



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

MARCELE FARIAS PEREIRA

**RESTAURAÇÃO DE ECOSSISTEMAS RIPÁRIOS DEGRADADOS PÓS-
MINERAÇÃO DE ESTANHO NA AMAZÔNIA CENTRAL: DINÂMICA
ECOLÓGICA E INDICADORES DE RESTAURAÇÃO**

BELÉM-PA

2026

MARCELE FARIAS PEREIRA

**RESTAURAÇÃO DE ECOSSISTEMAS RIPÁRIOS DEGRADADOS PÓS-
MINERAÇÃO DE ESTANHO NA AMAZÔNIA CENTRAL: DINÂMICA
ECOLÓGICA E INDICADORES DE RESTAURAÇÃO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, como parte das exigências do curso de mestrado em Ciências Florestais, para obtenção do título de Mestre. Área de concentração: Ciências Florestais.

Orientador: Prof. Dr. Walmer Bruno Rocha Martins

Coorientador: Dr. Marciel José Ferreira

BELÉM-PA

2026

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

P436r Pereira, Marcele Farias

Restauração de ecossistemas ripários degradados pós-mineração de estanho na Amazônia Central :
dinâmica ecológica e indicadores de restauração / Marcele Farias Pereira. - 2026.
84 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado) - Programa de PÓS-GRADUAÇÃO em Ciências Florestais (PPGCF), Campus
Universitário de Belém, Universidade Federal Rural Da Amazônia, Belém, 2026.

Orientador: Prof. Dr. Walmer Bruno Rocha Martins

Coorientador: Prof. Dr. Marciel José Ferreira.

1. Restauração ecológica. 2. Florestas ripárias. 3. Indicadores ecológicos. 4. Pós-mineração. I. Martins,
Walmer Bruno Rocha, *orient.* II. Título

333.751609811

CDD

MARCELE FARIAS PEREIRA

RESTAURAÇÃO DE ECOSSISTEMAS RIPÁRIOS DEGRADADOS PÓS-MINERAÇÃO DE ESTANHO NA AMAZÔNIA CENTRAL: DINÂMICA ECOLÓGICA E INDICADORES DE RESTAURAÇÃO

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, como parte das exigências do curso de mestrado em Ciências Florestais, para obtenção do título de Mestre. Área de concentração: Ciências Florestais.

Data da aprovação: 27 de Fevereiro de 2026.

BANCA EXAMINADORA:

Orientador

Dr. Walmer Bruno Rocha Martins
Universidade Federal Rural da Amazônia

Coorientador

Dr. Marciel José Ferreira
Universidade Federal do Amazonas

Membro 1

Dr. Luiz Fernandes Silva Dionisio
Universidade Federal Rural da Amazônia

Membro 2

Dra. Daniela Pauletto
Universidade Federal do Oeste do Pará

Membro 3

Dr. Rodrigo Silva do Vale
Universidade Federal Rural da Amazônia

AGRADECIMENTOS

À Deus, pela vida, por me sustentar em todos os momentos e por me conceder força, sabedoria e perseverança ao longo desta caminhada.

Aos meus pais, Janete Pereira e Osias Pereira, por todo o amor, incentivo, apoio incondicional e por sempre acreditarem em mim. Às minhas irmãs, Karen Pereira e Geise Pereira, pelo companheirismo.

Ao meu noivo, Matheus Santos, pela companhia constante, apoio, paciência e por tornar essa jornada mais leve e especial.

Ao meu orientador, Prof. Dr. Walmer Martins, pela orientação, confiança, ensinamentos e contribuições fundamentais para o desenvolvimento deste trabalho e para minha formação acadêmica.

À Universidade Federal Rural da Amazônia e ao LABECOS, pelo ambiente acolhedor e suporte que possibilitaram a realização desta pesquisa.

À Dra. Julia Rodrigues, pelos ensinamentos, apoio acadêmico e contribuições que foram essenciais para meu crescimento científico.

À minha amiga e dupla de mestrado, Paula Daniele, pelo apoio, parceria, companheirismo, risadas e por compartilhar comigo todos os desafios e conquistas ao longo dessa trajetória.

Aos meus amigos Brenda Rayana, Rebeca Rodrigues, Luana Cristina, Camila Monte e Milena A., por tornarem os dias mais leves e por todo o carinho e amizade ao longo dessa caminhada.

Ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais (PPGCF), pela oportunidade de realização do mestrado e por todo o suporte institucional.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão da bolsa de estudos, que foi fundamental para a realização desta pesquisa.

A todos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a concretização deste trabalho, muito obrigada!!

RESUMO

A restauração de florestas ripárias degradadas pela mineração representa um relevante desafio ecológico devido às alterações estruturais, composicionais e funcionais que afetam esses ecossistemas. Nesse contexto, este estudo teve como objetivo analisar os indicadores ecológicos utilizados no monitoramento da restauração de florestas ripárias em áreas mineradas e avaliar a dinâmica da vegetação em ecossistemas ripários em processo de restauração ativa pós-mineração de estanho na Amazônia Central. Assim, esta dissertação foi dividida em dois capítulos, o primeiro capítulo consistiu em uma análise bibliométrica da produção científica global publicada entre 1990 e 2024, com base em 141 artigos oriundos das bases Science Direct, JSTOR, SciELO, SpringerLink e Wiley Online Library, investigando tendências temporais, distribuição geográfica, métodos de restauração e categorias de indicadores ecológicos para florestas ripárias. Os resultados evidenciaram crescimento expressivo das publicações a partir de 2020, com predominância de indicadores funcionais e aumento progressivo da integração entre indicadores composicionais, estruturais e funcionais, indicando a consolidação de abordagens multidimensionais no monitoramento da restauração. O segundo capítulo avaliou a dinâmica estrutural e florística da vegetação em oito ecossistemas ripários em processo de restauração por plantio de mudas, com idades entre 2,5 e 10 anos, comparados a uma floresta madura de referência, totalizando 58 parcelas permanentes. Observou-se aumento da diversidade e diferenciação florística ao longo da cronosequência, com predominância de espécies pioneiras nas fases iniciais e maior diversidade em ecossistemas intermediários. A espécie *Clitoria fairchildiana* destacou-se pelo elevado incremento em diâmetro e altura, evidenciando o sucesso da restauração ativa. A integração de informações entre a análise bibliométrica e o estudo empírico demonstrou avanços no uso de indicadores ecológicos e confirma a efetividade da restauração ativa na recuperação de atributos estruturais e florísticos, contribuindo para o aprimoramento do monitoramento e das estratégias de restauração de ecossistemas ripários degradados por mineração.

Palavras-chave: Restauração ecológica; Florestas ripárias; Indicadores ecológicos; Pós-mineração.

ABSTRACT

The restoration of riparian forests degraded by mining represents a significant ecological challenge due to the structural, compositional, and functional alterations that affect these ecosystems. In this context, this study aimed to analyze the ecological indicators used to monitor the restoration of riparian forests in mined areas and to evaluate the vegetation dynamics in riparian ecosystems undergoing active restoration following tin mining in the Central Amazon. Thus, this dissertation was divided into two chapters. The first chapter consisted of a bibliometric analysis of global scientific production published between 1990 and 2024, based on 141 articles from the databases Science Direct, JSTOR, SciELO, SpringerLink, and Wiley Online Library, investigating temporal trends, geographic distribution, restoration methods, and categories of ecological indicators for riparian forests. The results revealed a significant increase in publications starting in 2020, with a predominance of functional indicators and a progressive increase in the integration of compositional, structural, and functional indicators, indicating the consolidation of multidimensional approaches in restoration monitoring. The second chapter evaluated the structural and floristic dynamics of vegetation in eight riparian ecosystems undergoing restoration through seedling planting, with ages ranging from 2.5 to 10 years, compared with a mature reference forest, totaling 58 permanent plots. An increase in diversity and floristic differentiation was observed along the chronosequence, with a predominance of pioneer species in the early stages and greater diversity in intermediate ecosystems. The species *Clitoria fairchildiana* stood out due to its high increment in diameter and height, evidencing the success of active restoration. The integration of information from the bibliometric analysis and the empirical study demonstrated advances in the use of ecological indicators and confirms the effectiveness of active restoration in recovering structural and floristic attributes, contributing to the improvement of monitoring and restoration strategies for riparian ecosystems degraded by mining.

Keywords: Ecological restoration; riparian forests; ecological indicators; post-mining.

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Capítulo I

Fig. 1. Procedimentos e critérios estabelecidos para a realização da análise bibliométrica sobre métodos e indicadores ecológicos utilizados na avaliação da restauração de florestas ripárias em áreas degradadas pós mineração no período de 1990 a 2024.	28
Fig. 2. Distribuição temporal do total de artigos publicados sobre métodos e indicadores ecológicos utilizados na restauração de florestas ripárias em áreas degradadas pós mineração no período de 1990 a 2024.	30
Fig. 3. Distribuição geográfica do número de artigos sobre métodos e indicadores ecológicos utilizados na avaliação da restauração de florestas ripárias em áreas degradadas pós mineração no período de 1990 a 2024.	31
Fig. 4. Rede de coocorrência de palavras-chave nos artigos analisados sobre métodos e indicadores ecológicos utilizados na restauração de florestas ripárias em áreas degradadas pós mineração no período de 1990 a 2024.	33
Fig. 5. Mapa de calor da frequência de uso (%) dos tipos de indicadores de restauração, por período de publicação em estudos sobre métodos e indicadores ecológicos utilizados na restauração de florestas ripárias em áreas degradadas pós mineração no período de 1990 a 2024.	33
Fig. 6. Diagrama de Venn demonstrando a proporção de artigos que utilizaram indicadores ecológicos em estudos sobre restauração de florestas ripárias em áreas degradadas pós mineração no período de 1990 a 2024.	34
Fig. 7. Distribuição dos tipos de mineração associados aos estudos sobre restauração de florestas ripárias em áreas degradadas pós mineração no período de 1990 a 2024, distinguindo minérios metálicos (A) e não metálicos (B), conforme o número de artigos publicados.	36

Capítulo II

Figura 1. Florestas ripárias em processo de restauração no município de Presidente Figueiredo, Amazônia Central.	54
Figura 2. Análise da presença e ausência de espécies arbóreas (A) e agrupamento por similaridade (B) em áreas de florestas ripárias em restauração na Amazônia Central. (RF_10A = Floresta ripária com 10 anos; RF_9B = Floresta ripária com 9 anos; RF_9C = Floresta ripária com 9 anos; RF_8D = Floresta ripária com 8 anos; RF_8E = Floresta ripária com 8 anos; RF_7F = Floresta ripária com 7 anos, RF_7G = Floresta ripária com 7 anos; RF_2.5H = Floresta ripária com 2.5 anos de idade).	66
Figura 3. Índice de Valor de Importância, Dominância Relativa, Densidade Relativa e Frequência Relativa das cinco espécies de maior IVI por área, em florestas ripárias na Amazônia Central. (RF_10A = Floresta ripária com 10 anos; RF_9B = Floresta ripária com 9 anos; RF_9C = Floresta ripária com 9 anos; RF_8D = Floresta ripária com 8 anos; RF_8E = Floresta ripária com 8 anos; RF_7F = Floresta ripária com 7 anos, RF_7G = Floresta ripária com 7 anos; RF_2.5H = Floresta ripária com 2.5 anos de idade).	68
Figura 4. Média $\pm$ desvio padrão do incremento médio anual em diâmetro à altura do peito (DAP) das 15 espécies com maiores índices de valor de importância em áreas sob restauração pela mineração de estanho na Amazônia central. Letras minúsculas comparam as espécies em uma mesma medição, enquanto letras maiúsculas comparam o IMA da respectiva espécie ao longo das medições. A ausência de letras indica que não houve diferença estatística ($p > 0,05$).	70
Figura 5. Média $\pm$ desvio padrão do incremento médio anual em altura total (IMA Ht) das 15 espécies com maiores índices de valor de importância em áreas sob restauração pela mineração de estanho na Amazônia central. Letras minúsculas comparam as espécies em uma mesma medição, enquanto letras	

maiúsculas comparam o IMA da respectiva espécie ao longo das medições. A ausência e letras indica que não houve diferença estatística ($p>0,05$).....	71
Figura 6. Taxas de ingresso (%) e mortalidade (%) de espécies durante sete medições em áreas sob restauração pela mineração de estanho na Amazônia central.....	72

LISTA DE TABELAS

Capítulo I -----

Tabela 1. Ranking dos 10 periódicos científicos com maior número de artigos publicados sobre métodos e indicadores ecológicos utilizados na avaliação da restauração de florestas ripárias em áreas degradadas pós mineração no período de 1990 a 2024.....32

Tabela 2. Distribuição dos 3 principais métodos de restauração de florestas ripárias identificados na análise bibliométrica global (1990–2024) e a proporção das categorias de indicadores ecológicos utilizadas nos estudos analisados.....35

Tabela 3. Distribuição dos perfis de indicadores ecológicos (C = Composição, E = Estrutura, F = Função) por tipo de minério para os dez minérios mais frequentes nos estudos (cinco metálicos e cinco não metálicos), no período de 1990 a 2024.....37

Capítulo II -----

Tabela 1. Lista de espécies nativas plantadas nas áreas em restauração.....55

Tabela 2. Número de parcelas permanentes instaladas em cada ecossistema de floresta ripária degradado pela mineração de estanho e em processo de restauração na Amazônia Central. RF = riparian forest.....57

Tabela 3. Lista das espécies (número de indivíduos) encontradas nos igarapés em processo de restauração dos ecossistemas de florestas ripárias na Amazônia Central. (RF_10A = Floresta ripária com 10 anos; RF_9B = Floresta ripária com 9 anos; RF_9C = Floresta ripária com 9 anos; RF_8D = Floresta ripária com 8 anos; RF_8E = Floresta ripária com 8 anos; RF_7F = Floresta ripária com 7 anos, RF_7G = Floresta ripária com 7 anos; RF_2.5H = Floresta ripária com 2.5 anos de idade).....61

Tabela 4. Diversidade dos ecossistemas ripários na Amazônia Central de acordo com números de Hill. (RF_10A = Floresta ripária com 10 anos; RF_9B = Floresta ripária com 9 anos; RF_9C = Floresta ripária com 9 anos; RF_8D = Floresta ripária com 8 anos; RF_8E = Floresta ripária com 8 anos; RF_7F = Floresta ripária com 7 anos, RF_7G = Floresta ripária com 7 anos; RF_2.5H = Floresta ripária com 2.5 anos de idade)64

Tabela 5. Espécies encontradas em áreas sob processo de restauração de florestas ripárias na Amazônia Central. LC = Menos Preocupante, N.A = Não avaliado.....69

SUMÁRIO

Contextualização	13
Importância das florestas ripárias e dos indicadores ecológicos na restauração de áreas degradadas pela mineração.....	13
Atividades de mineração na Amazônia	14
Características e importância do estanho.....	14
Restauração de florestas ripárias.....	15
Questões.....	18
Hipóteses.....	18
Objetivos.....	18
Referências.....	19
Capítulo I.....	24
1.Introdução.....	25
2. Material e métodos.....	27
2.1 coleta de dados.....	27
2.2 Variáveis analisadas.....	28
2.3 Análise de dados.....	28
3. Resultados.....	29
3.1 Distribuição temporal e geográfica da literatura científica sobre restauração ripária em áreas mineradas.....	29
3.2 Evolução temporal do uso de indicadores ecológicos e métodos de restauração.....	33
3.3 Frequência de estudos por tipo de minério.....	35
4. Discussão.....	37
4.1 Distribuição temporal, espacial e perfil da produção científica.....	37
4.2 Estrutura temática da pesquisa científica e tipos de minerais avaliados.....	38
4.3 Métodos de restauração, indicadores ecológicos e tipos de minerais avaliados.....	40
5. Conclusão.....	42
6. Referências.....	43
Capítulo II.....	50
1. Introdução.....	51
2. Material e métodos.....	53

2.1 Área de estudo.....	53
2.2 Procedimentos de plantio de mudas para a restauração florestal.....	54
2.3 Amostragem e monitoramento do plantio.....	56
2.4 Variáveis avaliadas.....	57
2.5 Análise de dados.....	59
3. Resultados.....	60
3.1 Diversidade florística de ecossistemas em restauração na Amazônia Central.....	64
3.2 Similaridade florística entre ecossistemas em restauração.....	65
3.3 Parâmetros da estrutura horizontal das espécies.....	67
3.4 Dinâmica de crescimento, ingresso e mortalidade de espécies em florestas ripárias em restauração ao longo de sete medições semestrais.....	71
4. Discussão.....	72
4.1 Diversidade de florestas ripárias em restauração com base nos números de Hill.....	73
4.2 Similaridade de espécies em ecossistemas ripários na Amazônia Central.....	73
4.3 Levantamento florístico e restauração na Amazônia Central.....	74
4.4 Hábito, síndrome de dispersão e categoria de ameaça das 15 espécies com maior IVI na restauração de ecossistemas.....	75
4.5 Incrementos de espécies nos ecossistemas em restauração na Amazônia.....	75
5. Conclusão.....	77
6. Referências.....	77
Considerações Finais.....	84

Contextualização

Importância das florestas ripárias e dos indicadores ecológicos na restauração de áreas degradadas pela mineração

As áreas de floresta próximas aos cursos d'água são indispensáveis para manter a integridade ecológica das bacias hidrográficas, atuando como zonas de transição entre ecossistemas aquáticos e terrestres (Maracahipes-Santos *et al.*, 2020). Na Amazônia, esses ecossistemas enfrentam desafios antrópicos crescentes, como desmatamento e atividades de mineração, onde a alteração da estrutura vegetal e das propriedades edáficas compromete seu equilíbrio e capacidade de prestação de serviços ecossistêmicos (Guimaraes *et al.*, 2021). A avaliação do estado e da resistência dessas florestas pode ser realizado com o uso de indicadores ecológicos robustos, capazes de capturar não apenas a estrutura da vegetação, mas também suas funções ecossistêmicas e sua capacidade de recuperação diante de possíveis impactos.

O uso de indicadores ecológicos é visto como uma maneira eficaz de avaliar o processos da restauração florestal pois estes elementos atuam como componentes interdependentes sendo os seguintes - principais: (1) a composição, que abrange a diversidade e abundância de espécies, garantindo o restabelecimento da biodiversidade em níveis taxonômicos, genéticos e funcionais (Hautier *et al.*, 2017); (2) a estrutura, referente a organização física do ecossistema, incluindo estratificação vertical, distribuição espacial e heterogeneidade de micro-habitats, que determinam a disponibilidade de recursos e nichos ecológicos (Valbuena *et al.*, 2020); e (3) a função, que engloba processos ecológicos essenciais como ciclagem de nutrientes, fluxo energético e interações bióticas, responsáveis pela resiliência e autossustentabilidade do sistema (Philipson *et al.*, 2020). Esses elementos atuam sinergicamente, a composição influencia a estrutura, que por sua vez regula as funções, enquanto os processos ecológicos mantêm a diversidade e organização do ecossistema, sendo fundamentais para avaliar o sucesso de iniciativas de restauração, especialmente em áreas críticas como florestas ripárias degradadas pela mineração (Mohan *et al.*, 2021a)

O monitoramento dos parâmetros ecológicos é indispensável para atingir sucesso na restauração florestal, pois indicadores como a riqueza e o recrutamento de espécies nativas, a matéria orgânica do solo e a ciclagem de nutrientes, fornecem dados críticos e quantificáveis sobre a evolução da trajetória de um ecossistema degradado (Gatica-Saavedra, Echeverría *et al.*, 2017a; Londe *et al.*, 2020). Nesse contexto, o monitoramento rigoroso é necessário para validar metodologias da restauração, permitir a gestão adaptativa e, em última análise, garantir

que os recursos ecológicos e investidos resultem em retornos tangíveis e biodiversidade a longo prazo (Fockink *et al.*, 2022).

Atividades de mineração na Amazônia

A região amazônica abriga uma significativa parcela das plantas e animais do mundo, representando aproximadamente um terço de todas as espécies conhecidas na Terra e desempenhando uma condição importante na regulação dos ciclos globais de carbono e água (Antonelli *et al.*, 2018; Meseguer *et al.*, 2020). Assim, a partir do século XX, os recursos minerais da Amazônia brasileira passaram a ser explorados de forma contínua, colocando o Brasil entre os principais produtores minerais do mundo, principalmente com extração de ferro, cobre, manganês, ouro, estanho, titânio e prata (Rudke *et al.*, 2020; Siqueira-gay; Sonter *et al.*, 2020; Szczesniak, 2017).

A mineração na Amazônia varia desde técnicas rudimentares, em pequena escala, até a mineração caracterizada por alta mecanização em escala industrial, incluindo a construção de portos e estradas (Lobo *et al.*, 2018; Pereira, 2020). Em 2024, o Brasil registrou um total de exportação de bens minerais excedendo 87 milhões de toneladas no primeiro trimestre, equivalente a US\$ 10,9 bilhões, o que reforça a importante contribuição da atividade para a economia do país. Os principais produtos exportados incluíram minério de ferro, cobre, alumínio, manganês, caulim e ouro (IBRAM, 2024). Apesar da geração de emprego, renda, crescimento econômico e social nas cidades, também ocorre degradação do ambiente, pois 9% da floresta amazônica é perdida devido as consequências diretas e indiretas da exploração mineral (Barbosa *et al.*, 2022; Sonter *et al.*, 2017b).

Características e importância do estanho

O *stannum*, etimologicamente derivado do latim, é um elemento químico cujo símbolo é Sn, encontra-se classificado na categoria dos metais não ferrosos e é encontrado raramente de forma isolada e pura, conhecida como estanho nativo (Rodrigues, 2001). A cassiterita (SnO_2) é o principal minério de estanho, composto por dióxido de Sn e obtendo entre 60% e 79% do minério (Rodrigues, 2001). Além disso, a cassiterita pode ser encontrada em formações rochosas primárias, o que requer técnicas de mineração subterrânea ou a céu aberto para sua extração (Rodliah *et al.*, 2021). Normalmente este mineral é encontrado em aluviões ou

depósitos aluviais, os quais estão localizados nas margens e encostas de cursos d'água (Barbosa *et al.*, 2023a).

A versatilidade e as propriedades físicas e químicas do estanho tornam este mineral material essencial em diversas aplicações industriais e tecnológicas, como dispositivos eletrônicos, painéis de celulares, computadores, televisores, bem como em soldas para produção de ligas metálicas, filmes finos e na proteção contra corrosão de materiais fabricados com Nióbio e Tântalo (Sahu *et al.*, 2023). Além disso, o estanho é utilizado na indústria de embalagens, sendo empregado no revestimento de latas de aço para evitar a oxidação e prolongar a vida útil dos alimentos e bebidas (Ingulstad *et al.*, 2017; Rogoff, 2013).

No Brasil, em 2021, a produção bruta de cassiterita extraída diretamente das lavras de mineração foi de 24,15 milhões de toneladas, com teor médio de estanho de 917,59 g/t, gerando uma movimentação econômica de 1,5 bilhão de reais em produção comercializada (ANM, 2022). O país figura entre os principais detentores de reservas de estanho (cassiterita) no mundo, com cerca de 419 mil toneladas de estanho contido em reservas declaradas, distribuídas principalmente na região amazônica, especialmente nos estados de Rondônia e Amazonas, indicando significativa participação no contexto global desse minério (ANM, 2023). Em 2021, as reservas mundiais de estanho contido totalizavam 4,9 milhões de toneladas, com 8,9% dessas reservas localizadas em território brasileiro (U. S. Geological Survey, 2022).

Apesar disso, a extração de estanho causa significativos impactos ambientais, incluindo a supressão da vegetação nativa, o que resulta na interrupção dos ciclos biogeoquímicos e hidrológicos dos ecossistemas afetados. Essas atividades mineradoras podem levar à perda de biodiversidade, degradação do solo e contaminação dos corpos d'água devido ao uso de produtos químicos e à liberação de sedimentos (Guan *et al.*, 2020; Sonter *et al.*, 2017).

Restauração de florestas ripárias

As florestas ripárias são definidas como ecótonos entre os ambientes de terra firme e hídrico, sendo caracterizados por sua alta produtividade biológica e diversidade ecológica (Gregory *et al.*, 1991). A copa das árvores colabora para diminuição da temperatura, assim como a vegetação contribui com a ciclagem de nutrientes (Guo *et al.*, 2024; Sargac *et al.*, 2021; Turunen *et al.*, 2021). Além disso, esta vegetação atua no suporte à saúde biológica dos riachos, e evita impactos da erosão do solo, contribuindo para a filtragem de poluentes antes que eles

alcancem os corpos d'água e fornecendo habitats para inúmeras espécies da flora e fauna (Campanhão *et al.*, 2023; Cornejo-Denman *et al.*, 2018; González-Sargas *et al.*, 2024; Yirigui *et al.*, 2019). Esses ecossistemas também são eficazes para o sequestro de carbono, devido principalmente ao alto acúmulo de biomassa e solo rico em matéria orgânica, tornando a restauração uma estratégia global e promissora. Esse investimento não só ajuda a mitigar as mudanças climáticas, como também apoia a preservação da biodiversidade e a sustentabilidade a longo prazo (Dybala *et al.*, 2019a; Maracahipes-Santos *et al.*, 2023).

No entanto, devido a ações antrópicas como agricultura intensiva e atividades de mineração, esses ecossistemas têm sido constantemente degradados. Sendo assim, é necessário a implementação de métodos para avaliar as florestas ripárias na Amazônia, destacando a restauração da vegetação degradada, incluindo a remoção de espécies invasoras e a revegetação com plantas nativas adaptadas (Majumdar *et al.*, 2023; Singh *et al.*, 2021). No Brasil, essa questão é abordada por um extenso conjunto de normas instituídas no Código Florestal Federal, que estabelece diretrizes detalhadas para a proteção e uso sustentável dos recursos florestais. O Código Florestal, originalmente instituído em 1965 e reformulado pela Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, visa equilibrar a conservação ambiental com as necessidades de desenvolvimento econômico, definindo as áreas de preservação permanente, as reservas legais e os procedimentos para a recuperação de áreas degradadas (Brasil, 2012).

O plantio é o método mais recomendado para áreas onde houve descaracterização do solo e consequente eliminação das fontes naturais de propágulos, além disso, outros métodos também são amplamente utilizados como a regeneração natural, a semeadura direta e a nucleação (Martins *et al.*, 2020). Para selecionar espécies em ecossistemas ripários, é importante considerar características ecológicas como: I) adaptação à saturação hídrica, devido à influência das marés; II) presença de recursos atrativos para a fauna silvestre como flores, frutos e sementes; III) rápido crescimento em altura, diâmetro e área da copa, para cobrir o solo mais rapidamente, bem como é fundamental analisar a tolerância das espécies às condições adversas (Li *et al.*, 2025; Martins *et al.*, 2020).

O monitoramento é necessário para obter respostas da restauração no decorrer do tempo e observar a adaptação das espécies às condições edafoclimáticas específicas das áreas ripárias, como a qualidade do solo e a disponibilidade de nutrientes e água. Além disso, em áreas afetadas pela mineração, onde o solo frequentemente apresenta alta quantidade de areia e baixa

capacidade de troca catiônica, é indicado selecionar espécies com alto potencial para sobreviver e crescer nessas condições adversas (Liu *et al.*, 2013; Pietrzykowski, 2019). *Parkia pendula* é considerada uma das espécies mais adequadas para a restauração de florestas ripárias degradadas pela mineração de estanho na Amazônia central, assim como *Carapa guianensis* e espécies de palmeiras (Barbosa *et al.*, 2023a; Halik *et al.*, 2019). O estabelecimento e o monitoramento dessas espécies nas áreas em restauração favorecem o avanço da sucessão ecológica e influenciam a dinâmica das comunidades florestais.

O aumento das atividades antrópicas que ocasionam danos ao meio ambiente, sem considerar a sua sustentabilidade, possui como consequência a redução da capacidade dos ecossistemas em manter suas funções, resultando em uma degradação significativa. Esta situação tem impulsionado a implementação de medidas prioritárias voltadas para a recuperação e proteção da biodiversidade, visando restaurar a funcionalidade dos ambientes degradados (Dawson *et al.*, 2017). Nesse contexto, torna-se fundamental que a atividade mineradora incorpore a sustentabilidade ambiental como uma prioridade, alinhando suas práticas aos princípios da Agenda 2030 da ONU. Além disso, ao adotar práticas sustentáveis, as indústrias de mineração podem alcançar os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), especialmente aqueles voltados para a proteção do clima, conservação da biodiversidade e recuperação de áreas degradadas, como descrito no objetivo de número 15 (Adomako *et al.*, 2022).

Dessa maneira, esta dissertação está estruturada em dois capítulos complementares. O primeiro capítulo consiste em uma revisão bibliométrica da produção científica global, com o objetivo de analisar os indicadores ecológicos mais utilizados na avaliação da restauração de florestas ripárias degradadas por mineração, identificando tendências temporais, lacunas de conhecimento e a influência de variáveis como o tipo de minério e o método de restauração empregado. O segundo capítulo, por sua vez, está voltado para a análise da dinâmica estrutural e florística da vegetação em ecossistemas ripários em processo de restauração pós-mineração de estanho na Amazônia Central, avaliando a efetividade desses indicadores em um contexto local e específico. Por tanto, a integração dessas duas abordagens permite ampliar a compreensão do tema e contribuir para o aprimoramento do monitoramento da restauração em áreas degradadas por mineração.

QUESTÕES:

- a) Como evoluíram, ao longo das últimas três décadas (1990–2024), os métodos de recuperação e os indicadores ecológicos utilizados na avaliação da restauração de florestas ripárias degradadas por atividades de mineração?
- b) Como o método de plantio de mudas de espécies nativas contribui para a recuperação da vegetação e eficiência do monitoramento na restauração de florestas ripárias degradadas pela mineração de estanho na Amazônia Central?

HIPÓTESES:

- a) Entre 1990 e 2024, os métodos de avaliação da restauração de florestas ripárias degradadas por mineração evoluíram de abordagens baseadas em indicadores isolados, predominantemente funcionais, para estratégias integradas que combinam indicadores composicionais, estruturais e funcionais, representando o aumento da complexidade e da multidimensionalidade no monitoramento da restauração ecológica.
- b) O plantio de mudas de espécies nativas potencializa a recuperação da vegetação em florestas ripárias degradadas pela mineração. O monitoramento periódico, pode ser eficaz como método de seleção de espécies e no manejo.

OBJETIVOS

Objetivo Geral

Analisar os indicadores ecológicos utilizados na avaliação da restauração de florestas ripárias degradadas por mineração, integrando uma abordagem bibliométrica global da produção científica com a análise empírica da dinâmica estrutural e florística da vegetação em ecossistemas ripários em restauração pós-mineração de estanho na Amazônia Central.

Objetivos Específicos:

1. Caracterizar o panorama científico global sobre métodos e indicadores ecológicos aplicados à restauração de florestas ripárias degradadas por mineração, identificando tendências temporais, distribuição geográfica dos estudos e os principais indicadores ecológicos utilizados.
2. Analisar a dinâmica estrutural e florística da vegetação em ecossistemas ripários em processo

de restauração ativa pós-mineração de estanho na Amazônia Central, por meio de parâmetros fitossociológicos, índices de diversidade e comparação com floresta de referência.

Referências

ADOMAKO, S.; TRAN, M. D. Rough sets based Ordinal Priority Approach to evaluate sustainable development goals (SDGs) for sustainable mining. **Resources Policy**, v. 79, p. 103049, 1 dez. 2022.

ANM. **ANUÁRIO MINERAL BRASILEIRO PRINCIPAIS SUBSTÂNCIAS METÁLICAS 2022**. Disponível em: <<https://www.gov.br/anm/pt-br/assuntos/economia-mineral/publicacoes/anuario-mineral/anuario-mineral-brasileiro/PreviaAMB2022.pdf>>. Acesso em: 9 fev. 2026.

ANM. **ESTANHO**. Disponível em: <https://www.gov.br/anm/pt-br/assuntos/economia-mineral/publicacoes/sumario-mineral/sumario-mineral-brasileiro-2023-/estanho-2023-ano-base-2022-z.pdf?utm_source=chatgpt.com>. Acesso em: 9 fev. 2026.

ANTONELLI, A.; ZIZKA, A.; CARVALHO, F. A.; SCHARN, R.; BACON, C. D.; SILVESTRO, D.; CONDAMINE, F. L. Amazonia is the primary source of Neotropical biodiversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 115, n. 23, p. 6034–6039, 5 jun. 2018.

BARBOSA, R. DE S.; MATOS RODRIGUES, J. I. DE; OLIVEIRA, V. P. DE; MARTINS, W. B. R.; COELHO, C. A. C.; CARMO, W. F. S. DO; SANTOS, N. J. R. DOS; SOUSA, W. V. DE; SÃO PAULO AGUIAR, E. A. L. DE. Restoration of riparian ecosystems posterior to tin mining in the Central Amazon: Restoration indicators and selection of suitable species for planting. **Ecological Engineering**, v. 193, 1 ago. 2023.

BARBOSA, R. DE S.; VALE, R. S. DO; SCHWARTZ, G.; MARTINS, W. B. R.; RIBEIRO, S. S.; MATOS RODRIGUES, J. I. DE; FERREIRA, G. C.; BARBOSA, V. M. Restoration of degraded areas after bauxite mining in the eastern Amazon: Which method to apply? **Ecological Engineering**, v. 180, 1 jul. 2022.

CAMPANHÃO, L. M. B.; RANIERI, V. E. L. Influence of forest proportion and configuration at the watershed and riparian zone scales on sediment yield: a simulation experiment. **Landscape Ecology**, v. 38, n. 11, p. 2839–2860, 1 nov. 2023.

CORNEJO-DENMAN, L.; ROMO-LEON, J. R.; CASTELLANOS, A. E.; DIAZ-CARAVANTES, R. E.; MORENO-VÁZQUEZ, J. L.; MENDEZ-ESTRELLA, R. Assessing riparian vegetation condition and function in disturbed sites of the arid northwestern Mexico. **Land**, v. 7, n. 1, 1 mar. 2018.

DAWSON, L.; ELBAKIDZE, M.; ANGELSTAM, P.; GORDON, J. Governance and management dynamics of landscape restoration at multiple scales: Learning from successful

- environmental managers in Sweden. **Journal of Environmental Management**, v. 197, p. 24–40, 15 jul. 2017.
- DYBALA, K. E.; MATZEK, V.; GARDALI, T.; SEAVY, N. E. Carbon sequestration in riparian forests: A global synthesis and meta-analysis. **Global Change Biology**, v. 25, n. 1, p. 57–67, 1 jan. 2019.
- FOCKINK, G. D.; ZANGALLI, C.; OLIVEIRA, E. DE; LUZ, M. DE S.; GOES, M. P. DE; SILVA, A. C. DA; FLORIANI, M. M. P.; NICOLETTI, M. F.; KANIESKI, M. R. Ecological indicators of passive restoration in South Brazil's Atlantic Forest areas with former *Pinus taeda* L. plantations. **Ecological Engineering**, v. 179, p. 106604, 1 jun. 2022.
- 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, 1 nov. 2017.
- GONZÁLEZ-SARGAS, E.; MEEHAN, T. D.; HINOJOSA-HUERTA, O.; VILLAGOMEZ-PALMA, S.; CALVO-FONSECA, A.; DODGE, C.; GÓMEZ-SAPIENS, M.; SHAFROTH, P. B. Bird community response to one decade of riparian restoration along the Colorado River delta in Mexico. **Ecological Engineering**, v. 205, p. 107291, 1 ago. 2024.
- GREGORY, S. V.; SWANSON, F. J.; MCKEE, W. A.; CUMMINS, K. W. An Ecosystem Perspective of Riparian Zones: Focus on links between land and water. **BioScience**, v. 41, n. 8, p. 540–551, 1 set. 1991.
- GUAN, Y.; ZHOU, W.; BAI, Z.; CAO, Y.; HUANG, Y.; HUANG, H. Soil nutrient variations among different land use types after reclamation in the Pingshuo opencast coal mine on the Loess Plateau, China. **CATENA**, v. 188, p. 104427, 1 maio 2020.
- GUIMARAES, A. F.; SOUZA, C. R. DE; ROSA, C.; PAULO DOS SANTOS, J.; TEIXEIRA, L. A. F.; ZANZINI, L. P.; SANTIAGO, W. T. V.; ZANZINI, A. C. DA S. Small-scale environmental variations drive vegetation structure and diversity in Amazon riverine forests. **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 283, 1 out. 2021.
- GUO, M.; XUE, W. L.; WANG, C.; LI, W. Z.; GAO, H.; SAINTILAN, N.; LI, C. L.; HUANG, G.; WANG, Y. Y. Environmental Flow Increases The Riparian Vegetation Diversity And Community Similarity. **Wetlands**, v. 44, n. 5, 1 jun. 2024.
- HALIK, Ü.; AISHAN, T.; BETZ, F.; KURBAN, A.; ROUZI, A. Effectiveness and challenges of ecological engineering for desert riparian forest restoration along China's largest inland river. **Ecological Engineering**, v. 127, p. 11–22, 1 fev. 2019.

HAUTIER, Y. *et al.* Local loss and spatial homogenization of plant diversity reduce ecosystem multifunctionality. **Nature Ecology & Evolution** **2017 2:1**, v. 2, n. 1, p. 50–56, 4 dez. 2017.

IBRAM. **Setor Mineral 1º trimestre 2024** . Disponível em: <https://ibram.org.br/wp-content/uploads/2024/05/Dados-setor-mineral-1tri_2024_1.pdf?utm_source=chatgpt.com>. Acesso em: 9 fev. 2026.

INGULSTAD, MATS.; PERCHARD, ANDREW.; STORLI, ESPEN. A history of the devil's metal, 1850-2000. **Tin and Global Capitalism**, p. 5–24, 2017.

LI, G.; WEI, N.; HOU, H. Uncovering the Secrets of How Plants Adapt to Water Stress. **Plant, Cell and Environment**, 2025.

LIU, J.; ZHANG, X. H.; LI, T. Y.; WU, Q. X.; JIN, Z. J. Soil characteristics and heavy metal accumulation by native plants in a Mn mining area of Guangxi, South China. **Environmental Monitoring and Assessment** **2013 186:4**, v. 186, n. 4, p. 2269–2279, 24 nov. 2013.

LOBO, F. DE L.; SOUZA-FILHO, P. W. M.; NOVO, E. M. L. DE M.; CARLOS, F. M.; BARBOSA, C. C. F. Mapping mining areas in the Brazilian amazon using MSI/Sentinel-2 imagery (2017). **Remote Sensing**, v. 10, n. 8, 1 ago. 2018.

LONDE, V.; TURINI FARAH, F.; RIBEIRO RODRIGUES, R.; ROBERTO MARTINS, F. Reference and comparison values for ecological indicators in assessing restoration areas in the Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 110, p. 105928, 1 mar. 2020.

MAJUMDAR, A.; AVISHEK, K. Riparian Zone Assessment and Management: an Integrated Review Using Geospatial Technology. **Water, Air, and Soil Pollution**, v. 234, n. 5, 1 maio 2023.

MARACAHIPES-SANTOS, L.; SILVÉRIO, D. V.; MACEDO, M. N.; MARACAHIPES, L.; JANKOWSKI, K. J.; PAOLUCCI, L. N.; NEILL, C.; BRANDO, P. M. Agricultural land-use change alters the structure and diversity of Amazon riparian forests. **Biological Conservation**, v. 252, 1 dez. 2020.

MARACAHIPES-SANTOS, L.; SILVÉRIO, D. V.; MARACAHIPES, L.; MACEDO, M. N.; LENZA, E.; JANKOWSKI, K. J.; WONG, M. Y.; SILVA, A. C. S. DA; NEILL, C.; DURIGAN, G.; BRANDO, P. M. Intraspecific trait variability facilitates tree species persistence along riparian forest edges in Southern Amazonia. **Scientific Reports**, v. 13, n. 1, 1 dez. 2023.

MARTINS, W. B. R. D. R. L. M.; OLIVEIRA BARROS JUNIOR, U. DE; SOUSA VILLAS-BOAS AMORIM, L.; ASSIS OLIVEIRA, F. DE; SCHWARTZ, G. Ecological methods and

indicators for recovering and monitoring ecosystems after mining: A global literature review. **Ecological Engineering**, v. 145, p. 105707, 15 fev. 2020.

MESEGUER, A. S.; ANTOINE, P. O.; FOUQUET, A.; DELSUC, F.; CONDAMINE, F. L. The role of the Neotropics as a source of world tetrapod biodiversity. **Global Ecology and Biogeography**, v. 29, n. 9, p. 1565–1578, 1 set. 2020.

MOHAN, M.; SARITHA, V. N. K.; RAMESHAN, M.; CHACKO, A.; GOPIKRISHNA, V. G. Restoring degraded riparian forest ecosystems of the Western Ghats for ecological sustainability. **Restoration Ecology**, v. 29, n. 4, p. e13254, 1 maio 2021.

PEREIRA, W. V. DA S. Fracionamento químico e bioacessibilidade de elementos potencialmente tóxicos em área de mineração artesanal de ouro na Amazônia. 20 fev. 2020.

PHILIPSON, C. D. *et al.* Active restoration accelerates the carbon recovery of human-modified tropical forests. **Science**, v. 369, n. 6505, p. 838–841, 14 ago. 2020.

PIETRZYKOWSKI, M. Tree species selection and reaction to mine soil reconstructed at reforested post-mine sites: Central and eastern European experiences. **Ecological Engineering**, v. 142, n. 1, p. 100012, 1 jan. 2019.

PRESIDENTA DA REPÚBLICA. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012**. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm>. Acesso em: 9 fev. 2026.

RODLIYAH, I.; WIJAYANTI, R.; HIDAYAT, K. N.; DIANAWATI, E. A.; SUDRAJAT, A.; FIRMANSYAH, D. Beneficiation of cassiterite from primary tin ores using gravity and magnetic separation. **IOP Conference Series: Earth and Environmental Science**, v. 882, n. 1, p. 012008, 1 nov. 2021.

RODRIGUES, D. S. **ESTANHO**. Disponível em: <<https://www.gov.br/anm/pt-br/centrais-de-conteudos/anm/paginas/balanco-mineral/arquivos/balanco-mineral-brasileiro-2001-estanho>>. Acesso em: 9 fev. 2026.

ROGOFF, M. J. Solid Waste Recycling and Processing: Planning of Solid Waste Recycling Facilities and Programs: Second Edition. **Solid Waste Recycling and Processing: Planning of Solid Waste Recycling Facilities and Programs: Second Edition**, p. 1–244, 2013.

RUDKE, A. P.; SIKORA DE SOUZA, V. A.; SANTOS, A. M. DOS; FREITAS XAVIER, A. C.; ROTUNNO FILHO, O. C.; MARTINS, J. A. Impact of mining activities on areas of environmental protection in the southwest of the Amazon: A GIS- and remote sensing-based assessment. **Journal of Environmental Management**, v. 263, 1 jun. 2020.

SAHU, V. K.; DAS, A. K.; AJIMSHA, R. S.; BHARTIYA, S.; SINGH, R.; DESHPANDE, U.; RAI, S. K.; MISRA, P. Investigations on RF sputtered TiN thin films and Cu/TiO₂/TiN devices for resistive switching memory applications. **Journal of Materials Science: Materials in Electronics**, v. 34, n. 26, p. 1–19, 1 set. 2023.

SARGAC, J.; JOHNSON, R. K.; BURDON, F. J.; TRUCHY, A.; RÎȘNOVEANU, G.; GOETHALS, P.; MCKIE, B. G. Forested riparian buffers change the taxonomic and functional composition of stream invertebrate communities in agricultural catchments. **Water (Switzerland)**, v. 13, n. 8, 2 abr. 2021.

SINGH, R.; TIWARI, A. K.; SINGH, G. S. Managing riparian zones for river health improvement: an integrated approach. **Landscape and Ecological Engineering**, v. 17, n. 2, p. 195–223, 1 abr. 2021.

SIQUEIRA-GAY, J.; SONTER, L. J.; SÁNCHEZ, L. E. Exploring potential impacts of mining on forest loss and fragmentation within a biodiverse region of Brazil's northeastern Amazon. **Resources Policy**, v. 67, p. 101662, 1 ago. 2020.

SONTER, L. J.; HERRERA, D.; BARRETT, D. J.; GALFORD, G. L.; MORAN, C. J.; SOARES-FILHO, B. S. Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. **Nature Communications**, v. 8, n. 1, 2017.

SZCZESNIAK, P. A. The Mineral Industry of Brazil Government Policies and Programs The Ministério de Minas e Energia [Ministry of Mines and Energy] (MME) regulates Brazil's mineral resources through its Departamento Nacional de Produção Mineral [National Department of Mineral Production] (DNPM); DNPM also inspects mineral activity in the country, enforces the Mining Code, and implements the code's legal provisions. v. 74, p. 12, 2017.

TURUNEN, J.; ELBRECHT, V.; STEINKE, D.; AROVIITA, J. Riparian forests can mitigate warming and ecological degradation of agricultural headwater streams. **Freshwater Biology**, v. 66, n. 4, p. 785–798, 1 abr. 2021.

U. S. GEOLOGICAL SURVEY. MINERAL COMMODITY SUMMARIES 2022. p. 1–206, 2022.

VALBUENA, R. *et al.* Standardizing Ecosystem Morphological Traits from 3D Information Sources. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 35, n. 8, p. 656–667, 1 ago. 2020.

YIRIGUI, Y.; LEE, S. W.; NEJADHASHEMI, A. P.; HERMAN, M. R.; LEE, J. W. Relationships between riparian forest fragmentation and biological indicators of streams. **Sustainability (Switzerland)**, v. 11, n. 10, 1 maio 2019.

Capítulo 1

Evolução de métodos e indicadores ecológicos de restauração em florestas ripárias degradadas por mineração: uma análise bibliométrica global (1990–2024)

Resumo

A restauração de florestas ripárias degradadas pela mineração constitui um desafio ecológico relevante, especialmente em função dos impactos estruturais, composicionais e funcionais nesses ecossistemas. Este estudo realizou uma análise bibliométrica da produção científica global sobre indicadores ecológicos utilizados na avaliação da restauração de florestas ripárias em áreas mineradas no período de 1990 a 2024. Foram analisados 141 artigos selecionados em bases internacionais sendo: Science Direct, JSTOR, SciELO, SpringerLink e Wiley Online Library, considerando variáveis como distribuição temporal e geográfica, periódicos, tipos de minério, métodos de restauração e categorias de indicadores ecológicos (composição, estrutura e função). Os resultados evidenciaram crescimento expressivo das publicações a partir de 2020, com destaque para China, Estados Unidos, Brasil e Austrália. Observou-se predominância de indicadores funcionais ao longo de todo o período, embora tenha ocorrido aumento progressivo da integração entre composição, estrutura e função, consolidando uma abordagem multidimensional de monitoramento. O plantio de mudas foi o método de restauração mais frequente, seguido por regeneração natural e semeadura direta. A escolha dos indicadores variou conforme o método empregado e o tipo de minério, com maior frequência de abordagens integradas em áreas de mineração metálica, especialmente ouro. Em contrapartida, estudos em áreas de mineração não metálica concentraram-se na avaliação isolada de indicadores de composição, estrutura ou função. Os resultados evidenciam avanços na avaliação da restauração ripária, mas apontam lacunas e a necessidade de integrar múltiplas dimensões ecológicas para aprimorar o monitoramento pós-mineração.

Palavras-chave: Bibliometria; florestas aluviais; métodos de restauração; monitoramento periódico.

1. Introdução

A mineração constitui uma das atividades econômicas mais relevantes em escala global, sendo responsável pelo fornecimento de matérias-primas essenciais (Litvinenko, 2019). Diversos países destacam-se na produção de minerais estratégicos, movimentando bilhões de dólares anualmente e gerando empregos diretos e indiretos (Shi *et al.*, 2023). Contudo, apesar de sua importância econômica, a atividade mineradora está frequentemente associada a impactos ambientais, como desmatamento, perda de biodiversidade, alteração da dinâmica hidrológica, contaminação do solo e da água por metais pesados (Dehkordi *et al.*, 2024).

Diante desses impactos, cresce internacionalmente a preocupação com a mitigação e compensação dos impactos ambientais decorrentes da mineração, impulsionando a adoção de políticas públicas e compromissos voltados à restauração ecológica (Young *et al.*, 2022). A recuperação de áreas degradadas por exploração mineral, passou a integrar agendas globais de sustentabilidade, conservação da biodiversidade e enfrentamento das mudanças climáticas (Ahirwal *et al.*, 2021). Assim, a restauração ecológica deixa de ser apenas uma exigência legal e passa a constituir componente estratégico para a promoção do desenvolvimento sustentável (Shao *et al.*, 2023a).

Em escala global, os compromissos de restauração abrangem áreas extensivas, com 61 países participantes do Desafio de Bonn comprometendo-se com a recuperação de 350 milhões de hectares de ecossistemas degradados até 2030 (Bonn Challenge/IUCN, 2025). Sendo assim, cerca de 93% da área florestal mundial é composta por florestas de regeneração natural, entretanto, apenas 34% dessas correspondem a florestas primárias, das quais aproximadamente 61% estão concentradas no Brasil, Canadá e Rússia (FAO and UNEP, 2020). A degradação desses ecossistemas, no entanto, gera impactos funcionais graves no meio ambiente, como por exemplo, uma análise de 230 bacias hidrográficas demonstrou que as bacias que perderam mais de 50% de sua cobertura arbórea nativa apresentaram risco médio a alto de erosão (88%), incêndios florestais (68%) e estresse hídrico (48%) (FAO, 2022). Estes números evidenciam a urgência de iniciativas de restauração que visem recuperar a funcionalidade ecológica, e não apenas a cobertura vegetal.

As florestas ripárias são ecossistemas que fornecem sombra, auxiliam na ciclagem de nutrientes, promovem regulação dos fluxos de água, além disso, possuem alta biodiversidade em ambientes aquáticos e terrestres (Maracahipes-Santos *et al.*, 2020; Oldén *et al.*, 2019). Contudo, esses ecossistemas tem sido constantemente degradados por atividades antrópicas

como agricultura intensiva, desmatamento e atividades de mineração (Albert *et al.*, 2023; Berenguer *et al.*, 2024; Espejo *et al.*, 2018; Guimaraes *et al.*, 2021).

O processo de restauração ecológica depende principalmente da análise intrínseca de indicadores de composição, estrutura e função que atuam de forma mútua no ecossistema. A composição está relacionada principalmente, à diversidade biológica e à riqueza de espécies nativas (Evans *et al.*, 2019; Gatica-Saavedra, Echeverría e Nelson, 2017a). A estrutura analisa parâmetros como a altura, diâmetro e distribuição espacial das espécies (Osović *et al.*, 2020). Por fim, a função demonstra se os processos ecológicos foram restabelecidos, como a ciclagem de nutrientes e a recuperação das propriedades químicas físicas e biológicas do solo (Truchy *et al.*, 2022). A ação conjunta dos indicadores evidencia que a restauração bem-sucedida não é alcançada somente pelo estabelecimento de espécies, mas também pela emergência de um monitoramento eficaz que possibilite o restabelecimento das funções ecológicas, as quais sustentam a composição e a estrutura do ecossistema a longo prazo (Gatica-Saavedra, Echeverría *et al.*, 2017a).

Nesse contexto, a análise bibliométrica é uma ferramenta que envolve a organização do conhecimento científico em determinado campo do conhecimento, como neste caso na restauração florestal, uma vez que, através da aplicação sistemática de métodos quantitativos e qualitativos. Este enfoque permite mapear a produção acadêmica, identificar redes de colaboração entre pesquisadores e instituições, e delinear a evolução temática da área ao longo do tempo (Fernandes *et al.*, 2022; Wei *et al.*, 2022). A identificação de tendências emergentes e focos negligenciados possibilita o direcionamento estratégico de futuras pesquisas, otimizando recursos e potencializando o avanço científico (Donthu *et al.*, 2021; Linnenluecke, Marrone *et al.*, 2020). Desta forma, a bibliometria oferece um conhecimento indispensável para orientar o desenvolvimento do campo, assegurando que novos estudos atendam para necessidades mais identificadas na literatura e contribuam de maneira efetiva para o progresso da restauração florestal global. Assim, este estudo teve como objetivo realizar uma análise bibliométrica da produção científica global sobre métodos e indicadores ecológicos utilizados na avaliação da restauração de florestas ripárias em áreas degradadas por mineração no período de 1990 a 2024.

2. Material e Métodos

2.1 Coleta de dados

Foi realizada uma revisão de literatura com abordagem tanto qualitativa quanto quantitativa, abrangendo publicações entre janeiro de 1990 e dezembro de 2024. Esse recorte temporal foi definido com base em dois critérios principais: (i) marcos históricos, correspondendo ao período posterior à consolidação do conceito de desenvolvimento sustentável e à realização da Eco-92, que impulsionaram políticas ambientais e pesquisas voltadas à restauração ecológica (WCED, 1987; CDB, 1992) e (ii) abrangência longitudinal, contemplando mais de três décadas, o que permite identificar tendências, lacunas e avanços metodológicos ao longo do tempo (Cairns, 1993; Hobbs; Norton, 1996; SER, 2004). As buscas foram realizadas entre julho e outubro de 2025 e não foram atualizadas posteriormente.

Foram incluídos apenas artigos identificados por DOI, independentemente de sua origem geográfica. Registros duplicados entre as bases de dados foram identificados e removidos previamente à etapa de triagem. As buscas foram direcionadas para identificação de métodos empregados na restauração florestal pós-mineração e aos indicadores utilizados para avaliar esses processos. Não foram considerados estudos conduzidos em ambientes controlados, como estufas, nem artigos exclusivamente de revisão. A pesquisa foi conduzida em inglês nas bases de dados ScienceDirect, JSTOR, SciELO, Springer Link e Wiley Online Library.

Os termos de busca utilizados incluíram: “restored” ou “restoring” ou “restoration”, “rehabilitation” ou “reclaimed” ou “reclamation” ou “recovery” ou “revegetation” ou “reforested” ou “reforestation” ou “mining” ou “mine” ou “mineral exploration” ou “riparian” ou “riparian forest” ou “riparian zone” ou “stream” ou “riverbank” ou “wetland” com foco específico em ambientes florestais e ecossistemas ripários. Esses termos poderiam estar presentes no título, resumo ou palavras-chave dos artigos. Após a busca nas bases de dados e o processo de triagem, que incluiu a remoção de duplicatas e a aplicação dos critérios de inclusão e exclusão, 141 artigos foram selecionados para compor a análise final (Fig. 1).

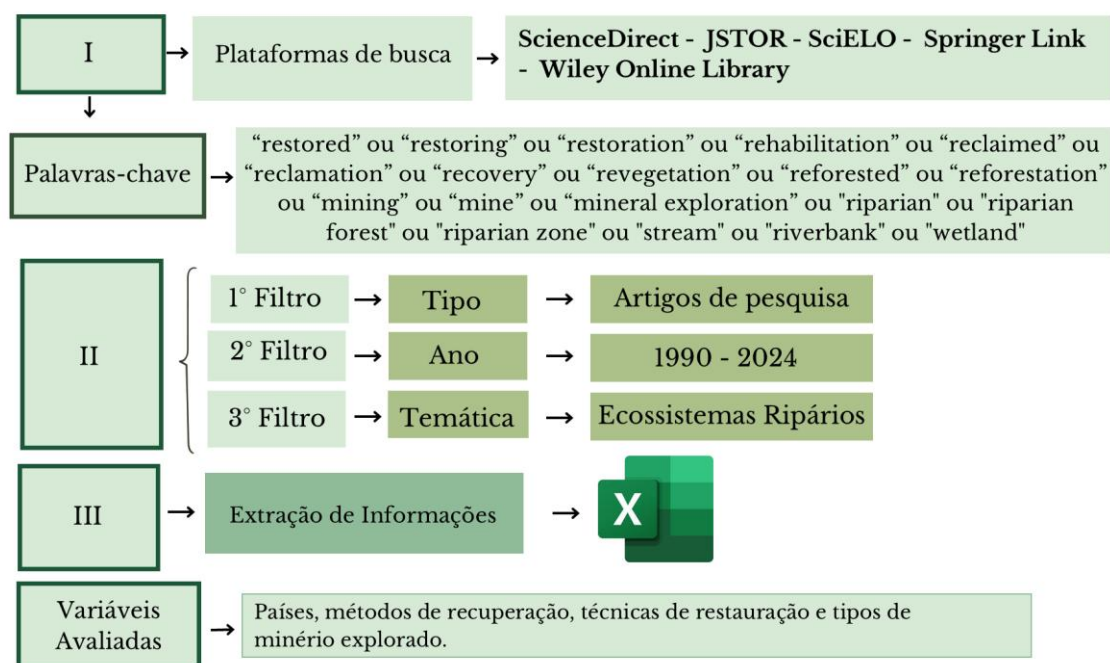


Fig.1. Procedimentos e critérios estabelecidos para a realização da análise bibliométrica sobre indicadores ecológicos utilizados na avaliação da restauração de florestas ripárias em áreas degradadas pós mineração no período de 1990 a 2024.

2.2 Variáveis analisadas

Dos artigos selecionados foram extraídas informações relacionadas aos países onde as pesquisas foram realizadas, periódico em que a pesquisa foi publicada, tipo de minério extraído, métodos utilizados para a recuperação dos ecossistemas degradados, tempo de processo de restauração do ecossistema e os de indicadores de monitoramento utilizados na pesquisa. Os indicadores foram classificados em três categorias, conforme a classificação descrita por (Ruiz-Jaén e Aide, 2005): a) composição, como diversidade de espécies, formas de vida e grupos ecológicos; b) estruturais, tais quais altura das plantas, diâmetro e área de copa; e c) funcionais, relacionados às propriedades químicas e físicas do solo, rejeitos e estéreis, ciclagem de nutrientes e fluxo de gases.

2.3 Análise de dados

Os artigos avaliados foram agrupados em intervalos temporais correspondentes às décadas analisadas (1990-1999, 2000-2009, 2010-2019, 2020-2024). Foram registrados os periódicos com maior número de publicações sobre o tema e mapeada a distribuição geográfica dos estudos em nível global. A extração, organização e padronização das informações

bibliográficas e dos dados analíticos foram realizadas inicialmente em planilhas eletrônicas (Microsoft Excel®), as quais serviram de base para as análises subsequentes. Estatísticas descritivas foram aplicadas para sumarizar frequências absolutas e relativas, proporções e médias.

Para representação visual dos dados, foram elaborados gráficos de barras para análise das distribuições temporais e de frequência, bem como o mapa de calor, para avaliação da tendência temporal dos indicadores, ambos desenvolvidos no pacote ggplot2 (Wickham *et al.*, 2007). As porcentagens apresentadas no mapa de calor referem-se à frequência de uso de cada categoria de indicador em relação ao número total de artigos por período, como um mesmo estudo pode empregar mais de uma categoria de indicador (composicional, estrutural ou funcional), as porcentagens não são mutuamente exclusivas e, portanto, não totalizam 100% em cada período analisado. O mapa de distribuição geográfica foi gerado com os pacotes ggplot2 e maps (Becker *et al.*, 2003; Wickham *et al.*, 2007), a partir de dados tabulados referentes aos países e à intensidade de publicações. A rede de coocorrência de palavras-chave foi construída com o pacote bibliometrix (Aria e Cuccurullo, 2016), e o diagrama de Venn para a sobreposição de categorias de indicadores foi elaborado com o pacote VennDiagram (Chen, 2011).

3. Resultados

3.1 Distribuição temporal e geográfica da literatura científica sobre restauração ripária em áreas mineradas

A análise bibliométrica totalizou 141 artigos científicos publicados entre 1990 e 2024 sobre restauração de florestas ripárias (Fig. 2). No período de 1990-1999 foram encontrados 8 artigos, correspondendo à menor quantidade de publicações ao longo do intervalo analisado, já no período seguinte de 2000-2009, ocorreu um aumento de 75% nas publicações, totalizando 14 artigos. No intervalo de 2010-2019, foram identificados 26 artigos, representando um incremento de 86% em relação as décadas anteriores. O maior número de publicações foi observado no período mais recente, entre 2020-2024, com 93 artigos, contendo a maior parte da produção científica analisada (Fig. 2).

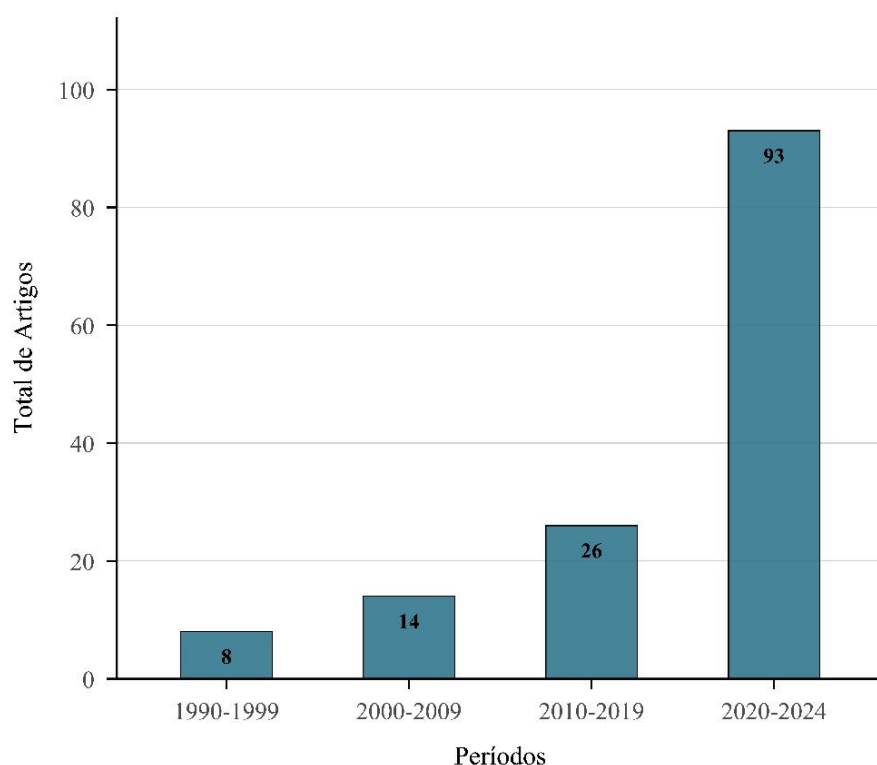


Fig.2. Distribuição temporal do total de artigos publicados sobre métodos e indicadores ecológicos utilizados na restauração de florestas ripárias em áreas degradadas pós mineração no período de 1990 a 2024.

A produção científica apresentou uma distribuição geográfica assimétrica, com predominância de publicações em determinados países considerando o local onde os estudos foram conduzidos (Fig. 3). A China se destacou como o principal polo da literatura científica na temática, apresentando o maior número de publicações no intervalo avaliado ($n = 29$). Em seguida, Estados Unidos ($n = 22$), Brasil ($n = 19$) e Austrália ($n = 14$) também se sobressaíram, além da participação de alguns países da América Latina (como Chile, Venezuela e Costa Rica) e da Europa (Alemanha, Espanha e Itália), embora com a quantidade de artigos menores do que 29.

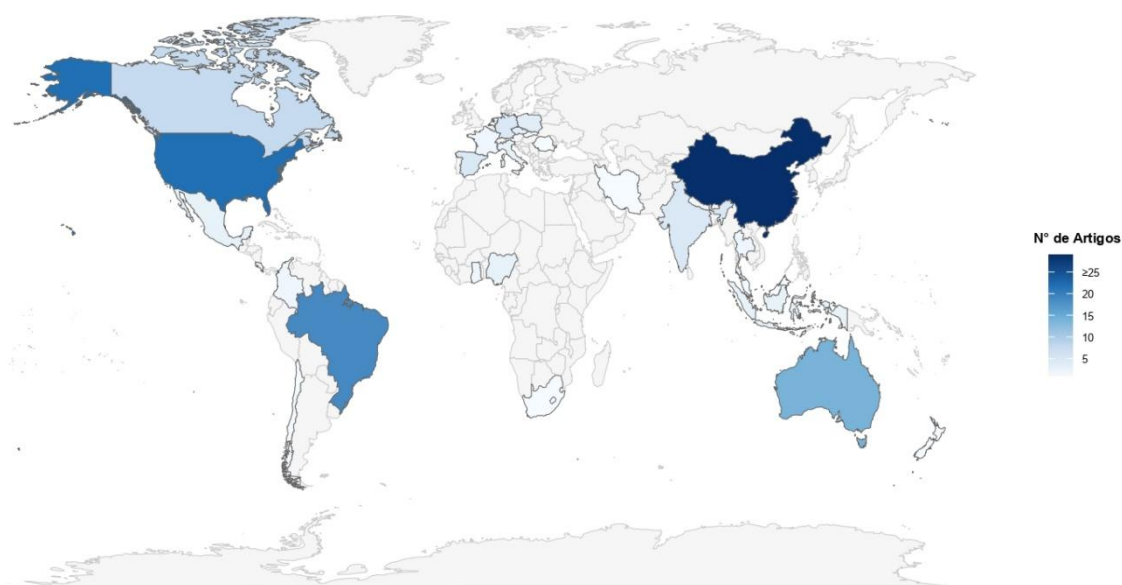


Fig. 3. Distribuição geográfica do número de artigos sobre métodos e indicadores ecológicos utilizados na avaliação da restauração de florestas ripárias em áreas degradadas pós mineração no período de 1990 a 2024.

Os 141 artigos analisados foram publicados em 80 periódicos científicos distintos, tendo em vista que o periódico *Restoration Ecology* foi o que mais publicou sobre o tema (6,4%) (Tabela 1). Em segundo lugar aparece *Ecological Engineering*, com 8 artigos (5,7%), seguido por *Ecological Indicators* com 7 artigos (5,0%). Outros periódicos importantes incluem *Science of the Total Environment* (4,3%), *Wetlands* (3,5%), e um grupo de revistas (*Catena*, *Floresta e Ambiente* e *Scientific Reports*) cada uma com 4 artigos (2,8%). *Ecology and Evolution* e *Environmental Pollution* aparecem com 3 artigos cada (2,1%). Sendo assim, estes 10 principais periódicos do ranking concentram 38,5% da produção científica analisada (Tabela 1).

Tabela 1. Ranking dos 10 periódicos científicos com maior número de artigos publicados sobre métodos e indicadores ecológicos utilizados na restauração de florestas ripárias em áreas degradadas pós mineração no período de 1990 a 2024.

Ranking	Periódicos	Nº Artigos	% do Total
1º	Restoration Ecology	9	6.4
2º	Ecological Engineering	8	5.7
3º	Ecological Indicators	7	5.0
4º	Science of the Total Environment	6	4.3
5º	Wetlands	5	3.5
6º	Catena	4	2.8
7º	Floresta e Ambiente	4	2.8
8º	Scientific Reports	4	2.8
9º	Ecology and Evolution	3	2.1
10º	Environmental Pollution	3	2.1
Total			38,5

A partir da análise da rede de coocorrência, foi possível identificar dois principais agrupamentos temáticos na literatura (Fig. 4). O cluster representado pela coloração verde reuniu termos voltados para a avaliação ecológica e a recuperação ambiental, como “ecological”, “forest”, “river”, “quality”, “assessment” e “recovery”. Por sua vez, o cluster identificado pela cor laranja concentrou palavras-chave relacionados aos impactos diretos da mineração nos componentes ambientais, incluindo “soil”, “water”, “plant”, “carbon”, “reclaimed”, “wetlands” e “effects”. Os termos “mining”, “land”, “restoration” e “riparian” ocuparam posições centrais na rede (Fig. 4).

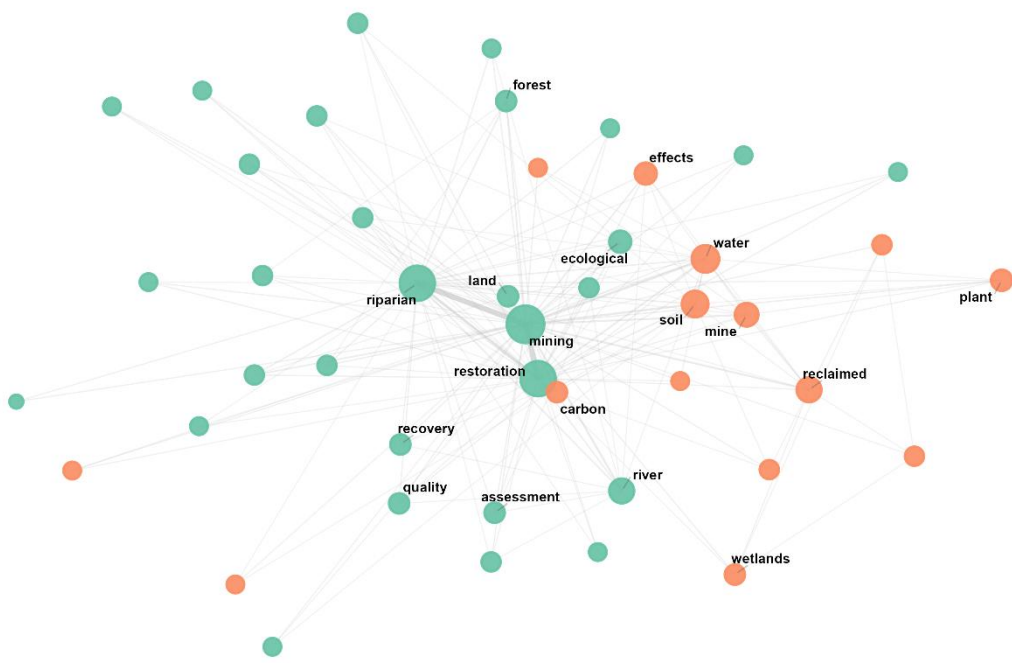


Fig.4. Rede de coocorrência de palavras-chave nos artigos analisados sobre métodos e indicadores ecológicos utilizados na restauração de florestas ripárias em áreas degradadas pós mineração no período de 1990 a 2024.

3.2 Evolução temporal do uso de indicadores ecológicos e métodos de restauração

No período inicial (1990–2000), os indicadores funcionais foram utilizados em 88,9% dos artigos, enquanto os indicadores de composição e estruturais apresentaram a mesma frequência de uso (44,4% cada) (Fig. 5). Desse modo, a predominância dos indicadores funcionais manteve-se ao longo de toda a série temporal, atingindo 100% em alguns períodos. A partir de 2016, observou-se aumento no uso de indicadores de composição (90%), enquanto os indicadores estruturais e funcionais foram utilizados em 70% dos estudos cada. No período mais recente (2022–2024; n = 72), os indicadores funcionais permaneceram como os mais frequentes (83,3%), seguidos pelos estruturais (72,2%) e de composição (66,7%).

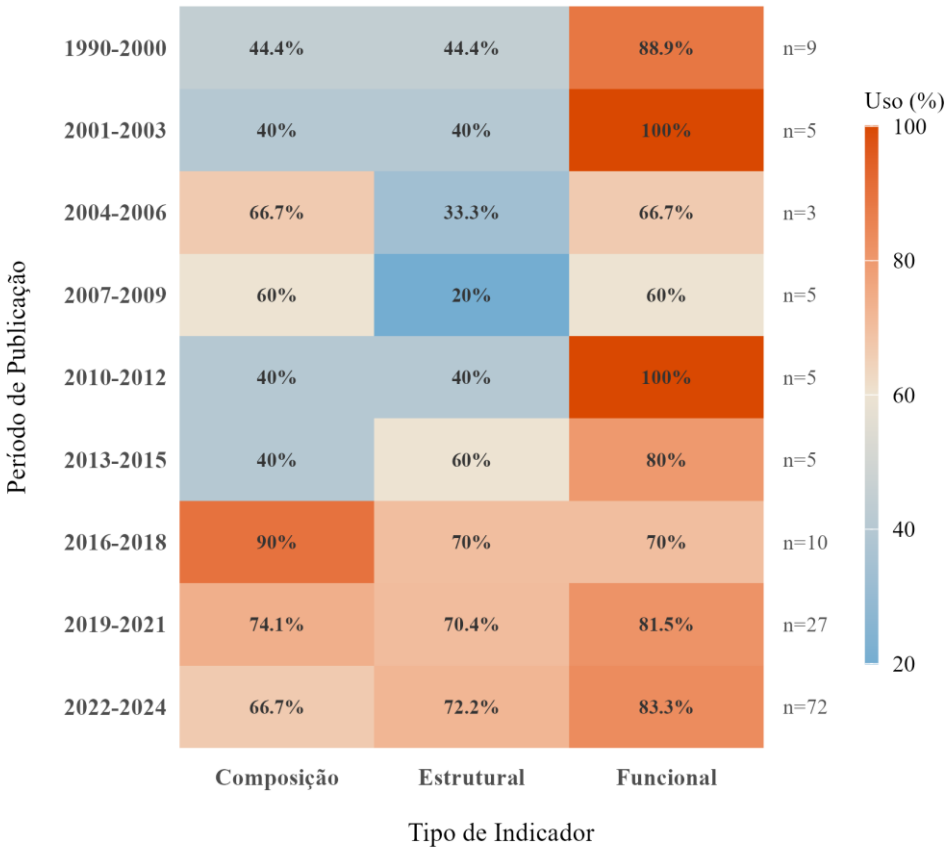


Fig. 5. Mapa de calor da frequência de uso (%) das categorias de indicadores de restauração, por período de publicação em estudos sobre métodos e indicadores ecológicos utilizados na

restauração de florestas ripárias em áreas degradadas pós mineração no período de 1990 a 2024.

Foi verificado que apenas 24,9% dos artigos avaliados empregaram indicadores de uma única categoria, sendo que: 14,9% utilizaram exclusivamente indicadores funcionais, 5,7% apenas indicadores de composição e 4,3% somente indicadores estruturais (Fig. 6). A maioria dos estudos (75,1%) combinou duas ou mais categorias de indicadores, destacando-se a utilização de todos os indicadores (36,9%), seguida da combinação Estrutura + Funcionais (15,6%) e Composição + Funcionais (14,9%). A combinação Composição + Estrutura (7,8%) foi menos frequente.

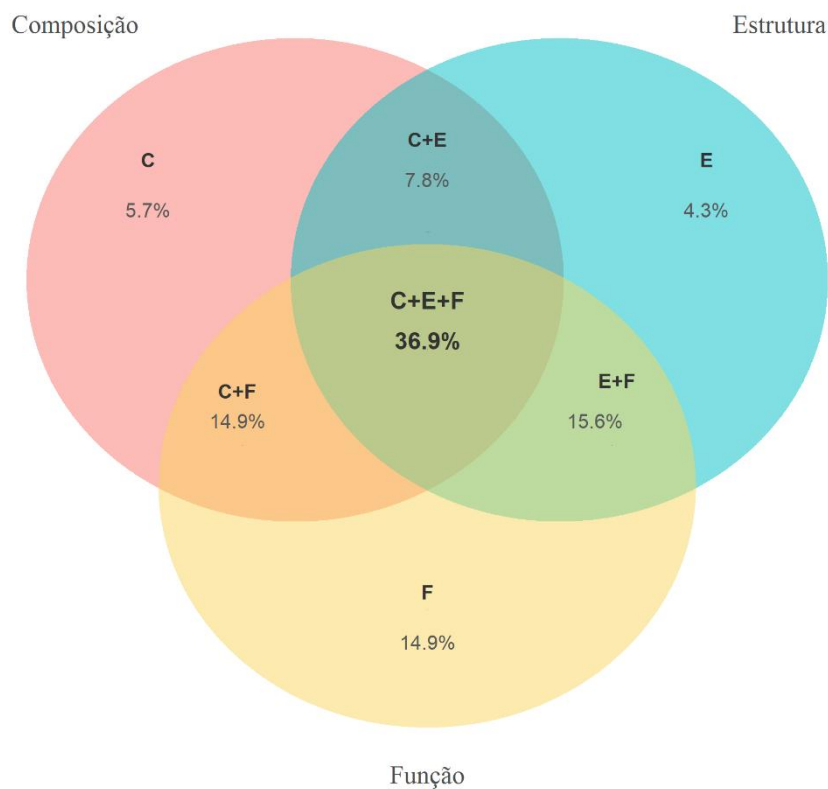


Fig.6. Diagrama de Venn demonstrando a proporção de artigos em diferentes categorias de indicadores ecológicos em estudos sobre restauração de florestas ripárias em áreas degradadas pós mineração no período de 1990 a 2024.

Dos 141 artigos avaliados, 65 especificaram o método de restauração utilizado, sendo que o plantio de mudas foi o mais frequente (69,2%), seguido da regeneração natural (16,9%) e semeadura direta (13,8%; Tabela 2). Quanto aos indicadores ecológicos monitorados, os funcionais foram os mais frequentes em todos os métodos, alcançando 88,9% dos estudos que utilizaram o método de restauração via semeadura direta.

Nos estudos baseados em regeneração natural, houve forte ênfase em indicadores composicionais (81,8%), como riqueza e diversidade de espécies. Já os estudos com plantio de mudas apresentaram a avaliação mais equilibrada entre as três categorias de indicadores: 57,8% mediram aspectos composicionais, 68,9% avaliaram indicadores estruturais como cobertura de dossel, densidade de indivíduos, e 77,8% incluíram indicadores funcionais. A semeadura direta, por sua vez, foi empregada em 13,8% dos estudos, com destaque para indicadores funcionais (88,9%). Em termos de abrangência, a regeneração natural apresentou a maior média de categorias avaliadas por estudo (2,2), seguida pelo plantio de mudas (2,0) e pela semeadura direta (1,9).

Tabela 2. Distribuição dos 3 principais métodos de restauração de florestas ripárias identificados na análise bibliométrica global (1990–2024) e a proporção das categorias de indicadores ecológicos utilizadas nos estudos analisados.

Métodos	N	%	Composição (%)	Estrutura (%)	Funcional (%)
Plantio de mudas	45	69.2	57.8	68.9	77.8
Regeneração natural	11	16.9	81.8	63.6	72.7
Semeadura direta	9	13.8	44.4	55.6	88.9

Nota: N = número de estudos; % = proporção em relação ao total de estudos com métodos de restauração (n=65).

3.3 Frequência de estudos por tipo de minério

A distribuição dos estudos sobre recuperação de florestas ripárias por tipo de minério concentrou-se em poucos recursos minerais (Figura 7) e predominância (54,9%) de minerais não-metálicos. Dentro os minérios metálicos, o ouro foi o mais estudado (7 artigos), seguido por bauxita (6 artigos), ferro (5 artigos), cassiterita (estanho, 4 artigos) e cobre (3 artigos). No grupo dos não metálicos, destacou-se o carvão mineral (27 artigos), representando mais da metade dos estudos desta classe. Em seguida, estavam areia/arenito (11 artigos), cascalho (4 artigos), areias betuminosas (4 artigos) e fosfato (3 artigos). Os demais estudos incluíram outros tipos de minérios metálicos e não metálicos, bem como áreas com exploração polimetálica e

mineração geral. Além disso, uma parcela expressiva dos artigos (40 estudos) não informou o tipo de minério explorado.

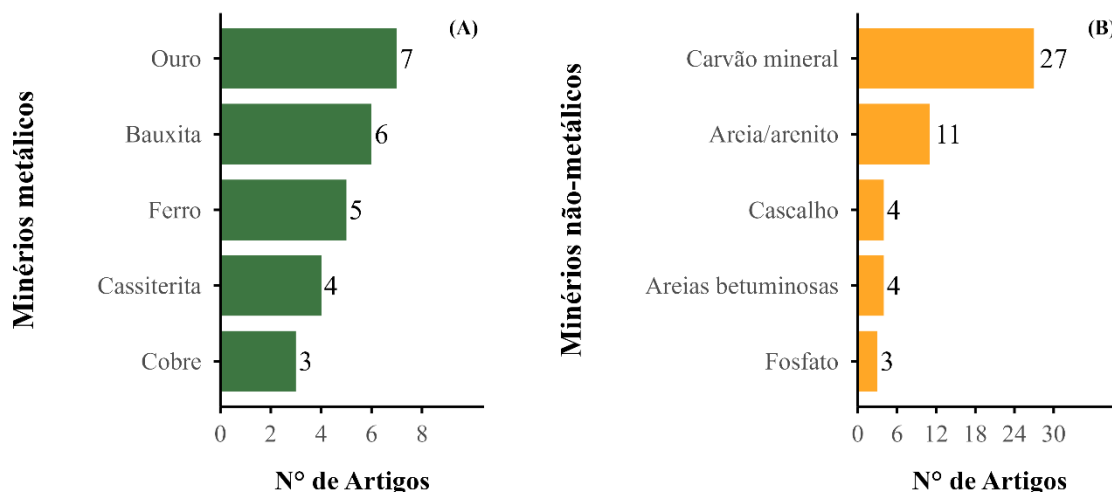


Fig.7. Distribuição dos tipos de mineração associados aos estudos sobre restauração de florestas ripárias em áreas degradadas no período de 1990 a 2024, distinguindo minérios metálicos (A) e não metálicos (B), conforme o número de artigos publicados.

Foi evidenciado que a escolha dos indicadores de monitoramento varia conforme o tipo de minério extraído. Entre os 10 minérios mais frequentes (Tabela 3), observou-se, que artigos em áreas de mineração metálica utilizaram abordagens integradas (Composição + Estrutura + Função) em 36,0% dos casos, enquanto artigos em áreas de mineração não metálica apresentaram 24,5%. Entre os estudos realizados em áreas de mineração de ouro, 71,4% avaliaram simultaneamente as três dimensões ecológicas, seguidos por ferro (40,0%) e cassiterita (25,0%). Em contraste, estudos associados a cobre, areias betuminosas, cascalho e fosfato não registraram avaliação integrada das três dimensões. Para minerais não metálicos, o carvão apresentou a maior proporção de avaliação integrada (33,3%), seguido por areia (27,3%). Considerando o conjunto de estudos analisados, áreas de mineração metálica tenderam a apresentar avaliações mais abrangentes (40,7% com abordagem C+E+F), enquanto estudos em áreas não metálicas concentraram-se com maior frequência em dimensões específicas (11,4% com avaliação integrada).

Tabela 3. Distribuição dos perfis de indicadores ecológicos (C = Composição, E = Estrutura, F = Função) por tipo de minério para os dez minérios mais frequentes nos estudos (cinco metálicos e cinco não metálicos), no período de 1990 a 2024.

Classe	Minério	C+E+F	C+E	C+F	E+F	C	E	F	Total
Metálico	Ouro	5	1	1	0	0	0	0	7
	Bauxita	1	1	0	4	0	0	0	6
	Ferro	2	0	3	0	0	0	0	5
	Cassiterita	1	0	0	2	0	1	0	4
	Cobre	0	0	1	0	0	0	2	3
Não Metálico	Carvão mineral	9	2	6	2	4	1	3	27
	Areia	3	1	2	3	1	0	1	11
	Areias betuminosas	0	0	0	0	2	0	2	4
	Cascalho	0	2	1	0	0	0	1	4
	Fosfato	0	0	0	1	0	0	2	3
Total	-	21	7	14	12	7	2	11	74

4. DISCUSSÃO

4.1 Distribuição temporal, espacial e perfil da produção científica

Os resultados indicaram crescimento progressivo da produção científica sobre restauração de florestas ripárias degradadas pela mineração ao longo do período analisado (Figura 2), que pode ser associado à ampliação de iniciativas globais voltadas à restauração de ecossistemas e ao fortalecimento das agendas ambientais globais, as quais impulsionaram os trabalhos de pesquisa na área. Nesse contexto, destacam-se ações como as promovidas pela União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN), que incentivam estratégias de uso dos recursos naturais ecologicamente sustentáveis (Becoche *et al.*, 2025), bem como os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) da Organização das Nações Unidas (ONU), especialmente com a conservação da biodiversidade, os quais contribuíram significativamente para o avanço das divulgações sobre o tema (Shao *et al.*, 2023).

A distribuição geográfica da produção científica dominada por países como a China, Estados Unidos, Brasil e Austrália indica que a pesquisa relacionada aos locais onde os recursos minerais se concentram, sobretudo, em nações com grandes reservas e intensa atividade de exploração, refletindo o interesse científico associado à relevância econômica desses recursos (Karakaya *et al.*, 2018). Nesse sentido, o Brasil se destaca como um dos grandes detentores de reservas minerais e por sua inserção no comércio internacional (Machado *et al.*, 2022), o que tem impulsionado o crescimento de estudos voltados à avaliação de impactos ambientais e à sustentabilidade na mineração (Castro *et al.*, 2022). Do mesmo modo, países com grande

participação no setor mineral têm priorizado estratégias de desenvolvimento verde e o fortalecimento de políticas ambientais mais rigorosas associadas à exploração desses recursos (Shao *et al.*, 2023b). Observa-se que tais dinâmicas reforçam o papel da pesquisa científica como elemento-chave para conciliar a sustentabilidade ambiental e o fortalecimento de parcerias baseadas em ciência, tecnologia e inovação (Castro *et al.*, 2020).

O perfil dos periódicos demonstrou as principais tendências e enfoques da pesquisa no campo. A liderança da *Restoration Ecology* é natural, por ser uma revista central dedicada aos fundamentos e monitoramento da ecologia da restauração (Guan *et al.*, 2019; Romanelli *et al.*, 2018). A forte presença da *Ecological Engineering*, pode indicar a necessidade de intervenções técnicas estruturais para estabilização de taludes, controle de erosão e reconstrução de habitats, comuns em áreas de mineração (Martins *et al.*, 2020; Hancock *et al.*, 2020a).

A relevância de *Ecological Indicators* e *Environmental Pollution* (Tabela 2) destacou que a literatura científica dedicada ao tema prioriza o desenvolvimento de métricas para avaliar a eficácia da restauração em condições de estresse pós-mineração, como solos contaminados, alterações hidrogeoquímicas e perda de biodiversidade (Worlanyo *et al.*, 2021a). A recuperação dessas áreas demanda não apenas o retorno da cobertura vegetal, mas também a monitoração da qualidade da água, do solo e da resiliência ecológica ao longo do tempo (Harries *et al.*, 2024a). Além disso, a inclusão de revistas como *Science of the Total Environment* e *Catena* corrobora a visão integrada necessária para tratar desses ecossistemas, onde os impactos da mineração afetam simultaneamente componentes físicos, químicos e biológicos (Shao *et al.*, 2023c; Wang *et al.*, 2022).

4.2 Estrutura temática da pesquisa científica e tipos de minerais avaliados

A rede de coocorrência de palavras-chave destacou a presença de temas centrais, sendo os principais termos “mining”, “restoration” e “riparian”, sugerindo que esses eixos vêm sendo integrados a diversas frentes de desenvolvimento de pesquisa. Esse fator é decorrente da grande demanda por estudos que abordem a recuperação de áreas degradadas e os desafios para a conservação de ecossistemas impactados (Martins *et al.*, 2022a). Os dois principais agrupamentos temáticos observados relacionam os efeitos da mineração a duas vertentes. A primeira reúne termos como “effects”, “water”, “soil”, “reclaimed” e “plant”, que ressaltam os impactos da mineração sobre a qualidade do solo e água, além da perda ou redução da biodiversidade (Worlanyo *et al.*, 2021b). O segundo cluster agrupou palavras-chave como

“ecological”, “quality”, “recovery” e “assessment”, direcionando para uma vertente relacionada a avaliação de aspectos ecológicos na recuperação, focando no uso de indicadores de restauração e o restabelecimento de funções ecossistêmicas (Barbosa *et al.*, 2023b). A conectividade entre esses grupos enfatiza uma abordagem interdisciplinar, visando a compreensão da temática e a relevância de estudos para subsidiar a tomada de decisão e mitigar os efeitos da degradação.

A predominância histórica e consistente dos indicadores funcionais desde os primeiros períodos (atingindo 100% em duas janelas temporais) reforça sua importância central na avaliação da recuperação de processos ecossistêmicos-chave, como ciclagem de nutrientes e regulação hidrológica (Gatica-Saavedra *et al.*, 2023; Gatica-Saavedra, Echeverría *et al.*, 2017b). A partir de 2016, ocorreu uma convergência para o uso integrado de indicadores de composição, estrutura e função, indicando a transição para um paradigma de monitoramento multidimensional (Almeida *et al.*, 2021). Assim, no período mais recente (2022–2024), essa visão integrada se consolida como prática dominante, representando um avanço importante na literatura ao permitir avaliações mais holísticas e diagnósticos mais precisos do sucesso da restauração (Williams-Linera *et al.*, 2021).

O alto percentual de estudos que integram múltiplos tipos de indicadores, especialmente referente aos três indicadores: Composição + Estrutura + Funcionais, demonstra que o monitoramento da restauração ripária evoluiu para além de métricas isoladas. Esta tendência representa o reconhecimento de que ecossistemas complexos e degradados não podem ser avaliados adequadamente por um único parâmetro (Williams *et al.*, 2025).

A predominância dos indicadores funcionais nas análises, seja isolado ou combinado, indicou que a pesquisa prioriza a medição da recuperação de processos ecossistêmicos, como ciclagem de nutrientes e retenção de sedimentos, os quais são fundamentais para o funcionamento ripário e que são frequentemente comprometidos pela mineração (Martins *et al.*, 2020; Londe *et al.*, 2017). A adoção da abordagem tridimensional (C+E+F) representa o padrão mais completo de avaliação, permitindo correlacionar o restabelecimento da biodiversidade (composição) com a reconstrução do habitat (estrutura) e o retorno das funções ecossistêmicas (Bega *et al.*, 2024; Fonseca *et al.*, 2017; Massi, Chaves *et al.*, 2022; Rosenfield *et al.*, 2019), uma vez que a integração é determinante para identificar falhas no processo de restauração, como quando a vegetação se estabelece estruturalmente sem que as funções hidrológicas correspondentes sejam recuperadas (Kollmann *et al.*, 2016).

4.3 Métodos de restauração, indicadores ecológicos e tipos de minerais avaliados

A predominância do plantio de mudas indica a necessidade de estabilização do solo e revegetação em áreas com elevado grau de degradação física e química após a atividade mineradora. Esse padrão também pode estar relacionado ao atendimento de condicionantes ambientais estabelecidas em processos de licenciamento, bem como a demandas gerenciais e sociais por ações imediatas de recomposição da vegetação. No entanto, o aspecto mais relevante desta análise refere-se ao perfil de indicadores associado a cada método, o qual evidencia as prioridades de monitoramento adotadas no contexto da restauração de áreas mineradas.

A alta prevalência de indicadores funcionais, particularmente em estudos de semeadura direta (88,9%) e plantio (77,8%), demonstrou que a literatura científica priorizou a avaliação da recuperação de processos ecossistêmicos primordiais em áreas ripárias impactadas (Martins *et al.*, 2020; Suganuma; Durigan, 2015). Em ambientes minerados, indicadores como atividade microbiana do solo, ciclagem de nutrientes, taxa de decomposição e qualidade da água são fundamentais, pois indicam se o ecossistema está recuperando sua capacidade de autorregulação e fornecimento de serviços ambientais, indo além do simples estabelecimento vegetal (Bega *et al.*, 2024; Oliveira Silva *et al.*, 2018; Yan *et al.*, 2021).

A forte associação entre regeneração natural e indicadores composicionais (81,8%) pode indicar que, nessa abordagem, o foco está em mensurar a recaptura da biodiversidade nativa, uma vez que é um parâmetro sensível em áreas onde a dispersão de espécies pode estar comprometida pela fragmentação ou poluição residual (Fonseca *et al.*, 2017; Massi, Chaves *et al.*, 2022). Além disso, a ênfase em indicadores estruturais no plantio de mudas (68,9%) está alinhada à necessidade de verificar a formação de um estrato vegetal estruturado que cumpra funções de proteção de margens, sombreamento do curso d'água e criação de microhabitats (Londe *et al.*, 2017; Suganuma *et al.*, 2015). Sendo assim, o fato de os artigos com plantio de mudas apresentarem a avaliação mais integrada, com boa representação das três categorias de indicadores, indica que esta intervenção, por ser mais cara e controlada, frequentemente demanda um protocolo de monitoramento mais abrangente para justificar seu custo e verificar seu sucesso ecológico integral.

A predominância do carvão mineral entre os estudos não metálicos demonstrou tanto sua relevância econômica global quanto os impactos extensivos da mineração carbonífera sobre corredores ripários, frequentemente associados a alterações hidrológicas e acidificação

(Masood *et al.*, 2020). A significativa atenção ao ouro alinha-se com os graves impactos ambientais da mineração aurífera, particularmente em ecossistemas ripários tropicais, onde o uso de mercúrio e a destruição de margens exigem estratégias específicas de recuperação (Gerson *et al.*, 2022; Goix *et al.*, 2019). Em contrapartida, recursos como cobre e fosfato recebem menos atenção, o que pode indicar lacunas de pesquisa ou um foco regional (Siqueira-Gay, Sonter e Sánchez, 2020b). Essa distribuição desigual indica que os esforços científicos priorizam os minerais de impacto mais visível, potencialmente negligenciando outros igualmente importantes e limitando o desenvolvimento de protocolos de restauração universalmente aplicáveis na restauração de florestas ripárias (Xu *et al.*, 2023).

Os resultados indicaram que as estratégias de monitoramento na recuperação de florestas ripárias são influenciadas pela natureza do minério extraído. Em áreas com minérios metálicos, onde a contaminação química representa risco persistente à revegetação e à função ecossistêmica, os projetos tendem a adotar monitoramento mais abrangente (Haghighizadeh *et al.*, 2024; Lovynska *et al.*, 2024). A elevada frequência de abordagens integradas para ouro (71,4% C+E+F) representa a necessidade de avaliar simultaneamente: (1) composição das espécies revegetadas devido à tolerância a metais, (2) estrutura da floresta em desenvolvimento visando a estratificação e cobertura e, (3) funções ecológicas em virtude da ciclagem de nutrientes e qualidade da água, especialmente considerando que a exploração de ouro ocorre frequentemente em depósitos aluvionares associados a sistemas fluviais e zonas ripárias (Gastauer *et al.*, 2018; Hassan *et al.*, 2024; Mateen *et al.*, 2022; Mathioudakis *et al.*, 2023). Esta utilização desses três indicadores é primordial, pois a revegetação sozinha não garante a recuperação funcional de florestas ripárias impactadas por rejeitos tóxicos (Rondina Gomes *et al.*, 2024).

Para minérios não metálicos, os impactos são predominantemente físicos (alteração de relevo, compactação, assoreamento), indicando a maior focalização em indicadores estruturais e funcionais específicos (Hancock *et al.*, 2020b; Worlanyo *et al.*, 2021c). A ausência de monitoramento integrado utilizando os indicadores C+E+F em projetos com cascalho e fosfato (0% C+E+F) demonstra que as intervenções podem estar priorizando a estabilização geomorfológica e controle de erosão, com menor atenção à recomposição da biodiversidade ripária (Martins *et al.*, 2020; Harries *et al.*, 2024b). Esta lacuna é preocupante, pois florestas ripárias exigem recuperação não apenas estrutural, mas também funcional para restabelecer

serviços ecossistêmicos como filtragem de sedimentos, regulação hídrica e conectividade biológica (Davis *et al.*, 2025; Ogasawara *et al.*, 2025).

A disparidade entre classes de minérios (36,0% vs 24,5% de abordagens integradas) aponta para necessidade de diretrizes específicas (McKenna *et al.*, 2020). Em áreas metálicas, protocolos devem enfatizar a integração entre fitorremediação, sucessão ecológica e monitoramento de funções (Hassan *et al.*, 2024; Peñalver-Alcalá *et al.*, 2021). Em áreas não metálicas, embora a prioridade inicial seja frequentemente a estabilização física, a inclusão de indicadores de composição vegetal seria benéfica para garantir a recuperação de florestas ripárias ecologicamente funcionais a longo prazo (Yu *et al.*, 2023).

Os resultados indicam a consolidação de uma abordagem multidimensional no monitoramento da restauração de florestas ripárias impactadas pela mineração, com crescente integração dos indicadores de composição, estrutura e função. A seleção de indicadores variou conforme o método de restauração e o tipo de minério, evidenciando um monitoramento mais abrangente em contextos de mineração metálica e maior ênfase estrutural e funcional em ambientes não metálicos. A tendência temporal de integração e a associação entre intervenção, mineral e conjunto de indicadores reforçam a necessidade de protocolos integrados para avaliações comparáveis do sucesso da restauração, embora a interpretação dos achados deva considerar a concentração temática e geográfica da literatura e a heterogeneidade metodológica entre os estudos analisados.

5. Conclusão

Entre 1990 e 2024 foram identificados 141 artigos sobre restauração de florestas ripárias impactadas pela mineração, com crescimento expressivo das publicações a partir de 2020, representando a intensificação das agendas globais de restauração ecológica. A produção científica concentrou-se em países com forte atividade mineral, como China, Estados Unidos, Brasil e Austrália, evidenciando a relevância dos impactos da mineração sobre ambientes ripários e a resposta científica associada. Ao longo do período analisado, observou-se uma evolução metodológica na avaliação da restauração, marcada pela transição de abordagens centradas em indicadores isolados para avaliações mais integradas que combinam Composição, Estrutura e Função, presentes em 36,9% dos estudos mais recentes. A escolha dos indicadores mostrou-se associada ao tipo de minério e ao método de restauração empregado, com predominância do plantio de mudas, seguido pela regeneração natural. De modo geral, os

estudos indicaram avanço na integração de dimensões ecológicas e na diversificação das abordagens de monitoramento, embora persistam variações metodológicas e concentração temática que influenciam a comparabilidade entre investigações sobre recuperação de ecossistemas ripários pós-mineração. Assim, estudos futuros devem avançar no desenvolvimento de indicadores sensíveis a impactos ripários, na avaliação de longo prazo da recuperação funcional e na padronização de métodos que considerem a singularidade desses ecossistemas, sobretudo, aos distintos tipos de impacto mineral.

6. Referências

- AHIRWAL, J.; PANDEY, V. C. Restoration of mine degraded land for sustainable environmental development. **Restoration Ecology**, v. 29, n. 4, p. e13268, 1 maio 2021.
- ALBERT, J. S. *et al.* Human impacts outpace natural processes in the Amazon. **Science**, v. 379, n. 6630, 27 jan. 2023.
- ALMEIDA, D. R. A. DE *et al.* Monitoring restored tropical forest diversity and structure through UAV-borne hyperspectral and lidar fusion. **Remote Sensing of Environment**, v. 264, p. 112582, 1 out. 2021.
- ARIA, M.; CUCCURULLO, C. **bibliometrix: Comprehensive Science Mapping Analysis**, 8 maio 2016.
- BARBOSA, R. DE S.; MATOS RODRIGUES, J. I. DE; OLIVEIRA, V. P. DE; MARTINS, W. B. R.; COELHO, C. A. C.; CARMO, W. F. S. DO; SANTOS, N. J. R. DOS; SOUSA, W. V. DE; SÃO PAULO AGUIAR, E. A. L. DE. Restoration of riparian ecosystems posterior to tin mining in the Central Amazon: Restoration indicators and selection of suitable species for planting. **Ecological Engineering**, v. 193, p. 107007, 1 ago. 2023.
- BECKER, R. A.; WILKS, A. R.; BROWNRIGG, R.; MINKA, T. P.; DECKMYN, A. **maps: Draw Geographical Maps**, 7 out. 2003.
- BECOCHE MOSQUERA, J. M.; MACÍAS PINTO, D. J. Global Perspectives on Riparian Ecosystem Restoration: A Systematic Literature Review. **World**, v. 6, n. 4, p. 164, 12 dez. 2025.
- BEGA, J. M. M.; SALTARELLI, W. A.; GÜCKER, B.; BOËCHAT, I. G.; FINKLER, N. R.; CUNHA, D. G. F. Effects of riparian vegetation restoration and environmental context on ecosystem functioning in tropical streams of southeastern Brazil. **Science of The Total Environment**, v. 948, p. 174906, 20 out. 2024.
- BERENGUER, E. *et al.* Drivers and ecological impacts of deforestation and forest degradation in the Amazon. **Acta Amazonica**, v. 54, n. spe1, p. e54es22342, 2024.

BONN CHALLENGE/IUCN. **Bonchallenge**. Disponível em: <<https://www.bonnchallenge.org/about>>. Acesso em: 24 nov. 2025.

BRUNO ROCHA MARTINS, W.; DOUGLAS ROQUE LIMA, M.; OLIVEIRA BARROS JUNIOR, U. DE; SOUSA VILLAS-BOAS AMORIM, L.; ASSIS OLIVEIRA, F. DE; SCHWARTZ, G. Ecological methods and indicators for recovering and monitoring ecosystems after mining: A global literature review. **Ecological Engineering**, v. 145, p. 105707, 15 fev. 2020.

CAIRNS, J. Is Restoration Ecology Practical? **Restoration Ecology**, v. 1, n. 1, p. 3–7, 1 mar. 1993.

CASTRO, F. DE, FERNANDO; PEITER, C.; GÓES, S. **MINERAIS ESTRATÉGICOS E CRÍTICOS: UMA VISÃO INTERNACIONAL E DA POLÍTICA MINERAL BRASILEIRA**. Disponível em: <https://portalantigo.ipea.gov.br/portal/images/stories/PDFs/TDs/220526_217116_td_2768_web.pdf>. Acesso em: 6 fev. 2026.

CASTRO, F. F. DE; PEITER, C. C.; GÓES, G. S. MINERAIS ESTRATÉGICOS E AS RELAÇÕES ENTRE BRASIL E CHINA: OPORTUNIDADES DE COOPERAÇÃO PARA O DESENVOLVIMENTO DA INDÚSTRIA MINERAL BRASILEIRA. **Revista Tempo do Mundo**, v. 24, n. 24, p. 349–378, 12 ago. 2020.

CHEN, H. **VennDiagram: Generate High-Resolution Venn and Euler Plots**, 1 mar. 2011. CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. **Convention on Biological Diversity text and annexes**. Disponível em: <<https://www.cbd.int/doc/legal/cbd-en.pdf>>. Acesso em: 12 fev. 2026.

DAVIS, S.; GRAINGER, M.; PFEIFER, M.; PATTISON, Z.; STEPHENS, P.; SANDERSON, R. Restoring riparian habitats for benefits to biodiversity and human livelihoods: a systematic map protocol for riparian restoration approaches in the tropics. **Environmental Evidence** 2025 **14:1**, v. 14, n. 1, p. 2-, 30 jan. 2025.

DEHKORDI, M. M.; POURNUROZ NODEH, Z.; SOLEIMANI DEHKORDI, K.; SALMANVANDI, H.; RASOULI KHORJESTAN, R.; GHAFARZADEH, M. **Soil, air, and water pollution from mining and industrial activities: Sources of pollution, environmental impacts, and prevention and control methods** *Results in Engineering* Elsevier B.V., 1 set. 2024.

DONTHU, N.; KUMAR, S.; MUKHERJEE, D.; PANDEY, N.; LIM, W. M. How to conduct a bibliometric analysis: An overview and guidelines. **Journal of Business Research**, v. 133, p. 285–296, 1 set. 2021.

ESPEJO, J. C.; MESSINGER, M.; ROMÁN-DAÑOBEYTIA, F.; ASCORRA, C.; FERNANDEZ, L. E.; SILMAN, M. Deforestation and Forest Degradation Due to Gold Mining in the Peruvian Amazon: A 34-Year Perspective. **Remote Sensing** 2018, **Vol. 10, Page 1903**, v. 10, n. 12, p. 1903, 29 nov. 2018.

EVANS, P. M.; NEWTON, A. C.; CANTARELLO, E.; SANDERSON, N.; JONES, D. L.; BARSOUM, N.; COTTRELL, J. E.; A'HARA, S. W.; FULLER, L. Testing the relative sensitivity of 102 ecological variables as indicators of woodland condition in the New Forest, UK. **Ecological Indicators**, v. 107, p. 105575, 1 dez. 2019.

FAO. **The State of the World's Forests (SOFO)The State of the World's Forests 2022**. Rome, Italy : FAO, 1 maio 2022. Disponível em: <<https://openknowledge.fao.org/handle/20.500.14283/cb9360en>>. Acesso em: 24 nov. 2025.

FAO AND UNEP. **The State of the World's Forests (SOFO)The State of the World's Forests 2020**. Rome, Italy: FAO and UNEP, 25 nov. 2020. . Acesso em: 24 nov. 2025.

FERNANDES, A. A.; ADAMS, C.; ARAUJO, L. G. DE; ROMANELLI, J. P.; SANTOS, J. P. B.; RODRIGUES, R. R. Forest Landscape Restoration and Local Stakeholders: A Global Bibliometric Mapping Analysis. **Sustainability (Switzerland)**, v. 14, n. 23, p. 16165, 1 dez. 2022.

FONSECA, D. A.; BACKES, A. R.; ROSENFELD, M. F.; OVERBECK, G. E.; MÜLLER, S. C. Avaliação da regeneração natural em área de restauração ecológica e mata ciliar de referência. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 2, p. 521–534, 29 jun. 2017.

GASTAUER, M.; SILVA, J. R.; CALDEIRA JUNIOR, C. F.; RAMOS, S. J.; SOUZA FILHO, P. W. M.; FURTINI NETO, A. E.; SIQUEIRA, J. O. Mine land rehabilitation: Modern ecological approaches for more sustainable mining. **Journal of Cleaner Production**, v. 172, p. 1409–1422, 20 jan. 2018.

GATICA-SAAVEDRA, P.; ABURTO, F.; ROJAS, P.; ECHEVERRÍA, C. Soil health indicators for monitoring forest ecological restoration: a critical review. **Restoration Ecology**, v. 31, n. 5, p. e13836, 1 jul. 2023.

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, 1 nov. 2017a.

GERSON, J. R. *et al.* Amazon forests capture high levels of atmospheric mercury pollution from artisanal gold mining. **Nature Communications 2022 13:1**, v. 13, n. 1, p. 559-, 28 jan. 2022.

GOIX, S.; MAURICE, L.; LAFFONT, L.; RINALDO, R.; LAGANE, C.; CHMELEFF, J.; MENGES, J.; HEIMBÜRGER, L. E.; MAURY-BRACHET, R.; SONKE, J. E. Quantifying the impacts of artisanal gold mining on a tropical river system using mercury isotopes. **Chemosphere**, v. 219, p. 684–694, 1 mar. 2019.

GUAN, Y.; KANG, R.; LIU, J. Evolution of the field of ecological restoration over the last three decades: a bibliometric analysis. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 3, p. 647–660, 1 maio 2019.

GUIMARAES, A. F.; SOUZA, C. R. DE; ROSA, C.; PAULO DOS SANTOS, J.; TEIXEIRA, L. A. F.; ZANZINI, L. P.; SANTIAGO, W. T. V.; ZANZINI, A. C. DA S. Small-scale environmental variations drive vegetation structure and diversity in Amazon riverine forests. **Flora: Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 283, 1 out. 2021.

HAGHIGHIZADEH, A. *et al.* Comprehensive analysis of heavy metal soil contamination in mining Environments: Impacts, monitoring Techniques, and remediation strategies. **Arabian Journal of Chemistry**, v. 17, n. 6, p. 105777, 1 jun. 2024.

HANCOCK, G. R.; DUQUE, J. F. M.; WILLGOOSE, G. R. Mining rehabilitation – Using geomorphology to engineer ecologically sustainable landscapes for highly disturbed lands. **Ecological Engineering**, v. 155, p. 105836, 1 ago. 2020a.

HARRIES, K. L.; WOINARSKI, J.; RUMPFF, L.; GARDENER, M.; ERSKINE, P. D. Characteristics and gaps in the assessment of progress in mine restoration: insights from five decades of published literature relating to native ecosystem restoration after mining. **Restoration Ecology**, v. 32, n. 1, p. e14016, 1 jan. 2024a.

HASSAN, S.; BHADWAL, S. S.; KHAN, M.; SABREENA; NISSA, K. U.; SHAH, R. A.; BHAT, H. M.; BHAT, S. A.; LONE, I. M.; GANAI, B. A. Revitalizing contaminated lands: A state-of-the-art review on the remediation of mine-tailings using phytoremediation and genomic approaches. **Chemosphere**, v. 356, p. 141889, 1 maio 2024.

HOBBS, R. J.; NORTON, D. A. Towards a conceptual framework for restoration ecology. **Restoration Ecology**, v. 4, n. 2, p. 93–110, 1 jun. 1996.

KARAKAYA, E.; NUUR, C. Social sciences and the mining sector: Some insights into recent research trends. **Resources Policy**, v. 58, n. 6, p. 257–267, 1 out. 2018.

KOLLMANN, J. *et al.* Integrating ecosystem functions into restoration ecology—recent advances and future directions. **Restoration Ecology**, v. 24, n. 6, p. 722–730, 1 nov. 2016.

LINNENLUECKE, M. K.; MARRONE, M.; SINGH, A. K. Conducting systematic literature reviews and bibliometric analyses. **Australian Journal of Management**, v. 45, n. 2, p. 175–194, 1 maio 2020.

LITVINENKO, V. S. Digital Economy as a Factor in the Technological Development of the Mineral Sector. **Natural Resources Research** 2019 29:3, v. 29, n. 3, p. 1521–1541, 23 out. 2019.

LONDE, V.; SOUSA, H. C. DE; KOZOVITS, A. R. Key plant indicators for monitoring areas undergoing restoration: A case study at the Das Velhas River, southeast Brazil. **Ecological Engineering**, v. 103, p. 191–197, 1 jun. 2017.

LOVYNSKA, V.; BAYAT, B.; BOL, R.; MORADI, S.; RAHMATI, M.; RAJ, R.; SYTNYK, S.; WICHE, O.; WU, B.; MONTZKA, C. Monitoring Heavy Metals and Metalloids in Soils and Vegetation by Remote Sensing: A Review. **Remote Sensing** 2024, Vol. 16, Page 3221, v. 16, n. 17, p. 3221, 30 ago. 2024.

MACHADO, I. F.; FIGUEIRÔA, S. Mining history of Brazil: a summary. **Mineral Economics** 2021 35:2, v. 35, n. 2, p. 253–265, 27 jan. 2022.

MARACAHIPES-SANTOS, L.; SILVÉRIO, D. V.; MACEDO, M. N.; MARACAHIPES, L.; JANKOWSKI, K. J.; PAOLUCCI, L. N.; NEILL, C.; BRANDO, P. M. Agricultural land-use change alters the structure and diversity of Amazon riparian forests. **Biological Conservation**, v. 252, 1 dez. 2020.

MARTINS, W. B. R.; RODRIGUES, J. I. DE M.; OLIVEIRA, V. P. DE; RIBEIRO, S. S.; BARROS, W. DOS S.; SCHWARTZ, G. Mining in the Amazon: Importance, impacts, and challenges to restore degraded ecosystems. Are we on the right way? **Ecological Engineering**, v. 174, p. 106468, 1 jan. 2022.

MASOOD, N.; HUDSON-EDWARDS, K.; FAROOQI, A.; MASOOD, N.; HUDSON-EDWARDS, K.; FAROOQI, A. True cost of coal: coal mining industry and its associated environmental impacts on water resource development. **Journal of Sustainable Mining**, v. 19, n. 3, p. 1, 14 out. 2020.

MASSI, K. G.; CHAVES, R. B.; TAMBOSI, L. R. Simple indicators are good proxies for ecological complexity when assessing Atlantic Forest restoration success. **Restoration Ecology**, v. 30, n. 3, p. e13520, 1 mar. 2022.

MATEEN, A.; WAHID, A.; JANJUHAH, H. T.; MUGHAL, M. S.; ALI, S. H.; SIDDIQUI, N. A.; SHAFIQUE, M. A.; KOUMOUTSAKOU, O.; KONTAKIOTIS, G. Petrographic and Geochemical Analysis of Indus Sediments: Implications for Placer Gold Deposits, Peshawar Basin, NW Himalaya, Pakistan. **Minerals** 2022, Vol. 12, Page 1059, v. 12, n. 8, p. 1059, 22 ago. 2022.

MATHIOUDAKIS, S.; XIROUDAKIS, G.; PETRAKIS, E.; MANOUTSOGLOU, E. Alluvial Gold Mining Technologies from Ancient Times to the Present. **Mining** 2023, Vol. 3, Pages 618–644, v. 3, n. 4, p. 618–644, 20 out. 2023.

MCKENNA, P. B.; LECHNER, A. M.; PHINN, S.; ERSKINE, P. D. Remote Sensing of Mine Site Rehabilitation for Ecological Outcomes: A Global Systematic Review. **Remote Sensing** 2020, Vol. 12, Page 3535, v. 12, n. 21, p. 3535, 28 out. 2020.

OGASAWARA, M. E. K.; FILOSO, S.; TANIWAKI, R. H.; FERRAZ, S. F. B. Influence of restored riparian forest structure and age on channel morphology and health of neotropical streams. **Journal of Environmental Management**, v. 389, p. 126095, 1 ago. 2025.

OLDÉN, A.; PEURA, M.; SAINÉ, S.; KOTIAHO, J. S.; HALME, P. The effect of buffer strip width and selective logging on riparian forest microclimate. **Forest Ecology and Management**, v. 453, p. 117623, 1 dez. 2019.

OLIVEIRA SILVA, A.; COSTA, A. M. DA; SANTOS TEIXEIRA, A. F. DOS; AZARIAS GUIMARÃES, A.; VALENTIM DOS SANTOS, J.; SOUZA MOREIRA, F. M. DE. Soil

microbiological attributes indicate recovery of an iron mining area and of the biological quality of adjacent phytophysionomies. **Ecological Indicators**, v. 93, p. 142–151, 1 out. 2018.

OSOVIĆ, M. C.; BUGALHO, M. N.; THOM, D.; BORGES, J. G. Stand Structural Characteristics Are the Most Practical Biodiversity Indicators for Forest Management Planning in Europe. **Forests** **2020**, Vol. 11, Page 343, v. 11, n. 3, p. 343, 19 mar. 2020.

PEÑALVER-ALCALÁ, A.; ÁLVAREZ-ROGEL, J.; PEIXOTO, S.; SILVA, I.; SILVA, A. R. R.; GONZÁLEZ-ALCARAZ, M. N. The relationships between functional and physicochemical soil parameters in metal(loid) mine tailings from Mediterranean semiarid areas support the value of spontaneous vegetation colonization for phytomanagement. **Ecological Engineering**, v. 168, n. 1, p. 106293, 1 out. 2021.

ROMANELLI, J. P.; FUJIMOTO, J. T.; FERREIRA, M. D.; MILANEZ, D. H. Assessing ecological restoration as a research topic using bibliometric indicators. **Ecological Engineering**, v. 120, p. 311–320, 1 set. 2018.

RONDINA GOMES, A.; ANTÃO, A.; SANTOS, C. H.; RIGOBELLO, E. C.; SCOTTI, M. R. Assessing the reclamation of a contaminated site affected by the Fundão dam tailings through phytoremediation and bioremediation. **International Journal of Phytoremediation**, v. 26, n. 8, p. 1305–1320, 2024.

ROSENFELD, M. F.; MÜLLER, S. C. Assessing ecosystem functioning in forests undergoing restoration. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 1, p. 158–167, 1 jan. 2019.

RUIZ-JAÉN, M. C.; AIDE, T. M. Vegetation structure, species diversity, and ecosystem processes as measures of restoration success. **Forest Ecology and Management**, v. 218, n. 1–3, p. 159–173, 24 out. 2005.

SHAO, Y.; XU, Q.; WEI, X.; SHAO, Y.; XU, Q.; WEI, X. Progress of Mine Land Reclamation and Ecological Restoration Research Based on Bibliometric Analysis. **Sustainability** **2023**, Vol. 15, Page 10458, v. 15, n. 13, p. 10458, 3 jul. 2023a.

SHI, J.; LIU, Y.; SADOWSKI, B. M.; ALEMZERO, D.; DOU, S.; SUN, H.; NASEEM, S. The role of economic growth and governance on mineral rents in main critical minerals countries. **Resources Policy**, v. 83, p. 103718, 1 jun. 2023.

SIQUEIRA-GAY, J.; SONTER, L. J.; SÁNCHEZ, L. E. Exploring potential impacts of mining on forest loss and fragmentation within a biodiverse region of Brazil's northeastern Amazon. **Resources Policy**, v. 67, p. 101662, 1 ago. 2020.

SOCIETY FOR ECOLOGICAL RESTORATION. **The SER International Primer on Ecological Restoration**. Disponível em: <https://www.ctahr.hawaii.edu/littonc/PDFs/682_SERPrimer.pdf>. Acesso em: 12 fev. 2026.

SUGANUMA, M. S.; DURIGAN, G. Indicators of restoration success in riparian tropical forests using multiple reference ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 23, n. 3, p. 238–251, 1 maio 2015.

TRUCHY, A.; SPONSELLER, R. A.; ECKE, F.; ANGELER, D. G.; KAHLERT, M.; BUNDSCHUH, M.; JOHNSON, R. K.; MCKIE, B. G. Responses of multiple structural and functional indicators along three contrasting disturbance gradients. **Ecological Indicators**, v. 135, p. 108514, 1 fev. 2022.

WANG, Z.; LUO, K.; ZHAO, Y.; LECHNER, A. M.; WU, J.; ZHU, Q.; SHA, W.; WANG, Y. Modelling regional ecological security pattern and restoration priorities after long-term intensive open-pit coal mining. **Science of The Total Environment**, v. 835, p. 155491, 20 ago. 2022.

WEI, X.; SONG, W.; SHAO, Y.; CAI, X. Progress of Ecological Restoration Research Based on Bibliometric Analysis. **International Journal of Environmental Research and Public Health** 2023, Vol. 20, Page 520, v. 20, n. 1, p. 520, 28 dez. 2022.

WICKHAM, H.; CHANG, W.; HENRY, L.; PEDERSEN, T. L.; TAKAHASHI, K.; WILKE, C.; WOO, K.; YUTANI, H.; DUNNINGTON, D.; BRAND, T. VAN DEN. **ggplot2: Create Elegant Data Visualisations Using the Grammar of Graphics**, 1 jun. 2007.

WILLIAMS, J.; LAMBERT, A. M.; STELLA, J. C. Long-term effectiveness monitoring of spatially patterned restoration methods in a riparian forest. **Restoration Ecology**, v. 33, n. 7, p. e70134, 1 set. 2025.

WILLIAMS-LINERA, G.; BONILLA-MOHENO, M.; LÓPEZ-BARRERA, F.; TOLOME, J. Litterfall, vegetation structure and tree composition as indicators of functional recovery in passive and active tropical cloud forest restoration. **Forest Ecology and Management**, v. 493, p. 119260, 1 ago. 2021.

WORLANYO, A. S.; JIANGFENG, L. Evaluating the environmental and economic impact of mining for post-mined land restoration and land-use: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 279, p. 111623, 1 fev. 2021a.

WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT (WCED). **Our Common Future**. Disponível em: <<https://www.brundtland.co.za/wp-content/uploads/2022/08/Brundtland-Report-1987-Our-Common-Future.pdf>>. Acesso em: 12 fev. 2026.

XU, H. *et al.* A systematic review and comprehensive analysis on ecological restoration of mining areas in the arid region of China: Challenge, capability and reconsideration. **Ecological Indicators**, v. 154, n. 11, p. 110630, 1 out. 2023.

YAN, M.; LI, T.; LI, X.; LIU, Y.; ZHANG, J. Microbial biomass and activity restrict soil function recovery of a post-mining land in eastern Loess Plateau. **CATENA**, v. 199, p. 105107, 1 abr. 2021.

YOUNG, R. E. *et al.* International principles and standards for the ecological restoration and recovery of mine sites. **Restoration Ecology**, v. 30, n. S2, p. e13771, 1 nov. 2022.

YU, H.; ZAHIDI, I.; CHOW, M. F. Vegetation as an ecological indicator in assessing environmental restoration in mining areas. **iScience**, v. 26, n. 9, 15 set. 2023.

Capítulo II

Dinâmica da restauração florestal em ecossistemas ripários pós-mineração de estanho na Amazônia Central

(Submetido à revista Ecological Engineering – JCR: 4,1; Qualis: A1)

Resumo

As florestas ripárias são ecótonos de alta produtividade e diversidade, entretanto são constantemente degradadas por atividades antrópicas como a mineração. Em áreas com solo descaracterizado e sem fontes de propágulos, a restauração ativa via plantio de mudas têm sido o método mais recomendado. Nesse contexto, o objetivo deste estudo foi avaliar a dinâmica da vegetação e diversidade ecológica de ecossistemas ripários em processo de restauração ativa pós-mineração de estanho na Amazônia Central. Foram avaliadas oito plantações de diferentes idades (2,5 a 10 anos) e uma floresta madura de referência. No total, foram alocadas 58 parcelas permanentes distribuídas de acordo com o tamanho total de cada área. O delineamento foi hierárquico: parcelas de 900 m² para monitorar as espécies plantadas e subparcelas de 150 m² para avaliar a regeneração natural. Os resultados demonstraram que a floresta de referência apresentou a maior diversidade segundo os números de Hill. Nas áreas em restauração, houve grande variação, sendo os ecossistemas de 8 anos os mais diversos. A análise de similaridade evidenciou a formação de dois grupos distintos na composição de espécies. As espécies pioneiras apresentaram os maiores índices de valor de importância, sendo predominantes principalmente no ecossistema mais jovem (RF_2.5H). A comunidade regenerante foi majoritariamente arbórea e arbustiva (46% cada). A espécie *Clitoria fairchildiana* obteve maiores incrementos em diâmetro e altura, evidenciando a eficácia da restauração ativa na recuperação ecológica desses ambientes degradados.

Palavras-chave: Restauração ecológica; plantio de mudas; monitoramento; indicadores ecológicos.

1. Introdução

A exploração e o processamento de minérios na Amazônia têm sido realizados desde meados do século XX (Siqueira-gay, Sonter e Sánchez, 2020), principalmente para uso no setor metalúrgico, fornecimento de fertilizantes e inovações tecnológicas (Morello *et al.*, 2018). Nos últimos anos a busca por recursos minerais aumentou consideravelmente, sendo fundamental para o progresso social e econômico, uma vez que contribui em áreas como transporte e equipamentos tecnológicos (Northey *et al.*, 2017). O estanho, por exemplo, mineral encontrado em aluviões ou depósitos aluviais localizados nas margens e encostas de cursos d'água (Barbosa *et al.*, 2023a), tem produção crescente devido à aplicabilidade na fabricação de dispositivos eletrônicos e ligas metálicas (Sahu *et al.*, 2023). No Brasil, foram produzidos cerca de 24,1 milhões de toneladas em 2021, onde os estados de Rondônia, Amazonas, Pará e Mato Grosso foram os de maior produção do minério (Agência Nacional de Mineração, 2022).

Apesar da relevância socioeconômica dada à contribuição para o produto interno bruto (PIB) e considerável geração de emprego (Instituto Brasileiro de Mineração (IBRAM), 2024), as atividades de mineração também estão associadas a alterações ambientais, iniciando com a supressão da vegetação, desmonte do solo, poluição da água e afugentamento da fauna silvestre (Sonter *et al.*, 2017b; Žibret *et al.*, 2018). No caso específico da mineração de estanho, tais intervenções tendem a afetar diretamente os ecossistemas ripários, tendo em vista a ocorrência natural do minério predominantemente nestes ambientes (Guan *et al.*, 2020; Sonter *et al.*, 2017; Barbosa *et al.*, 2023).

A perda de florestas ripárias, por sua vez, está relacionada a problemas para a preservação da biodiversidade e dos recursos hídricos, visto que estas atuam como ecótonos entre ambiente aquático e terrestre, fornecendo alimento, sombra, estabilidade para corpos d'água, além de contribuir para o sequestro de carbono (González-Sargas *et al.*, 2024; Guo *et al.*, 2024; Ring, 2018). Assim, a implantação e o monitoramento de técnicas de recuperação ambiental são essenciais para a qualidade e retomada dos serviços ambientais nestes locais.

A restauração de florestas ripárias utilizando espécies nativas contribui tanto no cumprimento das exigências legais quanto na promoção de benefícios socioeconômicos na Amazônia (Rolim, 2019). Além disso, também corrobora com a mitigação das mudanças climáticas, conservação da biodiversidade e preservação de serviços ecossistêmicos (Dybala *et al.*, 2019b; Mohan *et al.*, 2021b). No Brasil, essas áreas são protegidas pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei nº 12.651/2012), conhecida como Código Florestal, que estabelece

normas para a proteção da vegetação nativa e define as Áreas de Preservação Permanente (APPs), incluindo as faixas de vegetação ao longo de cursos d'água (Brasil, 2012). Sendo assim, essas vegetações podem ser licenciadas para exploração mineral desde que cumpram condicionantes legais, como a apresentação de Estudos de Impacto Ambiental e Planos de Recuperação de Áreas Degradadas, conforme determina o Decreto nº 97.632/1989, que regulamenta a Lei nº 6.938/81 (Brasil, 1989). Essas ações visam garantir que, após a exploração, a restauração seja realizada pela empresa responsável, promovendo a reabilitação ambiental e atendendo às exigências legais.

O plantio de mudas é um método amplamente utilizado para restauração de áreas degradadas, pois permite o rápido recobrimento do solo e ajuda a promover a regeneração natural das plantas (Barbosa *et al.*, 2021; Cruz, da *et al.*, 2021; Guerra *et al.*, 2020; Martins *et al.*, 2020). A eficácia da técnica é observada, por exemplo, na restauração de florestas ripárias degradadas pela mineração de estanho na Amazônia Central, onde o plantio de mudas de espécies nativas, como a *Parkia pendula* (Willd.) Benth. ex Walp. demonstrou resultados promissores (Barbosa *et al.*, 2023a). Além disso, este método possui a finalidade de aumentar a eficiência e favorecer a resistência dos ecossistemas restaurados (Martins *et al.*, 2020).

Portanto esta técnica contribui com a rápida proteção do solo (Butterfield e Munson, 2023), melhoria dos estoques de carbono (Celentano *et al.*, 2020; Griscom *et al.*, 2018) e o aumento da diversidade vegetal nas áreas impactadas pela mineração (Worlanyo *et al.*, 2021d), acarretando impactos positivos na qualidade das florestas ripárias. Pesquisas dessa natureza auxiliam na adoção de medidas mais eficientes no processo de restauração, sendo de caráter fundamental para a sustentabilidade da mineração de estanho na região. Assim, ao identificar espécies-chave e protocolos adequados, tais pesquisas fornecem uma base técnica para decisões que otimizam o uso de recursos e potencializam os resultados ecológicos da recuperação.

O monitoramento contínuo e periódico da revegetação pode contribuir na eficiência das práticas adotadas, seleção de espécies mais adaptadas às condições edafoclimáticas e orientar futuras intervenções em áreas de exploração mineral (Gastauer *et al.*, 2020; Massante *et al.*, 2023). A utilização de cronossequências, onde áreas em diferentes idades de restauração são comparadas temporalmente, viabiliza este monitoramento ao evidenciar trajetórias sucessionais e respostas diferenciadas das espécies em cada estágio edafoclimático. Além disso, a categorização funcional das espécies e o uso de indicadores ecológicos, em conjunto com a dinâmica de sucessão vegetal, potencializam o desempenho ambiental dos projetos de

restauração, uma vez que essas medidas podem garantir maior eficiência na recuperação de áreas degradadas de forma sustentável e adaptativa (Barbosa *et al.*, 2023a; Martins *et al.*, 2022b). Diante disso, o objetivo deste estudo foi avaliar a dinâmica da vegetação e diversidade ecológica de ecossistemas ripários em processo de restauração ativa pós-mineração de estanho no estado do Amazonas, Amazônia Central.

2. Material e Métodos

2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em ecossistemas em processo de restauração florestal pós-mineração de estanho localizadas no Complexo Polimetálico de Pitinga, município de Presidente Figueiredo, estado do Amazonas, sendo situado na coordenada geográfica 0°45'43"S, 60°10'41"W (Datum WGS84) (Figura 1). O Plano de Recuperação de Áreas Degradadas do Complexo Polimetálico de Pitinga abrange 1.239 hectares, dos quais 40% correspondem a ecossistemas de floresta ripária em processo de restauração, incluindo etapas de reconformação topográfica, deposição de topsoil e revegetação com espécies nativas.

A vegetação natural da região é classificada como Floresta Ombrófila Densa (IBGE, 2012) e o clima, segundo a classificação de Koppen é “Aw” (tropical chuvoso), considerado quente e úmido (Alvares *et al.*, 2013), com temperaturas médias mensais normalmente acima de 18 °C e umidade relativa média de 96%. Os solos das áreas estudadas apresentam características típicas de ambientes minerados na região amazônica, como alta compactação, baixa fertilidade, baixa disponibilidade de fósforo e reduzido teor de matéria orgânica (König *et al.*, 2023; Martins *et al.*, 2022b).

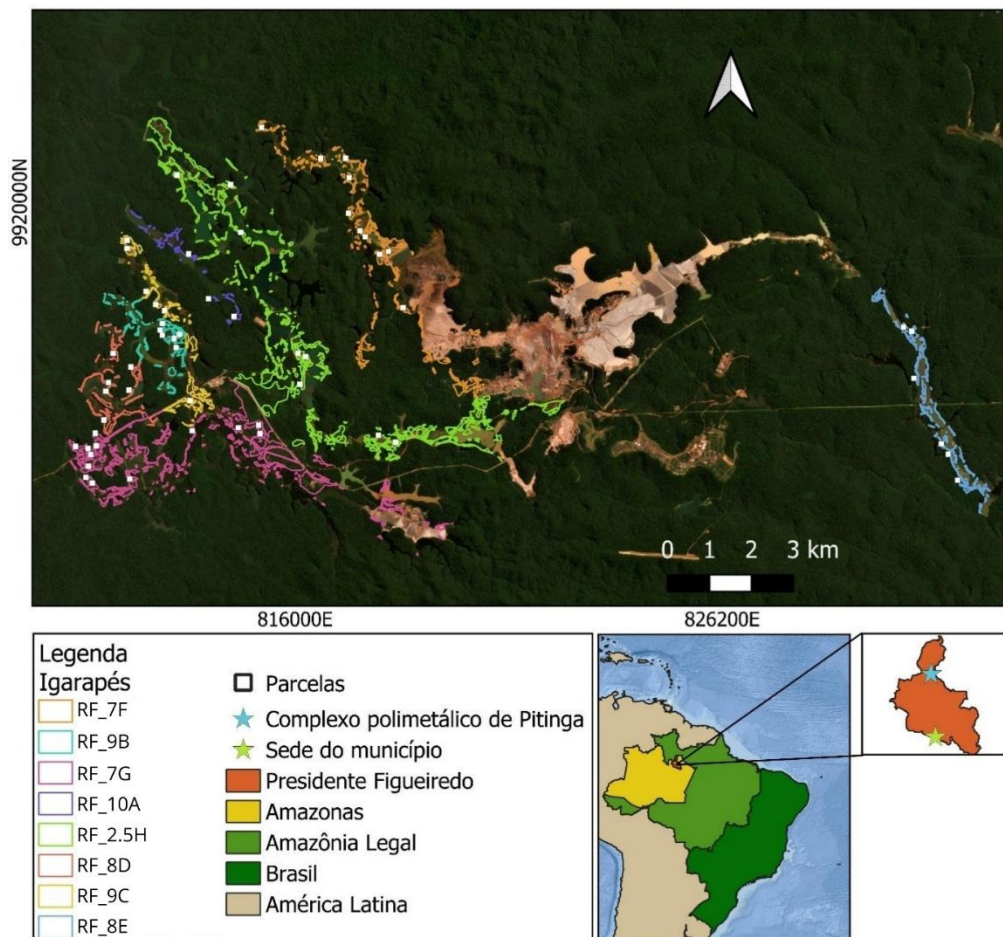


Figura 1. Florestas ripárias em processo de restauração no município de Presidente Figueiredo, Amazônia Central.

2.2 Procedimentos de plantio de mudas para a restauração florestal

A exploração da cassiterita no Complexo Polimetálico de Pitinga ocorreu a partir da década de 1980 mediante lavra por aluvião, método que resultou na deposição de rejeitos e alterações morfológicas nos igarapés locais, no entanto, em 2006 houve início a transição para a lavra em rocha primária (Rosado *et al.*, 2023). As áreas avaliadas neste estudo localizam-se em ecossistemas inseridos no entorno do complexo minerário, com histórico de alterações no ambiente associados a atividades de extração do minério. Na restauração dos ecossistemas degradados, foi utilizado o plantio de mudas de espécies nativas da Amazônia. As áreas passaram por reconfirmação topográfica e as mudas utilizadas foram produzidas em tubetes de 290 cm³, com plantio realizado em espaçamento de 3 x 3 m e adubação de 200 g de superfosfato simples [Ca(H₂PO₄)₂ + CaSO₄] no fundo da cova de plantio com dimensões de 40 x 40 x 40 Cm, e 400 g de N-P-K (12-12-18) nas laterais das mudas ou formato de meia lua. Todas as mudas foram produzidas com as sementes adquiridas da floresta natural remanescente

localizadas nas proximidades. As mudas, de 65 espécies (Tabela 1), foram plantadas entre os meses de dezembro e abril, período do ano com maiores índices pluviométricos da região.

Tabela 1. Lista de espécies nativas plantadas nas áreas em restauração no município de Presidente Figueiredo, Amazônia Central.

Nome Científico	Nome Popular	Família
<i>Alchornea discolor</i> Poepp.	Supiarana	Euphorbiaceae
<i>Alibertia edulis</i> (Rich.) A.Rich.	Apuruí	Rubiaceae
<i>Anacardium spruceanum</i> Benth. ex Engl.	Cajuí	Anacardiaceae
<i>Annona glabra</i> L.	Ata nativa	Annonaceae
<i>Apeiba echinata</i> Gaertn	Pente de macaco	Malvaceae
<i>Apeiba tibourbou</i> Aubl.	Escova de Macaco	Malvaceae
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J.F.Macbr.	Amarelão	Fabaceae
<i>Aspidosperma carapanauba</i> Pichon.	Carapanaúba	Apocynaceae
<i>Bauhinia forficata</i> Link	Mororó	Fabaceae
<i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Triana	Goiaba de anta	Melastomataceae
<i>Bertholletia excelsa</i> Bonpl.	Castanheira	Lecythidaceae
<i>Bixa orellana</i> L.	Urucum	Bixaceae
<i>Bocageopsis multiflora</i> (Mart.) R.E.Fr.	Envira	Annonaceae
<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	Murici	Malpighiaceae
<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	Andiroba	Meliaceae
<i>Casearia pitumba</i> Sleumer	Cabelo-de-cotia	Salicaceae
<i>Cecropia pachystachya</i> Trécul	Embaúba	Urticaceae
<i>Cedrela odorata</i> L.	Cedro vermelho	Meliaceae
<i>Clusia grandiflora</i> Splitg.	Apuí	Clusiaceae
<i>Couepia subcordata</i> Benth. ex Hook.f.	Marirana	Chrysobalanaceae
<i>Croton matourensis</i> Aubl.	Maravuvuia	Euphorbiaceae
<i>Dialium guianense</i> (Aubl.) Sandwith	Jutaí café	Fabaceae
<i>Diploporis triloba</i> Gleason	Sucupira preta	Fabaceae
<i>Enterolobium maximum</i> Ducke	Fava tamboril	Fabaceae
<i>Eschweilera collina</i> Eyma	Ripeiro Branco	Lecythidaceae
<i>Eschweilera coriacea</i> (DC.) S.A.Mori	Mata-matá	Lecythidaceae
<i>Euterpe oleracea</i> Mart.	Açaí Touceira	Arecaceae
<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	Açaí Solteiro	Arecaceae
<i>Genipa americana</i> L.	Jenipapo	Rubiaceae
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Mutambo	Malvaceae
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	Ipé Rosa	Bignoniaceae
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.Grose	Ipê Amarelo	Bignoniaceae
<i>Hevea brasiliensis</i> (Willd. ex A.Juss.) Müll.Arg.	Seringueira	Euphorbiaceae
<i>Hymenae courbaril</i> L.	Jatobá	Fabaceae
<i>Inga gracilifolia</i> Ducke	Ingá xixica	Fabaceae
<i>Inga velutina</i> Willd.	Ingá peluda	Fabaceae

<i>Inga edulis</i> Mart.	Ingá metro	Fabaceae
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	Para -Pará	Bignoniaceae
<i>Libidibia ferrea</i> (Mart. ex Tul.) L.P.Queiroz	Jucá	Fabaceae
<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.	Buriti	Arecaceae
<i>Myrcia bracteata</i> (Rich.) DC.	Murtão	Myrtaceae
<i>Myrciaria dubia</i> (Kunth) McVaugh	Camu Camu	Myrtaceae
<i>Ochroma pyramidale</i> (Cav. ex Lam.) Urb.	Pau de balsa	Malvaceae
<i>Oenocarpus bacaba</i> Mart.	Bacaba	Arecaceae
<i>Oenocarpus bataua</i> Mart.	Patoá	Arecaceae
<i>Pachira brevipes</i> (A.Robyns) W.S.Alverson	Mungubarana	Malvaceae
<i>Parkia multijuga</i> Benth.	Favão	Fabaceae
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walp.	Visgueiro	Fabaceae
<i>Platonia insignis</i> Mart.	Bacuri	Clusiaceae
<i>Protium apiculatum</i> Swart	Breu-andirobinha	Burseraceae
<i>Pseudobombax munguba</i> (Mart.) Dugand	Munguba	Malvaceae
<i>Robrichia schomburgkii</i> (Benth.) A.R.M.Luz & E.R.Souza	Fava de rosca	Fabaceae
<i>Sapindus saponaria</i> L.	Sabonete	Sapindaceae
<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	Fedegoso	Fabaceae
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H.S.Irwin & Barneby	Pau Cigarra	Fabaceae
<i>Senna silvestris</i> (Vell.) H.S.Irwin & Barneby	Senna	Fabaceae
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	Marupá	Simaroubaceae
<i>Spachea lactescens</i> (Ducke) R.F.Almeida & M.Pell	Chuva de ouro	Malpighiaceae
<i>Swietenia macrophylla</i> King	Mogno	Meliaceae
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Pau pombo	Anacardiaceae
<i>Trattinnickia burserifolia</i> Mart.	Breu Sucupira	Burseraceae
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Periquiteira	Cannabaceae
<i>Triplaris weigeltiana</i> (Rchb.) Kuntze	Tachi branco	Polygonaceae
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	Lacre	Hypericaceae
<i>Zygia latifolia</i> (L.) Fawc. & Rendle	Ingá de sapo	Fabaceae

2.3 Amostragem e monitoramento do plantio

Foram selecionados oito ecossistemas de florestas ripárias, que correspondem às áreas onde houve a mineração de estanho no período de julho de 2021 a julho de 2024. Os ecossistemas apresentam idade distintas, definidas a partir do ano em que o processo de recuperação ocorreu (Tabela 2). Em junho de 2021, parcelas permanentes foram alocadas de forma aleatória em cada ecossistema de floresta ripária, com a quantidade de parcelas (unidades amostrais) ajustada proporcionalmente ao tamanho total de cada área (Tabela 2), totalizando 58 unidades amostrais. O monitoramento empregou um delineamento hierárquico com dois níveis de amostragem: Nível 1 (Espécies Plantadas): Parcelas de 900 m² (30 m × 30 m), onde foram mensurados a altura total (Ht) e o diâmetro à altura do peito (DAP, a 1,30 m do solo) de todos

os indivíduos arbóreos plantados. Nível 2 (Regeneração Natural): Subparcelas de 150 m² (30 m × 5 m), instaladas no interior de cada parcela do nível 1, onde foram mensurados a altura total e o diâmetro à altura do peito de todos os indivíduos arbóreos e arbustivos de regeneração natural. Para análise integrada da comunidade, as abundâncias do nível 2 foram padronizadas para a área do nível 1 mediante fator 6 (900/150 m²). Somado a isso, quatro parcelas (30 m x 30 m) foram implantadas em uma floresta madura ripária sem intervenções, considerado o ecossistema referência neste estudo.

Tabela 2. Número de parcelas permanentes instaladas em cada ecossistema de floresta ripária degradado pela mineração de estanho e em processo de restauração na Amazônia Central. RF = riparian forest

Ecossistemas	Área total (ha)	Parcelas	Ano de plantio	Idade	Código
Área A	11,23	3	2014	10	RF_10A
Área B	33,54	6	2015	9	RF_9B
Área C	40,15	6	2015	9	RF_9C
Área D	32,76	6	2016	8	RF_8D
Área E	40,94	6	2016	8	RF_8E
Área F	72,91	10	2017	7	RF_7F
Área G	162,75	13	2017	7	RF_7G
Área H	98,76	8	2021 e 2022	≤ 2,5	RF_2.5H

O monitoramento da vegetação ocorreu semestralmente a partir de julho de 2021 até o 1º semestre de 2024, totalizando 7 medições, as quais foram realizadas no interior das parcelas. Na floresta referência todos os indivíduos com DAP ≥ 3,18 cm foram inventariados, valor adotado como limite mínimo de inclusão para caracterização da estrutura arbórea da comunidade. Em todas as avaliações e em todos os ecossistemas, os indivíduos foram identificados com auxílio de um parabolânico e demarcados com uma plaqueta de alumínio, contendo a numeração correspondente ao respectivo indivíduo, possibilitando o monitoramento individual em cada medição.

2.4 Variáveis avaliadas

Considerando que o esforço amostral variou de acordo com o tamanho da área de cada ecossistema, a diversidade florística foi avaliada por meio de números de Hill (Eq. 1), que calcula o número efetivo de espécies e depende da abundância relativa destas, em todos os ecossistemas. Neste caso, utilizou-se os parâmetros de diversidade (q) = 0, que não considera a

frequência das espécies e representa a riqueza observada de espécies ($q = 1$), que equivale à transformação do índice de Shannon-Wiener ($\exp(H')$) e atribui pesos às espécies com base na proporção das suas frequências e, ($q = 2$) equivale à transformação do índice de Gini-Simpson ($1/(1-D)$) e atribui peso às espécies mais comuns.

$$qD = \left(\sum_{i=1}^S p_i^q \right)^{1/(1-q)} \quad (Eq. 1)$$

Onde: q = parâmetro de ordem da diversidade; p_i = proporção entre os indivíduos de uma espécie e o número total dos indivíduos na comunidade.

O Índice de Valor de Importância (IVI_i) foi calculado pela média da soma de três parâmetros (Eq. 2): a) Dominância Relativa (RD_{oi}), que representa a taxa relativa de ocupação de uma espécie; b) Frequência Relativa (RF_i), que se refere ao percentual da relação entre a ocorrência da espécie nas unidades amostrais e o número total de unidades amostrais; e c) Densidade Relativa (RD_i), que indica o número de indivíduos por hectare de cada espécie em relação ao total, segundo Souza e Soares (2013).

$$IVI_i = \frac{RD_{oi} + RF_i + RD_i}{3} \quad (Eq. 2)$$

As cinco espécies com maior IVI foram avaliadas quanto aos incrementos médios (diâmetro à altura do peito e altura total) e à dinâmica florestal (taxas de ingresso e mortalidade). Em relação à dinâmica, considerou-se que ingresso é o aparecimento de uma nova espécie (Eq. 5), enquanto a mortalidade foi calculada segundo Sheil et al., (1995) (Eq. 6). Foi calculado o incremento médio anual em diâmetro (IMA_{DAP}) e em altura (IMA_{Ht}) para as 15 espécies com os maiores Índices de Valor de Importância (IVI) (Eqs. 3 e 4). O IMA foi obtido por meio da razão entre o valor final da variável (DAP ou altura) e a idade do plantio em anos.

$$MAI_{DAP} = \frac{DAP}{T} \quad (Eq. 3)$$

$$MAI_{Ht} = \frac{Ht}{T} \quad (Eq. 4)$$

$$R_{\%} = (1 - (1 - (I/N_{t2})^{(1/t)}) \times 100 \quad (Eq. 5)$$

$$M_{\%} = [1 - (N_2/N_1)^{1/T}] \times 100 \quad (Eq. 6)$$

Onde: IMA_{DAP} (Incremento Médio Anual do Diâmetro à Altura do Peito, em centímetros), IMA_{Ht} (Incremento Médio Anual da altura total, em metros), $M\%$ (Percentual de mortalidade) e $R\%$ (percentual de ingressos).

As espécies com maior IVI foram classificadas ainda quanto ao hábito de vida (arbóreas, arbustivas, palmeiras e lianas), síndrome de dispersão ecológica (hidrocórica, anemocórica, autocórica e zoocórica) e categorias de extinção (criticamente em perigo (CR), em perigo (EN), vulnerável (VU), quase ameaçada (NT) e menor preocupação (LC)), de acordo com o Centro Nacional da Conservação da Flora (CNCFLORA, 2024), lista do Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2022) e a International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (IUCN), 2024). Os atributos ecológicos (forma de vida e síndrome de dispersão) foram determinados por meio de uma extensa revisão bibliográfica. As buscas foram conduzidas usando o Google Scholar e bases de dados acadêmicas, empregando consultas em inglês e português. As palavras-chave incluíram o nome científico de cada espécie combinado com os termos 'forma de vida', 'síndrome de dispersão', e 'hábito de vida'. Priorizou-se artigos de periódicos revisados por pares, livros especializados e floras regionais.

2.5 Análise de dados

Com base em uma matriz de ausência (0) e presença (1) das espécies realizou-se uma análise de Heatmap com Cluster baseado no coeficiente de Jaccard para avaliar a similaridade florística entre os ecossistemas. Além disso, os dados de incremento (DAP e Ht) e dinâmica (ingresso e mortalidade) das espécies foram testados quanto à normalidade e esfericidade utilizando os testes de Shapiro-Wilk e Mauchly, respectivamente, ambos com nível de probabilidade de erro de 5%. Após atender aos pressupostos, utilizou-se uma análise de variância (ANOVA) de medidas repetidas no tempo para avaliar os incrementos de cada espécie ao longo das medições semestrais. As análises estatísticas e gráficos foram realizadas por meio do software R versão 4.4.1 (RStudio Team, 2024).

3. Resultados

No total, foram encontrados 15.507 indivíduos, distribuídos em 81 espécies nos diferentes ecossistemas (Tabela 3). Hypericaceae, Fabaceae e Melastomataceae foram as famílias botânicas predominantes, sendo a espécie *Miconia alata* (Aubl.) DC. com maior número de indivíduos (4.158 ind.ha⁻¹).

Tabela 3. Lista das espécies (número de indivíduos) encontradas nos igarapés em processo de restauração dos ecossistemas de florestas ripárias na Amazônia Central. (RF_10A = Floresta ripária com 10 anos; RF_9B = Floresta ripária com 9 anos; RF_9C = Floresta ripária com 9 anos; RF_8D = Floresta ripária com 8 anos; RF_8E = Floresta ripária com 8 anos; RF_7F = Floresta ripária com 7 anos, RF_7G = Floresta ripária com 7 anos; RF_2.5H = Floresta ripária com 2.5 anos de idade).

Espécies	Família	RF								Total
		10A	9B	9C	8D	8E	7F	7G	2.5H	
<i>Acacia mangium</i> Willd.	Fabaceae	0	0	0	0	1	1	0	0	2
<i>Adenanthera pavonina</i> L.	Fabaceae	12	0	126	78	66	318	24	18	642
<i>Alchornea discolor</i> Poepp.	Euphorbiaceae	0	5	1	23	0	29	3	0	61
<i>Anacardium parvifolium</i> Ducke	Anacardiaceae	0	0	0	264	18	0	0	66	348
<i>Andira micrantha</i> Ducke	Fabaceae	0	12	0	0	0	0	60	30	102
<i>Annona exsucca</i> DC.	Annonaceae	12	66	42	72	24	72	0	6	294
<i>Annona glabra</i> L.	Annonaceae	0	28	24	4	23	4	6	7	96
<i>Apeiba echinata</i> Gaertn.	Malvaceae	0	19	0	2	0	1	0	1	23
<i>Bellucia grossularioides</i> (L.) Triana	Melastomataceae	3	12	6	6	20	3	1	3	54
<i>Bixa orellana</i> L.	Bixaceae	0	90	96	0	26	97	69	4	382
<i>Bocageopsis multiflora</i> (Mart.) R. E. Fr	Annonaceae	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Byrsonima crassifolia</i> (L.) Kunth	Malpighiaceae	102	60	618	12	12	6	12	36	858
<i>Cajanus cajan</i> (L) Huth	Fabaceae	0	0	6	0	0	0	0	0	6
<i>Carapa guianensis</i> Aubl.	Meliaceae	7	0	11	19	5	18	12	6	78
<i>Cassia leiandra</i> Benth.	Fabaceae	0	0	0	0	6	0	6	0	12
<i>Cecropia distachya</i> Huber	Urticaceae	0	0	6	6	6	18	0	0	36
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Meliaceae	18	0	0	6	24	0	54	0	102
<i>Ceiba pentandra</i> (L.) Gaertn.	Malvaceae	0	0	6	0	6	0	78	18	108
<i>Clidemia capitellata</i> (Bonpl.) D.Don	Melastomataceae	12	138	168	168	78	132	162	156	1014
<i>Clitoria fairchildiana</i> R. A. Howard	Fabaceae	6	0	120	120	12	54	0	66	378
<i>Clusia grandiflora</i> Splitg.	Clusiaceae	0	1	0	3	5	0	0	4	13
<i>Coccoloba gigantifolia</i> Melo, CidFerreira&Gribel.	Polygonaceae	0	6	0	0	0	0	0	0	6
<i>Couroupita guianensis</i> Aubl.	Lecythidaceae	0	0	66	0	0	0	0	0	66
<i>Croton matourensis</i> Aubl.	Euphorbiaceae	24	42	18	24	12	18	0	6	144

<i>Diploptropis triloba</i> Gleason	Fabaceae	0	0	0	0	10	0	5	6	21
<i>Enterelobium maximum</i> Ducke	Fabaceae	0	0	0	0	0	0	0	2	2
<i>Eschweilera amazoniciformis</i> S.A.Mori	Lecythidaceae	0	0	0	0	0	0	0	6	6
<i>Euterpe oleracea</i> Mart.	Arecaceae	0	0	0	0	3	16	4	0	23
<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	Arecaceae	1	3	15	3	4	2	4	2	34
<i>Ficus</i> sp.	Moraceae	0	0	0	84	0	0	0	0	84
<i>Garcinia madruno</i> (Kunth) Hammel	Clusiaceae	6	0	0	78	42	24	18	0	168
<i>Genipa americana</i> L.	Rubiaceae	0	45	0	9	5	2	1	1	63
<i>Guatteria punctata</i> (Aubl.) R.A.Howard	Annonaceae	12	0	6	12	0	6	0	0	36
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam. var. <i>ulmifolia</i>	Malvaceae	0	36	2	0	1	0	0	1	40
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	Bignoniaceae	0	0	13	1	13	2	0	1	30
<i>Handroanthus serratifolius</i> (Vahl) S.Grose	Bignoniaceae	0	0	48	6	30	6	0	24	114
<i>Hevea brasiliensis</i> (Willd.exA.Juss.) Müll. Arg.	Euphorbiaceae	0	0	3	1	1	15	1	0	21
<i>Hymenaea courbaril</i> L.	Fabaceae	5	0	44	67	7	37	39	24	223
<i>Hymenolobium excelsum</i> Ducke	Fabaceae	6	0	0	0	0	0	0	0	6
<i>Inga edulis</i> Mart.	Fabaceae	42	22	13	9	7	7	40	2	142
<i>Inga gracilifolia</i> Ducke	Fabaceae	1	21	9	8	4	1	1	0	45
<i>Inga marginata</i> Willd.	Fabaceae	0	36	144	18	0	48	0	0	246
<i>Inga velutina</i> Willd.	Fabaceae	16	39	107	33	94	89	125	63	566
<i>Isertia hypoleuca</i> Benth.	Rubiaceae	54	0	36	0	96	66	0	6	258
<i>Jacaranda copaia</i> (Aubl.) D.Don	Bignoniaceae	3	0	6	1	20	2	2	1	35
<i>Maieta guianensis</i> Aubl.	Melastomataceae	0	0	0	0	6	0	0	0	6
<i>Malva</i> sp.	Malvaceae	0	0	66	0	0	0	0	0	66
<i>Mauritia flexuosa</i> L.f.	Arecaceae	14	2	0	0	2	3	2	1	24
<i>Miconia alata</i> (Aubl.) DC.	Melastomataceae	120	78	594	1284	444	342	462	834	4158
<i>Miconia poeppigii</i> Triana	Melastomataceae	0	0	0	0	0	12	0	0	12
<i>Miconia regelii</i> Cogn.	Melastomataceae	0	6	0	6	6	0	36	0	54
<i>Murraya paniculata</i> (L.) Jack	Rutaceae	0	12	0	0	0	0	0	0	12
<i>Myrciaria dubia</i> (Kunth) McVaugh	Myrtaceae	0	0	0	0	2	0	0	0	2
<i>Norantea guianensis</i> Aubl.	Marcgraviaceae	0	0	0	0	0	18	0	0	18
<i>Ochroma pyramidale</i> (Cav. ex Lam.) Urb.	Malvaceae	10	11	0	0	0	0	2	3	26
<i>Ocotea neesiana</i> (Miq.) Kosterm.	Lauraceae	18	0	0	0	6	0	0	0	24

<i>Oenocarpus bacaba</i> Mart.	Arecaceae	3	0	1	0	0	0	0	0	4
<i>Palicourea hoffmannseggiana</i> (Schult.) Borhidi	Rubiaceae	0	0	0	0	6	0	0	0	6
<i>Parkia pendula</i> (Willd.) Benth. ex Walp.	Fabaceae	0	0	0	5	4	0	2	1	12
<i>Parkia velutina</i> Benoist	Fabaceae	12	0	0	0	0	0	6	0	18
<i>Piper purusanum</i> C. DC.	Piperacaceae	0	0	0	0	24	0	0	0	24
<i>Piper rivinoides</i> Kunth	Piperacaceae	30	6	120	0	168	24	24	0	372
<i>Piper umbellatum</i> L.	Piperacaceae	0	0	0	0	6	0	0	0	6
<i>Pouteriacaimito</i> (Ruiz&Pav.)Radlk.	Sapotaceae	0	0	6	30	0	0	0	0	36
<i>Pseudobombax munguba</i> (Mart.) Dugand	Malvaceae	0	0	31	21	23	22	10	7	114
<i>Scheffleramorototoni</i> (Aubl.)Maguireetal.	Araliaceae	0	0	12	6	12	0	0	6	36
<i>Senna alata</i> (L.) Roxb.	Fabaceae	0	98	8	0	3	2	0	0	111
<i>Senna multijuga</i> (Rich.) H. S. Irwin & Barneby	Fabaceae	0	7	2	0	0	0	0	0	9
<i>Senna pendula</i> (Humb.& Bonpl.ex Willd.) H.S.Irwin & Barneby	Fabaceae	0	0	0	6	0	0	0	0	6
<i>Simarouba amara</i> Aubl.	Simaroubaceae	0	0	1	2	1	0	0	0	4
<i>Siparuna guianensis</i> Aubl.	Siparunaceae	24	36	0	0	0	0	6	0	66
<i>Solanum crinitum</i> Lam.	Solanaceae	0	6	0	0	0	0	0	0	6
<i>Stryphnodendron guianense</i> (Aubl.) Benth.	Fabaceae	0	0	0	0	0	0	6	6	12
<i>Syzygium jambos</i> (L.) Alston	Myrtaceae	0	0	0	0	0	144	0	0	144
<i>Talisia esculenta</i> (Cambess.) Radlk.	Sapindaceae	6	24	0	0	0	12	0	0	42
<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	Anacardiaceae	4	34	9	2	5	2	9	4	69
<i>Terminalia dichotoma</i> G. Mey.	Combretaceae	6	0	0	0	0	12	0	0	18
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	Cannabaceae	0	49	6	2	3	5	1	16	82
<i>Vismia cauliflora</i> A. C. Sm.	Hypericaceae	0	102	0	0	0	0	0	0	102
<i>Vismia guianensis</i> (Aubl.) Choisy	Hypericaceae	90	143	212	198	226	92	225	155	1341
<i>Vismia japurensis</i> Reichardt	Hypericaceae	252	90	432	126	282	126	84	66	1458
<i>Xylopia amazonica</i> R.E.Fr.	Annonaceae	18	0	0	0	0	0	0	0	18

3.1 Diversidade florística de ecossistemas em restauração na Amazônia Central

A análise dos números de Hill revelou padrões distintos na diversidade ao longo do gradiente de restauração dos igarapés e em comparação com a floresta de referência (RF_REF). A riqueza de espécies ($q=0$) variou significativamente entre as áreas, e a floresta de referência apresentou o maior valor (107 espécies). Entre as áreas, RF_8D obteve destaque com a maior riqueza (51 espécies), enquanto a menor foi observada no RF_10A (34). RF_8E apresentou os maiores valores de diversidade, tanto ao ponderar as espécies de acordo com a proporção das frequências ($q = 1$) quanto ao dar mais peso às espécies mais comuns ($q = 2$). Por outro lado, RF_9C apresentou os menores valores para ambos os parâmetros (Tabela 4).

A diversidade ($q=1$), que equivale ao expoente do índice de Shannon-Wiener, variou de 10,65 (RF_9C) a 18,92 (RF_8E), demonstrando variação na equabilidade da comunidade. O ecossistema mais jovem (RF_2.5H) apresentou alta diversidade (17,89). Já a floresta de referência (RF_REF) exibiu um valor muito superior (52,11), evidenciando uma distribuição mais equilibrada das espécies. O número de espécies mais comuns ($q = 2$), que corresponde a transformação do índice de Simpson, foi maior na RF_REF (32,72). Além disso, as áreas RF_8E (12,89) e RF_2.5H (12,19) apresentaram os maiores valores em ($q = 2$), enquanto RF_9C (5,89) e RF_9B (6,63) demonstraram dominância mais acentuada de poucas espécies (Tabela 4).

Tabela 4. Diversidade dos ecossistemas ripários na Amazônia Central de acordo com números de Hill. (RF_10A = Floresta ripária com 10 anos; RF_9B = Floresta ripária com 9 anos; RF_9C = Floresta ripária com 9 anos; RF_8D = Floresta ripária com 8 anos; RF_8E = Floresta ripária com 8 anos; RF_7F = Floresta ripária com 7 anos, RF_7G = Floresta ripária com 7 anos; RF_2.5H = Floresta ripária com 2.5 anos de idade).

Igarapé	$q=0$	$q=1$	$q=2$
RF_7F	41	12,76	6,96
RF_9B	37	11,3	6,63
RF_7G	42	17,61	11,38
RF_10A	34	13,91	8,01
RF_2.5H	35	17,89	12,19
RF_8D	51	15,91	7,79
RF_9C	39	10,65	5,89
RF_8E	43	18,92	12,89
RF_REF	107	52,11	32,72

3.2 Similaridade florística entre ecossistemas em restauração

A matriz de presença e ausência evidenciou a heterogeneidade florística entre as áreas analisadas (Fig. 2). Evidenciou-se a formação de dois grupos com base na similaridade da composição de espécies nos ecossistemas (Fig. 2B). O Grupo 1 (RF_2.5H, RF_9B, RF_9C) exibiu a maior similaridade para RF_9B e RF_9C, enquanto RF_2.5H foi o mais dissimilar. O Grupo 2 (RF_10A, RF_7G, RF_8E, RF_7F, RF_8D) também apresentou alta proximidade florística, porém, o RF_10A revelou uma composição de espécies moderadamente distinta, enquanto RF_8E, RF_7F e RF_8D expressaram maior semelhança florística entre si.

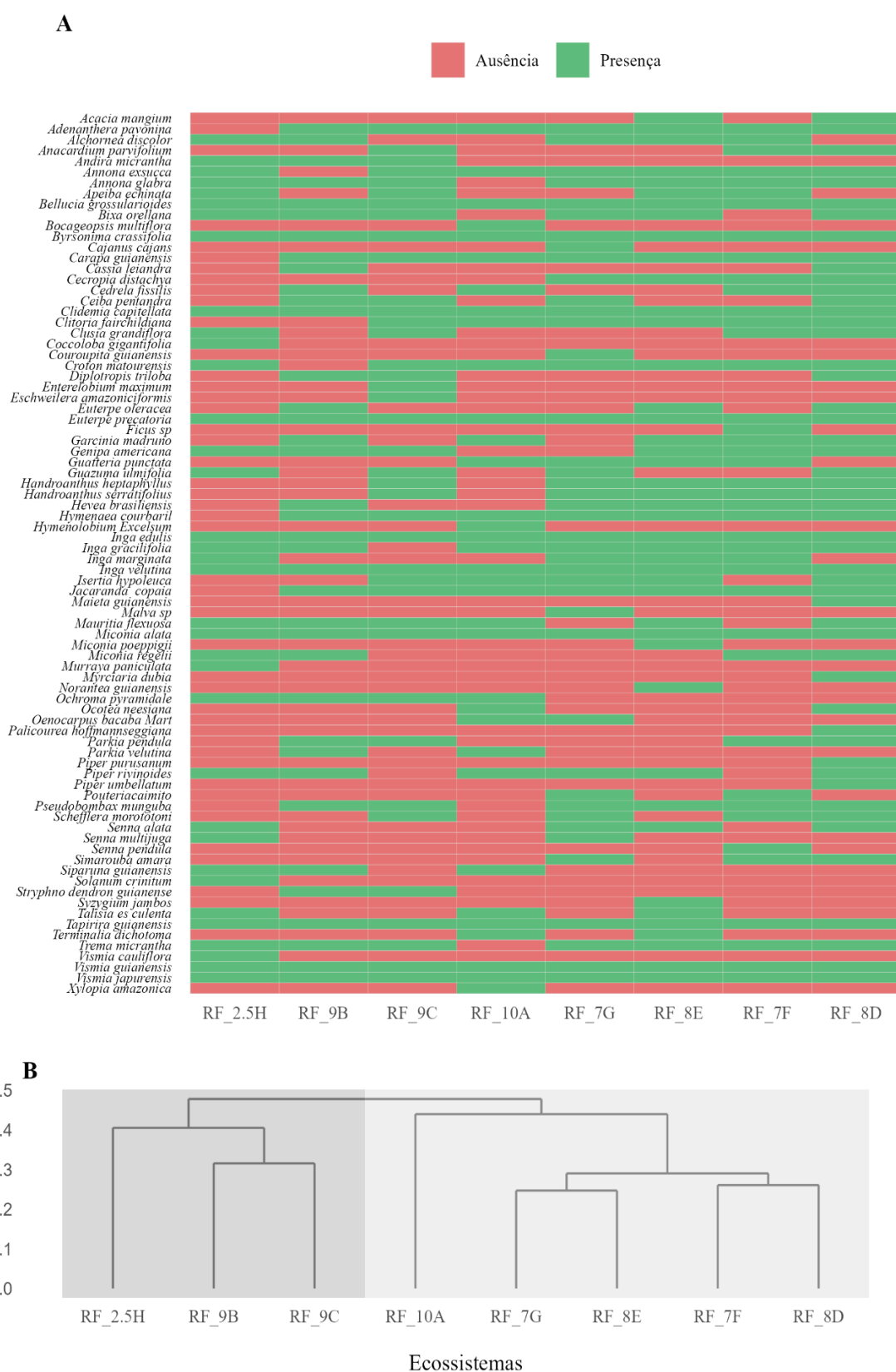


Figura 2. Análise da presença e ausência de espécies arbóreas (A) e agrupamento por

similaridade (B) em áreas de florestas ripárias em restauração na Amazônia Central. (RF_10A = Floresta ripária com 10 anos; RF_9B = Floresta ripária com 9 anos; RF_9C = Floresta ripária com 9 anos; RF_8D = Floresta ripária com 8 anos; RF_8E = Floresta ripária com 8 anos; RF_7F = Floresta ripária com 7 anos, RF_7G = Floresta ripária com 7 anos; RF_2.5H = Floresta ripária com 2.5 anos de idade).

3.3 Parâmetros da estrutura horizontal das espécies

Foi analisado variação na composição e na importância ecológica das espécies ao longo da cronossequência (2,5 a 10 anos) dos ecossistemas e em comparação com a floresta de referência (Fig. 3). No ecossistema mais jovem, foi verificado que as espécies pioneiras dominaram, dentre elas *Senna Alata* (L.) Roxb. (IVI = 40,5%) e *V. guianensis* (IVI = 19,7%), apresentaram os maiores valores de importância, seguidas por *Bixa orellana* L. (IVI = 15,5%) e *Trema micrantha* (L.) Blume (IVI = 13,2%) (Fig. 3). Na floresta ripária RF_9B, *Inga velutina* Willd. (IVI = 33,8%) e *V. guianensis* (IVI = 23,5%) obtiveram maior relevância estrutural e podem representar espécies de sucessão intermediária. Situação semelhante foi observada em RF_9C (9 anos), com destaque para *Inga velutina* (IVI = 34%) e *Miconia alata* (IVI = 32,6%). Em áreas com maior tempo de restauração, como no RF_10A, foi analisado a presença de espécies como *Inga edulis* Mart. (IVI = 26%) e *Vismia japurensis* Reichard (IVI = 21%) (Fig. 3). Além disso, a floresta de referência (RE REF) apresentou composição distinta, com dominância de espécies climácicas como *Swartzia recurva* (IVI = 29,3%), *Jatropha mollissima* (Pohl) Bail. (IVI = 25,2%) e *Pouteria laevigata* (IVI = 15,8%), indicando um estágio avançado de sucessão (Fig. 3).

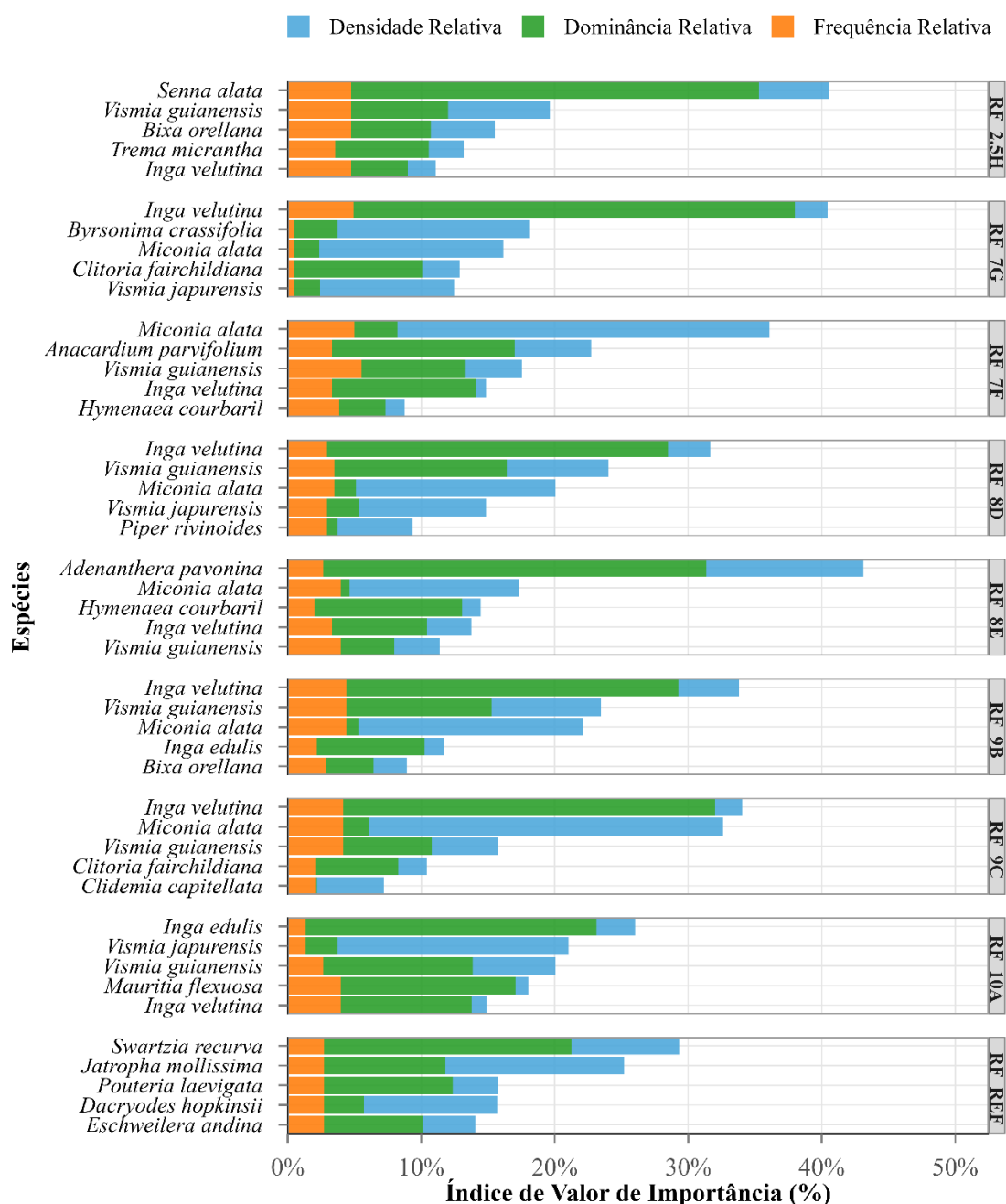


Figura 3. Índice de Valor de Importância, Dominância Relativa, Densidade Relativa e Frequência Relativa das cinco espécies de maior IVI por área, em florestas ripárias na Amazônia Central. (RF_10A = Floresta ripária com 10 anos; RF_9B = Floresta ripária com 9 anos; RF_9C = Floresta ripária com 9 anos; RF_8D = Floresta ripária com 8 anos; RF_8E = Floresta ripária com 8 anos; RF_7F = Floresta ripária com 7 anos, RF_7G = Floresta ripária com 7 anos; RF_2.5H = Floresta ripária com 2.5 anos de idade).

Do total de espécies, a maioria foi do hábito arbóreo e arbustivo (ambos 46%) e apenas

1% correspondeu ao hábito de palmeiras, especificamente a *M. flexuosa*. No que se refere às síndromes de dispersão, a zoocoria predominou como o principal mecanismo, sendo registrada em 10 espécies, enquanto a autocórica foi identificada em 4 espécies (Tabela 3). A categoria de ameaça foi registrada como de menor preocupação (LC) para 14 das 15 espécies com maior índice de importância (Tabela 5).

Tabela 5. Espécies encontradas em áreas sob processo de restauração de florestas ripárias na Amazônia Central. LC = Menos Preocupante, N.A = Não avaliado.

Espécies	Hábito	Categoria de ameaça	Dispersão	Referência
<i>Adenanthera pavonina</i>	Árvore	LC	Autocórica	1
<i>Anacardium parvifolium</i>	Árvore	LC	Endozocórica	2
<i>Annona glabra</i>	Arbusto	LC	Zoocórica	3
<i>Bixa orellana</i>	Arbusto	LC	Zoocórica	4
<i>Byrsonima crassifolia</i>	Árvore	LC	Zoocórica	5
<i>Clitoria fairchildiana</i>	Árvore	LC	Autocórica	3
<i>Hymenaea courbaril</i>	Árvore	LC	Zoocórica	3
<i>Inga edulis</i>	Árvore	LC	Zoocórica	3
<i>Inga velutina</i>	Árvore	LC	Zoocórica	6
<i>Mauritia flexuosa</i>	Palmeira	LC	Zoocórica	7
<i>Miconia alata</i>	Arbusto	NA	Zoocórica	8
<i>Senna alata</i>	Arbusto	LC	Autocórica	3
<i>Trema micrantha</i>	Arbusto	LC	Zoocórica	9
<i>Vismia guianensis</i>	Arbusto	LC	Zoocórica	10
<i>Vismia japurensis</i>	Arbusto	LC	Zoocórica	11

Observação: 1 = Jaganathan et al. (2018); 2 = Salehi et al. (2019); 3 = Almeida et al. (2020); 4 = Souza et al. (2023); 5 = Cordeiro et al. (2020); 6 = Gama et al. (2002); 7 = Passos et al. (2020); 8 = Flora do Brasil (2020); 9 = Correia et al. (2024); 10 = Pires et al. (2021); 11 = Bentos et al. (2008).

Em todas as medições *Clitoria fairchildiana* obteve IMA DAP maior ($p < 0,05$) do que *Annona glabra*, *Bixa orellana*, *Byrsonima crassifolia*, *Hymenaea courbaril*, *Inga velutina*, *Miconia alata*, *Vismia guianensis* e *Vismia japurensis* (Fig. 4). Nas duas primeiras medições, o IMA DAP de *Adenanthera pavonina*, *Anacardium parvifolium* e *C. fairchildiana* foi semelhante. As espécies *A. glabra*, *B. orellana*, *C. fairchildiana*, *H. courbaril*, *I. velutina*, *M. alata* e *V. guianensis* apresentaram diferença estatística entre as medições, tendo o incremento na última medição superior ao primeiro. Por outro lado, para as demais espécies não foi possível observar essa evolução ao longo do período avaliado (Fig. 4).

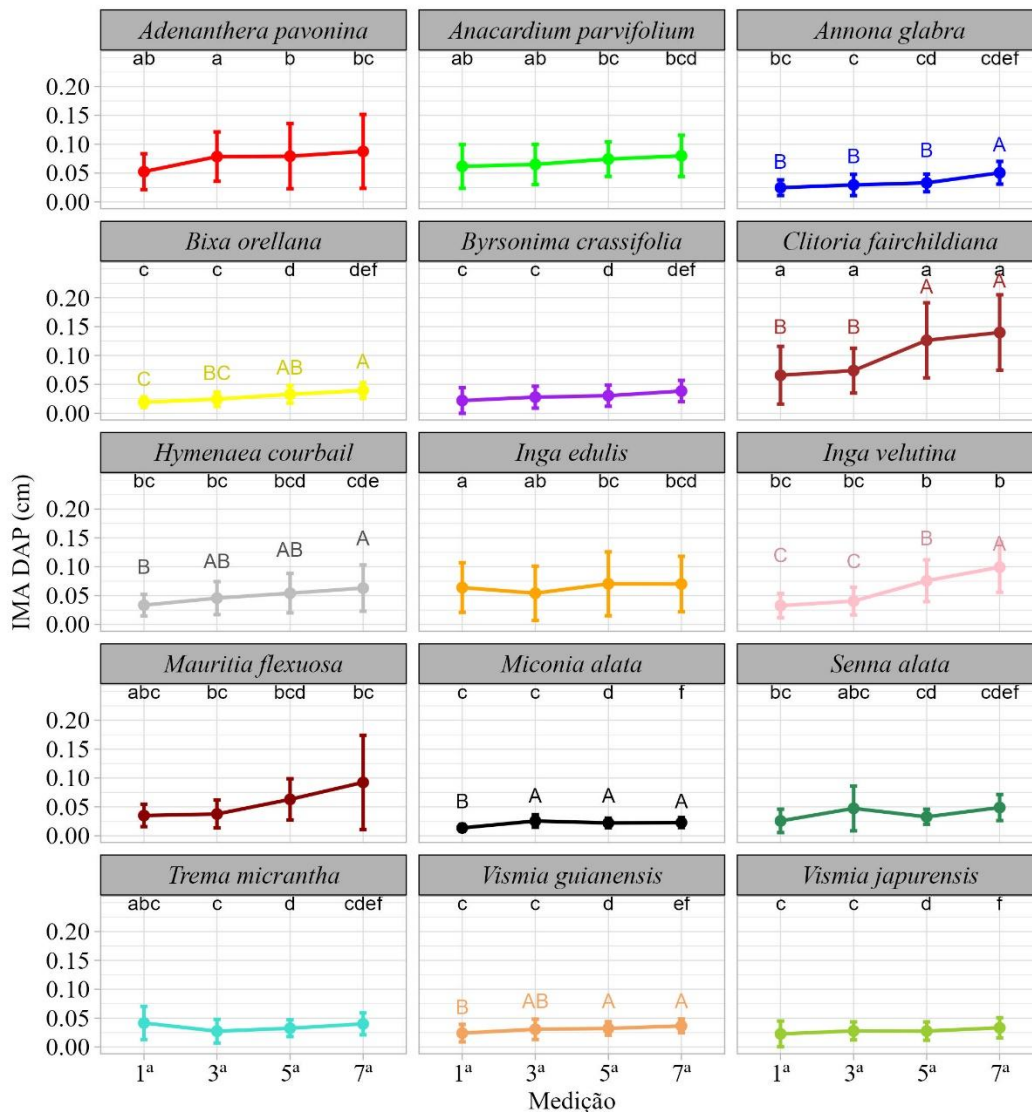


Figura 4. Média $\pm$ desvio padrão do incremento médio anual em diâmetro à altura do peito (DAP) das 15 espécies com maiores índices de valor de importância em áreas sob restauração pela mineração de estanho na Amazônia central. Letras minúsculas comparam as espécies em uma mesma medição, enquanto letras maiúsculas comparam o IMA da respectiva espécie ao longo das medições. A ausência de letras indica que não houve diferença estatística ($p > 0,05$).

A espécie *C. fairchildiana*, apresentou os maiores IMA Ht ($p < 0,05$), nas primeiras, terceiras e quartas medições, seguida da *A. pavonina* a qual também obteve altos valores, sendo estes indivíduos estatisticamente superiores às espécies *A. parvifolium*, *A. glabra*, *B. orellana*, *B. crassifolia*, *H. courbaril*, *I. velutina*, *M. flexuosa*, *M. alata*, *S. alata*, *V. guianensis* e *V. japurensis* (Fig. 5). Apesar disso, *A. pavonina* e *C. fairchildiana* não obtiveram diferenças

significativas entre as medições do IMA Ht, ao contrário das demais espécies que demonstraram diferenças significativas ao longo do tempo (Fig. 5).

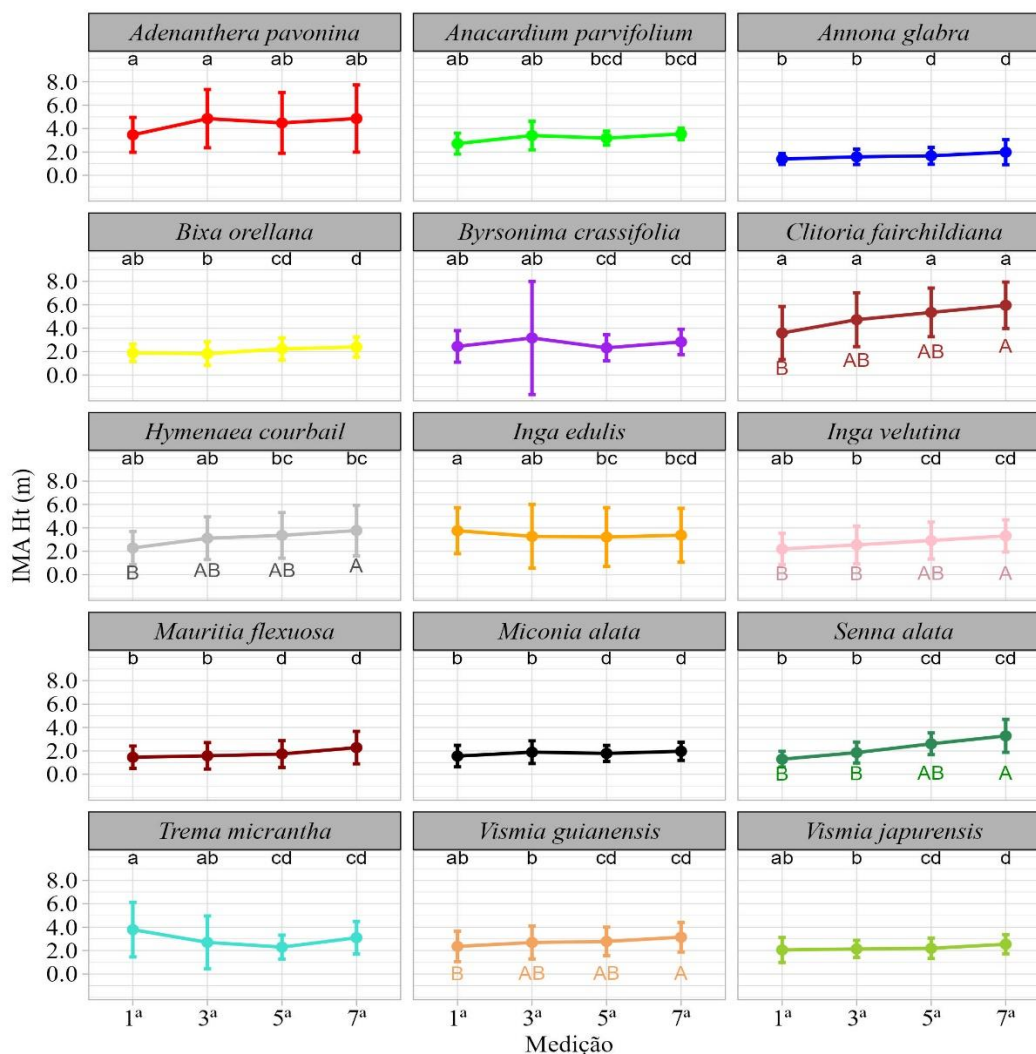


Figura 5. Média $\pm$ desvio padrão do incremento médio anual em altura total (IMA Ht) das 15 espécies com maiores índices de valor de importância em áreas sob restauração pela mineração de estanho na Amazônia central. Letras minúsculas comparam as espécies em uma mesma medição, enquanto letras maiúsculas comparam o IMA da respectiva espécie ao longo das medições. A ausência de letras indica que não houve diferença estatística ($p > 0,05$).

3.4 Dinâmica de crescimento, ingresso e mortalidade de espécies em florestas ripárias em restauração ao longo de sete medições semestrais

Apesar das espécies *M. alata*, *S. alata*, e *V. japurenses* apresentarem aproximadamente 15% dos ingressos nas quintas, quartas e terceiras medições respectivamente, *M. flexuosa*

obteve maiores taxas, principalmente na quarta e na sétima medição, com 30% dos ingressos nos ecossistemas (Fig. 6). *B. orellana* (31%) obteve maiores valores de mortalidade nas últimas medições, seguidas das espécies *I. edulis* (30%), *T. micrantha* (25%) e *A. glabra* (15%) (Fig. 6).

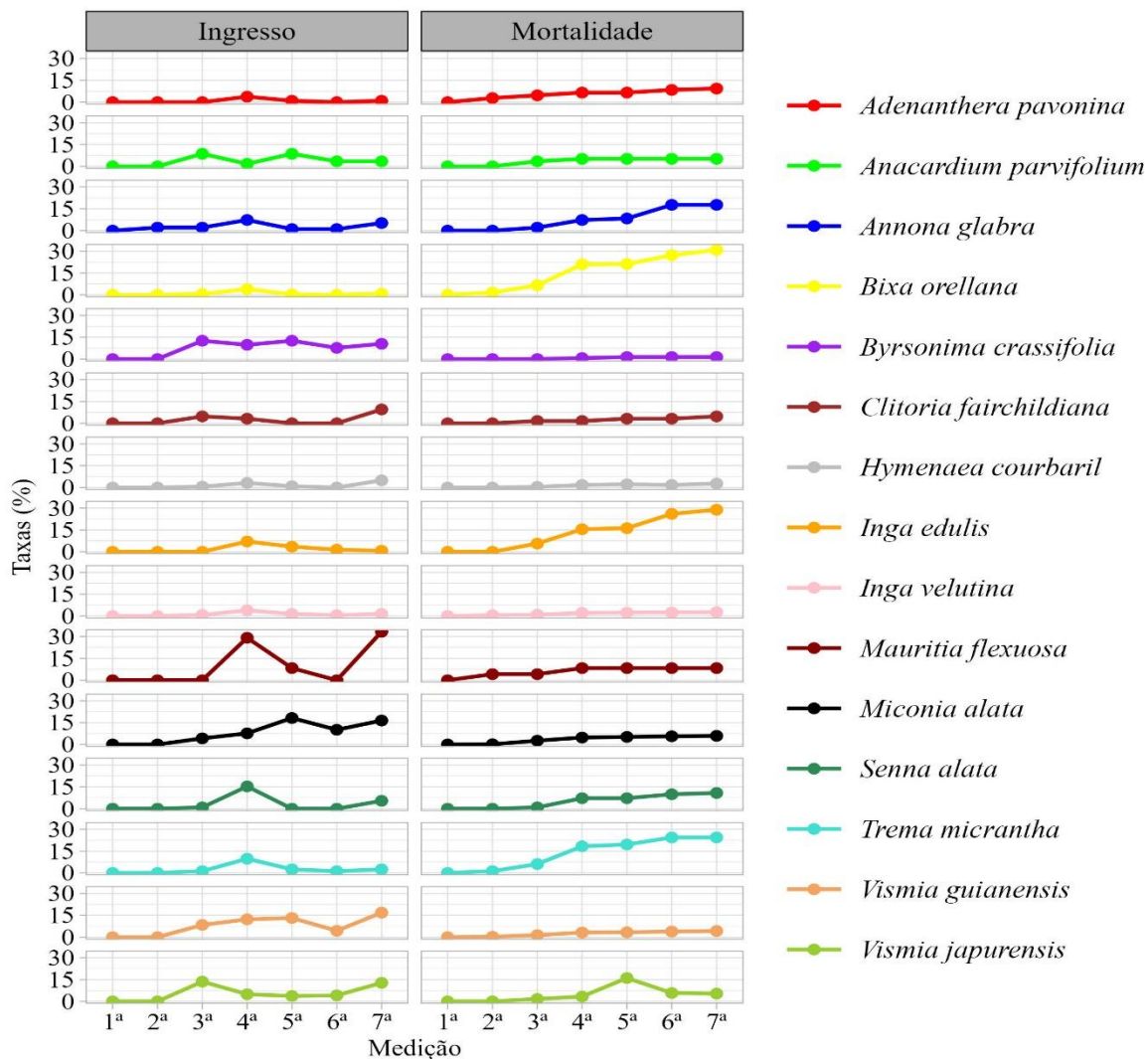


Figura 6. Taxas de ingresso (%) e mortalidade (%) de espécies durante sete medições em áreas sob restauração pela mineração de estanho na Amazônia central.

4. Discussão

Os resultados deste estudo demonstram padrões de recuperação das florestas ripárias em áreas mineradas da Amazônia Central, enfatizando o papel da restauração ativa na aceleração dos processos ecológicos. Nesse contexto, três descobertas emergem como centrais: (1) a persistência de uma lacuna de diversidade mesmo após 10 anos de restauração, com as áreas

intervencionadas apresentando a riqueza de espécies ($q=0$) nos igarapés restaurados consistentemente inferior à da RF_REF, variando de 34 a 51 espécies, enquanto a floresta madura apresentou 107 espécies; (2) a eficácia diferenciada de espécies como *Clitoria fairchildiana*, cujo incremento em DAP indica seu potencial como "espécie-chave" para projetos futuros; e (3) os números de Hill ($q_1=10.65-18.92$ vs. 52.11) quantificaram objetivamente os estágios sucessionais. Esses padrões orientam estratégias para ecossistemas perturbados, corroborando com estudos em áreas tropicais impactadas pela mineração na Amazônia (Chambi-Legoas et al., 2021; König et al., 2023; Martins et al., 2021a).

4.1 Diversidade de florestas ripárias em restauração com base nos números de Hill

No cálculo dos números de Hill, o parâmetro “ q ” ajusta a ponderação entre espécies raras e comuns (Hill, 1973). Sendo assim, a diversidade de Hill baseada na transformação de Shannon demonstrou maior equitatividade no ecossistema RF_8E, uma vez que este também apresentou maior abundância, indicando que as condições ambientais favoreceram uma melhor interação entre as espécies. Por outro lado, RF_9C apresentou menor diversidade ($q_1=10.65$) e maior dominância ($q_2=5.89$), evidenciando que este padrão indica que poucas espécies respondem pela maior parte dos indivíduos na comunidade. A interpretação ecológica, baseada nos dados de IVI que evidenciaram *Inga velutina* e *Vismia guianensis* como espécies com elevada presença na estrutura da comunidade, é que a predominância dessas espécies pioneiras generalistas é um padrão característico de ambientes perturbados (Mesquita et al., 2001). Por outro lado, a maior equabilidade na RF_REF demonstrou um estágio avançado de sucessão, com nichos ecológicos mais bem ocupados (Han et al., 2023; Matsuo et al., 2024; Muscarella et al., 2016). Entre os ecossistemas analisados, o RF_2.5H, apresentou resultados promissores, evidenciando um dos ecossistemas com maior diversidade, mesmo sendo o ecossistema mais jovem. Essa alta equitatividade está atribuída a estratégias de revegetação bem-sucedida, como o uso de uma diversidade inicial de espécies nativas adaptadas às condições locais. No entanto, a redução na riqueza ($q=0$) em RF_10A representa um gargalo sucessional, relacionado a condições edáficas adversas (Prach e Walker, 2019; Zangalli et al., 2023).

4.2 Similaridade de espécies em ecossistemas ripários na Amazônia Central

A matriz de presença e ausência evidenciou uma composição florística heterogênea, com algumas espécies amplamente distribuídas em várias áreas, indicando estágios distintos de

sucessão ecológica (Yue *et al.*, 2026). A análise de similaridade florística agrupou os ecossistemas em dois grupos, em que o Grupo 1, formado por RF_2.5H, RF_9B e RF_9C, apresentou alta similaridade interna, refletindo a dominância de espécies pioneiras generalistas e estágios iniciais a intermediários de sucessão, indicando maior estabilização ecológica da vegetação (Mota de Oliveira, 2010). Já o Grupo 2 (RF_7G, RF_7F, RF_8D, RF_8E, RF_10A) demonstrou maior dissimilaridade florística entre as áreas, especialmente em RF_10A, onde a presença de espécies secundárias indicou transição para estágios mais avançados, porém ainda distantes da complexidade da floresta de referência. Além disso, a dissimilaridade florística entre os ecossistemas em estágios diferentes de sucessão enfatiza a importância da introdução de espécies nativas e dispersão de sementes (Barbosa *et al.*, 2023a).

4.3 Levantamento florístico e restauração na Amazônia Central

As espécies com maiores valores de IVI, como *I. velutina*, *V. guianensis* e *M. alata*, destacaram-se pela elevada frequência, densidade e dominância, características que correspondem a grupos ecológicos pioneiros ou secundários. Nesse contexto, estas espécies são constantemente associadas a áreas degradadas devido à sua resistência a condições edáficas adversas, assim como a capacidade em promover melhorias no solo, como o aumento da matéria orgânica e da retenção de água, além disso, a predominância dessas espécies indica que as áreas estudadas se encontram em estágio inicial de sucessão ecológica (García-Quintana *et al.*, 2020; Shebitz *et al.*, 2020).

Nos ecossistemas de menor idade como o RF_2.5H, predominaram espécies pioneiras como *S. alata*, *V. guianensis* e *B. orellana*, que auxiliaram na cobertura inicial do solo e redução da erosão, facilitando o estabelecimento de espécies secundárias, além disso, este é o igarapé com menor tempo de restauração, e essas espécies apresentaram alta capacidade de colonização em solos degradados, impactados pela mineração (Neto *et al.*, 2021). Tais resultados estão alinhados com estudos que destacam a dinâmica sucessional em áreas degradadas pela mineração, por exemplo, observaram que espécies pioneiras, como *Vismia* spp., dominam os primeiros estágios (2-7 anos), mas sua contribuição diminui com o tempo devido a competição por recursos (Garate-Quispe *et al.*, 2023; Li *et al.*, 2022; Martins *et al.*, 2021). Além disso, de modo semelhante, estudos realizados na Amazônia Central mostraram que áreas anteriormente utilizadas como pastagem e posteriormente abandonadas foram dominadas por *Vismia guianensis*, apresentando menor riqueza e diversidade de espécies em comparação a

povoamentos dominados por *Cecropia pachystachya* Trécul, evidenciando o efeito limitante desse gênero sobre a regeneração e o recrutamento de outras espécies florestais (Mesquita *et al.*, 2001).

Nas florestas com idades mais avançadas de restauração como o RF_10A, ocorreu uma mudança na composição florística e aumento do IVI de espécies de sucessão secundária inicial e intermediária, como *I. edulis*, seguidas das espécies pioneiras *V. japurensis* e *V. guianensis*, indicando um estágio intermediário-avançado de sucessão, caracterizado pela transição da dominância de espécies pioneiras para espécies de estágios mais avançados, o que representa um indicador do sucesso da restauração ecológica (Barros *et al.*, 2020; Zangalli *et al.*, 2023).

Assim, espécies-chave como *I. velutina* e *V. guianensis*, contribuem diretamente no suporte ao processo de restauração ecológica (Rosado *et al.*, 2023), uma vez que, além de sua resiliência em solos degradados, podem promover a facilitação ecológica ao melhorar as condições ambientais para o recrutamento de outras espécies (Rezende *et al.*, 2019). Estudos demonstram que áreas com intervenção ativa podem reduzir o tempo necessário para alcançar atributos de florestas maduras, reforçando a importância de integrar processos naturais e ações antrópicas na recuperação das áreas intensamente degradadas (Philipson *et al.*, 2020; Vieira *et al.*, 2021).

4.4 Hábito, síndrome de dispersão e categoria de ameaça das 15 espécies com maior IVI na restauração de ecossistemas

A predominância de espécies de hábito arbóreo e arbustivo (Tabela 5) nos ecossistemas analisados evidenciou a necessidade de priorizar a introdução de espécies que dependem de animais para dispersar as sementes nas florestas em processo de restauração (Cordeiro *et al.*, 2020). O hábito arbóreo predominante demonstra o potencial para estruturar o dossel florestal e contribuir para funções ecossistêmicas, como a proteção do solo e o aumento da biodiversidade (Spletzer *et al.*, 2023). Além disso, a distribuição dessas espécies destacou a importância da interação com animais na dispersão de sementes nos ecossistemas ripários (Martins *et al.*, 2022b). A inclusão estratégica dessas espécies, adaptadas às condições de áreas alteradas e com baixa vulnerabilidade (LC), podem colaborar no processo de restauração e promoção da sustentabilidade desses ecossistemas.

4.5 Incrementos de espécies nos ecossistemas em restauração na Amazônia

As espécies *C. fairchildiana* e *A. pavonina* obtiveram maiores incrementos em DAP e Ht, o que pode ser um indicativo de acúmulo de biomassa, sendo este um fator importante para o sequestro de carbono e estrutura do dossel florestal (Figura 5). Já os altos valores de ingresso observados para *M. flexuosa* podem estar relacionados ao fato de a espécie obter uma elevada capacidade de regeneração natural, atribuída à sua adaptação a áreas alagadas, típicas de florestas ripárias (Hoek, van der, Solas e Peñuela, 2019). Esses valores de ingresso indicam a entrada de novos indivíduos na classe mínima de diâmetro avaliada, representando a continuidade dos processos de regeneração e o avanço da dinâmica sucessional nas áreas em restauração (Ma *et al.*, 2016).

A alta mortalidade de *B. ollerana*, *I. edulis*, e *T. micranta* em ecossistemas mais velhos está associada à competição com espécies mais adaptadas (Martins, W. B. R. *et al.*, 2020), além disso, o ciclo de vida curto de algumas espécies, como da *T. micranta* pode ter contribuído para maior mortalidade nas últimas medições (Vieira *et al.*, 2021). Como uma espécie pioneira, *V. guianensis* possui estratégias de sobrevivência que incluem alta produção de sementes, rápida germinação e resistência a condições adversas, sobretudo na sucessão inicial. Mesmo assim, a dominância por *V. guianensis* pode atrasar a sucessão ecológica, dificultando o progresso para estágios mais avançados de desenvolvimento florestal (Mesquita *et al.*, 2001; Vieira *et al.*, 2021). Portanto, é importante considerar a promoção da diversidade funcional das espécies e o manejo integrado para garantir o sucesso do restabelecimento dos serviços ecossistêmicos e da biodiversidade em florestas ripárias.

O tempo de restauração influenciou na composição florística e dinâmica dos ecossistemas ripários impactados pela mineração. Espécies pioneiras como *S. alata* e *V. guianensis*, predominaram em áreas jovens, enquanto espécies de sucessão intermediária, como *I. velutina*, dominaram em ecossistemas maduros. *C. fairchildiana* e *A. pavonina* apresentaram os maiores incrementos, enquanto *B. orellana* e *T. micrantha* apresentaram maiores taxas de mortalidade nos ecossistemas com idades mais avançadas. Portanto, as estratégias que visem o retorno da composição florística devem priorizar espécies adaptáveis para restaurar ecossistemas de florestas ripárias degradadas pela mineração de estanho na Amazônia central.

5. Conclusão

A restauração ativa das florestas ripárias promoveu avanços consistentes no processo de recomposição ecológica ao longo do tempo. Os resultados indicaram que o plantio de mudas estabeleceu uma base estrutural robusta, no entanto, a diversidade e a complexidade funcional das áreas restauradas permaneceram inferiores às das florestas de referência, mesmo após uma década, evidenciando uma lacuna ecológica persistente. *Clitoria fairchildiana* destacou-se com os maiores incrementos em diâmetro e altura, demonstrando alto potencial para acelerar o desenvolvimento estrutural. Diante disso, recomenda-se a adoção de intervenções de manejo adaptativo, incluindo: (1) o enriquecimento com espécies zoocóricas, a fim de fortalecer os processos naturais de dispersão, e (2) a inclusão de espécies de rápido crescimento e funcionalmente importantes como a *C. fairchildiana*, para acelerar o fechamento do dossel. Estas estratégias são essenciais para alcançar a autorregulação ecológica e a sustentabilidade funcional desses ecossistemas em recuperação.

6. Referências

AGÊNCIA NACIONAL DE MINERAÇÃO. **Anuário Mineral Brasileiro 2022**. Brasília, DF: [s.n.]. Disponível em: <<https://in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-mma-n-148-de-7-de-junho-de-2022-406272733>>. Acesso em: 29 set. 2025.

ALMEIDA, C. DE; VIANI, R. A. G. **Espécies arbóreas plantadas na restauração da Mata Atlântica: análise florística e funcional (versão 2-agosto de 2020)**. São Carlos, SP: [s.n.]. Disponível em: <<https://laspef.com.br/wp-content/uploads/2020/05/Almeida-e-Viani->>>. Acesso em: 1 out. 2025.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; MORAES GONÇALVES, J. L. DE; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.

ARIELLI CAIRES CORREIA, S.; MARIA LEME, F. ANATOMY AND CHEMICAL CONSTITUENCY OF TREMA MICRANTHA FRUIT: RELATIONSHIP WITH DISPERSAL SYNDROME AND URBAN AFFORESTATION. **Revista de Gestao Social e Ambiental**, v. 18, n. 4, 2024.

BARBOSA, R. DE S.; MATOS RODRIGUES, J. I. DE; OLIVEIRA, V. P. DE; MARTINS, W. B. R.; COELHO, C. A. C.; CARMO, W. F. S. DO; SANTOS, N. J. R. DOS; SOUSA, W. V. DE; SÃO PAULO AGUIAR, E. A. L. DE. Restoration of riparian ecosystems posterior to tin mining in the Central Amazon: Restoration indicators and selection of suitable species for planting. **Ecological Engineering**, v. 193, 1 ago. 2023.

BARBOSA, R. DE S.; PEREIRA, G. F. M.; RIBEIRO, S. S.; HAGE, A. L. F.; COSTA, G. F.; SALOMÃO, R. P.; SCHWARTZ, G. Key species selection for forest restoration after bauxite mining in the Eastern Amazon. **Ecological Engineering**, v. 162, p. 106190, 1 abr. 2021.

BARROS, T. C.; ELIAS, F.; ROMANO, L. L.; FERREIRA, J. **Natural recovery of plant species diversity in secondary forests in Eastern Amazonia: contributions to passive forest restoration**. Elsevier Ltd ed. [s.l.] Springer, 2020. v. 43

BENTOS, T. V.; MESQUITA, R. C. G.; WILLIAMSON, G. B. Reproductive Phenology of Central Amazon Pioneer Trees. **Tropical Conservation Science**, v. 1, n. 3, p. 186–203, set. 2008.

BRASIL. **Decreto nº 97.632, de 10 de abril de 1989. Regulamenta a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, no que se refere à recuperação de áreas degradadas pela atividade de mineração, e dá outras providências**. Brasília, DF: [s.n.].

BRASIL. **Base Legislação da Presidência da República - Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <<https://legislacao.presidencia.gov.br/atos/?tipo=LEI&numero=12651&ano=2012&ato=a48QTVU1kMVpWT59b>>. Acesso em: 29 set. 2025.

BRASIL. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Portaria MMA nº 148, de 7 de junho de 2022. Altera os anexos das Portarias MMA nº 443, 444 e 445, de 17 de dezembro de 2014, que atualizam a lista de espécies ameaçadas de extinção**. Brasília, DF: [s.n.]. Disponível em: <<https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-mma-n-148-de-7-de-junho-de-2022-406272733>>. Acesso em: 30 set. 2025.

BRASIL NETO, A. B.; SCHWARTZ, G.; NORONHA, N. C.; GAMA, M. A. P.; FERREIRA, G. C. Natural regeneration for restoration of degraded areas after bauxite mining: A case study in the Eastern Amazon. **Ecological Engineering**, v. 171, 1 nov. 2021.

BUTTERFIELD, B. J.; MUNSON, S. M. Do seeding and seedling planting result in similar restored plant communities? **Applied Vegetation Science**, v. 26, n. 4, 1 out. 2023.

CELENTANO, D.; ROUSSEAU, G. X.; PAIXÃO, L. S.; LOURENÇO, F.; CARDOZO, E. G.; RODRIGUES, T. O.; E SILVA, H. R.; MEDINA, J.; SOUSA, T. M. C. DE; ROCHA, A. E.; OLIVEIRA REIS, F. DE. Carbon sequestration and nutrient cycling in agroforestry systems on degraded soils of Eastern Amazon, Brazil. **Agroforestry Systems**, v. 94, n. 5, p. 1781–1792, 1 out. 2020.

CHAMBI-LEGOAS, R.; ORTEGA RODRIGUEZ, D. R.; FIGUEIREDO, F. DE M. DE; PEÑA VALDEIGLESIAS, J.; ZEVALLOS POLLITO, P. A.; MARCELO-PEÑA, J. L.; ROTHER, D. C. Natural Regeneration After Gold Mining in the Peruvian Amazon: Implications for Restoration of Tropical Forests. **Frontiers in Forests and Global Change**, v. 4, 1 jul. 2021.

CORDEIRO, N. G.; PEREIRA, K. M. G.; BARBOSA, L. O.; CABACINHA, C. D. SÍNDROME DE DISPERSÃO E FENOLOGIA DE ESPÉCIES DO CERRADO SENSU STRICTO NA REGIÃO DE MONTES CLAROS NO NORTE DE MINAS GERAIS. *Em:*

Engenharia Florestal: Desafios, Limites e Potencialidade. [s.l.] Editora Científica Digital, 2020. p. 817–831.

CRUZ, D. C. DA; BENAYAS, J. M. R.; FERREIRA, G. C.; SANTOS, S. R.; SCHWARTZ, G. An overview of forest loss and restoration in the Brazilian Amazon. **New Forests**, v. 52, n. 1, p. 1–16, 1 jan. 2021.

DYBALA, K. E.; MATZEK, V.; GARDALI, T.; SEAVY, N. E. Carbon sequestration in riparian forests: A global synthesis and meta-analysis. **Global Change Biology**, v. 25, n. 1, p. 57–67, 1 jan. 2019.

FLORA DO BRASIL / JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO. **Flora e Funga do Brasil.** Disponível em: <<https://reflora.jbrj.gov.br/reflora/listaBrasil/ConsultaPublicaUC/ResultadoDaConsultaNovaConsulta.do#CondicaoTaxonCP>>. Acesso em: 29 set. 2025.

GAMA, J. R. V.; BOTELHO, S. A.; BENTES-GAMA, M. DE M. Composição florística e estrutura da regeneração natural de floresta secundária de várzea baixa no estuário amazônico. **Revista Árvore**, v. 26, n. 5, p. 559–566, out. 2002.

]

GARATE-QUISPE, J. *et al.* Influence of Distance from Forest Edges on Spontaneous Vegetation Succession Following Small-Scale Gold Mining in the Southeast Peruvian Amazon. **Diversity 2023, Vol. 15, Page 793**, v. 15, n. 6, p. 793, 19 jun. 2023.

GARCÍA-QUINTANA, Y.; ARTEAGA-CRESPO, Y.; TORRES-NAVARRETE, B.; ROBLES-MORILLO, M.; BRAVO-MEDINA, C.; SARMIENTO-ROSETO, A. Ecological quality of a forest in a state of succession based on structural parameters: A case study in an evergreen Amazonian-Andean forest, Ecuador. **Heliyon**, v. 6, n. 7, 1 jul. 2020.

GASTAUER, M.; SARMENTO, P. S. DE M.; SANTOS, V. C. A.; CALDEIRA, C. F.; RAMOS, S. J.; TEODORO, G. S.; SIQUEIRA, J. O. Vegetative functional traits guide plant species selection for initial mineland rehabilitation. **Ecological Engineering**, v. 148, 1 abr. 2020.

GONZÁLEZ-SARGAS, E.; MEEHAN, T. D.; HINOJOSA-HUERTA, O.; VILLAGOMEZ-PALMA, S.; CALVO-FONSECA, A.; DODGE, C.; GÓMEZ-SAPIENS, M.; SHAFROTH, P. B. Bird community response to one decade of riparian restoration along the Colorado River delta in Mexico. **Ecological Engineering**, v. 205, p. 107291, 1 ago. 2024.

GRISCOM, B. W.; GOODMAN, R. C.; BURIVALOVA, Z.; PUTZ, F. E. Carbon and Biodiversity Impacts of Intensive Versus Extensive Tropical Forestry. **Conservation Letters**, v. 11, n. 1, 1 jan. 2018.

GUAN, Y.; ZHOU, W.; BAI, Z.; CAO, Y.; HUANG, Y.; HUANG, H. Soil nutrient variations among different land use types after reclamation in the Pingshuo opencast coal mine on the Loess Plateau, China. **CATENA**, v. 188, p. 104427, 1 maio 2020.

GUERRA, A. *et al.* **Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps** *Forest Ecology and Management* Elsevier B.V., , 15 fev. 2020.

GUO, M.; XUE, W. L.; WANG, C.; LI, W. Z.; GAO, H.; SAINTILAN, N.; LI, C. L.; HUANG, G.; WANG, Y. Y. Environmental Flow Increases The Riparian Vegetation Diversity And Community Similarity. **Wetlands**, v. 44, n. 5, 1 jun. 2024.

HAN, T.; REN, H.; HUI, D.; ZHU, Y.; LU, H.; GUO, Q.; WANG, J. Dominant ecological processes and plant functional strategies change during the succession of a subtropical forest. **Ecological Indicators**, v. 146, p. 109885, 1 fev. 2023.

HILL, M. O. Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. **Ecology**, v. 54, n. 2, p. 427–432, mar. 1973.

HOEK, Y. VAN DER; SOLAS, S. Á.; PEÑUELA, M. C. **The palm *Mauritia flexuosa*, a keystone plant resource on multiple fronts** *Biodiversity and Conservation*. Springer Netherlands, 15 mar. 2019.

IBGE. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE**, p. 1–271, 2012.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO (IBRAM). **Dados do Setor Mineral: 1º Trimestre de 2024**. [s.l.: s.n.]. Disponível em: <https://ibram.org.br/wp-content/uploads/2024/05/dados-setor-mineral_-1T24_.pdf>. Acesso em: 10 jul. 2024.

INSTITUTO DE PESQUISAS JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO. **Painel de Dados do CNCFlora**. Disponível em: <<https://cncflora.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 29 set. 2025.

INTERNATIONAL UNION FOR CONSERVATION OF NATURE AND NATURAL RESOURCES (IUCN). **The IUCN Red List of Threatened Species**. Disponível em: <<https://www.iucnredlist.org/>>. Acesso em: 7 dez. 2024.

JAGANATHAN, G. K.; YULE, K. J.; BIDDICK, M. Determination of the water gap and the germination ecology of *Adenantha pavonina* (Fabaceae, Mimosoideae); The adaptive role of physical dormancy in mimetic seeds. **AoB PLANTS**, v. 10, n. 5, 1 set. 2018.

KÖNIG, L. A.; MEDINA-VEGA, J. A.; LONGO, R. M.; ZUIDEMA, P. A.; JAKOVAC, C. C. Restoration success in former Amazonian mines is driven by soil amendment and forest proximity. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 378, n. 1867, 2 jan. 2023.

LI, T.; WU, M.; DUAN, C.; LI, S.; LIU, C. The effect of different restoration approaches on vegetation development in metal mines. **Science of the Total Environment**, v. 806, 1 fev. 2022.

MA, L.; LIAN, J.; LIN, G.; CAO, H.; HUANG, Z.; GUAN, D. Forest dynamics and its driving forces of sub-tropical forest in South China. **Scientific Reports** **2016 6:1**, v. 6, n. 1, p. 22561-, 4 mar. 2016.

MARTINS, W. B. R.; BARROS, W. DOS S.; DIONISIO, L. F. S.; BEZERRA, T. G.; SANTOS, M. L. DOS; FERREIRA, G. C.; BARBOSA, V. M.; OLIVEIRA, F. DE A. Survival, growth and regeneration of forest species in mining areas in the Eastern Amazonia. **Scientia Plena**, v. 16, n. 6, 28 jul. 2020.

MARTINS, W. B. R.; RODRIGUES, J. I. DE M.; OLIVEIRA, V. P. DE; RIBEIRO, S. S.; BARROS, W. DOS S.; SCHWARTZ, G. **Mining in the Amazon: Importance, impacts, and challenges to restore degraded ecosystems. Are we on the right way?** *Ecological Engineering* Elsevier B.V., , 1 jan. 2022.

MARTINS, W. B. R.; SCHWARTZ, G.; RIBEIRO, S. S.; FERREIRA, G. C.; SOUZA BARBOSA, R. DE; PAULA, M. T. DE; BARBOSA, V. M.; ASSIS OLIVEIRA, F. DE. Ecosystem restoration after bauxite mining: favorable indicators for Technosols construction and soil management using liming and subsoiling. **New Forests**, v. 52, n. 6, p. 971–994, 1 nov. 2021.

MASSANTE, J. C.; CASTRO, A. F. DE; MEDEIROS SARMENTO, P. S. DE; SILVA, G. M. DA; CALDEIRA, C. F.; RAMOS, S.; GASTAUER, M. Species selection for optimizing mine land rehabilitation: Integrating functional traits with the minimum set prioritization technique. **Ecological Engineering**, v. 194, 1 set. 2023.

MATSUO, T.; MARTÍNEZ-RAMOS, M.; ONODA, Y.; BONGERS, F.; LOHBECK, M.; POORTER, L. Light competition drives species replacement during secondary tropical forest succession. **Oecologia**, v. 205, n. 1, p. 1–11, 1 maio 2024.

MESQUITA, R. C. G.; ICKES, K.; GANADE, G.; BRUCE WILLIAMSON, G. Alternative successional pathways in the Amazon Basin. **Journal of Ecology**, v. 89, n. 4, p. 528–537, 1 ago. 2001.

MOHAN, M.; SARITHA, V. N. K.; RAMESHAN, M.; CHACKO, A.; GOPIKRISHNA, V. G. Restoring degraded riparian forest ecosystems of the Western Ghats for ecological sustainability. **Restoration Ecology**, v. 29, n. 4, 1 maio 2021.

MORELLO, T. F.; PIKETTY, M. G.; GARDNER, T.; PARRY, L.; BARLOW, J.; FERREIRA, J.; TANCREDI, N. S. Fertilizer Adoption by Smallholders in the Brazilian Amazon: Farm-level Evidence. **Ecological Economics**, v. 144, p. 278–291, 1 fev. 2018.

MOTA DE OLIVEIRA, S. **Diversity of epiphytic bryophytes across the Amazon**. Utrecht, Netherlands: Utrecht University, 2010.

MUSCARELLA, R.; URIARTE, M.; AIDE, T. M.; ERICKSON, D. L.; FORERO-MONTAÑA, J.; KRESS, W. J.; SWENSON, N. G.; ZIMMERMAN, J. K. Functional convergence and phylogenetic divergence during secondary succession of subtropical wet forests in Puerto Rico. **Journal of Vegetation Science**, v. 27, n. 2, p. 283–294, 1 mar. 2016.

NORTHEY, S. A.; MUDD, G. M.; WERNER, T. T.; JOWITT, S. M.; HAQUE, N.; YELLISHETTY, M.; WENG, Z. The exposure of global base metal resources to water

criticality, scarcity and climate change. **Global Environmental Change**, v. 44, p. 109–124, 1 maio 2017.

PASSOS, V. T. DA R.; SILVA, H. A. DA; COSTA, M. M. DA. Capacidade de dispersão e autoperpetuação de espécies arbóreas cultivadas no Parque Zoobotânico da Universidade Federal do Acre. **Scientia Naturalis**, v. 2, n. 2, p. 455–468, 24 ago. 2020.

PHILIPSON, C. D. *et al.* Active restoration accelerates the carbon recovery of human-modified tropical forests. **Science**, v. 369, n. 6505, p. 838–841, 14 ago. 2020.

PIRES, C. DOS SANTOS.; NASCIMENTO, A. DUARTE.; BEZERRA DE ALMEIDA JR., E. Dispersão de frutos e sementes do componente lenhoso nas dunas da praia de São Marcos, São Luís, Maranhão, nordeste do Brasil. **Biota Amazônia**, v. 11, p. 68–74, 6 maio 2021.

PRACH, K.; WALKER, L. R. Differences between primary and secondary plant succession among biomes of the world. **Journal of Ecology**, v. 107, n. 2, p. 510–516, 1 mar. 2019.

REZENDE, G. M.; VIEIRA, D. L. M. Forest restoration in southern Amazonia: Soil preparation triggers natural regeneration. **Forest Ecology and Management**, v. 433, p. 93–104, 15 fev. 2019.

RING, E.; ANDERSSON, E. A.; KESTUTIS EKLÖF, K. F.; LEENA GIL, W. G.; ZBIGNEV JANEK; MAGDALENA LĪBIETE; ZANE LODE; ELVE MALEK; STANISŁAW PIIRAINEN, S. **Good practices for forest buffers to improve surface water quality in the Baltic Sea region**. Uppsala, Sweden. 2018.

ROLIM, S. G. P.-RODRIGUES.; PIOTTO, F. C. M.; DANIEL, BATISTA.; ALAN, FREITAS.; MIGUEL, L. M. B. JUNIOR.; SILVIO, ZAKIA.; MARIA, J. BRITO.; CALMON, MIGUEL. **RESEARCH GAPS AND PRIORITIES IN SILVICULTURE OF NATIVE SPECIES IN BRAZIL**. São Paulo, Brasil. 2019. Disponível em: <<https://wribrasil.org.br/pt/publicacoes>>.

ROSADO, L. S. S.; MODOLO, G. S.; GUIMARÃES, Z. T. M.; SANTOS, V. A. H. F. DOS; ROSADO, S. I. P.; FERREIRA, M. J. Short-term responses of native tree species to site conditions after mining in the Central Amazon. **Ecological Engineering**, v. 192, 1 jul. 2023.

RSTUDIO TEAM. **RStudio: Integrated Development for R**. Boston: RStudio, Inc., 2024.

SAHU, V. K.; DAS, A. K.; AJIMSHA, R. S.; BHARTIYA, S.; SINGH, R.; DESHPANDE, U.; RAI, S. K.; MISRA, P. Investigations on RF sputtered TiN thin films and Cu/TiO₂/TiN devices for resistive switching memory applications. **Journal of Materials Science: Materials in Electronics**, v. 34, n. 26, p. 1–19, 1 set. 2023.

SALEHI, BAHARE. *et al.* Anacardium Plants: Chemical, Nutritional Composition and Biotechnological Applications. **Biomolecules** 2019, Vol. 9, Page 465, v. 9, n. 9, p. 465, 9 set. 2019.

SHEBITZ, D. J.; AGNEW, L. P.; OVIEDO, A.; MONGA, G.; RAMANATHAN, D. Introducing the Potential Medicinal and Ecological Value of a Pioneer Tree Species as a Justification to Conserve and Sustainably Manage Tropical Secondary Forests: *Vismia macrophylla* as a Case Study. **Journal of Ethnobiology**, v. 40, n. 1, p. 70–88, 1 abr. 2020.

SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. R. P.; ALDER, D. The Interpretation and Misinterpretation of Mortality Rate Measures. **Source: Journal of Ecology**, v. 83, n. 2, p. 331–333, 1995.

SIQUEIRA-GAY, J.; SONTER, L. J.; SÁNCHEZ, L. E. Exploring potential impacts of mining on forest loss and fragmentation within a biodiverse region of Brazil's northeastern Amazon. **Resources Policy**, v. 67, p. 101662, 1 ago. 2020.

SONTER, L. J.; HERRERA, D.; BARRETT, D. J.; GALFORD, G. L.; MORAN, C. J.; SOARES-FILHO, B. S. Mining drives extensive deforestation in the Brazilian Amazon. **Nature Communications**, v. 8, n. 1, 2017.

SOUZA, R. R. DE. **Estudo florístico e caracterização polínica de recursos utilizados por abelhas nativas em áreas verdes urbanas na Amazônia oriental**. Belém: UFRA, 17 out. 2023.

SPLETOZER, A. G.; RODRIGUES, L.; SANTOS, C. R. DOS; KOCH, A. K.; ZANUNCIO, J. C.; SOARES-LOPES, C. R. A. Composition and structure of tree species in two forest fragments in southern amazon region. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 46, n. 1, p. 189–203, 1 mar. 2023.

VIEIRA, D. L. M.; RODRIGUES, S. B.; JAKOVAC, C. C.; ROCHA, G. P. E. DA; REIS, F.; BORGES, A. Active restoration initiates high quality forest succession in a deforested landscape in amazonia. **Forests**, v. 12, n. 8, 1 ago. 2021.

WORLANYO, A. S.; JIANGFENG, L. Evaluating the environmental and economic impact of mining for post-mined land restoration and land-use: A review. **Journal of Environmental Management**, v. 279, 1 fev. 2021.

YUE, Q.; SHIJIN, W.; SHENGYUN, C.; XINGRAN, C. A systematic review of ecological restoration in China from 1991 to 2024: A bibliometric analysis. **Ecological Engineering**, v. 222, p. 107794, 1 jan. 2026.

ZANGALLI, C.; FOCKINK, G. D.; ALMEIDA, B. R. S. DE; OLIVEIRA, E. DE; GOES, M. P. DE; NICOLETTI, M. F.; FLORIANI, M. M. P.; KANIESKI, M. R. Ecological indicators of forest regeneration in areas of Araucaria Forest in South Brazil. **Ecological Engineering**, v. 194, 1 set. 2023.

ŽIBRET, G.; GOSAR, M.; MILER, M.; ALIJAGIĆ, J. Impacts of mining and smelting activities on environment and landscape degradation—Slovenian case studies. **Land Degradation and Development**, v. 29, n. 12, p. 4457–4470, 1 dez. 2018.

Considerações Finais

Esta dissertação evidenciou avanços na utilização de indicadores ecológicos para o monitoramento da restauração de florestas ripárias degradadas pela mineração, com crescente integração entre indicadores de composição, estrutura e função. O estudo empírico demonstrou que a restauração ativa por plantio de mudas promoveu avanços estruturais e facilitou o desenvolvimento da vegetação ao longo do tempo, embora as áreas restauradas ainda apresentem menor diversidade e complexidade funcional em comparação à floresta de referência. A espécie *Clitoria fairchildiana* destacou-se pelo elevado desempenho no crescimento, evidenciando seu potencial na aceleração da recuperação estrutural. De modo geral, os resultados reforçam a importância do monitoramento baseado em múltiplos indicadores ecológicos e da adoção de estratégias de manejo adaptativo para promover a recuperação sustentável de ecossistemas ripários degradados por mineração.