



ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E SUSTENTABILIDADE

**ÍNDICES ESPECTRAIS NA APLICAÇÃO DE LINHAS DE BASE DINÂMICA EM
PROJETOS DE CARBONO DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL**

Por

YOHANA CUNHA DE MELLO

NAZARÉ PAULISTA, 2026



**ESCOLA SUPERIOR DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E
SUSTENTABILIDADE**

**ÍNDICES ESPECTRAIS NA APLICAÇÃO DE LINHAS DE BASE DINÂMICA EM
PROJETOS DE CARBONO DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL**

Por

YOHANA CUNHA DE MELLO

COMITÊ DE ORIENTAÇÃO

PROF. Dr. Danilo Roberti Alves de Almeida

PROF. Dr. Laury Cullen Junior

PROF. Dr. Cléber Rodrigo de Souza

TRABALHO FINAL APRESENTADO AO PROGRAMA DE MESTRADO
PROFISSIONAL EM CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE E
DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL COMO REQUISITO PARCIAL À
OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE

IPÊ – INSTITUTO DE PESQUISAS ECOLÓGICAS

NAZARÉ PAULISTA, 2026

Ficha Catalográfica

Mello, Yohana.

Índices espectrais na aplicação de linhas de base dinâmica em projetos de carbono de restauração florestal, 2026. 86pp

Trabalho Final (mestrado): IPÊ – Instituto de Pesquisas Ecológicas

1. Mercado Voluntário de Carbono;
 2. Sensoriamento Remoto;
 3. Linhas de Base Dinâmica;
 4. VM0047;
 5. Restauração florestal
- I. Escola Superior de Conservação Ambiental e Sustentabilidade, IPÊ

BANCA EXAMINADORA

NAZARÉ PAULISTA, 2026

Prof. Dr. Danilo Roberti Alves de Almeida

Prof. Dr. Alexandre Uezu

Prof. Dra. Rafaela Pereira Naves

À minha família, às mulheres que me criaram e aos caminhos que escolhi seguir.

*“O conhecimento é assim: ri de si mesmo e de suas certezas.
É meta da forma: metamorfose, movimento, fluir do tempo.
que tanto cria como arrasa, ao nos mostrar que, para o voo,
é preciso tanto o casulo quanto a asa”*

Mauro Iasi, *Aula de Vôo*

*“O real não está na saída nem na chegada:
ele se dispõe para a gente é no meio da travessia.”*

Guimarães Rosa- *Grande Sertão: Veredas*.

AGRADECIMENTOS

À ciência e à conservação da biodiversidade, deixo meu reconhecimento por serem, ao mesmo tempo, campo de atuação e escolha de vida.

Ao Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ) e a ESCAS, agradeço por representarem mais do que uma formação acadêmica. São um legado vivo, construído ao longo de décadas de dedicação à conservação, e é uma honra conhecer e aprender com suas iniciativas, histórias e territórios de atuação.

Agradeço aos professores, orientadores e pesquisadores que contribuíram com referências, críticas generosas e conversas que ajudaram a dar forma a este trabalho.

Ao Cléber, amigo e orientador, que acreditou no projeto, caminhou comigo e ajudou a transformar dados em compreensão.

À minha turma de mestrado, pela partilha que tornou essa jornada viva: entre aulas, resenhas, viagens, campos e conversas que ampliaram meu olhar e minha forma de compreender o mundo.

Este é um mestrado profissional, construído junto ao meu trabalho, entre demandas reais e descobertas que impulsionaram este estudo. Este trabalho nasce dessa prática: dos desafios que pediram ousadia, das oportunidades de inovar e das perguntas que surgiram no dia a dia. Agradeço às equipes e pessoas com quem trabalhei, pelas trocas, confiança e pelo espaço para aprender, explorar e crescer.

Às quatro mulheres que me criaram: minha mãe, minha avó, minha tia-bisavó e minha bisavó (*in memoriam*) agradeço a força, coragem e possibilidade. Mulheres que, em contextos adversos, criaram caminhos onde não havia mapa, e tornaram possível que eu percorresse trajetórias que a elas não foram oferecidas.

Ao meu companheiro, por ser abrigo, presença e parceria diária. Obrigada por sustentar comigo o cotidiano, atravessar os dias difíceis e tornar mais leve a travessia.

Ao meu filho, por ampliar meu olhar e por me lembrar, todos os dias, que tamanho é apenas proporção e que imaginação, curiosidade e empolgação são formas de seguir aprendendo.

Aos amigos de todas as horas, obrigada por me sustentarem nos momentos difíceis, celebrarem cada avanço e tornarem essa jornada mais leve, mais profunda e mais verdadeira.

Por fim, agradeço à espiritualidade, essa presença discreta que acompanha os processos longos, os silêncios e as transformações profundas, oferecendo força e confiança na travessia.

SUMÁRIO

AGRADECIMENTOS	6
LISTA DE TABELAS	9
LISTA DE FIGURAS	10
LISTA DE ABREVIACÕES	12
ABSTRACT	14
RESUMO.....	15
1. INTRODUÇÃO	16
2. OBJETIVOS	19
2.1 Objetivos gerais	19
2.2 Objetivos Específicos	19
3. REFERENCIAL TEÓRICO	19
3.1 Mata Atlântica e sua vocação para restauração.....	19
3.2 Monitoramento e Sensoriamento Remoto	22
3.3 Evolução das Linhas de Base: Da Abordagem Estática à Dinâmica... 26	
3.4 Índices de Vegetação e a Estimativa do Estoque de Carbono.....	28
3.5 Benchmarks de Desempenho e Equivalência Estatística	32
4. MATERIAIS E MÉTODOS.....	34
4.1 Áreas de estudo.....	34
4.2 Análise de desempenho da restauração (<i>Performance Benchmark</i>)	37
4.2.1 Definição das parcelas de projeto	38
4.2.2 Definição da área doadora (Donor pool)	38
4.2.3 Processamento, composição e extração dos índices.....	41
4.2.4 Definição e Avaliação das Correspondências	42
4.2.5 Monitoramento Após o Início do Projeto.....	44
4.2.6 Análise de dados	46
5. RESULTADOS.....	49

5.1 Impactos no Processo de Correspondência (pré restauração)	49
5.2 Impactos no monitoramento (pós restauração)	52
5.3 Saturação espectral e referência de floresta madura.....	57
6. DISCUSSÃO	59
6.1 Impactos metodológicos nas etapas antes do início do projeto	59
6.2 Impactos metodológicos nos resultados do <i>Performance Benchmark</i> (pós start date).....	60
6.3 Impactos metodológicos na saturação dos índices	62
6.4. Implicações para projetos ARR	64
7. CONCLUSÃO.....	65
8. REFERÊNCIAS.....	67
APÊNDICE: MATERIAIS SUPLEMENTARES.....	71

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Principais índices espectrais e métricas estruturais utilizados como proxies do Stocking Index (SI), com respectivas fontes, sensibilidades, vantagens e limitações para a estimativa indireta da biomassa acima do solo.	31
Tabela 2. Informações básicas dos sítios incluídos no estudo.	36
Tabela 3. Atributos considerados para definição da área do Donor Pool	39
Tabela 4. S1-Lista das parcelas de projeto por área do projeto e coordenadas geográficas.....	71
Tabela 5. S2. Data de início do projeto (start date) e períodos de monitoramento utilizados por sítio.....	80
Tabela 6. S3 Diferença Padronizada das Médias (SDM) média por índice e janela sazonal.....	81
Tabela 7. S4 Resultados do Performance Benchmark (PBt) por área do projeto, índice, janela sazonal e período de monitoramento.	84

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Plataformas de maior detalhe espacial tendem a apresentar menor cobertura espacial e temporal, enquanto sensores orbitais oferecem maior abrangência e séries históricas longas, com maior incerteza estrutural. Fonte: Adaptado de Ament et al. (2025), com base em Campbell et al. (2022).	23
Figura 2. Disponibilidade temporal e resolução espacial de sensores orbitais de acesso público comumente utilizados ao longo do período de 1972 a 2025. Adaptado de Ament et al. (2025).	24
Figura 3. Esquema da aplicação da VM0047, destacando o uso do Stocking Index (SI) nas etapas ex ante (equivalência via SDM) e ex post (comparação por ΔSI).	32
Figura 4. Mapa das áreas de estudo selecionadas.	35
Figura 5. Etapas do Performance Benchmark.	37
Figura 6. Exemplo de área doadora.	40
Figura 7. Cenários de Performance Benchmark (PB_t) a partir das inclinações (ΔSI) das séries temporais do Índice de Estoque (SI) em parcelas de controle e de projeto. PB_t é adimensional e também é apresentado em porcentagem, ilustrando a dedução de remoções ($PB_t\% = 100 \times PB_t$)	48
Figura 8. Distribuição dos valores de SDM por combinação entre índice espectral (NDVI, EVI, NDFI) e sazonalidade (seca, chuvosa, média anual), agregando todas as áreas de projeto. Letras indicam grupos estatisticamente distintos ($p < 0,05$). A linha tracejada indica o limite metodológico $SDM \leq 0,25$ (VM0047). ..	50
Figura 9. SDM médio por sítio para cada combinação de índice (NDVI, EVI, NDFI) e sazonalidade (seca, chuvosa, média anual). Barras mais altas indicam menor similaridade entre parcelas de projeto e controle; a linha horizontal tracejada representa o limite método	51
Figura 10. Distribuição de cenários (%) por combinação de índice (linhas: EVI, NDFI, NDVI) e estação (colunas: média anual, seca, chuvosa), agregando áreas e períodos.	52
Figura 11. Proporção de cenários por índice \times estação ao longo dos anos após a restauração.	53

Figura 12. Contagem de cenários por código de sítio, índice e estação. Cada barra representa uma ocorrência de cenário em determinada combinação local.	54
Figura 13. Distribuição dos cenários por índice e estação, empilhados por ordem de período.	55
Figura 14. Distribuição dos valores de PB_t apenas para o cenário com desconto parcial (0-100%). (a) Distribuição por índice (cores) e estação (facetadas). (b) Distribuição agregada por índice. As caixas representam a mediana e o intervalo interquartil (IQR), os bigodes indicam a variação dos valores até 1,5 X IQR; os pontos correspondem as observações individuais.	56
Figura 15. Tendência temporal do PB_t médio ao longo dos anos após a restauração, por índice (NDVI, EVI, NDFI) e estação (média anual, seca, chuvosa). As linhas representam a média de PB_t	57
Figura 16. Trajetórias médias de projeto e controle por índice x estação e linha de referência de floresta madura (old-growth forest). A linha vertical tracejada indica o início do projeto ($t = 0$).	58

LISTA DE ABREVIações

ANOVA: Análise de Variância

ARR: atividades de florestamento, reflorestamento e revegetação (*Afforestation, Reforestation and Revegetation*).

CCP: Princípios Centrais de Carbono (*Core Carbon Principles*).

CHM: modelo de altura do dossel (*Canopy Height Model*).

DCAB: linhas de base dinâmica com área controle (*Dynamic Control Area Baseline*).

EVI: índice de vegetação aprimorado (*Enhanced Vegetation Index*).

EVI2: índice de vegetação aprimorado 2 (*Enhanced Vegetation Index 2*).

GEE: plataforma Google Earth Engine (*Google Earth Engine*).

GLMM: modelos lineares generalizados com efeitos mistos (*Generalized Linear Mixed Models*).

IBGE: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística

ICVCM: Conselho de Integridade do Mercado Voluntário de Carbono (*Integrity Council for the Voluntary Carbon Market*).

IPCC: Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (*Intergovernmental Panel on Climate Change*).

IPÊ: Instituto de Pesquisas Ecológicas

IQR: intervalo interquartil (*Interquartile Range*).

kNN: método dos k-vizinhos mais próximos (*k-nearest neighbors*).

LAI: índice de área foliar (*Leaf Area Index*).

LiDAR: é um sensor remoto ativo a bordo de plataformas (tripuladas ou não tripuladas) e um método direto de captura de dados (*Light Detection and Ranging*).

MRV: monitoramento, relato e verificação (*Monitoring, Reporting and Verification*).

NBR: razão normalizada de queimada (*Normalized Burn Ratio*).

NDFI: índice normalizado de diferença de frações (*Normalized Difference Fraction Index*).

NDMI: índice normalizado de diferença de umidade (*Normalized Difference Moisture Index*).

NDVI: índice de vegetação por diferença normalizada (Normalized Difference Vegetation Index).

NIR: infravermelho próximo (Near Infrared).

PA: área do projeto (Project Area).

PB: referência de desempenho (Performance Benchmark).

PBt: referência de desempenho no tempo t (Performance Benchmark at time t).

QA_PIXEL: banda indicadora de qualidade do pixel (Quality Assessment Pixel).

SDM: Diferença padronizada das médias (Standardized Difference of Means).

SE: erro padrão (Standard Error).

SI: índice de estoque (Stocking Index).

VCM: mercado voluntário de carbono (Voluntary Carbon Market).

VCS: padrão verificado de carbono (Verified Carbon Standard).

VM0047: metodologia Verra/VCS 0047 para projetos ARR

ABSTRACT

This study evaluates how technical decisions in the application of the Performance Benchmark (Appendix 01 of the VM0047 methodology, Verra/VCS) affect the construction of dynamic baselines and the quantification of project performance in forest restoration initiatives in the Atlantic Forest biome. The research was conducted in 14 restored areas in Pontal do Paranapanema (São Paulo State, Brazil), using remote sensing time series to compare the trajectories of spectral indices (NDVI, EVI, and NDFI) between project plots and control plots selected through matching. The analyses considered three seasonal windows (Seca season, Chuvosa season, and Anual mean) and assessed: (i) matching quality using the Standardized Difference of Means (SDM); (ii) the distribution of Performance Benchmark (PB_t) outcomes during the post-implementation period; and (iii) evidence of spectral saturation based on comparison with a mature forest reference site (Morro do Diabo State Park). Results indicate that combinations of index and seasonal window directly influence matching quality, with NDFI performing best, particularly in Seca and Chuvosa season composites, while during monitoring the choice of index proved more influential than seasonality for PB_t magnitude when significant differences were observed. NDVI and EVI approached mature forest reference values more rapidly, suggesting higher risk of saturation in long-term series, whereas NDFI preserved a wider dynamic range and tended to detect differences more conservatively. Overall, the findings provide technical support for greater standardization and transparency in methodological choices under VM0047, with direct implications for integrity and replicability in ARR projects.

Keywords: Voluntary Carbon Market; Performance Benchmark; Dynamic Baselines; Vegetation Indices; Remote Sensing; Forest Restoration; VM0047.

RESUMO

Este estudo avalia como decisões técnicas na aplicação do Performance Benchmark (Apêndice 01 da metodologia VM0047, Verra/VCS) afetam a construção de linhas de base dinâmicas e a quantificação de desempenho em projetos de restauração florestal na Mata Atlântica. A pesquisa foi conduzida em 14 áreas restauradas no Pontal do Paranapanema (SP), utilizando séries temporais de sensoriamento remoto para comparar a trajetória de índices espectrais (NDVI, EVI e NDFI) entre parcelas de projeto e parcelas de controle selecionadas por pareamento (*matching*). As análises consideraram três janelas sazonais (estação seca, estação chuvosa e média anual) e avaliaram: (i) a qualidade do pareamento via Diferença Padronizada das Médias (SDM); (ii) a distribuição dos cenários do Performance Benchmark (PB_t) no período pós-implantação; e (iii) evidências de saturação espectral por comparação com uma floresta madura de referência (Parque Estadual Morro do Diabo). Observou-se que combinações de índice e janela sazonal influenciam diretamente a qualidade do *matching*, com melhor desempenho do NDFI, especialmente na estação seca/chuvosa, enquanto no monitoramento o índice mostrou-se mais determinante do que a sazonalidade para a magnitude do PB_t quando há diferença significativa. Por fim, NDVI e EVI aproximam-se mais rapidamente da referência de floresta madura, sugerindo maior risco de saturação em séries longas, enquanto o NDFI preserva maior faixa dinâmica e tende a detectar diferenças de forma mais conservadora. Os resultados fornecem subsídios para padronização e transparência de escolhas metodológicas sob a VM0047, com implicações diretas para integridade e replicabilidade em projetos ARR.

Palavras-chave: Mercado Voluntário de Carbono; Linhas de Base Dinâmicas; Índices de Vegetação; Sensoriamento Remoto; Restauração Florestal; VM0047, Performance Benchmark.

1. INTRODUÇÃO

As mudanças climáticas têm se intensificado nas últimas décadas, impulsionadas principalmente pela queima de combustíveis fósseis, desmatamento, e mudanças no uso da terra (IPCC, 2023). No Brasil, esses impactos já são observados de maneira concreta, afetando sistemas ecológicos (Nobre et al., 2019) e ampliando a vulnerabilidade socioambiental (Marengo et al., 2021). Na Mata Atlântica, bioma altamente fragmentado, esse cenário reforça a urgência de restauração (Rezende et al., 2018).

A restauração ecológica é amplamente reconhecida como uma das soluções mais eficazes e custo-efetivas para mitigação das mudanças climáticas, conforme evidenciam as iniciativas internacionais como o Desafio de Bonn e a Década da ONU da Restauração de Ecossistemas (2021 -2030). Além de promover a captura de carbono atmosférico por meio do incremento na cobertura vegetal, projetos de restauração podem aumentar a resiliência das paisagens, conservar a biodiversidade e gerar benefícios socioeconômicos (Chazdon & Brancalion, 2019). Segundo Griscom et al. (2017), o reflorestamento representa uma das maiores oportunidades de mitigação climática entre as Soluções Baseadas na Natureza (SbN), com potencial técnico de remoção de até 10 gigatoneladas de CO₂ equivalente por ano até 2030. Estudos recentes também destacam benefícios adicionais associados à restauração, como a recuperação de funções ecossistêmicas, a proteção hídrica e a melhoria da conectividade de paisagens (Brancalion & Chazdon, 2023).

Para que esses projetos acessem o mercado voluntário de carbono, é necessário demonstrar que as remoções sejam quantificáveis, adicionais e permanentes, em conformidade com critérios de integridade climática (ICVCM, 2025). Nesse contexto, a definição de uma linha de base confiável, isto é, uma estimativa realista do que aconteceria na ausência do projeto, é central para a credibilidade dos projetos e créditos gerados.

Historicamente, linhas de base para o setor florestal foram frequentemente fundamentadas em projeções estáticas derivadas de tendências históricas de uso da terra. Estudos indicam, no entanto, que abordagens desse tipo podem superestimar benefícios climáticos por não capturarem adequadamente variabilidade ambiental, os ciclos de manejo e as dinâmicas

socioeconômicas que influenciam a regeneração natural (Griscom, 2020). Em paralelo, a literatura de avaliação de impacto ambiental tem demonstrado que comparações baseadas em grupos contrafactuais empiricamente construídos (Ferraro & Hanauer, 2014), podem gerar estimativas mais robustas e menos sujeitas a vieses de seleção (Rosenbaum & Rubin, 1983).

É nesse contexto que se insere a metodologia VM0047 do *Verified Carbon Standard* (VCS), voltada para projetos de Afforestation, Reforestation and Revegetation (ARR). A metodologia adota uma abordagem de linhas de base dinâmica fundamentada em indicadores de desempenho (*Performance Benchmarks- PB_t*) e no pareamento entre parcelas de projeto e parcelas controle ambientalmente comparáveis. Trata-se da primeira metodologia a obter o selo do *Integrity Council for the Voluntary Carbon Market* (ICVCM)- *Core Carbon Principles* (CCPs), reforçando sua relevância como referência para projetos de restauração.

Na VM0047, o cenário contrafactual deixa de ser representado por uma projeção fixa e passa a ser construído a partir da comparação contínua entre áreas de projeto e parcelas de controle selecionadas com base em características semelhantes, como solo, relevo, clima, cobertura vegetal e histórico de uso da terra. Nessa abordagem, o *Performance Benchmark* (PB_t) cumpre três funções centrais ao longo do ciclo do projeto: (i) sustentar o cenário de linha de base e demonstrar a adicionalidade; (ii) definir, *ex ante*, a dedução nas estimativas iniciais de remoções; e (iii) quantificar, *ex post*, a dedução final com base nos dados de monitoramento. Apesar de sua relevância, a aplicação da metodologia envolve desafios técnicos ainda pouco explorados, especialmente relacionados à operacionalização do *Stocking Index* (SI), métrica correlacionada à biomassa acima do solo cuja definição é flexível e depende de decisões metodológicas do desenvolvedor.

Diferentes proxies para o SI, como índices espectrais, apresentam sensibilidades distintas à estrutura florestal, ao vigor vegetativo e à sazonalidade, além de estarem sujeitos à saturação espectral em estágios avançados da restauração, o que pode reduzir sua capacidade discriminatória (Huete et al., 2002; Asner et al., 2010; Gao et al., 2023). A trajetória temporal de índices como NDVI, EVI e NDFI não é necessariamente linear, refletindo diferenças entre fases sucessionais e condições ambientais (Chazdon et al.,

2016 e Silva et al., 2024). Em regiões tropicais, variações sazonais entre estação seca e chuvosa podem influenciar a resposta espectral da vegetação e a estabilidade das séries temporais (Ponzoni et al., 2015; Shimabukuro & Ponzoni, 2017). Assim, escolhas metodológicas na definição do SI, como seleção índice espectral e da janela sazonal de composição das séries temporais, podem gerar trajetórias divergentes entre áreas de projeto e controle, resultando em diferentes valores de Performance Benchmark (PB_t) e, conseqüentemente, em percentuais distintos de dedução aplicados às remoções.

Diante da adoção recente de linhas de base dinâmicas e da abordagem de *Performance Benchmark* em projetos ARR, ainda é limitado o conhecimento empírico sobre como escolhas metodológicas, como o índice espectral e à janela sazonal afetam a qualidade do pareamento, no comportamento do PB_t nos períodos de monitoramento e os sinais de saturação frente a florestas maduras de referência. Essa lacuna é particularmente relevante em contextos como a Mata Atlântica, onde sazonalidade climática e heterogeneidade espacial influenciam a consistência das comparações e a interpretação dos resultados.

Diante desse cenário, este estudo analisa 14 áreas restauradas, com diferentes idades no Pontal do Paranapanema (SP) e avalia como a escolha do índice espectral (NDVI, EVI e NDFI) e a janela sazonal de composição influencia: (i) a qualidade do pareamento entre parcelas de projeto e controle, (ii) a ocorrência e a magnitude do *Performance Benchmark* em diferentes períodos de monitoramento e (iii) sinais de saturação dos índices frente a uma floresta madura de referência. O caráter inédito do trabalho está em demonstrar como escolhas metodológicas no *Stocking Index* (SI), métrica correlacionada à biomassa, derivada de índice espectral e janela sazonal condicionam a trajetória dos valores de PB_t ao longo do monitoramento do projeto e, por extensão, o percentual de dedução aplicado às remoções elegíveis nos ciclos de verificação. Com isso, a pesquisa oferece subsídios para escolhas mais consistentes e transparentes sob a VM0047, com implicações diretas para integridade e replicabilidade de projetos de restauração na Mata Atlântica.

2. OBJETIVOS

2.1 Objetivos gerais

Avaliar o impacto das escolhas metodológicas na aplicação da abordagem de *Performance Benchmark* proposta pela metodologia VM0047, com ênfase na seleção de índices espectrais (NDVI, EVI e NDFI) correlacionados com a biomassa e a sazonalidade climática. O estudo utiliza dados de sensoriamento remoto para analisar o desempenho de áreas em restauração ecológica na Mata Atlântica.

2.2 Objetivos Específicos

1. Analisar como a escolha metodológica do índice espectral e da janela sazonal influencia a qualidade do pareamento (*matching process*) entre as parcelas do projeto e de controle, a partir da métrica *Standardized Difference of Means* (SDM);

2. Avaliar de que forma essas escolhas metodológicas afetam os resultados do *Performance Benchmark* no período pós restauração, incluindo sua ocorrência, magnitude e os percentuais de dedução associados às remoções elegíveis;

3. Avaliar sinais de saturação dos índices espectrais estudados (NDVI, EVI e NDFI) ao longo do tempo, por comparação com uma floresta madura de referência, discutindo suas implicações para séries de monitoramento de longo prazo.

3. REFERENCIAL TEÓRICO

3.1 Mata Atlântica e sua vocação para restauração

A Mata Atlântica é reconhecida como um dos *hotspots* de biodiversidade mais importantes do planeta, combinando elevada riqueza biológica, altos níveis de endemismo e intenso histórico de conversão e degradação (Meyers, 2000). Estima-se que o bioma abrigue cerca de 20.000 espécies de plantas, das quais aproximadamente 40% são endêmicas, além de mais de 2.000 espécies de vertebrados, com níveis igualmente expressivos de endemismo. Apesar de sua relevância ecológica, restam apenas 11,73% de sua cobertura original, distribuídos em aproximadamente 245.000 fragmentos florestais, dos quais

83,4% possuem menos de 50 hectares. Quase metade das florestas remanescentes está situada a menos de 100 m de uma borda, e apenas uma pequena parcela encontra-se sob proteção legal efetiva (Ribeiro et al., 2009).

Esse padrão de fragmentação compromete a integridade ecológica do bioma ao intensificar efeitos de borda, reduzir a área núcleo e isolar populações, afetando processos ecológicos fundamentais para a manutenção da biodiversidade e do funcionamento ecossistêmico (Fahrig, 2003; Vancine et al., 2024). Estudos de campo também demonstram perdas expressivas de biomassa e empobrecimento da riqueza arbórea, sobretudo entre espécies de ciclo longo, sementes grandes e endêmicas, indicando que a degradação da Mata Atlântica não se traduz apenas em perda de área, mas também em simplificação estrutural e funcional das florestas remanescentes (Lima et al., 2020). Do ponto de vista climático, essa degradação representa redução da capacidade de estoque e sequestro de carbono, reforçando que a restauração da Mata Atlântica constitui não apenas um imperativo ecológico, mas também uma estratégia relevante para provisão de serviços ecossistêmicos.

Embora esses dados descrevam a Mata Atlântica em escala nacional, o bioma apresenta marcada heterogeneidade interna, incluindo distintas sub-regiões biogeográficas, como Florestas de Interior, Serra do Mar e Bahia, definidas a partir de variações na distribuição de aves, borboletas e primatas (Silva: Casteleti, 2003; Ribeiro et al., 2009). Neste estudo, o foco recai sobre a Mata Atlântica de Interior, especificamente a região do Pontal do Paranapanema, no extremo oeste do estado de São Paulo, em área de confluência dos rios Paraná e Paranapanema e de proximidade com a divisa com o estado do Paraná. Essa sub-região é reconhecida como a maior em extensão dentro do bioma e, ao mesmo tempo, como uma das mais severamente fragmentadas, desempenhando papel estratégico para a conectividade regional. O recorte espacial adotado busca, portanto, evitar generalizações indevidas e situar a análise em um contexto ecológico e territorial mais específico.

Nesse cenário, a restauração ecológica assume papel central. Em áreas com maior capacidade de regeneração espontânea, a regeneração natural pode contribuir de forma importante para a recuperação da cobertura florestal. Já em áreas mais degradadas ou com baixa resiliência, intervenções ativas, como o plantio seletivo de espécies e o manejo da regeneração, tornam-se necessárias

para acelerar a sucessão e ampliar a diversidade florística (Chazdon et al., 2016). Em escala de paisagem, estratégias que ampliam áreas núcleo e reduzem o isolamento entre fragmentos são especialmente relevantes para restabelecer a conectividade ecológica e aumentar a estabilidade das formações florestais ao longo do tempo (Tambosi et al., 2014; Strassburg et al., 2019).

Ainda assim, a persistência da regeneração não é garantida. Entre 1985 e 2019, foram mapeados aproximadamente 4,47 milhões de hectares de regeneração natural na Mata Atlântica, mas cerca de um terço dessa área voltou a ser desmatado após uma média de 7,9 anos, sobretudo em regiões de menor altimetria e maior pressão antrópica. Em contraste, regenerações localizadas em encostas mais íngremes e margens de rios apresentaram maior persistência, evidenciando a influência do contexto ambiental e do uso do solo sobre a longevidade dessas formações (Piffer et al., 2022). Essa vulnerabilidade limita o potencial de sequestro de carbono de florestas secundárias jovens no longo prazo e reforça a necessidade de mecanismos que apoiem sua manutenção e consolidação.

Nesse contexto, mecanismos de financiamento climático, como projetos de ARR e REDD+, podem desempenhar papel relevante ao criar incentivos para a conservação e a restauração. No entanto, esses instrumentos nem sempre contemplam adequadamente fases iniciais da regeneração natural, o que pode restringir seu alcance e reduzir a capacidade de incorporar trajetórias ecológicas diversas dentro das estratégias de mitigação (Brancaion et al., 2024). Estudos recentes também apontam a importância de rever critérios de elegibilidade e de incorporar múltiplos serviços ecossistêmicos, além do carbono, para ampliar a efetividade e a sustentabilidade das iniciativas de restauração (Brancaion et al., 2023).

A dinâmica da paisagem, marcada pela fragmentação, por trajetórias heterogêneas de regeneração e pela persistência limitada de parte das florestas secundárias, torna especialmente relevante a avaliação de iniciativas de restauração com base em sua trajetória e efetividade ao longo do tempo. Essas condições também reforçam a importância de abordagens capazes de demonstrar o desempenho da restauração e de reduzir incertezas na interpretação dos resultados, aspecto central em metodologias aplicadas a projetos de carbono (Uezu et al., 2016; Piffer et al., 2022).

3.2 Monitoramento e Sensoriamento Remoto

O sensoriamento remoto tem papel crescente em projetos de carbono por apoiar desde a caracterização inicial da paisagem até o monitoramento contínuo da vegetação e a identificação de riscos relacionados à adicionalidade e à permanência. Em projetos florestais, séries temporais derivadas de sensores orbitais permitem reconstruir trajetórias de uso e cobertura da terra, acompanhar mudanças na vegetação ao longo do tempo e subsidiar comparações entre áreas de projeto e áreas de referência regionalmente representativas. No contexto de *monitoring, reporting and verification* (MRV), esses dados podem apoiar tanto abordagens baseadas em diferença de estoques, por meio da comparação entre datas sucessivas, quanto abordagens baseadas em ganhos e perdas, nas quais mudanças de uso do solo são combinadas a fatores de emissão ou remoção (Ament; Fesenmyer; Yeo, 2025).

A aplicabilidade do sensoriamento remoto, contudo, depende diretamente das resoluções espacial, temporal e espectral dos sensores empregados. A resolução espacial condiciona o nível de detalhe da observação; a resolução temporal define a frequência de revisita e a capacidade de acompanhar mudanças ao longo do tempo; e a resolução espectral influencia o potencial de discriminar alvos e processos biofísicos distintos. A escolha dos produtos, portanto, deve considerar simultaneamente a escala do projeto e a adequação do sensor ao fenômeno de interesse.

Em paisagens fragmentadas, essas características tornam-se especialmente relevantes, pois a heterogeneidade intrapixel pode aumentar as incertezas de interpretação e comprometer a representação de fragmentos pequenos ou transições sutis entre classes de cobertura (Meneses, 2025). Além disso, à medida que o tamanho do pixel aumenta, tende a crescer o efeito de escala associado à mistura de diferentes coberturas e condições estruturais em uma mesma unidade espacial, o que pode reduzir a acurácia de estimativas biofísicas derivadas de sensoriamento remoto, como biomassa acima do solo. Estudos recentes indicam que essa perda de precisão é mais pronunciada em paisagens heterogêneas, nas quais pixels mais grosseiros tendem a suavizar variações locais e ampliar erros de estimativa (Yu et al., 2022).

As Figuras 1 e 2 sintetizam essas relações, destacando os compromissos entre abrangência espacial, profundidade temporal, detalhamento estrutural e níveis de incerteza associados a diferentes plataformas de sensoriamento remoto.

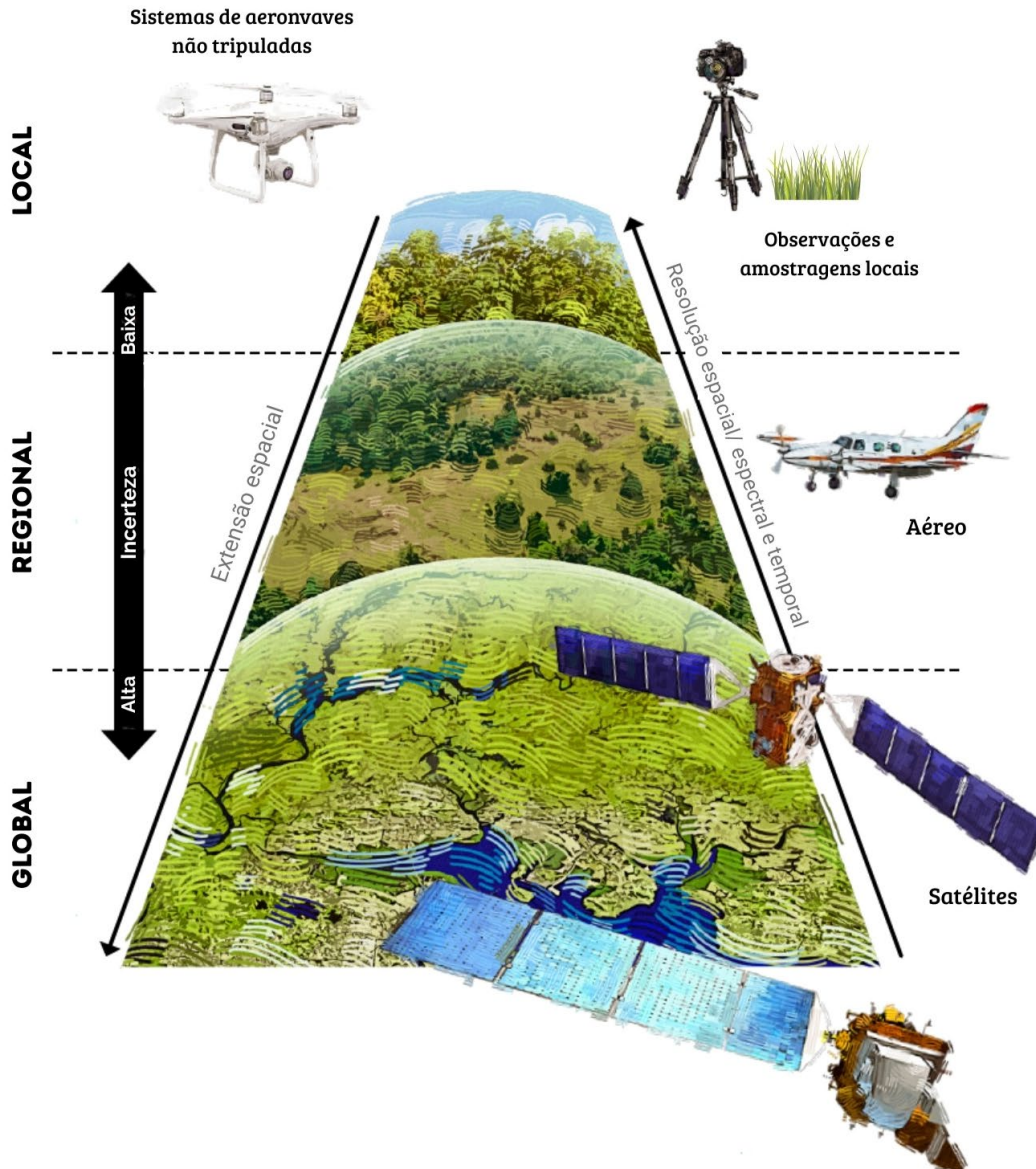


Figura 1. Plataformas de maior detalhe espacial tendem a apresentar menor cobertura espacial e temporal, enquanto sensores orbitais oferecem maior abrangência e séries históricas longas, com maior incerteza estrutural. Fonte: Adaptado de Ament et al. (2025), com base em Campbell et al. (2022).

Em sensores ópticos, o monitoramento da vegetação depende da resposta espectral registrada em diferentes bandas do espectro eletromagnético. Nessa abordagem, cada pixel pode ser interpretado como um vetor em um espaço multidimensional, no qual a separabilidade entre classes de cobertura do

solo decorre de diferenças em suas assinaturas espectrais. Essa separabilidade é central para a construção de índices e classificadores, pois define a capacidade de distinguir alvos com base em propriedades biofísicas da vegetação, do solo e de outros componentes da paisagem (Meneses; Almeida; Sano, 2025).

A Figura 2 sintetiza a disponibilidade temporal de sensores orbitais amplamente utilizados e de acesso público, destacando diferenças entre sensores passivos e ativos, bem como os intervalos aproximados de resolução espacial associados.

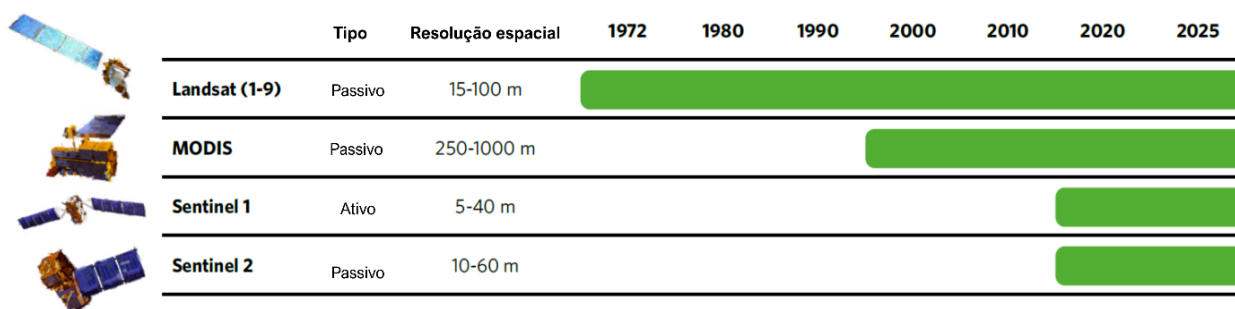


Figura 2. Disponibilidade temporal e resolução espacial de sensores orbitais de acesso público comumente utilizados ao longo do período de 1972 a 2025. Adaptado de Ament et al. (2025).

A disponibilidade temporal e a resolução espacial dos sensores também definem, as possibilidades analíticas em estudos de monitoramento florestal. Séries históricas longas, como as derivadas do programa Landsat, são particularmente úteis para reconstruir trajetórias passadas de uso e cobertura da terra. Por outro lado, sensores mais recentes, com maior resolução espacial ou observação ativa, ampliam a sensibilidade para detectar mudanças estruturais na vegetação, embora frequentemente apresentem menor cobertura temporal histórica ou maior complexidade de processamento.

Entre os produtos mais utilizados para monitoramento da vegetação estão os índices espectrais derivados de sensores ópticos, como NDVI, EVI e NDFI. Esses índices são amplamente empregados por permitirem acompanhar, de forma relativamente acessível e com alta repetitividade temporal, mudanças na cobertura e no vigor da vegetação, apoiando a representação indireta de variações relativas de biomassa acima do solo (de Almeida, 2024). Em projetos de restauração e carbono, sua principal contribuição está em permitir análises comparativas e multitemporais em larga escala, especialmente em contextos nos

quais medições de campo contínuas seriam logisticamente ou financeiramente limitadas.

Apesar dessas vantagens, o uso exclusivo de dados ópticos apresenta limitações importantes. Em áreas com biomassa moderada a alta, pode ocorrer saturação espectral, reduzindo a sensibilidade dos índices para representar a complexidade estrutural do dossel (Huete et al., 2002; Asner et al., 2010). Além disso, a resolução espacial dos produtos públicos, em geral entre 10 e 30 m, pode ser insuficiente para detectar fragmentos muito pequenos, bordas estreitas ou sinais mais sutis de degradação em formações florestais densas.

Por essa razão, a literatura recente tem ressaltado a importância de combinar diferentes fontes de evidência no monitoramento da restauração. Isso pode ocorrer tanto pela calibração e validação dos produtos orbitais com dados de campo quanto pela integração com variáveis e sensores mais sensíveis à estrutura da vegetação, como LiDAR, radar ou produtos multissensoriais. Essas abordagens ampliam a capacidade de captar atributos tridimensionais, reduzir incertezas e melhorar a interpretação de mudanças em trajetórias de regeneração florestal (de Almeida et al., 2024).

Avanços recentes incluem o uso de sensores com maior resolução espacial e temporal, a ampliação do acesso a dados ativos e a incorporação de técnicas de aprendizado de máquina para classificação, regressão e detecção de mudanças. Iniciativas que integram diferentes fontes orbitais em representações analíticas mais robustas também têm ampliado as possibilidades de uso do sensoriamento remoto em estudos ecológicos e em aplicações de MRV (Brown et al., 2025). Ainda assim, em paisagens fragmentadas e ecologicamente heterogêneas, a interpretação dos resultados continua dependente do contexto ecológico, da qualidade das séries temporais e da coerência metodológica entre os dados utilizados e as perguntas analíticas propostas.

Em síntese, o sensoriamento remoto oferece base indispensável para o monitoramento espaço-temporal da restauração florestal, especialmente quando o objetivo é acompanhar trajetórias de mudança, comparar áreas em diferentes contextos e reduzir custos operacionais em larga escala. No entanto, seu uso exige atenção às limitações dos sensores, às incertezas associadas aos proxies espectrais e à necessidade de integração com outras fontes de informação. Essa

discussão é particularmente relevante em metodologias que dependem da comparação entre séries temporais e do uso de indicadores remotos como proxy de desempenho, como ocorre na aplicação da VM0047.

3.3 Evolução das Linhas de Base: Da Abordagem Estática à Dinâmica

As linhas de base são componentes centrais na quantificação das remoções em projetos de carbono, pois representam o cenário contrafactual, isto é, o que aconteceria na ausência da intervenção do projeto (Gillenwater, 2012). Em abordagens tradicionais, esse cenário era frequentemente estimado por meio da extrapolação de tendências históricas de uso e cobertura da terra, estratégia conhecida como linha de base estática. Embora operacionalmente simples, esse modelo pode não representar adequadamente paisagens sujeitas a mudanças rápidas, influenciadas por fatores socioeconômicos, pressão antrópica e eventos climáticos extremos, gerando divergências entre o cenário projetado e o comportamento efetivamente observado da vegetação ao longo do tempo (Griscom, 2020).

Diante dessas limitações, metodologias mais recentes passaram a adotar o conceito de linha de base dinâmica, no qual o contrafactual deixa de ser uma referência fixa e passa a ser construído a partir de comparações empíricas entre áreas de projeto e unidades de controle ambientalmente equivalentes. Nessa abordagem, a linha de base é sustentada por indicadores observados e atualizada ao longo do tempo, permitindo que o desempenho do projeto seja comparado à mudança também observada em controles comparáveis (Ferraro & Hanauer, 2014). Nesse contexto, séries históricas de sensoriamento remoto têm papel fundamental ao possibilitar a reconstrução de padrões pretéritos de uso e cobertura da terra e a derivação de variáveis utilizadas na seleção de controles no entorno do projeto.

Em linhas de base dinâmicas, séries históricas de satélite permitem reconstruir padrões de uso e cobertura da terra e compor variáveis para seleção de controles ao redor da área do projeto. Em vez de definir uma referência única e fixa, metodologias recentes selecionam e ponderam múltiplas unidades de controle, atualizando o contrafactual ao longo do tempo e comparando o desempenho observado do projeto com a mudança observada em controles ambientalmente semelhantes (Ament; Fesenmyer; Yeo, 2025).

Na VM0047, essa lógica é operacionalizada por meio da definição prévia de uma área doadora (*donor pool*), correspondente ao conjunto de parcelas de controle elegíveis em um raio espacial predeterminado ao redor das áreas de projeto. Esse conjunto inicial estabelece o universo amostral a partir do qual serão selecionadas as parcelas ambientalmente mais semelhantes às parcelas do projeto. A delimitação do *donor pool* é, portanto, uma etapa essencial, pois busca assegurar que o pareamento ocorra dentro de um gradiente ambiental compatível e reflita condições reais de uso e cobertura da terra na região de influência do projeto.

A partir desse universo de elegibilidade, o pareamento entre parcelas de projeto e parcelas de controle é realizado por meio de métricas de distância multivariada, como a distância de Mahalanobis, que considera simultaneamente a variância e a covariância das covariáveis selecionadas, como características edáficas, relevo, histórico de uso da terra e valores históricos do *Stocking Index* (SI). Com base nessas distâncias, aplica-se o algoritmo *k-nearest neighbors* (kNN), associando cada unidade de projeto às k parcelas de controle mais próximas segundo os critérios estabelecidos. Na VM0047, o proponente pode definir tanto o valor de k quanto o índice de vegetação utilizado na composição do SI, desde que sejam respeitados os critérios de consistência metodológica exigidos pela abordagem.

A qualidade desse pareamento é avaliada por meio da diferença padronizada das médias (*Standardized Difference of Means* — SDM), calculada para cada covariável. O SDM compara as médias do conjunto de projeto e do conjunto de controle ponderado, padronizando essa diferença pela variabilidade conjunta dos grupos. Na metodologia, o pareamento é considerado adequado apenas quando todas as covariáveis apresentam SDM menor ou igual a 0,25. Caso esse critério não seja atendido, o processo deve ser refeito, podendo envolver a ampliação progressiva do raio do *donor pool* ou a redução do valor de k para todas as parcelas do projeto até que se obtenha um balanceamento satisfatório. Uma vez validado, o conjunto de controles e seus respectivos pesos permanece fixado ao longo do monitoramento do projeto.

Após essa etapa inicial de validação *ex ante*, a comparação entre projeto e controle passa a ser conduzida ao longo do tempo com base na trajetória do *Stocking Index*, permitindo a construção de *performance benchmarks*. Nessa

etapa, o interesse desloca-se da comparabilidade inicial entre grupos para a comparação entre suas trajetórias temporais, de modo que o desempenho observado no projeto possa ser interpretado em relação ao comportamento do contrafactual dinâmico. A aplicação desse modelo depende da disponibilidade de séries temporais consistentes, da definição criteriosa das áreas de controle e da interpretação dos resultados à luz de incertezas associadas à heterogeneidade espacial, às características dos sensores e a fatores externos que influenciam a regeneração (Silva et al., 2024).

Assim, as linhas de base dinâmicas representam um avanço em relação às abordagens estáticas ao introduzirem uma comparação observacional explícita entre projeto e controle, reduzindo a dependência de projeções simplificadas e fortalecendo a integridade da inferência contrafactual. Ao mesmo tempo, essa abordagem amplia as exigências metodológicas relacionadas à seleção de controles, à qualidade das séries temporais e à governança analítica dos resultados, aspectos centrais para a aplicação de *performance benchmarks* em projetos de carbono.

3.4 Índices de Vegetação e a Estimativa do Estoque de Carbono

Em metodologias baseadas em desempenho, como a VM0047, a avaliação das remoções de carbono nos projetos é orientada pela variação temporal de um indicador derivado de sensoriamento remoto, denominado *Stocking Index* (SI), utilizado como *proxy* de biomassa acima do solo. Nesse contexto, o SI pode ser compreendido como um agregado de métricas espectrais e, quando disponível, estruturais capaz de expressar a densidade, o vigor e a condição da cobertura florestal ao longo do tempo, funcionando como um indicador indireto do estoque de biomassa acima do solo (Asner et al., 2010; IPCC, 2019).

Entre as principais fontes de informação para compor o SI estão índices espectrais derivados de sensores ópticos, amplamente utilizados para caracterizar padrões de vegetação e representar variações relativas de biomassa no espaço e no tempo, sobretudo quando integrados a modelos calibrados e validados com dados de campo (Ament; Fesenmyer; Yeo, 2025). De modo geral, esses índices baseiam-se no comportamento espectral da vegetação, especialmente nas regiões do vermelho e do infravermelho próximo,

cuja resposta está associada a atributos biofísicos como teor de clorofila, estrutura foliar e conteúdo de água, o que sustenta sua ampla aplicação em estudos de monitoramento da cobertura e da dinâmica da vegetação (Meneses; Almeida; Sano, 2025).

Na prática, a seleção de índices e variáveis para compor o SI deve considerar a disponibilidade temporal dos dados, a adequação às condições locais e a sensibilidade às diferentes fases sucessionais, reconhecendo que a resposta espectral nem sempre acompanha, de forma linear, as mudanças estruturais da vegetação em ambientes heterogêneos.

Entre os índices ópticos mais utilizados como proxies do SI, destacam-se NDVI, EVI e NDFI. O NDVI, amplamente aplicado em estudos de vegetação, apresenta boa estabilidade temporal e elevada comparabilidade entre séries históricas, embora possa perder sensibilidade em condições de maior densidade de dossel em razão da saturação espectral (Rouse et al., 1973; Asner et al., 2010). O EVI, por sua vez, foi desenvolvido para ampliar a sensibilidade em áreas com maior biomassa e reduzir os efeitos do solo e da atmosfera, sendo, em geral, menos suscetível à saturação que o NDVI (Huete et al., 2002). Já o NDFI deriva de técnicas de mistura espectral linear (*spectral unmixing*) e permite discriminar frações de vegetação verde, vegetação não fotossintética, solo e sombra, contribuindo para diferenciar processos de degradação e regeneração em ambientes tropicais estruturalmente heterogêneos (Souza Jr. et al., 2005).

Do ponto de vista biofísico, índices como NDVI e EVI exploram a reflectância nas bandas do vermelho e do infravermelho próximo para realçar atributos relacionados ao vigor vegetativo, à cobertura e, indiretamente, à biomassa, conforme os princípios de interação da radiação eletromagnética com os alvos vegetados discutidos por Meneses, Almeida e Sano (2025). O NDFI amplia essa abordagem ao incorporar frações espectrais derivadas da decomposição dos componentes da cena, o que possibilita maior sensibilidade para distinguir áreas em diferentes graus de degradação e regeneração florestal. Essa característica torna o índice particularmente relevante em contextos de restauração, nos quais a heterogeneidade estrutural e composicional da vegetação pode limitar a interpretação de índices mais convencionais.

Embora os índices espectrais possam apresentar correlação com variações relativas de biomassa, essa relação não é necessariamente linear ao

longo de todo o gradiente sucessional. Em estágios iniciais e intermediários da sucessão, índices como NDVI e EVI tendem a responder de forma mais sensível ao aumento da cobertura vegetal e da atividade fotossintética. Em contrapartida, em formações com biomassa moderada a alta, a saturação do sinal óptico pode reduzir a capacidade desses índices de detectar incrementos adicionais de biomassa (Asner et al., 2010). Nesse sentido, o *Stocking Index* deve ser interpretado como um *proxy* indireto e dependente do contexto ecológico e metodológico, sendo recomendável, sempre que possível, sua complementação com variáveis estruturais e sua validação por meio de dados de campo (Ament; Fesenmyer; Yeo, 2025).

Embora a literatura reconheça o potencial de diferentes índices espectrais como proxies de biomassa, ainda é limitado o conhecimento empírico sobre como escolhas de índice e de janela sazonal influenciam a comparabilidade entre parcelas, o comportamento do *Performance Benchmark* e os sinais de saturação na aplicação da VM0047 em projetos ARR tropicais.

A Tabela 1 resume definições, fórmulas e limitações relevantes para sua aplicação como proxies do SI.

Tabela 1. Principais índices espectrais e métricas estruturais utilizados como proxies do *Stocking Index* (SI), com respectivas fontes, sensibilidades, vantagens e limitações para a estimativa indireta da biomassa acima do solo.

Índice	Fonte	Fórmula Simplificada	Sensibilidade Principal	Vantagens	Limitações
NDVI (Normalized Difference Vegetation Index)	Rouse et al. (1973)	$\frac{NIR - RED}{NIR + RED}$	Vegetação fotossinteticamente ativa	Longa série temporal; amplamente validado e comparável entre sensores	Saturação espectral em alta biomassa; baixa sensibilidade estrutural
EVI (Enhanced Vegetation Index)	Huete et al. (2002)	$2,5 X \frac{(NIR - RED)}{(NIR + 6 x RED - 7,5 XBLUE + 1)}$	Alta biomassa e estrutura do dossel	Corrige efeitos de solo e atmosfera; menor saturação que o NDVI	Menor disponibilidade histórica; depende da banda azul
NDFI (Normalized Difference Fraction Index)	Souza Jr. et al. (2005)	$\frac{GV_{shade} + (NPV + Soil)}{GV_{shade} - (NPV + Soil)}$	Complexidade estrutural e degradação	Alta sensibilidade à regeneração e degradação; distingue frações espectrais	Exige pré-processamento (unmixing); sensível à sazonalidade
Altura de Dossel (Canopy Height – LiDAR/SAR) ¹	Simard et al. (2011)	$CHM = DSM - DTM$	Biomassa estrutural e volume de copa	Alta acurácia e correlação direta com estoque de carbono	Alto custo; baixa disponibilidade temporal e espacial

A escolha dos índices espectrais NDVI, EVI e NDFI neste estudo fundamenta-se em critérios combinados de respaldo metodológico na literatura, viabilidade técnica de aplicação e disponibilidade histórica de dados para a região da Mata Atlântica.

¹ Embora relevante, a métrica de *canopy height* não foi explorada neste estudo.

3.5 Benchmarks de Desempenho e Equivalência Estatística

A lógica da linha de base dinâmica na VM0047 baseia-se na comparação das trajetórias temporais do *Stocking Index* (SI) entre parcelas de projeto e de controle, após a validação da comparabilidade inicial entre os grupos. Na etapa *ex ante* o SI pode compor as covariáveis usadas para avaliar a equivalência estatística por meio do SDM; na etapa *ex post*, a variação observada do indicador (ΔSI) ao longo do tempo é utilizada para comparar o desempenho relativo entre projeto e controles e interpretar o *performance benchmark*. A Figura 03 ilustra esquematicamente essa lógica, destacando o papel do ΔSI nas duas etapas do processo:

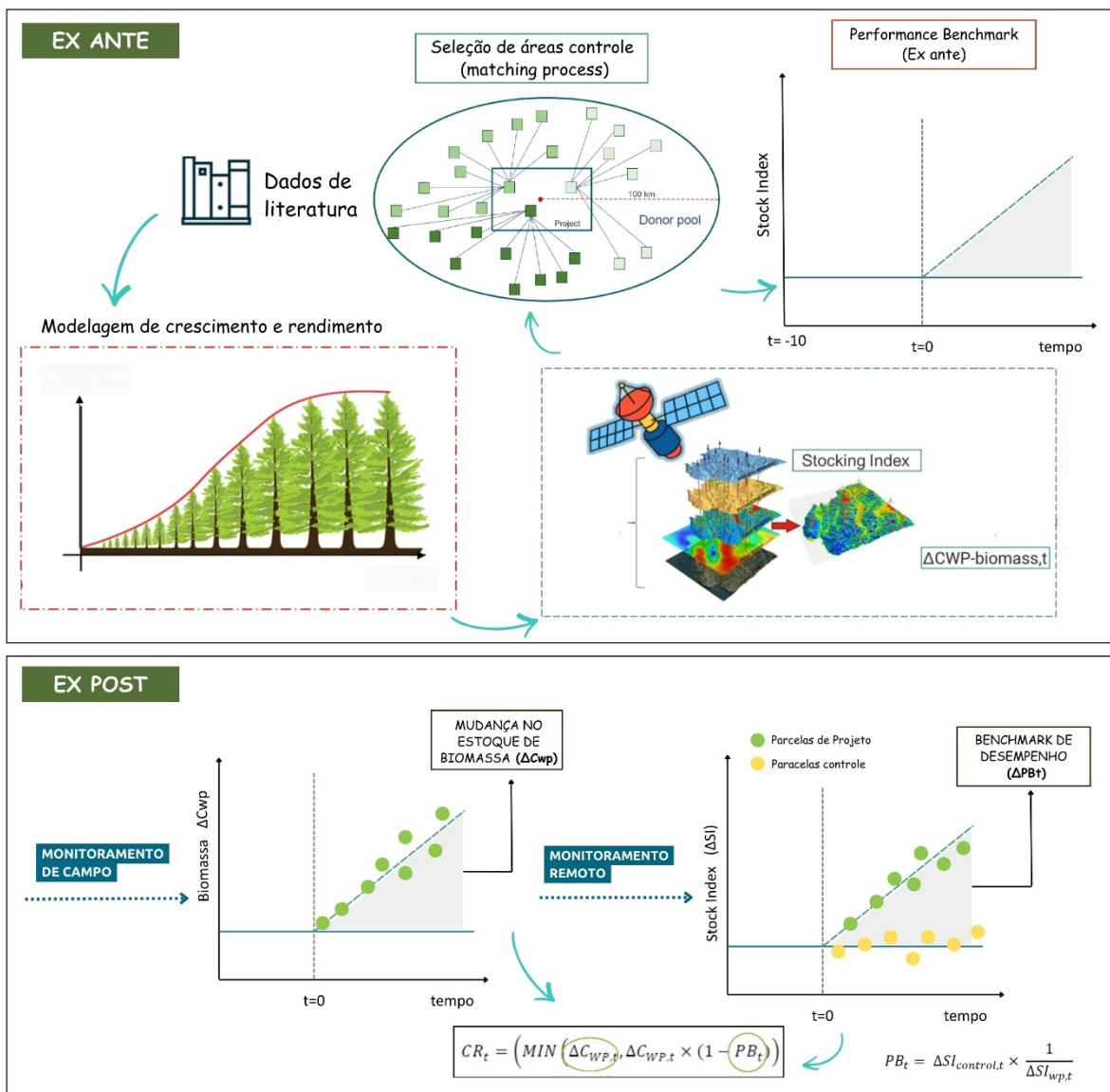


Figura 3. Esquema da aplicação da VM0047, destacando o uso do Stocking Index (SI) nas etapas *ex ante* (equivalência via SDM) e *ex post* (comparação por ΔSI).

Na etapa inicial, o objetivo é verificar se as parcelas de controle selecionadas constituem um contrafactual plausível para as parcelas de projeto. Essa comparabilidade é avaliada por métricas de balanceamento entre grupos, com destaque para a diferença padronizada das médias (*Standardized Difference of Means - SDM*), que expressa o grau de equivalência estatística entre projeto e controle para cada covariável considerada. A utilização desse tipo de métrica é central em abordagens observacionais, pois busca reduzir vieses de seleção e fortalecer a robustez da comparação entre grupos não aleatorizados (Ferraro & Hanauer, 2014).

Uma vez estabelecida a comparabilidade inicial, a análise desloca-se para o comportamento temporal do SI. No monitoramento, as trajetórias do indicador podem ser resumidas por medidas de tendência, como o coeficiente angular de uma regressão linear (*slope*), permitindo comparar a taxa média de variação do SI entre projeto e controles ao longo do tempo. A evidência estatística dessa diferença pode ser avaliada por estatísticas associadas ao *slope* e por testes de comparação entre grupos, como o teste Z, apoiando a interpretação das diferenças observadas e sua relação com a adicionalidade (Ferraro & Hanauer, 2014; Verra, 2025). Nesse sentido, o SI e suas medidas de variação temporal constituem o núcleo analítico da abordagem, articulando observações multitemporais de sensoriamento remoto com métricas estatísticas de comparação entre projeto e controle.

No âmbito da VM0047, os *performance benchmarks* funcionam como um mecanismo de tradução entre a dinâmica observada da vegetação e a quantificação do desempenho do projeto. Em vez de depender exclusivamente de projeções fixas, a metodologia compara a trajetória do projeto à trajetória observada em controles comparáveis, construindo uma referência dinâmica para interpretar o comportamento do sistema ao longo do monitoramento. Essa lógica reforça a rastreabilidade analítica da linha de base e permite que a adicionalidade seja sustentada por evidências observacionais acumuladas ao longo do tempo.

Em síntese, a VM0047 estrutura a avaliação de adicionalidade a partir de duas etapas complementares: a validação da comparabilidade inicial entre projeto e controle, baseada em métricas de equivalência estatística, e a avaliação temporal *ex post*, baseada na comparação das trajetórias do SI e de

suas medidas de tendência. Nesse contexto, os *performance benchmarks* funcionam como a ponte analítica entre séries temporais de sensoriamento remoto e a quantificação de resultados ao longo do monitoramento do projeto.

4. MATERIAIS E MÉTODOS

4.1 Áreas de estudo

Este estudo foi conduzido em 14 áreas em processo de restauração florestal localizadas no Pontal do Paranapanema (SP), região estratégica do extremo oeste de São Paulo, conhecida pela confluência dos rios Paraná e Paranapanema e inserida no domínio da Mata Atlântica. O relevo apresenta suaves ondulações e colinas de 265 a 600 m de altitude, sustentadas por solos predominantemente profundos e bem drenados, sobretudo Latossolos Vermelho e Vermelho-Amarelo (Oxisolos). O clima é subtropical úmido (Köppen: Cwa), com precipitação anual entre 1.200 mm e 1.341 mm, concentrada de outubro a março, e temperatura média em torno de 24,1 °C (oscilações de 15 °C a 30 °C e geadas ocasionais no inverno seco).

A vegetação original é Floresta Estacional Semidecidual, caracterizada por estrutura estratificada e perda parcial de folhas na estação seca (20-50%). Desde 2007, o Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ) promove restauração ecológica na região; essas iniciativas, passaram recentemente, a subsidiar o desenvolvimento de projetos de carbono do tipo ARR, como o projeto agrupado *Corredores da Vida*², validado na Verra. Entretanto, as áreas analisadas neste estudo não integram formalmente o escopo validado do projeto, sendo utilizadas como base empírica para avaliar a aplicabilidade metodológica da VM0047. Foram selecionadas 14 áreas implementadas entre 2007 e 2022, totalizando aproximadamente 420 hectares de restauração.

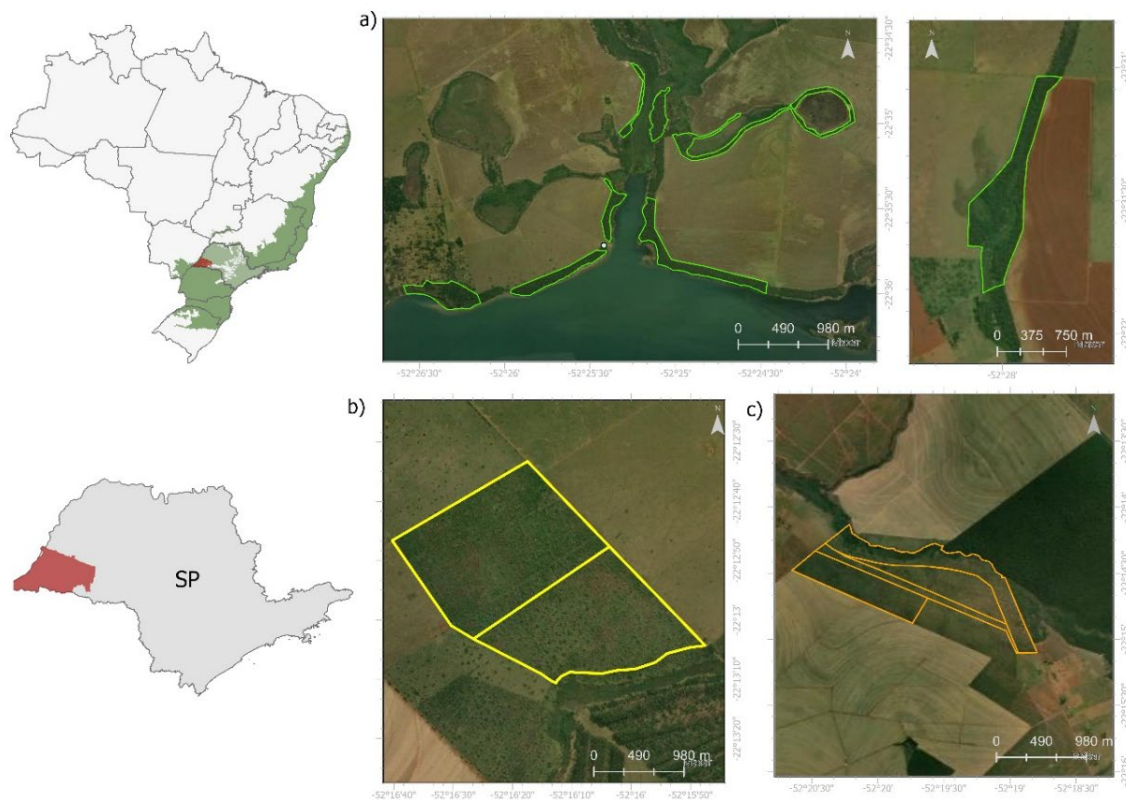
As áreas analisadas estão distribuídas em três fazendas (Rosanela, Estrela e Água Limpa), com variação em tamanho, idade e estratégia de implantação. Na fazenda Rosanela, foram avaliados sete polígonos (3,00–28,41 ha) implantados em 2007, 2011, 2012, 2016 e 2021. Na fazenda Estrela, foram analisados quatro polígonos maiores (27,37–80,07 ha), implantados em 2019. Na fazenda Água Limpa, foram avaliadas duas áreas (39,98 e 50,14 ha)

² <https://registry.verra.org/app/projectDetail/VCS/3727>

implantadas em 2021 e 2022. Esse conjunto reúne áreas em diferentes estágios sucessionais, permitindo comparar trajetórias de recuperação e respostas espectrais em condições contrastantes de idade e escala.

De forma geral, os plantios envolveram combinações entre restauração ativa e restauração mista, definidas com base em diagnósticos prévios de resiliência local e disponibilidade de fontes de regeneração. Essa informação é apresentada apenas para contextualização, não sendo incorporada como variável explicativa nos modelos, em razão da heterogeneidade das intervenções e da ausência de um registro padronizado de intensidade comparável entre áreas.

A escolha dessas áreas foi estratégica, pois o Pontal do Paranapanema constitui um mosaico com histórico de fragmentação e pressão antrópica, ao mesmo tempo em que concentra iniciativas de restauração consolidadas, oferecendo um contexto adequado para avaliar a aplicação da análise de desempenho proposta na metodologia VM0047.



A Tabela 2 apresenta um resumo das áreas de restauração analisadas neste estudo, detalhando sua localização, extensão, data de plantio, idade da restauração, método de restauração adotado e período de implementação.

Tabela 2. Informações básicas dos sítios incluídos no estudo.

ID	Sítio	Fazenda	Área (ha)	Data	Ano	Idade (anos)	Métodos ³
1	2	Rosanela	28.41	out/07	2007	18	Misto
2	13	Rosanela	6.53	out/11	2011	14	Misto
3	14	Rosanela	16.02	dez/16	2016	9	Ativo
4	16	Rosanela	18.66	out/11	2011	14	Ativo
5	24	Rosanela	3.00	out/12	2012	13	Ativo
6	27	Rosanela	5.19	mai/12	2012	13	Ativo
7	28	Rosanela	10.02	mai/12	2012	13	Ativo
8	51	Rosanela	13.74	nov/21	2021	4	Misto
9	56	Estrela	80.07	jan/19	2019	6	Misto
10	57	Estrela	27.37	jan/19	2019	6	Misto
11	58	Estrela	55.82	nov/19	2019	6	Misto
12	59	Estrela	65.04	nov/19	2019	6	Misto
13	65	Água Limpa	50.14	jan/22	2022	3	Misto
14	63	Água Limpa	39.98	mai/21	2021	4	Misto

³ Nota: Os sítios contemplam modalidades de restauração ativa e mista. Entretanto, essa informação foi utilizada apenas para contextualização e não foi incorporada como variável nos modelos, em razão da heterogeneidade das intervenções e da ausência de um registro padronizado (intensidade/insumos) comparável entre áreas

4.2 Análise de desempenho da restauração (*Performance Benchmark*)

O processo metodológico adotado segue o Apêndice I da metodologia VM0047 (Verra, 2025), que define o *Performance Benchmark* (PBt) como um parâmetro dinâmico baseado na comparação das trajetórias temporais de um *Stocking Index* (SI) entre parcelas de projeto e parcelas de controle estatisticamente comparáveis.

Para fins de organização, as etapas metodológicas foram agrupadas em duas fases: (i) construção da linha de base dinâmica (*ex ante*), voltada à seleção e validação das parcelas de controle; e (ii) monitoramento (*ex post*), voltado à comparação das trajetórias temporais do SI entre projeto e controle.

A Figura 5 apresenta as etapas e sequência geral dos processos adotados:

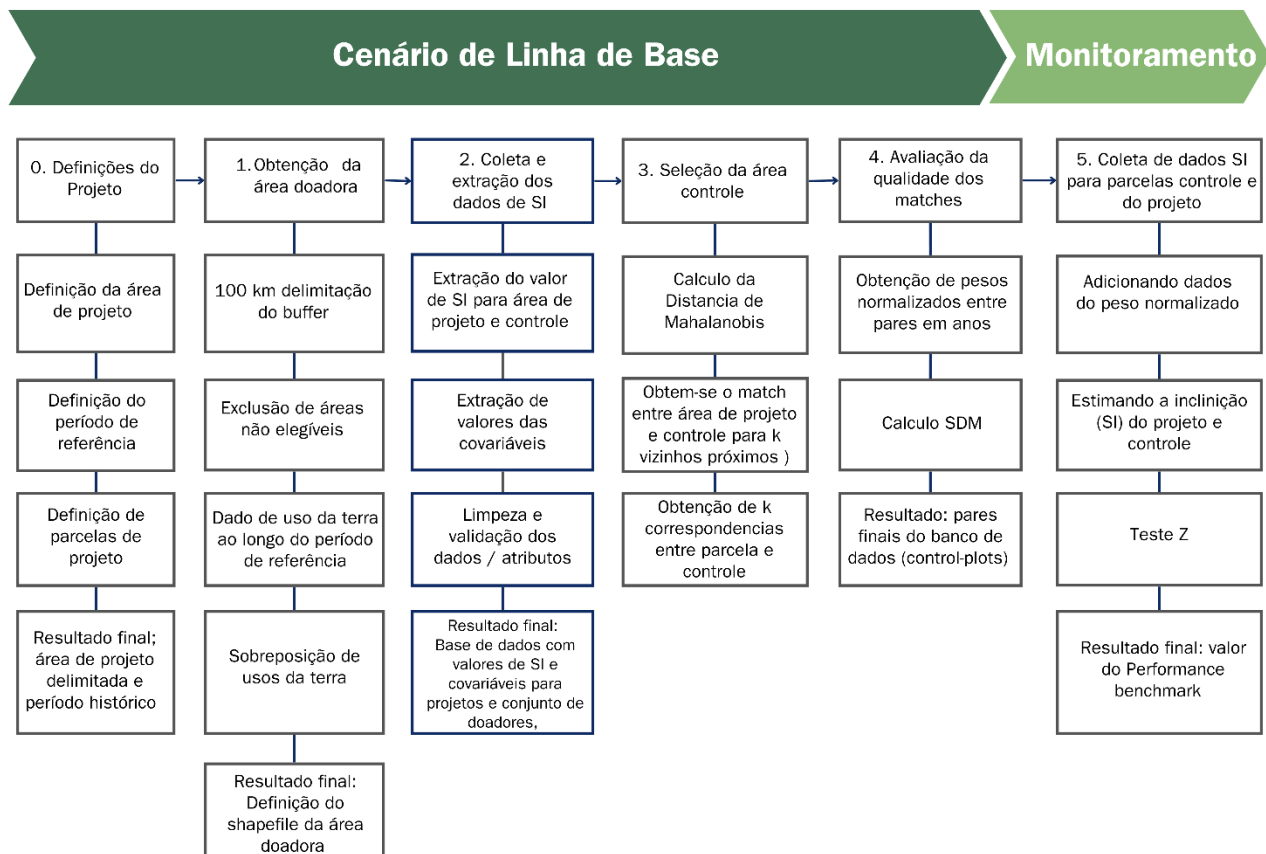


Figura 5. Etapas do Performance Benchmark.

Em síntese, o método envolve: (i) definição das parcelas do projeto; (ii) delimitação do *donor pool* por coorte; (iii) extração do SI em séries históricas e pós-início; (iv) pareamento entre parcelas de projeto e controle; (v) avaliação da

qualidade do pareamento; e (vi) cálculo do PBt a partir das tendências do SI durante o monitoramento.

4.2.1 Definição das parcelas de projeto

Foram analisadas 14 áreas de projeto. Em cada área, selecionaram-se 30 parcelas de 30×30 m, totalizando 420 parcelas de projeto (14×30). A seleção seguiu amostragem aleatória, exigindo-se que ao menos 75% da área de cada parcela estivesse contida no polígono do projeto. As parcelas foram definidas em resolução compatível com a série Landsat (30 m) e com a base de uso e cobertura utilizada nesta pesquisa (MapBiomas, Coleção 9), assegurando consistência espacial entre as camadas geoespaciais empregadas. Para a lista completa das parcelas e coordenadas geográficas, consulte a Tabela S1 (Material suplementar).

Como caracterização da condição pré-projeto, foi verificado o uso e cobertura do solo nas áreas do projeto nos dez anos anteriores ao início, de acordo com o *MapBiomas* (Coleção 9). Essa informação foi utilizada para alinhar a seleção do *donor pool* e reduzir vieses de comparabilidade, priorizando controles com trajetória histórica equivalente à condição inicial predominante no cenário pré-projeto.

4.2.2 Definição da área doadora (Donor pool)

O *donor pool* (área doadora) corresponde ao domínio geoespacial dentro do qual são selecionadas as parcelas de controle, devendo apresentar atributos ecológicos, espaciais e institucionais comparáveis às parcelas do projeto antes do início das atividades, conforme a metodologia VM0047. Neste estudo, a delimitação do *donor pool* foi conduzida em duas etapas: (i) definição de um recorte espacial inicial e; (ii) refinamento para obtenção do *donor pool* final, específico para cada coorte do projeto.

Considerando que as áreas de projeto avaliadas estão concentradas no Pontal do Paranapanema e inseridas em contexto ambiental semelhante, adotou-se um único buffer de 100 km como recorte espacial inicial de elegibilidade. Esse buffer foi definido a partir do centroide combinado dos polígonos das áreas de projeto (-22,58 de latitude e -52,40 de longitude), em coordenadas geográficas WGS84, e utilizado como área inicial de busca para

potenciais controles, além de padronizar o domínio espacial das análises subsequentes.

Embora o *buffer* inicial tenha sido comum a todas as áreas, o *donor pool* final foi definido separadamente para cada coorte (*cohort*), entendida aqui como o conjunto de parcelas/áreas que compartilham o mesmo ano de início do projeto ($t = 0$). Para cada coorte, definiu-se um período histórico relativo de dez anos anteriores ao início do projeto ($t = -10$ a $t = 0$), utilizado para assegurar comparabilidade das condições pré-projeto e subsidiar o processo de pareamento (*matching*) previsto na VM0047.

Para cada coorte, foram mantidos apenas os pixels dentro do buffer de 100 km que permaneceram como pastagem durante todo o período histórico ($t = -10$ a $t = 0$), de modo a refletir a condição inicial predominante nas áreas do projeto antes da implantação e evitar a inclusão de áreas com transições recentes de uso/cobertura. Essa filtragem foi realizada a partir das séries anuais de uso e cobertura da terra do MapBiomass (Coleção 9), selecionando-se a classe “pastagem” (classe 15) em todos os anos do histórico de cada coorte. Os pixels elegíveis foram agregados para compor a máscara espacial do *donor pool final*, utilizada nas etapas subsequentes de amostragem de pontos candidatos, extração do *stocking index* e *matching*.

Após essa filtragem temporal, foram aplicadas restrições adicionais de elegibilidade para excluir áreas que poderiam introduzir vieses de comparabilidade ou incentivos externos não relacionados ao projeto. Foram excluídas áreas situadas fora do bioma Mata Atlântica, unidades de conservação, assentamentos rurais e demais áreas com regime fundiário ou uso institucional distinto da propriedade privada, de modo a manter no *donor pool* apenas áreas mais compatíveis com a condição fundiária predominante das áreas de projeto. Os atributos considerados e suas respectivas fontes de dados estão apresentados na Tabela 3

Tabela 3. Atributos considerados para definição da área do Donor Pool

Fator	Descrição	Fonte
Limite jurisdicional	O projeto está localizado fora dos limites de qualquer jurisdição subnacional ou de REDD+. Como referência, utilizamos o limite administrativo e político nacional.	N/A

Ecorregião	Apenas áreas dentro do bioma Mata Atlântica (definição do IBGE, 2012) foram consideradas, excluindo o domínio do Cerrado na porção oeste do buffer de 100 km.	IBGE (2012)
Regime fundiário e uso institucional	Foram excluídas áreas com condição fundiária ou institucional distinta da propriedade privada, incluindo unidades de conservação, assentamentos rurais e outras áreas sujeitas a regimes específicos de gestão ou incentivos à restauração, a fim de reduzir vieses de comparabilidade em relação às áreas de projeto.	Ministério do Meio Ambiente (MMA), Inbra e outras bases de dados fundiárias oficiais

Um exemplo do recorte espacial inicial e do *donor pool final* resultante para uma das coortes avaliadas é apresentado na Figura 6. Exemplo de área doadora.

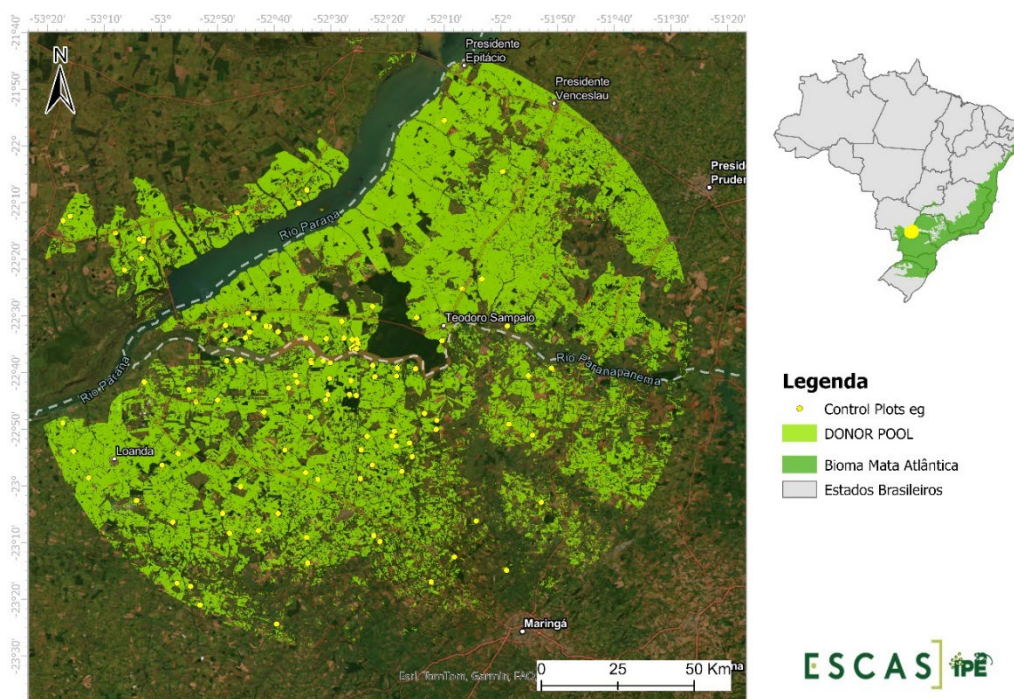


Figura 6. Exemplo de área doadora.

Ao final dessas etapas, o *donor pool* resultante representa um conjunto de áreas ambiental e institucionalmente comparáveis às parcelas do projeto no período pré-início, servindo como base para o processo de correspondência entre parcelas

4.2.3 Processamento, composição e extração dos índices

O *Stocking Index* (SI), conforme definido na VM0047, é uma métrica de sensoriamento remoto não especificada na metodologia, utilizada como proxy com correlação demonstrada com os estoques de carbono acima do solo. Neste estudo, o SI foi operacionalizado por três proxies amplamente utilizados no monitoramento da restauração: NDVI, EVI e NDFI calculados em três janelas temporais: estação chuvosa (1º de outubro a 31 de março), estação seca (1º de abril a 30 de setembro) e média anual, totalizando nove combinações possíveis entre índice e janela sazonal.

A camada do *donor pool* foi intersectada com a base de uso e cobertura da terra do MapBiomas para estruturar uma grade espacial de referência, de modo que cada ponto candidato recebesse um identificador sequencial (ID) vinculado à grade e pudesse ser rastreado ao longo de todas as etapas da análise. Dado o volume computacional associado ao processamento de todos os pixels elegíveis dentro do buffer de 100 km, a busca operacional por candidatos foi realizada por iterações de randomização. Em cada iteração, foram sorteados lotes de 100.000 pontos elegíveis do *donor pool*, os quais seguiram para as etapas de extração do SI e cálculo das distâncias multivariadas. A randomização foi utilizada, portanto, apenas como estratégia de viabilização computacional da busca por controles potenciais, não como critério de seleção final das parcelas de controle. A seleção final ocorreu posteriormente, com base nos menores valores de distância de Mahalanobis obtidos no processo de *matching*.

Os índices foram calculados a partir de imagens *Landsat Collection 2 - Surface Reflectance (Landsat 5,7 e 8)*, conforme período e disponibilidade, processadas no Google Earth Engine (GEE). Foram aplicadas máscaras de nuvem e sombra com base na banda QA_PIXEL, bem como fatores oficiais de escala e *offset* informados nos metadados das coleções.

Para cada ano e janela temporal, foram geradas composições únicas por índice: utilizou-se a mediana das observações nas janelas sazonais e a média anual para o agregado anual, reduzindo a influência de outliers e ruído atmosférico. Em seguida, os índices NDVI, EVI e NDFI foram calculados conforme suas definições consagradas na literatura.

A interpretação biofísica e o uso de índices e técnicas de mistura espectral em vegetação tropical seguem a literatura de referência (Ponzoni et al., 2015; Shimabukuro; Ponzoni, 2017). O NDVI foi calculado como diferença normalizada entre as bandas do infravermelho próximo e do vermelho; o EVI incorporou a banda azul, com ajustes para minimizar efeitos atmosféricos e de fundo do solo; e o NDFI foi derivado de frações espectrais obtidas por mistura espectral linear (*unmixing*), com base em membros finais específicos (Souza et al., 2005).

Para cada pixel/ponto e para cada janela sazonal (seca, chuvosa e anual), foram extraídos os valores de NDVI, EVI e NDFI, compondo a tendência histórica da vegetação. Essas informações serviram de base para as análises comparativas entre parcelas do projeto e parcelas de controle nas etapas de pareamento e cálculo do *Performance Benchmark*.

4.2.4 Definição e Avaliação das Correspondências

Nesta etapa (*ex ante*), buscou-se formar pares estatisticamente comparáveis entre parcelas do projeto e parcelas de controle, de modo que a trajetória do *Stocking Index* (SI) no período pré-restauração fosse a mais semelhante possível entre os dois grupos. Para cada coorte, o tempo foi referenciado em relação à data de início do projeto (*Start Date*), definida como $t = 0$. O período histórico (pré restauração) foi definido como $t = -10$ a $t = 0$, correspondendo aos dez anos anteriores ao início do projeto, e foi utilizado como base para o pareamento. O período pós-restauração, definido como $t > 0$, é tratado na Seção 4.2.5.

O pareamento foi realizado pelo método dos vizinhos mais próximos (*nearest neighbor matching*), utilizando como critério de comparação a trajetória histórica do SI no período pré-início. Para cada coorte, essa trajetória foi representada pela série anual disponível no período histórico, abrangendo entre 8 e 10 anos anteriores ao início do projeto, conforme a disponibilidade temporal associada a cada área e combinação metodológica.

Para cada combinação entre índice espectral (NDVI, EVI e NDFI) e janela sazonal (seca, chuvosa e média anual), foram calculadas distâncias multivariadas entre as parcelas do projeto e os pontos elegíveis do *donor pool* por meio da distância de Mahalanobis. Nesta aplicação, o termo “multivariado” refere-se ao fato de que a distância foi calculada a partir do vetor da série

histórica anual do SI no período pré ($t = -10, \dots, 0$), e não de um único valor pontual. Em outras palavras, comparou-se a trajetória temporal pré-projeto das parcelas do projeto e dos controles dentro de cada combinação de índice e janela temporal.

A distância de *Mahalanobis* foi adotada por incorporar a estrutura de variância e covariância da série histórica, considerando simultaneamente a dispersão em cada ano e a variação conjunta entre anos. Essa característica reduz o risco de superestimar diferenças entre parcelas quando os valores anuais do SI apresentam correlação entre si ao longo do período histórico.

Em seguida, as correspondências foram definidas por meio do algoritmo dos k vizinhos mais próximos (*k-nearest neighbors*, kNN), com amostragem sem reposição, isto é, uma mesma parcela de controle não pôde ser associada a múltiplas parcelas de projeto dentro de uma mesma combinação de área, índice e janela sazonal. O número de parcelas de controle por parcela de projeto foi fixado em $k = 4$. Assim, para cada combinação de área, obtiveram-se 120 correspondências de controle (30 parcelas de projeto \times 4 controles). Considerando as 14 áreas de projeto e as 9 combinações entre índice e janela temporal (3 índices \times 3 janelas), o procedimento resultou em 15.120 correspondências projeto-controle ao longo de toda a análise.

Com os pares formados (1 parcela de projeto e 4 parcelas de controle), a qualidade das correspondências foi avaliada em cada combinação de área, índice e janela sazonal. De acordo com a VM0047, essa avaliação é realizada por meio do cálculo da diferença padronizada das médias (SDM) para cada combinação, conforme demonstrado na (Equação A2). Essa métrica é baseada na média e no desvio padrão dos valores de SI em parcelas do projeto e parcelas de controle dentro do período considerado, fornecendo uma medida da equivalência estatística entre grupos. Valores mais baixos de SDM indicam maior similaridade entre projeto e controle e, portanto, maior confiabilidade na construção da linha de base.

A fim de comparar a adequação relativa de cada índice como *proxy* do SI e avaliar o efeito das escolhas metodológicas sobre a qualidade do *matching*, os valores de SDM obtidos em cada combinação foram posteriormente analisados estatisticamente na Seção 4.2.6, considerando os fatores índice espectral e janela sazonal. Além da avaliação da equivalência entre grupos, foram

calculados pesos para as parcelas de controle com base no inverso da distância de *Mahalanobis*, conforme a Equação A1 da VM0047. Esses pesos foram utilizados posteriormente na etapa de monitoramento para estimar as curvas de tendência das parcelas de controle e das parcelas do projeto, preservando a contribuição relativa de cada correspondência no cálculo do *Performance Benchmark*.

4.2.5 Monitoramento Após o Início do Projeto

Para operacionalizar o cálculo do *Performance Benchmark* (PB_t) em cada área do projeto, foram organizadas séries anuais do Índice de Estoque (SI) derivadas de três índices (NDVI, EVI e NDFI) e três janelas temporais (estação seca, estação chuvosa e média anual), desde a data de início do projeto (*Start Date*), definida como $t = 0$, até 2024. O período de monitoramento pós-restauração foi definido como $t > 0$, sendo $t = 1, 2, \dots$ interpretado como anos completos após a *Start Date*.

O PB_t foi estimado em janelas de monitoramento de 3, 4 e 5 anos, refletindo práticas usuais de acompanhamento e reporte em projetos de carbono e buscando equilibrar a necessidade de tempo para detecção de tendências associadas à restauração com os custos de monitoramento e verificação. Entre essas janelas, deu-se ênfase interpretativa às de 5 anos, por serem amplamente adotadas por desenvolvedores e por fornecerem maior base de dados para o ajuste de tendências e geração de evidência estatística.

Os períodos efetivamente considerados variaram entre as áreas do projeto, em função do ano de início da restauração e da extensão da série histórica disponível até 2024. A Tabela S2 (Material Suplementar) sintetiza, para cada área, a data de início do projeto e os intervalos temporais utilizados na análise de monitoramento. Dessa forma, áreas com início mais antigo contribuíram com múltiplos períodos sucessivos de monitoramento, enquanto áreas mais recentes foram avaliadas apenas nos primeiros intervalos disponíveis, assegurando consistência temporal e comparabilidade entre sítios. O quarto período (> 15 anos) foi excluído das análises comparativas por ocorrer em apenas uma área (1/14), evitando vieses decorrentes de baixa representatividade, embora permaneça indicado na Tabela S2 como referência.

Para cada área do projeto, índice e período de monitoramento, foram ajustados modelos lineares aos valores do SI observados no período pós-restauração ($t > 0$). Os modelos foram ajustados separadamente para parcelas de controle e parcelas do projeto, incorporando os pesos derivados do matching (Seção 4.2.4). Cada modelo gerou uma inclinação (ΔSI), interpretada como o incremento médio anual do SI durante a janela de monitoramento considerada.

Para avaliar se as inclinações estimadas para parcelas de projeto e de controle diferem estatisticamente em cada janela de monitoramento, foi aplicado o teste Z recomendado pela VM0047. A estatística Z foi calculada como:

$$Z = \frac{\Delta SI_{wp,t} - \Delta SI_{control,t}}{\sqrt{SE_{\Delta SI_{wp,t}}^2 + SE_{\Delta SI_{control,t}}^2}}$$

em que ΔSI_{wp} e $\Delta SI_{control}$ representam, respectivamente, as inclinações (incremento médio anual) do SI nas parcelas de projeto e nas parcelas de controle, e $SE(\cdot)^2$ corresponde aos erros-padrão quadráticos associados a essas inclinações estimadas. Considerou-se diferença estatisticamente significativa entre as inclinações quando $|Z| \geq 1,96$ ($\alpha = 0,05$), e não significativa quando $|Z| < 1,96$.

O teste aplicado avalia se o projeto apresenta desempenho superior à prática comum observada nos controles, conforme estabelecido na VM0047. A decisão de significância obtida pelo teste Z, combinada ao sinal das inclinações (positiva/negativa) e à significância da inclinação do controle, foi utilizada para classificar cada combinação nos cenários descritos na Figura 7 e, quando aplicável, calcular o PB_t conforme as regras operacionais adotadas neste estudo.

Adicionalmente, a evolução do desempenho ao longo do tempo foi examinada por meio de uma abordagem contínua, considerando a contagem dos anos após a restauração ($t > 0$), com o objetivo de analisar a transição dos cenários de PB_t ao longo da trajetória temporal das áreas restauradas. Essa análise permitiu avaliar padrões dinâmicos de resposta dos índices espectrais ao longo do tempo, complementando a abordagem baseada em janelas discretas de monitoramento.

Ao aplicar essa abordagem em cada área do projeto e para cada combinação de índice espectral e janela temporal, buscou-se garantir que as diferenças observadas nas tendências do SI refletissem o desempenho relativo entre projeto e controle ao longo do tempo, com transparência e rastreabilidade metodológica no cálculo do PBt. Essas estimativas foram inicialmente obtidas para os pares correspondentes e, posteriormente, agregadas em séries anuais consistentes para cada área do projeto, respeitando o respectivo período de referência.

4.2.6 Análise de dados

Para avaliar o efeito das variações metodológicas, índice espectral (NDVI, EVI e NDFI) e estação do ano (seca, úmida e média anual) nos processos de pareamento e no cálculo do desempenho relativo (PB_t), a análise foi estruturada em duas etapas: (i) a avaliação da qualidade do matching e (ii) a avaliação do monitoramento, pós-restauração.

Na primeira etapa, voltada à qualidade do pareamento, foram utilizados os valores da Diferença Padronizada das Médias (*Standardized Difference of Means*- SDM), calculados para cada combinação de índice e estação, considerando o período histórico pré-início do projeto (Seção 4.2.4). O SDM foi adotado como métrica de desempenho do *matching*, conforme estabelecido pela metodologia VM0047, sendo interpretado como um indicador da equivalência estatística entre parcelas de projeto e parcelas de controle. Para comparar a adequação relativa de cada índice como proxy do SI e avaliar o efeito das escolhas metodológicas sobre a qualidade do *matching*, os valores de SDM obtidos em cada combinação foram analisados em função dos fatores índice espectral e janela sazonal. Além da análise estatística, também foram considerados aspectos práticos de cada índice, como suscetibilidade à saturação espectral, resposta à sazonalidade e disponibilidade de dados para séries históricas, com o objetivo de apoiar a seleção da combinação mais apropriada para aplicação em contextos tropicais biodiversos, como a Mata Atlântica.

O efeito das escolhas metodológicas sobre os valores de SDM foi avaliado por meio de um modelo linear generalizado de efeitos mistos (GLMM), tendo o SDM como variável resposta e a interação entre índice espectral e estação como

fator fixo. O fator “Ano” foi incluído como efeito aleatório, de modo a controlar a possível dependência entre observações obtidas no mesmo período temporal. Após o ajuste do modelo, foram realizadas comparações múltiplas por meio de médias marginais estimadas (Lsmeans: um teste post-hoc de Médias de Quadrados Mínimos), utilizando a função *emmeans* (Lenth et al., 2018), com nível de significância de 5%, a fim de identificar diferenças estatisticamente significativas entre as combinações metodológicas. O modelo foi ajustado com distribuição Gaussiana e atendeu aos pressupostos de normalidade dos resíduos, homoscedasticidade e ausência de autocorrelação.

Na segunda etapa, referente ao período de monitoramento pós-início do projeto ($t > 0$), foram ajustados modelos lineares separados para parcelas de projeto e parcelas de controle, incorporando os pesos derivados do pareamento. Para cada combinação de área do projeto, índice e janela sazonal, foram estimadas as inclinações das séries temporais do Índice de Estoque (ΔSI), representando o incremento médio anual ao longo das janelas de monitoramento consideradas.

Conforme estabelecido pela metodologia VM0047, a aplicação da equação de cálculo do *Performance Benchmark* está condicionada à avaliação prévia da inclinação das parcelas de controle. Quando a inclinação do controle ($\Delta SI_{controle,t}$) foi estatisticamente não significativa ($p > 0,05$) ou apresentou valor negativo, esse parâmetro foi definido como zero, resultando em $PB_t = 0$. Apenas nos casos em que a inclinação do controle foi positiva e estatisticamente significativa procedeu-se à comparação entre as inclinações de projeto e controle por meio do teste Z, utilizado para avaliar se as inclinações diferiram estatisticamente entre si.

Nos casos em que a inclinação do controle foi positiva e estatisticamente significativa, procedeu-se à comparação entre as inclinações das parcelas de projeto e de controle por meio do teste Z. Quando não houve diferença estatisticamente significativa entre as inclinações ($|Z| < 1,96$), definiu-se $PB_t = 1$, implicando a aplicação de 100% de desconto. Quando houve diferença estatisticamente significativa ($|Z| \geq 1,96$) e ambas as inclinações foram positivas, o PB_t assumiu valores de desconto entre 0% e 100%, sendo calculado pela razão entre $\Delta SI_{controle,t}$ e $\Delta SI_{projeto,t}$.

Para evitar ambiguidades e facilitar a interpretação como fator de desconto aplicado às remoções do projeto, o PB_t, definido originalmente como métrica adimensional entre 0 e 1, e é apresentado ao longo deste trabalho também na escala percentual (0% a 100%), obtida por PB_t% = 100 × PB_t. Nessa escala, PB_t=0 (ou 0%) indica ausência de desconto e PB_t=1 (ou 100%) indica desconto total. A Figura 7 sintetiza esse processo decisório.

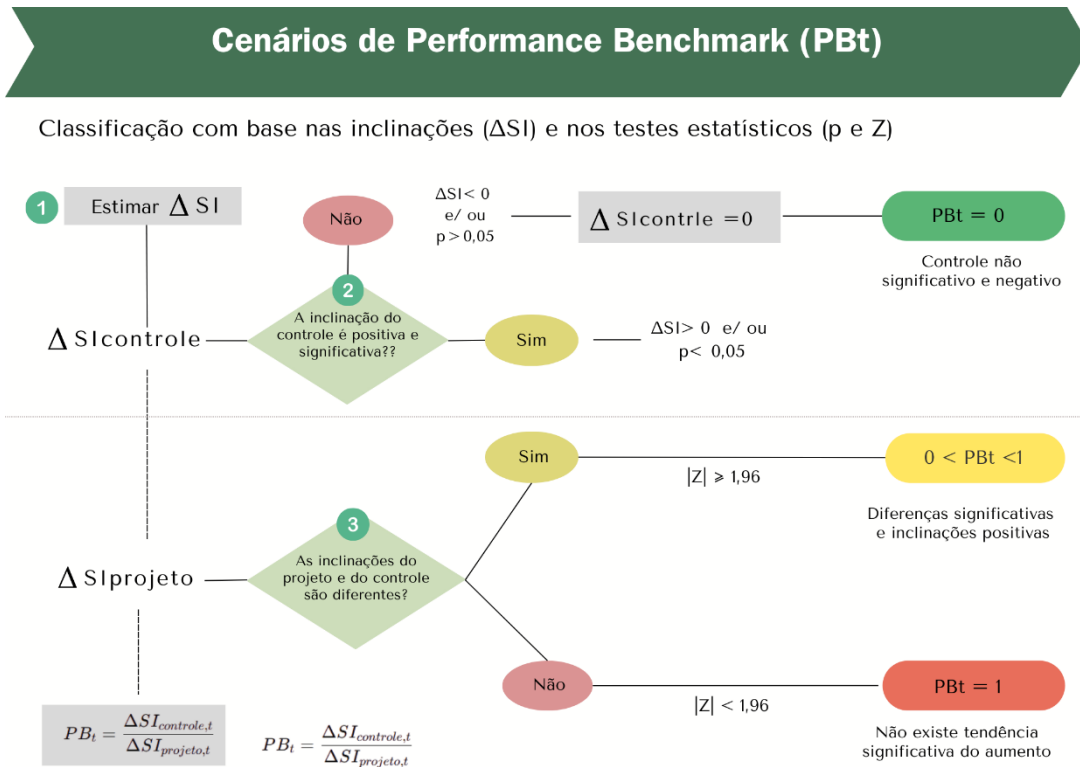


Figura 7. Cenários de Performance Benchmark (PB_t) a partir das inclinações (ΔSI) das séries temporais do Índice de Estoque (SI) em parcelas de controle e de projeto. PB_t é adimensional e também é apresentado em porcentagem, ilustrando a dedução de remoções (PB_t% = 100×PB_t)

Em seguida, avaliou-se a distribuição dos cenários por período de monitoramento, definido conforme os intervalos temporais utilizados nos relatórios de acompanhamento. Posteriormente, a análise foi então expandida para uma abordagem contínua, considerando janelas acumuladas de anos após a restauração, a fim de capturar as tendências dinâmicas de transição entre cenários ao longo do tempo.

Em termos de estatística inferencial, aplicou-se o teste qui-quadrado (χ²), com nível de significância de 5%, para comparar a distribuição de frequências dos cenários entre as combinações de índice e estação, tanto em períodos

discretos quanto nas séries contínuas. Para as situações classificadas como $0 < PB_t < 1$, nas quais o PB_t pôde ser efetivamente calculado, foi conduzida uma análise específica considerando dois níveis: (i) médias de PB_t por período de monitoramento e (ii) valores médios acumulados em janelas contínuas de anos após a restauração. Em ambos os casos, foi ajustado um modelo linear de efeitos fixos com PB_t como variável dependente e índice e estação como fatores, seguido de teste *post-hoc* de *emmeans* ($p < 0,05$) para identificar diferenças significativas entre as combinações metodológicas.

Complementarmente, avaliou-se a ordem do período de monitoramento (1, 2 e 3) como fator adicional, permitindo verificar se a frequência relativa dos cenários e a magnitude do PB_t apresentaram tendência de variação entre as fases de acompanhamento. Essa abordagem revelou não apenas diferenças entre índices e estações, mas também padrões temporais consistentes de transição de cenários ao longo da evolução das áreas restauradas.

Por fim, foi conduzida uma análise de saturação espectral, comparando os valores médios dos índices de vegetação (NDVI, EVI e NDFI) em áreas de projeto e controle com uma área de floresta madura de referência (Parque Estadual do Morro do Diabo) no ano de 2024. Essa floresta, mantida em estado de conservação nas últimas décadas, foi considerada representativa do estágio de maturidade esperado para áreas restauradas. Foram amostrados 1.000 pontos aleatórios dentro da reserva e calculados os valores médios por índice e janela temporal, considerados como limite de saturação. Para as áreas de restauração e controle, foram estimadas as médias anuais dos índices em função dos anos após restauração, permitindo identificar o momento em que os valores de referência foram atingidos. Essa etapa complementa a análise temporal do PB_t ao fornecer um referencial empírico sobre o ponto de saturação dos índices espectrais e sua implicação na interpretação das métricas de desempenho.

5. RESULTADOS

5.1 Impactos no Processo de Correspondência (pré restauração)

Observou-se efeito significativo da interação entre o índice espectral e a estação do ano sobre a Diferença Padronizada das Médias (SDM) ($p < 0,05$).

Os menores valores de SDM, que representam uma maior similaridade entre grupos controle e projeto, foram obtidos com NDFI na estação chuvosa (SDM = 0,029), seguido de NDFI na estação seca (SDM = 0,046) e NDFI na média anual (SDM = 0,056). O EVI na estação seca também apresentou desempenho satisfatório (SDM = 0,065). Em contraste, os maiores valores de SDM (menor qualidade do *matching*) ocorreram para NDVI na média anual (SDM = 0,124) e na estação chuvosa (SDM = 0,129), além de EVI na estação chuvosa (SDM = 0,100).

Na análise marginal dos fatores, o NDFI apresentou o melhor desempenho médio (SDM = 0,044), seguido de EVI (SDM = 0,080) e NDVI (SDM = 0,116). Quanto à sazonalidade, a estação seca resultou no menor SDM médio (0,069), seguida pela média anual (0,085) e pela estação chuvosa (0,086). Esses padrões foram consistentes entre as áreas avaliadas (Figura 8).

Os valores médios observados permaneceram abaixo do limite de SDM $\leq 0,25$ previsto na metodologia VM0047 para elegibilidade do pareamento.

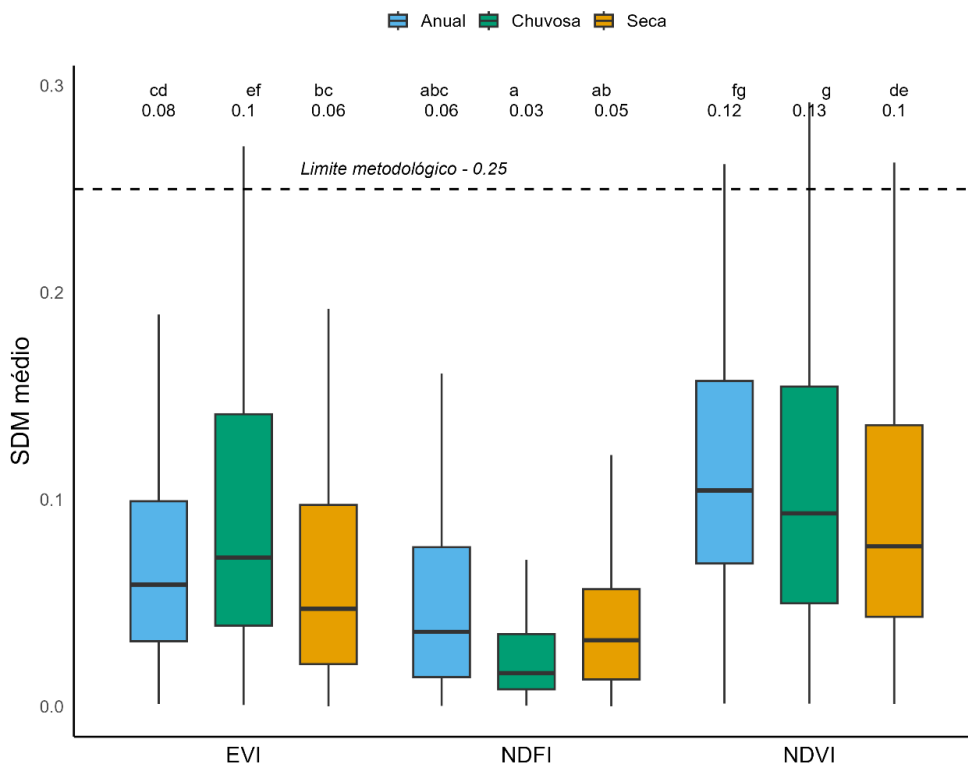


Figura 8. Distribuição dos valores de SDM por combinação entre índice espectral (NDVI, EVI, NDFI) e sazonalidade (seca, chuvosa, média anual), agregando todas as áreas de projeto. Letras indicam grupos estatisticamente distintos ($p < 0,05$). A linha tracejada indica o limite metodológico $SDM \leq 0,25$ (VM0047).

A análise desagregada por sítio evidenciou heterogeneidade espacial na qualidade do *matching* (Figura 9). De modo geral, o NDFI apresentou valores menores e mais estáveis entre os sítios, especialmente na estação seca, com poucos casos acima de 0,10. O EVI apresentou comportamento intermediário, com valores predominantemente abaixo de 0,12 na estação seca e maior dispersão nas janelas anual e chuvosa. O NDVI apresentou maior variabilidade espacial, com ocorrência de valores mais elevados na média anual e na estação chuvosa.

Em alguns sítios, como 27 e 28, foram observados valores médios de SDM acima de 0,25 para o NDVI, enquanto a maioria dos sítios permaneceu abaixo desse limiar, em consonância com os resultados agregados.

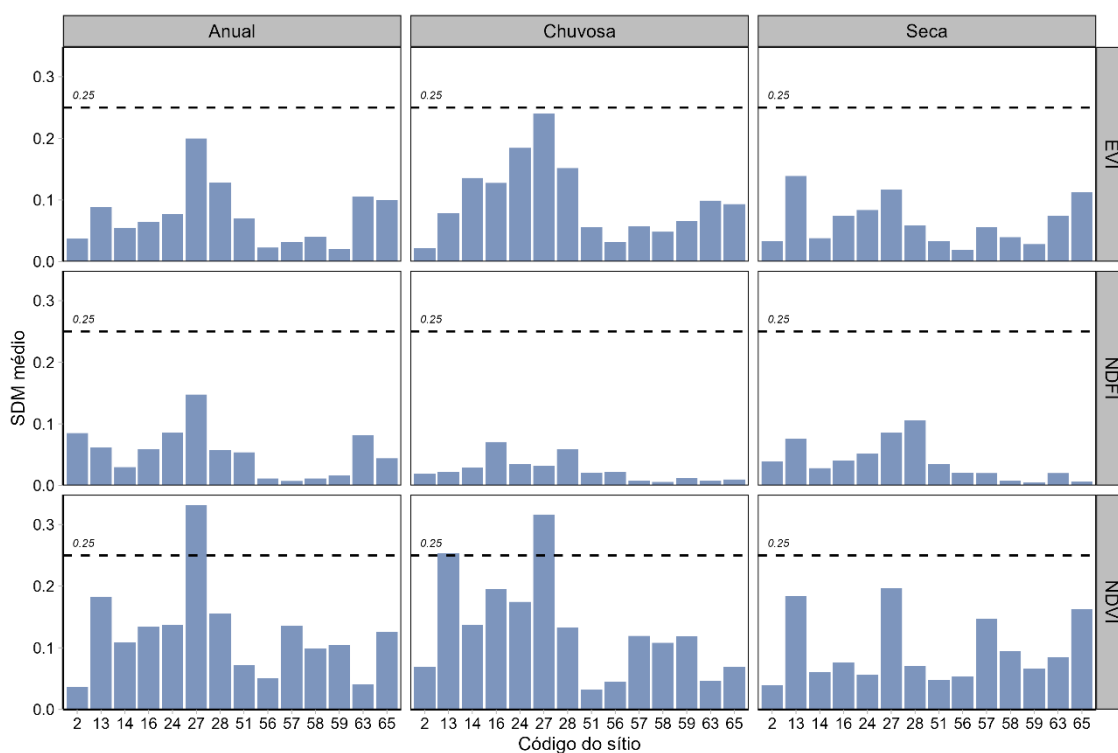


Figura 9. SDM médio por sítio para cada combinação de índice (NDVI, EVI, NDFI) e sazonalidade (seca, chuvosa, média anual). Barras mais altas indicam menor similaridade entre parcelas de projeto e controle; a linha horizontal tracejada representa o limite método

Os valores completos de SDM por combinação índice × estação e por área constam na Tabela S2 (Material suplementar).

5.2 Impactos no monitoramento (pós restauração)

Foram identificadas diferenças estatisticamente significativas na distribuição dos cenários de desempenho entre combinações de índice espectral e janela sazonal, conforme o teste do qui-quadrado ($\chi^2 = 38,91$; $df = 24$; $p = 0,028$).

Na Figura 10, observa-se que as combinações envolvendo o índice EVI concentraram a maior frequência de situações com desconto parcial ($0\% < PB_t < 100\%$), variando de 78,6% (estação seca) a 89,3% (média anual), com 85,7% na estação chuvosa. O NDVI também apresentou altas proporções de desconto parcial (85,7% na média anual, 82,1% na seca e 92,9% na chuvosa). Em contraste, o NDFI apresentou menor frequência de desconto parcial (entre 10,7% e 17,9%) e maior ocorrência relativa de $PB_t = 100\%$ (desconto total) e $PB_t = 0\%$ (sem desconto).

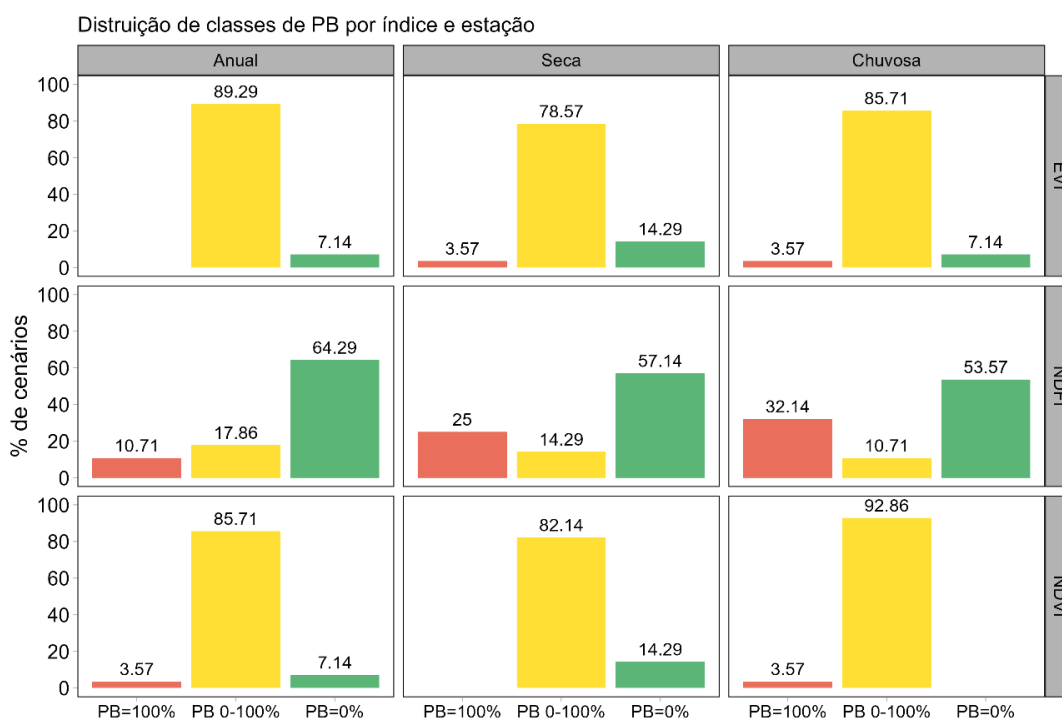


Figura 10. Distribuição de cenários (%) por combinação de índice (linhas: EVI, NDFI, NDVI) e estação (colunas: média anual, seca, chuvosa), agregando áreas e períodos.

A evolução temporal dos cenários, considerando uma contagem contínua dos anos, é apresentada na Figura 11. Para os índices NDVI e EVI, há um aumento progressivo da proporção de desconto parcial ao longo dos anos após a restauração, com redução dos cenários $PB_t = 100\%$ e $PB_t = 0\%$, especialmente

nas janelas anual e seca. Para o NDFI observa-se maior participação inicial de $PB_t = 0\%$ e $PB_t = 100\%$, com aumento gradual de PB_t entre 0 e 100% ao longo do tempo, esse padrão é mais evidente na estação chuvosa.

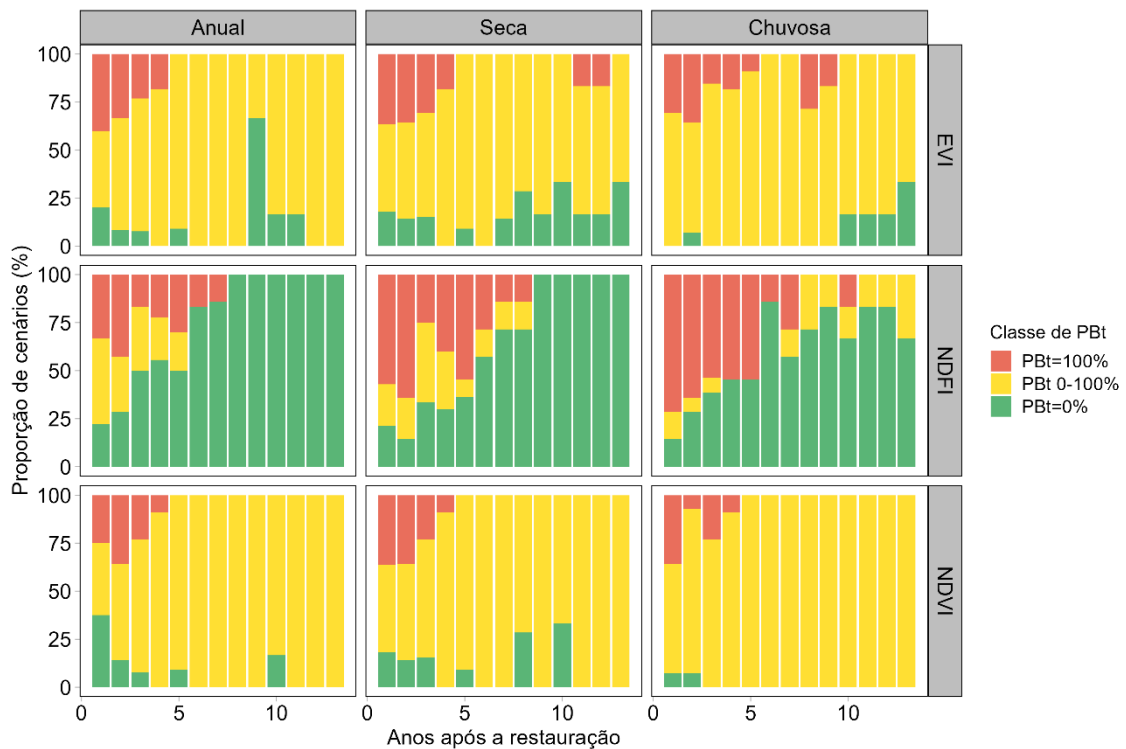


Figura 11. Proporção de cenários por índice × estação ao longo dos anos após a restauração.

A distribuição dos cenários por sítios (*Site Code*) é apresentada na Figura 12 e indica variação espacial entre índices e janelas sazonais. O NDVI apresenta predominância de PB_t entre 0 e 100% na maior parte dos sítios, enquanto o EVI também concentra esse intervalo, com maior variação entre sítios, sobretudo nas janelas anual e chuvosa. O NDFI, por sua vez, apresenta maior heterogeneidade espacial, com conjuntos de sítios em que $PB_t = 0\%$ prevalece nas janelas anual e seca, enquanto PB_t entre 0 e 100% emergem com mais força na estação chuvosa.

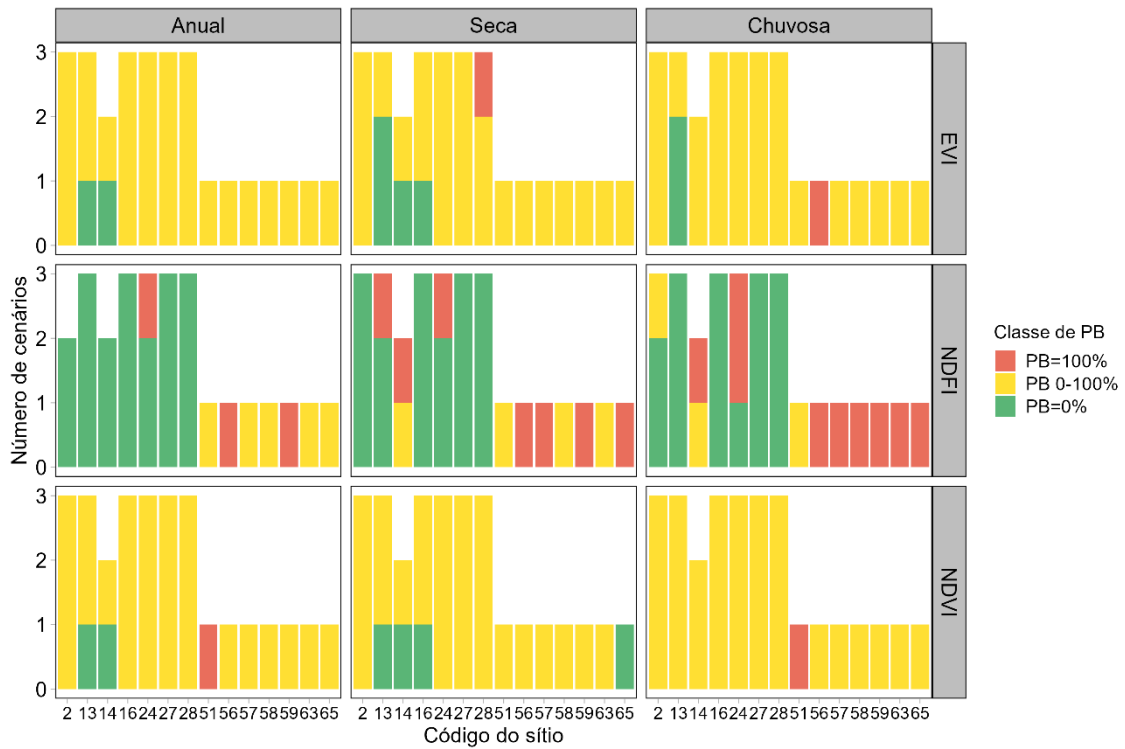


Figura 12. Contagem de cenários por código de sítio, índice e estação. Cada barra representa uma ocorrência de cenário em determinada combinação local.

Por fim, a análise por períodos (Figura 13) mostra o aumento consistente da participação de PB_t entre 0 e 100% do período 1 ao período 3 para NDVI e EVI, com destaque para NDVI nas janelas anual e seca. Para o NDFI, essa transição ocorre de forma mais gradual nas janelas anual e seca, com maior incremento na estação chuvosa.



Figura 13. Distribuição dos cenários por índice e estação, empilhados por ordem de período.

Ao longo do tempo, observa-se redução da frequência de $PB_t = 100\%$ e aumento da participação de PB_t entre 0 e 100% para NDVI e EVI, enquanto a persistência de $PB_t = 100\%$ em algumas combinações permanece ao longo dos períodos analisados.

A análise dos valores de *Performance Benchmark* (PB_t), restrita aos casos do tipo PB_t entre 0 e 100%, indicou efeito estatisticamente significativo do índice espectral ($p < 0,05$), enquanto a estação do ano não apresentou influência significativa ($p > 0,05$).

Os valores de PB_t variaram de forma consistente entre índices: o NDVI apresentou as medianas mais elevadas, seguido por EVI e, por fim, NDFI, com os menores valores centrais (Figura 14).

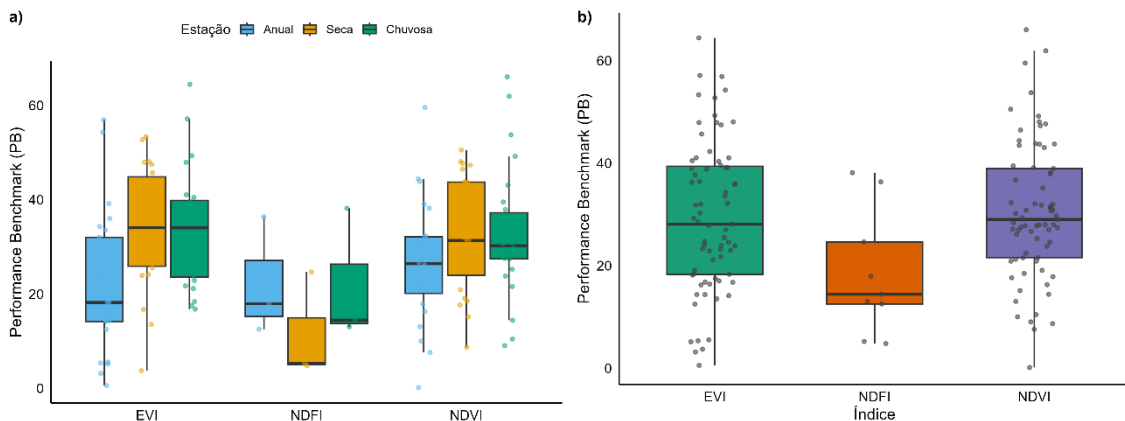


Figura 14. Distribuição dos valores de PB_t apenas para o cenário com desconto parcial (0-100%). (a) Distribuição por índice (cores) e estação (facetadas). (b) Distribuição agregada por índice. As caixas representam a mediana e o intervalo interquartil (IQR), os bigodes indicam a variação dos valores até 1,5 X IQR; os pontos correspondem as observações individuais.

O comportamento do PB_t médio ao longo do tempo (Figura 15) revela tendência geral de declínio da magnitude do PB_t nos três índices. Para EVI e NDVI, valores mais altos concentram-se nos primeiros anos após o plantio, com redução progressiva ao longo do tempo, consistente com a diminuição do diferencial de crescimento entre projeto e controle à medida que o dossel se estabiliza. O NDFI, por outro lado, apresentou pico intermediário (aproximadamente entre 3 e 5 anos), seguido de queda, sugerindo resposta com atraso relativo e potencial maior aderência a mudanças estruturais e de umidade do dossel. Em conjunto, os resultados indicam que a probabilidade de ocorrência de desconto parcial ($0\% < PB_t < 100\%$) e a magnitude do PB_t são moduladas pelo tempo desde a restauração, com padrões dependentes do índice utilizado.

Nesta análise, a janela 'média anual' corresponde à agregação das composições sazonais do ano, suavizando extremos intra-anuais em relação às janelas seca e chuvosa.

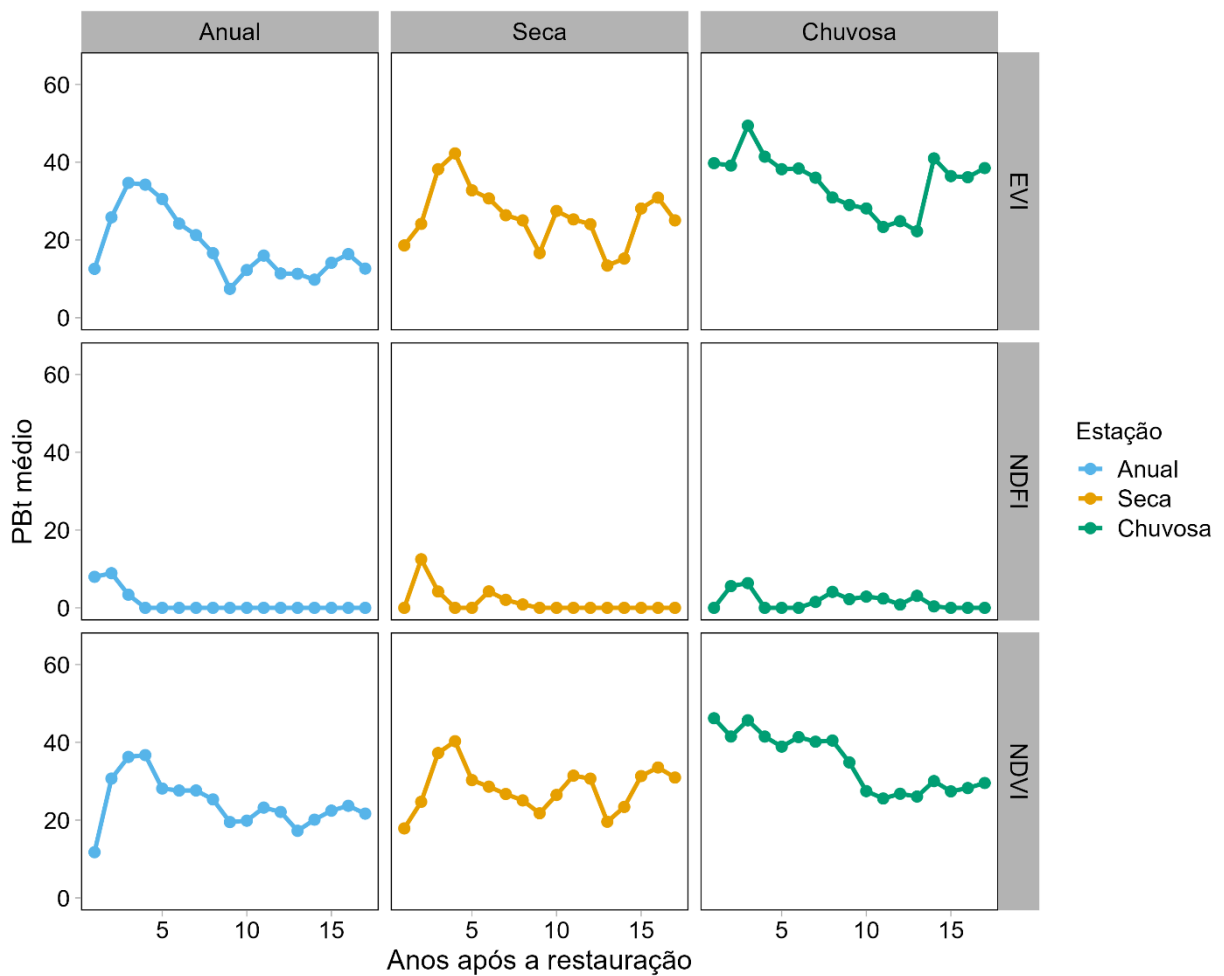


Figura 15. Tendência temporal do PB_t médio ao longo dos anos após a restauração, por índice (NDVI, EVI, NDFI) e estação (média anual, seca, chuvosa). As linhas representam a média de PB_t .

5.3 Saturação espectral e referência de floresta madura

Em relação à aproximação à referência de floresta madura (Parque Estadual do Morro do Diabo), observou-se que EVI e NDVI apresentaram maior tendência de atingir ou se aproximar da linha de referência ao longo do período de monitoramento, enquanto o NDFI permaneceu mais distante.

O EVI alcançou a faixa de valores da floresta madura por volta de 10 anos após a restauração, em todas as estações. O NDVI estabilizou ligeiramente abaixo da referência entre aproximadamente 5 e 10 anos, com padrão semelhante entre estações. O NDFI, por sua vez, aproximou-se da referência principalmente na estação chuvosa, mantendo maior separação nas demais mesmo após 10 anos.

Esse comportamento indica diferenças na trajetória de aproximação à referência entre os índices, com EVI e NDVI atingindo mais rapidamente valores próximos aos observados em áreas maduras, enquanto o NDFI mantém maior separação ao longo do tempo.

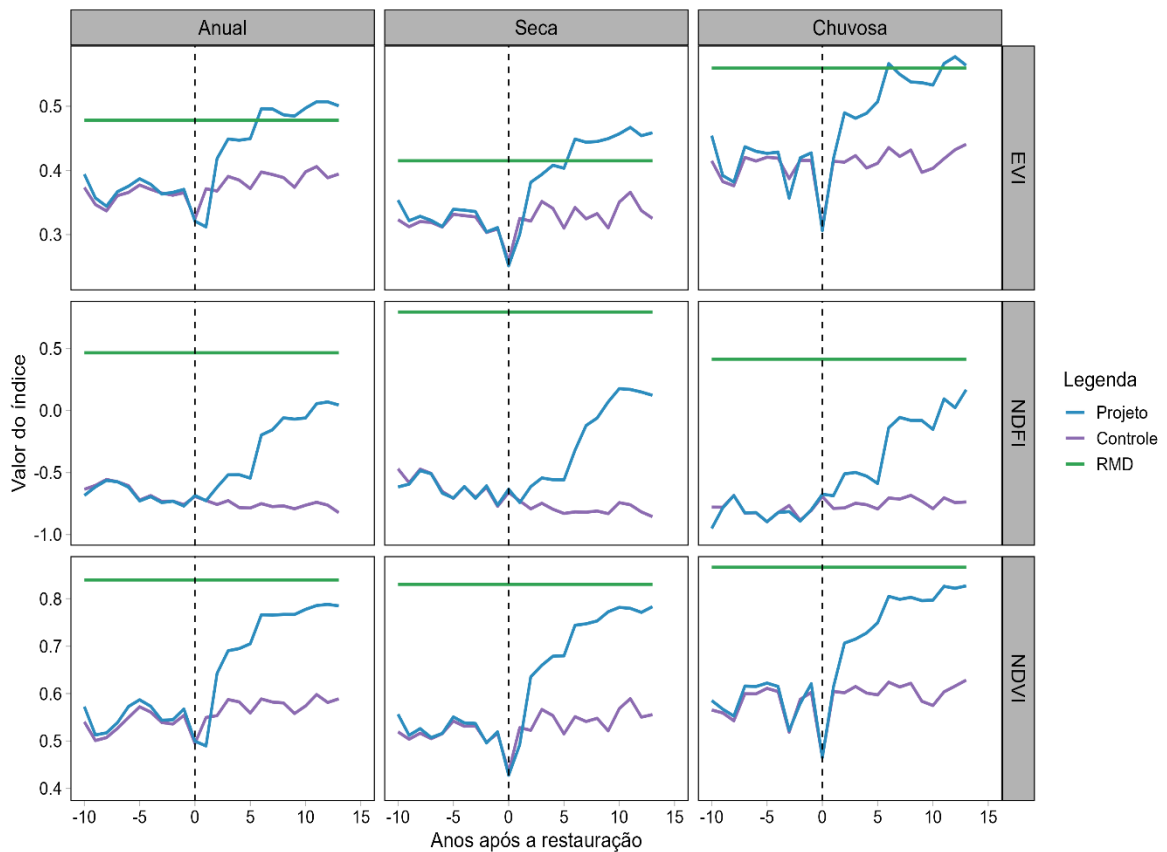


Figura 16. Trajetórias médias de projeto e controle por índice × estação e linha de referência de floresta madura (*old-growth forest*). A linha vertical tracejada indica o início do projeto ($t = 0$).

Em conjunto, os resultados indicam que os índices espectrais diferem não apenas na capacidade de detectar diferenças entre projeto e controle, mas também no momento em que essas diferenças emergem e na velocidade com que os valores se aproximam da referência de floresta madura ao longo da restauração.

6. DISCUSSÃO

6.1 Impactos metodológicos nas etapas antes do início do projeto

Este estudo avaliou, de forma integrada, como as escolhas metodológicas do índice espectral e da janela sazonal (seca, chuvosa e média anual) influenciam a aplicação do *Performance Benchmark* da VM0047 em três diferentes etapas dos projetos ARR: (i) a qualidade do pareamento (*matching*) antes do início do projeto, medida pela Diferença Padronizada das Médias (SDM); (ii) o comportamento do *Performance Benchmark* (PBt) no período *pós-start date*; e (iii) a dinâmica de saturação dos índices ao longo do tempo. Essa abordagem integrada é particularmente importante em metodologias baseadas em linha de base dinâmicas, nas quais o valor do PBt depende diretamente da equivalência ex ante entre projeto e controles e da consistência do indicador ao longo do monitoramento.

De forma geral, os resultados indicam que o desempenho do *matching* varia sistematicamente em função do índice espectral e da janela sazonal, com destaque para o melhor desempenho do NDFI e maior variabilidade associada ao NDVI. A heterogeneidade espacial observada entre os sítios reforça que essa relação não é uniforme, refletindo diferenças locais de estrutura da vegetação e condições ambientais.

O melhor desempenho do NDFI, caracterizado por maior estabilidade do balanceamento entre parcelas, pode estar associado à sua capacidade de representar de forma mais robusta a composição e a estrutura da vegetação. Em contraste, o NDVI apresentou maior variabilidade espacial, especialmente em determinadas janelas sazonais, o que pode estar relacionado à sua maior sensibilidade a fatores como fundo do solo, estrutura do dossel e condições de umidade e iluminação. Esse comportamento tende a amplificar diferenças locais em paisagens heterogêneas, como as áreas de restauração analisadas.

A ocorrência de valores mais elevados de SDM em alguns sítios indica a influência de condições locais na qualidade do pareamento, reforçando que o desempenho dos índices varia ao longo da paisagem. Nesse contexto, a estabilidade espacial do indicador torna-se um critério relevante na escolha metodológica.

A maior estabilidade observada na estação seca, quando considerada a média entre combinações, sugere que condições com menor variabilidade hídrica favorecem a consistência do sinal espectral e, conseqüentemente, do processo de pareamento. Esse padrão pode ser particularmente relevante em Floresta Estacional Semidecidual, onde a perda foliar sazonal tende a ampliar oscilações espectrais na estação chuvosa e reforçar a maior estabilidade relativa observada na seca. No entanto, a variação entre combinações específicas indica que a escolha da janela sazonal deve ser avaliada em conjunto com o índice espectral, e não de forma isolada.

Embora todas as combinações tenham atendido ao critério metodológico mínimo de balanceamento ($SDM \leq 0,25$), os resultados evidenciam diferenças relevantes na qualidade do *matching* que podem influenciar a consistência das comparações subsequentes. Nesse sentido, a escolha do índice espectral assume papel central na etapa pré start date, com implicações diretas para a consistência do Performance Benchmark ao longo do projeto.

Do ponto de vista metodológico, os achados sugerem que a seleção do índice e da janela sazonal deve considerar não apenas o desempenho médio, mas também a estabilidade espacial entre sítios. Nesse contexto, o NDFI se destaca como alternativa mais consistente, enquanto o uso do NDVI pode demandar maior cautela em áreas com elevada heterogeneidade. O EVI, particularmente na estação seca, apresenta desempenho intermediário e pode ser considerado uma alternativa viável em situações específicas.

6.2 Impactos metodológicos nos resultados do *Performance Benchmark* (pós start date)

No período pós-restauração, a análise se concentra na ocorrência de desconto parcial (PB_t entre 0 e 100%) e na magnitude dos valores de PB_t . Os resultados mostram que os índices espectrais diferem tanto na forma como detectam mudanças ao longo do tempo quanto na magnitude dos valores estimados. Observou-se que NDVI e EVI tendem a identificar mais rapidamente diferenças entre projeto e controle, refletidas no aumento da frequência de cenários de desconto parcial nos primeiros anos após a restauração e redução relativa dos cenários extremos ($PB_t = 0\%$ e $PB_t = 100\%$), enquanto o NDFI migra

mais lentamente desses cenários para PBt entre 0 e 100%, sobretudo na estação chuvosa, em algumas combinações.

O achado central, contudo, é que o tipo de índice determina a magnitude do PBt e, nas situações de desconto parcial, o NDVI apresentou medianas mais elevadas, seguido por EVI e, por fim, NDFI, ao passo que a estação não alterou o PBt de forma significativa.

No escopo da VM0047 (Verra, 2025), o PBt é interpretado como um desconto aplicado às remoções do projeto, derivado da comparação entre as inclinações (slopes) das trajetórias do Stocking Index no projeto e nos controles. Quando há diferença estatisticamente significativa entre essas inclinações, obtém-se desconto parcial (PBt entre 0 e 100%); na ausência dessa diferença, o PBt pode assumir valores extremos, como $PBt = 0\%$ ou $PBt = 100\%$, conforme as regras da metodologia.

Mais do que um parâmetro operacional da VM0047, a inclinação (slope) representa a taxa de mudança temporal do Stocking Index e, portanto, a velocidade relativa de acumulação do sinal de restauração entre projeto e contrafactual. Nesse sentido, diferenças no PBt decorrem não apenas dos valores absolutos do índice, mas também da sensibilidade do índice em representar trajetórias distintas de crescimento ao longo do tempo. Isso é particularmente relevante porque índices com respostas espectrais distintas podem alterar não apenas a magnitude do PBt, mas a própria detecção das diferenças entre inclinações.

A ocorrência de cenários com $PBt = 100\%$ também merece atenção, pois pode refletir convergência entre trajetórias, elevada variabilidade do sinal que reduz o poder estatístico, saturação do índice em estágios mais avançados ou limitações na definição do contrafactual.

Os resultados sugerem que essa sensibilidade varia entre índices. O NDVI e o EVI tendem a capturar mais precocemente mudanças associadas ao vigor vegetativo, favorecendo a emergência mais rápida de diferenças entre inclinações. O NDFI, por outro lado, tende a responder de forma mais gradual, coerente com sua base em mistura espectral e maior sensibilidade a mudanças estruturais e de umidade do dossel. Esse comportamento ajuda a explicar a maior frequência de PBt mais baixos (próximos de 0%) observada com NDFI em matrizes abertas e estágios iniciais, configurando uma resposta mais

conservadora e potencialmente menos propensa a descontos elevados quando o sinal ainda é incipiente.

Uma hipótese complementar é que essa dinâmica também reflita a própria sensibilidade do NDFI à modelagem espectral subjacente, uma vez que seu desempenho depende da estabilidade das assinaturas espectrais e dos componentes utilizados no modelo de mistura. Em contextos heterogêneos, essa característica pode influenciar a forma como diferenças entre trajetórias são detectadas ao longo do tempo.

Um ponto sensível é a integridade do cenário contrafactual em paisagens com rápida transformação. Checagens exploratórias indicaram que uma fração residual de controles pode coincidir com áreas com dinâmica recente incompatível com o contrafactual pretendido, como transições para silvicultura, o que pode enviesar as inclinações dos controles e, portanto, os descontos (Pbt). Como a seleção opera em grande escala, recomenda-se complementar o matching com filtros automáticos de estabilidade pós-start date e auditorias espaciais, além de análises de sensibilidade removendo controles suspeitos.

A variação observada entre sítios sugere ainda que fatores locais, como condições edafoclimáticas, histórico de uso e heterogeneidade da paisagem, modulam a expressão espectral e a sensibilidade dos índices na detecção dos efeitos da restauração.

Do ponto de vista operacional, os resultados sugerem que a escolha do índice é mais determinante para o comportamento do Pbt do que a escolha da janela sazonal. Nesse contexto, o EVI pode ser adotado como índice principal para reporte, o NDVI pode funcionar como indicador complementar de sensibilidade precoce, e o NDFI pode atuar como verificação de consistência e contrapeso à saturação em séries longas. Para preservar integridade metodológica, a seleção e combinação de índices deve ser pré-especificada no plano de monitoramento e mantida ao longo da série, com análises de sensibilidade reportadas de forma transparente.

6.3 Impactos metodológicos na saturação dos índices

A análise de saturação confirma trajetórias distintas entre os índices avaliados. NDVI e EVI aproximam-se da referência de floresta madura em aproximadamente 5 a 10 anos, o que favorece a identificação de ganhos nos

estágios iniciais e intermediários, mas pode reduzir a discriminação entre projeto e controle em séries longas, à medida que o dossel se fecha e o sinal se aproxima de um patamar. O NDFI preserva maior distância da referência nas janelas anual e seca e se aproxima sobretudo na chuvosa, mantendo maior separação ao longo do tempo.

Essas diferenças são compatíveis com os mecanismos espectrais descritos na literatura. O NDVI responde principalmente ao vigor da vegetação (Ponzoni et al., 2015), enquanto o EVI apresenta menor sensibilidade a efeitos de saturação e iluminação (Huete et al., 2002). O NDFI, por sua vez, incorpora componentes associados à estrutura e à umidade do dossel (Shimabukuro & Ponzoni, 2017), o que contribui para a manutenção de variação do sinal em estágios mais avançados da restauração.

Em conjunto, os resultados indicam um trade-off entre os índices: NDVI e EVI apresentam maior sensibilidade em fases iniciais, enquanto o NDFI tende a preservar maior faixa dinâmica ao longo do tempo, refletindo mudanças estruturais mais graduais. Esse comportamento é consistente com os padrões observados nas análises do Performance Benchmark, nas quais diferentes índices capturam momentos distintos da trajetória de recuperação da vegetação.

Quanto às janelas sazonais, a estação seca tende a apresentar maior estabilidade nas séries temporais, enquanto a estação chuvosa pode evidenciar a resposta do NDFI em algumas combinações, embora com maior variabilidade inicial.

Uma limitação adicional refere-se ao efeito de escala e à transferência entre resoluções espaciais. Em aplicações de sensoriamento remoto voltadas à estimativa de biomassa e carbono, a precisão tende a diminuir com o aumento do tamanho do pixel, devido à maior heterogeneidade intra-pixel e à dificuldade de transferência direta de relações calibradas entre escalas (Yu et al., 2022). Em paisagens heterogêneas, abordagens multiescala contribuem para reduzir esse efeito, ao integrar dados de campo e imagens em diferentes resoluções (Leitão et al., 2018).

No presente estudo, a utilização de séries Landsat (30 m) garante consistência temporal, mas pode ampliar a heterogeneidade intra-pixel em mosaicos de restauração, influenciando a sensibilidade do Stocking Index e a interpretação do PBt em escala de parcela. O uso de sensores com maior

resolução espacial, como Sentinel-2, pode reduzir esse efeito em áreas mais heterogêneas. Embora séries como Sentinel-2 (10 m) possam reduzir parte desse efeito, sua incorporação ainda envolve desafios operacionais associados à harmonização temporal com Landsat, atualização metodológica da VM0047 e capacidade computacional para processamento contínuo de séries longas.

Adicionalmente, a integração com dados independentes de estrutura do dossel e biomassa, como medições de campo e dados LIDAR, pode contribuir para a calibração e validação das relações entre sinal espectral e variáveis biofísicas.

A ausência de efeito significativo da estação sobre os valores de PBt, observada nas análises anteriores, reforça que a escolha do índice espectral exerce papel mais determinante na interpretação dos resultados do que a variação sazonal isolada. Nesse sentido, os padrões identificados ao longo do tempo fornecem um referencial empírico para a interpretação do Performance Benchmark em diferentes estágios da restauração.

6.4. Implicações para projetos ARR

Para a prática sob a VM0047, as implicações são diretas. Antes do início do projeto, a priorização do NDFI no *matching*, aliada à calibração do *caliper*⁴ com base no desempenho de balanceamento (SDM), tende a favorecer maior equivalência *ex ante* entre parcelas de projeto e controle. A escolha da janela temporal deve considerar o objetivo da análise e o contexto do sítio. Valores particularmente baixos de SDM em combinações específicas indicam maior similaridade entre grupos, sem implicar, por si só, melhor desempenho do PBt no período de monitoramento.

Após o *start date*, os resultados indicam que a magnitude do PBt, quando ocorre desconto parcial, é mais sensível ao índice espectral do que à janela temporal. Nesse contexto, diferentes índices capturam dimensões complementares da dinâmica da vegetação: o EVI apresenta maior sensibilidade para monitoramento contínuo, o NDVI responde de forma mais imediata a ganhos iniciais de vigor, e o NDFI contribui para a avaliação de mudanças estruturais ao longo do tempo. A utilização combinada desses índices pode

⁴ Limiar máximo de distância aceito no pareamento.

reduzir a dependência de um único indicador e tornar mais explícitas as implicações metodológicas na interpretação do *PBt*.

Esse arranjo também se relaciona às limitações de transferência entre escalas, uma vez que diferentes índices respondem de forma distinta à heterogeneidade espacial e ao tamanho do pixel (Campbell et al., 2022; Ament; Fesenmyer; Yeo, 2025).

Três frentes complementares podem ampliar a consistência das análises em aplicações futuras: (i) avaliação de índices alternativos (como EVI2, NDMI e NBR) e métricas compostas como forma de comparação; (ii) integração com dados de campo, incluindo biomassa, LAI e métricas estruturais, para apoiar a interpretação do sinal espectral; e (iii) padronização do processamento entre sensores, com atenção a efeitos de sítio que influenciam a variabilidade espacial.

Reconhecem-se limitações associadas ao tamanho amostral por sítio, a incertezas residuais de processamento e à possibilidade de viés de seleção não completamente eliminado após o *matching*. Como encaminhamento, destaca-se a importância de ampliar a cobertura amostral, explorar variações intra-anuais e incorporar análises de sensibilidade espacial.

Ao integrar *matching*, *PBt* e saturação em um mesmo arcabouço, este trabalho propõe um protocolo replicável para apoiar decisões metodológicas em projetos ARR sob a VM0047, traduzindo escolhas técnicas em implicações operacionais para monitoramento e reporte.

7. CONCLUSÃO

A aplicação de linhas de base dinâmicas sob a VM0047 depende do Performance Benchmark como mecanismo central para construção do contrafactual e determinação de deduções sobre remoções elegíveis. Neste contexto, o presente estudo demonstrou que escolhas metodológicas associadas ao Stocking Index — em especial o índice espectral (NDVI, EVI, NDFI) e a janela sazonal — afetam de forma mensurável: (i) a qualidade do *matching* pré-*start date* (SDM), (ii) o comportamento do *PBt* no período pós-restauração e (iii) o risco de saturação ao longo de séries temporais de monitoramento (Verra, 2025).

No período pré-projeto, o NDFI apresentou os menores valores de SDM, com melhor desempenho em combinações específicas, enquanto a estação

seca apresentou maior estabilidade quando consideradas as combinações de forma agregada. Esse padrão é consistente com a maior estabilidade espectral na estação seca em comparação à variabilidade fenológica da estação chuvosa (Ponzoni et al., 2015).

Os resultados indicam que a sensibilidade do índice afeta não apenas o balanceamento *ex ante*, mas também a detecção de diferenças entre inclinações e, portanto, a magnitude das deduções estimadas pelo *PBt*.

No período pós-*start date*, a magnitude do *PBt*, quando ocorre desconto parcial, mostrou-se mais sensível ao índice espectral do que à janela sazonal, indicando que a escolha do índice atua como fator determinante na intensidade das deduções aplicadas às remoções (Verra, 2025). Esse comportamento é compatível com as propriedades biofísicas dos índices: o NDVI responde mais intensamente em fases iniciais, mas tende a saturar em dosséis mais densos (Rouse et al., 1973; Ponzoni et al., 2015), enquanto o EVI foi desenvolvido para reduzir limitações associadas à saturação e ao fundo do solo (Huete et al., 2002).

A análise de saturação, baseada na referência de florestas maduras, reforça a necessidade de cautela em séries longas. NDVI e EVI aproximam-se mais rapidamente da referência, reduzindo o contraste entre projeto e controle ao longo do tempo, enquanto o NDFI tende a preservar maior faixa dinâmica, refletindo mudanças estruturais de forma mais gradual (Shimabukuro & Ponzoni, 2017; Souza et al., 2005).

Adicionalmente, o estudo evidencia que o efeito de escala constitui fonte relevante de incerteza na interpretação de índices espectrais como proxies de biomassa e carbono. A redução de desempenho preditivo com o aumento do tamanho do pixel e a necessidade de abordagens multiescala são aspectos bem documentados na literatura (Yu et al., 2022; Leitão et al., 2018), reforçando a importância de alinhar a escala do dado espectral com a escala do fenômeno ecológico analisado.

Como limitação, destaca-se a possibilidade de viés residual na seleção de controles em larga escala, com evidências pontuais de inconsistências associadas a mudanças recentes de uso do solo. Nesse sentido, a adoção de filtros de estabilidade e análises de sensibilidade espacial pode contribuir para aumentar a confiabilidade do contrafactual (Verra, 2025).

Em síntese, os resultados indicam que a escolha do *Stocking Index* deve ser tratada como uma decisão metodológica central, com implicações diretas tanto no balanceamento *ex ante* quanto na trajetória de deduções ao longo do monitoramento. A explicitação dessas escolhas, aliada à realização de análises de sensibilidade e ao uso combinado de múltiplos índices e fontes de dados, contribui para maior transparência, rastreabilidade e consistência metodológica.

Dessa forma, este estudo contribui para o aprimoramento da aplicação da VM0047 ao demonstrar, de forma empírica, como decisões técnicas influenciam a quantificação de desempenho e a estimativa de remoções em projetos de restauração florestal na Mata Atlântica, reforçando a importância de abordagens metodológicas explícitas e comparáveis em contextos de mercado de carbono.

8. REFERÊNCIAS

Ab'Sáber, A. N. (2003). Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. São Paulo: Ateliê Editorial.

AMENT, J. A.; FESEMYER, K.; YEO, S. *Remote Sensing Science Decoder: Demystifying Remote Sensing in Natural Climate Solutions Carbon Markets*. [S. l.]: The Nature Conservancy, 2025.

ASNER, G. P. et al. Forest canopy gap distributions in the Southern Peruvian Amazon. *PLoS ONE*, v. 5, n. 4, e9732, 2010.

AZIZ, M. A.; MONTEIRO, R. A. Biodiversidade e conservação da Mata Atlântica: desafios e perspectivas. *Revista Brasileira de Biogeografia*, v. 7, n. 2, p. 79–98, 2019.

BRANCALION, P. H. S.; CHAZDON, R. L. Restoration of biodiversity and ecosystem services in tropical forests. *Annual Review of Environment and Resources*, v. 48, p. 311-339, 2023.

BROWN, Christopher F. et al. Alphaearth foundations: An embedding field model for accurate and efficient global mapping from sparse label data. arXiv preprint arXiv:2507.22291, 2025.

CAMPBELL, Anthony D. et al. A review of carbon monitoring in wet carbon systems using remote sensing. *Environmental Research Letters*, v. 17, n. 2, p. 025009, 2022. 025009. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac4d4d>

CHAZDON, R. L. et al. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics. *Science Advances*, v. 2, p. e1501639, 2016.

CHAZDON, Robin; BRANCALION, Pedro. Restoring forests as a means to many ends. *Science*, v. 365, n. 6448, p. 24-25, 2019.

DE ALMEIDA, Danilo RA et al. Remote sensing approaches to monitor tropical forest restoration: Current methods and future possibilities. *Journal of Applied Ecology*, v. 62, n. 2, p. 188-206, 2024.

Ferraro, P. J., & Hanauer, M. M. (2014). Advances in measuring the environmental and social impacts of environmental programs. *Annual Review of Environment and Resources*, 39, 495-517. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-101813-013230>

Gao, S., Zhong, R., Yan, K., Ma, X., Chen, X., Pu, J., Gao, S., Qi, J., Yin, G., & Myneni, R.B. (2023). Evaluating the saturation effect of vegetation indices in forests using 3D radiative transfer simulations and satellite observations. *Remote Sensing of Environment*, 295, 113665. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2023.113665>

GILLENWATER, Michael. What is additionality? Part 1: A long-standing problem. 2012.

GRISCOM, B. W. et al. Natural climate solutions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, v. 114, n. 44, p. 11645-11650, 2017.

Griscom, B. W., et al. (2020). "National mitigation potential from natural climate solutions in the tropics." *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 375(1794), 20190126. DOI: 10.1098/rstb.2019.0126

Huete, A.R., Didan, K., Miura, T., Rodriguez, E.P., Gao, X., Ferreira, L.G. (2002). *Overview of the radiometric and biophysical performance of the MODIS vegetation indices. Remote Sensing of Environment*, 83(1–2), 195–213.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (2012). Manual técnico da vegetação brasileira. 2ª edição. Rio de Janeiro: IBGE.

IPCC (2023). Sixth Assessment Report (AR6). Intergovernmental Panel on Climate Change.

INTEGRITY COUNCIL FOR VOLUNTARY CARBON MARKETS (ICVCM). *Core Carbon Principles Assessment Framework. (CCP)*. Disponível em: <https://icvcm.org/core-carbon-principles/>. Acesso em: 08 mar. 2025.

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). *Climate Change 2023: Mitigation of Climate Change – Summary for Policymakers*. Genebra: IPCC, 2023.

LEITÃO, P. J. et al. From sample to pixel: multi-scale remote sensing data for upscaling aboveground carbon data in heterogeneous landscapes. *Ecosphere*, v. 9, n. 8, e02298, 2018. DOI: 10.1002/ecs2.2298.

LENTH, R. V. *emmeans: Estimated Marginal Means, aka Least-Squares Means*. R package, 2018. Disponível em: CRAN. Acesso em: 26 agosto. 2025.

UNIVERSITY OF CALIFORNIA, BERKELEY. *Berkeley Carbon Trading Project*. Berkeley, 2025. Disponível em: <https://gspp.berkeley.edu/research-and-impact/centers/cepp/projects/berkeley-carbon-trading-project>. Acesso em: 08 mar. 2025.

Köppen, W., & Geiger, R. (1936). Das geographische System der Klimate. In: *Handbuch der Klimatologie* (Vol. 1, Part C).

Lenton, T. M., et al. (2019). Climate tipping points – too risky to bet against. *Nature*, 575(7784), 592–595. <https://doi.org/10.1038/d41586-019-03595-0>

LIMA, J. C. et al. Restoration of Atlantic Forest biodiversity and biomass: ecological and economic considerations. *Nature Communications*, v. 11, p. 6347, 2020. DOI: 10.1038/s41467-020-20217-w.

MARENCO, J. A. et al. Extreme rainfall and drought events in Brazil. *Climate Dynamics*, v. 57, p. 29-50, 2021.

MENESES, Paulo Roberto; ALMEIDA, Tati de; SANO, Edson Eyji (ed.). *Processamento de imagens de sensoriamento remoto* [recurso eletrônico]. 1. ed. Brasília: Editora Universidade de Brasília, 2025. 420 p. Publicação digital em PDF. ISBN 978-65-5846-227-9.

MYERS, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., da Fonseca, G. A. B. & Kent, J. (2000). "Biodiversity hotspots for conservation priorities." *Nature* 403, 853–858.

PACHAMA. *4 ways dynamic baselines can transform carbon crediting*. 2022. Disponível em: <https://pachama.com/blog/4-ways-dynamic-baselines-can-transform-carbon-crediting>. Acesso em: mai. 2025.

PINTO, Luiz Paulo et al. Mata Atlântica Brasileira: os desafios para conservação da biodiversidade de um hotspot mundial. *Biologia da conservação: essências*. São Carlos: RiMa, p. 91-118, 2006.

PONZONI, F. J., Shimabukuro, Y. E., & Kuplich, T. M. (2015). *Sensoriamento remoto da vegetação*. Oficina de textos.

REZENDE, C. L. et al. From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 16, p. 208-214, 2018.

Rodrigues, R. R., & Gandolfi, S. (2001). Florestas Estacionais Semidecíduais e a restauração de ecossistemas florestais. *Floresta e Ambiente*, 8(1), 141-157.

Rosenbaum PR, Rubin DB. The central role of the propensity score in observational studies for causal effects. *Biometrics*. 1983; 70:41-55.

Rouse, J.W., Haas, R.H., Schell, J.A., Deering, D.W. (1973). *Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS*. NASA SP-351, 309–317.

SANTORO, G. B.; MOLIN, P. G.; VIVEIROS, J. M. S. M.; FERREIRA, G. de A.; COSTA, V. M.; HANEDA, L. E.; SINEGALIA, M. K. S. D.; CULLEN JUNIOR, L.; BRANCALION, P. H. S.; SILVA, C. A.; DE ALMEIDA, D. R. A. Monitoring the structure of restored forests and assessing aboveground carbon density through canopy metrics derived from digital aerial photogrammetry and LiDAR. *Restoration Ecology*, [S.l.], v. 00, p. 1-14, 2025. DOI: 10.1111/rec.70077. Disponível em: <http://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/rec.70077/supinfo>. Acesso em: 10 out. 2024.

SILVA, J. M. C.; Casteleti, C. H. M. (2003). *Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil*. In: Galindo-Leal, C.; Câmara, I. G. (eds.). *The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. Washington, DC: Center for Applied Biodiversity Science and Island Press, p. 43–59.

- SILVA, C. E., Xu, L., San Miguel, I., Morrissey, M., Seifried, J., Mazzaro, L., Yu, D., Hoeger, M., & Cameron, D. (2024). *Dynamic Control Area Baseline (DCAB) for reforestation projects: Algorithm Technical Document (Version 1.0)*. Pachama, Inc. <https://pachama.com>
- SOUZA, C. M., Roberts, D. A., & Cochrane, M. A. (2005). Combining spectral and spatial information to map canopy damage from selective logging and forest fires. *Remote Sensing of Environment*, 98(2-3), 329–353. <https://doi.org/10.1016/j.rse.2005.07.013>
- STRASSBURG, B. B. N. et al. The role of natural regeneration to ecosystem services provision and habitat availability: a case study in the Brazilian Atlantic Forest. *Biotropica*, v. 48, p. 890–899, 2016.
- STRASSBURG, B. B. N. et al. Strategic approaches to restoring ecosystems can triple conservation gains and halve costs. *Nature Ecology & Evolution*, v. 3, p. 62–70, 2019.
- STRASSBURG, B. B. N. et al. Global priority areas for ecosystem restoration. *Nature*, v. 586, p. 724–729, 2020.
- Shimabukuro, Y. E., & Ponzoni, F. J. (2017). *Mistura Espectral: modelo linear e aplicações*. Oficina de Textos.
- Steffen, W., et al. (2018). Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. *PNAS*, 115(33), 8252–8259. <https://doi.org/10.1073/pnas.1810141115>
- TAMBOSI, L. R.; MARTENSEN, A. C.; RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. *Restoration Ecology*, v. 22, p. 169–177, 2014.
- VERRA. *VM0047 Methodology for Afforestation, Reforestation, and Revegetation*. V 1.1 Washington, DC: Verra, 2025.
- WORLD BANK. *State and Trends of Carbon Pricing 2023*. Washington, DC: World Bank, 2023. Disponível em: <https://openknowledge.worldbank.org/>. Acesso em: 08 mar. 2025.
- YU Ying et al. Spatial Scale Effect and Correction of Forest Aboveground Biomass Estimation Using Remote Sensing. *Remote Sens.*, Basel, v. 14, n. 12, p. 2828, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs14122828> . Acesso em: 19/12/2025

APÊNDICE: MATERIAIS SUPLEMENTARES

Tabela 4. S1-Lista das parcelas de projeto por área do projeto e coordenadas geográficas

Sítio	Longitude	Latitude	ID - point
2	-52,47	-22,53	1
2	-52,46	-22,52	2
2	-52,47	-22,53	3
2	-52,47	-22,52	4
2	-52,47	-22,53	5
2	-52,47	-22,53	6
2	-52,47	-22,53	7
2	-52,47	-22,53	8
2	-52,47	-22,53	9
2	-52,47	-22,52	10
2	-52,47	-22,52	11
2	-52,47	-22,53	12
2	-52,47	-22,53	13
2	-52,47	-22,53	14
2	-52,47	-22,53	15
2	-52,46	-22,52	16
2	-52,46	-22,52	17
2	-52,47	-22,53	18
2	-52,47	-22,53	19
2	-52,47	-22,53	20
2	-52,47	-22,52	21
2	-52,47	-22,52	22
2	-52,46	-22,52	23
2	-52,47	-22,53	24
2	-52,46	-22,52	25
2	-52,47	-22,52	26
2	-52,47	-22,53	27
2	-52,46	-22,52	28
2	-52,47	-22,53	29
2	-52,47	-22,53	30
13	-52,42	-22,58	31
13	-52,42	-22,58	32
13	-52,42	-22,58	33
13	-52,42	-22,58	34
13	-52,42	-22,58	35
13	-52,42	-22,58	36
13	-52,42	-22,58	37
13	-52,42	-22,58	38
13	-52,42	-22,58	39
13	-52,42	-22,58	40
13	-52,42	-22,58	41
13	-52,42	-22,58	42

Sítio	Longitude	Latitude	ID - point
13	-52,42	-22,58	43
13	-52,42	-22,58	44
13	-52,42	-22,58	45
13	-52,42	-22,58	46
13	-52,42	-22,58	47
13	-52,42	-22,58	48
13	-52,42	-22,58	49
13	-52,42	-22,58	50
13	-52,42	-22,58	51
13	-52,42	-22,58	52
13	-52,42	-22,58	53
13	-52,42	-22,58	54
13	-52,42	-22,58	55
13	-52,42	-22,58	56
13	-52,42	-22,58	57
13	-52,42	-22,58	58
13	-52,42	-22,58	59
13	-52,42	-22,58	60
14	-52,40	-22,58	61
14	-52,41	-22,58	62
14	-52,40	-22,58	63
14	-52,42	-22,59	64
14	-52,40	-22,58	65
14	-52,41	-22,59	66
14	-52,41	-22,59	67
14	-52,41	-22,58	68
14	-52,41	-22,58	69
14	-52,40	-22,58	70
14	-52,40	-22,58	71
14	-52,41	-22,58	72
14	-52,42	-22,59	73
14	-52,41	-22,58	74
14	-52,40	-22,58	75
14	-52,41	-22,59	76
14	-52,41	-22,59	77
14	-52,42	-22,58	78
14	-52,42	-22,58	79
14	-52,41	-22,58	80
14	-52,42	-22,59	81
14	-52,42	-22,59	82
14	-52,40	-22,58	83
14	-52,40	-22,58	84
14	-52,40	-22,58	85
14	-52,41	-22,58	86
14	-52,40	-22,58	87
14	-52,41	-22,59	88
14	-52,42	-22,59	89

Sítio	Longitude	Latitude	ID - point
14	-52,41	-22,58	90
16	-52,42	-22,59	91
16	-52,42	-22,59	92
16	-52,42	-22,59	93
16	-52,41	-22,60	94
16	-52,41	-22,60	95
16	-52,42	-22,60	96
16	-52,42	-22,60	97
16	-52,42	-22,59	98
16	-52,41	-22,60	99
16	-52,41	-22,60	100
16	-52,41	-22,60	101
16	-52,41	-22,60	102
16	-52,41	-22,60	103
16	-52,42	-22,60	104
16	-52,41	-22,60	105
16	-52,41	-22,60	106
16	-52,41	-22,60	107
16	-52,42	-22,59	108
16	-52,42	-22,60	109
16	-52,42	-22,59	110
16	-52,41	-22,60	111
16	-52,42	-22,59	112
16	-52,42	-22,59	113
16	-52,42	-22,59	114
16	-52,42	-22,60	115
16	-52,42	-22,60	116
16	-52,42	-22,59	117
16	-52,41	-22,60	118
16	-52,41	-22,60	119
16	-52,42	-22,59	120
24	-52,42	-22,58	121
24	-52,42	-22,58	122
24	-52,42	-22,58	123
24	-52,42	-22,58	124
24	-52,42	-22,58	125
24	-52,42	-22,58	126
24	-52,42	-22,58	127
24	-52,42	-22,58	128
24	-52,42	-22,58	129
24	-52,42	-22,58	130
24	-52,42	-22,58	131
24	-52,42	-22,58	132
24	-52,42	-22,58	133
24	-52,42	-22,58	134
24	-52,42	-22,58	135
24	-52,42	-22,58	136

Sítio	Longitude	Latitude	ID - point
24	-52,42	-22,58	137
27	-52,42	-22,59	138
27	-52,42	-22,59	139
27	-52,42	-22,59	140
27	-52,42	-22,59	141
27	-52,42	-22,59	142
27	-52,42	-22,59	143
27	-52,42	-22,59	144
27	-52,42	-22,59	145
27	-52,42	-22,59	146
27	-52,42	-22,59	147
27	-52,42	-22,59	148
27	-52,42	-22,59	149
27	-52,42	-22,59	150
27	-52,42	-22,59	151
27	-52,42	-22,59	152
27	-52,42	-22,59	153
27	-52,42	-22,59	154
27	-52,42	-22,59	155
27	-52,42	-22,59	156
27	-52,42	-22,59	157
27	-52,42	-22,59	158
27	-52,42	-22,59	159
27	-52,42	-22,59	160
27	-52,42	-22,59	161
27	-52,42	-22,59	162
27	-52,42	-22,59	163
27	-52,42	-22,59	164
27	-52,42	-22,59	165
27	-52,42	-22,59	166
27	-52,42	-22,59	167
28	-52,43	-22,60	168
28	-52,43	-22,60	169
28	-52,43	-22,60	170
28	-52,43	-22,60	171
28	-52,43	-22,60	172
28	-52,43	-22,60	173
28	-52,43	-22,60	174
28	-52,43	-22,60	175
28	-52,43	-22,60	176
28	-52,43	-22,60	177
28	-52,43	-22,60	178
28	-52,43	-22,60	179
28	-52,43	-22,60	180
28	-52,43	-22,60	181
28	-52,42	-22,60	182
28	-52,43	-22,60	183

Sítio	Longitude	Latitude	ID - point
28	-52,43	-22,60	184
28	-52,43	-22,60	185
28	-52,42	-22,60	186
28	-52,43	-22,60	187
28	-52,43	-22,60	188
28	-52,43	-22,60	189
28	-52,43	-22,60	190
28	-52,43	-22,60	191
28	-52,43	-22,60	192
28	-52,43	-22,60	193
28	-52,42	-22,60	194
28	-52,42	-22,60	195
28	-52,43	-22,60	196
28	-52,43	-22,60	197
51	-52,44	-22,60	198
51	-52,44	-22,60	199
51	-52,44	-22,60	200
51	-52,44	-22,60	201
51	-52,44	-22,60	202
51	-52,44	-22,60	203
51	-52,44	-22,60	204
51	-52,44	-22,60	205
51	-52,44	-22,60	206
51	-52,44	-22,60	207
51	-52,44	-22,60	208
51	-52,44	-22,60	209
51	-52,44	-22,60	210
51	-52,44	-22,60	211
51	-52,44	-22,60	212
51	-52,44	-22,60	213
51	-52,44	-22,60	214
51	-52,44	-22,60	215
51	-52,44	-22,60	216
51	-52,44	-22,60	217
51	-52,44	-22,60	218
51	-52,44	-22,60	219
51	-52,44	-22,60	220
51	-52,44	-22,60	221
51	-52,44	-22,60	222
51	-52,44	-22,60	223
51	-52,44	-22,60	224
51	-52,44	-22,60	225
51	-52,44	-22,60	226
51	-52,44	-22,60	227
56	-52,33	-22,24	228
56	-52,34	-22,24	229
56	-52,33	-22,24	230

Sítio	Longitude	Latitude	ID - point
56	-52,33	-22,24	231
56	-52,33	-22,24	232
56	-52,32	-22,25	233
56	-52,32	-22,24	234
56	-52,33	-22,24	235
56	-52,32	-22,25	236
56	-52,33	-22,24	237
56	-52,32	-22,24	238
56	-52,32	-22,25	239
56	-52,34	-22,24	240
56	-52,33	-22,24	241
56	-52,33	-22,24	242
56	-52,34	-22,24	243
56	-52,34	-22,24	244
56	-52,32	-22,24	245
56	-52,32	-22,24	246
56	-52,33	-22,24	247
56	-52,33	-22,24	248
56	-52,32	-22,25	249
56	-52,32	-22,24	250
56	-52,33	-22,24	251
56	-52,32	-22,24	252
56	-52,32	-22,24	253
56	-52,32	-22,24	254
56	-52,33	-22,24	255
56	-52,32	-22,25	256
56	-52,33	-22,24	257
57	-52,32	-22,25	258
57	-52,32	-22,25	259
57	-52,33	-22,24	260
57	-52,32	-22,25	261
57	-52,33	-22,24	262
57	-52,33	-22,24	263
57	-52,33	-22,24	264
57	-52,34	-22,24	265
57	-52,32	-22,25	266
57	-52,33	-22,24	267
57	-52,33	-22,24	268
57	-52,34	-22,24	269
57	-52,33	-22,24	270
57	-52,33	-22,24	271
57	-52,33	-22,24	272
57	-52,34	-22,24	273
57	-52,32	-22,25	274
57	-52,33	-22,24	275
57	-52,33	-22,24	276
57	-52,34	-22,24	277

Sítio	Longitude	Latitude	ID - point
57	-52,34	-22,24	278
57	-52,32	-22,25	279
57	-52,33	-22,25	280
57	-52,33	-22,25	281
57	-52,33	-22,24	282
57	-52,34	-22,24	283
57	-52,33	-22,24	284
57	-52,33	-22,24	285
57	-52,33	-22,24	286
57	-52,33	-22,24	287
58	-52,32	-22,24	288
58	-52,32	-22,24	289
58	-52,33	-22,24	290
58	-52,33	-22,24	291
58	-52,32	-22,25	292
58	-52,33	-22,24	293
58	-52,32	-22,24	294
58	-52,32	-22,24	295
58	-52,32	-22,24	296
58	-52,32	-22,25	297
58	-52,32	-22,24	298
58	-52,33	-22,24	299
58	-52,33	-22,24	300
58	-52,33	-22,24	301
58	-52,33	-22,24	302
58	-52,33	-22,24	303
58	-52,32	-22,24	304
58	-52,32	-22,24	305
58	-52,32	-22,24	306
58	-52,32	-22,24	307
58	-52,33	-22,24	308
58	-52,32	-22,24	309
58	-52,33	-22,24	310
58	-52,33	-22,24	311
58	-52,32	-22,24	312
58	-52,32	-22,24	313
58	-52,32	-22,24	314
58	-52,32	-22,24	315
58	-52,32	-22,24	316
58	-52,32	-22,24	317
59	-52,33	-22,24	318
59	-52,34	-22,24	319
59	-52,33	-22,25	320
59	-52,33	-22,24	321
59	-52,34	-22,24	322
59	-52,34	-22,24	323
59	-52,34	-22,24	324

Sítio	Longitude	Latitude	ID - point
59	-52,33	-22,25	325
59	-52,33	-22,24	326
59	-52,34	-22,24	327
59	-52,34	-22,24	328
59	-52,33	-22,24	329
59	-52,33	-22,24	330
59	-52,34	-22,24	331
59	-52,34	-22,24	332
59	-52,33	-22,24	333
59	-52,34	-22,24	334
59	-52,34	-22,24	335
59	-52,33	-22,24	336
59	-52,34	-22,24	337
59	-52,34	-22,24	338
59	-52,33	-22,24	339
59	-52,34	-22,24	340
59	-52,34	-22,24	341
59	-52,34	-22,24	342
59	-52,34	-22,24	343
59	-52,33	-22,24	344
59	-52,33	-22,24	345
59	-52,34	-22,24	346
59	-52,33	-22,25	347
63	-52,26	-22,22	348
63	-52,27	-22,22	349
63	-52,27	-22,22	350
63	-52,27	-22,21	351
63	-52,27	-22,22	352
63	-52,27	-22,22	353
63	-52,27	-22,21	354
63	-52,27	-22,22	355
63	-52,27	-22,22	356
63	-52,27	-22,22	357
63	-52,27	-22,22	358
63	-52,27	-22,22	359
63	-52,27	-22,22	360
63	-52,27	-22,22	361
63	-52,27	-22,22	362
63	-52,27	-22,22	363
63	-52,26	-22,22	364
63	-52,27	-22,22	365
63	-52,27	-22,22	366
63	-52,27	-22,22	367
63	-52,27	-22,22	368
63	-52,27	-22,22	369
63	-52,27	-22,22	370
63	-52,26	-22,22	371

Sítio	Longitude	Latitude	ID - point
63	-52,27	-22,22	372
63	-52,27	-22,22	373
63	-52,27	-22,22	374
63	-52,27	-22,22	375
63	-52,27	-22,21	376
63	-52,27	-22,22	377
65	-52,27	-22,22	378
65	-52,27	-22,21	379
65	-52,28	-22,21	380
65	-52,27	-22,21	381
65	-52,27	-22,21	382
65	-52,27	-22,21	383
65	-52,27	-22,21	384
65	-52,27	-22,21	385
65	-52,27	-22,21	386
65	-52,27	-22,21	387
65	-52,27	-22,21	388
65	-52,27	-22,21	389
65	-52,27	-22,21	390
65	-52,27	-22,22	391
65	-52,27	-22,21	392
65	-52,27	-22,22	393
65	-52,28	-22,21	394
65	-52,27	-22,21	395
65	-52,27	-22,21	396
65	-52,27	-22,22	397
65	-52,27	-22,21	398
65	-52,27	-22,21	399
65	-52,27	-22,21	400
65	-52,27	-22,21	401
65	-52,27	-22,21	402
65	-52,27	-22,21	403
65	-52,27	-22,21	404
65	-52,28	-22,21	405
65	-52,27	-22,21	406
65	-52,27	-22,21	407

Tabela 5. S2. Data de início do projeto (start date) e períodos de monitoramento utilizados por sítio.

Sítio	Start date (Ano)	Período de monitoramento
2	2007	2007-2012, 2012-2017, 2017-2022, 2022-2024
13	2011	2011-2016, 2016-2021, 2021-2024
14	2016	2016-2021, 2021-2024
16	2011	2011-2016, 2016-2021, 2021-2024
24	2012	2012-2017, 2017-2022, 2022-2024
27	2012	2012-2017, 2017-2022, 2022-2024
28	2012	2012-2017, 2017-2022, 2022-2024
51	2021	2021-2024
56	2019	2019-2024
57	2019	2019-2024
58	2019	2019-2024
59	2019	2019-2024
65	2022	2022-2024
63	2021	2021-2024

Tabela 6. S3 Diferença Padronizada das Médias (SDM) média por índice e janela sazonal.

Sítio	Índice	Estação	SDM value
2	EVI	Anual	0,014
2	EVI	Anual	0,061
2	EVI	Anual	0,051
2	EVI	Anual	0,004
2	EVI	Anual	0,087
2	EVI	Anual	0,035
2	EVI	Anual	0,038
2	EVI	Anual	0,050
2	EVI	Anual	0,006
2	EVI	Anual	0,022
2	EVI	Chuvosa	0,087
2	EVI	Chuvosa	0,010
2	EVI	Chuvosa	0,007
2	EVI	Chuvosa	0,006
2	EVI	Chuvosa	0,008
2	EVI	Chuvosa	0,010
2	EVI	Chuvosa	0,010
2	EVI	Chuvosa	0,010
2	EVI	Chuvosa	0,046
2	EVI	Seca	0,048
2	EVI	Seca	0,007
2	EVI	Seca	0,028
2	EVI	Seca	0,018
2	EVI	Seca	0,058
2	EVI	Seca	0,009
2	EVI	Seca	0,030
2	EVI	Seca	0,094
2	EVI	Seca	0,038
2	EVI	Seca	0,007
2	NDFI	Anual	0,026
2	NDFI	Anual	0,023
2	NDFI	Anual	0,056
2	NDFI	Anual	0,083
2	NDFI	Anual	0,090
2	NDFI	Anual	0,078
2	NDFI	Anual	0,110
2	NDFI	Anual	0,031
2	NDFI	Anual	0,161
2	NDFI	Anual	0,192
2	NDFI	Chuvosa	0,016
2	NDFI	Chuvosa	0,028
2	NDFI	Chuvosa	0,008
2	NDFI	Chuvosa	0,027
2	NDFI	Chuvosa	0,014

Sítio	Índice	Estação	SDM value
2	NDFI	Chuvosa	0,026
2	NDFI	Chuvosa	0,015
2	NDFI	Chuvosa	0,006
2	NDFI	Chuvosa	0,038
2	NDFI	Seca	0,027
2	NDFI	Seca	0,037
2	NDFI	Seca	0,004
2	NDFI	Seca	0,104
2	NDFI	Seca	0,055
2	NDFI	Seca	0,026
2	NDFI	Seca	0,004
2	NDFI	Seca	0,070
2	NDFI	Seca	0,035
2	NDFI	Seca	0,031
2	NDVI	Anual	0,034
2	NDVI	Anual	0,104
2	NDVI	Anual	0,069
2	NDVI	Anual	0,023
2	NDVI	Anual	0,019
2	NDVI	Anual	0,026
2	NDVI	Anual	0,035
2	NDVI	Anual	0,054
2	NDVI	Anual	0,002
2	NDVI	Anual	0,005
2	NDVI	Chuvosa	0,161
2	NDVI	Chuvosa	0,031
2	NDVI	Chuvosa	0,070
2	NDVI	Chuvosa	0,070
2	NDVI	Chuvosa	0,058
2	NDVI	Chuvosa	0,052
2	NDVI	Chuvosa	0,061
2	NDVI	Chuvosa	0,044
2	NDVI	Chuvosa	0,073
2	NDVI	Seca	0,020
2	NDVI	Seca	0,010
2	NDVI	Seca	0,058
2	NDVI	Seca	0,046
2	NDVI	Seca	0,084
2	NDVI	Seca	0,015
2	NDVI	Seca	0,025
2	NDVI	Seca	0,051
2	NDVI	Seca	0,037
2	NDVI	Seca	0,043
13	EVI	Anual	0,279
13	EVI	Anual	0,032
13	EVI	Anual	0,076
13	EVI	Anual	0,051

Sítio	Índice	Estação	SDM value
13	EVI	Anual	0,101
13	EVI	Anual	0,071
13	EVI	Anual	0,075
13	EVI	Anual	0,006
13	EVI	Anual	0,112
13	EVI	Anual	0,078
13	EVI	Chuvosa	0,030
13	EVI	Chuvosa	0,043
13	EVI	Chuvosa	0,112
13	EVI	Chuvosa	0,076
13	EVI	Chuvosa	0,134
13	EVI	Chuvosa	0,001
13	EVI	Chuvosa	0,188
13	EVI	Chuvosa	0,049
13	EVI	Chuvosa	0,071
13	EVI	Seca	0,228
13	EVI	Seca	0,164
13	EVI	Seca	0,150
13	EVI	Seca	0,076
13	EVI	Seca	0,190
13	EVI	Seca	0,156
13	EVI	Seca	0,180
13	EVI	Seca	0,113
13	EVI	Seca	0,003
13	EVI	Seca	0,131
13	NDFI	Anual	0,097
13	NDFI	Anual	0,079
13	NDFI	Anual	0,037
13	NDFI	Anual	0,039
13	NDFI	Anual	0,053
13	NDFI	Anual	0,061
13	NDFI	Anual	0,046
13	NDFI	Anual	0,050
13	NDFI	Anual	0,108
13	NDFI	Anual	0,051

Tabela 7. S4 Resultados do Performance Benchmark (PBt) por área do projeto, índice, janela sazonal e período de monitoramento.

Sítio	Índice	Estação	Período	PBt
2	NDVI	Seca	1	0,270
2	NDVI	Seca	2	0,391
2	NDVI	Seca	3	0,313
2	NDVI	Seca	4	0,309
2	NDVI	Chuvosa	1	0,144
2	NDVI	Chuvosa	2	0,379
2	NDVI	Chuvosa	3	0,274
2	NDVI	Chuvosa	4	0,295
2	NDVI	Anual	1	0,001
2	NDVI	Anual	2	0,323
2	NDVI	Anual	3	0,224
2	NDVI	Anual	4	0,217
2	EVI	Seca	1	0,292
2	EVI	Seca	2	0,423
2	EVI	Seca	3	0,281
2	EVI	Seca	4	0,250
2	EVI	Chuvosa	1	0,217
2	EVI	Chuvosa	2	0,410
2	EVI	Chuvosa	3	0,364
2	EVI	Chuvosa	4	0,385
2	EVI	Anual	1	0,230
2	EVI	Anual	2	0,320
2	EVI	Anual	3	0,142
2	EVI	Anual	4	0,126

2	NDFI	Seca	1	0,000
2	NDFI	Seca	2	0,000
2	NDFI	Seca	3	0,000
2	NDFI	Seca	4	0,000
2	NDFI	Chuvosa	1	0,000
2	NDFI	Chuvosa	2	0,144
2	NDFI	Chuvosa	3	0,000
2	NDFI	Chuvosa	4	0,000
2	NDFI	Anual	1	0,000
2	NDFI	Anual	2	0,000
2	NDFI	Anual	3	0,000
2	NDFI	Anual	4	0,000
13	NDVI	Seca	1	0,176
13	NDVI	Seca	2	0,000
13	NDVI	Seca	3	0,087
13	NDVI	Chuvosa	1	0,318
13	NDVI	Chuvosa	2	0,090
13	NDVI	Chuvosa	3	0,104
13	NDVI	Anual	1	0,212
13	NDVI	Anual	2	0,000
13	NDVI	Anual	3	0,076
13	EVI	Seca	1	0,167
13	EVI	Seca	2	0,000
13	EVI	Seca	3	0,000
13	EVI	Chuvosa	1	0,168
13	EVI	Chuvosa	2	0,000
13	EVI	Chuvosa	3	0,000
13	EVI	Anual	1	0,191

13	EVI	Anual	2	0,000	14	NDFI	Anual	2	0,000
13	EVI	Anual	3	0,005	16	NDVI	Seca	1	0,209
13	NDFI	Seca	1	1,000	16	NDVI	Seca	2	0,000
13	NDFI	Seca	2	0,000	16	NDVI	Seca	3	0,185
13	NDFI	Seca	3	0,000	16	NDVI	Chuvosa	1	0,430
13	NDFI	Chuvosa	1	0,000	16	NDVI	Chuvosa	2	0,308
13	NDFI	Chuvosa	2	0,000	16	NDVI	Chuvosa	3	0,290
13	NDFI	Chuvosa	3	0,000	16	NDVI	Anual	1	0,308
13	NDFI	Anual	1	0,000	16	NDVI	Anual	2	0,100
13	NDFI	Anual	2	0,000	16	NDVI	Anual	3	0,178
13	NDFI	Anual	3	0,000	16	EVI	Seca	1	0,270
14	NDVI	Seca	1	0,000	16	EVI	Seca	2	0,000
14	NDVI	Seca	2	0,151	16	EVI	Seca	3	0,135
14	NDVI	Chuvosa	1	0,278	16	EVI	Chuvosa	1	0,390
14	NDVI	Chuvosa	2	0,216	16	EVI	Chuvosa	2	0,247
14	NDVI	Anual	1	0,000	16	EVI	Chuvosa	3	0,211
14	NDVI	Anual	2	0,215	16	EVI	Anual	1	0,233
14	EVI	Seca	1	0,000	16	EVI	Anual	2	0,055
14	EVI	Seca	2	0,286	16	EVI	Anual	3	0,143
14	EVI	Chuvosa	1	0,246	16	NDFI	Seca	1	0,000
14	EVI	Chuvosa	2	0,238	16	NDFI	Seca	2	0,000
14	EVI	Anual	1	0,000	16	NDFI	Seca	3	0,000
14	EVI	Anual	2	0,162	16	NDFI	Chuvosa	1	0,000
14	NDFI	Seca	1	1,000	16	NDFI	Chuvosa	2	0,000
14	NDFI	Seca	2	0,052	16	NDFI	Chuvosa	3	0,000
14	NDFI	Chuvosa	1	1,000	16	NDFI	Anual	1	0,000
14	NDFI	Chuvosa	2	0,130	16	NDFI	Anual	2	0,000
14	NDFI	Anual	1	0,000	16	NDFI	Anual	3	0,000

24	NDVI	Seca	1	0,435	27	NDVI	Seca	2	0,437
24	NDVI	Seca	2	0,280	27	NDVI	Seca	3	0,437
24	NDVI	Seca	3	0,271	27	NDVI	Chuvosa	1	0,660
24	NDVI	Chuvosa	1	0,619	27	NDVI	Chuvosa	2	0,252
24	NDVI	Chuvosa	2	0,320	27	NDVI	Chuvosa	3	0,275
24	NDVI	Chuvosa	3	0,284	27	NDVI	Anual	1	0,438
24	NDVI	Anual	1	0,595	27	NDVI	Anual	2	0,280
24	NDVI	Anual	2	0,209	27	NDVI	Anual	3	0,267
24	NDVI	Anual	3	0,246	27	EVI	Seca	1	0,481
24	EVI	Seca	1	0,377	27	EVI	Seca	2	0,457
24	EVI	Seca	2	0,241	27	EVI	Seca	3	0,475
24	EVI	Seca	3	0,255	27	EVI	Chuvosa	1	0,571
24	EVI	Chuvosa	1	0,645	27	EVI	Chuvosa	2	0,229
24	EVI	Chuvosa	2	0,322	27	EVI	Chuvosa	3	0,279
24	EVI	Chuvosa	3	0,175	27	EVI	Anual	1	0,335
24	EVI	Anual	1	0,543	27	EVI	Anual	2	0,053
24	EVI	Anual	2	0,125	27	EVI	Anual	3	0,031
24	EVI	Anual	3	0,051	27	NDFI	Seca	1	0,000
24	NDFI	Seca	1	1,000	27	NDFI	Seca	2	0,000
24	NDFI	Seca	2	0,000	27	NDFI	Seca	3	0,000
24	NDFI	Seca	3	0,000	27	NDFI	Chuvosa	1	0,000
24	NDFI	Chuvosa	1	1,000	27	NDFI	Chuvosa	2	0,000
24	NDFI	Chuvosa	2	1,000	27	NDFI	Chuvosa	3	0,000
24	NDFI	Chuvosa	3	0,000	27	NDFI	Anual	1	0,000
24	NDFI	Anual	1	1,000	27	NDFI	Anual	2	0,000
24	NDFI	Anual	2	0,000	27	NDFI	Anual	3	0,000
24	NDFI	Anual	3	0,000	28	NDVI	Seca	1	0,465
27	NDVI	Seca	1	0,473	28	NDVI	Seca	2	0,481

28	NDVI	Seca	3	0,505	51	EVI	Seca	1	0,410
28	NDVI	Chuvosa	1	0,537	51	EVI	Chuvosa	1	0,405
28	NDVI	Chuvosa	2	0,297	51	EVI	Anual	1	0,170
28	NDVI	Chuvosa	3	0,312	51	NDFI	Seca	1	0,048
28	NDVI	Anual	1	0,444	51	NDFI	Chuvosa	1	0,381
28	NDVI	Anual	2	0,279	51	NDFI	Anual	1	0,125
28	NDVI	Anual	3	0,277	56	NDVI	Seca	1	0,477
28	EVI	Seca	1	0,479	56	NDVI	Chuvosa	1	0,351
28	EVI	Seca	2	0,527	56	NDVI	Anual	1	0,382
28	EVI	Seca	3	1,000	56	EVI	Seca	1	0,533
28	EVI	Chuvosa	1	0,493	56	EVI	Chuvosa	1	1,000
28	EVI	Chuvosa	2	0,479	56	EVI	Anual	1	0,569
28	EVI	Chuvosa	3	0,388	56	NDFI	Seca	1	1,000
28	EVI	Anual	1	0,343	56	NDFI	Chuvosa	1	1,000
28	EVI	Anual	2	0,183	56	NDFI	Anual	1	1,000
28	EVI	Anual	3	0,143	57	NDVI	Seca	1	0,270
28	NDFI	Seca	1	0,000	57	NDVI	Chuvosa	1	0,307
28	NDFI	Seca	2	0,000	57	NDVI	Anual	1	0,261
28	NDFI	Seca	3	0,000	57	EVI	Seca	1	0,363
28	NDFI	Chuvosa	1	0,000	57	EVI	Chuvosa	1	0,396
28	NDFI	Chuvosa	2	0,000	57	EVI	Anual	1	0,360
28	NDFI	Chuvosa	3	0,000	57	NDFI	Seca	1	1,000
28	NDFI	Anual	1	0,000	57	NDFI	Chuvosa	1	1,000
28	NDFI	Anual	2	0,000	57	NDFI	Anual	1	8,164
28	NDFI	Anual	3	0,000	58	NDVI	Seca	1	0,367
51	NDVI	Seca	1	0,302	58	NDVI	Chuvosa	1	0,395
51	NDVI	Chuvosa	1	1,000	58	NDVI	Anual	1	0,321
51	NDVI	Anual	1	1,000	58	EVI	Seca	1	0,403

58	EVI	Chuvosa	1	0,392	63	EVI	Chuvosa	1	0,359
58	EVI	Anual	1	0,391	63	EVI	Anual	1	0,232
59	NDVI	Seca	1	0,191	63	NDFI	Seca	1	0,246
59	NDVI	Chuvosa	1	0,238	63	NDFI	Chuvosa	1	1,000
59	NDVI	Anual	1	0,130	63	NDFI	Anual	1	0,179
59	EVI	Seca	1	0,239	65	NDVI	Seca	1	0,000
59	EVI	Chuvosa	1	0,303	65	NDVI	Chuvosa	1	0,293
59	EVI	Anual	1	0,164	65	NDVI	Anual	1	0,163
59	NDFI	Seca	1	1,000	65	EVI	Seca	1	0,037
59	NDFI	Chuvosa	1	1,000	65	EVI	Chuvosa	1	0,184
59	NDFI	Anual	1	1,000	65	EVI	Anual	1	0,182
63	NDVI	Seca	1	0,316	65	NDFI	Seca	1	1,000
63	NDVI	Chuvosa	1	0,492	65	NDFI	Chuvosa	1	1,000
63	NDVI	Anual	1	0,390	65	NDFI	Anual	1	0,363
63	EVI	Seca	1	0,318					