoration projects, since ecological processes and functions can evolve in a more rapid and effective way.

Keywords: PSI index, species evaluation, mined areas, forest ecology, forest structure, ecological groups

1. Introduction

Mining has a fundamental importance for the Brazilian economy (IBRAM, 2018), where Pará state, in the Eastern Amazon, responds for more than 90% of the national production of bauxite (DNPM, 2016). Although the great economic importance, mining normally causes severe environmental impacts over natural ecosystems due to the methods used to extract ores. These methods involve the removal of the original vegetation cover and the soil's superficial and subsurface layers (World Aluminum, 2018). Because of mining environmental aftermaths, several legal regulations have been established in Brazil. These regulations have the objective to promote restoration of damaged or destroyed ecosystems by mining companies (Durigan et al., 2010).

In forest restoration, it is essential to recover the vertical forest structure, as well as the most important and abundant plant families and genera present in the original forest prior to mining (Salomão, 2015). Community ecology theories have particular relevance in forest restoration, since they describe the processes underlying the species assemblages, diversity maintenance, and functioning of plant communities. Among these aspects of community ecology, biodiversity comes as an essential aspect of forest restoration. Hence, restoration efforts have been increasingly focused on communities, in terms of species composition and ecological functions of degraded areas in order to attain more biodiversity benefits (Cardinale et al., 2011). In this sense, the main objective of forest restoration is to create sustainable communities representing the composition and diversity of native forests in which the degraded areas belonged to (Jefferson, 2004; Courtney et al., 2009). The success of forest restoration after mining depends on several conditions and ecosystem attributes, including key species. In community ecology, key species or keystone species are defined in the context of trophic chains (Souza et al., 2018). In ecosystems restoration, key species are those with high frequency and abundance in different stages of vegetation succession (Evans, 1992). They are species with strong associations with native fauna, attracting seed dispersers such as frugivorous bats and birds. Moreover, key species also have high potential to work as the plants that facilitate ecosystem regeneration processes (Campos and Sartorelli, 2015). The potential to facilitate ecosystem regeneration transform key species in an essential component during restoration of complex ecosystem as tropical forests.

Ecological knowledge about the species that compose forest communities in undisturbed areas, including the key species selection, is of paramount importance for forest restoration projects. Each of these species has a unique interaction in soil-plant-

environment relations, functioning as key drivers for the recovery of ecological interactions. This study therefore aimed to determine the key species and point out their ecological characteristics to support forest restoration projects over areas degraded by bauxite mining in the Eastern Amazon. To attain these objectives, a factor analysis of six relativized quantitative variables was applied in a large dataset of 24,600 individuals in 1,906 ha of native tropical forests before bauxite mining.

2. Material and methods

2.1. Study Area

This study was carried out in a bauxite mining site in Paragominas municipality, Northeastern Pará state (3° 15' 38" S and 47° 43' 28" W), Eastern Amazon, Brazil, with an average altitude of 89 m. The mine is located among the highways PA-125, PA-256, PA-140, PA-263, PA-108, and BR-010. The climate is Aw, according to the Köppen classification, and presents annual averages of precipitation, relative humidity, and temperature of 1,743 mm, 81%, and 26.3 °C, respectively. In terms of rainfall, the period from July to November is the driest. From data of the 1989-2018 period, the rainiest month is March (357.1 mm in average) and the driest month is September (19.0 mm in average) (Weather Spark, 2020). See more details about climate features of the study area in the Supplementary Material. The dominant original vegetation as well as the surrounding vegetation is classified as Submontane Dense Ombrophilous Forest. The primary soils have a clayey dystrophic texture with 700 g kg⁻¹ clay according to the classification of Santos et al. (2013).

2.2. Variables and methods of analysis

In Fig. 1 a flowchart shows every methodological step since forest inventories towards the key species selection. Data were compiled from forest inventories carried out before forest suppression from 2015 to 2019 in areas that summed up 1,906 ha. All individuals of tree species ≥ 10 cm in DBH were included in the analyses. The phytosociological and socioeconomic index (PSI), proposed by Salomão et al. (2013) was applied in the inventories' data. This index measures the phytosociological and socioeconomic importance of each species and involves abundance, frequency, dominance (Curtis and McIntosh, 1951), live aerial biomass, commercial value of wood, and non-timber forest products (NTFPs).

A factor analysis of six relativized quantitative variables to minimize randomization and eliminate possible variance of the sample's values was applied. Such analysis is composed by the following variables: Relative basal area, relative frequency, relative dominance, live aerial biomass, and commercial volume. Live aerial biomass was calculated by the allometric equation as a function of DBH proposed by Brown et al., (1989). Commercial volume and the presence of NTFPs were defined according to the Normative Instruction 02/2010 of the Pará state Forestry Development Institute (IDEFLOR). Thus, the evaluation of the species' NTFPs included information from herbariums (to validate scientific names), internet databases, and specialized literature. Eleven uses for NTFPs were identified, as follows: food for humans, food for wildlife, medicinal species, ornamental species, dye production, aromatic essence production, fiber production, latex production, essential oil production, resin production, and poisonous substances production. These data were used to calculate PSI and the dummy variable (Salomão et al., 2013) in order to determine the key species (Fig. 1).

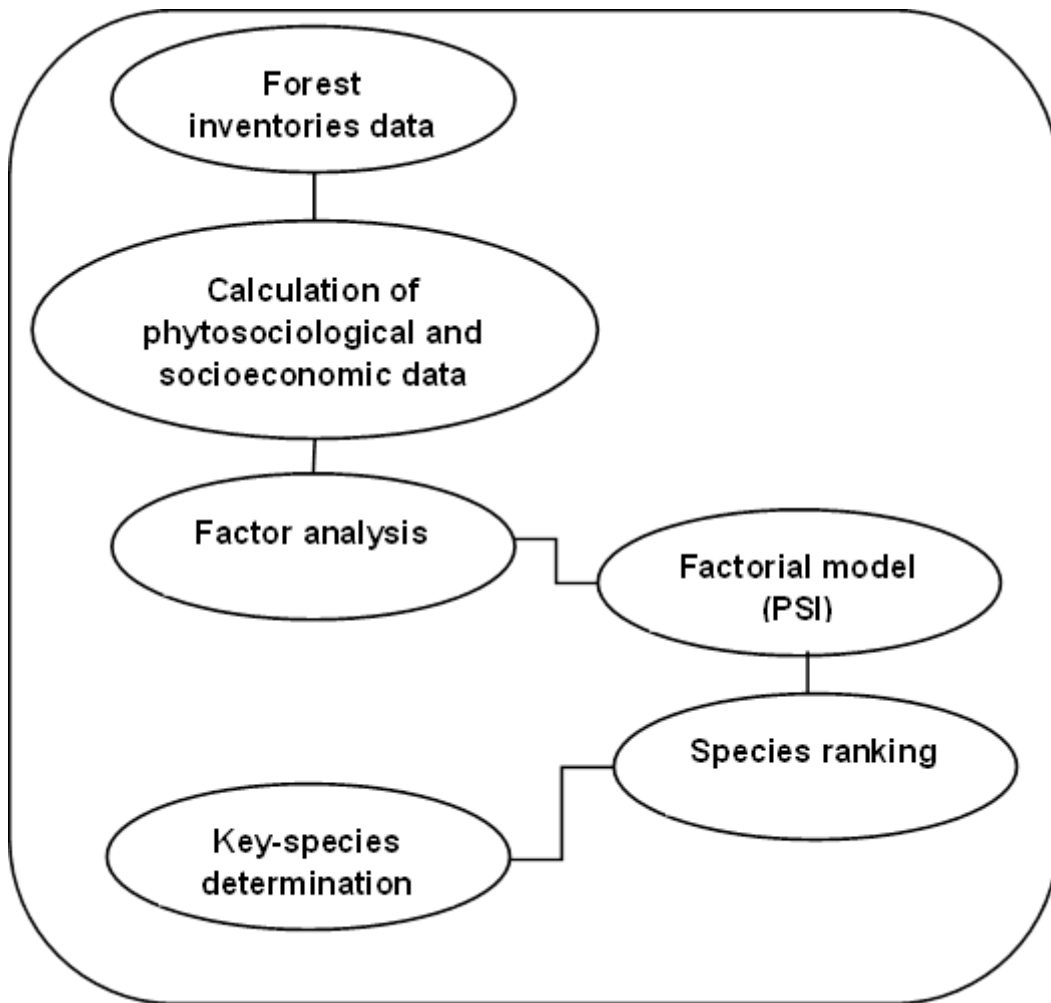


Fig 1. Flowchart with every methodological step since forest inventories towards the key species selection for restoration after bauxite mining in the Eastern Amazon, Brazil.

2.3. Factor analysis

The Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) test and the Bartlett's sphericity test were applied to verify if the dataset fit the factor analysis premises (Bartlett, 1954; Hair et al., 2009; Revelle, 2020). The KMO test is based on the principle that the inverse of the correlation matrix approaches the diagonal matrix when the variables correlations are compared. The Bartlett's sphericity test assesses the global significance of the correlation matrix, which is the correlation in the identification matrix. The test was also used to construct and check the null hypothesis for each variable of the study (Dillon and Goldstein, 1984; Hair et al., 2009; Santana et al., 2018). PSI started from the factor analysis's adequacy determined by the KMO and Bartlett's tests. The Bartlett's test

evaluated the correlation matrix's overall significance. The initial result was rotated by the Varimax method in order to confirm the results adequacy, concerning the significance of the factor's load estimated, as well as to make easier the results analyses (Dillon and Goldstein, 1984; Hair et al., 2009; Santana et al., 2018). The factors composing PSI were chosen by the latent root technique when it is considered only factors with eigenvalues greater than 1 (Hair et al., 2009).

In factor analysis, the explanatory variables “Xi” ($i = 1, 2, \dots, n$) are both quantitative and qualitative. The qualitative variables included in the factor analysis were used to identify the level of importance of the species' sample. Value 1 indicates a phenomenon of interest, and 0 represents a phenomenon's absence. The analyzed phenomena, whose dummy variable was 1, referred to those species accounting 50% of each variable's total value and occupy the top positions in a decreasing ranking. For example, considering that the total absolute abundance is "x" individuals, the highest value is added to the lowest value until reaching 50% of the total "x". Hence, the species within this limit received 1 in the dummy variable, while the other variables received 0 (Salomão et al., 2013; Salomão, 2015). The general model of factor analysis can be presented in a matrix form (Dillon and Goldstein, 1984):

$$X = af + \varepsilon \tag{1}$$

Where: “X” is the p-dimensional vector transposed from observable variables, “f” is the q-dimensional vector transposed from unobservable variables (common factors), “ε” is the p-dimensional vector transposed from random variables (single factors), and “a” is the matrix (p; q) of the constants to be estimated (factor loads).

The factor load matrix, which measures the correlation between ordinary and observable variables, is determined through the correlation matrix (Dillon and Goldstein, 1984). Likely Santana et al. (2018), the factor scores matrix is estimated after the initial factorial structure's orthogonal rotation. The factorial score, by definition, places each observation in the space of common factors. For each factor “fj”, the extracted factorial score is defined by “Fij”, expressed by a linear combination as described in Dillon and Goldstein (1984):

$$F_{ij} = b_1 x_{i1} + b_2 x_{i2} + \dots + b_p x_{ip} \tag{2}$$

Where: “b” is the estimated regression coefficients for the common factor scores, “x_{ij}” are the “n” observations of the observable “p” variables, standardized by the z-score to present distribution with mean 0 and deviation 1.

The factorial score “F_i” was standardized to obtain positive values from the original scores ranging from 0 to 1 (FP_i). The mathematical formula is:

$$FP_i = \left(\frac{F_i - F_{min}}{F_{max} - F_{min}} \right) \quad (3)$$

Where: “F_{max}” and “F_{min}” are the maximum and minimum values observed in the factor scores associated with the species' analyzed variables.

The factor analysis results were obtained from the forest inventories data through the software R. Other database analyses were performed by the packages 'dplyr' (Wickham et al., 2018) and 'psych' (Revelle, 2020). Graphs were made using the packages 'ggplot2' (Wickham, 2016) and 'gridExtra' (Auguie, 2017). The species scientific names followed the Taxonomic Name Resolution (TNR, 2020) and Flora do Brasil (2019), both based on the APG IV.

2.4. Phytosociological and socioeconomic index factorial model

The index PSI is defined as a linear combination of factor scores and the ratio of variance explained by each factor with the variance explained by common factors with the dummy variable (Salomão et al., 2013; Santana et al., 2018):

$$\sum_{j=1}^q \left(\frac{\lambda_j}{\sum_j \lambda_j} FP_{ij} \right) \quad (4)$$

Where: “λ_j” is the variance explained by each factor; “∑ jλ_j” is the total of variance explained by the set of extracted common factors, and “FP” is the standardized factor score.

2.5. Classification categories

Once selected the key species by PSI, they were classified in three categories of PSI ecological-economic priority, according to Salomão (2015): high (1), intermediate (2), and low (3). It was also used three ecological-economic predominance ranges to calculate PSI. The ranges were obtained by the difference between highest and lowest value calculated for each index and divided by three, resulting in the range of the classes' ranking for ecological-economic predominance. As a result, highly predominant species were those with indexes in the range between the highest index value subtracted from the average rank range. In the intermediate ecological predominance class, we considered the species in which indexes were in the minimum index value, so the ranking range plus and the maximum index value minus the average ranking range. Species with low ecological predominance had a range between the lowest value added to the rank range (Salomão, 2015). Key species were those in the high and intermediate predominance classes (Salomão et al., 2013).

2.6. Ecological analysis of key species

Individuals selected after the analyses were set in ecological groups, dispersal syndromes, pollination syndromes, growth, and shade-tolerance. Regarding the ecological groups, the species were classified according to Gandolfi et al. (1995) in: pioneers; late secondary; climax; and undetermined. The dispersal syndromes classification followed Pijl (1982) in: zoochory (dispersal by animals); anemochory (dispersal by wind); autochory (dispersal by the plant itself); barochory (dispersal by gravity); and hydrochory (dispersal by watercourses). The species were classified in pollination syndromes through the system of Faegri and Pijl (1979) in: singing-beetles, myophily (pollination by flies); melithophily (pollination by bees); psychophily (pollination by butterflies); entomophily (pollination by different insect orders); phallenophily (pollination by moths); ornithophily (pollination by birds), chiropterophily (pollination by bats); and anemophily (pollination by wind). In terms of growth, species were divided as having very slow, slow, fast, and very fast growth, while in shade-tolerance they were classified in shade-tolerant and shade-intolerant species.

3. Results

3.1. Factor analysis

Forest inventories resulted in 24,600 individuals distributed in 462 species, 224 genera, and 62 families. The Kaiser-Meyer-Olkin (KMO) test resulted in 0.787, indicating that the variables were correlated, and the factorial model presented an excellent level of adequacy to the data, since this score may vary between zero and one. The Bartlett's test presented a value of 8.985, indicating that correlations were significant (p -value $< 1\%$). These results support the use of factor analysis for factor extraction and the factor scores estimation.

The initial solution was rotated by the Varimax method (Table 1) to confirm the results' adequacy on the significance of the estimated factor loadings to obtain the three predetermined factors. It was applied the latent root criterion and extracted the three factors that, together, explained 80.2% of the data horizon's total variance. Factors 1, 2, and 3 explained 37.8%, 26.0%, and 16.4%, respectively, of the total variance. The commonality, which represents the degree of each variable's variance, was greater than 0.64, indicating that the three common factors explained at least 64% of the variance of each variable. This means that the single variance is reduced, and the model is adequate to express the studied phenomenon through the concentrated dimensions extracted from the model.

Table 1. Matrix of factor loadings (α) rotated after orthogonal rotation by the Varimax method with the components obtained.

Variables	Components			Commonality
	1	2	3	
Relative abundance	0.87	0.28	0.03	0.83
Relative frequency	0.76	0.26	0.34	0.76
Relative basal area	0.75	0.56	0.10	0.89
Relative biomass	0.69	0.62	0.12	0.87
Wood commercial value	0.33	0.84	0.21	0.86
Non-timber forest products	0.03	0.10	0.93	0.88
Relative abundance – dummy variable	0.74	0.32	-0.02	0.64
Relative frequency – dummy variable	0.74	0.08	0.32	0.66
Relative basal area – dummy variable	0.68	0.57	0.02	0.78
Relative biomass – dummy variable	0.66	0.59	0.03	0.78
Wood commercial value – dummy wood	0.22	0.88	0.13	0.84
Non-timber forest products – dummy variable	0.19	0.13	0.89	0.84
Eigen value	3.78	2.60	1.64	8.02
Explained variance (%)	0.38	0.26	0.16	0.80

Factor 1 reflects the species' economic factor, considering that a tree's size is a direct function of trunk diameter and height. Basal area and biomass (functions of diameter) and the commercial value of wood (function of diameter and height) were in the same dimension. This factor accounted for 12.6% of the explained variance. Factor 2 represents the species' ecological factor since it involved abundance (number of individuals per species per unit area) and the frequency that relates the spatial distribution of individuals per species in the sampled area. This dimension accounted for 21.3% of the total explained variance. Factor 3 represents the social factor of the species since it encompassed their uses and utilities in a model with the number of non-timber forest products intrinsic to each species. It accounted for 26.7% of the total variance explained.

3.2. Key species selection

From the 462 species inventoried, 17 were selected as key species, according to the ecological and economic analyses (Table 2). In terms of plant physiognomy, the distribution of individuals in diameter classes of all 462 species inventoried and the 17 key species selected by the phytosociological and socioeconomic index (PSI) were

similar, both with a negative exponential distribution (Fig. 2). The key species appeared in almost all diameter classes, except in the classes 110.0-119.9 cm and 130.0-149.9 cm.

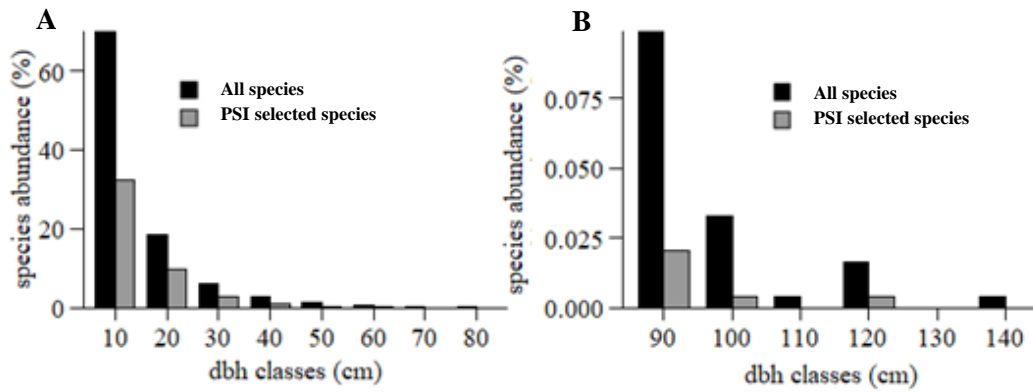


Fig. 2. Distribution per diameter classes from 10.0 cm to 89.9 cm (A) and from 90.0 cm to 149.9 cm of individuals belonging to all 462 inventoried and those belonging to the 17 key species selected by the Phytosociological and Socioeconomic Index (PSI) of forest.

Regarding the 17 selected key species, the richest families were Lecytidaceae (5), Sapotaceae (3), and Fabaceae (3), with 64.70% of the total species selected. The remaining four families presented only one species each (Table 2; Fig. 3). Three families had more than 75% of the individuals belonging to the 17 selected key species: Lecytidaceae (38%), Urticaceae (26%), and Fabaceae (14%) (Fig. 3).

Table 2. List of the 17 key species selected by the Phytosociological and Socioeconomic Index (PSI) from the inventories before bauxite mining in the Eastern Amazon, Brazil, and classified into ecological and socioeconomic categories.

Species	Family	RAB	RFR	RDO	RY	RVCM	NTFPs	PSI	CAT
<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A.Mori	Lecythidaceae	6.41	2.04	8.18	8.47	9.19	3	0.73	1
<i>Cecropia distachya</i> Huber	Urticaceae	9.27	1.34	5.20	4.19	0.0000	2	0.54	2
<i>Eschweilera amazonica</i> R.Knuth	Sapotaceae	0.89	0.92	1.28	1.35	1.36	2	0.42	2
<i>Eschweilera pedicellata</i> (Rich.) S.A.Mori	Boraginaceae	1.74	1.53	1.00	0.85	2.70	2	0.47	2
<i>Lecythis lurida</i> (Miers) S.A.Mori	Sapotaceae	0.50	0.70	0.88	0.97	1.05	3	0.39	2
<i>Lecythis idatimon</i> Aubl.	Lecythidaceae	3.52	1.07	3.67	3.59	3.76	2	0.53	2
<i>Manilkara elata</i> (Ducke) Standl.	Lecythidaceae	1.90	0.90	3.77	4.18	3.96	2	0.52	2
<i>Cordia bicolor</i> A.DC.	Fabaceae	1.45	0.56	1.41	1.37	1.32	4	0.46	2
<i>Inga alba</i> (Sw.)Willd.	Fabaceae	3.36	0.97	2.09	1.76	1.47	1	0.42	2
<i>Inga auristellae</i> Harms	Fabaceae	1.92	0.51	1.00	0.82	0.00	3	0.40	2
<i>Chrysophyllum prieurii</i> A.DC.	Lecythidaceae	2.81	1.09	2.90	2.80	2.99	2	0.50	2
<i>Pouteria sagotiana</i> (Baill.) Eyma	Lecythidaceae	2.50	1.32	2.55	2.54	3.53	3	0.52	2
<i>Micropholis venulosa</i> (Mart. & Eichler ex Miq.) Pierre	Sapotaceae	0.51	1.17	1.30	1.49	5.57	3	0.48	2
<i>Inga umbratica</i> Poepp. & Endl.	Sapotaceae	0.85	0.88	1.10	1.13	1.28	3	0.40	2
<i>Minquartia guianensis</i> Aubl.	Olacaceae	1.54	0.51	1.13	0.98	1.12	2	0.40	2
<i>Ecclinusa ramiflora</i> Mart.	Sapotaceae	0.78	0.81	1.51	1.69	3.53	2	0.40	2
<i>Protium picramnioides</i> Byng & Christenh	Burseraceae	0.63	0.70	1.67	1.94	1.63	2	0.39	2
Total		40.58	17.02	40.64	40.12	44.46		7.97	

Relative abundance (RAB); Relative frequency (RFR); Relative biomass (RY); Relative standing timber commercial value (RVCM); Quantity of non-timber forest products (NTFPs); Phytosociological and Socioeconomic Index (PSI); Category of PSI ecological-economic priority (CAT, classified in high “1”, intermediate “2”, and low “3”).

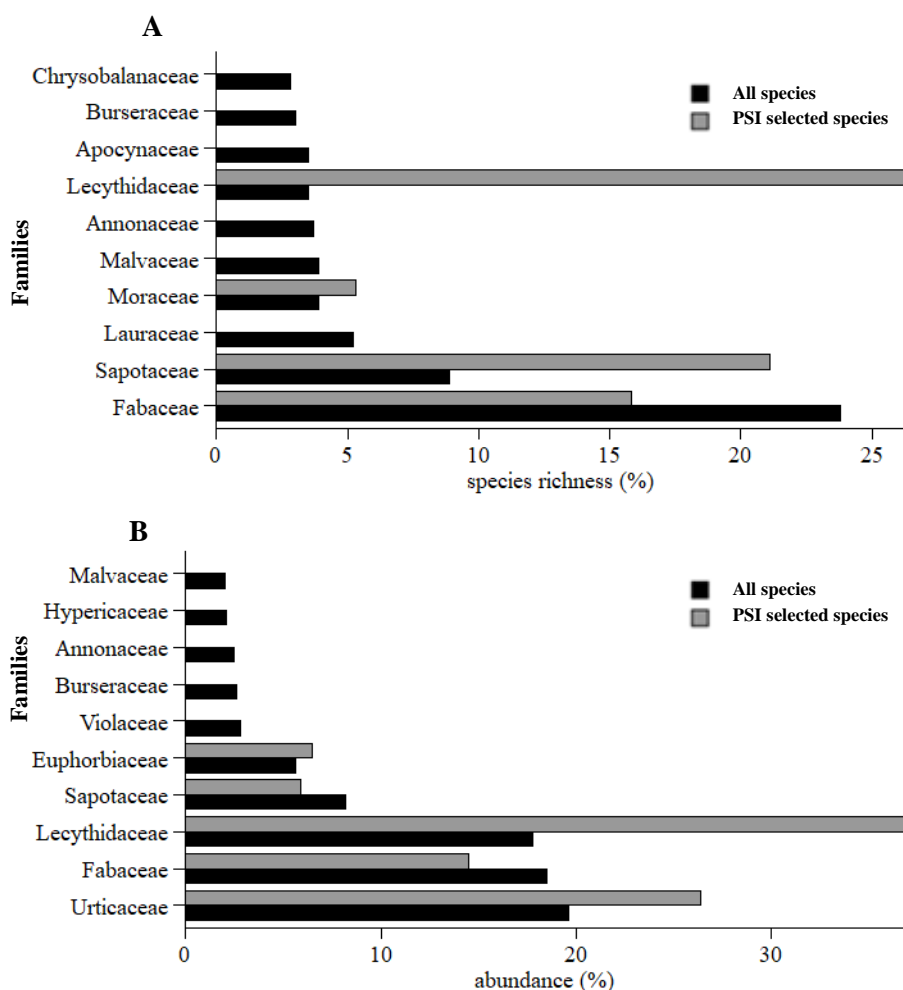


Fig. 3. Species richness (A) and abundance of individuals (B) of the 10 most important families, considering all species inventoried and the 17 key species selected by the Phytosociological and Socioeconomic Index (PSI) of forests before bauxite mining in the Eastern Amazon, Brazil.

Eschweilera coriacea, the most common species, was classified as a high priority species, followed by others with medium priority as *Manilkara ellata*, with high commercial value. According to the values of relative abundance, relative frequency, and relative dominance, the 17 selected species had high frequency in the area, with 40.56%, 17.02%, and 40.64% of the sampled individuals, respectively. The live aerial biomass resulted from the calculation of few trees with large diameters or many trees with smaller diameters. This is a typical distribution pattern in successional tropical forests. The 17 selected key species had 40.13% of the total biomass of sampled individuals.

Ten late secondary, five climax, one initial secondary, and one pioneer were the most representative species in relation to the ecological groups of the 17 key species selected (Table 3). A total of 14 key species presented the dispersal syndrome of

zoochory, while most of the species had the pollination syndrome of entomophily and one remained undetermined (Table 3).

Table 3. Classification in ecological group, dispersal syndrome, pollination syndrome, growth, and shade-tolerance of the 17 key species selected by the Phytosociological and Socioeconomic Index (PSI) of forests before bauxite mining in the Eastern Amazon.

Species	Ecological group	Dispersal syndrome	Pollination syndrome	Growth	Shade-tolerance
<i>Eschweilera coriacea</i>	Climax	Zoochory	Entomophily *	Slow to very slow	STA
<i>Cecropia distachya</i>	Pioneer	Zoochory	Anemophily	Very fast	VSI
<i>Chrysophyllum prieurii</i>	Climax	Zoochory	Entomophily *	Slow to very slow	STA
<i>Cordia bicolor</i>	Late Secondary	Zoochory	Entomophily *	Fast and slow	SIA
<i>Ecclinusa ramiflora</i>	Climax	Autochory	Entomophily *	Slow to very slow	STA
<i>Eschweilera amazonica</i>	Climax	Autochory	Entomophily *	Slow to very slow	STA
<i>Eschweilera pedicellata</i>	Climax	Zoochory	Entomophily *	Slow to very slow	STA
<i>Inga alba</i>	Late Secondary	Anemochory	Entomophily *	Fast and slow	SIA
<i>Inga auristellae</i>	Initial Secondary	Zoochory	Entomophily *	Very fast	VSI
<i>Inga umbratica</i>	Late Secondary	Zoochory	Entomophily *	Fast and slow	SIA
<i>Lecythis idatimon</i>	Late Secondary	Zoochory	Unknown	Fast and slow	SIA
<i>Lecythis lurida</i>	Late Secondary	Zoochory	Entomophily *	Fast and slow	SIA
<i>Manilkara elata</i>	Late Secondary	Zoochory	Entomophily *	Fast and slow	SIA
<i>Micropholis venulosa</i>	Late Secondary	Zoochory	Entomophily *	Fast and slow	SIA
<i>Minquartia guianensis</i>	Late Secondary	Zoochory	Entomophily *	Fast and slow	SIA
<i>Pouteria sagotiana</i>	Late Secondary	Zoochory	Entomophily *	Fast and slow	SIA
<i>Protium picramnioides</i>	Late Secondary	Zoochory	Entomophily *	Fast and slow	SIA

* Classification based on genera: shade-tolerant species only in the adult stage (STA), shade-tolerant species in the young stage and shade-intolerant in the adult stage (SIA), and very shade-intolerant (VSI).

4. Discussion

4.1. Factor analysis

From all variance, 80.1% was explained by the three extracted factors and, consequently, by the phytosociological and socioeconomic index (PSI). Due to the statistical significance of the analysis and the strong adherence to theoretical and practical aspects reflected in the economic, environmental, and social factor dimensions, PSI proved to be an effective indicator for choosing the best potential species for restoration. PSI showed the information contained in the factorial matrix proposed in terms of the three analyzed factors (considered satisfactory), and the variables were closely related to each other. The analysis of the statistical significance and the strong adherence of theoretical and practical aspects reflected in the economic, environmental, and social factors of the species. Thus, PSI becomes an essential indicator for species selection with the most significant potential to reproduce important characteristics of forest restoration processes in degraded areas.

4.2. Key species selection

The 17 species resulting from PSI were similar to results of Salomão et al. (2013) in Dense Ombrophylous Forest, municipality of Oriximiná, Eastern Amazon, Brazil. Their study was also based on phytosociological variables, biomass, commercial volume, and non-timber forest products evaluations. Salomão et al. (2013) found 25, species, through PSI, suitable for forest restoration. Silva et al. (2016) ranked the adequacy of 45 species previously selected, with mortality rate of 22.9%, under a larger sample. It is important to mention that the quantity of selected species is not the most relevant aspect of the analysis. However, the quality of the selection method is fundamental for a succeeded analysis, since the evaluation parameters are complex and consider several factors, including the environmental ones. The environmental aspects are important to be accounted due to the species adaptation to their environments.

In the study area, the diameter distribution of individuals in J-reverse shape represented a typical feature of multi-specific and multi-year primary tropical forests (Schaaf et al., 2006). When the tropical forests present the J-reverse shape distribution model is an indication that populations of the community are stable and self-regenerating, with a dynamic balance between mortality and recruitment of individuals. In the present study, the diameter distribution of individuals was also typical of old-growth tropical forests (J-reverse shape). This distribution follows a negative exponential pattern (Fig. 2)

with high concentration of individuals in the smaller classes and a marked reduction towards larger classes (Pascal and Pelissier, 1996). The diameter distribution of the 462 species recorded in the inventories and the 17 key species selected by PSI followed a very similar distribution (Fig. 2). Such fact confirms the selected key species' adjustment, by the proposed index (PSI), concerning the diameter structure of the original forest.

Most of the selected 17 key species belonged to the ecological groups of secondary and climax species (Table 3). Secondary species usually establish themselves in areas covered by pioneer and initial secondary species, demanding a more shaded environment (Wang and Meng, 2018; Lu et al., 2019), while, climax species thrive in old-grow or mature forests (Maciel et al., 2003). This is an indication of those species for enrichment planting in areas under advanced stages of restoration, highlighting the importance of choosing suitable species (Zahawi and Reid, 2018).

Enrichment planting can bring numerous benefits for forests under restoration such as to increase forest cover and nutrient transfer from lower to upper soil layers (Denich et al. 2005), accelerate forest regeneration (Schwartz et al., 2013), recover species composition, increase density of rare commercial species, and protect endangered species. Enrichment planting can also increase the economic, social, and environmental returns of restoration forests when timber species of high commercial value and attractive plants to wild animals are planted and tended (Schwartz and Lopes, 2015).

The results about growth and shade-tolerance are ecologically related to the species' adaptation to the restoring environments. This information supports planning of restoration projects, including the planting of ecologically adapted species. It also diminishes risks of financial losses caused by high mortality of shade-tolerant and slow-growing species inappropriately planted in the first restoration phase, resulting in the need of seedlings replanting. On the other hand, success of forest restoration increases with the insertion of heliophilous and fast-grow species that will rapidly cover the area, protecting and preparing the ground for the next successional stages. Secondary succession species in restoration projects are essential since they are heliophilous, fast-grow, and have efficient dispersal mechanisms (Maciel et al., 2003). Climax species should come later because they naturally produce yearly high quantities of fruits to attract wild animals (Sambuichi et al., 2009).

Most of the selected key species, in terms of dispersal syndromes, presented zoochory. In zoochory, the success of plant establishment at the seed deposition site depends on relevant environmental factors as rainfall and temperature. Zoochory works

as an evolutionary pressure that drives plants to produce large quantities of seeds (Stefanello et al., 2010). In restoring areas, zoochory, over time, promotes higher flow of animals due to abundant food resources (Rech et al., 2015). When established on developing forests, trees can also catalyze forest recovery by other ways of attracting seed dispersers, they can work as perches and refuges for birds and other animals (Orozco-Zamora and Montagnini, 2007). Among the species selected by PSI, most of them have entomophily as the pollination syndrome. Species with this syndrome are attractive to the fauna and contribute to other species' entrance in the system. Gullan and Cranston (2012) stated that insect pollination has several functions, including maintaining local diversity by exchanging genetic material via pollen loading, a vital factor for biodiversity in forest restoration projects.

4.3. Implications for forest restoration

Ecological engineers can count on PSI as an effective index for key species selection to rehabilitate and restore forest environments. The index brings not only ecological factors, but also social and economic factors in its calculations. Romanelli et al. (2018) and Taddeo and Dronova (2018) point out that information on ecological restoration addressing anthropological and environmental issues is scarce. In this way, it is important to have key species selected by indices like PSI to increase chances of success in restoration projects after mining.

Once inserted in the restoring ecosystem, the species selected by PSI can bring economic and social gains, which was corroborated by the statistical results of our work. The selection of tree species to be used, regardless of the restoration method, is decisive when the objective is to reach a forest as similar as possible to the original one, especially in terms of plant species composition and vertical structure. Only the initial planting, however, does not ensure the expected species richness and structural composition of the restoring ecosystem. The choice of species must be based on research carried out in original forests and in restoring forests. In the long term, several aspects must be accounted for the restoration's success, including those for the genetic variability maintenance (McKay et al., 2005).

The 17 key species selected in this study do not mean that only they need to be planted in restoring ecosystems after bauxite mining in the Eastern Amazon. It means that the 17 key species are important in terms of economic, environmental, and social

valuation of these restoring ecosystems. Other tree species therefore can be planted to increase diversity.

5. Conclusions

Economic, social, and environmental values are captured by the Phytosociological and Socioeconomic Index (PSI), such as observed in the species *Manilkara elata*, *Eschweilera coriacea*, and *Pouteria sagotiana*. The index was able to capture species from all ecological groups and correlate them with the most frequent genera (*Pouterias* and *Eschweilera*) present in the inventoried forests before bauxite mining in the Eastern Amazon.

Information on species indicated for forest restoration, such as their ecological group, dispersal syndrome, pollination syndrome, growth, and shade-tolerance were important for the key species selection and restoration planning. Once selected the key species by PSI, the knowledge about their ecology was also essential for planning restoration projects of degraded areas by bauxite mining in the Eastern Amazon. With this ecological knowledge, it is possible to promote forest restoration in more rapid and more effective way.

6. Acknowledgements

We are very grateful for the suggestions and comments of two anonymous reviewers that were crucial to enrich and improve the quality of our work.

7. References

- Auguie, B., 2015. GridExtra: Miscellaneous Functions for "Grid" Graphics. R package version 2.0.0. <<http://CRAN.R-project.org/package=gridExtra>>
- Bartlett, M. S., 1954. A note of the multiplying factors for various chi square approximations. *J. R. Stat. Soc.: Series B, Statistical Methodology*, 16(1), 296-298.
- Brown, S., Gillespie, A., Lugo, A.E., 1989. Biomass estimation methods. *Forest Sci.* 35(4), 881-902.
- Campos F.E.M., Sartorelli, P.A.R., 2015. Guia de identificação de espécies-chave para restauração florestal na região de Alto Telles, Mato Grosso. The Nature Conservancy, São Paulo. 245p.

- Cardinale, B.J., Matulich, K.L., Hooper, D.U., Byrnes, J.E., Duffy, E., Gamfeldt, L., Gonzalez, A., 2011. The functional role of producer diversity in ecosystems. *Am. J. Bot.*, 98, 572–592. DOI: 10.3732/ajb.1000364
- Courtney, R., Mullen, G., Harrington, T., 2009. An evaluation of revegetation success on bauxite residue. *Restor. Ecol.* 17(3): 350-358. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1526100X.2008.00375.x>
- Curtis, J.T., McIntosh, R.P., 1951. An upland forest continuum in the prairie-forest border region of Wisconsin. *Ecology*, 31, 476-496. DOI: <http://dx.doi.org/10.2307/1931725>
- Denich, M., Vlek, P.L.G., Sá, T.D.A., Vielhauer, K., Lücke, W., 2005. A concept for the development of fire-free fallow management in the Eastern Amazon, Brazil. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 110, 43-58. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2005.05.005>
- DNPM (Departamento Nacional de Produção Mineral), 2016. Anuário Mineral Brasileiro 2016. <<http://www.dnpm.gov.br/dnpm/publicacoes/serieestatisticas-e-economia-mineral/anuario-mineral/anuario-mineral-brasileiro/anuario-mineralbrasileiro-2016-metalicos>>
- Dillon, W.R., Goldstein, M., 1984. *Multivariate analysis: methods and applications*. John Wiley & Sons, New York. 608p.
- Durigan, G., Engel, V.L., Torezan, J.M., Melo, A.C.G. de, Marques, M.C.M., Martins, S.V., Reis, A., Scarano, F.R., 2010. Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais para dificultar o êxito das iniciativas? *Rev. Árvore* 34(3), 471-485. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622010000300011>
- Evans J., 1992. *Plantation forestry in the tropics*, 2 ed. Clarendon Press, Oxford. 404p.
- Faegri, K., Pijl, L.V., 1979. *The principles of Pollination Ecology*. 3 ed. Pergamon Press, New York. 245p.
- Flora do Brasil, 2019. <www.floradobrasil.jbrj.gov.br>
- Gandolfi, S., Leitão Filho, H.F., Bezerra C.L.F., 1995. Levantamento florístico e caráter sucessional das espécies arbustivo arbórea de uma floresta semidecídua no município de Guarulhos, SP. *Rev. Bras. Biol.* 55(4), 753-767.
- Gullan, P.J., Cranston, P.S., 2012. *Os insetos: um resumo de entomologia*. 4 ed. Roca, São Paulo. 440 p.
- Hair Jr., J.F., William, B., Babin, B., Anderson, R.E., 2009. *Análise multivariada de dados*. 6.ed. Bookman, Porto Alegre. 688p.

- IBRAM (Instituto Brasileiro de Mineração), 2018. <<http://www.ibram.org.br/>>
- Jefferson, L.V., 2004. Implications of plant density on the resulting community structure of mine site land. *Restor. Ecol.* 12(3), 429-438. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.10612971.2004.00328.x>
- Lu, D., Zhang, G., Zhu, J., Wang, G.G., Zhu, C., Yan, Q., Zhang, J., 2019. Early natural regeneration patterns of woody species within gaps in a temperate secondary forest. *Eur. J. For. Res.* 138(6), 991-1003. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10342-019-01219-w>
- Maciel, M.N.M., Watzlawick, L.F., Schoeninger, E.R., Yamaji, M., 2003. Classificação ecológica das espécies arbóreas. *Rev. Ac. Ci. Anim.* 1(2), 69-78. DOI: <http://dx.doi.org/10.7213/cienciaanimal.v1i2.14922>
- McKay, J., Christian, C., Harrison, S.P., Rice, K.J., 2005. How local is local? A review of practical and conceptual issues in the genetics of restoration. *Restor. Ecol.* 13, 432-440. DOI: [10.1111/j.1526-100X.2005.00058.x](https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2005.00058.x).
- Orozco-Zamora, C., Montagnini, F., 2007. Lluvia de semillas y sus agentes dispersores en plantaciones forestales de nueve especies nativas en parcelas puras y mixtas en la Estación Biológica La Selva, Costa Rica. *Rec. Naturales y Amb.* 49, 131–140.
- Pascal, J.P., Pelissier, R., 1996. Structure and floristic composition of a tropical evergreen forest in south-west India. *J. Trop. Ecol.* 12, 191-214. DOI: <https://doi.org/10.1017/S026646740000941X>
- Pijl, L.V.D., 1982. Principles of dispersal in higher plants. 3 ed. Springer Verlag, New York. 223p.
- Rech, S., Macaya-Caquilpán, V., Pantoja, J.F., Rivadeneira, M.M., Campodónico, C.K., Thiel, M., 2015. Sampling of riverine litter with citizen scientists - Findings and recommendations. *Environ. Monit. Assess.* 187(6), 335. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4473-y>
- Revelle, W., 2020. Psych: Procedures for psychological, psychometric, and personality research. Northwestern University, Evanston, Illinois. R package version 2.0.9. <<https://CRAN.R-project.org/package=psych>>
- Romanelli, J.P., Fujimoto, J.T., Ferreira, M., Milanez, D.H., 2018. Assessing ecological restoration as a research topic using bibliometric indicators. *Ecol. Eng.* 120, 311-320. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.06.015>

- Salomão, R.P., 2015. Restauração Florestal de Precisão: dinâmica e espécies estruturantes - Evolução de áreas restauradas em uma unidade de conservação na Amazônia, Porto Trombetas, Pará. Novas Edições Acadêmicas, Saarbücken. 395 p.
- Salomão, R.P., Santana A.C., Brienza Jr., S., 2013. Seleção de Espécies da Floresta Ombrófila Densa e Indicação da Densidade de Plantio Na Restauração Florestal de Áreas Degradadas Na Amazônia. *Ci. Fl.* 23(1), 139-151. DOI: 10.5902/198050988448
- Sambuichi, R.H.R., Mielke, M.S., Pereira, C.E., 2009. Nossas árvores: conservação, uso e manejo de árvores nativas no sul da Bahia. Editus, Ilhéus. 295 p.
- Santana, A.C., Santana, Á., Oliveira, G.M.T.S., Santana, Á.L., Quaresma, J.L., 2018. A importância dos serviços ecossistêmicos para o desenvolvimento econômico e o bem-estar social na percepção da população: O caso da Floresta Nacional de Carajás. *Nativa* 6, 689-698. DOI: 10.31413/nativa.v6i0.6418
- Santos, M.J.B. dos, Ludke, M.C.M.M., Ludke, J.V., Torres, T.R., Lopes, L. dos S., Brito, M.S., 2013. Chemical composition and metabolizable energy values of alternative ingredients for broilers. *Ciênc. Anim. Bras.* 14 (1), 32-40. DOI: <https://doi.org/10.5216/cab.v14i1.17697>.
- Schaaf, L.B., Galvão, F., Sanquetta, C.R., 2006. Alteração na estrutura diamétrica de uma Floresta Ombrófila Mista no período entre 1979 e 2001. *Rev. Árvore*, 30(2), 283-295. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-67622006000200016>.
- Schwartz, G., Lopes, J. C. A., Mohren, G.M.J., Peña-Claros, M., 2013. Post-harvesting silvicultural treatments in logging gaps: A comparison between enrichment planting and tending of natural regeneration. *Forest Ecol. Manag.* 293, 57-64. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.12.040>
- Schwartz, G., Lopes, J.C., 2015. Logging in the Brazilian Amazon forest: The challenges of reaching sustainable future cutting cycles. In: Daniels, J.A. (Ed.) *Adv. Environ.* 36, 113-137.
- Silva, K. de A., Martins, S.V., Miranda Neto, A., Demolinari, R. de A., Lopes, A.T., 2016. Restauração florestal de uma mina de bauxita: Avaliação do desenvolvimento das espécies arbóreas plantadas. *Floresta Ambient.* 23(3), 309-319. DOI: <https://doi.org/10.1590/2179-8087.142515>
- Souza, C.A., Duarte, L.F.A., João, M.C.A., Pinheiro, M.A.A., 2018. Biodiversidade e conservação dos manguezais: importância bioecológica e econômica. In: Pinheiro,

- M.A.A., Talamoni, A.C.B. (Org.). Educação Ambiental sobre Manguezais. UNESP, Instituto de Biociências, São Vicente. p.16-56.
- Stefanello, D., Ivanauskas, N.M., Martins, S.V., Silva, E., Kunz, H., 2010 . Síndromes de dispersão de diásporos das espécies de trechos de vegetação ciliar do rio das Pacas, Querência - MT. *Acta Amaz.* 40(1), 141-150. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0044-59672010000100018>
- Taddeo, S., Dronova, I., 2018. Indicators of vegetation development in restored wetlands. *Ecol. Indic.* 94, 454-467. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.07.010>
- TNRS (The Taxonomic Name Resolution Service), 2020. iPlant Collaborative. Version 4.0. < <http://tnrs.iplantcollaborative.org> >
- Wang, J.J., Meng, J.H., 2018. Identifying indigenous tree species for land reforestation, forest restoration, and plantation transformation on Hainan Island, China. *J. Mt. Sci.* 15(11), 2433-2444. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11629-018-4861-1>
- Weather Spark, 2020. < <https://pt.weatherspark.com/y/30245/Clima-caracter%C3%ADstico-em-Paragominas-Brasil-durante-o-ano> >
- Wickham, H., 2016. Tidyverse: Instale e carregue facilmente os pacotes 'tidyverse'. < <https://CRAN.R-project.org/package=tidyverse> >
- Wickham, H., Chang, W., Henry, L., Pedersen, T.L., Takahashi, K., Wilke, C., Woo, K., 2018. Ggplot2: Create elegant data visualisations using the grammar of graphics. < <https://CRAN.R-project.org/package=ggplot2> >
- World Aluminium. Sustainable bauxite mining guidelines, 2018. < http://www.worldaluminium.org/media/filer_public/2018/05/18/170518_sbm_g_final.pdf >
- Zahawi, R.A., Reid, J.L., 2018 Tropical secondary forest enrichment using giant stakes of keystone figs. *Perspect. Ecol. Conser.* 16(3), 133-138. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.06.001>

Capítulo 2.

Restauração de área degradada por mineração de bauxita na Amazônia Oriental: Trajetória utilizando diferentes métodos

RESUMO

A Amazônia possui uma das maiores reservas de bauxita do mundo e a crescente demanda por esse minério intensifica os impactos ambientais e, conseqüentemente, a necessidade de restauração florestal. Neste sentido, o monitoramento periódico de indicadores é fundamental para a garantia do sucesso da restauração. O objetivo deste estudo foi avaliar a trajetória da restauração florestal em área degradada pela mineração de bauxita na Amazônia Oriental, Brasil, sob três diferentes métodos de restauração: plantio de mudas (PL), nucleação (NC) e indução da regeneração natural (RN) em comparação com uma floresta de referência (FL). Foram analisados indicadores estruturais e de composição, incluindo densidade, frequência e dominância, assim como o Índice de Valor de Importância (IVI). Também foram analisados a mortalidade, status de conservação das espécies, índices de diversidade e Incremento Médio Anual em altura e diâmetro (IMA_H e IMA_{DAP}). *Solanum crinitum*, *Cecropia distachya*, *Senegalia polyphylla* e *Qualea grandiflora* foram as espécies mais importantes, de acordo com o IVI para PL, RN, NC e FL, respectivamente. O IMA_H e o IMA_{DAP} de PL foram maiores que os demais. Porém, as técnicas utilizadas no plantio, como subsolagem e calagem, não demonstraram melhorias expressivas na trajetória da restauração florestal quando comparadas aos outros métodos. Os índices de diversidade dos três métodos de restauração testados foram próximos aos de FL. Quatro espécies com algum status de conservação foram identificadas, sendo elas *Cedrela odorata*, *Genipa americana*, *Swietenia macrophylla* e *Hymenaea parvifolia*, todas nativas da Amazônia Oriental. Assim, por meio dos indicadores, constatamos que as áreas em restauração apresentam trajetória de restauração florestal positiva, e um retorno gradual das características estruturais da vegetação.

Palavras chave: Degradação ambiental, métodos de recuperação, monitoramento periódico.

1. INTRODUÇÃO

A mineração é uma das principais atividades econômicas desenvolvidas no mundo e contribui significativamente para o Produto Interno Bruto (PIB) dos países da Amazônia (Ríos, 2018). Entre os minerais mais explorados atualmente nesse bioma, destaca-se a bauxita para obtenção de alumínio e derivados, sendo o Brasil um dos principais produtores mundiais (ABAL 2017). No Brasil, as maiores reservas de bauxita ocorrem na Amazônia Oriental, em áreas pré-cambrianas que correspondem a 40% do território da Amazônia (Santos 2002).

Como resultado negativo da mineração de bauxita, existem os intensos impactos ambientais, dentre eles o desmatamento ou supressão vegetal (Sonter et al. 2017) e as interrupções nos ciclos biogeoquímicos e hidrológicos (Ossai et al. 2020; Guan et al. 2020). Os distúrbios causados variam de acordo com o tipo de minério extraído e/ou tipo de técnica empregada durante a extração do minério (McIntyre et al. 2016; Wright et al. 2017; Yankson and Gough 2019; Kahhat et al. 2019).

Por esses motivos, as áreas degradadas pela mineração devem ser restauradas, visando prioritariamente o retorno das funções e serviços ecossistêmicos o mais próximo possível do original (SER 2004). Para a restauração de áreas degradadas, métodos como o plantio de espécies arbóreas nativas de crescimento rápido, a nucleação e a regeneração natural são os mais utilizados (Salomão et al. 2007; Martins et al. 2020b; Rojas-Botero et al. 2020), ainda que haja um “trade-off” entre escolha do método e espécies, eficiência e custo de implantação. A possibilidade de escolha de espécies, no método de plantio de mudas, é uma decisão essencial nas práticas de restauração, porém, a indução da regeneração natural, além de garantir economia, também permite a obtenção de resultados satisfatórios, ainda que a longo prazo (Chazdon e Guariguata 2016). Entretanto, tão importante quanto avaliar essas características, o monitoramento dos ecossistemas em restauração é uma das etapas mais importantes, independentemente do método selecionado. Por meio do monitoramento é possível avaliar indicadores do desenvolvimento do ecossistema e verificar a necessidade de um manejo adaptativo (Aronson et al. 2011; Martins et al. 2018).

Os indicadores podem ser agrupados de acordo com suas especificidades, sendo resumido em três grupos principais: de composição, estruturais e funcionais (Martins et al. 2020b). Indicadores de composição são utilizados para indicar a biodiversidade do ecossistema e estão ligados à composição de espécies, taxas de sobrevivência (Prach and

Walker 2019), grupos ecológicos e índices de similaridade de espécies vegetais e animais entre métodos e técnicas utilizados para restauração. Os estruturais estão relacionados às respostas quantitativas na estrutura da planta e da floresta, o que inclui altura, diâmetro, biomassa e área basal (Prach et al., 2019). Já os indicadores funcionais, representam funções e serviços desempenhados no ecossistema, como as propriedades físico-químicas e a ciclagem de nutrientes (Muñoz-Rojas et al. 2016).

É importante que esses indicadores sejam pré-determinados, de acordo com o método de restauração escolhido e grau de degradação da área, a fim de melhor representar o ecossistema (Dale and Beyeler 2001). O monitoramento pode ser realizado utilizando a combinação de diferentes indicadores, onde a eficiência do indicador, a facilidade de amostragem e custo de análise e avaliação devem ser levados em consideração (Dale and Beyeler 2001). No geral, indicadores de composição são os mais utilizados entre seis e 10 anos após o início do processo de restauração, e geralmente são escolhidos para entender a influência dos diferentes métodos de restauração na composição florística (Gatica-Saavedra et al. 2017).

Diante disso, o objetivo deste trabalho foi avaliar a trajetória da vegetação por meio de indicadores de composição e estrutura em áreas degradadas pós-mineração de bauxita na Amazônia Oriental submetida a três diferentes métodos de restauração: a) plantio de mudas de espécies arbóreas, b) regeneração natural e c) nucleação.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A pesquisa foi desenvolvida na empresa Mineração Paragominas S.A. (MPSA) do grupo norueguês Hydro (3° 15' 38"S and 47° 43' 28" W), sudeste do estado do Pará, Amazônia Oriental, Brasil. O clima da região é do tipo "Aw", segundo a classificação de Köppen, com estações de chuva e seca bem definidas, sendo março e novembro os meses mais e menos chuvosos, respectivamente. A temperatura média varia de 25,8° C a 27,7 °C (Alvares et al. 2013). A umidade relativa do ar é de 81% e o índice pluviométrico de aproximadamente 1.500 mm (INMET 2019).

Os solos da região são, predominantemente, do tipo Latossolo Amarelo, Argilosos Amarelos e Plintossolo, segundo IUSS Working Group WRB (2015). No geral, apresentam baixa fertilidade, com baixos teores de cálcio, magnésio, potássio, fósforo e nitrogênio, e ainda possuem altas taxas de saturação por alumínio (Rodrigues et al. 2003).

A tipologia florestal original e dos fragmentos próximos é constituída por Floresta Ombrófila Densa (Pinto 2009; IBGE 2012).

2.2. Áreas de estudo

Foram selecionadas três áreas (Figura 4) com diferentes métodos de restauração, sendo: 1º Indução da regeneração natural (RN), que consistiu apenas no espalhamento do topsoil após a reconformação topográfica, 2º Plantio de mudas florestais arbóreas (PL) e 3º Nucleação (NC). Além dessas, foi definida uma área de floresta de referência (FL), classificada como Floresta Ombrófila Densa (IBGE 2012), representativa da vegetação original.

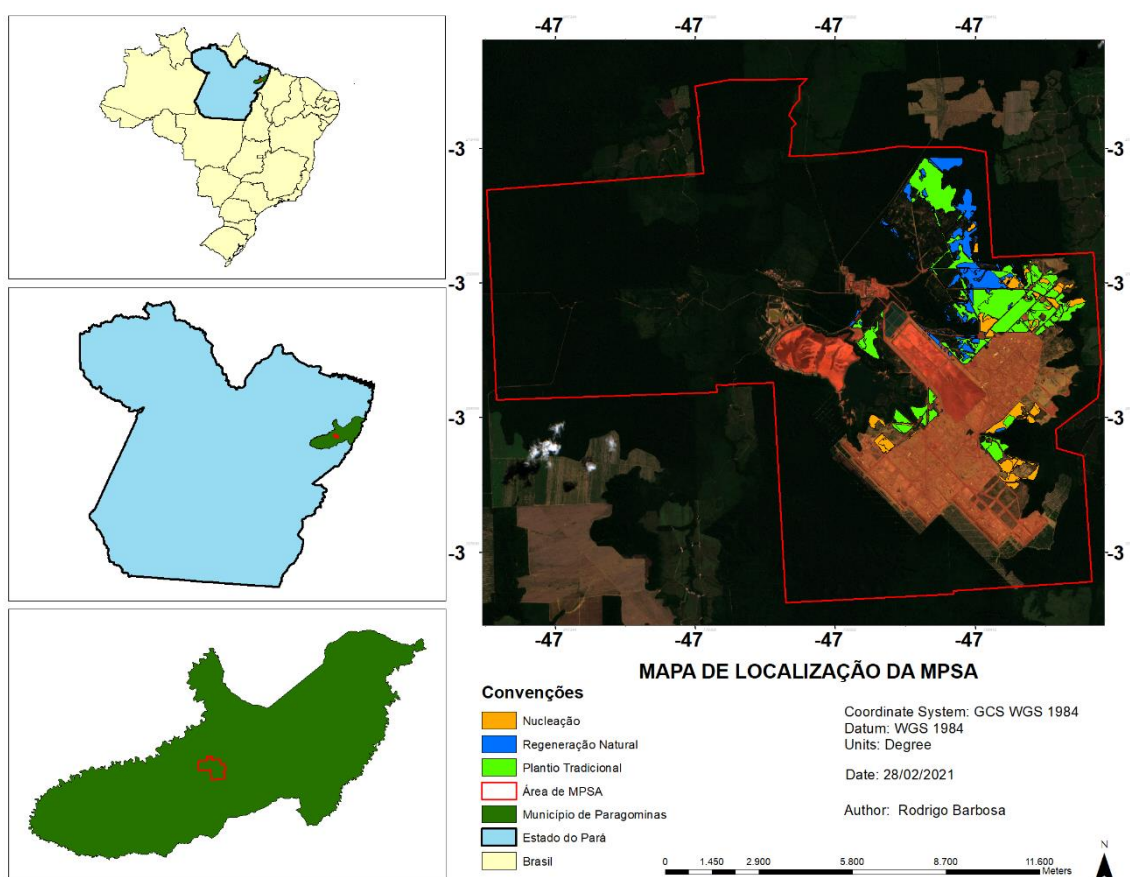


Figura 4. Mapa de localização da área de estudo.

Em todos os métodos de restauração, após a supressão vegetal, foi retirado uma camada de 30 cm de espessura de solo superficial (*topsoil*), o qual é utilizado como fonte de propágulos de sementes e matéria orgânica na regeneração natural da restauração. As fitofisionomias dessas áreas eram semelhantes, classificadas como florestas primárias com histórico de exploração florestal madeireira, prática comum no município na década de noventa. Neste sentido, para restauração florestal, procedeu-se com a reconformação

topográfica em curvas de nível e espalhamento do *topsoil*, o qual ficou estocado durante aproximadamente seis meses.

No método de PL, após o espalhamento do *topsoil*, realizou-se uma subsolagem (0,5 m de profundidade) nas linhas de plantio, calagem para correção da acidez do solo (1,5 ton ha⁻¹), adubação fosfatada (33% P₂O₅ total e 10% P₂O₅ solúvel em ácido cítrico 2%) e adubação de base com 200 g de fertilizante NPK (06 30 06) e micronutrientes (0,5% B, 0,5% Cu, 0,5% Zn). Foram utilizadas aproximadamente 147 espécies, distribuídas em um espaçamento 3 x 3 m (1.111 plantas ha⁻¹), implantadas de 2014 a 2017, apresentando atualmente, 3 a 6 anos de restauração (Tabela 1). Na RN houve apenas a reposição do *topsoil* e isolamento da área, enquanto que, na NC, além do espalhamento do *topsoil*, houve a distribuição de resíduos oriundas da supressão vegetal (troncos e galhadas) em montes ou pilhas, com volume variando de 6 a 10 m³.

Para o monitoramento das áreas em restauração e o ecossistema de referência, foram instaladas parcelas permanentes de monitoramento (PPM) para a avaliação dos indivíduos arbóreos e arbustivos com DAP (Diâmetro a Altura do Peito, medido a 1,30 m do solo) ≥ 10 cm e, no interior das parcelas. Para a avaliação da regeneração natural, foram inseridas subparcelas dentro das PPM's, onde foram inventariados os indivíduos com altura ≥ 0,1 m a até DAP < 10 cm (Tabela 2.1)

Tabela 4. Características das áreas em processo de restauração pós mineração de bauxita sob três diferentes métodos de restauração (Plantio, Nucleação e Regeneração Natural) e do ecossistema de referência (Floresta) em Paragominas, Amazônia Oriental, Brasil.

Áreas em restauração	Ano do início da restauração	Idade (anos)	Parcelas (m)	Subparcela (m)	Número de Parcelas	Área amostral (ha)
Nucleação	2014 a 2017	3, 4, 5 e 6	20 x 50	10 x 10	53	5,3
Plantio					46	4,6
Regeneração Natural	2014 a 2016	4, 5 e 6	10 x 25	5 x 10	49	1,23
Floresta	-----	~ 30	10 x 250	-----	45	11,25

2.3. Coleta de dados

No ano de 2020, foram obtidos de todos os indivíduos arbóreos e arbustivos a altura total (Ht) e a circunferência à altura do peito (CAP) daqueles com Ht ≥ 1,5 m. Para os indivíduos de altura inferior a 1,5m, foi medido a circunferência à altura do coleto (CAC). Indivíduos não identificados “*in situ*” tiveram amostras botânicas coletadas para posterior identificação nos herbários IAN da Embrapa Amazônia Oriental e Felisberto Camargo da Universidade Federal Rural da Amazônia, ambos em Belém, PA.

A lista de espécies obtida pela coleta de dados foi corrigida e atualizada pelo banco de dados *Flora do Brasil*, disponível em <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br>> (Flora do Brasil 2020) que segue o sistema APG IV (Byng et al. 2016). Neste mesmo banco de dados foram obtidas informações de origem das espécies (nativa ou exótica no Brasil e nas áreas em restauração) e área de distribuição (por região do Brasil). A lista de espécie é também classificada quanto ao grupo ecológico (pioneiras, secundárias e clímax) segundo a descrição de Gandolfi et al. (1995).

2.4. Estrutura e dinâmica da vegetação

A avaliação da estrutura e dinâmica da vegetação foi realizada para todos os métodos de restauração e para floresta referência. Porém, alguns parâmetros como incrementos em diâmetro e altura, mortalidade e status de conservação foram avaliados apenas para as áreas de restauração devido à necessidade de dados coletados frequentemente. Por meio dessas informações foi calculado:

2.4.1. Fitossociologia

Os índices fitossociológicos foram estimados segundo Müller-Dombois & Ellenberg (1974), de acordo com as seguintes fórmulas:

- a) Densidade absoluta (D_i) e relativa (Dr_i) (Eq. 1 e 2);
- b) Dominância absoluta (Do_i) e relativa (Dor_i) (Eq. 3 e 4);
- c) Frequência absoluta (Fa_i) e relativa (Fr_i) (Eq. 5 e 6);
- d) Índice de Valor de Importância (Eq. 7).

$$D_i = n^{\circ} \text{ de arv. x ha}^{-1} \quad \text{Eq.1}$$

$$Dr_i = \frac{Aa_i}{\sum_{i=1}^S Aa_i} \times 100 \quad \text{Eq.2}$$

$$Do_i = \sum_{i=1}^S gi \quad \text{Eq.3}$$

$$Dor_i = \frac{Da_i}{\sum_{i=1}^S Da_i} \times 100 \quad \text{Eq.4}$$

$$Fa_i = \frac{\text{N}^\circ \text{ de unidades em que a espécie } i \text{ ocorre}}{\text{N}^\circ \text{ total de unidades de amostra}} \times 100 \quad \text{Eq.5}$$

$$Fr_i = \frac{Fa_i}{\sum_{i=1}^S Fa_i} \quad \text{Eq.6}$$

$$IVI_i = \frac{Ar_i + Dr_i + Fr_i}{3} \quad \text{Eq.7}$$

Onde = D_i : Densidade absoluta para i -ésima espécie; Dr_i : Densidade relativa para i -ésima espécie; Do_i : Dominância absoluta para i -ésima espécie; Dor_i : Dominância relativa para i -ésima espécie; g : Área transversal; Fa_i : Frequência absoluta para i -ésima espécie; Fr_i : Frequência relativa para i -ésima espécie; IVI_i : Índice de Valor de Importância i -ésima espécie.

2.4.2. Densidade absoluta de cada método de restauração

A densidade foi determinada multiplicando o número de espécies encontrado em cada método de restauração e o ecossistema de referência pelo fator de proporcionalidade da PPM (Eq. 8)

$$D_{spp} = n^\circ spp \times FP \quad \text{onde} \quad FP = \frac{\text{área de 1ha (m}^2\text{)}}{\text{área da PPM (m}^2\text{)}} \quad \text{Eq. 8}$$

Onde= D_{spp} : Densidade absoluta de espécies; $n^\circ spp$: Número de espécies; FP: Fator de proporcionalidade

2.4.3. Mortalidade

A mortalidade foi determinada dividindo o número de indivíduos mortos pelo número de indivíduos vivos (Eq. 9)

$$M_{i(\%)} = \frac{ni}{Ni} \times 100 \quad \text{Eq. 9}$$

Onde= $M_i(\%)$: Percentual de mortalidade de indivíduos; ni : número de indivíduos mortos entre as avaliações; Ni : número de indivíduos vivos na primeira avaliação.

2.4.4. Diversidade florística

Avaliamos a diversidade florística para cada método de restauração por meio dos índices de Shannon-Weaner, Simpson e Pielou (Eq. 10, 11 e 12).

$$H' = \frac{[DT \ln(DT) - \sum_{i=1}^S DA_i \ln(DA_i)]}{DT} \quad \text{Eq. 10}$$

$$C = \frac{[\sum_{i=1}^S DA_i (DA_i - 1)]}{DT(DT - 1)} \quad \text{Eq. 11}$$

$$E = \frac{H'}{H'_{máx}} \quad \text{onde} \quad H'_{máx} = \ln(S) \quad \text{Eq. 12}$$

Onde= E é a equabilidade de Pielou; H' : índice de diversidade de Shannon-Weaner; $H'_{máx}$: máxima diversidade; DT : densidade total; DA_i : densidade absoluta da i -ésima espécie; \ln : logaritmo neperiano; S : número total de espécies amostradas.

2.4.5. Incremento médio em altura e diâmetro

Os incrementos de altura e diâmetro foram avaliados na última medição por meio da relação entre o valor da variável e a idade de cada área (Eq. 13 e 14). Com os dados obtidos no inventário, a circunferência foi convertida em diâmetro. Para o incremento do diâmetro, foram consideradas apenas as plantas com no mínimo 1,5 m de altura, onde houve a possibilidade de medição de CAP.

$$IMA_D = \frac{DAP}{t} \quad \text{Eq. 13}$$

$$IMA_H = \frac{Ht}{t} \quad \text{Eq. 14}$$

Onde: IMA_{DAP} : Incremento Médio Anual em DAP ($cm\ ano^{-1}$); IMA_H : Incremento Médio Anual em Altura ($m\ ano^{-1}$); Ht: Altura total da árvore (m). DAP: Diâmetro à Altura do Peito (cm); t: tempo (anos).

2.4.6. Status de conservação das espécies

As espécies encontradas nas áreas sob diferentes métodos de restauração foram classificadas de acordo com seu estado de conservação, em Vulnerável (VU), Criticamente ameaçada (CR) e Menos preocupante (LC), segundo (IUCN 2020) e (Martinelli and Moraes 2013).

2.5. Análise de dados

Os dados de densidade, IMA_{DAP} e IMA_H foram submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk (p -valor $> 0,05$) e homogeneidade de variância de Bartlett (p -value $> 0,05$). Para as variáveis que não atenderam aos pressupostos acima, foi feita a transformação por Box-Cox, a qual indicou o melhor tipo de transformação. Em alguns casos foram excluídos outliers para não interferirem nas análises. Atendidos a esses pressupostos foi realizado a Análise de Variância (ANOVA) e, em caso de diferença significativa (p -value $< 0,05$) as médias entre os diferentes métodos foram comparadas, pelo teste Tukey ao nível de 5% de probabilidade de erro. Quando os pressupostos não foram atendidos, foi realizado o teste de Kruskal-Wallis e, em caso de diferença significativa (p -value $< 0,05$), as medianas entre os métodos foram comparadas pelo teste de Dunn ao nível de 5% de probabilidade. As análises estatísticas foram realizadas no software estatístico R versão 4.0.3 (R Core Team Development, 2020).

3. RESULTADOS

3.1. Composição florística e abundância dos indivíduos

No levantamento florístico, foram encontrados, 3.440 indivíduos de 81 espécies e 25 famílias no método plantio de mudas (PL). Na nucleação (NC) foram amostrados 2.116 indivíduos em 53 espécies e 21 famílias. Na regeneração natural (RN) foram 1.014 indivíduos em 44 espécies e 20 famílias. A floresta referência (FL) teve 2.119 indivíduos em 127 espécies e 44 famílias. Os valores médios absolutos da densidade de indivíduos

de PL e RN foram de MÉDIA \pm DESVIO e MÉDIA \pm DESVIO, respectivamente, onde não encontramos diferença entre estes métodos e RN ($F_{3;184} = 10,71$, p -value = 0.897). Dentre os métodos de restauração, a NC apresentou a menor densidade absoluta ($F_{3;184} = 10,71$, p -value < 0,001), com MÉDIA \pm DESVIO. A FL não diferiu estatisticamente dos demais métodos de restauração ($F_{3;184} = 10,71$, p -value > 0.05) (Fig. 5). A densidade absoluta de espécies da RN foi significativamente maior do que os demais métodos e FL (p -value < 0,01). A densidade de espécies do PL foi superior à FL (p -value < 0,05) e não diferiu da NC (p -value > 0,05).

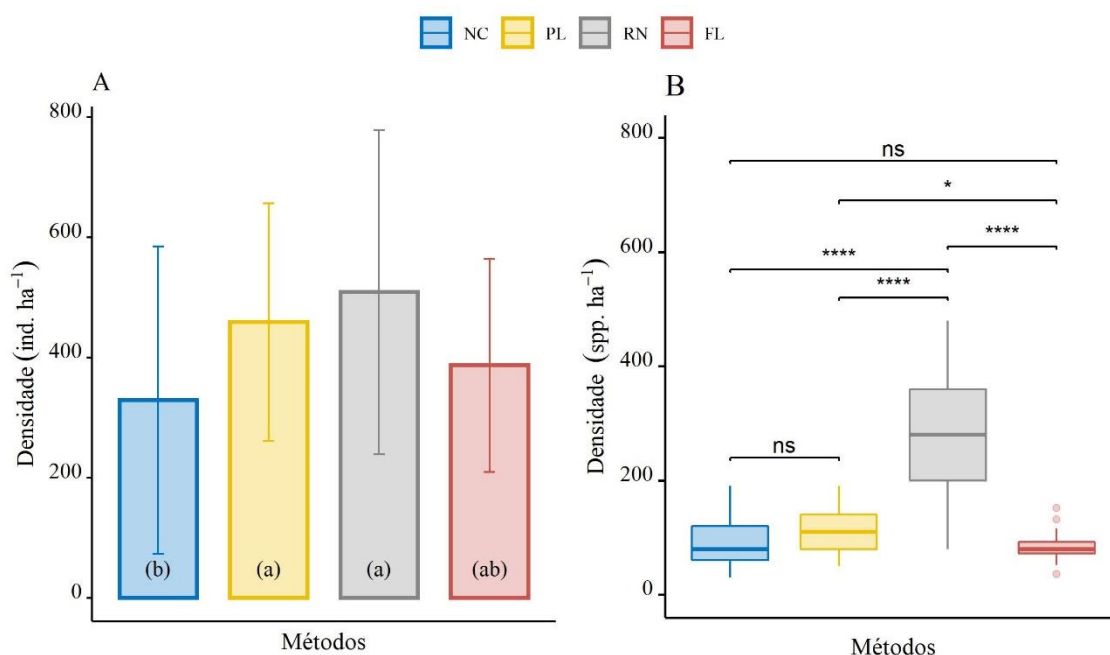


Figura 5. Figura 1 Média \pm se da densidade absoluta de indivíduos (A) e espécies (B) em três métodos de restauração de áreas degradadas por mineração de bauxita e floresta referência, MPSA, Amazônia Oriental, Brasil. NC= nucleação; PL= Plantio de mudas; RN= Indução da regeneração natural e FL= Floresta. Letras iguais indicam que não há diferenças estatísticas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro. ****= diferença altamente significativa pelo teste de Dunn a 5% de probabilidade de erro; ns= não difere pelo teste de Dunn a 5% de probabilidade de erro.

3.2. Estrutura horizontal

As espécies com maior índice de valor de importância (IVI) em NC, PL e RN foram *Cecropia distachya* Huber (53,60%), *Senegalia polyphylla* (DC.) Britton & Rose (40,50%) e *Solanum crinitum* Lam. (69,76%), respectivamente (Fig. 6). Na FL, *Qualea grandiflora* Mart. teve maior IVI (27,89%). As espécies *S. crinitum* e *Trema micrantha* (L.) Blume, foram encontradas em todas as áreas em restauração. Os maiores valores relativos de densidade e frequência foram observados para *S. crinitum* enquanto os

menores, para *Croton matourensis*, ambos no RN. Para dominância relativa, o maior valor foi encontrado em NC *T. micrantha*, e o menor valor, em RN para *S. crinitum*.

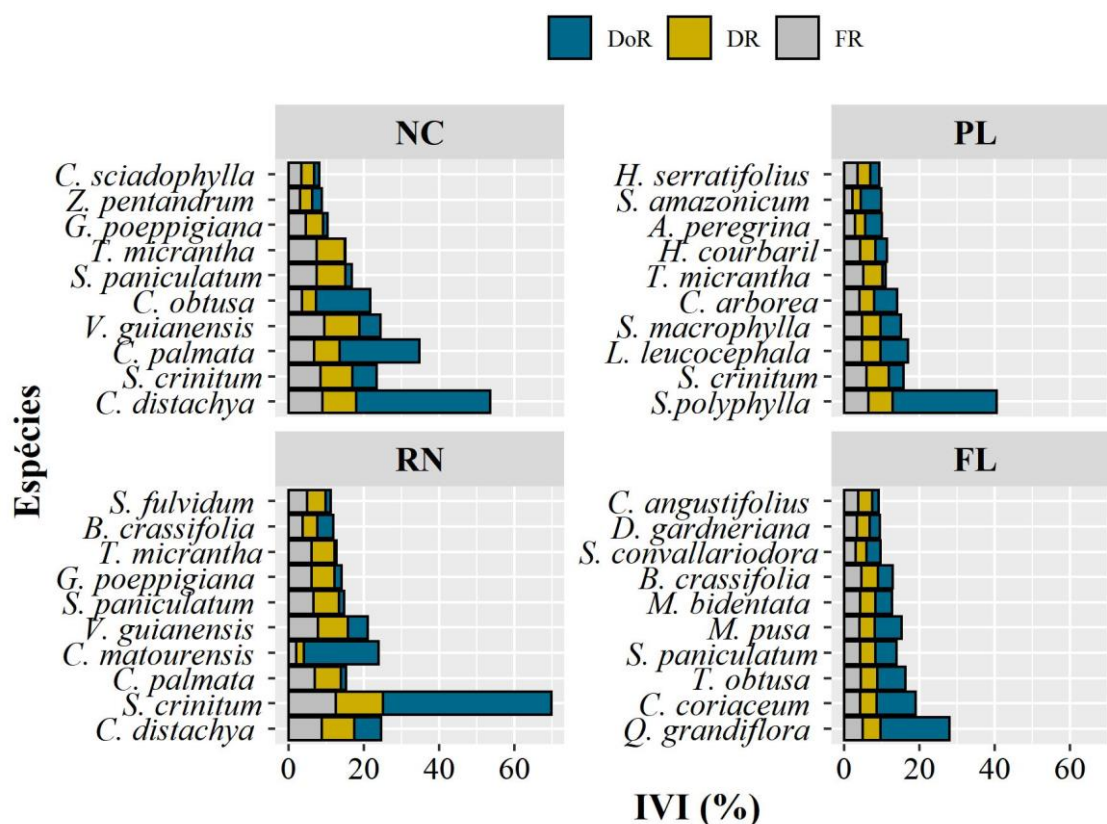


Figura 6. Dez espécies com os maiores valores de Índice de Valor de Importância (IVI), com dominância (Dor), densidade (Dr), frequência (Fr) em três métodos de restauração de áreas degradadas por mineração de bauxita e floresta referência, MPSA, Amazônia Oriental, Brasil. NC= nucleação; PL= Plantio de mudas; RN= Indução da regeneração natural e FL= floresta referência.

3.3. Percentual de mortalidade

As espécies *Bagassa guianensis* Aubl, *Trema micrantha* (L.) Blume e *Solanum fulvidum* Bitter tiveram as maiores taxas de mortalidade em todos os métodos de restauração (Tabela 5).

Tabela 5. Dez espécies com as maiores percentagens de mortalidade (%) em três métodos de restauração de áreas degradadas por mineração de bauxita, MPSA, Amazônia Oriental, Brasil. NC= nucleação; PL= plantio de mudas; RN= indução da regeneração natural.

Método	Espécies	Nº de indivíduos	
		Mortalidade (%)	mortos
NC	<i>Bagassa guianensis</i> Aubl.	100,00	2
	<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A.Mori	100,00	1
	<i>Laetia procera</i> (Poepp.) Eichler	100,00	2
	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	83,59	163
	<i>Manihot brachyloba</i> Müll. Arg.	72,00	18
	<i>Manihot esculenta</i> Crantz	60,00	3
	<i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Triana	53,33	32
	<i>Solanum fulvidum</i> Bitter	52,63	10
	<i>Bauhinia rufa</i> (Bong.) Steud.	50,00	2
	<i>Swietenia macrophylla</i> King	50,00	1
PL	<i>Bagassa guianensis</i> Aubl.	100,00	1
	<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A.Mori	100,00	6
	<i>Lecythis idatimon</i> Aubl.	100,00	1
	<i>Lueheopsis duckeana</i> Burret.	100,00	1
	<i>Pterocarpus rohrii</i> Vahl	91,67	11
	<i>Solanum fulvidum</i> Bitter	90,24	37
	<i>Bauhinia unguolata</i> var. <i>obtusifolia</i> (Ducke) Vaz	83,33	10
	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	80,00	80
	<i>Cordia goeldiana</i> Huber	75,00	6
<i>Sapindus saponaria</i> L.	75,00	3	
RN	<i>Bagassa guianensis</i> Aubl.	100,00	1
	<i>Solanum fulvidum</i> Bitter	84,38	54
	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	83,67	41
	<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	75,00	3
	<i>Cecropia palmata</i> Willd.	66,67	38
	<i>Solanum paniculatum</i> L.	66,13	41
	<i>Solanum crinitum</i> Lam.	56,68	106
	<i>Cecropia obtusa</i> Trécul	55,56	20
	<i>Apeiba albiflora</i> Ducke	50,00	1
<i>Byrsonima spicata</i> (Cav.) DC.	50,00	1	

3.4. Diversidade de espécies

Os valores de diversidade de Shannon (H') variaram de 2,62 a 3,36 (Fig. 7.A). Dentre os métodos de restauração, PL apresentou a maior diversidade, superior à FL. RN e NC apresentaram valores de diversidade de Shannon semelhantes. Os maiores índices de Simpson e equabilidade de Pielou ocorreram em PL e RN (Fig. 7B e C). Todos os métodos de restauração apresentaram equabilidade de Pielou maior do que a floresta referência.

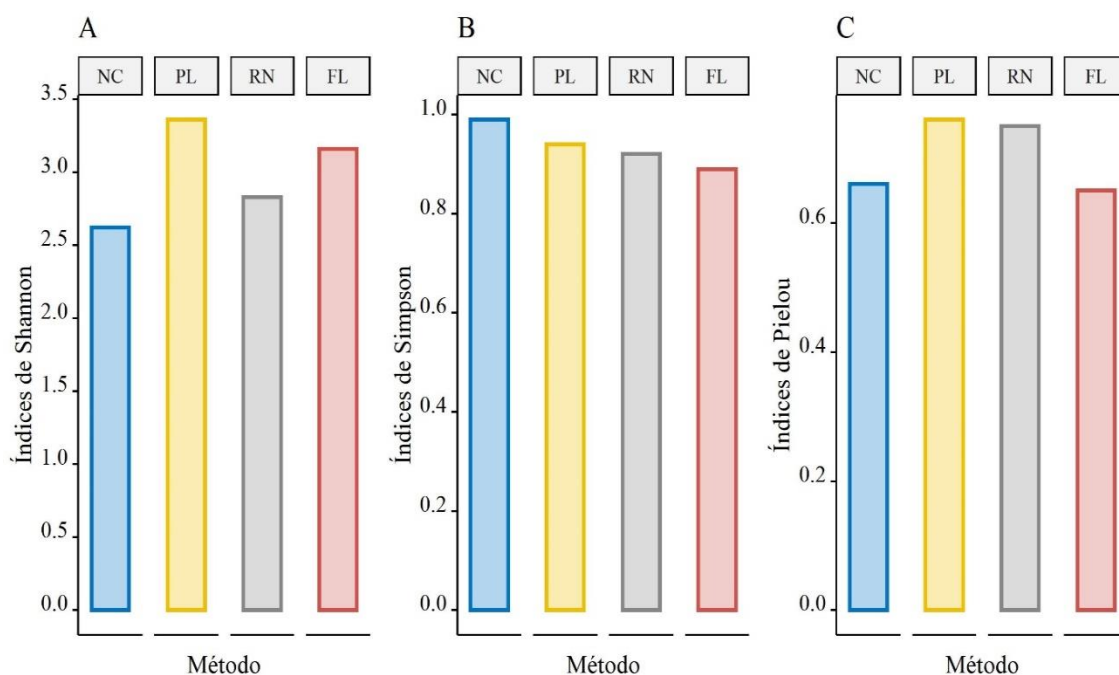


Figura 7. Índices de Shannon-Weaner (H'), Simpson (C), Pielou (E) para três métodos de restauração de áreas degradadas por mineração de bauxita e floresta referência, MPSA, Amazônia Oriental, Brasil. NC= Nucleação; PL= Plantio de mudas; RN= Indução da regeneração natural; FL= Floresta referência

3.5. Grupos ecológicos

Em todas as áreas, mais de 50% dos indivíduos eram de espécies pioneiras (Fig. 8). Os métodos RN, NC apresentaram a maior predominância de espécies pioneiras, com um total de 82,76% e 93,74%, respectivamente. A distribuição dos indivíduos em PL, além das espécies pioneiras, ocorreu principalmente entre as espécies secundárias tardias e iniciais.

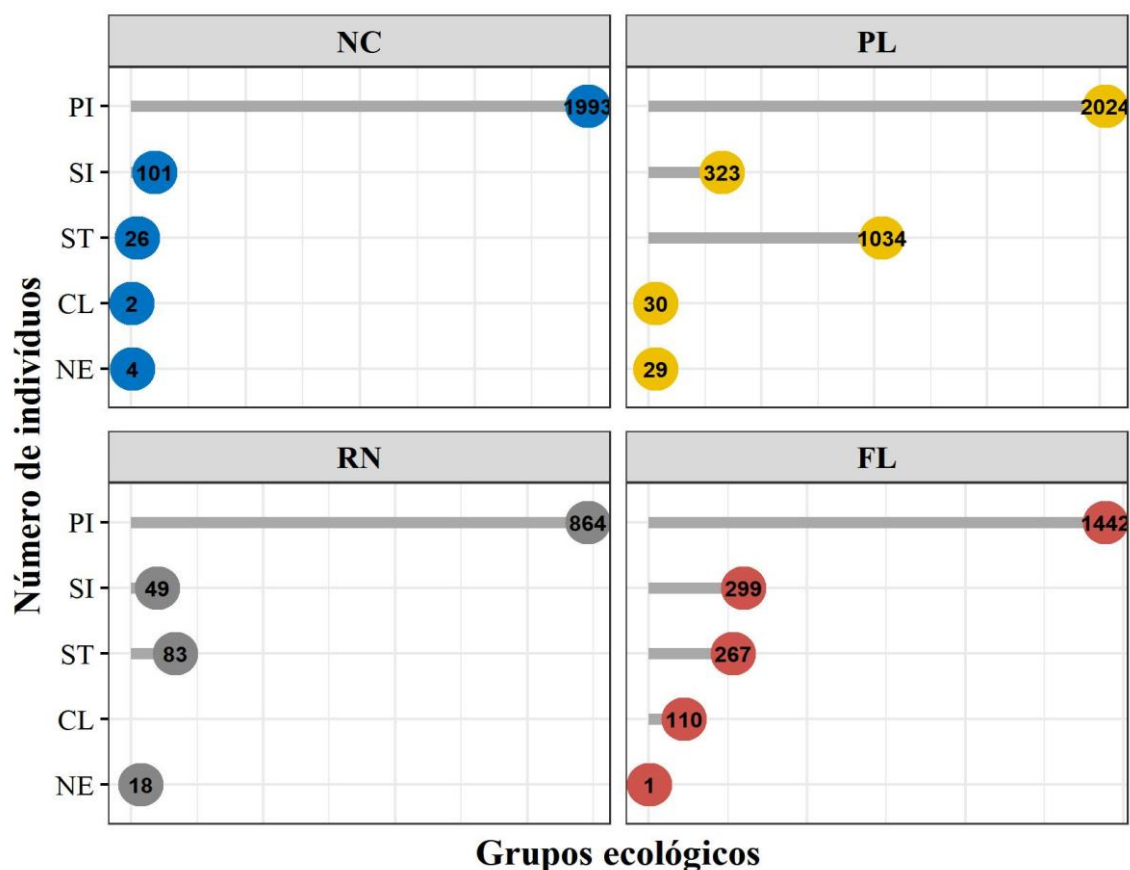


Figura 8. Número de indivíduos, descrito no interior de cada, por grupo ecológico nos três métodos de restauração de áreas degradadas por mineração de bauxita e floresta referência, MPSA, Amazônia Oriental, Brasil. NC= Nucleação; PL= Plantio de mudas; RN= Indução da regeneração natural; FL= Floresta referência. PI = Pioneiras, SI = Secundárias iniciais, CL = Clímax e NE = Não encontrado.

3.6. Incremento médio anual em altura e DAP

O método PL apresentou os maiores valores de Incremento Médio Anual em DAP (IMA_{DAP}) ($F_{2;142} = 107,20$; p -value $< 0,01$) e Incremento Médio Anual em Altura (IMA_H) ($F_{2;142} = 70,75$; p -value $< 0,01$), com médias de $1,88 \pm 0,44 \text{ cm ano}^{-1}$ e $1,39 \pm 0,45 \text{ m ano}^{-1}$, para os respectivos incrementos. Os valores médios de IMA_{DAP} da RN ($1,06 \pm 0,36 \text{ cm ano}^{-1}$) foram superiores ($F_{2;142} = 107,2$; p -value = 0.01) aos encontrados na NC ($0,67 \pm 0,18 \text{ cm ano}^{-1}$). Em contrapartida, para IMA_H , não houve diferença estatística entre estes dois métodos ($F_{2;142} = 70,75$; p -value = 0,249) (Fig. 9).

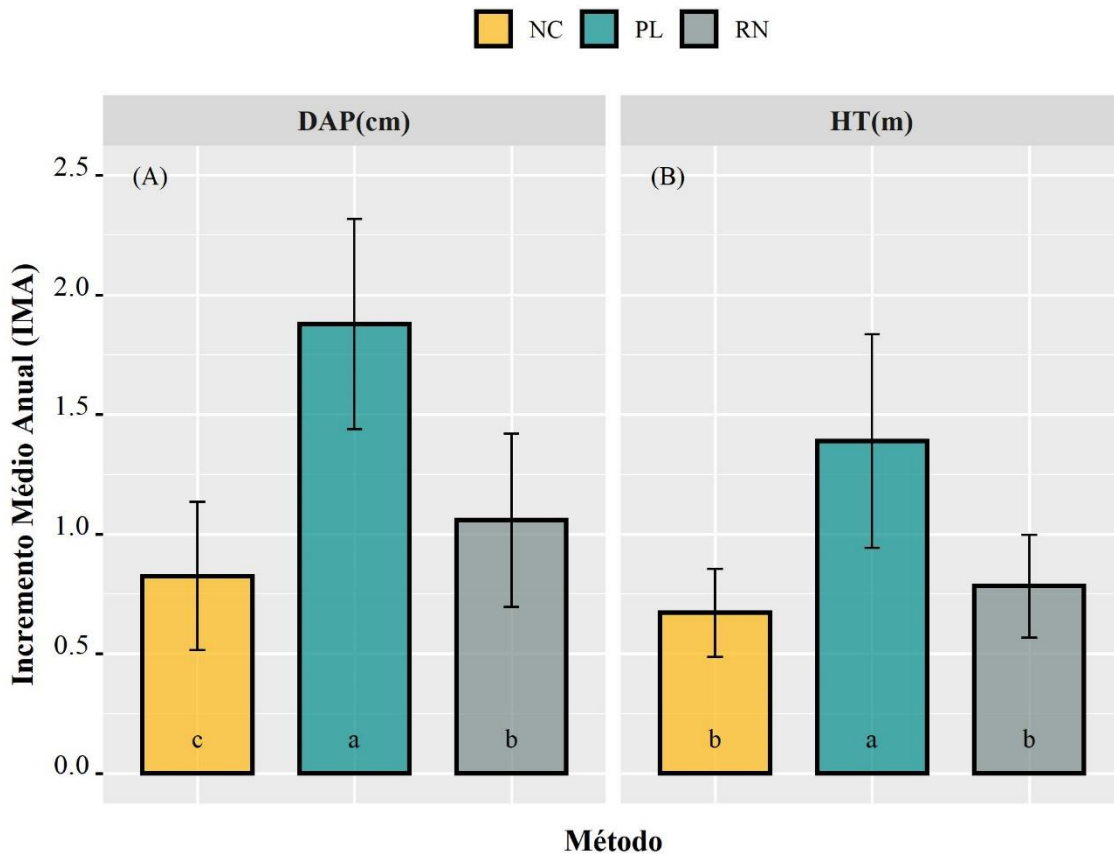


Figura 9. Médias (\pm SD) para incremento médio anual em diâmetro (IMA_{DAP}) e altura (IMA_H) das espécies em três métodos de restauração de áreas degradadas por mineração de bauxita e floresta referência, MPSA, Amazônia Oriental, Brasil. NC= Nucleação; PL= Plantio de mudas; RN= Indução da regeneração natural. Médias seguidas por letras iguais indicam que não há diferenças estatísticas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade de erro.

Das 121 espécies encontradas nos três diferentes métodos de restauração, quatro (3,31%) apresentaram algum status de conservação (Martinelli; Moraes, 2013; IUCN, 2020) (Tabela 6), sendo que, todas foram plantadas.

Tabela 6. Espécies com algum estado de conservação e seus respectivos métodos, números de indivíduos e taxa de mortalidade em três diferentes métodos de restauração de áreas degradadas por mineração de bauxita e floresta referência, MPSA, Amazônia Oriental, Brasil. VU: Vulnerável; CR: Criticamente ameaçadas de extinção; LC: Menos preocupante.

Espécie	Método	Nº ind	Nível de ameaça		Mortalidade (%)
			IUCN 2020	Martinelli & Moraes (2013)	
<i>Cedrela odorata</i> L.	PL, NC	4	VU	VU	0,00
<i>Genipa americana</i> L.	PL	92	CR	---	23,91
<i>Swietenia macrophylla</i> King	PL, NC	224	VU	VU	24,55
<i>Hymenaea parvifolia</i> Huber	PL	4	LC	VU	0,00

4. DISCUSSÃO

A semelhança observada para a densidade absoluta de indivíduos no plantio (PL) e na indução da regeneração natural (RN) permite inferir que estas áreas oferecem condições semelhantes para o estabelecimento das plantas, e que o método de nucleação (NC) ainda não atingiu características ideais para um bom desenvolvimento dos indivíduos. Na nucleação, a devolução do *topsoil* e dos resíduos da supressão vegetal, auxiliam na diminuição da perda de solo e nutrientes, além de aumentar a capacidade de retenção hídrica, melhora as propriedades físicas, químicas e microbiológicas do solo (Waterhouse et al., 2014; Ferreira et al., 2017), e potencializa a regeneração natural devido à grande quantidade de sementes de espécies florestais (Nascimento et al., 2016; Golos et al., 2020).

A baixa densidade de indivíduos no método de NC, pode ser explicado pelo tempo de armazenamento da camada superficial do solo. Segundo (Fowler et al., 2015), o tempo de armazenamento da camada superficial do solo apresenta relação inversa com a germinação, pois as sementes acabam germinando precocemente, podendo também morrer enterradas pela ausência de oxigênio e ainda serem predadas por microrganismos. Martins et al. (2020a) observaram que não houve aumento no número de espécies na regeneração natural com o avanço da restauração, o que pode ser explicado em função do tempo de armazenamento da camada superficial do solo, que possivelmente foi diferente entre as áreas.

A semelhança entre as densidades absolutas da floresta referência (FL) e as áreas em restauração após degradação por mineração de bauxita, nos permite considerar que em todos os métodos a trajetória de restauração florestal ocorre de forma positiva, porém de maneira mais rápida nos métodos PL e RN. No plantio, adubação, subsolagem e determinação prévia de espécies utilizadas para revegetação são técnicas essenciais para

o estabelecimento das mudas, ingresso de outras plantas e formação de ecossistema florestal (Martins et al., 2018; Nunes et al., 2020).

Na área sob o método RN, apesar da ausência de preparo do solo, a maior densidade de espécies é justificada pela adaptabilidade aos microambientes, promovendo também um cobrimento mais homogêneo do solo e, conseqüentemente, proteção contra processos erosivos e melhorias nas propriedades edáficas (Chazdon e Guariguata, 2016).

A avaliação dos índices de Shannon-Wiener e de Simpson, demonstrou que há elevada riqueza de espécies nas áreas em restauração e que de maneira geral a distribuição dos indivíduos por espécie é equitativa, indicando que não há dominância de espécies nos ambientes em restauração, segundo o índice de Simpson. Entretanto, os índices de Pielou, com variação entre 0,65 e 0,76 sugerem que foi captado apenas 65 a 76% da diversidade máxima teórica na amostragem, e que seria por isso necessárias o levantamento de mais unidades amostrais. No geral, os índices de Shannon-Wiener para florestas tropicais variam de 3,83 a 5,85 (Knight 1975). No entanto, em alguns estudos em ecossistemas pós-minerados apresentaram baixa diversidade de espécies, com resultados semelhantes ao nosso estudo (Nappo et al., 2004; Balestrin et al., 2019; Lima et al., 2020), enquanto outros estudos apresentaram alta diversidade (Parrotta et al., 1997; Jacobi et al., 2008). Essa variação pode ser explicada pela diferença no tempo de restauração para cada área (Martins et al., 2020a), bem como no teor de metais pesados nos solos minerados (Hou et al., 2019). Apesar de RN e NC dependerem da regeneração natural do banco de sementes, a elevada variabilidade genética existente promove respostas heterogêneas no desenvolvimento de plantas de mesma espécie para os tratamentos aplicados (Venturoli et al., 2013).

Em todas as áreas em restauração as espécies com maior índice de valor de importância (IVI) são do grupo ecológico das pioneiras. Sendo assim, a baixa riqueza de famílias botânicas e o predomínio de indivíduos desse grupo, revela o estágio inicial de sucessão destas áreas anteriormente degradadas pela mineração. Nesse cenário, o rápido crescimento das espécies pioneiras aliado à tolerância às condições edáficas limitantes, auxilia no retorno das funções ecossistêmicas e, conseqüentemente, o estabelecimento de espécies em estágio sucessional mais avançado (Mudrák et al., 2016; Pietrzykowski, 2019; Foronda et al., 2020).

A intensa capacidade de adaptações morfofisiológicas das espécies pioneiras resulta na facilidade de regeneração natural (Dias-Filho, 1997; Ferreira e Vieira, 2017; Liu et al., 2020), como observado para *Trema micrantha* e *Solanum crinitum*, as quais

foram encontradas em todas as áreas em restauração. Apesar da taxa de mortalidade superior a 70%, essas espécies tendem ao maior crescimento em altura e altas taxas de germinação de sementes (Fonseca et al., 2002; Rodrigues et al., 2004; Stolarski et al., 2018), além de contribuírem significativamente para a produção de serapilheira, atuando na cobertura, proteção do solo e retorno das funções ecossistêmicas (Liu et al., 2019; Martins et al., 2020a).

Em relação à altura e diâmetro, além da regeneração natural de espécies pioneiras de rápido crescimento, o plantio de espécies adaptadas às condições de áreas degradadas, foram determinantes para os melhores incrementos no PL. Entretanto, o preparo do solo, com as adubações, subsolagem e calagem, foram determinantes para favorecer o crescimento e a sobrevivência das plantas no PL, pois a disponibilização de nutrientes para o solo diminui a competição inicial por recursos (água e nutrientes, por exemplo) (Dimson e Gillespie, 2020), principalmente nos solos degradados, onde as condições edáficas são limitante ao desenvolvimento das mudas.

O status de conservação das espécies é outro fator importante no monitoramento da restauração, pois é uma estratégia para enriquecimento da vegetação das áreas em restauração (Martins et al., 2020a). PL e RN apresentaram espécies com algum status de conservação, sendo que, *Genipa americana* e *Hymenaea parvifolia* são comumente encontradas em florestas naturais e são adaptadas às condições edafoclimáticas da área de estudo, enquanto, *Swietenia macrophylla* e *Cedrela odorata* são espécies nativas da Amazônia e evidenciam a importância para a conservação do Bioma. Isto corrobora a importância destas espécies para a restauração de áreas degradadas na Amazônia Oriental.

Apesar do plantio de mudas apresentar um bom desempenho na avaliação dos indicadores, os elevados custos operacionais para implantação da técnica tornam-na pouco vantajosa. Nesse cenário, além dos objetivos a serem alcançados, a avaliação de custo-benefício é fundamental. A necessidade de investimento em maquinário para preparo do solo aumentam consideravelmente os gastos, quando comparado à indução da regeneração natural (Silva 2019). Sendo assim, por meio dos resultados fitossociológicos e ecológicos obtidos nos três métodos, o plantio não parece a melhor alternativa. Embora o plantio de mudas tenha apresentado os melhores resultados como método de restauração, os métodos de nucleação e regeneração também apresentaram uma boa trajetória de restauração em áreas degradadas por mineração de bauxita. Com trajetórias não muito diferentes, o plantio fica em desvantagem devido ao investimento inicial substancialmente maior.

Esperávamos que devido à proteção inicial do solo, proporcionada pelo espalhamento de resíduos florestais, a NC apresentaria o melhor desempenho na trajetória de restauração, quando comparado à RN. No entanto, acreditamos que os efeitos da cobertura do solo ocorrem a longo prazo, em uma relação direta com a decomposição dos resíduos, promovendo melhorias no solo e conseqüentemente à planta, por meio da ciclagem de nutrientes (Yan et al., 2020). Nesse cenário, em relação à diminuição de custos operacionais, NC e RN são os métodos mais indicados, porém ao avaliar os indicadores ecológicos, constatamos que RN apresenta resultados na composição e estrutura da vegetação, significativamente melhores do que NC, sendo superior até mesmo ao PL.

5. CONCLUSÃO

Os indicadores de composição e estrutura demonstraram resultados satisfatórios para áreas de restauração na Amazônia Oriental, com uma trajetória bem sucedida da restauração, por mais que áreas ainda estejam em estágios iniciais de sucessão ecológica. Nas áreas de plantio, ocorreram os maiores incrementos em diâmetro e altura, porém não promoveram melhorias expressivas para os índices de diversidade e densidade de indivíduos, quando comparados à regeneração. O plantio de espécies ameaçadas de extinção, com *Cedrela odorata*, *Genipa americana*, *Swietenia macrophylla* e *Hymenaea parvifolia* devem ser incentivado como estratégia de conservação genotípica. No mais, salientamos que, em pesquisas posteriores, seja realizada a inclusão de novos indicadores, sobretudo funcionais, como as propriedades físico-químicas e microbiológicas dos solos.

6. REFERÊNCIAS

- ABAL AB do A (2017) Bauxita no Brasil. 50
- Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, et al (2013) Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorol Zeitschrift 22:711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Aronson J, Brancalion PHS, Durigan G, et al (2011) What role should government regulation play in ecological restoration? Ongoing debate in São Paulo state, Brazil. Restor Ecol 19:690–695. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00815.x>.

- Balestrin D, Martins SV, Fonseca W, Cosimo LHE (2019) Relationship between soil seed bank and canopy coverage in a mined area. *Rev Arvore* 43:1–11.
<https://doi.org/10.1590/1806-90882019000400003>
- Byng JW, Chase MW, Christenhusz MJM, et al (2016) An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants : APG IV. *Bot J Linn Soc* 1–20
- Chazdon RL, Guariguata MR (2016) Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica* 48:716–730.
<https://doi.org/10.1111/btp.12381>
- Dale VH, Beyeler SC (2001) Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecol Indic* 1:3–10. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(01\)00003-6](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(01)00003-6)
- Dias-Filho MB (1997) Physiological response of *Solanum crinitum* lam. To contrasting light environments. *Pesqui Agropecu Bras* 32:789–796
- Dimson M, Gillespie TW (2020) Trends in active restoration of tropical dry forest: Methods, metrics, and outcomes. *For Ecol Manage* 467:118150.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118150>
- Ferreira MC, Vieira DLM (2017) Topsoil for restoration: Resprouting of root fragments and germination of pioneers trigger tropical dry forest regeneration. *Ecol Eng* 103:1–12. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.03.006>
- Flora do Brasil (2020) Jardim Botânico do Rio de Janeiro
- Fonseca É de P, Valéri SV, Miglioranza É, et al (2002) Target seedlings of *Trema micrantha* (L.) Blume grown under different periods of shading. *Rev Árvore* 26:515–523
- Foronda A, Pueyo Y, Castillejo JM, et al (2020) Substrate-specialist plants for restoring vegetation in post-mining gypsum substrates. *Catena* 186:104308.
<https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104308>
- Gatica-Saavedra P, Echeverría C, Nelson CR (2017) Ecological indicators for assessing ecological success of forest restoration: A world review. *Restor Ecol* 25:850–857.
<https://doi.org/10.1111/rec.12586>
- Golos PJ, Merino-Martín L, Commander LE, et al (2020) Interactions between soil covers and rainfall affect post-mining plant restoration in a semi-arid Banded Iron Formation. *Ecol Eng* 159:106101. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106101>
- Guan Y, Zhou W, Bai Z, et al (2020) Soil nutrient variations among different land use types after reclamation in the Pingshuo opencast coal mine on the Loess Plateau,

- China. CATENA 188:104427. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104427>
- Hou X, Liu S, Cheng F, et al (2019) Variability of environmental factors and the effects on vegetation diversity with different restoration years in a large open-pit phosphorite mine. *Ecol Eng* 127:245–253. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.12.006>
- IBGE IB de G e E (2012) Manual técnico da vegetação brasileira
- INMET (2019) Instituto Nacional de Meteorologia. In: Minist. da Agric. pecuária e Abast.
- IUCN IU for C of N (2020) IUCN Red List of Threatened Species
- IUSS Working Group WRB (2015) World reference base for soil resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps, 106th edn. Rome
- Jacobi CM, Carmo FF, Vincent RDC (2008) Estudo fitossociológico de uma comunidade vegetal sobre canga como subsídio para a reabilitação de áreas mineradas no quadrilátero ferrífero, MG. *Rev Arvore* 32:345–353. <https://doi.org/10.1590/s0100-67622008000200017>.
- Kahhat R, Parodi E, Larrea-Gallegos G, et al (2019) Environmental impacts of the life cycle of alluvial gold mining in the Peruvian Amazon rainforest. *Sci Total Environ* 662:940–951. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.01.246>.
- Knight DH (1975) A Phytosociological Analysis of Species-Rich Tropical Forest on Barro Colorado Island, Panama Author (s): Dennis H. Knight Published by: Ecological Society of America A PHYTOSOCIOLOGICAL ANALYSIS OF SPECIES-RICH TROPICAL FOREST ON BARRO COLORADO ISLA. *Ecol Monogr* 45:259–284
- Lima MT, Tonello KC, Leite EC, et al (2020) Environmental recovery dynamics of waste dumps in calcary mining by natural regeneration. *Eng Sanit e Ambient* 25:11–19. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522020180571>
- Liu K, Liang T, Qiang W, et al (2020) Changes in seed germination strategy along the successional gradient from abandoned cropland to climax grassland in a subalpine meadow and some implications for rangeland restoration. *Agric Ecosyst Environ* 289:106746. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.106746>
- Liu Y, Lei S, Gong C (2019) Comparison of plant and microbial communities between an artificial restoration and a natural restoration topsoil in coal mining subsidence area. *Environ Earth Sci* 78:1–13. <https://doi.org/10.1007/s12665-019-8195-2>

- Martinelli G, Moraes MA (2013) Livro Vermelho da Flora do Brasil: Plantas raras do Cerrado, 1^a ed. Rio de Janeiro
- Martins WBR, Barros W dos S, Dionísio LFS, et al (2020a) Survival, growth and regeneration of forest species in mining areas in the Eastern Amazonia. *Sci Plena* 16:1–13. <https://doi.org/10.14808/sci.plena.2020.060204>
- Martins WBR, Ferreira GC, Souza FP, et al (2018) Deposição de serapilheira e nutrientes em áreas de mineração submetidas a métodos de restauração florestal em Paragominas, Pará. *Floresta* 48:37–48. <https://doi.org/10.5380/rf.v48>
- Martins WBR, Lima MDR, Barros Jr. UO, et al (2020b) Ecological methods and indicators for recovering and monitoring ecosystems after mining: A global literature review. *Ecol Eng* 145:105707. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.105707>.
- McIntyre N, Bulovic N, Cane I, McKenna P (2016) A multi-disciplinary approach to understanding the impacts of mines on traditional uses of water in Northern Mongolia. *Sci Total Environ* 557–558:404–414. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.03.092>
- Mudrák O, Doležal J, Frouz J (2016) Initial species composition predicts the progress in the spontaneous succession on post-mining sites. *Ecol Eng* 95:665–670. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.07.002>
- Muñoz-Rojas M, Erickson TE, Dixon KW, Merritt DJ (2016) Soil quality indicators to assess functionality of restored soils in degraded semiarid ecosystems. *Restor Ecol* 24:S43–S52. <https://doi.org/10.1111/rec.12368>
- Nappo ME, Griffith JJ, Martins SV, et al (2004) Dinâmica da estrutura fitossociológica da regeneração natural em sub-bosque de *Mimosa scabrella* Benth em área minerada, em Poços de Caldas, MG. *Rev Árvore* 28:811–829. <https://doi.org/10.1590/s0100-67622004000600006>
- Nunes S, Gastauer M, Cavalcante RBL, et al (2020) Challenges and opportunities for large-scale reforestation in the Eastern Amazon using native species. *For Ecol Manage* 466:118120. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118120>
- Ossai IC, Ahmed A, Hassan A, Hamid FS (2020) Remediation of soil and water contaminated with petroleum hydrocarbon: A review. *Environ Technol Innov* 17:100526. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2019.100526>
- Parrotta JA, Knowles OH, Wunderle Jr JM (1997) Development of floristic diversity in 10-year-old restoration forest on a bauxite mined site in Amazonia. *For Ecol*

- Manage 99:21–42. [https://doi.org/https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(97\)00192-8](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(97)00192-8).
- Pietrzykowski M (2019) Tree species selection and reaction to mine soil reconstructed at reforested post-mine sites: Central and eastern European experiences. *Ecol Eng X* 3:100012. <https://doi.org/10.1016/j.ecoena.2019.100012>
- Pinto A et al. (2009) Diagnóstico socioeconômico e florestal do município de Paragominas. Belém: Imazon
- Prach K, Walker LR (2019) Differences between primary and secondary plant succession among biomes of the world. *J Ecol* 107:510–516. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.13078>
- Rodrigues RR, Martins SV, De Barros LC (2004) Tropical Rain Forest regeneration in an area degraded by mining in Mato Grosso State, Brazil. *For Ecol Manage* 190:323–333. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2003.10.023>
- Rodrigues TE, Silva RC, Silva JML, et al (2003) Caracterização e classificação dos solos do município de Paragominas, estado do Pará. Belém
- Rojas-Botero S, Solorza-Bejarano J, Kollmann J, Teixeira LH (2020) Nucleation increases understory species and functional diversity in early tropical forest restoration. *Ecol Eng* 158:106031. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106031>
- Salomão RP, Araújo NR, Morais KAC (2007) Dynamics of natural tree regeneration after strip-mining in the Amazon. *Bol Mus Para Emílio Goeldi Ciências Nat* 85–139
- Santos BA (2002) Recursos minerais da Amazônia. *Estud Avançados* 16:123–152. [https://doi.org/https://doi.org/10.1590/S0103-40142002000200009](https://doi.org/10.1590/S0103-40142002000200009).
- SER (2004) Science & policy working group. The SER international primer on ecological restoration
- Silva MR de O (2019) Análise financeira da semeadura e do plantio de mudas arbóreas na restauração ecológica no Cerrado. Universidade de Brasília
- Sonter LJ, Herrera D, Barrett DJ, et al (2017) Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. *Nat Commun* 8:1–7. <https://doi.org/10.1038/s41467-017-00557-w>.
- Stolarski OC, Gorenstein MR, Lubke M, et al (2018) *Trema micrantha* (L.) Blume. EM PLANTAÇÕES PARA RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA: DESENVOLVIMENTO INICIAL NA FLORESTA SUBTROPICAL BRASILEIRA. *Ciência Florest* 28:1217. <https://doi.org/10.5902/1980509833351>
- Venturoli F, Venturoli S, Borges JD, et al (2013) Incremento de espécies arbóreas em

solo de cerrado no distrito federal. *Biosci J* 29:143–151

- Waterhouse BR, Adair KL, Boyer S, Wratten SD (2014) Advanced mine restoration protocols facilitate early recovery of soil microbial biomass, activity and functional diversity. *Basic Appl Ecol* 15:599–606. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2014.09.001>
- Wright IA, Belmer N, Davies PJ (2017) Coal Mine Water Pollution and Ecological Impairment of One of Australia’s Most ‘Protected’ High Conservation-Value Rivers. *Water, Air, Soil Pollut* 228:90. <https://doi.org/10.1007/s11270-017-3278-8>
- Yan M, Fan L, Wang L (2020) Restoration of soil carbon with different tree species in a post-mining land in eastern Loess Plateau, China. *Ecol Eng* 158:106025. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106025>
- Yankson PWK, Gough K V. (2019) Gold in Ghana: The effects of changes in large-scale mining on artisanal and small-scale mining (ASM). *Extr Ind Soc* 6:120–128. <https://doi.org/10.1016/j.exis.2018.09.009>

Capítulo-3

Avaliação da Cobertura Vegetal Por Meio do Índice de Vegetação SAVI em Áreas de Restauração Pós Mineração de Bauxita

RESUMO

Este estudo tem como objetivo avaliar a cobertura vegetal por meio do índice de vegetação ajustado ao solo (SAVI) nas áreas em restauração florestal após a mineração de bauxita, área de estudo está localizada no município de Paragomias-Pa. Os métodos de recuperação avaliados nesse de estudo são plantio de mudas, condução da regeneração natural, e nucleação. As imagens utilizadas no estudo para obtenção do SAVI são do satélite Sentinel 2 que após baixadas e convertidas em SAVI foram classificadas em solo degradado, solo exposto, coberto por herbáceas e gramíneas e cobertura florestal. Os resultados do SAVI variaram de 0,03 a 1,25 para a técnica de plantio tradicional; de 0,02 a 1,27 para a técnica de condução da regeneração natural; E de 0,06 a 1,26 para a nucleação. A área de plantio tradicional apresentou maior cobertura vegetal por floresta, com 51,55%, nucleação e a condução da regeneração apresentaram 44,12% e 43,92% de cobertura florestal. Os resultados mostram que imagens do Sentinel 02 apresentam capacidade satisfatória para a criação de índices de vegetação e a cobertura das áreas em processo de restauração estão seguindo a dinâmica de sucessão florestal de forma satisfatória, porém, para acelerar o desenvolvimento destas áreas é necessário intervir com plantios nas áreas com solo exposto e degradado.

Palavras chave: Regeneração Natural; Nucleação; Plantio tradicional; Cobertura do solo; Imagens de satélite.

1-INTRODUÇÃO

O imageamento terrestre a partir de satélites permite a aquisição de informações sobre objetos terrestres sem que haja contato físico direto entre sensor e alvo, empregando-se para isso a coleta da energia proveniente, refletida e/ou emitida, dos objetos, convertendo-a em sinal possível de ser registrado e assim gerando, como produto final, uma imagem para extração das informações contidas nos objetos (Gameiro et. al. 2017). A obtenção de informações de imagens, multi ou hiperespectrais, fundamenta-se no conhecimento sobre como cada objeto em análise se comporta com relação aos fenômenos de absorção, emissão e reflexão da radiação eletromagnética incidente neles (Alvarenga et al., 2003). De acordo com Ponzoni (2001), a aparência da cobertura vegetal em determinado produto de Sensoriamento Remoto é fruto de um processo complexo que envolve muitos parâmetros e fatores ambientais.

Desta forma, o que é efetivamente medido por um sensor remotamente situado, oriundo de determinada vegetação (alvo), não pode ser explicado somente pelas características intrínsecas dessa vegetação. O resultado inclui também a interferência de vários outros parâmetros e fatores, tais como: a fonte de radiação, o espalhamento atmosférico, as características tanto das folhas quanto do dossel, os teores de umidade do solo, a interferência da reflectância do solo, sombra, entre outros (Borrato e Gomide, 2013). Por meio das informações espectrais obtidas nas imagens, utilizam-se índices para facilitar a interpretação de dados das imagens obtidas pelos sensores, realçando o comportamento espectral da vegetação e minimizando o efeito do solo ou outros objetos.

A utilização de índices de vegetação como o Índice de Vegetação da Diferença Normalizada (NDVI), Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (SAVI) e Índice de Área Foliar (IAF) facilita a obtenção e modelagem de parâmetros biofísicos das plantas, como a área foliar, biomassa e porcentagem de cobertura do solo, com destaque para a região do espectro eletromagnético do infravermelho, que pode fornecer importantes informações sobre a evapotranspiração das plantas (Epiphanyo et al., 1996, Jensen, 2009). O Índice de Vegetação Ajustado ao Solo - SAVI (Huete, 1988) é um índice que leva em consideração os efeitos do solo exposto nas imagens analisadas, para ajuste do NDVI quando a superfície não está completamente coberta pela vegetação. Como nesse estudo estamos avaliando a cobertura vegetal de áreas em processo de restauração florestal, o SAVI é o que mais se adequa ao estudo proposto, pois esse índice acrescenta um fator de correção para a influência do solo, o que resulta em uma representação mais

fiel da vegetação se comparado ao NDVI. Esses índices são utilizados com sucesso para classificar a distribuição da cobertura global de vegetação, inferir sobre a variabilidade ecológica e ambiental, produção de fitomassa, radiação fotossintética ativa e a produtividade de culturas (Liu, 2007, p. 132).

Este estudo tem como objetivo avaliar a cobertura vegetal por meio do índice de vegetação ajustado ao solo (SAVI) nas áreas em restauração florestal após a mineração de bauxita, localizada no município de Paragominas-Pa.

2-MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Área de estudo

A área de estudo está localizada no município de Paragominas, estado do Pará. A região possui clima tipo “Aw”, segundo classificação de Köppen-Geiger, caracterizado como quente e úmido, com estações de chuva e seca bem definidas. Possui temperatura média entre 25,8 a 27,7 °C (Silva; Santana, 2014). A média da umidade relativa do ar é de 86% e do índice pluviométrico de 1.500 mm (INMET, 2015). Na região ocorrem, predominantemente, solos do tipo Latossolo Amarelos, Argilosos Amarelos, Plintossolos, Gleissolos e Neossolos. Em geral são solos de baixa fertilidade, com baixos teores de cálcio, magnésio, potássio, fósforo e nitrogênio, e ainda possuem altas taxa de saturação por bases (Rodrigues et al., 2003). A tipologia florestal original é de Floresta Ombrófila Densa (Pinto et al., 2009).

A partir do ano de 2009, iniciou-se o programa de recuperação das áreas degradadas nas áreas onde foi realizada a extração mineral. Os métodos de recuperação utilizados na área de estudo, são: plantio de mudas, condução da regeneração natural, e nucleação, sendo que essas técnicas foram aplicadas ao longo do processo de acordo com a disponibilidade de áreas. Sendo assim, foram escolhidas as áreas do ano de 2014 (Figura 1) para realização desse estudo. As áreas estudadas em cada técnica eram de 242,12 ha; 44,73 ha e 238,25 ha para o plantio, regeneração natural e nucleação, respectivamente (Figura 10).

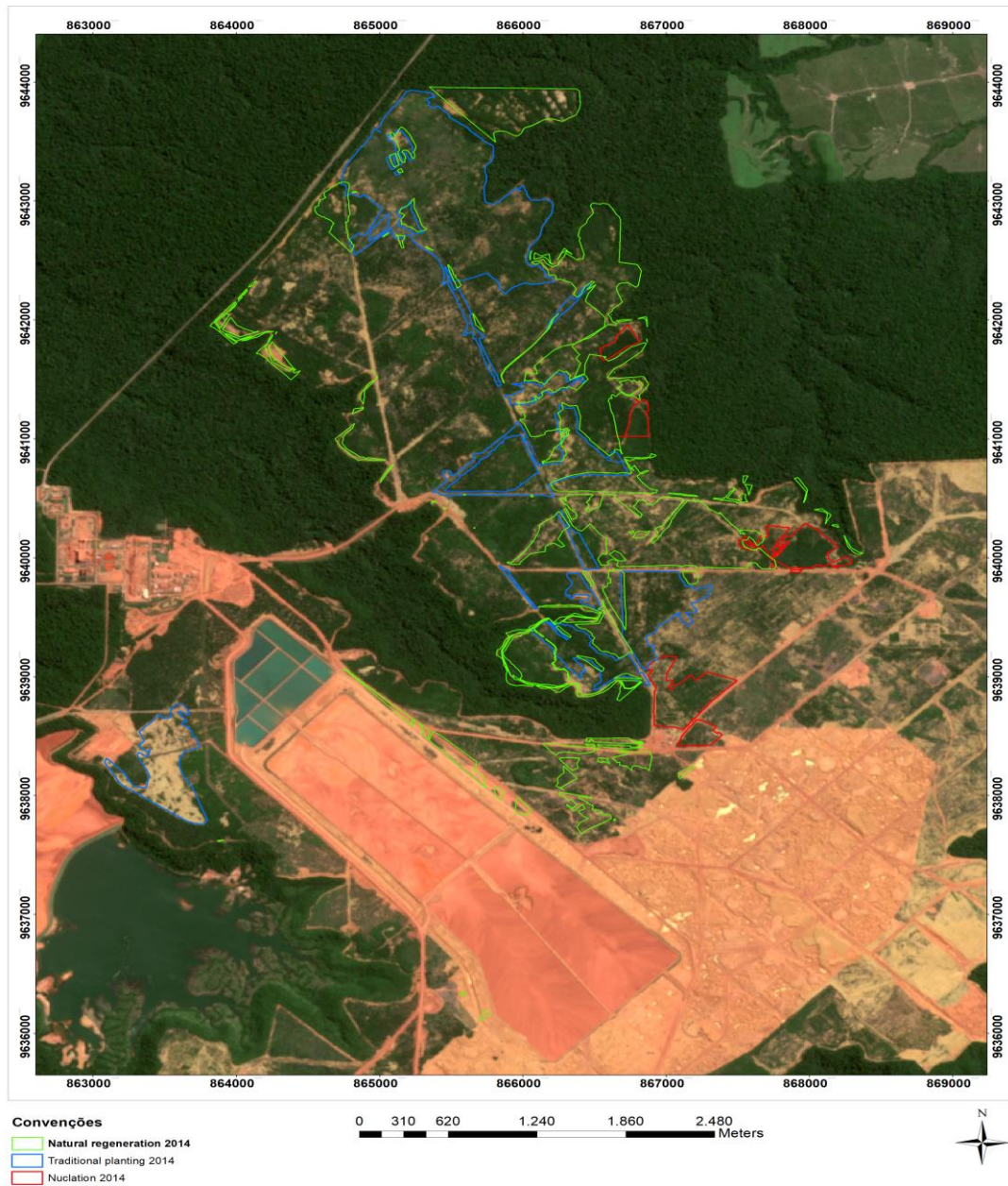


Figura 10. Áreas contendo as técnicas de Plantio tradicional, Nucleação e Condução da regeneração natural avaliadas na área de estudo.

2.2- Imagem Utilizada.

As imagens utilizadas no estudo são dos satélites Sentinel 2 (Spoto et al., 2012). Os satélites (A e B) carregam o sensor Multispectral Instrument (MSI), com 4 bandas de 10 metros, 6 bandas de 20 metros e 3 bandas de 60 metros de resolução espacial, obtidas no dia 06 de junho de 2020.

As bandas do sensor estão localizadas aproximadamente entre 450 e 2200 mm e têm larguras variáveis. As imagens são disponibilizadas no chamado nível 1-C de processamento, com correções geométricas e radiométricas já aplicadas, usadas nesse estudo, de modo que as imagens são disponibilizadas ortoretificadas e em valores de reflectância TOA (Topo da Atmosfera – Top of Atmosphere). A resolução temporal é de cinco dias contando o tempo de passagem dos dois satélites da constelação (ESA, 2015). O Sentinel 2 é especialmente promissor para se obter informações sobre vegetação por conta de sua resolução espectral, possuindo 4 bandas (bandas 5, 6, 7 e 8a) na faixa do red-edge, com 20 metros de resolução espacial cada. Além disso, as 4 bandas de 10 metros, que correspondem ao azul, verde, vermelho e NIR, (respectivamente B2, B3, B4 e B8) permitem o cálculo de alguns índices de vegetação em uma resolução espacial mais refinada (ESA, 2015).

2.3. Índice de Vegetação

O Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (SAVI) é um índice definido pela Equação 1, que leva em consideração efeitos do solo exposto nas imagens analisadas, para ajuste do NDVI quando a superfície não está completamente coberta pela vegetação, pois o índice acrescenta um fator de correção que resulta em uma representação mais fiel da vegetação.

$$SAVI = \frac{(1+Ls)(\rho_4 - \rho_3)}{(Ls + \rho_4 + \rho_3)} \quad (1)$$

Onde: Ls é uma constante denominada de fator de ajuste do índice SAVI, podendo assumir valores de 0,25 a 1 dependendo da cobertura do solo. Conforme Huete (1988) um valor para Ls de 0,25 é indicado para vegetação densa e de 0,5 para vegetação com densidade intermediária, quando o valor de Ls for 1 para vegetação com baixa densidade. Se o valor do SAVI for igual a 0, seus valores tornam-se igual aos valores do NDVI. Portanto o valor de Ls mais utilizado é 0,5. Segundo Ponzoni e Shimabukuro (2010), em geral o fator L = 0,5 é mais utilizado, uma vez que agrupa maior variação de vegetação.

2.4. Análise dos dados

Após baixar a imagem Sentinel 2 do site do U.S. Geological Survey (USGS, 2020), as bandas 04 (vermelho) e 08 (infravermelho) foram trabalhadas e convertidas em SAVI com o uso do software ArgGis 10.1. Em seguida as imagens passaram por

tratamento, usando ferramentas como o Clip, Raster to polygon, e dissolve e foram classificadas de acordo com as características objeto desse estudo, as quais são:

- **Solo degradado:** Áreas com ausência de cobertura vegetal. Classe correspondente a exposição de solo estéril. Possui coloração magenta e textura rugosa geralmente devido a presença de sulcos de erosão no solo.
- **Solo exposto:** Áreas com ausência de cobertura vegetal. Classe correspondente a exposição de solo superficial/*topsoil*. Possui coloração que vai do marrom-claro e textura lisa.
- **Coberto por herbáceas e gramíneas:** Áreas de cobertura vegetal composta por vegetação arbustiva, herbáceas e gramíneas.
- **Cobertura florestal:** Áreas com cobertura vegetal mais homogênea e contínua. Para esta classe são atribuídas indivíduos arbóreos em estágios iniciais de sucessão.

Em seguida foi calculada a porcentagem de cobertura do solo para cada técnica de restauração florestal utilizada na área de estudo (Plantio, Condução da regeneração natural e nucleação), para que fosse avaliada o processo de ocupação das áreas em restauração.

3-RESULTADOS

A Figura 11 mostra a comparação da imagem Sentinel 02 e a imagem do índice de vegetação SAVI para a área de estudo que foram obtidas a partir das bandas 4 (vermelho) e 8 (infravermelho) das imagens de satélite Sentinel 02 referente ao cálculo do SAVI. O valor do fator de ajuste usado no SAVI no processamento das imagens foi

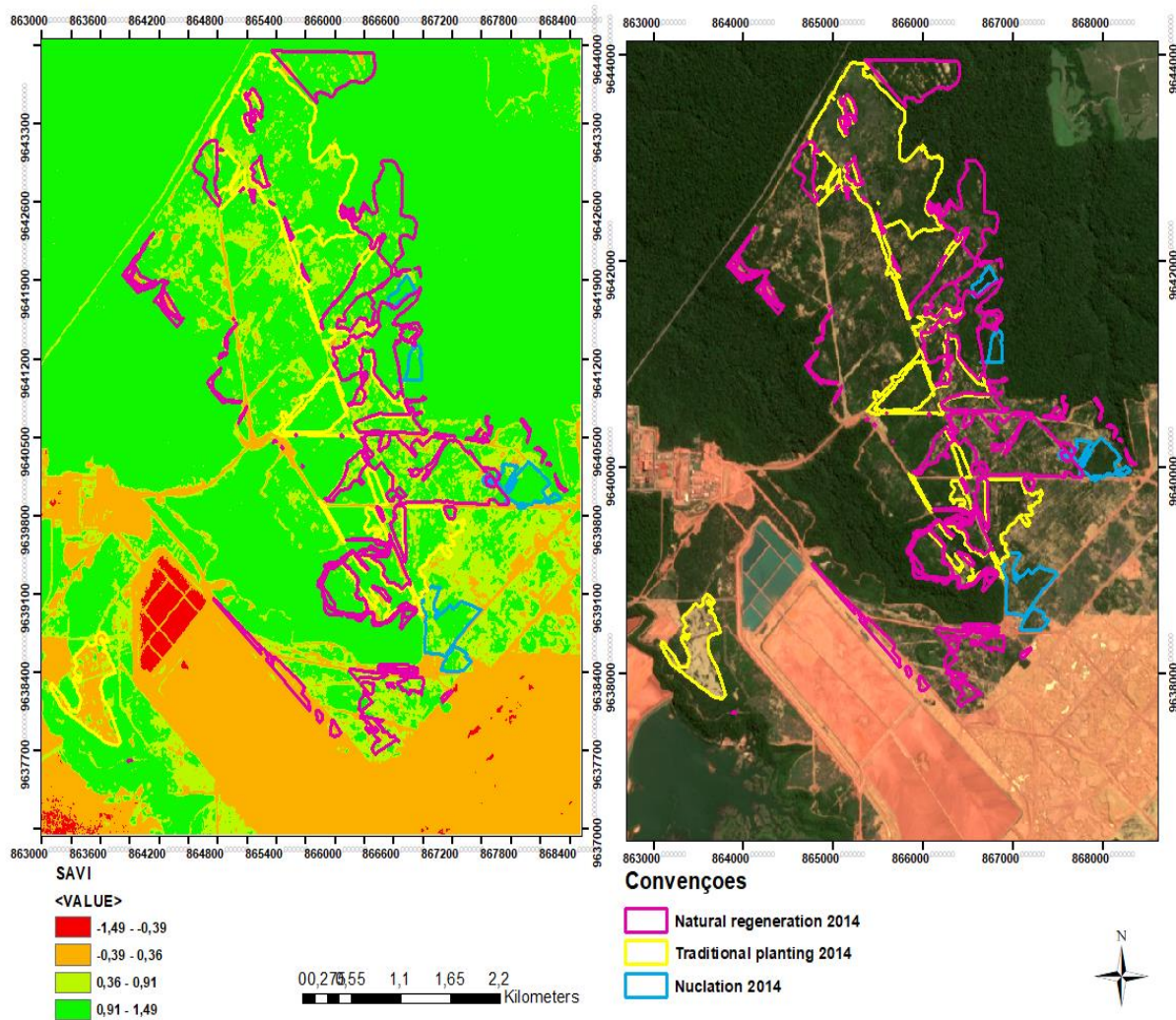


Figura 11. Mapa comparativo da área de estudo entre a da imagem do satélite Sentinel 02 e o SAVI para as três técnicas avaliadas.

de 0,5. Com isso, na imagem geral da área, o SAVI apresentou valores que variaram de -1,49 a 1,49, com significância de 0,91 e desvio padrão de 0,41

Nas figuras 12, 13 e 14 aparecem os resultados do SAVI e classificação da cobertura do solo para as técnicas de plantio tradicional, condução da regeneração natural e nucleação, respectivamente.

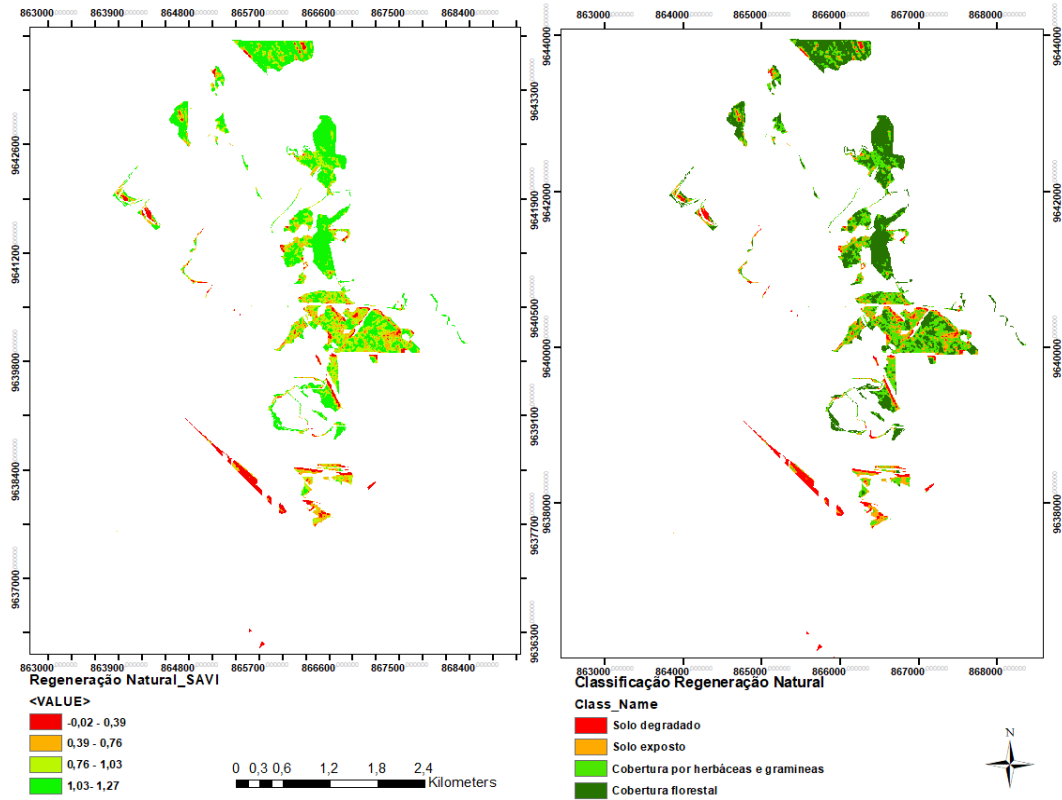


Figura 12. SAVI e classificação da cobertura do solo para a técnica de condução da regeneração natural para a área de estudo.

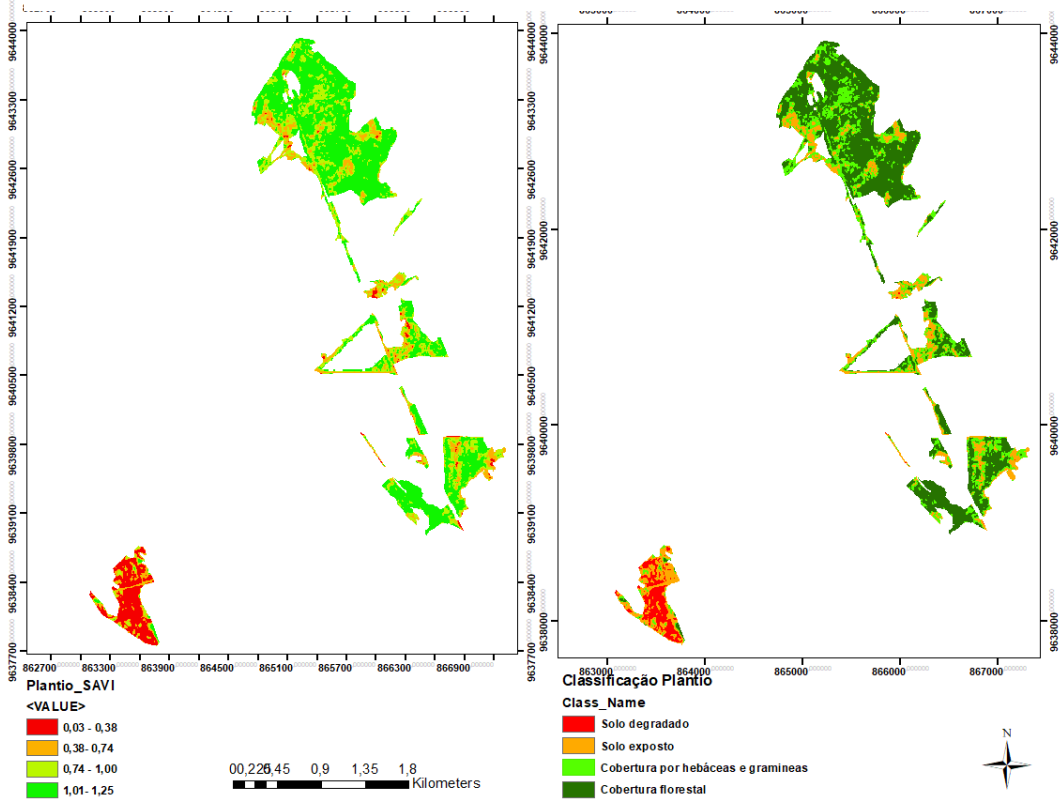


Figura 13. SAVI e classificação da cobertura do solo para a técnica de plantio tradicional para a área de estudo

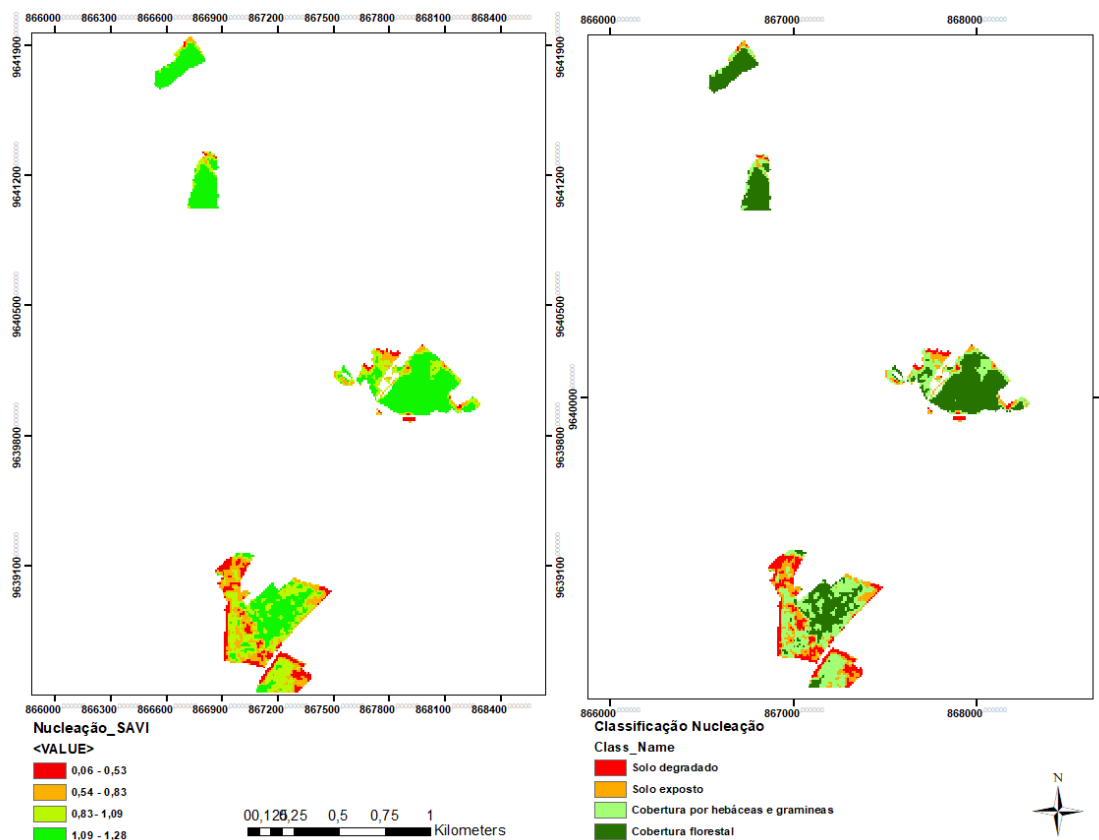


Figura 14. SAVI e classificação da cobertura do solo para a técnica de nucleação para a área de estudo.

Os resultados do SAVI variaram de 0,03 a 1,25 com significância de 0,21 e desvio padrão de 0,91 para a técnica de plantio tradicional; de 0,02 a 1,27, com significância de 0,92 e desvio padrão de 0,30 para a condução da regeneração natural; E de 0,06 a 1,26, com significância de 0,98 e desvio padrão de 0,26 para a nucleação.

Já o resultado da análise de cobertura do solo proposta está Tabela 3.1, tanto valores por hectare quanto a porcentagem de cada uma delas, por técnica aplicada na área de estudo.

Tabela 7. Áreas em hectares e percentual de ocupação do solo para as três técnicas avaliadas na área de estudo.

Classificação	Nucleação		Plantio trad.		Rege. Natural	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Solo degradado	5,21	11,66	12,49	5,16	19,32	8,11
Solo exposto	6,34	14,16	45,71	18,88	37,16	15,6
Coberto por herbáceas e gramíneas	13,45	30,06	59,09	24,41	77,12	32,37
Cobertura florestal	19,73	44,12	124,83	51,55	104,65	43,92

4- DISCUSSÃO

A aplicação do SAVI permitiu melhor visualização do comportamento espectral da vegetação em relação ao solo e a vegetação. De acordo com Lima et. al (2017), o SAVI faz parte de um grupo de índices considerados híbridos por utilizarem a razão de bandas com parâmetros de ajuste para minimizar o efeito da presença de solo em meio à vegetação. Na comparação visual realizada entre o SAVI e o mapa de referência, foi possível constatar uma boa representatividade e correta classificação das tipologias solo exposto, solo degradado, coberto por herbáceas e gramíneas e cobertura florestal. Quanto ao resultado geral do SAVI, variando de -1,49 a 1,49, Ribeiro et al. (2020) encontrou o mesmo resultado em fragmentos de floresta e sanavas em áreas de cerrado localizado no estado de Goiás.

Nas áreas onde foram aplicadas as técnicas de restauração florestal, o índice SAVI, apresentou como resultado uma amplitude de dados obtidos pelas imagens apresentados nos valores de desvio padrão, que se justifica pela disparidade de formas de uso e cobertura do solo. A cobertura por floresta se destacou nas três técnicas (Tabela 1). Em estudos aplicados no domínio da Mata Atlântica, Demarchi, Piroli e Zimback (2011) encontraram valores de SAVI superiores a 0,6 para matas nativas em densidades de vegetação variadas. Silva, Melo e Galvêncio, (2011) classificaram, como vegetação esparsa a densa, valores de SAVI em torno de 0,44 e vegetação densa 0,78 (Delbart et al., 2006). Porém, é importante ressaltar que nestes estudos foram utilizadas imagens Landsat 5, que apresentam resolução espacial menor que as imagens Sentinel 02 e que o presente estudo é feito em áreas de restauração florestal.

Quanto à cobertura vegetal, foi possível verificar que as áreas estão com alto vigor vegetativo (herbáceas e gramíneas, e cobertura florestal), com porcentagens superiores a 70% para as três técnicas avaliadas, apesar de que, quando a imagem foi obtida, o período do ano era seco. As áreas degradadas e de solo exposto não chegaram a 30% nas três técnicas quando avaliadas de forma individual. Chama atenção o fato de as áreas de plantio apresentarem 18.88% de solo exposto, isso significa que a mortalidade no plantio pode ser considerada alta, havendo a necessidade de replantio nessas áreas. A área com mais solo degradado, com ausência de topsoil é a área de nucleação, que apesar de apresentar boa presença de vegetação, nos mostra a necessidade de haver uma intervenção para melhor proteção do solo.

A área de plantio de espécies arbóreas foi a que apresentou maior cobertura vegetal por floresta, com 51,55%, resultado este justamente devido ao plantio realizado. A nucleação e a condução da regeneração apresentaram 44,12% e 43,92% de cobertura florestal, resultado satisfatório, já que são áreas com menos intervenção se comparadas com a área de plantio. Segundo Francisco et al. (2012), a cobertura vegetal do solo é fundamental para protegê-lo da ação erosiva das chuvas.

5. CONCLUSÃO

Os resultados encontrados mostram que imagens do Sentinel 02 apresentam capacidade satisfatória para a criação de índices de vegetação.

A cobertura das áreas em processo de restauração na área de estudo está seguindo a dinâmica de sucessão florestal de forma satisfatória, pois apresentam bons resultados nos índice de vegetação proposto e na porcentagem de cobertura do solo. Porém, para acelerar o desenvolvimento destas áreas é necessário intervir com plantios nas áreas com solo exposto e degradado.

6. Referências

- Alvarenga b. S.; d'arco, e.; adami, m.; formaggio, a.r. O Ensino de Conceitos E Práticas de Espectrorradiometria Laboratorial: Estudo de Caso Com Solos do Estado de São Paulo. Anais XI SBSR, Belo Horizonte, Brasil, INPE, p. 739-747, 2003.
- Delbart, N. et al. Remote sensing of spring phenology in boreal regions: A free of snow-effect method using NOAA-AVHRR and SPOTVGT data (1982–2004). Remote Sensing of Environment, v. 101, n. 1, p.52-62, 2006.
- Demarchi J. C.; Piroli, E. L.; Zimback, C. R. L. Análise temporal do uso do solo e comparação entre os índices de vegetação NDVI e SAVI no município de Santa Cruz do Rio Pardo/SP usando imagens Landsat-5. RA'EGA, v. 21, p. 234-271, 2011.
- Epiphanyo, J. C. N.; Gleriani, J. M.; Formaggio, A. R.; Rudorff, B. F. T. Índices de vegetação no sensoriamento remoto da cultura do feijão. Pesquisa agropecuária brasileira, Brasília, v. 31, n. 6, p. 445-454, 1996.
- Francisco, P.R.M.; Chaves, I. De B.; Lima, E.R.V.; Bandeira, M.M.; Silva, B.B. Mapeamento da caatinga com uso de geotecnologia e análise da umidade antecedente em bacia hidrográfica. Revista Brasileira de Geografia Física, v.5, p.676-693, 2012.

- Lima, D. R. M., Dlugosz, F. L., Iurk, M. C., Pesck, V. A. Uso de NDVI e SAVI para Caracterização da Cobertura da Terra e Análise Temporal em Imagens RapidEye. Revista Espacios. Vol. 38 (Nº 36) Año 2017. Pág. 7. ISSN 0798 1015
- LIU, W.T.H. Aplicações de Sensoriamento Remoto. Campo Grande: Editora UNIDERP, 2007.
- Ribeiro, E.S., Brito, P. R. L, Jesus, C. G., Souza, J. C. Avaliação de fragmentos de cerrado com base em índices de vegetação do sensor msi/sentinel 2-a na bacia hidrográfica do rio vermelho no estado de Goiás, Brasil. Tecnica, V.5 n.1, 2020.
- ESA, Sentinel 2 MSI Introduction, 2015. Disponível em: <https://earth.esa.int/web/sentinel/user-guides/Sentinel%202-msi>
- Gameiro S., Teixeira C.P.B., Silva Neto T.A.; Lopes M.F.L., Duarte C.R., Souto M.V.S., Zimback C.R.L. 2016. Avaliação da cobertura vegetal por meio de índices de vegetação (NDVI, SAVI e IAF) na Sub-Bacia Hidrográfica do Baixo Jaguaribe, CE. Terræ, 13(1-2):15-22.
- Huete A. R. A. Soil-Adjusted Vegetation Index (SAVI). Remote Sensing of Environment, New York, Ci. Fl., v. 28, n. 3, jul. - set., 2018 v. 25, n. 3, p. 295-309, ago. 1988.
- Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). 2º Distrito de Meteorologia, consulta genérica. Estação automática A202 Paragominas/PA. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/climatologia>. Acesso em: 20 out. 2015.
- Jensen, J. R. (1949) Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres / tradução José Carlos Neves Epiphany et al. São José dos Campos. SP. 2009
- Pinto, A.; Amaral, P.; Souza Jr, C.; Veríssimo, A.; Salomão, R.; Gomes, G.; Balieiro, C. Diagnóstico socioeconômico e florestal do município de Paragominas. Belém: IMAZON, 2009. 65 p.
- Ponzoni, F. J.; Shimabukuro, Y. E. Sensoriamento remoto no estudo da vegetação. São José dos Campos: Parêntese, 2001. 127 p. il
- Ponzoni, F. J.; Shimabukuro, Y. E. Sensoriamento Remoto no Estudo da Vegetação. 2010. ed. São José dos Campos: Parêntese, 2010. 128 p.
- Rodrigues, T. E.; Silva, R. C.; Silva, J. M. L.; Oliveira Júnior, R. C.; Gama, J. R. N. F.; Valente, M. A. Caracterização e classificação dos solos do município de Paragominas, estado do Pará. Belém: Embrapa Amazônia Oriental, 2003. 51p.
- Silva, E. R. A. C.; Melo, J. G. S., Galvêncio, J. D. Identificação das áreas susceptíveis a processos de desertificação no médio trecho da bacia do Ipojuca/PE através do

mapeamento do estresse hídrico da vegetação e da estimativa do índice de aridez. Revista Brasileira de Geografia Física, n. 3, p. 629-649, 2011.

Silva, E. N.; Santana, A. C. Modelos de regressão para estimação do volume de árvores comerciais, em florestas de Paragominas. Revista Ceres, v. 61, n. 5, p. 631-636, 2014.

Spoto, F. et al. Overview of Sentinel-2. 2012 Geoscience and Remote Sensing Symposium (IGARSS), 2012 IEEE International. IEEE, 2012. p. 1707- 1710.

Disponível em: <https://ieeexplore.ieee.org/document/6351195>

6. CONCLUSÕES GERAIS

Este trabalho encontrou resultados que foram validados por um programa estatístico, de acordo com as premissas de matemáticos e estudiosos no assunto, que serviram como referência para o desenvolvimento desta tese.

As espécies chave selecionadas pelo IFSE foram avaliadas em termos ecológicos que podem auxiliar as empresas e profissionais que trabalham com restauração a selecionar espécies e decidirem o momento certo de inseri-las em seus projetos.

A avaliação da trajetória da restauração mostrou resultados satisfatórios, demonstrando o plantio tradicional como a técnica mais próxima, estruturalmente, da floresta de referência, porém, mostrou também que é necessário diversificar a variedade de espécies buscando a melhoria da área a ser recuperada.

Avaliação da cobertura do solo mostrou que entre as técnicas avaliadas, plantio tradicional apresentou maior cobertura florestal, por meio da utilização do SAVI.

Os três capítulos desta tese demonstraram a importância de estudos como este para fomentar projetos de restauração florestal que auxiliem empresas e profissionais do ramo a tomarem as melhores decisões em seus empreendimentos.