



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

VICTOR PEREIRA DE OLIVEIRA

**A ADUBAÇÃO DO SOLO E O TAMANHO DE COVAS AFETAM O DESEMPENHO
DE ESPÉCIES IMPLANTADAS PÓS-MINERAÇÃO DE CAULIM E CASCALHO?**

BELÉM

2021



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

VICTOR PEREIRA DE OLIVEIRA
2019101389

**A ADUBAÇÃO DO SOLO E O TAMANHO DE COVAS AFETAM O DESEMPENHO
DE ESPÉCIES IMPLANTADAS PÓS-MINERAÇÃO DE CAULIM E CASCALHO?**

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte dos requisitos exigidos para a obtenção do Título de Mestre em Ciências Florestais, na Área de Concentração: Ecologia e Ecofisiologia de Árvores.

Orientador: Dr. Gustavo Schwartz.

BELÉM

2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)
Bibliotecas da Universidade Federal Rural da Amazônia
Gerada automaticamente mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)

- O48a Oliveira, Victor Pereira
A adubação do solo e o tamanho de covas afetam o desempenho de espécies implantadas pós-mineração de caulim e cascalho? / Victor Pereira Oliveira. - 2021.
76 f. : il. color.
- Dissertação (Mestrado) - Programa de PÓS-GRADUAÇÃO em Ciências Florestais (PPGCF), Campus Universitário de Belém, Universidade Federal Rural Da Amazônia, Belém, 2021.
Orientador: Prof. Dr. Gustavo Schwartz
1. Indicadores ecológicos. 2. Calcário. 3. Resíduo de produção. 4. Restauração Florestal. 5. Qualidade do solo. I. Schwartz, Gustavo, *orient.* II. Título

CDD 581.5

VICTOR PEREIRA DE OLIVEIRA

A ADUBAÇÃO DO SOLO E O TAMANHO DE COVAS AFETAM O DESEMPENHO DE ESPÉCIES IMPLANTADAS PÓS-MINERAÇÃO DE CAULIM E CASCALHO?

Dissertação apresentada à Universidade Federal Rural da Amazônia, como parte das exigências do Curso de Mestrado em Ciências Florestais: área de concentração em Ecologia e Ecofisiologia de Árvores, para obtenção do título de Mestre.

Data de Aprovação: 16 / 08 / 2021

Banca Examinadora:



**Prof. Dr. Gustavo Schwartz – Orientador
EMBRAPA AMAZÔNIA ORIENTAL**



**Prof. Dr. Walmer Bruno Rocha Martins – Examinador 1
UNIVERSIDADE ESTADUAL DO PARÁ - UEPA**



**Prof. Dr. Ruy Guilherme Correia – Examinadora 2
UNIVERSIDADE ESTADUAL DO PARÁ – UEPA**



**Prof. Dr. Ademir Roberto Ruschel – Examinador 3
EMBRAPA AMAZÔNIA ORIENTAL**

AGRADECIMENTOS

Primeiramente agradeço à Deus, por toda luz e força na realização dessa conquista e pelo dom da vida.

A minha mãe, Marlena Pereira de Oliveira, pelos ensinamentos, conselhos e todo o amor incondicional.

À Universidade Federal Rural da Amazônia - UFRA por disponibilizar o curso de Mestrado em Ciências Florestais.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq, pela concessão da bolsa de estudos [134262/2019-0], que permitiu o desenvolvimento dessa pesquisa.

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

À Imerys pelo incentivo ao desenvolvimento dessa pesquisa, por todo apoio técnico, logístico e financeiro durante as atividades de campo, em especial ao Engenheiro Florestal João Lima.

À Jari Celulose pelo incentivo ao desenvolvimento dessa pesquisa científica pelo apoio técnico em campo e toda logística necessária para as campanhas.

Ao Prof. Dr. Marcos André Piedade Gama pela oportunidade do estágio docência e suas contribuições valiosas ao longo desses dois anos.

Aos Drs. Arystides Resende Silva e José do Carmo Alves Lopes que contribuíram para o desenvolvimento dessa dissertação.

A todos os amigos que fiz durante essa trajetória de dois anos no Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais.

Aos amigos da pesquisa em Restauração Florestal, Walmer Bruno Rocha Martins e Julia Isabella de Matos Rodrigues pelas excelentes contribuições nos capítulos dessa dissertação.

Ao meu amigo e fiel confidente, Francisco Joafran Gomes de Paiva por todo o apoio concedido, ensinamentos e contribuições pessoais.

Meus sinceros agradecimentos à banca de defesa pelas relevantes contribuições ao longo dessa dissertação.

À todos que de alguma maneira contribuíram direta ou indiretamente para o desenvolvimento desse trabalho.

Meu muito OBRIGADO!

EPÍGRAFE

“Todas as vitórias ocultam uma abdicação”.

(Simone de Beauvoir)

RESUMO GERAL

A mineração contribui substancialmente para a economia em diferentes escalas e possui papel fundamental no desenvolvimento de vários setores de bens e serviços, mas ocasiona severos impactos ambientais como a supressão vegetal e a descaracterização do solo. O uso de espécies florestais nativas na restauração florestal tem sido cada vez mais reconhecido como um meio eficiente para restaurar a função e a estrutura dos ecossistemas pós-mineração. O objetivo desta dissertação foi contribuir com as bases práticas e teóricas da restauração florestal em áreas degradadas na Amazônia. No primeiro capítulo, foi conduzido um estudo com o objetivo de avaliar os indicadores de qualidade do solo, a sobrevivência e o crescimento inicial de 6 espécies florestais tropicais em áreas pós-mineração de caulim em Ipixuna do Pará - PA. O estudo buscou responder se a utilização do calcário em três volumes de covas afetaram as propriedades químicas do solo e o desempenho geral das plantas aos 12 meses após o plantio. Os nossos resultados demonstraram que o solo se encontra intensamente degradado, porém a aplicação do calcário reduziu a concentração do Al tóxico no solo. Através da PCA, os dois primeiros componentes explicaram 67,73% da variância dos 13 indicadores funcionais da qualidade do solo. O PC1 correlacionou-se positivamente com Ca, Mg, K, SB, CTC e V, enquanto que a H+Al e saturação por Al apresentaram correlações negativas. Houve influência direta entre a aplicação do calcário e os volumes de covas no crescimento das espécies estudadas, porém não percebemos uma tendência e comportamento bem definido para esse indicador estrutural. Apesar disso, destacamos as elevadas taxas de crescimento para as espécies *Inga edulis*, *Inga cayennensis*, *Clitoria fairchildiana* e *Tachigali vulgaris*. A taxa de sobrevivência variou entre 13% e 100% entre as espécies, sendo que *Clitoria fairchildiana* proporcionou as maiores porcentagens de sobrevivência, superior aos 75% para todos os tratamentos. No segundo capítulo, buscamos responder se a sobrevivência e o crescimento inicial de 4 espécies florestais leguminosas foram afetados de acordo com diferentes adubações em dois volumes de covas em uma área degradada por mineração de cascalho na empresa Jari Celulose, Monte Dourado - PA. Utilizamos os resíduos de produção de celulose solúvel (i.e. galhos, cascas e folhas de *Eucalyptus* spp.), manta de fibra de coco em dois volumes de cova no desempenho geral das plantas 15 meses após o plantio. Nossos resultados apontaram excelentes taxas de crescimento para as quatro espécies avaliadas, variando de 160,75 a 279,26 cm ano⁻¹. Para o IPADAP o resíduo promoveu incrementos significativos para a *Clitoria fairchildiana*, porém não diferiu para as demais espécies. Além disso, as taxas de sobrevivência foram igual ou superior a 80% para as espécies *Clitoria fairchildiana*, *Inga edulis* e *Inga thibaidiana*. As espécies utilizadas são recomendadas para áreas pós-mineração de cascalho por promover facilmente a estruturação do ecossistema. Adicionalmente, os resultados dessa dissertação contribuem com a ciência da restauração florestal e sugerem aptidão das espécies utilizadas para recomposição de áreas altamente impactadas na Amazônia, especialmente pelas características de crescimento rápido e recomposição dos serviços.

Palavras-chave: Indicadores ecológicos, Qualidade do solo, Calcário, Volumes de covas, Resíduo de produção, Manta de fibra de coco.

SUMMARY

Mining contributes substantially to the economy at different scales and plays a key role in the development of various sectors in goods and services. On the other hand, the negative impacts caused by this activity are inevitable, as it intensely modifies the landscape, degrades the soil structure and reduces environmental services. The use of native species in forest restoration has been increasingly recognized as an efficient way to restore the function and structure of post-mining ecosystems. The objective of this dissertation was to contribute to the practical and theoretical bases of forest restoration in degraded areas in the Amazon. In the first chapter, a study was conducted with the objective of evaluating the indicators of soil quality, survival and initial growth of 6 tropical forest species in kaolin post-mining areas in Ipixuna do Pará - PA. The study sought to answer whether the use of lime in three volumes of holes affected the chemical properties of the soil and the general performance of the plants at 12 months after planting. Our results showed that the soil is intensely degraded, but the application of lime reduced the concentration of toxic Al in the soil. Through PCA, the first two components explained 67.73% of the variance of the 13 functional indicators of soil quality. PC1 was positively correlated with Ca, Mg, K, SB, CTC and V, while H+Al and Al saturation showed negative correlations. There was a direct influence between the application of lime and the volumes of holes in the growth of the studied species, but we did not notice a well-defined trend and behavior for this structural indicator. Despite this, we highlight the high growth rates for the species *Inga edulis*, *Inga cayennensis*, *Clitoria fairchildiana* and *Tachigali vulgaris*. The survival rate varied between 13% and 100% among species, with *Clitoria fairchildiana* providing the highest percentages of survival, above 75% for all treatments. In the second chapter, we seek to answer whether the survival and initial growth of 4 leguminous forest species were affected according to different fertilization in two volumes of holes in an area degraded by gravel mining at Jari Celulose Company, Monte Dourado - PA. We used dissolving pulp production residues (i.e. branches, bark and leaves of *Eucalyptus* spp.), coconut fiber blanket in two holes in the overall performance of the plants 15 months after planting. Our results showed excellent growth rates for the four species evaluated, ranging from 160.75 to 279.26 cm year⁻¹. The periodic annual increment (PAI) in DBH of cellulose residue promoted significant increase of *Clitoria fairchildiana*, but it did not differ from the other species. Furthermore, survival rates were equal to or greater than 80% for the species *Clitoria fairchildiana*, *Inga edulis* and *Inga thibaidiana*. The species used are recommended for gravel post-mining areas as they easily promote the structuring of the ecosystem. Additionally, the results of this dissertation contribute to the science of forest restoration and suggest adapted species to recompose degraded areas by mining in the Amazon, especially due to the characteristics of rapid growth and restoration of services.

Keywords: Ecological indicators, Soil quality, Limestone, Pit volume, Residue of cellulose production, coconut fiber, kaolin.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	11
2. OBJETIVO GERAL	12
3. QUESTÕES CIENTÍFICAS, HIPÓTESES E OBJETIVOS ESPECÍFICOS	12
3.1. Capítulo 1.....	12
3.1.1 Questões científicas.....	12
3.1.2. Hipóteses alternativas.....	12
3.1.3. Objetivos específicos.....	13
3.2. Capítulo 2.....	13
3.2.1. Questões científicas.....	13
3.2.2. Hipóteses alternativas.....	13
3.2.3. Objetivos específicos.....	13
4. MINERAÇÃO E RESTAURAÇÃO FLORESTAL NA AMAZÔNIA	15
4.1. Mineração de Caulim e suas especificidades na Amazônia brasileira	15
4.2. Bases teóricas da restauração florestal	16
4.3. Recuperação de ecossistemas degradados pós-mineração	19
4.4. Plantio de mudas como método de proteção e qualidade do solo.....	21
4.5. Avaliação dos indicadores ecológicos	23
Referências.....	24
5. CAPÍTULO 1 - PLANTIO DE MUDAS FLORESTAIS SUBMETIDAS A APLICAÇÃO DE CALCÁRIO E TAMANHOS DE COVAS EM ÁREAS PÓS-MINERAÇÃO DE CAULIM NA AMAZÔNIA ORIENTAL.....	31
5.1. Introdução	31
5.2. Material e métodos.....	33
5.2.1. Área de estudo.....	33
5.2.2. Espécies selecionadas.....	34
5.2.3. Desenho experimental.....	35
5.2.4. Coleta e análise de dados	36
5.2.5. Análises estatísticas.....	37
5.3. Resultados.....	37
5.3.1. Características e indicadores de qualidade do solo	37
5.3.2. Sobrevivência.....	40
5.3.3. Crescimento.....	40
5.4. Discussão.....	42
5.4.1. Condições ecológicas do solo	42
5.4.2. Sobrevivência e crescimento.....	43
5.5. Conclusões	45
Referências.....	45
6. CAPÍTULO 2 - RESÍDUOS DE CELULOSE PODEM FAVORECER O CRESCIMENTO INICIAL DE LEGUMINOSAS APÓS A MINERAÇÃO DE CASCALHO NA AMAZÔNIA?.....	55
6.1. Introdução	55
6.2. Material e métodos.....	58
6.2.1. Área de estudo.....	58
6.2.2. Desenho experimental.....	59
6.2.3. Espécies estudadas	60

6.2.4. Coleta de dados	61
6.2.5. Análises estatísticas.....	61
6.3. Resultados.....	61
6.3.1. Crescimento.....	61
6.3.2. Incremento periódico anual em DAP.....	63
6.3.3. Sobrevivência	64
6.4. Discussão.....	65
6.5. Conclusões	68
Referências.....	68
7. CONCLUSÕES GERAIS E RECOMENDAÇÕES	76

1. INTRODUÇÃO GERAL

A mineração é uma atividade industrial com papel indispensável para o desenvolvimento de vários setores de bens e serviços (MELO et al., 2018), contribuindo para a economia global, com a geração de empregos, renda e infraestrutura (SÖDERHOLM; SVAHN, 2015; MATLABA et al., 2017). No Brasil, por exemplo, os minérios metálicos, contribuíram com 4% de seu Produto Interno Bruto (PIB) no ano de 2019 (INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO - IBRAM 2020). Por outro lado, a atividade mineral ocasiona sérios impactos negativos para os ecossistemas, como a interrupção dos ciclos hidrobiogeoquímicos e o afugentamento da fauna, os quais são intensificados pela supressão da vegetação nativa, revolvimento e destruição dos perfis do solo (CARNEIRO et al., 2008; SANTOS et al., 2013; SANTOS et al., 2016). Esses impactos afetam negativamente a regulação climática, manutenção dos estoques de carbono pelas florestas, subsistência das comunidades tradicionais e o bem estar humano (PAN et al., 2011; FEARNSSIDE, 2016; STRAND et al., 2018).

A Amazônia, apresenta uma enorme diversidade de reservas minerais, especialmente de ouro, prata, ferro, bauxita e caulim (SANTOS et al., 2002), o que pode gerar mais pressão para a exploração desses recursos e conseqüentemente a destruição dos ecossistemas naturais. Ainda dentro desse contexto, o estado do Pará destaca-se como um dos maiores produtores de minérios do Brasil, tendo a maior mina de minério de ferro (CRUZ et al., 2020; VALE, 2020), caulim (IMERYYS, 2020) e uma das maiores reservas de bauxita do mundo (MONSELS; VAN BERGEN, 2018). Além disso, o estado foi o maior arrecadador de *royalties* de mineração do Brasil em 2019, sendo o equivalente a USD 421 milhões (AGÊNCIA NACIONAL DE MINERAÇÃO - ANM, 2020). Neste cenário, a restauração florestal tem ganhado relevância e destaque, devido à necessidade de recuperação das áreas degradadas pela atividade da mineração. Assim, os projetos de restauração buscam restabelecer os processos a nível ecológico, a biodiversidade e a função dos ecossistemas impactados (BRANCALION et al., 2015).

O Brasil por ser um dos principais países mineradores do mundo, possui uma ampla variedade de leis, decretos e instruções normativas que regulam a atividade minerária bem como a preservação do meio ambiente (ARONSON et al., 2011) e, desde 1988, a Constituição Federal por meio do Art. 225 prevê a reabilitação de áreas degradadas pela mineração e constitui penalidades em caso de infrações (BRASIL, 1988). Ainda dentro desse arcabouço jurídico e legal, as mineradoras autorizadas pela AGÊNCIA NACIONAL DE MINERAÇÃO (ANM) a explorarem recursos, devem obrigatoriamente apresentar o Plano de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD), contemplando todas as medidas mitigadoras e detalhando os protocolos

necessários para recuperação das áreas degradadas pela mineração. Além disso, o descumprimento do PRAD e das condicionantes pode resultar na retirada da licença de operação da empresa mineradora. Adicionalmente, o Código Florestal (Lei nº 12.651/2012) também estabelece em diversos artigos ações para que o setor público e a sociedade civil promovam a recuperação dos ecossistemas degradados.

Assim, as práticas de restauração florestal têm se tornado ferramentas indispensáveis para o desenvolvimento econômico sustentável, frente à degradação dos ecossistemas. Essas práticas devem ser acompanhadas do monitoramento contínuo e periódico dos indicadores, os quais podem demonstrar a eficiência do método aplicado (PRACH et al., 2019; MARTINS et al., 2020) e identificar os desvios das trajetórias desejadas, fornecendo avaliações consistentes para os órgãos ambientais (GASTAUER et al., 2020). Além da viabilidade ecológica e técnica a ser considerada na escolha do método de restauração, os recursos financeiros não devem ser negligenciados, sendo que a viabilidade econômica também deve ocupar lugar de destaque frente à demanda de áreas a serem restauradas (CROUZEILLES et al., 2017; HOLL, 2017), devendo ser priorizado os métodos mais eficientes e baratos.

2. OBJETIVO GERAL

Investigar a efetividade de métodos, técnicas e espécies arbóreas na restauração de ecossistemas degradados pela mineração de caulim e cascalho na Amazônia Oriental.

3. QUESTÕES CIENTÍFICAS, HIPÓTESES E OBJETIVOS ESPECÍFICOS

3.1. Capítulo 1

3.1.1 Questões científicas

- i)** O volume da cova exerce influência nas taxas de crescimento e sobrevivência das espécies florestais em plantio de recobrimento pós-mineração?
- ii)** A calagem contribui para o desenvolvimento inicial das espécies florestais em sítios pós-mineração?
- iii)** Os indicadores de qualidade e as condições nutricionais do solo diferem entre os sítios pós-mineração?

3.1.2. Hipóteses alternativas

- i)** Covas maiores proporcionam melhores condições de desenvolvimento, principalmente por facilitar maior expansão radicular.

- ii) O solo corrigido pela calagem propicia maiores taxas de crescimento e sobrevivência de espécies florestais por aumentar a absorção dos nutrientes.
- iii) A correção da acidez do solo pela calagem irá repercutir positivamente nos indicadores de qualidade, como no aumento do pH, bases trocáveis, CTC e redução do Al tóxico presente no solo.

3.1.3. Objetivos específicos

- i) Analisar o desenvolvimento de mudas de diferentes espécies em plantio de recobrimento;
- ii) Analisar variáveis de fertilidade e qualidade do solo;
- iii) Determinar as taxas de sobrevivência das espécies plantadas;
- iv) Identificar às espécies mais aptas no plantio em área após a mineração de caulim; e
- v) Testar os efeitos da calagem sobre os crescimento e sobrevivência de mudas em plantio de recobrimento.

3.2. Capítulo 2

3.2.1. Questões científicas

- i) O uso do resíduo de produção de celulose proporciona melhores condições para o crescimento e sobrevivência de mudas em plantio inicial após a mineração de cascalho?
- ii) Dentro das metodologias adotadas, o uso da manta de fibra de coco é satisfatório para promover o maior crescimento e sobrevivência de mudas em plantio inicial pós mineração de cascalho?

3.2.2. Hipóteses alternativas

- i) O resíduo de produção de celulose é um material orgânico, rico em nutrientes, especialmente em C, N e P, que incorporados ao solo, promovem a modulação dos nutrientes disponíveis.
- ii) A manta de fibra de coco possui grande capacidade de retenção de água, dispõe de uma grande reserva de nutrientes e favorecem o crescimento acelerado da vegetação, potencializando a sobrevivência das espécies.

3.2.3. Objetivos específicos

- i) Indicar uma metodologia de restauração para áreas após a mineração de cascalho;

- ii) Analisar o desenvolvimento de quatro espécies leguminosas florestais nos sítios de restauração; e
- iii) Determinar a sobrevivência das espécies em ecossistema em restauração após a mineração de cascalho.

4. MINERAÇÃO E RESTAURAÇÃO FLORESTAL NA AMAZÔNIA

4.1. Mineração de Caulim e suas especificidades na Amazônia brasileira

O caulim, argilomineral de alumínio hidratado do tipo 1:1, é um minério composto predominantemente pela caulinita, e apresenta minerais acessórios como hematita, goethita, zircão, rutilo, anatase e moscovita em proporções inferiores a 5% (CARNEIRO et al., 2003). Esse minério é encontrado naturalmente branco ou pode atingir essa coloração através do beneficiamento, onde as impurezas são eliminadas (geralmente óxidos de ferro). O caulim possui aplicação tecnológica especialmente nas indústrias de papel, cerâmica, refratários, pigmentos e aditivos (PRUETT, 2016). De acordo com o Sumário Mineral, o Brasil é o sétimo maior produtor mundial desse mineral, com cerca de 1,7 milhões de toneladas, correspondendo a 5% da produção mundial em 2016 (Agencia Nacional de Mineração - ANM, 2019). A região amazônica concentra cerca de 10% das reservas mundiais de caulim e as principais reservas encontram-se na região do Rio Capim, nordeste do estado do Pará, Brasil, conhecida mundialmente como Distrito Rio Capim (DRC), apresentando caulim com elevada pureza, com bom índice de brancura e granulometria apropriada para o uso industrial (SOUSA et al., 2007; DIAS et al., 2012; MAIA et al., 2019).

As principais minas em operação no DRC são a Rio Capim Caulim (RCC) e a Pará Pigmentos S.A. (PPSA), ambas localizadas no município de Ipixuna, estado do Pará, e são subsidiárias do Grupo Imerys (IMERYS, 2020). As operações de lavra ocorrem a céu aberto, em média a 20 metros de profundidade (Figura 1), onde se encontra o caulim macio (*soft*), recoberto por um nível de caulim duro (*flint*), considerado como material estéril por conter elevado teor de óxidos de ferro (CARNEIRO et al., 2003). O caulim dessas duas minas é proveniente dos sedimentos da Formação Ipixuna, do período Cretáceo, intensamente intemperizados e de formação *in situ* (KOTSCHOUBEY et al., 1996). O caulim extraído da RCC e da PPSA é transportado via mineroduto até o município de Barcarena, no Pará, onde ocorre o beneficiamento e transporte para o mercado internacional via porto privado da mineradora Imerys, sendo Estados Unidos e Europa os principais mercados (IMERYS, 2020). A mineração de caulim ocorre dentro das práticas da mineração sustentável, sendo as principais etapas: a) exploração; b) desenvolvimento e prospecção de recursos; c) viabilidade e desenvolvimento das reservas; d) mina, planejamento, permissão e construção; e) produção (extração e beneficiamento); e f) restauração ecológica para reestabelecimento das funções do ecossistema (KOGEL, 2014).



Figura 1. Perfil da seção longitudinal do caulim da região do Rio Capim, PPSA, Amazônia oriental, Brasil.

Fonte: Costa (2018).

4.2. Bases teóricas da restauração florestal

As florestas cobrem quase um terço da área terrestre do planeta e contêm mais de 80% de toda a biodiversidade presente em ecossistemas terrestres (AERTS; HONNAY, 2011). Os ecossistemas terrestres contribuem para o ciclo global do carbono, desempenhando a regulação e mitigação das mudanças climáticas em nível global (PAN et al., 2011; LEWIS et al., 2015). Por outro lado, o modelo de exploração e desenvolvimento da região amazônica contribuiu para a degradação desses ecossistemas, gerando enormes passivos ambientais e a perda dos recursos genéticos e florestais (BLIGNAUT et al., 2014). Adicionalmente, a mineração é uma das atividades que mais impactam negativamente o meio ambiente, devido à supressão completa das florestas e, conseqüentemente, desaparecimento da vida selvagem (MACDONALD et al., 2015). Visando reverter essa situação, a restauração ecológica desempenha uma importante função. De acordo com a Sociedade Internacional para a Restauração Ecológica – SER (2004), a restauração ecológica é uma ciência que busca iniciar ou acelerar a restauração de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído, em decorrência de ações diretas ou indiretas do homem, enfatizando o reestabelecimento dos serviços ecossistêmicos. A restauração também pode ser descrita como uma atividade que busca a restauração dos fluxos de bens e serviços naturais que os ecossistemas fornecem à sociedade (CLEWELL; ARONSON, 2007).

De maneira resumida, o uso do termo “restauração” significa que a estrutura, a composição, a produtividade e a diversidade do ecossistema restaurado sejam semelhantes às suas condições originais, mas não necessariamente idênticas ao ecossistema original (ZIPPER et al., 2011; FAO, 2015). A restauração de ecossistemas pode ser classificada em ativa e passiva (Quadro 1), sendo a interferência humana a principal diferença entre ambas. Na restauração ativa é necessária a intervenção humana para direcionar a sucessão ecológica, enquanto que, na restauração passiva não existe nenhuma intervenção. Estudos meta-analíticos apontam que a restauração passiva demonstra ser o método mais econômico para a restauração da biodiversidade e do funcionamento dos ecossistemas (CHAZDON, 2017; CROUZEILLES et al., 2017). Além disso, estudos de restauração passiva tendem a ser realizados em locais com maior resiliência e alto poder de regeneração, gerando viés comparativo. Em contrapartida, a restauração ativa é realizada em várias condições locais, especialmente em ecossistemas intensamente degradados, onde a atuação do homem é imprescindível para induzir os processos de restauração e sucessão florestal (REID et al., 2018).

Quadro 1: Características da restauração ativa e passiva de ecossistemas degradados.

Tipo de Restauração	Principais características
Ativa	Aplicada em áreas que necessitam de intervenções diretas, como a retirada dos fatores de degradação e o fornecimento de propágulos de qualidade (sementes e mudas), eliminação de barreiras à regeneração, transposição do <i>topsoil</i> e monitoramento contínuo.
Passiva	Aplicada em áreas degradadas com alto potencial de resiliência, apresentando remanescentes florestais próximos que abrigam alta diversidade florística e faunística capazes de dispersarem propágulos, presença do banco de sementes do solo capaz de induzir a regeneração natural.

Fonte: Adaptado de Meli et al. (2017).

Atualmente, a restauração florestal está fundamentada no paradigma contemporâneo da ecologia proposto por Pickett & White (1985), no qual se reconhece que os distúrbios influenciam diretamente na dinâmica da vegetação e na sucessão florestal. Admitindo que o processo de restauração não é unidirecional e pode assumir diversas comunidades finais possíveis (BRANCALION et al., 2009), com diferentes fisionomias, não estando sujeita a um único clímax pré-estabelecido. Adicionalmente, Suding (2011) abordou quatro paradigmas

gerais que fornecem a estrutura básica para a discussão dos objetivos da restauração ecológica: a) restauração para orientar os ecossistemas degradados; b) restauração como compensação pela perda de habitat; c) restauração para provimento de serviços ecossistêmicos; e d) restauração para garantir a resiliência.

O principal objetivo dos programas de restauração em diversas frentes está direcionado à restauração dos atributos ecológicos do ecossistema florestal (ARADOTTIR; HAGEN, 2013), dos quais incluem a composição de espécies, a fertilidade do solo, além de outros aspectos da estrutura e função do ecossistema, bem como sua dinâmica, resiliência, sustentabilidade e variabilidade natural (THORPE; STANLEY, 2011). As intervenções para esse fim incluem a revegetação com a reintrodução de espécies-chave de acordo com o conhecimento dos grupos ecológicos e de plantio. No Brasil, a classificação atualmente mais adotada para os grupos ecológicos de espécies florestais é a de Gandolfi (1991), no qual o autor propõe três grupos de espécies: a) pioneiras, que necessitam de alta luminosidade para seu desenvolvimento e possuem sementes pequenas as quais são facilmente dispersadas; b) secundárias, que se desenvolvem em condições intermediárias de sombreamento e possuem plasticidade em relação à demanda por luminosidade e c) tardias, que se desenvolvem em condições de sombreamento (sub-bosque) e apresentam sementes grandes. Adicionalmente, as classificações de Budowski (1965), que divide as espécies em quatro grupos ecológicos (pioneiras, secundárias iniciais, secundárias tardias e climácicas), e de Whitmore (1989), que propôs apenas dois grupos (pioneiras e não pioneiras), também são utilizadas.

Iniciativas de restauração através de modelos de sucessão em florestas tropicais levam em consideração o padrão de desenvolvimento de uma floresta secundária submetida a determinado distúrbio e está dividida em quatro fases principais: i) iniciação da floresta, podendo ocorrer colonização por espécies ruderais ou espécies pioneiras de vida curta, com crescimento rápido; ii) exclusão competitiva entre os indivíduos florestais, favorecendo os mais vigorosos; iii) reiniciação do sub-bosque, caracterizado pelo estabelecimento dos indivíduos provenientes da competição na fase anterior; e iv) fase madura, quando algumas árvores do dossel morrem e outras do sub-bosque tomam o espaço vago (Figura 2) (OLIVER; LARSON, 1996; SMITH et al., 1997). O conhecimento da dinâmica das florestas tropicais e da sucessão secundária fornece os subsídios técnicos para a escolha dos métodos mais adequados para a restauração, contribuindo para a conservação da biodiversidade, provimento dos serviços ecossistêmicos e manutenção das comunidades tradicionais (JAKOVAC et al., 2017).

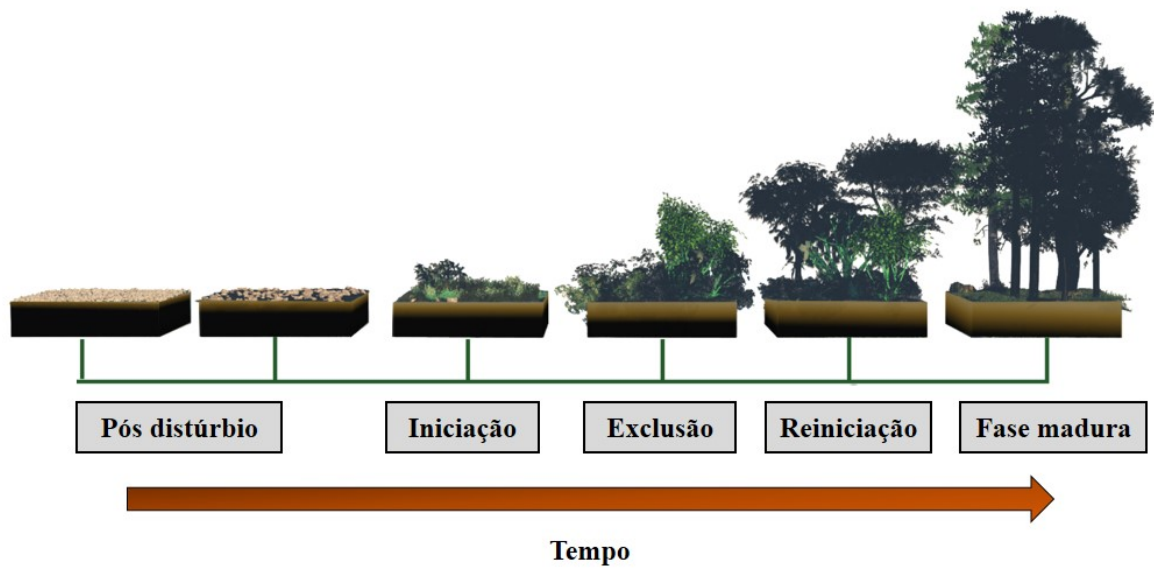


Figura 2. Fases da sucessão secundária em florestas tropicais.

Fonte: Própria do autor (2021).

4.3. Recuperação de ecossistemas degradados pós-mineração

A mineração promove muitos benefícios econômicos e sociais nas regiões onde está inserida. Esses benefícios repercutem na geração de empregos diretos e indiretos, na infraestrutura urbana e no desenvolvimento em âmbito regional (SÖDERHOLM; SVAHN, 2015). Por outro lado, a mineração gera impactos negativos nos ecossistemas, principalmente por causar a remoção da vegetação nativa e do solo, modifica a topografia e altera os ciclos biogeoquímicos (DAWS et al., 2019). Esforços conjuntos entre as empresas de mineração, agências ambientais, universidades e outras instituições de pesquisa vêm sendo desenvolvidos para promover a restauração das áreas degradadas pós-mineração (MELO et al., 2018).

As iniciativas de restauração para ecossistemas degradados por mineração contam atualmente com métodos que visam reestabelecer a composição, estrutura, função e os serviços ecossistêmicos, sendo: a) plantio de mudas (em área total ou em ilhas), b) semeadura direta, c) hidrossemeadura, d) nucleação e f) indução da regeneração natural por meio da transposição do solo superficial rico em propágulos (*Topsoil*). Os quatro primeiros métodos são utilizados como métodos da restauração ativa e o último é considerado o principal método da restauração passiva (Figura 3) (CRUZ et al., 2020). Esses métodos podem ser empregados isoladamente ou em conjunto, visando melhores resultados para o ecossistema a ser restaurado. O plantio de mudas de espécies nativas regionais é o método de restauração ativa mais adotado em ecossistemas degradados por mineração na Amazônia brasileira, visto reestabelecer rapidamente a cobertura do solo, diminuir a erosão laminar e acelerar os processos edáficos do solo (VILLACÍS et al.,

2016; GUERRA et al., 2020), demonstrando ser um método eficiente por apresentar elevada taxa de sobrevivência das espécies (SALOMÃO et al., 2007).



Figura 3. Principais métodos utilizados na restauração em áreas degradadas pós-mineração em função da resiliência local.

Fonte: Própria do autor (2020).

Um método de restauração ativa considerado de baixo custo é a semeadura direta, visto não haver custos adicionais com a produção de mudas em viveiros, assim como a logística de transporte até o local de plantio (COLE et al., 2011). Por outro lado, esse método ainda possui determinadas limitações como método de restauração, dependendo de uma série de fatores para o seu êxito. Dentre os fatores, a correta composição do *mix* de sementes a serem distribuídas em sítio, levando em consideração aspectos como a quebra de dormência e vigor fisiológico. Assim como a necessidade de maior aprimoramento dos implementos utilizados para a semeadura, pois, normalmente os implementos não possuem controle total da profundidade adequada para a semeadura, podendo as sementes ficarem em profundidades superiores a necessária para a germinação, inibindo a quebra de dormência (MASAREI et al., 2019).

Em terrenos inclinados, como encostas e taludes, a hidrossemeadura tem sido utilizada como o principal método de restauração visando maior estabilização do solo e redução da erosão superficial pelo impacto direto da precipitação (ANSHARI et al., 2018). As sementes utilizadas por esse método geralmente são de espécies herbáceas ou gramíneas de recobrimento, no qual são misturadas com um substrato (i.e., pasta de celulose), tendo função de agente colante das sementes no solo. Após a hidrossemeadura, podem ser utilizadas como medida

complementar as telas de sisal ou a fibra de coco visando reduzir a remoção das sementes pelo escoamento superficial (BRANCALION et al., 2015).

A nucleação é considerada uma técnica de restauração relativamente nova quando comparada aos métodos mais conhecidos. Tem baixo custo para implementação e pode ser aplicada por meio da translocação do *topsoil*, via sementes, plantio de espécies nativas em grupos, resíduos vegetais de supressão vegetal ricos em fontes de propágulos e poleiros artificiais que formam núcleos ou ilhas de vegetação em torno dos quais outras espécies se estabelecem (CORBIN; HOLL, 2012), sendo atrativo aos pássaros e outros animais dispersores (CABRAL et al., 2003; PUYRAVAUD et al., 2003).

A regeneração natural por meio da translocação do *topsoil* é um método bastante empregado mundialmente em áreas pós-mineração, apresentando resultados promissores devido ao rico e denso banco de sementes e de propágulos disponíveis, aumentando o potencial para a restauração da vegetação (NORMAN et al., 2006; VERGÍLIO et al., 2013). O *topsoil* representa o horizonte A do solo florestal após a supressão da vegetação, sendo rico em matéria orgânica, nutrientes e alta diversidade de microrganismos benéficos para os processos ecológicos a nível edáfico (FERREIRA; VIEIRA, 2017). Adicionalmente, uma das vantagens relacionadas a esse método é a introdução de várias formas de vida vegetal, como as espécies herbáceas, arbustivas e trepadeiras que contribuem para o rápido recobrimento do solo. Porém, atenção especial deve ser dada para o aparecimento de gramíneas invasoras exóticas que podem inibir o crescimento das espécies florestais na fase inicial de muda.

4.4. Plantio de mudas como método de proteção e qualidade do solo

Nas áreas submetidas à exploração de caulim ocorrem alterações significativas no ambiente e na paisagem. A retirada da vegetação e o decapeamento do solo como atividades indispensáveis ao processo de lavra comprometem a possibilidade de revegetação da área por meio do estoque de nutrientes, banco de sementes e outras fontes de propágulos dos remanescentes florestais próximos, uma vez que estes, em sua maioria, foram removidos com a retirada do solo (KOGEL, 2014; SKOUSEN; ZIPPER, 2014). Dessa forma, uma das primeiras etapas para reparar a degradação pós-mineração é a conformação da topografia, que consiste em repor os horizontes do solo retirados anteriormente. Geralmente esse solo reconstruído, amplamente denominado *Technosols*, não apresenta os atributos físicos, químicos e biológicos necessários para iniciar de forma espontânea os processos de sucessão, pelo contrário, o solo normalmente é compactação o que impede o desenvolvimento do sistema radicular das plantas e maximiza a ocorrência de processos erosivos (MACDONALD et al., 2015; FENG et al.,

2019). Além disso, a vegetação desempenha um papel importante para o fornecimento e retenção de nutrientes no solo e na manutenção da sua estrutura. Como consequência disso, é formado um microambiente adequado para o crescimento da vegetação (LU et al., 2002).

Definir metas claras para a restauração e utilizar os indicadores de qualidade do solo (IQS) podem ser ativos indispensáveis para o monitoramento e a avaliação dos ecossistemas degradados pela atividade da mineração. Esses indicadores envolvem uma série de fatores e características físicas, químicas e biológicas do solo, estando conectados às principais funções do ecossistema, como a regulação climática, a ciclagem de nutrientes, a estrutura e estabilidade do solo e, a biodiversidade microbiana e vegetal (Figura 4).

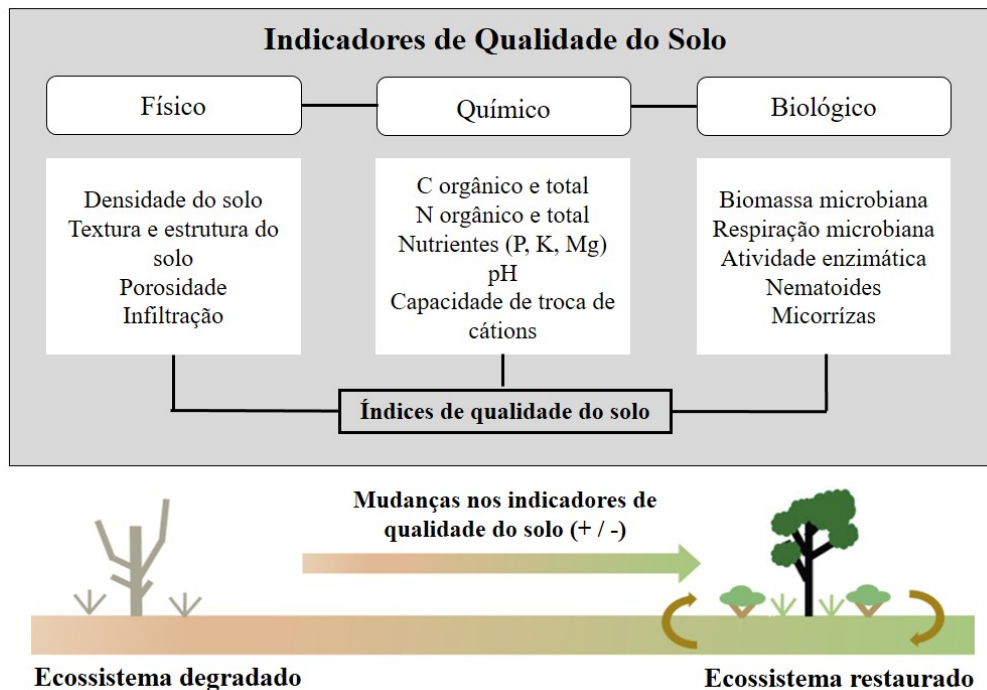


Figura 4. Os indicadores de qualidade do solo contribuem para a melhor condução da trajetória de restauração e função do ecossistema degradado.

Fonte: Própria do autor (2020).

Os IQS podem ainda contribuir na orientação da restauração, principalmente no que diz respeito à compreensão do papel das propriedades do solo e das relações planta-solo que promovem a revegetação e melhoram a função do ecossistema do solo (MUÑOZ-ROJAS, 2018). Práticas de intervenção ativa como a correção do pH por meio da calagem, adubação com NPK e plantio de recobrimento com espécies nativas regionais são os principais mecanismos para promover a estabilidade dos processos ecológicos do solo. Além disso, são

recomendadas avaliações periódicas desses indicadores funcionais para que se possa acompanhar a sua evolução (GRANT et al., 2007; WORTLEY et al., 2013).

O plantio de recobrimento com espécies nativas e fixadoras de nitrogênio favorece a estabilização do solo, impedindo a erosão superficial. Isto ocorre em função dessas espécies serem sombreadoras, o que aumenta a cobertura do dossel e facilita concomitantemente a incorporação de nutrientes, por meio da deposição da serapilheira no solo (DAVIS et al., 2012). Diversos estudos avaliaram as interações entre as propriedades físicas e químicas do solo e o crescimento das plantas após a atividade da mineração demonstrando efeitos positivos para os ecossistemas degradados (OLIVEIRA et al., 2016; WANG et al., 2016; SHI et al., 2017). Porém, alguns aspectos técnicos relacionados ao plantio devem ser levados em consideração para melhor aproveitamento desse método em sítio. Dentre eles, estão a escolha das espécies, como as leguminosas com boa proporção de copa em um espaçamento de 3 m x 2 m, 2 m x 3 m ou 2 m x 2 m entre linhas e plantas para maior densidade e recobrimento mais rápido do solo. Além disso, o controle de formigas cortadeiras com uso de iscas granuladas antes e após o plantio e o uso da técnica do coroamento das mudas também são indicados para diminuir a competição das gramíneas invasoras por recursos como nutrientes e luminosidade (CAMPOE et al., 2010; LU et al., 2017; VALENTE et al., 2019; SCHWEIZER; BRANCALION, 2020).

4.5. Avaliação dos indicadores ecológicos

Avaliar o sucesso da restauração em ambientes degradados é indispensável para definir as principais estratégias que visam estabelecer uma melhor trajetória para o ecossistema. O monitoramento através dos indicadores ecológicos (variáveis qualitativas e/ou quantitativas) são organizados de acordo com proposta original de Noss (1990) e posteriormente modificados por Ruiz-Jaen e Aide (2005) e Wortley et al. (2013), sendo classificado em três grupos: a) composição, b) estrutura e c) função.

Os indicadores de composição, estão relacionados aos elementos vivos do ecossistema, incluindo as variáveis como riqueza, similaridade, diversidade de plantas e/ou animais, formas de vida e os grupos ecológicos. A estrutura está diretamente relacionada à melhoria das condições ambientais e às mudanças físicas da vegetação, incluindo altura e diâmetro total das árvores, biomassa, camada de serapilheira e fechamento do dossel. Já os indicadores funcionais são aqueles que medem direta ou indiretamente os parâmetros de formação e qualidade do solo (i.e. pH, Ca, Mg, K, P, N, densidade, textura e matéria orgânica), ciclagem de nutrientes, interações tróficas da microfauna e atividade enzimática (GATICA-SAAVEDRA et al., 2017). Em uma meta-análise utilizando 700 artigos publicados no período de 1990 a 2018 (28 anos)

em áreas restauradas pós-mineração de minerais metálicos, os indicadores funcionais representam mais de 70% dos indicadores avaliados, devido a maior dificuldade em reestabelecer os processos do solo reconstruído, em comparação com os indicadores de composição e estrutura (MARTINS et al., 2020a).

Dale e Beyeler (2001) consideraram que apenas um único indicador ecológico não pode representar todo o contexto da avaliação, sendo o ideal selecionar um pequeno conjunto de indicadores que possam ser facilmente medidos, mudem com o tempo e sejam sensíveis aos fatores de estresse e respondam aos distúrbios de maneira previsível. Para o método de restauração através do plantio de mudas, os indicadores ecológicos como: crescimento, sobrevivência e propriedades do solo, fornecem subsídios essenciais para a escolha de espécies mais aptas ao plantio de restauração. Este método também pode ter custos reduzidos e contribuir com nas funções do ecossistema, como estoque de carbono na biomassa viva, aumento da serapilheira, qualidade do solo e inibição das gramíneas exóticas que competem por recursos, como luz e nutrientes (MCDONALD et al., 2016).

Os indicadores supracitados, se bem interpretados nos primeiros anos de restauração podem melhorar a resiliência das áreas restauradas, embora a diversidade ainda deva permanecer relativamente baixa (SANTOS et al., 2006; LU et al., 2017). Campoe et al. (2010) ressaltam que o tempo é um fator importante para alcançar o desenvolvimento completo do dossel florestal, a fim de minimizar a dessecação do solo na estação seca e permitir que as raízes atinjam profundidades onde a umidade está disponível para sustentar os indivíduos florestais nos períodos mais secos como ocorre nas florestas tropicais.

Referências

- AERTS, R.; HONNAY, O. Forest Restoration, Biodiversity and Ecosystem Functioning. **BMC Ecology**, v. 11, n. 1, p. 11–29, 2011.
- AGENCIA NACIONAL DE MINERAÇÃO (ANM). Sumário Mineral 2017. v. 37, p. 77–78, 2019.
- ANM. **Agência Nacional de Mineração. Sistemas de arrecadação**. Disponível em: <https://sistemas.dnpm.gov.br/arrecadacao/extra/Relatorios/cfem/maiores_arrecadadores.aspx>. Acesso em: 19 nov. 2020.
- ANSHARI, M. F.; FERNANDES, A. A. R.; ARISOESILANINGSIH, E. Comparing Seeds Germination of Some Local Plant Species on Two Hydroseeding Mulches for Post Mining Revegetation. **Journal of Degraded and Mining Lands Management**, v. 5, n. 2, p. 1103–1110, 2018.

- ARADOTTIR, A. L.; HAGEN, D. **Ecological restoration: approaches and impacts on vegetation, soils and society**. [s.l.] Elsevier, 2013. v. 120
- ARONSON, J. et al. What Role Should Government Regulation Play in Ecological Restoration? Ongoing Debate in São Paulo State, Brazil. **Restoration Ecology**, v. 19, n. 6, p. 690–695, 2011.
- BLIGNAUT, J.; ARONSON, J.; GROOT, R. Restoration of Natural Capital: A Key Strategy on the Path to Sustainability. **Ecological Engineering**, v. 65, p. 54–61, 2014.
- BRANCALION, P. H. S.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. Fase 3: Restauração baseada na sucessão determinística, buscando reproduzir uma floresta definida como modelo. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. (Ed.). **Pacto pela restauração da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal**. São Paulo: Instituto BioAtlântica, 2009. p. 24–30.
- BRANCALION, P. H. S.; RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. **Restauração florestal**. São Paulo: Oficina de Textos, 2015.
- BUDOWSKI, G. Distribution of Tropical American Rain Forest Species in the Light of Sucessional Processes. **Turrialba**, v. 15, n. 1, p. 40–42, 1965.
- CABRAL, A. C. et al. Shrub Encroachment in Argentinean Savannas. **Journal of Vegetation Science**, v. 14, n. 2, p. 145–152, 2003.
- CAMPOE, O. C.; STAPE, J. L.; MENDES, J. C. T. Can Intensive Management Accelerate the Restoration of Brazil's Atlantic Forests? **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 9, p. 1808–1814, 2010.
- CARNEIRO, B. S. et al. Caracterização Mineralógica e Geoquímica e Estudo Das Transformações de Fase Do Caulim Duro Da Região Do Rio Capim, Pará. **Cerâmica**, v. 49, p. 237–244, 2003.
- CARNEIRO, M. A. C. et al. Carbono Orgânico, Nitrogênio Total, Biomassa e Atividade Microbiana Do Solo Em Duas Cronosseqüências de Reabilitação Após a Mineração de Bauxita. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 32, n. 2, p. 621–632, 2008.
- CHAZDON, R. L. Landscape Restoration, Natural Regeneration, and the Forests of the Future. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 102, n. 2, p. 251–257, 2017.
- CLEWELL, A. F.; ARONSON, J. **Ecological restoration. Principles, values, and structure of an emerging profession**. Second Edi ed. Washington DC: Island Press, 2007.
- COLE, R. J. et al. Direct Seeding of Late-Successional Trees to Restore Tropical Montane Forest. **Forest Ecology and Management**, v. 261, n. 10, p. 1590–1597, 2011.
- CORBIN, J. D.; HOLL, K. D. Applied Nucleation as a Forest Restoration Strategy. **Forest**

Ecology and Management, v. 265, p. 37–46, 2012.

CROUZEILLES, R. et al. Ecological Restoration Success Is Higher for Natural Regeneration than for Active Restoration in Tropical Forests. **Science Advances**, v. 3, n. 11, p. e1701345, 2017.

CRUZ, D. C. et al. Tree Communities in Three-Year-Old Post-Mining Sites under Different Forest Restoration Techniques in the Brazilian Amazon. **Forests**, v. 11, n. 5, p. 1–16, 2020a.

CRUZ, T. L. et al. Assessing Sustainability in Mining Industry: Social License to Operate and Other Economic and Social Indicators in Canaã dos Carajás (Pará, Brazil). In: FILHO, W. .; BRITO, P. R. B. DE; FRANKENBERGER, F. (Ed.). **International Business, Trade and Institutional Sustainability. World Sustainability Series**. [s.l: s.n.]p. 555–573.

DALE, V. H.; BEYELER, S. C. Challenges in Development and Use of Ecological Indicators. **Ecological indicators**, v. 1, p. 3–10, 2001.

DAVIS, A. S.; JACOBS, D. F.; DUMROESE, R. K. **Challenging a paradigm: toward integrating indigenous species into tropical plantation forestry**. Dordrecht: Springer Netherlands, 2012. v. 15

DAWS, M. I. et al. Enduring Effects of Large Legumes and Phosphorus Fertiliser on Jarrah Forest Restoration 15 Years after Bauxite Mining. **Forest Ecology and Management**, v. 438, p. 204–214, 2019.

DIAS, A. T. C. et al. Rehabilitation of a Bauxite Tailing Substrate in Central Amazonia: The Effect of Litter and Seed Addition on Flood-Prone Forest Restoration. **Restoration Ecology**, v. 20, n. 4, p. 483–489, 2012.

FAO. Forest Restoration and Rehabilitation. p. 1–10, 2015. Disponível em: <<http://www.fao.org/sustainable-forest-management/toolbox/modules/forest-restoration-and-rehabilitation/basic-knowledge/en/>>.

FEARNSIDE, P. M. Brazil's Amazonian Forest Carbon: The Key to Southern Amazonia's Significance for Global Climate. **Regional Environmental Change**, v. 18, n. 1, p. 47–61, 2016.

FENG, Y. et al. Effects of Surface Coal Mining and Land Reclamation on Soil Properties: A Review. **Earth-Science Reviews**, v. 191, p. 12–25, 2019.

FERREIRA, M. C.; VIEIRA, D. L. M. Topsoil for Restoration: Resprouting of Root Fragments and Germination of Pioneers Trigger Tropical Dry Forest Regeneration. **Ecological Engineering**, v. 103, p. 1–12, 2017.

GASTAUER, M. et al. Vegetative Functional Traits Guide Plant Species Selection for Initial Mineland Rehabilitation. **Ecological Engineering**, v. 148, p. 105763, 2020.

GATICA-SAAVEDRA, P.; ECHEVERRÍA, C.; NELSON, C. R. Ecological Indicators for

- Assessing Ecological Success of Forest Restoration: A World Review. **Restoration Ecology**, v. 25, n. 6, p. 850–857, 2017.
- GRANT, C. D.; WARD, S. C.; MORLEY, S. C. Return of Ecosystem Function to Restored Bauxite Mines in Western Australia. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 4, p. 94–103, 2007.
- GUERRA, A. et al. Ecological Restoration in Brazilian Biomes: Identifying Advances and Gaps. **Forest Ecology and Management**, v. 458, p. 1–7, 2020.
- HOLL, K. D. Research Directions in Tropical Forest Restoration. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, v. 102, n. 2, p. 237–250, 2017.
- IBRAM. **Economia Mineral Brasileira 2020 (Ano base 2019)**. [s.l: s.n.]
- IMERYS. **Imerys no Pará**. Disponível em: <https://www.imerysnopara.com.br/pagina/?id=1&id_categoria=21>.
- JAKOVAC, C. C. et al. Spatial and Temporal Dynamics of Shifting Cultivation in the Middle-Amazonas River: Expansion and Intensification. **PLOS ONE**, v. 12, n. 7, p. 1–15, 2017.
- KOGEL, J. E. Mining and Processing Kaolin. **Elements**, v. 10, n. 3, p. 189–193, 2014.
- KOTSCHOUBEY, B.; TRUCKENBRODT, W.; HIERONYMUS, B. Depósitos de Caolim e Argila Semi-Flint No Nordeste Do Pará. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 26, n. 2, p. 71–80, 1996.
- LEWIS, S. L.; EDWARDS, D. P.; GALBRAITH, D. Increasing Human Dominance of Tropical Forests. **Science**, v. 349, n. 6250, p. 827–832, 2015.
- LU, D.; MORAN, E.; MAUSEL, P. Linking Amazonian Secondary Succession Forest Growth to Soil Properties. **Land Degradation & Development**, v. 13, n. 4, p. 331–343, 2002.
- LU, Y. et al. Selection of Native Tree Species for Subtropical Forest Restoration in Southwest China. **PLOS ONE**, v. 12, n. 1, p. e0170418, 2017.
- MACDONALD, S. E. et al. Forest Restoration Following Surface Mining Disturbance: Challenges and Solutions. **New Forests**, v. 46, p. 703–732, 2015.
- MAIA, A. Á. B. et al. Influence of an Aging Step on the Synthesis of Zeolite NaA from Brazilian Amazon Kaolin Waste. **Journal of Materials Research and Technology**, v. 8, n. 3, p. 2924–2929, 2019.
- MARTINS, W. B. R. et al. Ecological Methods and Indicators for Recovering and Monitoring Ecosystems after Mining: A Global Literature Review. **Ecological Engineering**, v. 145, p. 1–11, 2020.
- MASAREI, M. et al. Factoring Restoration Practitioner Perceptions into Future Design of Mechanical Direct Seeders for Native Seeds. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 6, p. 1251–1262, 2019.

- MATLABA, V. J. et al. Social Perception at the Onset of a Mining Development in Eastern Amazonia, Brazil. **Resources Policy**, v. 54, p. 157–166, 2017.
- MCDONALD, T. et al. **International standards for the practice of ecological restoration - including principles and key concepts**. [s.l.: s.n.]
- MELI, P. et al. A Global Review of Past Land Use, Climate, and Active vs. Passive Restoration Effects on Forest Recovery. **PLoS ONE**, v. 12, n. 2, p. 1–17, 2017.
- MELO, V. F. et al. Soil Quality and Reforestation of the Brazil Nut Tree (*Bertholletia Excelsa* Bonpl.) after Laterite-Type Bauxite Mining in the Brazilian Amazon Forest. **Ecological Engineering**, v. 125, p. 111–118, 2018.
- MONSELS, D. A.; VAN BERGEN, M. J. Bauxite Formation on Tertiary Sediments in the Coastal Plain of Suriname. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 89, p. 275–298, 2018.
- MUÑOZ-ROJAS, M. Soil Quality Indicators: Critical Tools in Ecosystem Restoration. **Current Opinion in Environmental Science & Health**, v. 5, p. 47–52, 2018.
- NORMAN, M. A. et al. Vegetation Succession after Bauxite Mining in Western Australia. **Restoration Ecology**, v. 14, n. 2, p. 278–288, 2006.
- NOSS, R. F. Indicators for Monitoring Biodiversity: A Hierarchical Approach. **Conservation Biology**, v. 4, n. 4, p. 355–364, 1990.
- OLIVEIRA, D. et al. Soil Quality and Grass Yield in a Mined Area under Poultry Litter Application in Minas Gerais State , Brazil. **Annals of Agricultural & Crop Sciences**, v. 1, n. 1, p. 1–6, 2016.
- OLIVER, C. D.; LARSON, B. A. **Forest stand dynamics**. New York: John Wiley & Sons, 1996.
- PAN, Y. et al. A Large and Persistent Carbon Sink in the World's Forests. **Science**, v. 333, n. 6045, p. 988–993, 2011.
- PICKETT, S. T. A.; WHITE, P. S. **The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics**. [s.l.] Elsevier, 1985.
- PRACH, K. et al. A Primer on Choosing Goals and Indicators to Evaluate Ecological Restoration Success. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 5, p. 917–923, Sep. 2019.
- PRUETT, R. J. Kaolin Deposits and Their Uses: Northern Brazil and Georgia, USA. **Applied Clay Science**, v. 131, p. 3–13, 2016.
- PUYRAVAUD, J.-P.; DUFOUR, C.; ARAVAJY, S. Rain Forest Expansion Mediated by Successional Processes in Vegetation Thickets in the Western Ghats of India. **Journal of Biogeography**, v. 30, n. 7, p. 1067–1080, 2003.

- REID, J. L.; FAGAN, M. E.; ZAHAWI, R. A. Positive Site Selection Bias in Meta-Analyses Comparing Natural Regeneration to Active Forest Restoration. **Science Advances**, v. 4, n. 5, p. 1–3, 2018.
- RUIZ-JAEN, M. C.; MITCHELL AIDE, T. Restoration Success: How Is It Being Measured? **Restoration Ecology**, v. 13, n. 3, p. 569–577, 2005.
- SALOMÃO, R. P.; ROSA, N. A.; MORAIS, K. A. C. Dinâmica Da Regeneração Natural de Árvores Em Áreas Mineradas Na Amazônia. **Bol. Mus. Para. Emilio Goeldi Cienc. Nat. Belém**, v. 2, n. 2, p. 85–139, 2007.
- SANTOS, B. A. dos. Recursos Minerais Da Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 16, n. 45, p. 123–152, 2002.
- SANTOS, J. V. et al. Soil Biological Attributes in Arsenic-Contaminated Gold Mining Sites after Revegetation. **Ecotoxicology**, v. 22, n. 10, p. 1526–1537, 2013.
- SANTOS, J. V. et al. Biological Attributes of Rehabilitated Soils Contaminated with Heavy Metals. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 23, n. 7, p. 6735–6748, 2016.
- SANTOS, U. M.; GONÇALVES, J. F. C.; FELDPAUSCH, T. R. Growth, Leaf Nutrient Concentration and Photosynthetic Nutrient Use Efficiency in Tropical Tree Species Planted in Degraded Areas in Central Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 226, p. 299–309, 2006.
- SCHWEIZER, D.; BRANCALION, P. H. S. Rescue Tree Monocultures! A Phylogenetic Ecology Approach to Guide the Choice of Seedlings for Enrichment Planting in Tropical Monoculture Plantations. **Restoration Ecology**, v. 28, n. 1, p. 166–172, 2020.
- SER. **Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group**. Disponível em: <https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/ser_publications/ser_primer.pdf>.
- SHI, X.-K.; MA, J.-J.; LIU, L.-J. Effects of Phosphate-Solubilizing Bacteria Application on Soil Phosphorus Availability in Coal Mining Subsidence Area in Shanxi. **Journal of Plant Interactions**, v. 12, n. 1, p. 137–142, 2017.
- SKOUSEN, J.; ZIPPER, C. E. Post-Mining Policies and Practices in the Eastern USA Coal Region. **International Journal of Coal Science and Technology**, v. 1, n. 2, p. 135–151, 2014.
- SMITH, D. M. et al. Stand dynamics: The ecology of forest succession. In: ASHTON, M. S.; KELTY, M. J. (Ed.). **The practice of silviculture: applied forest ecology**. 10th. ed. [s.l: s.n.]p. 63–78.
- SÖDERHOLM, P.; SVAHN, N. Mining, Regional Development and Benefit-Sharing in

- Developed Countries. **Resources Policy**, v. 45, p. 78–91, 2015.
- SOUSA, D. J. L. et al. Ages and Possible Provenance of the Sediments of the Capim River Kaolin, Northern Brazil. **Journal of South American Earth Sciences**, v. 24, n. 1, p. 25–33, 2007.
- STRAND, J. et al. Spatially Explicit Valuation of the Brazilian Amazon Forest's Ecosystem Services. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 11, p. 657–664, 2018.
- SUDING, K. N. Toward an Era of Restoration in Ecology: Successes, Failures, and Opportunities Ahead. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 42, n. 1, p. 465–487, 2011.
- THORPE, A. S.; STANLEY, A. G. Determining Appropriate Goals for Restoration of Imperilled Communities and Species. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 2, p. 275–279, 2011.
- VALE. **Complexo S11D**. Disponível em: <http://www.vale.com/brasil/PT/initiatives/innovation/s11d/Paginas/default.aspx>. Acesso em: 22 mar. 2020.
- VALENTE, F. D. de A. et al. Growth, Biomass and Carbon Stocks in Forest Cover Planted in an Area of Bauxite Mining in Rehabilitation. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 43, p. 1–15, 2019.
- VERGÍLIO, P. C. B. et al. Effect of Brushwood Transposition on the Leaf Litter Arthropod Fauna in a Cerrado Area. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 37, n. 5, p. 1158–1163, 2013.
- VILLACÍS, J. et al. Selection of Adequate Species for Degraded Areas by Oil-exploitation Industry as a Key Factor for Recovery Forest in the Ecuadorian Amazon. **Land Degradation & Development**, v. 27, n. 7, p. 1771–1780, 2016.
- WANG, J. et al. Effects of Soil and Topographic Factors on Vegetation Restoration in Opencast Coal Mine Dumps Located in a Loess Area. **Scientific Reports**, v. 6, n. 1, p. 1–11, 2016.
- WHITMORE, T. C. Canopy Gaps and the Two Major Groups of Forest Trees. **Ecology**, v. 70, n. 3, p. 536–538, 1989.
- WORTLEY, L.; HERO, J.-M.; HOWES, M. Evaluating Ecological Restoration Success: A Review of the Literature. **Restoration Ecology**, v. 21, n. 5, p. 537–543, 2013.
- ZIPPER, C. E. et al. Restoring Forests and Associated Ecosystem Services on Appalachian Coal Surface Mines. **Environmental Management**, v. 47, p. 751–765, 2011.

5. CAPÍTULO 1 - PLANTIO DE MUDAS FLORESTAIS SUBMETIDAS A APLICAÇÃO DE CALCÁRIO E TAMANHOS DE COVAS EM ÁREAS PÓS-MINERAÇÃO DE CAULIM NA AMAZÔNIA ORIENTAL

Revista Alvo: Ecological Engineering (JCR 4,035/Qualis Capes A2)

Resumo

A mineração contribui substancialmente para a economia em diferentes escalas e possui papel fundamental no desenvolvimento dos setores de bens e serviços. Porém, os impactos negativos ocasionados pela atividade são inevitáveis, pois modificam intensamente a paisagem e degradam a estrutura do solo. O uso de espécies florestais nativas tem sido eficiente para restaurar a função e a estrutura dos ecossistemas pós-mineração. O objetivo desse estudo foi avaliar os indicadores de qualidade do solo, sobrevivência e crescimento inicial de seis espécies florestais em área degradada por mineração de caulim sob os efeitos da aplicação de calcário em três volumes de covas na Amazônia Oriental. As condições iniciais indicaram um solo altamente degradado, com pH ácido, baixo conteúdo de MO, P e K, sendo que, a aplicação do calcário reduziu significativamente o teor de Al tóxico no solo. Por meio da Análise de Componentes Principais, constatou-se que os dois primeiros componentes explicaram 67,73% da variância dos 13 indicadores funcionais da qualidade do solo. O PC1 correlacionou-se positivamente com Ca, Mg, K, SB, CTC e V e negativamente com H+Al e saturação por Al. A percentagem de sobrevivência oscilou de 13% a 100% entre as espécies, com *Clitoria fairchildiana* apresentando os maiores valores, superior a 80% em todos os tratamentos. Houve influência da aplicação do calcário no volume de cova para o crescimento das espécies, com elevadas taxas de crescimento para *Inga edulis*, *Inga cayennensis*, *Clitoria fairchildiana* e *Tachigali vulgaris*. Além disso, as espécies utilizadas nesse estudo demonstraram bom desenvolvimento inicial para a recomposição de áreas degradadas pela mineração de caulim.

Palavras-chave: Restauração florestal, Mineração na Amazônia, Volume de cova de plantio, Sobrevivência e crescimento.

5.1. Introdução

A mineração é uma atividade com grande contribuição para a economia em escala local, regional e global (Söderholm and Svahn, 2015; Matlaba et al., 2017), possuindo papel determinante no desenvolvimento de vários setores de bens e serviços (Melo et al., 2018). Por outro lado, essa atividade ocasiona uma série de impactos danosos para os ecossistemas, pois

modificam intensamente a paisagem com a retirada da vegetação nativa, revolvimento e destruição do perfil do solo e afugentamento da fauna dispersora (Carneiro et al., 2008; Santos et al., 2013; Santos et al., 2016). Isto tudo impacta negativamente os serviços ecossistêmicos, os quais são essenciais para a regulação climática, manutenção dos estoques de carbono pelas florestas e a subsistência de comunidades locais (Pan et al., 2011; Fearnside, 2016; Strand et al., 2018).

A Amazônia é um importante bioma que compreende mais de 30% da região tropical úmida do planeta (Sanchez et al., 1983) e aproximadamente 11% de toda a biodiversidade terrestre (Cardoso et al., 2017). A região apresenta uma das maiores diversidades minerais do mundo (Murguía et al., 2016) e contribui com 10% das reservas mundiais de caulim (Sousa et al., 2007). Este último é um mineral composto predominantemente pela caulinita ($\text{Al}_2\text{Si}_2\text{O}_5(\text{OH})_4$), um argilomineral hidratado de alumínio do tipo 1:1, naturalmente branco ou atingindo essa coloração através do processo de beneficiamento (Prasad et al., 1991). O caulim possui uma ampla aplicação industrial, dentre elas, o branqueamento do papel e revestimentos, manufatura de cerâmicas, cosméticos, refratários e aditivos químicos (Pruett, 2016). A maior ocorrência de caulim está na porção oriental da Amazônia, especificamente no Distrito Capim Caulim (DCC), que apresenta depósitos do minério com elevado grau de pureza. A sua exploração é realizada pelo método de mina a céu aberto com extração de minério em faixas (*strip mining*), em média a 20 metros de profundidade no solo (Costa et al., 2009; Santos et al., 2012). O Brasil é o sétimo maior produtor mundial do mineral e destina sua produção para os mercados asiático, europeu e norte americano (Agencia Nacional de Mineração - ANM, 2019).

Tendo em vista sua importância no cenário mundial, o país possui uma ampla legislação ambiental para mitigar passivos ambientais e regular a recuperação e restauração de ecossistemas degradados pela mineração (Aronson et al., 2011; Gastauer et al., 2018). Em florestas tropicais, o plantio de mudas de espécies florestais é um método amplamente difundido por reestabelecer mais rapidamente a vegetação secundária em áreas impactadas pela mineração (Bonner et al., 2013; Curran et al., 2014; Guerra et al., 2020). Dessa maneira, o mecanismo de facilitação atua como um importante meio para a estruturação das comunidades de florestas tropicais ao longo do tempo (Brooker et al., 2007; Morrison and Lindell, 2011; Navarro-Cano et al., 2016). Isto permite maior oferta de serviços ecossistêmicos, incluindo o acúmulo de carbono na biomassa viva e a ciclagem de nutrientes (Anderson-Teixeira et al., 2013; Poorter et al., 2016). Porém, alguns fatores devem ser considerados para ampliar o sucesso desse método em campo, especialmente a seleção de espécies de acordo com os grupos funcionais adaptadas às condições locais (Peng et al., 2010; Román-Dañobeytia et al., 2012; Lu et al.,

2017). Após as atividades de mineração de superfície, os sítios reconstruídos são potencialmente ácidos, empobrecidos em matéria orgânica, nutrientes e microrganismos (Candeias et al., 2014; Carvalho et al., 2017). Assim, se faz necessário a aplicação de corretivos no solo como o calcário para catalisar e facilitar o crescimento inicial e posteriormente o estabelecimento das mudas a longo prazo. Com o tempo, o aporte de nutrientes via serapilheira reduz a acidez provocada pelo excesso de Al (Ni et al., 2015; Ramos et al., 2019), proporcionando microambientes propícios à regeneração natural.

O monitoramento contínuo por meio da avaliação de indicadores ecológicos é outro fator importante para a restauração florestal bem-sucedida (Gastauer et al., 2020), principalmente aqueles classificados como estruturais e funcionais, por serem de fácil medição, sensíveis às mudanças ao longo do tempo e de reagirem de forma previsível a estresses ambientais (Cairns et al., 1993; Dale and Beyeler, 2001; Gatica-Saavedra et al., 2017). Além disso, as taxas de crescimento e sobrevivência das espécies e os indicadores de qualidade do solo (i.e. pH, cátions disponíveis, SB, CTC e V) podem fornecer informações promissoras a curto prazo sobre o direcionamento da restauração florestal (Shono et al., 2007; Cole et al., 2011; Hall et al., 2011; Nunes et al., 2020).

Assim, o plantio inicial com espécies nativas de crescimento rápido é fundamental para a recomposição da cobertura vegetal, proteção contra processos erosivos no solo e ciclagem de nutrientes. O uso da calagem é necessário para diminuir a acidez no solo e repor a perda de nutrientes disponíveis para o estabelecimento da vegetação em ecossistemas nutricionalmente pobres. Nesse estudo, analisamos os efeitos da aplicação do calcário nas propriedades químicas do solo e a influência de diferentes volumes de covas de plantio na sobrevivência e crescimento de espécies implantadas em área degradada por mineração de caulim na Amazônia Oriental.

5.2. Material e métodos

5.2.1. Área de estudo

O estudo foi conduzido em uma área da mineradora Imerys Rio Capim Caulim (IRCC), na margem esquerda da Bacia do Rio Capim no município de Ipixuna do Pará, estado do Pará, Brasil (2° 24' 08'' S e 47° 50' 39'' W) (Figura 1), distante 216 km da capital do estado, Belém, via Rodovia BR-155. A vegetação original da região é caracterizada como de Floresta Ombrófila Densa (IBGE, 2012). A classificação climática para a região, segundo Köppen, é do tipo Aw (tropical chuvoso), com estação seca bem definida e marcante. A precipitação média é de 1.800 mm ano⁻¹, temperatura média anual de 26,3 °C e umidade relativa acima de 80% (Alvares et al., 2013). Os solos presentes nessa região são classificados como Latossolo

Amarelo, Argissolo Amarelo, Plintossolo, Gleissolo e Neossolo, sendo caracterizados por forte intemperismo químico, baixa fertilidade natural e altos níveis de óxidos de Fe^{2+} e Al^{3+} (Rodrigues et al., 2003; IBGE, 2015).

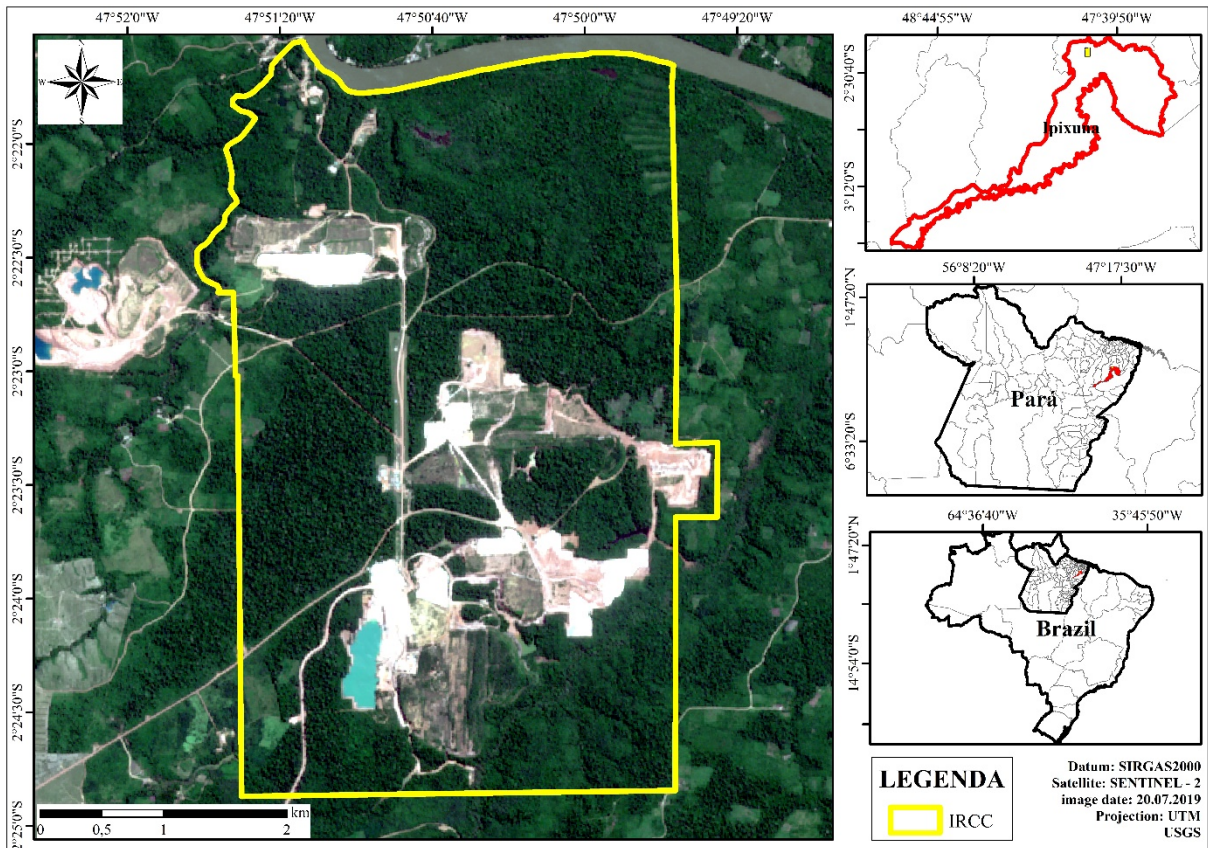


Figura 1. Localização da Mina IRCC, Ipixuna do Pará, Amazônia Oriental, Brasil.
Fonte: Própria do autor (2021).

5.2.2. Espécies selecionadas

Para o plantio, foram utilizadas seis espécies florestais de recobrimento, as quais apresentam como principais características ecológicas o crescimento rápido e a boa cobertura de copa, além de fazerem parte normalmente dos estágios iniciais da sucessão secundária em áreas intensamente antropizadas. Apenas *Eugenia candolleana* é da Mata Atlântica, as demais são nativas da Amazônia Oriental. As espécies são pioneiras, segundo a classificação de grupos ecológicos de Whitmore (1989) e pertencem a três famílias botânicas (Tabela 1). As mudas foram produzidas no viveiro florestal da empresa, sendo utilizado substrato comercial + vermiculita (3:1, v/v) em sacos de polietileno nas dimensões de 20 cm x 20 cm x 0,20 cm. As sementes utilizadas foram coletadas de matrizes em áreas de floresta remanescente próxima à

mina, aproveitando o banco genético local. Na época do plantio, as mudas possuíam entre 90 e 120 dias de idade e aproximadamente 45 cm de altura.

Tabela 1: Relação de espécies utilizadas no plantio para a recuperação de área degradada por mineração de caulim, Ipixuna do Pará, Amazônia Oriental, Brasil.

Espécie	Família	Status sucessional	Grupo funcional
<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	Malpighiaceae	P	R / AF
<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	Fabaceae	P	R / FN
<i>Eugenia candolleana</i> DC.	Myrtaceae	P	R / AF
<i>Inga cayennensis</i> Sagot ex Benth.	Fabaceae	P	R / FN / AF
<i>Inga edulis</i> Mart.	Fabaceae	P	R / FN / AF
<i>Tachigali vulgaris</i> L.F.G.Silva & H.C.Silva	Fabaceae	P	R / FN

P: Pioneira; R: Recobrimento; FN: Fixadora de nitrogênio; AF: Atrativa a fauna.

5.2.3. Desenho experimental

Após a exploração do caulim do tipo *soft*, iniciou-se, em novembro de 2019, o processo de recuperação da área experimental com a recomposição topográfica, deposição da camada fértil do solo (*topsoil* retirado a de 0,50 m de profundidade) e subsolagem nas linhas do plantio em 60 cm de profundidade. A área total experimental foi subdividida em duas áreas menores de 0,22 hectares cada, onde na primeira foi realizada a calagem do solo com 2 t ha⁻¹ de calcário dolomítico (28% de CaO, 13% de MgO e 70% de Poder Relativo de Neutralização Total - PRNT) para correção da acidez e, no segundo não houve aplicação de calcário, funcionando como controle.

Posteriormente, foram abertas covas retangulares de três volumes diferentes: i) cova grande, com as dimensões de 0,80 m x 1,50 m x 0,75 m (0,900 m³), ii) cova média, com as dimensões de 0,35 m x 0,80 m x 0,60 m (0,168 m³) e iii) cova pequena, com as dimensões de 0,45 m x 0,72 m x 0,33 m (0,107 m³). Para isso, utilizou-se uma retroescavadeira Caterpillar® 416E para a abertura das covas médias e grandes e um perfurador de solo para abertura das covas pequenas. Em todos os tratamentos foram aplicados 300 g de Super Fosfato Simples (18% de P₂O₅) e 40 litros de serragem curtida, sendo misturada com o solo para todas as covas e tratamentos. Em janeiro de 2020, no início do período chuvoso, foi realizado o plantio em um espaçamento de 3 m x 3 m em toda a área experimental, contemplando 460 mudas, sendo 230 mudas para a área com calagem e 230 para a área sem calagem. Dois meses após o plantio, foi realizado o replantio e uma adubação de base com 150 g planta⁻¹ de NK (18-18) + 0,5% B, 0,5% Cu, e 0,5% Zn, aplicados em formato de “círculo ou lua cheia” a uma distância de 20 cm da planta. Assim, o experimento foi constituído de duas técnicas de pré-plantio, sendo elas:

dimensões de covas e a presença ou ausência de calagem, constituindo um esquema fatorial 3 x 2 (volumes de covas x ausência ou presença de calagem), totalizando seis tratamentos em um microcosmo aleatório (Tabela 2).

Tabela 2: Descrição dos tratamentos em um plantio inicial de mudas em área degradada mineração de caulim, município de Ipixuna do Pará, Amazônia Oriental, Brasil.

Tratamentos	Descrição	Número de mudas
SCP	Sem calagem e cova pequena	73
SCM	Sem calagem e cova média	75
SCG	Sem calagem e cova grande	82
CCP	Com calagem e cova pequena	75
CCM	Com calagem e cova média	75
CCG	Com calagem e cova grande	80

5.2.4. Coleta e análise de dados

a) Propriedades químicas do solo

Após nove meses de plantio foram coletadas cinco amostras de solo por tratamento com auxílio de um trado holandês em uma profundidade de 0-20 cm. Todas as amostras foram armazenadas em sacos plásticos devidamente identificados e enviadas ao laboratório de análises químicas Labras em Minas Gerais, MG, Brasil. Com isso, foram avaliados o pH (água e CaCl₂), Ca, Mg, Al, P resina, K, H+Al e matéria orgânica (MO). A determinação dos teores de Ca, Mg e H+Al foram realizadas utilizando-se o extrator KCl 1,0 mol L⁻¹, já para o P resina e o K utilizou o extrator Mehlich⁻¹. A MO foi determinada pelo método calorimétrico. Também foram calculados os valores de soma de bases (SB = Ca + K + Mg), capacidade de troca de cátions (CTC = SB+(H+Al)), saturação por bases (V% = (SB/CTC) x 100) e saturação por alumínio (m = (Al/CTC) x 100). As análises foram realizadas conforme metodologia descrita pela Embrapa (2009).

b) Sobrevivência e crescimento

A percentagem de sobrevivência das mudas foi calculada por meio da divisão entre o número total de indivíduos vivos até a última medição pelo número total de indivíduos vivos após o replantio, sendo utilizado a fórmula “ $TS_{i(\%)} = ((n_i/N_i) * 100)$ ”, onde $TS_{i(\%)}$ = Taxa de sobrevivência entre duas avaliações; n_i = Número de mudas vivas da i -ésima espécie entre duas avaliações sucessivas e N_i = Número de mudas vivas da i -ésima espécie na primeira avaliação (Souza and Soares, 2013). Foi medida à altura de todos os indivíduos em campo, sendo

considerado como a altura a medição da base do solo até a gema viva mais alta da planta. O crescimento das mudas foi calculado como Incremento Médio em Altura (ΔH), sendo realizadas duas avaliações sucessivas divididas pelo intervalo do tempo em meses, utilizando a fórmula “ $\Delta H \text{ (cm mês}^{-1}\text{)} = ((H_2 - H_1)/(T_2 - T_1))$ ”, em que, H_2 : Altura do indivíduo na amostragem final, H_1 : Altura do indivíduo na amostragem inicial, T_2 : Tempo final do experimento (12 meses após o plantio), T_1 : Tempo inicial (1 mês após o plantio). As taxas de crescimento das mudas com crescimento negativo foram consideradas como zero (Baraloto et al., 2005; Mcnamara et al., 2006).

5.2.5. Análises estatísticas

Todas as variáveis foram submetidas ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk ($p > 0,05$) e homogeneidade de variâncias de Bartlett ($p > 0,05$). Atendido os pressupostos, procedeu-se com a ANOVA, sendo que, em caso de diferença estatística ($p < 0,05$), as médias dos tratamentos foram comparadas pelo teste Scott-Knott ($p < 0,05$). Além disso, foi realizada uma análise de componentes principais (PCA) para avaliar as diferenças e agrupamentos nos indicadores de qualidade do solo entre os tratamentos. Todas as análises foram realizadas no *software* estatístico R, versão 4.0.2, utilizando o pacote *ExpDes.pt* (R Development Core Team, 2020).

5.3. Resultados

5.3.1. Características e indicadores de qualidade do solo

Os valores médios de pH (água) variaram entre $4,97 \pm 0,15$ a $5,33 \pm 0,15$ e o pH cloreto de cálcio (CaCl_2) entre $4,43 \pm 0,15$ a $4,80 \pm 0,17$, demonstrando uma tendência fortemente ácida, embora discretos aumentos tenham sido observados nos tratamentos com calagem. Os tratamentos sem calagem apresentaram diferenças significativas ($F_{5:25} = 10,13$, $p < 0,009$) para MO, com menor valor médio para CCG. Não encontramos diferenças estatísticas significativas nas concentrações de P, H+Al e CTC (Tabela 3). Os tratamentos com calcário apresentaram aumentos discretos para Ca e Mg, porém não houve diferenças significativas entre os volumes das covas. Para SB os tratamentos SCP, SCM e SCG apresentaram os menores valores médios, diferindo estatisticamente ($F_{5:25} = 12,76$, $p < 0,004$) dos tratamentos com calagem. Detectamos reduções significativas ($F_{5:25} = 20,48$, $p < 0,0007$) na concentração de Al nos tratamentos com calagem, quando comparados aos tratamentos sem calagem. Registramos reduções significativas ($F_{5:25} = 16,66$, $p < 0,006$) para V nos tratamentos SCP e SCM (Tabela 3).

A análise de componentes principais (PCA) mostrou que o primeiro componente principal (PC1) foi responsável por 51,46% da variância total dos dados relacionados aos

indicadores funcionais da qualidade do solo, enquanto os dois primeiros componentes principais combinados explicaram 67,73% da variância total dos dados (Figura 2). O PC3 explicou um adicional de 13,10% da variância (dados não apresentados). O PC1 correlacionou-se positivamente com Ca, Mg, K, SB, CTC e V e negativamente com a H+Al e m. O pH e P foram negativamente correlacionados com o PC2, enquanto Al e MO apresentaram correlações positivas (Figura 2).

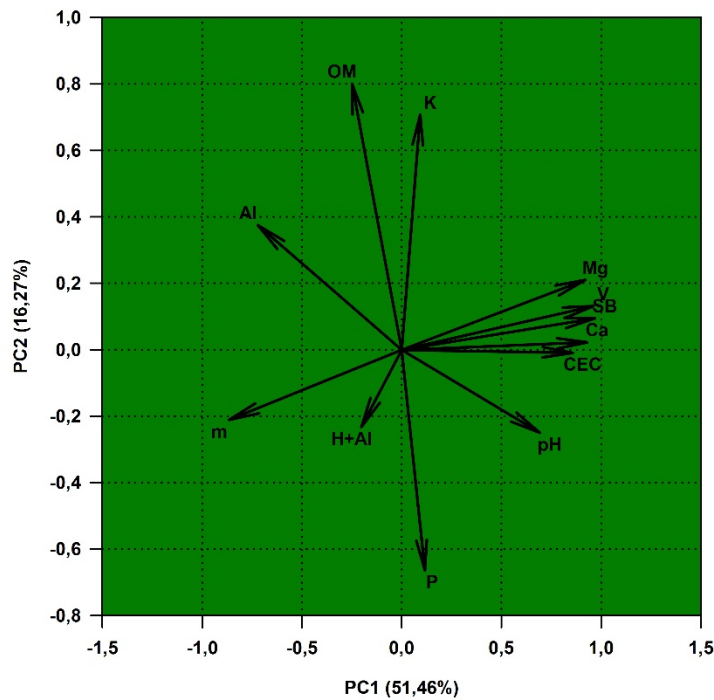


Figura 2: Biplot do componente principal dos indicadores funcionais de qualidade de solo em áreas pós-mineração de Caulim, Amazônia Oriental, Brasil.
Fonte: Própria do autor (2021).

Tabela 3: Indicadores funcionais de qualidade do solo em áreas pós-mineração de caulim no Distrito do Rio Capim Caulim, Amazônia Oriental, Brasil.

Propriedades químicas do solo		Tratamentos					
		SCP	SCM	SCG	CCP	CCM	CCG
Superfície do solo, 0-20 cm de profundidade							
pH (Água)		5,15 ± 0,12 Aa	5,20 ± 0,10 Aa	4,97 ± 0,15 Ba	5,27 ± 0,27 Aa	5,33 ± 0,15 Aa	5,30 ± 0,10 Aa
pH (CaCl ₂)		4,50 ± 0,10 Aa	4,47 ± 0,06 Ba	4,43 ± 0,15 Aa	4,70 ± 0,17 Aa	4,80 ± 0,17 Aa	4,67 ± 0,12 Aa
MO	g kg ⁻¹	12,40 ± 5,55 Aa	10,20 ± 1,23 Ab	10,50 ± 0,56 Ab	9,90 ± 0,66 Ba	9,13 ± 1,00 Aa	6,66 ± 0,14 Bb
P	mg dm ⁻³	8,07 ± 0,23 Aa	8,13 ± 0,31 Aa	7,93 ± 0,23 Aa	7,93 ± 0,12 Aa	8,27 ± 0,31 Aa	8,77 ± 1,06 Aa
Ca	mmolc dm ⁻³	5,51 ± 0,18 Aa	3,80 ± 0,75 Ba	5,24 ± 1,41 Aa	7,92 ± 0,99 Aa	9,71 ± 5,28 Aa	6,04 ± 0,49 Aa
Mg	mmolc dm ⁻³	2,83 ± 0,26 Aa	1,38 ± 0,48 Ba	2,15 ± 0,85 Aa	3,70 ± 0,99 Aa	3,50 ± 1,93 Aa	3,14 ± 1,45 Aa
K	mmolc dm ⁻³	0,42 ± 0,09 Aa	0,35 ± 0,02 Aa	0,33 ± 0,02 Aa	0,32 ± 0,02 Ba	0,35 ± 0,06 Aa	0,32 ± 0,03 Aa
SB	mmolc dm ⁻³	8,76 ± 0,43 Aa	5,52 ± 1,22 Ba	7,71 ± 2,27 Aa	11,94 ± 1,70 Aa	13,55 ± 3,19 Aa	9,50 ± 1,26 Aa
Al	mmolc dm ⁻³	3,13 ± 0,06 Aa	3,73 ± 1,33 Aa	3,23 ± 1,88 Aa	1,53 ± 0,59 Ba	1,40 ± 0,30 Ba	1,53 ± 0,84 Ba
H + Al	mmolc dm ⁻³	19,33 ± 1,53 Aa	19,33 ± 2,08 Aa	19,00 ± 0,60 Aa	17,67 ± 2,52 Aa	18,00 ± 1,73 Aa	19,33 ± 2,31 Aa
M	%	23,03 ± 4,27 Aa	40,23 ± 9,02 Aa	29,97 ± 8,68 Aa	15,47 ± 4,14 Aa	11,80 ± 3,92 Ba	24,97 ± 7,34 Aa
CTC	mmolc dm ⁻³	28,09 ± 1,69 Aa	24,85 ± 3,11 Aa	26,71 ± 2,27 Aa	29,61 ± 2,29 Aa	31,55 ± 8,29 Aa	28,83 ± 1,08 Aa
V	%	31,23 ± 1,76 Aa	22,09 ± 2,53 Ba	28,51 ± 6,39 Aa	40,41 ± 6,06 Aa	41,16 ± 9,87 Aa	33,08 ± 5,45 Aa

MO: Matéria orgânica, P: Fósforo resina, SB: Soma de bases, m: Saturação por Al, CTC: Capacidade de troca catiônica em pH 7,0. Valores na mesma linha indicam médias ± desvio padrão. SCP: Sem calagem cova pequena, SCM: Sem calagem cova média, SCG: Sem calagem cova grande, CCP: Com calagem cova pequena, CCM: Com calagem cova média e CCG: Com calagem cova grande. Letras maiúsculas diferentes indicam diferenças entre ausência/presença de calagem e letras minúsculas diferentes indicam diferenças entre volumes de covas pelo teste Scott-Knott ($p < 0,05$).

5.3.2. Sobrevivência

As taxas de sobrevivência das mudas variaram de 13% a 100% entre as espécies estudadas aos 12 meses após o estabelecimento do plantio (Tabela 4). Os tratamentos SCM, SCG e CCG proporcionaram as maiores taxas de sobrevivência para *E. candolleana*, superiores aos 80%. Para *I. edulis* o tratamento SCP apresentou o menor valor e os tratamentos que receberam calagem não proporcionaram sobrevivência acima dos 30%. *I. cayennensis* e *B. crassifolia* apresentaram as maiores porcentagens para as covas médias e grandes independentemente da aplicação de calcário, sendo superior aos 60% (Tabela 4). *C. fairchildiana* apresentou sobrevivência igual ou superior a 80% para todos os tratamentos. Para o *T. vulgaris* ocorreu uma grande variação de sobrevivência, sendo que os tratamentos SCG e CCG promoveram as melhores porcentagens (Tabela 4).

Tabela 4: Percentagem de sobrevivência de seis espécies florestais aos 12 meses em áreas pós-mineração de caulim, Amazônia Oriental, Brasil.

Sobrevivência (%)	Tratamento					
	SCP	SCM	SCG	CCP	CCM	CCG
<i>Eugenia candolleana</i>	38,46	85,71	81,82	38,46	38,46	85,71
<i>Inga edulis</i>	16,67	58,33	80,00	27,27	28,57	25,00
<i>Inga cayennensis</i>	13,33	69,23	90,00	15,38	75,00	61,11
<i>Byrsonima crassifolia</i>	33,33	100,00	87,50	50,00	91,67	93,33
<i>Clitoria fairchildiana</i>	80,00	91,67	87,50	92,31	100,00	87,50
<i>Tachigali vulgaris</i>	22,22	20,00	57,14	38,46	54,55	88,89

5.3.3. Crescimento

Encontramos diferenças significativas para a taxa de crescimento em altura (TC) em todas as seis espécies estudadas aos 12 meses após o estabelecimento do plantio (Figura 3A-F). Sendo que para *E. candolleana* os valores médios de TC variaram entre $5,15 \pm 1,88$ e $7,11 \pm 0,67$ cm mês⁻¹, o tratamento SCG registrou o maior valor médio, diferindo estatisticamente ($F_{5:43} = 16,44$, $p < 0,001$) (Figura 3A). Os tratamentos que receberam calagem apresentaram os maiores valores médios em TC para *I. edulis*, especialmente o CCG, diferindo estatisticamente daqueles com volumes de cova inferior ($F_{5:35} = 6,19$, $p < 0,003$) (Figura 3B). Para *I. cayennensis* o valor médio da TC variou de $7,79 \pm 0,63$ a $9,82 \pm 1,24$ cm mês⁻¹, onde o tratamento CCM foi estatisticamente mais alto que os demais ($F_{5:37} = 10,22$, $p < 0,0001$) (Figura 3C). Em *B. crassifolia* e *C. fairchildiana* registramos para os tratamentos CCM e CCG os maiores incrementos em crescimento, equivalente a $8,21 \pm 0,96$ e $8,31 \pm 0,72$ cm mês⁻¹, para a primeira espécie e $24,41 \pm 1,17$ e $26,11 \pm 3,30$ cm mês⁻¹ para a segunda. *T. vulgaris* não apresentou um

padrão claro em relação aos tratamentos, no entanto destacam-se SCM e CCG diferindo estatisticamente ($F_{5;32} = 33,94, p < 0,0001$) (Figura 3F).

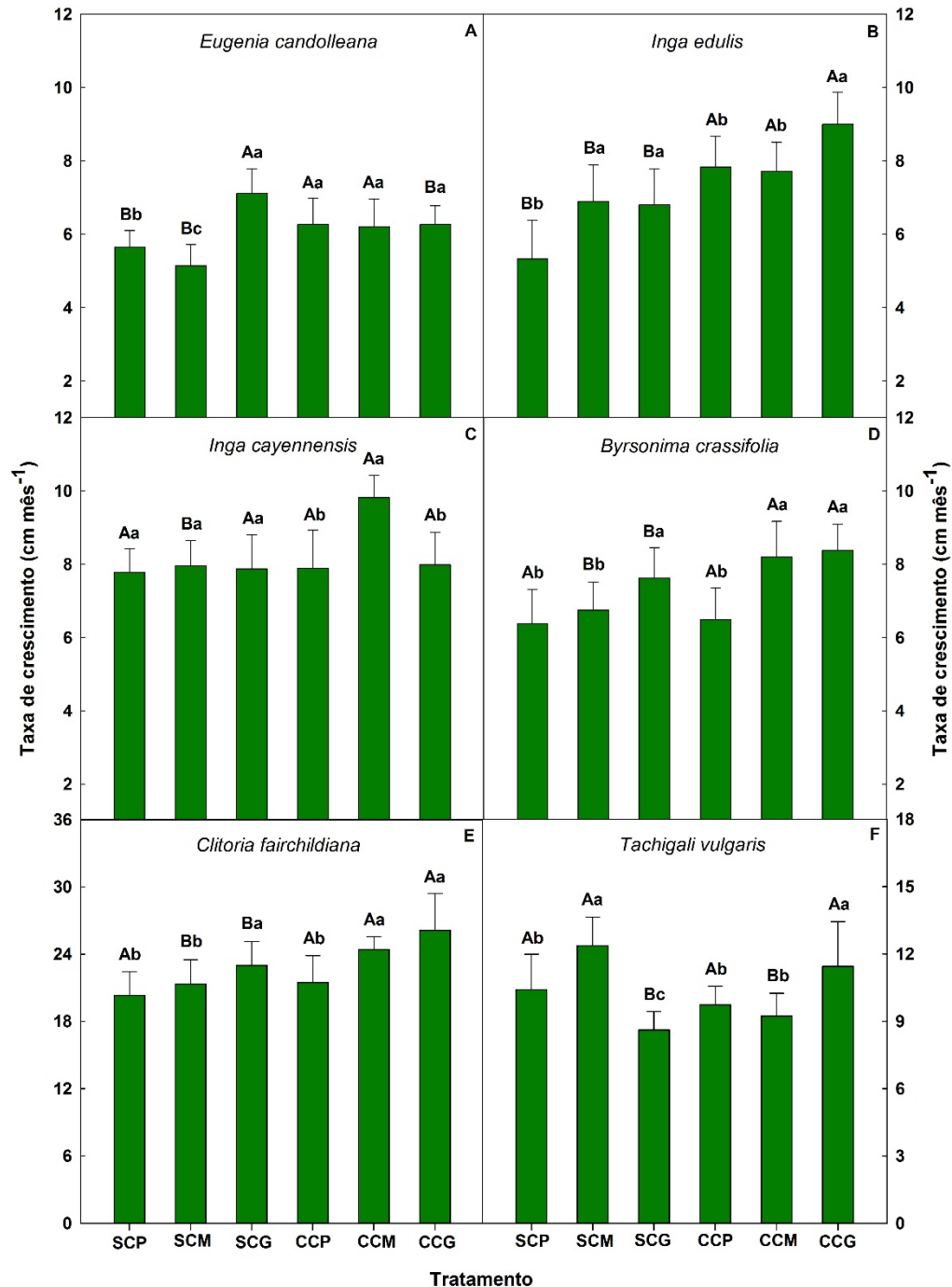


Figura 3. Taxa de crescimento de seis espécies florestais aos 12 meses em áreas pós-mineração de caulim, IRCC, Amazônia Oriental, Brasil. Letras maiúsculas diferentes indicam diferenças entre ausência/presença de calagem e letras minúsculas diferentes indicam diferenças entre volumes de covas pelo teste Scott-Knott ($p < 0,05$). Colunas representam as médias e os respectivos desvios-padrão. Fonte: Própria do autor (2021).

5.4. Discussão

5.4.1. Condições ecológicas do solo

Normalmente as atividades de mineração degradam severamente as formações geológicas originais e os ecossistemas, causando danos inevitáveis ao solo, refletindo negativamente em suas propriedades físicas, químicas e biológicas (Kumar et al., 2015; Ahirwal and Maiti, 2018). Neste estudo, o solo das áreas de mineração foi caracterizado pela baixa disponibilidade de cátions (Ca, Mg e K), pH ácido ($\leq 5,5$) e alta concentração de Al tóxico, sendo esses os principais limitadores para a restauração florestal pelo método de plantio de mudas (Nogueiro et al., 2015; Pinto et al., 2018). Na Amazônia, os Latossolos e Argissolos respondem por mais de 70% dos solos (Sanchez et al., 1982) e são caracterizados por apresentar baixa retenção de cátions, N e P (Quesada et al., 2011; Sanchez, 2019), necessitando de correções por meio da calagem e fertilizantes com formulação a base de NPK. A aplicação do calcário contribui para aumentar a disponibilidade de nutrientes e reduzir a acidez por neutralizar a atividade do Al e H. Estas ações auxiliam no desenvolvimento das plantas, com acúmulo de biomassa, o que leva à melhor eficácia no controle da erosão do solo (Gastauer et al., 2018).

Embora a calagem seja uma prática amplamente recomendada, a taxa de aplicação adotada não promoveu incrementos para a MO durante o tempo de acompanhamento deste estudo. Por outro lado, os tratamentos sem a calagem apresentaram as maiores médias para MO, mesmo assim abaixo da faixa adequada de 25 g kg^{-1} , demonstrando amplo distúrbio nas áreas avaliadas. A MO é um importante indicador da qualidade do solo e restauração de ecossistemas, pois promove a estruturação do solo, modulando a porosidade, aeração, infiltração de água e CTC (Lal, 2016; Obalum et al., 2017). Uma alternativa viável para aumentar a MO é a seleção e plantio de espécies que promovem intensa deposição de serapilheira, o que ocasiona consequentemente o retorno de nutrientes para o solo (Hu et al., 2020). Li et al. (2020) analisando a estabilização ecológica e o sucesso da restauração florestal em três minas de carvão na China, reportaram aumentos na MO em um período de cinco anos de avaliação, demonstrando que há uma correlação positiva entre o conteúdo de MO e o tempo, o que ainda não foi perceptível neste estudo, pois o experimento tem apenas um ano.

Normalmente o P e K ocorrem em baixas quantidades em áreas pós-mineração, sem mudanças significativas de conteúdo com o tempo de restauração (Čížková et al., 2018), o que indica a necessidade de melhor gerenciamento desses nutrientes via fertilização química e incorporação de matéria orgânica para a suplementação do P (Spain et al., 2018). Estes resultados apontam a carência desses dois nutrientes nos tratamentos, e embora uma fertilização

com NPK tenha sido realizada, não registramos aumentos expressivos para o conteúdo de K, o que pode ter sido ocasionado pela lixiviação para as camadas mais profundas do solo. Em paralelo, o P é o nutriente mais limitante para o crescimento das plantas em condições tropicais e subtropicais (Condit et al., 2013). Por esse motivo, vários estudos com aplicação de P em áreas pós-mineradas, obtiveram sucesso no desempenho da restauração (Daws et al., 2013, 2015, 2019). Adicionalmente, uma estratégia importante para aumentar a aquisição de P pelas plantas são as associações simbióticas com fungos micorrízicos arbusculares (Smith and Read, 2008). Guedes et al. (2020), por exemplo, estudando a labilidade do P em solos de floresta nativa, áreas de canga ferrífera e pilhas de resíduos de minas de ferro em processo de restauração, reportaram conteúdo de P similar aos encontrados em nosso estudo para área de restauração em fase inicial (≤ 3 anos).

Além do P, o Ca e Mg são nutrientes essenciais para as funções e estrutura das plantas, o Ca, por exemplo, é constituinte da parede celular, controla a permeabilidade celular, atua como cofator enzimático e ativa a formação das raízes finas, enquanto o Mg é formador da clorofila e portanto está diretamente associado a taxa fotossintética da planta (Maathuis, 2009; Hawkesford et al., 2012; Tang and Luan, 2017). Em solos ácidos, esses nutrientes apresentam baixos teores disponíveis e são os elementos que mais influenciam na saturação por bases, em razão da maior ocupação na CTC. A calagem no solo também tem função de neutralizar o Al tóxico e fornecer Ca e Mg para às plantas (Holland et al., 2018), assim como melhorar a estabilidade dos agregados, condutividade hidráulica, cobertura do solo, respiração do solo e C e N totais (Bennett et al., 2014).

5.4.2. Sobrevivência e crescimento

Diversos projetos de restauração não detiveram sucesso em decorrência do conhecimento limitado em relação aos fatores que impulsionam o crescimento e desenvolvimento das espécies florestais empregadas no plantio inicial em ecossistemas pós-mineração. Esses fatores podem ser desde as necessidades nutricionais mínimas requeridas pelas plantas, como a própria competição intra e interespecífica (Cooke and Johnson, 2002; Baraloto et al., 2010). Além disso, os períodos de secas têm se tornado mais prolongados na Amazônia, tornando-se um agravante para a sobrevivência de plantas jovens (Pretzsch and Biber, 2010; Zhang et al., 2020). Nesse cenário, o monitoramento por meio de indicadores ecológicos de sobrevivência e crescimento são indispensáveis, pois além da fácil medição em campo, respondem aos estresses ambientais de maneira previsível e estão intrinsicamente relacionados às condições das propriedades do solo, fornecendo subsídios diretos para a

avaliação da trajetória de restauração florestal e possíveis estratégias de manejo adaptativo (Dale and Beyeler, 2001; Santos et al., 2006).

A sobrevivência apresentou porcentagens aceitáveis para todas as espécies, porém os tratamentos com cova pequena, SCP e CCP, para as espécies *I. edulis* e *I. cayennensis* tiveram fortes limitações, ficando abaixo de 30% de sobrevivência, não sendo esse o volume de cova apropriado para essas espécies. Esses resultados podem ser atribuídos as limitações desenvolvimento do sistema radicular dessas espécies que são pioneiras, de crescimento rápido. Como consequência, a captação de água e nutrientes é reduzida em períodos de forte seca (Franklin et al., 2002; Zhang et al., 2017). O elevado percentual de sobrevivência de *C. fairchildiana* ($\geq 80\%$ em todos os tratamentos), demonstrou claramente sua aptidão para ecossistemas intensamente antropizados e com limitações nutricionais. Em áreas degradadas, principalmente pela mineração, o desenvolvimento desta espécie é benéfico para a restauração, tendo em vista a alta produção de serapilheira e, conseqüentemente, proteção do solo contra processos erosivos (Moura et al., 2015). Por outro lado, *T. vulgaris* não apresentou um padrão de sobrevivência em relação aos tratamentos, mesmo assim, apresentou uma taxa média de 50% para os três tratamentos. Além disso, também é uma espécie indicada para ecossistemas altamente degradados pela rápida alocação de carbono na biomassa e por excluir gramíneas invasoras que competem por recursos. Farias et al. (2016) avaliando o impacto da aplicação do biochar na sobrevivência e crescimento de *T. vulgaris* e *Eucalyptus* spp. em solos degradados no sul da Amazônia, apontaram que a sobrevivência do *T. vulgaris* foi superior à do *Eucalyptus*, crescendo três vezes mais rápido. Adicionalmente o biocarvão como condicionador do solo não exerceu influência na sobrevivência das duas espécies.

Nossos resultados apontaram taxas de crescimento promissoras para as seis espécies utilizadas nas áreas degradadas por mineração de caulim, demonstrando ampla plasticidade fenotípica e rusticidade das espécies, sendo apropriadas para o plantio inicial de áreas com distúrbios severos. De modo geral, a área com aplicação de calcário promoveu maiores incrementos para o crescimento, sendo um comportamento esperado em nosso estudo. Porém, ressaltamos que as diferenças observadas em relação à área testemunha nesse primeiro ano de restauração ainda são pouco expressivas sobre a trajetória da restauração. Além disso, apesar de os volumes de cova não expressarem variações muito representativas para a maioria das espécies, destacamos que as covas médias e grandes tenderam a maiores ganhos em crescimento e taxa de sobrevivência.

A maioria dos estudos em restauração florestal pelo método de plantio de mudas utiliza covas com medidas de aproximadamente 0,45 m x 0,45 m x 0,45 m (Chauhan and Ganguly,

2011; Semwal et al., 2013; Coello et al., 2018; Rodríguez and Melendez, 2019), porém estudos com covas maiores ainda são escassos na literatura. Tilki e Fisher (1998), avaliando o desempenho de 25 espécies de leguminosas tropicais plantadas em espaçamento 3 m x 3 m em pastagens abandonadas na Costa Rica encontraram uma taxa de crescimento de 16,7 cm mês⁻¹ para *I. edulis*, sendo superior ao encontrado em nosso estudo. Por outro lado, Martins et al. (2020) estudando o desempenho do crescimento e sobrevivência de 156 espécies florestais em áreas pós-mineração de bauxita na Amazônia apontaram uma taxa de crescimento de 4 cm mês⁻¹ para a espécie *B. crassifolia*.

5.5. Conclusões

Nesse estudo a aplicação do calcário reduziu a acidez no solo ocasionada pelo excesso de Al, por outro lado, não exerceu influência definitiva nos demais indicadores de qualidade do solo e nas taxas de sobrevivência das seis espécies estudadas. Esses resultados indicam que o calcário não surtiu efeito imediato para *Eugenia candolleana*, *Inga edulis*, *Inga cayennensis*, *Byrsonima crassifolia*, *Clitoria fairchildiana* e *Tachigali vulgaris*. Além disso, as covas médias e grandes contribuíram para os maiores incrementos em altura e taxa de sobrevivência para a maioria das espécies, sendo recomendadas para futuros projetos de restauração florestal em áreas pós-mineração de caulim na Amazônia Oriental. Ressaltamos a necessidade de monitoramento contínuo e avaliações posteriores com a inclusão de mais indicadores ecológicos, visando acompanhar a trajetória da restauração.

Referências

- Agencia Nacional de Mineração (ANM), 2019. Sumário mineral 2017 37, 77–78.
- Ahirwal, J., Maiti, S.K., 2018. Development of technosol properties and recovery of carbon stock after 16 years of revegetation on coal mine degraded lands, India. CATENA 166, 114–123. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2018.03.026>
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., de Moraes Gonçalves, J.L., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorol. Zeitschrift 22, 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Anderson-Teixeira, K.J., Miller, A.D., Mohan, J.E., Hudiburg, T.W., Duval, B.D., DeLucia, E.H., 2013. Altered dynamics of forest recovery under a changing climate. Glob. Chang. Biol. 19, 2001–2021. <https://doi.org/10.1111/gcb.12194>
- Aronson, J., Brancalion, P.H.S., Durigan, G., Rodrigues, R.R., Engel, V.L., Tabarelli, M., Torezan, J.M.D., Gandolfi, S., de Melo, A.C.G., Kageyama, P.Y., Marques, M.C.M.,

- Nave, A.G., Martins, S. V., Gandara, F.B., Reis, A., Barbosa, L.M., Scarano, F.R., 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>
- Baraloto, C., Forget, P.-M., Goldberg, D.E., 2005. Seed mass, seedling size and neotropical tree seedling establishment. *J. Ecol.* 93, 1156–1166. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2005.01041.x>
- Baraloto, C., Marcon, E., Morneau, F., Pavoine, S., Roggy, J.-C., 2010. Integrating functional diversity into tropical forest plantation designs to study ecosystem processes. *Ann. For. Sci.* 67, 303–303. <https://doi.org/10.1051/forest/2009110>
- Bennett, J.M., Greene, R.S.B., Murphy, B.W., Hocking, P., Tongway, D., 2014. Influence of lime and gypsum on long-term rehabilitation of a Red Sodosol, in a semi-arid environment of New South Wales. *Soil Res.* 52, 120. <https://doi.org/10.1071/SR13118>
- Bonner, M.T.L., Schmidt, S., Shoo, L.P., 2013. A meta-analytical global comparison of aboveground biomass accumulation between tropical secondary forests and monoculture plantations. *For. Ecol. Manage.* 291, 73–86. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2012.11.024>
- Brooker, R.W., Maestre, F.T., Callaway, R.M., Lortie, C.L., Cavieres, L.A., Kunstler, G., Liancourt, P., Tielörger, K., Travis, J.M.J., Anthelme, F., Armas, C., Coll, L., Corcket, E., Delzon, S., Forey, E., Kikvidze, Z., Olofsson, J., Pugnaire, F., Quiroz, C.L., Saccone, P., Schiffrs, K., Seifan, M., Touzard, B., Michalet, R., 2007. Facilitation in plant communities: the past, the present, and the future. *J. Ecol.* 96, 18–34. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2007.01295.x>
- Cairns, J., McCormick, P. V., Niederlehner, B.R., 1993. A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia* 263, 1–44.
- Candeias, C., Melo, R., Ávila, P.F., Ferreira da Silva, E., Salgueiro, A.R., Teixeira, J.P., 2014. Heavy metal pollution in mine–soil–plant system in S. Francisco de Assis – Panasqueira mine (Portugal). *Appl. Geochemistry* 44, 12–26. <https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2013.07.009>
- Cardoso, D., Särkinen, T., Alexander, S., Amorim, A.M., Bittrich, V., Celis, M., Daly, D.C., Fiaschi, P., Funk, V.A., Giacomini, L.L., Goldenberg, R., Heiden, G., Iganci, J., Kelloff, C.L., Knapp, S., Cavalcante de Lima, H., Machado, A.F.P., dos Santos, R.M., Mello-Silva, R., Michelangeli, F.A., Mitchell, J., Moonlight, P., de Moraes, P.L.R., Mori, S.A., Nunes, T.S., Pennington, T.D., Pirani, J.R., Prance, G.T., de Queiroz, L.P., Rapini, A., Riina, R., Rincon, C.A.V., Roque, N., Shimizu, G., Sobral, M., Stehmann, J.R., Stevens, W.D.,

- Taylor, C.M., Trovó, M., van den Berg, C., van der Werff, H., Viana, P.L., Zartman, C.E., Forzza, R.C., 2017. Amazon plant diversity revealed by a taxonomically verified species list. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 114, 10695–10700. <https://doi.org/10.1073/pnas.1706756114>
- Carneiro, M.A.C., Siqueira, J.O., Moreira, F.M. de S., Soares, A.L.L., 2008. Carbono orgânico, nitrogênio total, biomassa e atividade microbiana do solo em duas cronosseqüências de reabilitação após a mineração de bauxita. *Rev. Bras. Ciência do Solo* 32, 621–632. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832008000200017>
- Carvalho, J.M., Ramos, S.J., Furtini Neto, A.E., Gastauer, M., Caldeira, C.F., Siqueira, J.O., Silva, M.L.S., 2017. Influence of nutrient management on growth and nutrient use efficiency of two plant species for mineland revegetation. *Restor. Ecol.* 26, 303–310. <https://doi.org/10.1111/rec.12572>
- Chauhan, S., Ganguly, A., 2011. Standardizing rehabilitation protocol using vegetation cover for bauxite waste (red mud) in eastern India. *Ecol. Eng.* 37, 504–510. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.12.017>
- Čížková, B., Woś, B., Pietrzykowski, M., Frouz, J., 2018. Development of soil chemical and microbial properties in reclaimed and unreclaimed grasslands in heaps after opencast lignite mining. *Ecol. Eng.* 123, 103–111. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.09.004>
- Coello, J., Ameztegui, A., Rovira, P., Fuentes, C., Piqué, M., 2018. Innovative soil conditioners and mulches for forest restoration in semiarid conditions in northeast Spain. *Ecol. Eng.* 118, 52–65. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.04.015>
- Cole, R.J., Holl, K.D., Keene, C.L., Zahawi, R.A., 2011. Direct seeding of late-successional trees to restore tropical montane forest. *For. Ecol. Manage.* 261, 1590–1597. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.06.038>
- Condit, R., Engelbrecht, B.M.J., Pino, D., Perez, R., Turner, B.L., 2013. Species distributions in response to individual soil nutrients and seasonal drought across a community of tropical trees. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 110, 5064–5068. <https://doi.org/10.1073/pnas.1218042110>
- Cooke, J.A., Johnson, M.S., 2002. Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: A review of theory and practice. *Environ. Rev.* 10, 41–71. <https://doi.org/10.1139/a01-014>
- Costa, M.L. da, Sousa, D.J.L., Angélica, R.S., 2009. The contribution of lateritization processes to the formation of the kaolin deposits from eastern Amazon. *J. South Am. Earth Sci.* 27, 219–234. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2008.11.008>
- Curran, M., Hellweg, S., Beck, J., 2014. Is there any empirical support for biodiversity offset

- policy? *Ecol. Appl.* 24, 617–632. <https://doi.org/10.1890/13-0243.1>
- Dale, V.H., Beyeler, S.C., 2001. Challenges in development and use of ecological indicators. *Ecol. Indic.* 1, 3–10. [https://doi.org/S1470-160X\(01\)00003-6](https://doi.org/S1470-160X(01)00003-6)
- Daws, M.I., Grigg, A.H., Tibbett, M., Standish, R.J., 2019. Enduring effects of large legumes and phosphorus fertiliser on jarrah forest restoration 15 years after bauxite mining. *For. Ecol. Manage.* 438, 204–214. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.02.029>
- Daws, M.I., Standish, R.J., Koch, J.M., Morald, T.K., 2013. Nitrogen and phosphorus fertilizer regime affect jarrah forest restoration after bauxite mining in Western Australia. *Appl. Veg. Sci.* 16, 610–618. <https://doi.org/10.1111/avsc.12046>
- Daws, M.I., Standish, R.J., Koch, J.M., Morald, T.K., Tibbett, M., Hobbs, R.J., 2015. Phosphorus fertilisation and large legume species affect jarrah forest restoration after bauxite mining. *For. Ecol. Manage.* 354, 10–17. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.07.003>
- Farias, J., Marimon, B.S., Silva, L. de C.R., Petter, F.A., Andrade, F.R., Morandi, P.S., Marimon-Junior, B.H., 2016. Survival and growth of native *Tachigali vulgaris* and exotic *Eucalyptus urophylla* × *Eucalyptus grandis* trees in degraded soils with biochar amendment in southern Amazonia. *For. Ecol. Manage.* 368, 173–182. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.03.022>
- Fearnside, P.M., 2016. Brazil’s Amazonian forest carbon: the key to Southern Amazonia’s significance for global climate. *Reg. Environ. Chang.* 18, 47–61. <https://doi.org/10.1007/s10113-016-1007-2>
- Franklin, J.F., Spies, T.A., Pelt, R. Van, Carey, A.B., Thornburgh, D.A., Rae, D., Lindenmayer, D.B., Harmon, M.E., Keeton, W.S., Shaw, D.C., Bible, K., Chen, J., 2002. Disturbances and structural development of natural forest ecosystems with silvicultural implications , using douglas-fir forests as an example. *For. Ecol. Manage.* 155, 399–423.
- Gastauer, M., Caldeira, C.F., Ramos, S.J., Silva, D.F., Siqueira, J.O., 2020. Active rehabilitation of Amazonian sand mines converges soils, plant communities and environmental status to their predisturbance levels. *L. Degrad. Dev.* 31, 607–618. <https://doi.org/10.1002/ldr.3475>
- Gastauer, M., Souza Filho, P.W.M., Ramos, S.J., Caldeira, C.F., Silva, J.R., Siqueira, J.O., Furtini Neto, A.E., 2018. Mine land rehabilitation in Brazil: Goals and techniques in the context of legal requirements. *Ambio* 48, 74–88. <https://doi.org/10.1007/s13280-018-1053-8>
- Gatica-Saavedra, P., Echeverría, C., Nelson, C.R., 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>
- Guedes, R.S., Ramos, S.J., Gastauer, M., Fernandes, A.R., Caldeira, C.F., do Amarante, C.B., Siqueira, J.O., 2020. Phosphorus lability increases with the rehabilitation advance of iron mine land in the eastern Amazon. *Environ. Monit. Assess.* 192, 390. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08365-4>
- Guerra, A., Reis, L.K., Borges, F.L.G., Ojeda, P.T.A., Pineda, D.A.M., Miranda, C.O., Maidana, D.P.F. de L., Santos, T.M.R., Shibuya, P.S., Marques, M.C.M., Laurance, S.G.W., Garcia, L.C., 2020. Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. *For. Ecol. Manage.* 458, 1–7. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117802>
- Hall, J.S., Love, B.E., Garen, E.J., Slusser, J.L., Saltonstall, K., Mathias, S., van Breugel, M., Ibarra, D., Bork, E.W., Spaner, D., Wishnie, M.H., Ashton, M.S., 2011. Tree plantations on farms: Evaluating growth and potential for success. *For. Ecol. Manage.* 261, 1675–1683. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.09.042>
- Hawkesford, M., Horst, W., Kichey, T., Lambers, H., Schjoerring, J., Møller, I.S., White, P., 2012. Functions of Macronutrients, in: Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants. Elsevier, pp. 135–189. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-384905-2.00006-6>
- Holland, J.E., Bennett, A.E., Newton, A.C., White, P.J., McKenzie, B.M., George, T.S., Pakeman, R.J., Bailey, J.S., Fornara, D.A., Hayes, R.C., 2018. Liming impacts on soils, crops and biodiversity in the UK: A review. *Sci. Total Environ.* 610–611, 316–332. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.020>
- Hu, Y., Yu, Z., Fang, X., Zhang, W., Liu, J., Zhao, F., 2020. Influence of mining and vegetation restoration on soil properties in the eastern margin of the Qinghai-Tibet Plateau. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 17, 1–12. <https://doi.org/10.3390/ijerph17124288>
- IBGE, 2015. Manual Técnico de Pedologia, 3.ed. ed. Rio de Janeiro, Brazil.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), 2012. Manual técnico da vegetação brasileira, Second. ed. Rio de Janeiro.
- Kumar, S., Maiti, S.K., Chaudhuri, S., 2015. Soil development in 2–21 years old coalmine reclaimed spoil with trees: A case study from Sonapur-Bazari opencast project, Raniganj Coalfield, India. *Ecol. Eng.* 84, 311–324. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.09.043>
- Lal, R., 2016. Soil health and carbon management. *Food Energy Secur.* 5, 212–222. <https://doi.org/10.1002/fes3.96>
- Li, X., Lei, S., Liu, F., Wang, W., 2020. Analysis of plant and soil restoration process and

- degree of refuse dumps in open-pit coal mining areas. *Int. J. Environ. Res. Public Health* 17, 1975. <https://doi.org/10.3390/ijerph17061975>
- Lu, Y., Ranjitkar, S., Harrison, R.D., Xu, J., Ou, X., Ma, X., He, J., 2017. Selection of native tree species for subtropical forest restoration in southwest China. *PLoS One* 12, e0170418. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0170418>
- Maathuis, F.J., 2009. Physiological functions of mineral macronutrients. *Curr. Opin. Plant Biol.* 12, 250–258. <https://doi.org/10.1016/j.pbi.2009.04.003>
- Martins, W.B.R., Barros, W. dos S., Dionísio, L.F.S., Bezerra, T.G., Santos, M., Ferreira, G.C., Barbosa, V.M., Oliveira, F.A., 2020. 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>
- Matlaba, V.J., Mota, J.A., Maneschy, M.C., Filipe dos Santos, J., 2017. Social perception at the onset of a mining development in Eastern Amazonia, Brazil. *Resour. Policy* 54, 157–166. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2017.09.012>
- McNamara, S., Tinh, D.V., Erskine, P.D., Lamb, D., Yates, D., Brown, S., 2006. Rehabilitating degraded forest land in central Vietnam with mixed native species plantings. *For. Ecol. Manage.* 233, 358–365. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.05.033>
- Melo, V.F., Batista, A.H., Barbosa, J.Z., Barbeiro, L., Gomes, R., Dultra, M.T.M., 2018. Soil quality and reforestation of the Brazil nut tree (*Bertholletia excelsa* Bonpl.) after laterite-type bauxite mining in the Brazilian Amazon forest. *Ecol. Eng.* 125, 111–118. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.10.016>
- Moura, E.G., Aguiar, A. das C.F., Piedade, A.R., Rousseau, G.X., 2015. Contribution of legume tree residues and macrofauna to the improvement of abiotic soil properties in the eastern Amazon. *Appl. Soil Ecol.* 86, 91–99. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2014.10.008>
- Murguía, D.I., Bringezu, S., Schaldach, R., 2016. Global direct pressures on biodiversity by large-scale metal mining: Spatial distribution and implications for conservation. *J. Environ. Manage.* 180, 409–420. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.05.040>
- Navarro-Cano, J.A., Ferrer-Gallego, P.P., Laguna, E., Ferrando, I., Goberna, M., Valiente-Banuet, A., Verdú, M., 2016. Restoring phylogenetic diversity through facilitation. *Restor. Ecol.* 24, 449–455. <https://doi.org/10.1111/rec.12350>
- Ni, C., Bell, R.W., McGrath, W., Jasper, D.A., McNeill, P., 2015. Role of soil covers in establishment of vegetation on gold oxide refining residues. *Ecol. Eng.* 75, 392–403. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.11.058>
- Nogueirol, R.C., Monteiro, F.A., Azevedo, R.A., 2015. Tropical soils cultivated with tomato:

- fractionation and speciation of Al. *Environ. Monit. Assess.* 187, 160. <https://doi.org/10.1007/s10661-015-4366-0>
- Nunes, S., Gastauer, M., Cavalcante, R.B.L., Ramos, S.J., Caldeira, C.F., Silva, D., Rodrigues, R.R., Salomão, R., Oliveira, M., Souza-Filho, P.W.M., Siqueira, J.O., 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>
- Obalum, S.E., Chibuiké, G.U., Peth, S., Ouyang, Y., 2017. Soil organic matter as sole indicator of soil degradation. *Environ. Monit. Assess.* 189, 176. <https://doi.org/10.1007/s10661-017-5881-y>
- Pan, Y., Birdsey, R.A., Fang, J., Houghton, R., Kauppi, P.E., Kurz, W.A., Phillips, O.L., Shvidenko, A., Lewis, S.L., Canadell, J.G., Ciais, P., Jackson, R.B., Pacala, S.W., McGuire, A.D., Piao, S., Rautiainen, A., Sitch, S., Hayes, D., 2011. A large and persistent carbon sink in the world's forests. *Science* (80-.). 333, 988–993. <https://doi.org/10.1126/science.1201609>
- Peng, S.-L., Hou, Y.-P., Chen, B.-M., 2010. Establishment of Markov successional model and its application for forest restoration reference in Southern China. *Ecol. Modell.* 221, 1317–1324. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2010.01.016>
- Pinto, A.P., de Varennes, A., Castanheiro, J.E.F., Balsinhas, A.M.A., 2018. Fly ash and lime-stabilized biosolid mixtures in mine spoil reclamation, in: *Bio-Geotechnologies for Mine Site Rehabilitation*. Elsevier, pp. 159–180. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812986-9.00010-5>
- Poorter, L., Bongers, F., Aide, T.M., Almeyda Zambrano, A.M., Balvanera, P., Becknell, J.M., Boukili, V., Brancalion, P.H.S., Broadbent, E.N., Chazdon, R.L., Craven, D., de Almeida-Cortez, J.S., Cabral, G.A.L., de Jong, B.H.J., Denslow, J.S., Dent, D.H., DeWalt, S.J., Dupuy, J.M., Durán, S.M., Espírito-Santo, M.M., Fandino, M.C., César, R.G., Hall, J.S., Hernandez-Stefanoni, J.L., Jakovac, C.C., Junqueira, A.B., Kennard, D., Letcher, S.G., Licona, J.-C., Lohbeck, M., Marín-Spiotta, E., Martínez-Ramos, M., Massoca, P., Meave, J.A., Mesquita, R., Mora, F., Muñoz, R., Muscarella, R., Nunes, Y.R.F., Ochoa-Gaona, S., de Oliveira, A.A., Orihuela-Belmonte, E., Peña-Claros, M., Pérez-García, E.A., Piotta, D., Powers, J.S., Rodríguez-Velázquez, J., Romero-Pérez, I.E., Ruíz, J., Saldarriaga, J.G., Sanchez-Azofeifa, A., Schwartz, N.B., Steininger, M.K., Swenson, N.G., Toledo, M., Uriarte, M., van Breugel, M., van der Wal, H., Veloso, M.D.M., Vester, H.F.M., Vicentini, A., Vieira, I.C.G., Bents, T.V., Williamson, G.B., Rozendaal, D.M.A., 2016. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature* 530, 211–214.

- <https://doi.org/10.1038/nature16512>
- Prasad, M.S., Reid, K.J., Murray, H.H., 1991. Kaolin: Processing, properties and applications. *Appl. Clay Sci.* 6, 87–119.
- Pretzsch, H., Biber, P., 2010. Size-symmetric versus size-asymmetric competition and growth partitioning among trees in forest stands along an ecological gradient in central Europe. *Can. J. For. Res.* 40, 370–384. <https://doi.org/10.1139/X09-195>
- Pruett, R.J., 2016. Kaolin deposits and their uses: northern Brazil and Georgia, USA. *Appl. Clay Sci.* 131, 3–13. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2016.01.048>
- Quesada, C.A., Lloyd, J., Anderson, L.O., Fyllas, N.M., Schwarz, M., Czimczik, C.I., 2011. Soils of Amazonia with particular reference to the RAINFOR sites. *Biogeosciences* 8, 1415–1440. <https://doi.org/10.5194/bg-8-1415-2011>
- R development core team, 2020. R: A language and environment for statistical computing.
- Ramos, S.J., Gastauer, M., Mitre, S.K., Caldeira, C.F., Silva, J.R., Furtini Neto, A.E., Oliveira, G., Souza Filho, P.W.M., Siqueira, J.O., 2019. Plant growth and nutrient use efficiency of two native Fabaceae species for mineland revegetation in the eastern Amazon. *J. For. Res.* 31, 2287–2293. <https://doi.org/10.1007/s11676-019-01004-w>
- Rodrigues, T.E., Silva, R. das C., Silva, J.M.L. da, Oliveira Júnior, R.C. de, Gama, J.R.N.F., Valente, M.A., 2003. Caracterização e classificação dos Solos do Município de Paragominas, Estado do Pará, Embrapa. Embrapa Amazônia Oriental, Belém, Pará.
- Rodríguez, J.C., Melendez, C.S., 2019. Restoring degraded forest land with native tree species: The experience of “Bosques Amazónicos” in Ucayali, Peru. *Forests* 10, 851. <https://doi.org/10.3390/f10100851>
- Román-Dañobeytia, F.J., Levy-Tacher, S.I., Aronson, J., Rodrigues, R.R., Castellanos-Albores, J., 2012. Testing the performance of fourteen native tropical tree species in two abandoned pastures of the lacandon rainforest region of chiapas, Mexico. *Restor. Ecol.* 20, 378–386. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00779.x>
- Sanchez, P.A., 2019. *Properties and Management of Soils in the Tropics*, 2nd editio. ed. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781316809785>
- Sanchez, P.A., Bandy, D.E., Villachica, J.H., Nicholaides, J., 1982. Amazon basin soils: Management for continuous crop production. *Science* (80-.). 216, 821–827.
- Sanchez, P.A., Villachica, J.H., Bandy, D.E., 1983. Soil fertility dynamics after clearing a tropical rainforest in Peru. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 47, 1171. <https://doi.org/10.2136/sssaj1983.03615995004700060023x>
- Santos, E., Scorzelli, R.B., Bertolino, L.C., Alves, O.C., Munayco, P., 2012. Characterization

- of kaolin from the Capim River region — Brazil. *Appl. Clay Sci.* 55, 164–167. <https://doi.org/10.1016/j.clay.2011.11.009>
- Santos, J.V., Melo Rangel, W., Azarias Guimarães, A., Duque Jaramillo, P.M., Rufini, M., Marra, L.M., Varón López, M., Pereira da Silva, M.A., Fonsêca Sousa Soares, C.R., Souza Moreira, F.M., 2013. Soil biological attributes in arsenic-contaminated gold mining sites after revegetation. *Ecotoxicology* 22, 1526–1537. <https://doi.org/10.1007/s10646-013-1139-9>
- Santos, J.V., Varón-López, M., Fonsêca Sousa Soares, C.R., Lopes Leal, P., Siqueira, J.O., de Souza Moreira, F.M., 2016. Biological attributes of rehabilitated soils contaminated with heavy metals. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23, 6735–6748. <https://doi.org/10.1007/s11356-015-5904-6>
- Santos, U.M., Gonçalves, J.F.C., Feldpausch, T.R., 2006. Growth, leaf nutrient concentration and photosynthetic nutrient use efficiency in tropical tree species planted in degraded areas in central Amazonia. *For. Ecol. Manage.* 226, 299–309. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.01.042>
- Semwal, R.L., Nautiyal, S., Maikhuri, R.K., Rao, K.S., Saxena, K.G., 2013. Growth and carbon stocks of multipurpose tree species plantations in degraded lands in Central Himalaya, India. *For. Ecol. Manage.* 310, 450–459. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.08.023>
- Shono, K., Davies, S.J., Chua, Y.K., 2007. Performance of 45 native tree species on degraded lands in Singapore. *J. Trop. For. Sci.* 19, 25–34.
- Smith, S.E., Read, D.J., 2008. *Mycorrhizal Symbiosis*. Elsevier, London, UK. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-370526-6.X5001-6>
- Söderholm, P., Svahn, N., 2015. Mining, regional development and benefit-sharing in developed countries. *Resour. Policy* 45, 78–91. <https://doi.org/10.1016/j.resourpol.2015.03.003>
- Sousa, D.J.L., Varajão, A.F.D.C., Yvon, J., Scheller, T., Moura, C.A.V., 2007. Ages and possible provenance of the sediments of the Capim River kaolin, northern Brazil. *J. South Am. Earth Sci.* 24, 25–33. <https://doi.org/10.1016/j.jsames.2007.02.007>
- Souza, A.L., Soares, C.P., 2013. *Florestas nativas: Estrutura, dinâmica e manejo*. Editora UFV, Viçosa, Brazil.
- Spain, A. V., Tibbett, M., Ridd, M., McLaren, T.I., 2018. Phosphorus dynamics in a tropical forest soil restored after strip mining. *Plant Soil* 427, 105–123. <https://doi.org/10.1007/s11104-018-3668-8>
- Strand, J., Soares-Filho, B., Costa, M.H., Oliveira, U., Ribeiro, S.C., Pires, G.F., Oliveira, A.,

- Rajão, R., May, P., van der Hoff, R., Siikamäki, J., da Motta, R.S., Toman, M., 2018. Spatially explicit valuation of the Brazilian Amazon forest's ecosystem services. *Nat. Sustain.* 1, 657–664. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0175-0>
- Tang, R.-J., Luan, S., 2017. Regulation of calcium and magnesium homeostasis in plants: from transporters to signaling network. *Curr. Opin. Plant Biol.* 39, 97–105. <https://doi.org/10.1016/j.pbi.2017.06.009>
- Tilki, F., Fisher, R.F., 1998. Tropical leguminous species for acid soils: Studies on plant form and growth in Costa Rica. *For. Ecol. Manage.* 108, 175–192. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(98\)00225-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(98)00225-4)
- Whitmore, T.C., 1989. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology* 70, 536–538.
- WRB IUSS Working Group., 2015. World reference base for soil resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps, 106th edn. ed. IUSS Working Group WRB, Rome.
- Zhang, X., Cao, Q. V, Duan, A., Zhang, J., 2017. Modeling tree mortality in relation to climate, initial planting density, and competition in Chinese fir plantations using a Bayesian logistic multilevel method. *Can. J. For. Res.* 47, 1278–1285. <https://doi.org/10.1139/cjfr-2017-0215>
- Zhang, X., Wang, Z., Chhin, S., Wang, H., Duan, A., Zhang, J., 2020. Relative contributions of competition, stand structure, age, and climate factors to tree mortality of Chinese fir plantations: Long-term spacing trials in southern China. *For. Ecol. Manage.* 465, 118103. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118103>

6. CAPÍTULO 2 - RESÍDUOS DE CELULOSE PODEM FAVORECER O CRESCIMENTO INICIAL DE LEGUMINOSAS APÓS A MINERAÇÃO DE CASCALHO NA AMAZÔNIA?

Revista Alvo: Forest Ecology and Management (JCR 3,558/Qualis Capes A1)

Resumo

A mineração de cascalho exclui todas as fontes disponíveis de propágulos do solo, com consequente perda da biodiversidade. O uso de espécies nativas florestais tem se tornado eficiente para restaurar o funcionamento e a estrutura dos ecossistemas pós-mineração. Conduzimos um estudo de restauração com o objetivo de avaliar os indicadores estruturais e a porcentagem de sobrevivência de quatro espécies arbóreas leguminosas em uma área degradada por mineração de cascalho na Amazônia Oriental. Avaliamos os efeitos de dois tipos de cobertura do solo; manta de fibra de coco (manta) e resíduo de produção de celulose (resíduo) em dois tamanhos de covas; pequena com 160L (cova pequena) e grande, com 320L (cova grande) no crescimento em altura (ΔH) e sobrevivência de mudas de *Clitoria fairchildiana*, *Inga edulis*, *Inga thibaidiana* e *Tachigali vulgaris*, 15 meses após o plantio. Nossos resultados apontaram elevadas taxas de ΔH para as quatro espécies avaliadas, variando de 160,75 a 279,26 cm ano⁻¹, com destaque para os tratamentos resíduo e cova grande. Para o IPADAP, o resíduo promoveu incrementos significativos para *C. fairchildiana*, porém não ocorreram diferenças estatísticas para *I. edulis*, *I. thibaidiana* e *T. vulgaris*. As taxas de sobrevivência foram superiores a 90% para *C. fairchildiana*, *I. edulis* e *I. thibaidiana*. Nesse sentido, de modo geral as espécies utilizadas são recomendadas em função da elevada taxa de sobrevivência e crescimento rápido, promovendo a cobertura do solo e ainda a catalização da regeneração natural. Os resultados demonstraram que a utilização do resíduo e cova grande foram mais eficientes para a restauração podendo ser indicadas para projetos futuros na Amazônia.

Palavras-chave: Espécies florestais nativas. Ecossistemas pós-mineração. Resíduos florestais. Sobrevivência de mudas. Covas de plantio.

6.1. Introdução

A mineração desempenha um papel fundamental para o desenvolvimento da sociedade contemporânea, visto que seus produtos são amplamente utilizados no cotidiano, incluindo aparelhos eletrônicos, geração de energia, construção civil e industrial (Zhai et al., 2020). Dessa maneira, o setor mineral, além de contribuir de maneira significativa para o Produto Interno

Bruto (PIB) dos países, é responsável pela manutenção de outros setores industriais, como energia, aço e cimento (Marimuthu et al., 2021). Nos últimos anos, a urbanização tem intensificado a necessidade da extração de cascalho para fabricação de concreto, tendo em vista a crescente demanda por infraestrutura básica como prédios e manutenção de estradas. Desde 2012, a produção anual destes agregados é de $1,65 \times 10^8$ toneladas (Mollema and Antonellini, 2016). Por outro lado, os serviços ecossistêmicos prestados por esses recursos naturais englobam a provisão de água potável e a regulação de inundações, devido à retenção hídrica (Koehnken and Rintoul, 2018).

Neste cenário, a mineração do cascalho é um dos principais gargalos enfrentados atualmente, pois a extração desses agregados ocorre em profundidades que variam de 3 a 15 m, sendo necessária a supressão da vegetação (Silva et al., 2019). As consequências transcendem a perda de biodiversidade e abrangem interrupções de ciclos indispensáveis para a sobrevivência do ecossistema, como os biogeoquímicos e hidrológicos (Agboola et al., 2020). Para minimizar os impactos causados pela extração de cascalho, alternativas de medidas mais sustentáveis como a fabricação de concreto sintético, por meio da utilização de material reciclável, estão sendo adotadas (Zuccheratte et al., 2017). Ademais, em vários países, incluindo o Brasil, a aplicação de leis mais estritas, as quais obrigam a restauração dos ecossistemas degradados tornou-se uma importante medida mitigadora dos impactos ambientais.

De acordo com a Society for Ecological Restoration International (SER, 2004), a restauração ecológica fundamenta-se na prática de proporcionar condições necessárias para que o ecossistema degradado reestabeleça suas estruturas e funções ecológicas. Para que isso seja possível, inúmeros métodos podem ser aplicados, a exemplo do plantio de mudas, semeadura direta, regeneração natural e hidrossemeadura, que atualmente são os mais utilizados (Martins et al., 2020a). A escolha varia, principalmente, de acordo com o grau de degradação do ecossistema, tipo de mineral extraído, proximidade de remanescentes florestais e a disponibilidade de recurso financeiro (Jakovac et al., 2017). Dentre os métodos listados, o plantio de mudas é o mais oneroso, porém é o mais indicado para ecossistemas com elevado grau de degradação, como aqueles provenientes da mineração de cascalho, onde o banco de sementes e propágulos é perdido. Outra vantagem é a possibilidade de seleção de espécies adaptadas às condições limitantes destes ecossistemas (Parrotta and Knowles, 2001; Dimson and Gillespie, 2020).

Dentre as principais espécies arbóreas, as da família Fabaceae destacam-se pela capacidade de fixação de nitrogênio, a qual aumenta a disponibilidade desse nutriente para outras plantas (Moreira et al., 2021). Essa é uma característica que as tornam eficientes para

restauração de ecossistemas degradados por mineração (Barbosa et al., 2021). Além disso, o crescimento rápido dessas espécies proporciona uma deposição constante de serapilheira que favorecerá a ciclagem de nutrientes e a rápida cobertura do solo, diminuindo os processos erosivos (Daws et al., 2015; Maiti and Maiti, 2015). Apesar dos benefícios das leguminosas, alguns técnicas associados ao método do plantio poderão ocasionar problemas para o desenvolvimento das plantas com o tempo, um deles é o tamanho limitado das covas, as quais apresentam em sua maioria tamanho reduzido, com no máximo 0,45 m x 0,45 m x 0,45 m de volume (Chauhan and Ganguly, 2011; Semwal et al., 2013; Coello et al., 2018; Rodríguez and Melendez, 2019), sendo escassas pesquisas sobre a influência e implicações das dimensões de covas no desenvolvimento do plantio.

Aliado a isso, a restauração florestal pode ser potencializada com a utilização dos resíduos industriais do setor florestal (i.e. cascas, galhos, folhas, toretes e cavacos), que são abundantes no Brasil, especialmente aqueles oriundos da indústria de madeira e celulose (Rodrigues et al., 2021). Estes podem ser utilizados nas covas de plantio ou espalhados sob a superfície do solo, impactando positivamente no retorno das funções ecossistêmicas, devido ao aumento da cobertura do solo e possível redução dos custos com aquisição de fertilizantes químicos, além de auxiliar no avanço da sustentabilidade no Brasil. Contudo, além da escolha do método mais adequado, o monitoramento da área por meio de indicadores é uma etapa indispensável para o sucesso da restauração, pois por meio dele é possível identificar a necessidade de adaptações nas técnicas utilizadas para uma melhor trajetória de restauração (Martins et al., 2020a). Os indicadores mais usuais são aqueles de fácil medição, alta eficiência e baixo custo, com o intuito de que seja possível fazer uma avaliação periódica e contínua (Gatica-Saavedra et al., 2017). A exemplo, tem-se os indicadores classificados em estruturais, os quais estão relacionado às dimensões físicas da planta como altura e diâmetro (Prach et al., 2019).

Neste cenário, nosso objetivo foi avaliar a influência de diferentes volumes de cova de plantio e cobertura do solo no desenvolvimento de quatro espécies da família Fabaceae em área degradada pela mineração de cascalho. Para isso, utilizamos os seguintes indicadores estruturais: (i) taxa de crescimento em altura, (ii) incremento periódico anual em diâmetro, e (iii) porcentagem de sobrevivência. Nossa hipótese inicial é que o resíduo de produção de celulose e a manta de fibra de coco aplicados como cobertura do solo irão proporcionar os melhores indicadores estruturais e possibilitará melhor sobrevivência para as espécies.

6.2. Material e métodos

6.2.1. Área de estudo

O experimento foi instalado e monitorado em área de retirada de cascalho da empresa Jari Celulose, produtora de celulose solúvel, localizada as margens do Rio Jari, em Monte Dourado, Amazônia Oriental ($0^{\circ}39'18.2''S$ e $52^{\circ}36'16.3''W$) (Fig. 1). O tipo de vegetação natural predominante na região é a Floresta Ombrófila Densa (IBGE, 2012). O clima, segundo a classificação de Köppen é do tipo Am (quente e úmido), com precipitação variando entre 1900 a 2300 mm e distribuição irregular ao longo do ano. A temperatura média anual é de $26,3^{\circ}C$ e a umidade relativa do ar encontra-se acima de 80% (Alvares et al., 2013). Os solos presentes nessa região são classificados de acordo com IUSS Working Group WRB, (2015) como: Latossolo Amarelo de Textura Média Argilosa, Concrecionários Lateríticos Indiscriminados, Podzólico Vermelho e Amarelo de Textura Argilosa Média, Gleissolo e Solos Aluviais Eutróficos.

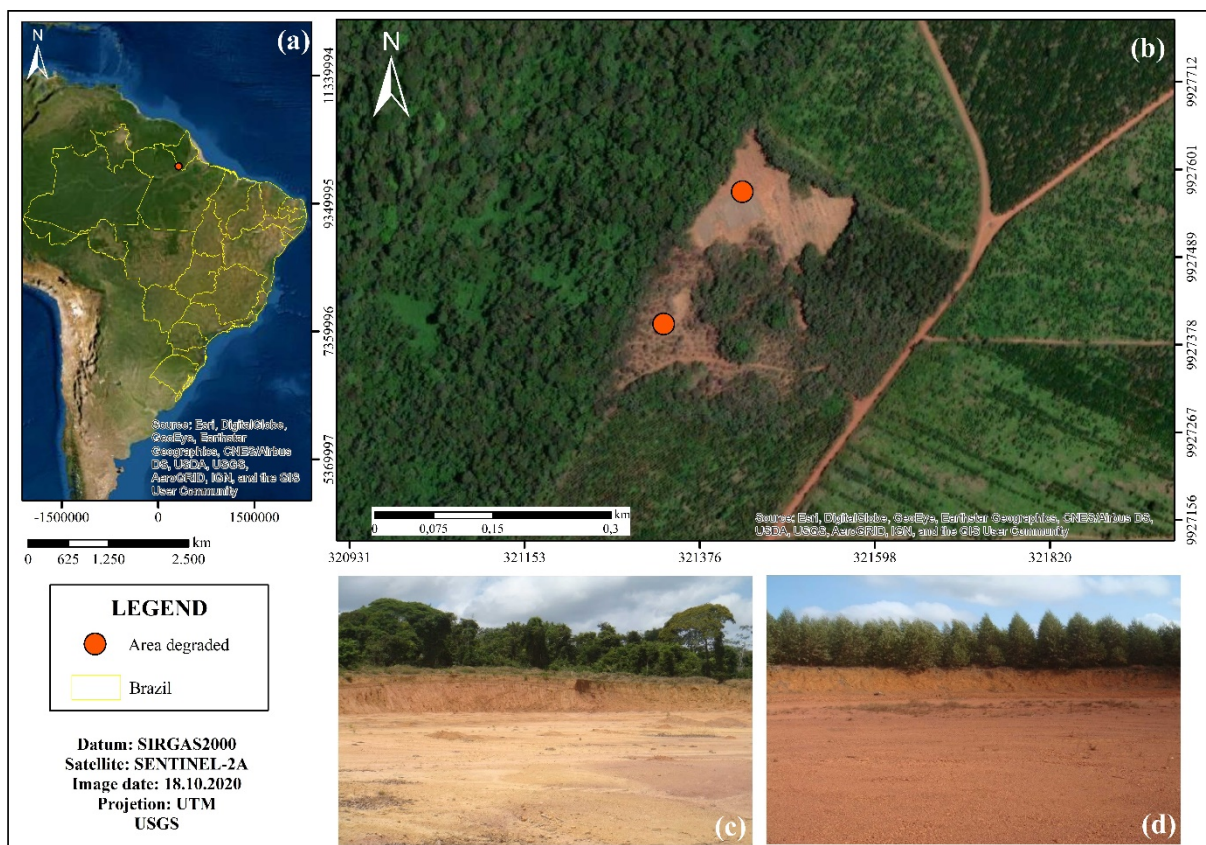


Figura 1: Localização da área do estudo onde é mostrado o mapa do Brasil (a) com imagem aérea da porção a ser restaurada por plantio de mudas (b) cercada por floresta nativa (c) e plantio de eucalipto (d).

6.2.2. Desenho experimental

O experimento foi instalado em uma área de 1,3 hectares, onde houve a mineração de cascalho para a construção e manutenção de estradas e vias de acesso. A mina estava abandonada e representava um passivo ambiental para a empresa. A preparação da área para o processo de restauração teve início em abril de 2013, sendo utilizada uma retroescavadeira para a abertura das covas, composto por dois volumes: cova pequena (0,45 m x 0,72 m x 0,33 m) e cova grande (0,80 m x 1,50 m x 0,75 m). Utilizou-se o resíduo de produção de celulose solúvel (i.e. cascas, galhos, folhas, toretes e cavacos de *Eucalyptus* spp.) decomposto como adubo orgânico, para preenchimento das covas e espalhamento em área total de acordo com o tratamento. Em um dos tratamentos foi usada manta de fibra de coco com grande capacidade de retenção hídrica e adsorção de nutrientes para proteção do solo vulnerável. Procedeu-se com as análises químicas do solo e do resíduo antes da implementação do projeto de restauração (Tabela 1), de acordo com a metodologia escrita por IUSS Working Group WRB (2015), evidenciando os diferentes níveis para as propriedades químicas.

Tabela 1. Comparação das propriedades químicas do solo (0-20 cm de profundidade) e resíduo de produção de celulose.

Variáveis	Área degradada ($n = 5$)	Resíduo ($n = 5$)
Químico		
pH (1:1)	4,60 ± 0,56	6,30 ± 2,42
MO (g dm ⁻³)	3,40 ± 0,42	172,80 ± 12,74
P (mg dm ⁻³)	0,10 ± 0,02	76,80 ± 3,28
CTC (mmolc dm ⁻³)	25,00 ± 3,12	356,00 ± 15,37
V (%)	16,00 ± 3,76	94,00 ± 4,28
Cátions trocáveis (mmolc dm ⁻³)		
Ca	2,90 ± 0,65	303,30 ± 13,21
Mg	0,60 ± 0,01	27,90 ± 2,54
K	0,50 ± 0,02	3,20 ± 0,56
H + Al	21,00 ± 2,33	22,00 ± 3,12

MO: Matéria orgânica, P: Fósforo resina, CTC: Capacidade de troca catiônica em pH 7,0, V: Saturação por bases e H + Al: Acidez potencial.

O plantio foi realizado em maio de 2013 com um total de 742 mudas, de quatro espécies, com espaçamento de 3 m x 3 m, distribuídas em quatro tratamentos. Trinta dias após o plantio, foi realizado o replantio para os indivíduos que não sobreviveram e uma adubação de base com 400 g planta⁻¹ de fosfato natural Arad (29% de P₂O₅) e 150 g planta⁻¹ de NPK (10-27-10) para todas as mudas. Posteriormente 60 dias após o plantio foi realizada a segunda adubação com

150 g planta⁻¹ de NPK (10-27-10) por muda, aplicado em formato de “círculo ou lua cheia” a uma distância de 20 cm da planta. O experimento foi balanceado e o delineamento utilizado foi o inteiramente casualizado com dois tamanhos de covas e utilização de dois tipos de cobertura do solo (manta de fibra de coco e resíduo), gerando assim, quatro condições de sítio, sendo: 1) cova pequena com solo coberto com manta de fibra de coco (manta); 2) cova pequena com solo coberto por resíduo (resíduo); 3) cova pequena sem cobertura do solo preenchida com 160 litros de resíduo (cova pequena) e 4) cova grande sem cobertura do solo preenchida com 320 litros de resíduo (cova grande) (Tabela 2).

Tabela 2: Descrição dos tratamentos aplicados para restauração de ecossistema degradado após mineração de cascalho na Amazônia Oriental, Brasil.

Tratamento	Volume de cova (m ³)	Cobertura do solo	Preenchimento de cova
Manta	0,107	Manta fibra de coco	Solo revolvido
Resíduo	0,107	Resíduo de celulose	Solo revolvido
Cova Pequena	0,107	Não Aplicado	Solo revolvido + 160L de resíduo
Cova Grande	0,900	Não Aplicado	Solo revolvido + 320L de resíduo

6.2.3. Espécies estudadas

Foram utilizadas quatro espécies florestais de recobrimento que apresentam como principais características ecológicas, de acordo com o observado na região: (i) crescimento rápido, (ii) deposição constante de serapilheira, e (iii) elevada área de cobertura de copa. As quatro espécies pertencem à família Fabaceae, distribuem-se entre espécies pioneiras segundo a classificação de Whitmore (1989), são fixadoras de nitrogênio e atrativas a fauna silvestre (Figura 3; Tabela 3). As mudas foram produzidas no viveiro florestal da Jari Celulose, em sacos de polietileno de 13 x 13 cm, com o uso de substrato comercial + vermiculita (2:1, v/v). As sementes utilizadas foram procedentes de matrizes de remanescentes florestais adjacentes à área industrial da empresa.

Tabela 3. Espécies utilizadas no plantio de recobrimento em ecossistema sem restauração após a mineração de cascalho, Amazônia Oriental, Brasil

Espécie	Número de mudas	Status sucessional	Grupo funcional
<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A.Howard	110	DL	R / FN
<i>Inga thibaudiana</i> DC.	122	DL	R / FN / AF
<i>Inga edulis</i> Mart.	112	DL	R / FN / AF
<i>Tachigali vulgaris</i> L.F.G. Silva & H.C.Silva	112	DL	R / FN

DL: Demandante de luz; R: Recobrimento; FN: Fixadora de Nitrogênio; AF: Atrativa a fauna.

6.2.4. Coleta de dados

Foram medidos a altura e o diâmetro a altura do peito (DAP) de todos os indivíduos em campo. O crescimento em altura das mudas foi calculado como incremento médio em altura (ΔH), sendo realizadas duas avaliações sucessivas divididas pelo intervalo do tempo em meses, utilizando a fórmula “ $\Delta H \text{ (cm ano}^{-1}\text{)} = ((H_2 - H_1)/t)$ ”, em que, H_2 : Altura do indivíduo na amostragem final, H_1 : Altura do indivíduo na amostragem inicial e t é o tempo em anos. As taxas de crescimento das mudas com crescimento negativo foram consideradas como zero (Baraloto et al., 2005; Mcnamara et al., 2006). O incremento periódico anual (IPA_{DAP} , cm ano^{-1}) medido a partir do DAP de cada indivíduo que foi calculado usando a fórmula $IPA = ((DAP_2 - DAP_1)/t)$ onde DAP_2 e DAP_1 são os diâmetros em centímetros dos indivíduos na amostragem final e inicial respectivamente e t é o tempo em anos. A percentagem de sobrevivência das mudas foi calculada por meio da divisão entre o número total de indivíduos vivos até a última medição pelo número total de indivíduos vivos após o replantio, sendo utilizado a fórmula “ $TSi(\%) = ((n_i/N_i) * 100)$ ”, onde $TSi(\%)$ = Taxa de sobrevivência entre duas avaliações; n_i = Número de mudas vivas da i -ésima espécie entre duas avaliações sucessivas e N_i = Número de mudas vivas da i -ésima espécie na primeira avaliação (Souza and Soares, 2013).

6.2.5. Análises estatísticas

As variáveis foram submetidas ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk ($p > 0,05$) e homogeneidade de variâncias de Bartlett ($p > 0,05$). Atendido aos pressupostos, procedeu-se com a análise de variância, sendo que, em caso de diferença estatística, as médias dos tratamentos foram comparadas pelo teste Scott-Knott ($p < 0,05$). Todas as análises foram realizadas no software estatístico R, versão 4.0.2 (R Development Core Team, 2020).

6.3. Resultados

6.3.1. Crescimento

A taxa de crescimento em altura (ΔH) aos 15 meses foi significativa para três das quatro espécies estudadas (Fig. 2A-D). Os valores médios de *C. fairchildiana* variaram de $183,29 \pm 21,57$ e $279,26 \pm 42,76 \text{ cm ano}^{-1}$, sendo que, o tratamento Resíduo proporcionou o maior valor médio, diferindo estatisticamente dos demais tratamentos ($F_{3:110} = 9,07$, $p < 0,009$) (Fig. 2A). Para *I. edulis* observou-se os maiores valores médios para os tratamentos Resíduo e Cova Grande, com médias de $243,24 \pm 26,69$ e $244,75 \pm 27,92 \text{ cm ano}^{-1}$, respectivamente, diferindo dos tratamentos Manta e Cova Pequena ($F_{3:107} = 9,60$, $p < 0,0007$) (Fig. 2B). *I. thibaudiana* apresentou maior valor médio em ΔH no tratamento Cova Grande ($F_{3:122} = 8,98$, $p = 0,001$),

sendo superior aos demais tratamentos (Fig. 2C). Não houve diferenças significativas ($F_{3:83} = 0,70$, $p = 0,562$) para a ΔH de *T. vulgaris*, variando entre $160,75 \pm 17,36$ e $176,71 \pm 13,84$ cm ano⁻¹ (Fig. 2D).

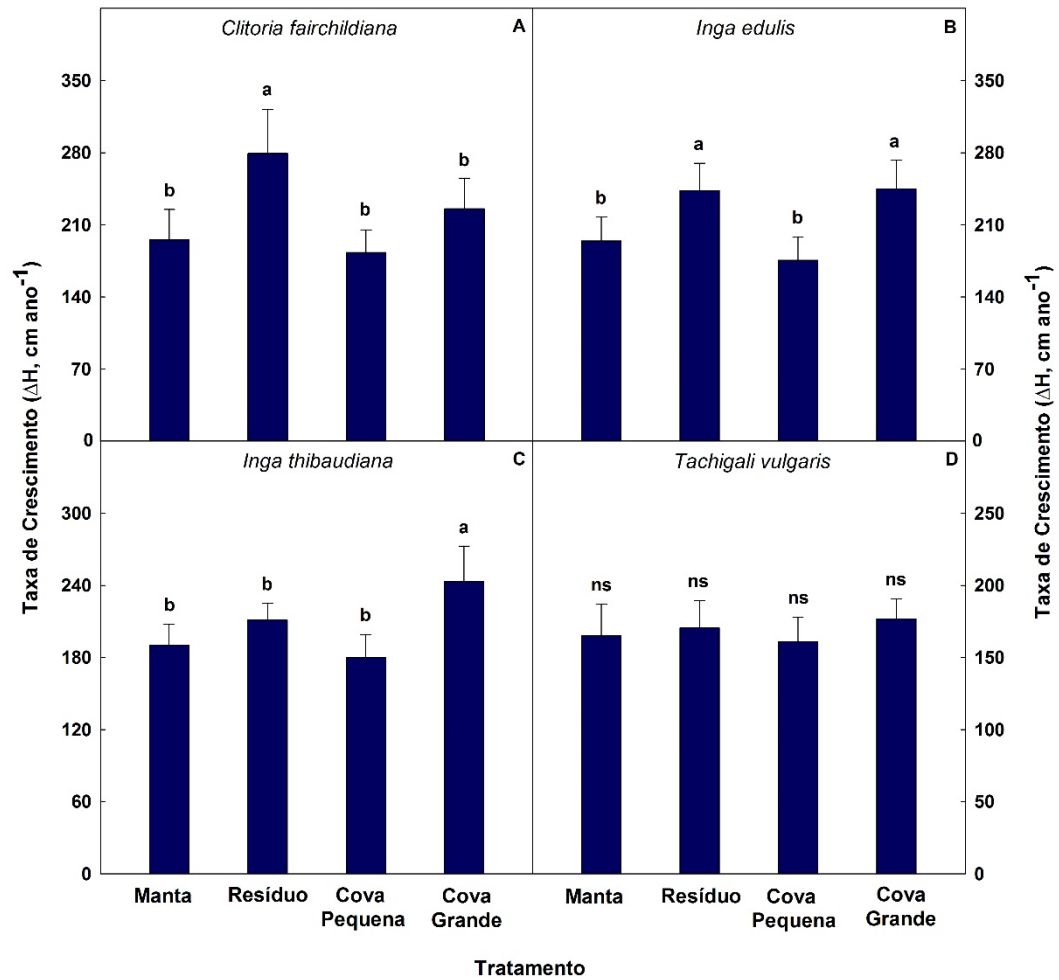


Fig. 2. Taxa de crescimento em altura de quatro espécies florestais aos 15 meses em áreas pós-mineração de cascalho, Amazônia Oriental, Brasil. Letras diferentes indicam que houve diferença estatística entre os tratamentos pelo teste Scott-Knott ($p < 0,05$), ns: diferença não-significante entre os tratamentos. Fonte: Própria do autor (2021).



Fig. 3. Aspecto geral e evolução do plantio de quatro espécies florestais 15 meses após o plantio, Amazônia Oriental, Brasil. (a) a (c): indivíduos com cinco meses de plantio, (d) a (f): indivíduos com dez meses de plantio, (g) a (h): indivíduos com quinze meses de plantio, apresentando flores e frutos atrativos a fauna silvestre.

6.3.2. Incremento periódico anual em DAP

Para o IPA_{DAP} , apenas *C. fairchildiana* apresentou crescimento significativamente maior no tratamento Resíduo ($2,46 \pm 0,57$ e $4,20 \pm 0,68$ cm ano⁻¹, Fig. 4A). Não constatamos diferenças significativas para as espécies *I. edulis* ($F_{3:107} = 0,44$, $p = 0,730$), *I. thibaudiana* ($F_{3:122}$

= 1.00, $p = 0.418$) e *T. vulgaris* ($F_{3:83} = 2.93$, $p = 0.065$), embora discretos incrementos tenham sido observados entre os tratamentos (Fig. 4B-D).

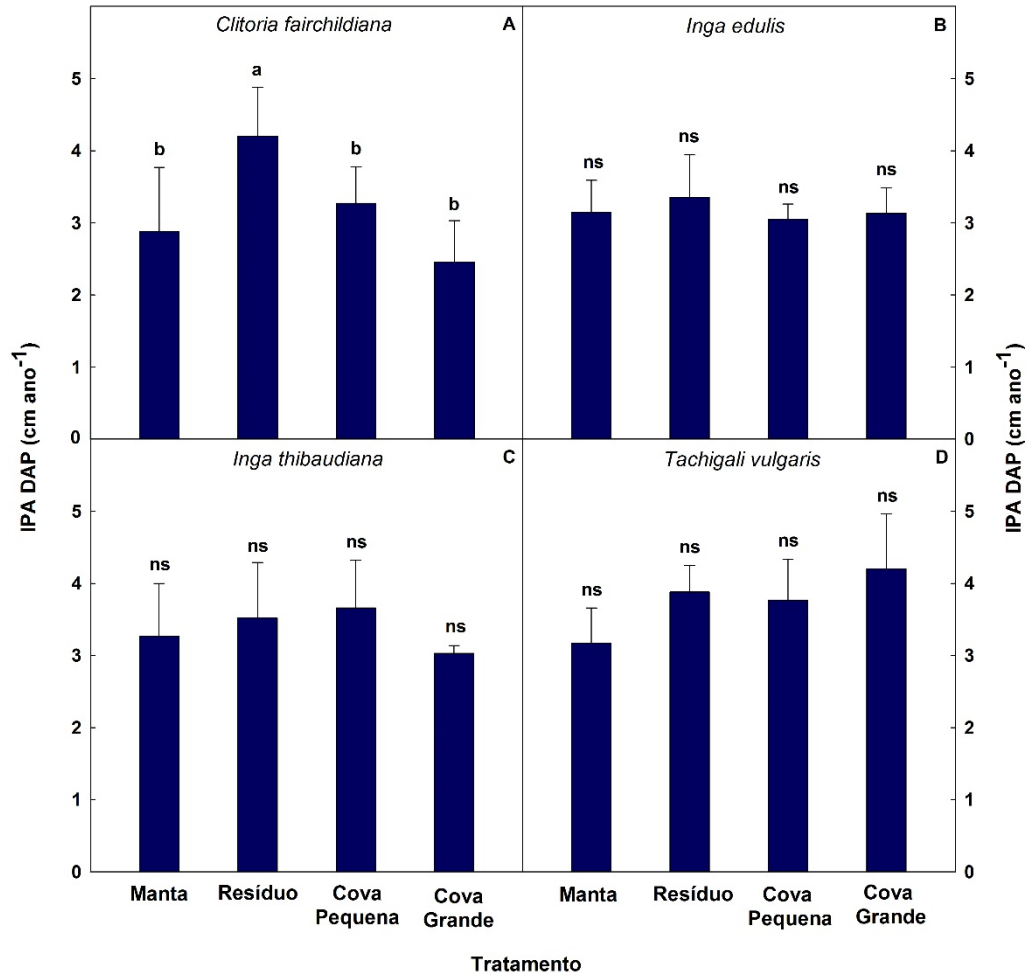


Fig. 4. Incremento Periódico Anual em diâmetro - IPA_{DAP} (cm ano⁻¹) de quatro espécies florestais aos 15 meses em áreas pós-mineração de cascalho na Amazônia Oriental, Brasil. Letras diferentes indicam que houve diferença estatística entre os tratamentos pelo teste Scott-Knott ($p < 0,05$), ns: diferença não-significante entre os tratamentos.

Fonte: Própria do autor (2021).

6.3.3. Sobrevivência

As porcentagens de sobrevivência das mudas aos 15 meses foram altas, chegando a 100% em muitos tratamentos (Fig. 4A-D). Todas as mudas de *C. fairchildiana* e *I. thibaudiana* sobreviveram (Fig. 4A and C). Já *I. edulis* variou entre 87% e 100%, com a menor porcentagem de sobrevivência observada no tratamento Resíduo (Fig. 4B). *T. vulgaris* apresentou grande variação entre os tratamentos, sendo que os tratamentos Manta e Cova Pequena apresentaram sobrevivência superior aos 85% (Fig. 4D).

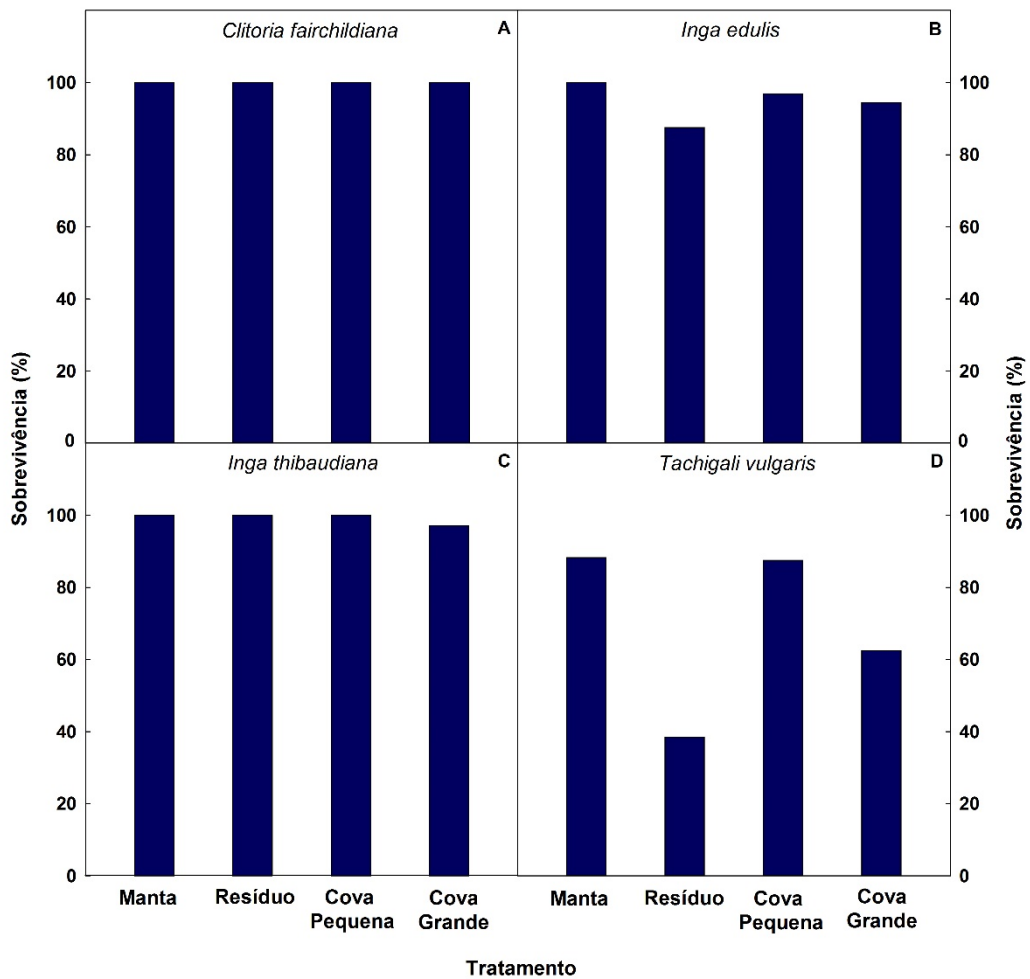


Fig. 5. Porcentagem de sobrevivência de quatro espécies florestais aos 15 meses em áreas pós-mineração de cascalho na Amazônia Oriental, Brasil.

Fonte: Própria do autor (2021).

6.4 Discussão

Os resultados indicaram a aptidão das espécies florestais utilizadas para a restauração em áreas de mineração de cascalho na Amazônia. Como a mineração de cascalho exclui todas as fontes disponíveis de propágulos do solo, o plantio de mudas torna-se um método de restauração ativa necessário e eficiente, acelerando a recuperação da estrutura e funcionamento do ecossistema impactado (Parrotta and Knowles, 2001; Lamb et al., 2005; Morrison and Lindell, 2011). Dos quatro tratamentos testados neste estudo, o de cova grande apresentou o melhor indicador de incremento em altura para *C. fairchildiana*, *I. edulis* e *I. thibaudiana*, já que estas espécies apresentaram elevadas taxas de crescimento. Esses resultados podem ser corroborados pelo excelente conteúdo de nutrientes disponíveis no resíduo, especialmente para Ca, K, Mg e P (Tabela 1) e pelo maior volume da cova, que proporcionou, provavelmente, a exploração radicular dos nutrientes de forma mais eficiente, sobretudo em períodos de maior estresse hídrico durante a estação seca. A *C. fairchildiana* deteve o melhor desenvolvimento

em diâmetro para as mudas no tratamento Resíduo, o que se deve a exposição total das plantas as condições de pleno sol (Scalon et al., 2006) aliado às características químicas de resíduo industrial. O crescimento rápido de *I. edulis* é essencial para o sucesso da restauração, pois essa espécie é atrativa aos polinizadores e agentes dispersores, além de contribuir para o desenvolvimento de outras espécies florestais (Nichols et al., 2001), atuando diretamente no processo de enriquecimento natural da vegetação. De maneira contrária ao observado neste estudo, geralmente esta espécie apresenta crescimento lento até os dois anos de idade (Nichols et al., 2001), portanto, recomendamos a utilização de resíduos de produção de celulose e cova grande para o plantio de mudas de *I. edulis* na restauração de áreas degradadas pela mineração de cascalho.

Para *T. vulgaris*, reportamos um padrão de crescimento em altura e diâmetro similar e elevado em todos os tratamentos aplicados, demonstrando que essa espécie pode ser considerada generalista, por apresentar desempenho semelhante para as diferentes condições ambientais (Souza et al., 2008; Farias et al., 2016). Apontamos que a fertilização de base realizada no início do plantio, provavelmente tenha contribuído para o crescimento inicial dos indivíduos, pois os solos amazônicos são pobres em nutrientes e possuem pH ácido, ocasionado pelas altas concentrações de Al (Quesada et al., 2011; Sanchez, 2019).

Com o intuito de atingir as metas e objetivos da restauração florestal, as estratégias para obter o sucesso nos projetos de restauração devem ser cuidadosamente selecionadas, considerando diferentes fatores, especialmente a resiliência do ecossistema (Newton and Cantarello, 2015; Laughlin et al., 2018; Muler et al., 2018; Shimamoto et al., 2018). Na Amazônia, a taxa de sucesso da restauração florestal é bastante variável dentro das principais metodologias adotadas (Santos et al., 2006; Villacís et al., 2016; Ribeiro et al., 2019; Kalamandeen et al., 2020), principalmente por essa região não possuir modelos e protocolos próprios e adequados para a restauração florestal. Por outro lado, adaptações nos métodos utilizados podem ser uma alternativa para destinação correta dos resíduos oriundos do setor florestal. No Brasil, por exemplo, a indústria de celulose é uma das maiores responsáveis pela geração de resíduos florestais (Rodrigues et al., 2021), por isso destacamos a importância e eficiência de sua utilização na restauração florestal para o gerenciamento de resíduos sólidos. Nossos resultados reportaram incremento periódico anual superior a $2,5 \text{ cm ano}^{-1}$ para o DAP para as quatro espécies estudadas, sendo que o Resíduo promoveu um IPADAP superior a 4 cm ano^{-1} , corroborando os benefícios desse composto orgânico como suplementação nutricional, criando um microambiente propício para o desenvolvimento dos indivíduos. Os resultados

também foram superiores ao encontrado por Román-Dañobeytia et al. (2021), que encontraram uma taxa de crescimento em diâmetro de 1,2 cm ano⁻¹ para a espécie *I. edulis*.

Avaliar e monitorar os incrementos em DAP também é um componente particularmente importante para a incorporação e fixação do carbono atmosférico na biomassa viva, além de contribuir para mitigação das mudanças climáticas a médio e longo prazo (Farley et al., 2004; Nave et al., 2013; Wang et al., 2017; Mitchard, 2018; Oberleitner et al., 2021), sendo as florestas tropicais grandes sumidouros de carbono (Bonan, 2008; Poorter et al., 2015). A recuperação dos estoques de carbono no ecossistema restaurado pode ser explicada pelo uso de espécies nativas de crescimento rápido nos programas de restauração, impactando positivamente a biomassa acima do solo (Sierra et al., 2012; Martin et al., 2013; Shimamoto et al., 2014), o que resulta em aumento de serapilheira, carbono orgânico e biomassa abaixo do solo (Shimamoto et al., 2018). Além disso, o sequestro de carbono contribui para atingir as metas de redução dos níveis de carbono emitidos para a atmosfera estabelecida em acordos de grande escala como o Desafio de Bonn e Declaração de Nova York sobre florestas.

A taxa de sobrevivência também é um fator importante para a seleção de espécies destinadas a restauração florestal (Hall et al., 2011). Algumas alternativas para aumentar a probabilidade de sucesso na sobrevivência de espécies florestais podem ser o uso de mudas maiores, adubação de base, inoculação com fungos micorrízicos e aumento dos cuidados pós-plantio (Shono et al., 2007; Charles et al., 2017; Gardiner et al., 2019). Por isso, apesar do plantio ser um método caro, geralmente garante maior percentual de sobrevivência em campo (Cole et al., 2011). Em nosso estudo, as espécies *C. fairchildiana*, *I. edulis* e *I. thibaudiana*, apresentaram bom desempenho com altas taxas de sobrevivência e crescimento. Consideramos que essas espécies podem funcionar como catalizadoras da regeneração natural, reduzindo os custos com a restauração e favorecendo a entrada de novas espécies no ecossistema. Sendo assim, a dinâmica da sucessão e a dispersão das fontes de propágulos próximos recompensarão a diversidade relativamente baixa que, geralmente, ocorre na fase pós-implementação (Morrison and Lindell, 2011; Navarro-Cano et al., 2016).

Em uma avaliação sobre o estabelecimento de 75 espécies nativas do cerrado, Pellizzaro et al. (2017), encontraram uma taxa de sobrevivência acima de 60% para *T. vulgaris*. Em uma área de mineração de bauxita, Martins et al. (2020b) observaram uma mortalidade superior a 40% para a espécie. Nesse sentido, nosso estudo demonstra a eficiência de manta e cova pequena para a sobrevivência de *T. vulgaris*, pois nestes tratamentos mais de 80% das mudas sobreviveram. Nossos resultados podem estar relacionados à baixa plasticidade fisiológica para estresse hídrico da espécie (Ataíde et al., 2018), além disso, para *T. vulgaris* a condição ideal

de sombreamento é de 50% (Souza et al., 2019), sendo assim, a cobertura do solo com a manta de fibra de coco pode ter viabilizado esta demanda. Adicionalmente, Narducci et al. (2019) encontraram maior teor de fósforo em espaçamentos pequenos no plantio de *T. vulgaris*, o que pode ter contribuído para o estabelecimento da espécie no tratamento de covas pequenas, já que esse nutriente limita consideravelmente o crescimento vegetal.

6.5. Conclusões

Constatamos discretas variações entre os indicadores estudados nos quatro tratamentos testados para *Clitoria fairchildiana*, *Inga edulis*, *Inga thibaudiana* e *Tachigali vulgaris*. Porém, destacamos a utilização do resíduo como cobertura de solo e a cova grande como metodologias de plantio para futuros projetos de restauração em áreas de cascalheira, pois apresentaram os melhores incrementos em altura e diâmetro e também uma taxa de sobrevivência considerada satisfatória. Além disso, o uso do resíduo pode impactar positivamente na redução de custos com adubações suplementares em curto prazo, viabilizando as ações de restauração. Recomendamos a necessidade de mais avaliações em fases posteriores com o objetivo de acompanhar a trajetória da restauração no ecossistema.

Referências

- Agboola, O., Babatunde, D.E., Isaac Fayomi, O.S., Sadiku, E.R., Popoola, P., Moropeng, L., Yahaya, A., Mamudu, O.A., 2020. A review on the impact of mining operation: Monitoring, assessment and management. *Results Eng.* 8, 100181. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2020.100181>
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., de Moraes Gonçalves, J.L., Sparovek, G., 2013. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol. Zeitschrift* 22, 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Ataíde, W., Neto, C., Silva, K., Brito, A., Cardoso, K., Nogueira, G., Costa, T., Oliveira, T., Martins, J., Machado, L., 2018. Growth and gas exchange of *Tachigali vulgaris* submitted to water deficiency. *Rev. Ciências Agrárias* 41, 771–782. <https://doi.org/10.19084/rca17231>
- Baraloto, C., Forget, P.-M., Goldberg, D.E., 2005. Seed mass, seedling size and neotropical tree seedling establishment. *J. Ecol.* 93, 1156–1166. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2005.01041.x>
- Barbosa, R. de S., Pereira, G.F.M., Ribeiro, S.S., Hage, A.L.F., Costa, G.F., Salomão, R.P., Schwartz, G., 2021. Key species selection for forest restoration after bauxite mining in the

- Eastern Amazon. *Ecol. Eng.* 162. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2021.106190>
- Bonan, G.B., 2008. Forests and climate change: Forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science* (80-.). 320, 1444–1449. <https://doi.org/10.1126/science.1155121>
- Charles, L.S., Dwyer, J.M., Smith, T.J., Connors, S., Marschner, P., Mayfield, M.M., 2017. Species wood density and the location of planted seedlings drive early-stage seedling survival during tropical forest restoration. *J. Appl. Ecol.* 55, 1–10. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13031>
- Chauhan, S., Ganguly, A., 2011. Standardizing rehabilitation protocol using vegetation cover for bauxite waste (red mud) in eastern India. *Ecol. Eng.* 37, 504–510. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.12.017>
- Coello, J., Ameztegui, A., Rovira, P., Fuentes, C., Piqué, M., 2018. Innovative soil conditioners and mulches for forest restoration in semiarid conditions in northeast Spain. *Ecol. Eng.* 118, 52–65. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.04.015>
- Cole, R.J., Holl, K.D., Keene, C.L., Zahawi, R.A., 2011. Direct seeding of late-successional trees to restore tropical montane forest. *For. Ecol. Manage.* 261, 1590–1597. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.06.038>
- Daws, M.I., Standish, R.J., Koch, J.M., Morald, T.K., Tibbett, M., Hobbs, R.J., 2015. Phosphorus fertilisation and large legume species affect jarrah forest restoration after bauxite mining. *For. Ecol. Manage.* 354, 10–17. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2015.07.003>
- Dimson, M., Gillespie, T.W., 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>
- Farias, J., Marimon, B.S., Silva, L. de C.R., Petter, F.A., Andrade, F.R., Morandi, P.S., Marimon-Junior, B.H., 2016. Survival and growth of native *Tachigali vulgaris* and exotic *Eucalyptus urophylla* × *Eucalyptus grandis* trees in degraded soils with biochar amendment in southern Amazonia. *For. Ecol. Manage.* 368, 173–182. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2016.03.022>
- Farley, K.A., Kelly, E.F., Hofstede, R.G.M., 2004. Soil organic carbon and water retention after conversion of grasslands to pine plantations in the Ecuadorian Andes. *Ecosystems* 7, 729–739. <https://doi.org/10.1007/s10021-004-0047-5>
- Gardiner, R., Shoo, L.P., Dwyer, J.M., 2019. Look to seedling heights, rather than functional traits, to explain survival during extreme heat stress in the early stages of subtropical rainforest restoration. *J. Appl. Ecol.* 56, 1–11. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13505>

- Gatica-Saavedra, P., Echeverría, C., Nelson, C.R., 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>
- Hall, J.S., Love, B.E., Garen, E.J., Slusser, J.L., Saltonstall, K., Mathias, S., van Breugel, M., Ibarra, D., Bork, E.W., Spaner, D., Wishnie, M.H., Ashton, M.S., 2011. Tree plantations on farms: Evaluating growth and potential for success. *For. Ecol. Manage.* 261, 1675–1683. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.09.042>
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), 2012. Manual técnico da vegetação brasileira, Second. ed. Rio de Janeiro.
- Jakovac, C.C., Dutrieux, L.P., Siti, L., Peña-Claros, M., Bongers, F., 2017. Spatial and temporal dynamics of shifting cultivation in the middle-Amazonas river: Expansion and intensification. *PLoS One* 12, 1–15. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0181092>
- Kalamandeen, M., Gloor, E., Johnson, I., Agard, S., Katow, M., Vanbrooke, A., Ashley, D., Batterman, S.A., Ziv, G., Holder-Collins, K., Phillips, O.L., Brondizio, E.S., Vieira, I., Galbraith, D., 2020. Limited biomass recovery from gold mining in Amazonian forests. *J. Appl. Ecol.* 57, 1730–1740. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13669>
- Koehnken, L., Rintoul, M., 2018. Impacts of sand mining on ecosystem structure, process & biodiversity in rivers. WWF.
- Lamb, D., Erskine, P.D., Parrotta, J.A., 2005. Restoration of Degraded Tropical Forest Landscapes. *Science* (80-.). 310, 1628–1632. <https://doi.org/10.1126/science.1111773>
- Laughlin, D.C., Chalmandrier, L., Joshi, C., Renton, M., Dwyer, J.M., Funk, J.L., 2018. Generating species assemblages for restoration and experimentation: A new method that can simultaneously converge on average trait values and maximize functional diversity. *Methods Ecol. Evol.* 9, 1764–1771. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13023>
- Maiti, S.K., Maiti, D., 2015. Ecological restoration of waste dumps by topsoil blanketing, coir-matting and seeding with grass-legume mixture. *Ecol. Eng.* 77, 74–84. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.01.003>
- Marimuthu, R., Sankaranarayanan, B., Ali, S.M., Jabbour, A.B.L. de S., Karuppiah, K., 2021. Assessment of key socio-economic and environmental challenges in the mining industry: Implications for resource policies in emerging economies. *Sustain. Prod. Consum.* 27, 814–830. <https://doi.org/10.1016/j.spc.2021.02.005>
- Martin, P.A., Newton, A.C., Bullock, J.M., 2013. Carbon pools recover more quickly than plant biodiversity in tropical secondary forests. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 280, 20132236. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.2236>

- Martins, W. B. R., Barros, W.S., Dionísio, L.F.S., Bezerra, T.G., Santos, M.L., Ferreira, G.C., Barbosa, V.M., Oliveira, F.A., 2020. 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, Walmer Bruno Rocha, Lima, M.D.R., Oliveira, U.B.J., Amorim, L.S.V.-B., Oliveira, F. de A., Schwartz, G., 2020. Ecological methods and indicators for recovering and monitoring ecosystems after mining: A global literature review. *Ecol. Eng.* 145, 1–11. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2019.105707>
- McNamara, S., Tinh, D.V., Erskine, P.D., Lamb, D., Yates, D., Brown, S., 2006. Rehabilitating degraded forest land in central Vietnam with mixed native species plantings. *For. Ecol. Manage.* 233, 358–365. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.05.033>
- Mitchard, E.T.A., 2018. The tropical forest carbon cycle and climate change. *Nature* 559, 527–534. <https://doi.org/10.1038/s41586-018-0300-2>
- Mollema, P.N., Antonellini, M., 2016. Water and (bio)chemical cycling in gravel pit lakes: A review and outlook. *Earth-Science Rev.* 159, 247–270. <https://doi.org/10.1016/j.earscirev.2016.05.006>
- Moreira, J.C.F., Brum, M., de Almeida, L.C., Barrera-Berdugo, S., de Souza, A.A., de Camargo, P.B., Oliveira, R.S., Alves, L.F., Rosado, B.H.P., Lambais, M.R., 2021. Asymbiotic nitrogen fixation in the phyllosphere of the Amazon forest: Changing nitrogen cycle paradigms. *Sci. Total Environ.* 773, 145066. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.145066>
- Morrison, E.B., Lindell, C.A., 2011. Active or passive forest restoration? Assessing restoration alternatives with avian foraging behavior. *Restor. Ecol.* 19, 170–177. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2010.00725.x>
- Muler, A.L., Canham, C.A., van Etten, E.J.B., Stock, W.D., Froend, R.H., 2018. Using a functional ecology approach to assist plant selection for restoration of Mediterranean woodlands. *For. Ecol. Manage.* 424, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.04.032>
- Narducci, T.S., Yared, J.A.G., Júnior, S.B., Silva, V.C.S., Souza, S.R., 2019. Variabilidade de fósforo e potássio disponível no solo em diferentes espaçamentos de plantio de *Tachigali vulgaris*. *Agri-Environmental Sci.* 5, e019006. <https://doi.org/10.36725/agries.v5i0.1442>
- Navarro-Cano, J.A., Ferrer-Gallego, P.P., Laguna, E., Ferrando, I., Goberna, M., Valiente-Banuet, A., Verdú, M., 2016. Restoring phylogenetic diversity through facilitation. *Restor. Ecol.* 24, 449–455. <https://doi.org/10.1111/rec.12350>
- Nave, L.E., Swanston, C.W., Mishra, U., Nadelhoffer, K.J., 2013. Afforestation effects on soil

- carbon storage in the United States: A synthesis. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 77, 1035–1047. <https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0236>
- Newton, A.C., Cantarello, E., 2015. Restoration of forest resilience: An achievable goal? *New For.* 46, 645–668. <https://doi.org/10.1007/s11056-015-9489-1>
- Nichols, J.D., Rosemeyer, M.E., Carpenter, F.L., Kettler, J., 2001. Intercropping legume trees with native timber trees rapidly restores cover to eroded tropical pasture without fertilization. *For. Ecol. Manage.* 152, 195–209. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00603-4](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00603-4)
- Oberleitner, F., Egger, C., Oberdorfer, S., Dullinger, S., Wanek, W., Hietz, P., 2021. Recovery of aboveground biomass, species richness and composition in tropical secondary forests in SW Costa Rica. *For. Ecol. Manage.* 479, 118580. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118580>
- Parrotta, J.A., Knowles, O.H., 2001. Restoring tropical forests on lands mined for bauxite: Examples from the Brazilian Amazon. *Ecol. Eng.* 17, 219–239. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00141-5](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00141-5)
- Pellizzaro, K.F., Cordeiro, A.O.O., Alves, M., Motta, C.P., Rezende, G.M., Silva, R.R.P., Ribeiro, J.F., Sampaio, A.B., Vieira, D.L.M., Schmidt, I.B., 2017. “Cerrado” restoration by direct seeding: field establishment and initial growth of 75 trees, shrubs and grass species. *Brazilian J. Bot.* 40, 681–693. <https://doi.org/10.1007/s40415-017-0371-6>
- Poorter, L., van der Sande, M.T., Thompson, J., Arets, E.J.M.M., Alarcón, A., Álvarez-Sánchez, J., Ascarrunz, N., Balvanera, P., Barajas-Guzmán, G., Boit, A., Bongers, F., Carvalho, F.A., Casanoves, F., Cornejo-Tenorio, G., Costa, F.R.C., de Castilho, C. V., Duivenvoorden, J.F., Dutrieux, L.P., Enquist, B.J., Fernández-Méndez, F., Finegan, B., Gormley, L.H.L., Healey, J.R., Hoosbeek, M.R., Ibarra-Manríquez, G., Junqueira, A.B., Levis, C., Licona, J.C., Lisboa, L.S., Magnusson, W.E., Martínez-Ramos, M., Martínez-Yrizar, A., Martorano, L.G., Maskell, L.C., Mazzei, L., Meave, J.A., Mora, F., Muñoz, R., Nytych, C., Pansonato, M.P., Parr, T.W., Paz, H., Pérez-García, E.A., Rentería, L.Y., Rodríguez-Velazquez, J., Rozendaal, D.M.A., Ruschel, A.R., Sakschewski, B., Salgado-Negret, B., Schiatti, J., Simões, M., Sinclair, F.L., Souza, P.F., Souza, F.C., Stropp, J., ter Steege, H., Swenson, N.G., Thonicke, K., Toledo, M., Uriarte, M., van der Hout, P., Walker, P., Zamora, N., Peña-Claros, M., 2015. Diversity enhances carbon storage in tropical forests. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 24, 1314–1328. <https://doi.org/10.1111/geb.12364>
- Prach, K., Durigan, G., Fennessy, S., Overbeck, G.E., Torezan, J.M., Murphy, S.D., 2019. A primer on choosing goals and indicators to evaluate ecological restoration success. *Restor.*

- Ecol. 27, 917–923. <https://doi.org/10.1111/rec.13011>
- Quesada, C.A., Lloyd, J., Anderson, L.O., Fyllas, N.M., Schwarz, M., Czimczik, C.I., 2011. Soils of Amazonia with particular reference to the RAINFOR sites. *Biogeosciences* 8, 1415–1440. <https://doi.org/10.5194/bg-8-1415-2011>
- R development core team, 2020. R: A language and environment for statistical computing.
- Ribeiro, S.S., Oliveira, F. de A., Ferreira, G.C., Santos, D.E., Cruz, D.C., 2019. Forest restoration evaluation through indicators in areas of bauxite mining. *Floresta e Ambient.* 26, e20170812. <https://doi.org/10.1590/2179-8087.081217>
- Rodrigues, L.R., Junkes, J.A., Savazzini-Reis, A., Louzada, D.M., Della Sagrillo, V.P., 2021. Potential use of Kraft pulp mill and flat glass cutting wastes in red ceramic products. *Ceram. Int.* <https://doi.org/10.1016/j.ceramint.2021.03.111>
- Rodríguez, J.C., Melendez, C.S., 2019. Restoring degraded forest land with native tree species: The experience of “Bosques Amazónicos” in Ucayali, Peru. *Forests* 10, 851. <https://doi.org/10.3390/f10100851>
- Román-Dañobeytia, F., Cabanillas, F., Lefebvre, D., Farfan, J., Alferez, J., Polo-Villanueva, F., Llacsahuanga, J., Vega, C.M., Velasquez, M., Corvera, R., Condori, E., Ascorra, C., Fernandez, L.E., Silman, M.R., 2021. Survival and early growth of 51 tropical tree species in areas degraded by artisanal gold mining in the Peruvian Amazon. *Ecol. Eng.* 159, 106097. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106097>
- Sanchez, P.A., 2019. *Properties and Management of Soils in the Tropics*, 2nd editio. ed. Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/9781316809785>
- Santos, U.M., Gonçalves, J.F.C., Feldpausch, T.R., 2006. Growth, leaf nutrient concentration and photosynthetic nutrient use efficiency in tropical tree species planted in degraded areas in central Amazonia. *For. Ecol. Manage.* 226, 299–309. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2006.01.042>
- Scalon, S. de P.Q., Mussury, R.M., Scalon Filho, H., Francelino, C.S.F., 2006. Desenvolvimento de mudas de Aroeira (*Schinus terebinthifolius*) e sombreiro (*Clitoria fairchildiana*) sob condições de sombreamento. *Ciência e Agrotecnologia* 30, 166–169. <https://doi.org/10.1590/S1413-70542006000100024>
- Semwal, R.L., Nautiyal, S., Maikhuri, R.K., Rao, K.S., Saxena, K.G., 2013. Growth and carbon stocks of multipurpose tree species plantations in degraded lands in Central Himalaya, India. *For. Ecol. Manage.* 310, 450–459. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.08.023>
- SER, 2004. Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group [WWW Document]. SER Int. Prim. Ecol. restoration. URL

- https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/custompages/publications/ser_publications/ser_primer.pdf
- Shimamoto, C.Y., Botosso, P.C., Marques, M.C.M., 2014. How much carbon is sequestered during the restoration of tropical forests? Estimates from tree species in the Brazilian Atlantic forest. *For. Ecol. Manage.* 329, 1–9. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2014.06.002>
- Shimamoto, C.Y., Padial, A.A., da Rosa, C.M., Marques, M.C.M., 2018. Restoration of ecosystem services in tropical forests: A global meta-analysis. *PLOS ONE* 13, 1–16. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0208523>
- Shono, K., Davies, S.J., Chua, Y.K., 2007. Performance of 45 native tree species on degraded lands in Singapore. *J. Trop. For. Sci.* 19, 25–34.
- Sierra, C.A., del Valle, J.I., Restrepo, H.I., 2012. Total carbon accumulation in a tropical forest landscape. *Carbon Balance Manag.* 7, 12. <https://doi.org/10.1186/1750-0680-7-12>
- Silva, F.F., Santos, T.A., Jesus, E. da C., Chaer, G.M., 2019. Characterization of rhizobia and arbuscular mycorrhizal fungi areas impacted by gravel mining. *Rev. Caatinga* 32, 995–1004. <https://doi.org/10.1590/1983-21252019v32n416rc>
- Souza, A.L., Soares, C.P., 2013. *Florestas nativas: Estrutura, dinâmica e manejo*. Editora UFV, Viçosa, Brazil.
- Souza, C.R., Lima, R.M.B., Azevedo, C.P., Rossi, L.M.B., 2008. Desempenho de espécies florestais para uso múltiplo na Amazônia. *Sci. For.* 36, 7–14.
- Souza, J.C., Pedrozo, C.Â., da Silva, K., Oliveira, V.X.A., Alencar, A.M. da S., 2019. Environments for seedling production and nodulation by rhizobia in *tachigali vulgaris*. *Cienc. Florest.* 29, 116–129. <https://doi.org/10.5902/1980509827955>
- Villacís, J., Armas, C., Hang, S., Casanoves, F., 2016. Selection of adequate species for degraded areas by oil-exploitation industry as a key factor for recovery forest in the Ecuadorian Amazon. *L. Degrad. Dev.* 27, 1771–1780. <https://doi.org/10.1002/ldr.2511>
- Wang, F., Ding, Y., Sayer, E.J., Li, Q., Zou, B., Mo, Q., Li, Y., Lu, X., Tang, J., Zhu, W., Li, Z., 2017. Tropical forest restoration: Fast resilience of plant biomass contrasts with slow recovery of stable soil C stocks. *Funct. Ecol.* 31, 2344–2355. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12925>
- Whitmore, T.C., 1989. Canopy gaps and the two major groups of forest trees. *Ecology* 70, 536–538.
- WRB IUSS Working Group., 2015. *World reference base for soil resources 2014. International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps*, 106th edn. ed. IUSS Working Group WRB, Rome.

- Zhai, W., Ding, J., An, X., Wang, Z., 2020. An optimization model of sand and gravel mining quantity considering healthy ecosystem in Yangtze River, China. *J. Clean. Prod.* 242, 118385. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.118385>
- Zuccheratte, A.C.V., Freire, C.B., Lameiras, F.S., 2017. Synthetic gravel for concrete obtained from sandy iron ore tailing and recycled polyethyltherephtalate. *Constr. Build. Mater.* 151, 859–865. <https://doi.org/10.1016/j.conbuildmat.2017.06.133>

7. CONCLUSÕES GERAIS E RECOMENDAÇÕES

A partir dos resultados obtidos nos dois capítulos dessa dissertação, pode-se concluir que:

- (i) Ambas as áreas degradadas analisadas estão cumprindo suas funções ecológicas, evoluindo do ponto de vista sucessional e ambiental, não havendo barreiras de filtros ecológicos;
- (ii) A curto prazo, não observamos contribuições potenciais do calcário nos indicadores de qualidade do solo e na sobrevivência das espécies avaliadas;
- (iii) As covas médias e grandes contribuíram para maiores incrementos em altura e discretamente para taxa de sobrevivência, sendo recomendadas para futuros projetos de restauração na Amazônia;
- (iv) Recomendamos o plantio de *Clitoria fairchildiana*, *Inga edulis*, *Inga thibaudiana* e *Tachigali vulgaris* associadas à utilização do resíduo de fábrica e cova grande, pois foram eficientes para a restauração de áreas degradadas por mineração; e
- (v) Ressaltamos que o monitoramento da restauração por meio dos indicadores estruturais e funcionais utilizados foram eficazes, tendo em vista a rápidas respostas acerca do status da restauração florestal.