



UNIVERSIDADE
ESTADUAL DE LONDRINA

ADRIELI SIGNORATI

**AVALIAÇÃO DA POTENCIALIDADE DO USO DE
DIFERENTES TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA**

Londrina
2023

ADRIELI SIGNORATI

**AVALIAÇÃO DA POTENCIALIDADE DO USO DE
DIFERENTES TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina - UEL, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor.

Orientador: Prof. José Marcelo Domingues Torezan
Co-orientador: Fernando Campanhã Bechara

Londrina
2023

Ficha de identificação da obra elaborada pelo autor, através do Programa de Geração Automática do Sistema de Bibliotecas da UEL

A243a SIGNORATI, ADRIELI.

A243a : AVALIAÇÃO DA POTENCIALIDADE DO USO DE DIFERENTES TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA / ADRIELI SIGNORATI. - Londrina, 2023.
82 f. : il.

Orientador: José Marcelo Domingues Torezan.

Coorientador: FERNANDO CAMPANHA BECHARA.

Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, 2023.

Inclui bibliografia.

1. AVALIAÇÃO DA POTENCIALIDADE DO USO DE DIFERENTES TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA - Tese. I. Domingues Torezan, José Marcelo. II. CAMPANHA BECHARA, FERNANDO . III. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas. IV. Título.

CDU 574

ADRIELI SIGNORATI

**AVALIAÇÃO DA POTENCIALIDADE DO USO DE DIFERENTES
TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA**

Tese apresentada ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina - UEL, como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Orientador: Prof. Dr. José
Marcelo Domingues Torezan
Universidade Estadual de Londrina -
UEL

Prof. Dra. Daniela Aparecida Estevan
Universidade Tecnológica Federal do
Paraná - UTFPR

Prof. Dr. Maurício Romero Gorenstein
Universidade Tecnológica Federal do
Paraná - UTFPR

Prof. Dra. Diesse Aparecida de
Oliveira Sereia
Universidade Tecnológica Federal do
Paraná - UTFPR

Prof. Dr. José Eduardo Lahoz da Silva
Ribeiro
Universidade Estadual de Londrina -
UEL

Londrina, 11 de dezembro de 2023.

AGRADECIMENTOS

Durante todo esse processo longo, árduo, mas também gratificante, tive o prazer de conviver e contar com a ajuda de inúmeras pessoas e instituições, que foram essenciais para o desenvolvimento deste trabalho. A estes não poderia deixar de agradecer.

Primeiramente quero agradecer a Deus pela minha vida e por me conceder forças em todo esse processo.

Agradecer a minha família por todo o incentivo e apoio. Minha mãe Salete e meu pai José por todo o suporte, amor e carinho. Vocês são essenciais na minha vida!

Meu irmão Mateus, que é o meu parceiro de estudo, grande incentivador, me auxiliando em tudo que está ao seu alcance, minha gratidão a ti.

Agradecer ao meu pai que me ajudou muito na parte a campo e também na preparação e montagem das exsicatas.

Agradeço aos alunos da graduação Laís e Marcos, foram muitos dias longos e quentes a campo, juntamente com meu pai e a prof. Daniela, agradeço imensamente toda a ajuda.

Agradeço aos meus amigos que sempre me incentivaram e torceram por mim nesse processo.

Agradeço ao professor José Marcelo Domingues Torezan por me orientar e dar suporte nesse trabalho.

Agradeço ao professor Fernando Campanha Bechara, que sempre me incentivou, orientou e me acompanhou desde a época do mestrado.

Agradeço a professora Daniela Aparecida Estevan, por toda ajuda e suporte para identificação das espécies. Uma etapa muito importante, na qual tive o prazer imenso de conviver com esta pessoa incrível e profissional exemplar.

Agradeço a Tamara Ticktin, que mesmo de longe (Havaí) auxiliou em toda a parte estatística do trabalho.

Agradeço a todos os professores que contribuíram ao longo dessa jornada.

Agradeço a Universidade Tecnológica Federal do Paraná, campus Dois Vizinhos (minha primeira casa), que foi essencial para o desenvolvimento deste projeto, bem como a área experimental da UNEPE, coordenada pelo prof. Fernando Bechara.

Agradeço ao Programa de Pós-graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina pela oportunidade de cursar o doutorado e realizar mais esse passo importante para minha vida pessoal e profissional.

Agradeço também a todas as outras pessoas que contribuíram diretamente ou indiretamente para o andamento e conclusão deste trabalho.

Metafísica? Que metafísica têm aquelas árvores?
A de serem verdes e copadas e de terem ramos
E a de dar fruto na sua hora, o que não nos faz pensar,
A nós, que não sabemos dar por elas.
Mas que melhor metafísica que a delas,
Que é a de não saber para que vivem
Nem saber que o não sabem?

Alberto Caeiro, heterônimo de Fernando Pessoa
Trecho de Guardador de Rebanhos, poema quinto

SIGNORATI, Adrieli. **Avaliação da potencialidade do uso de diferentes técnicas de restauração ecológica**. 2023. 82 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2023.

RESUMO GERAL

A restauração ecológica é uma forma de preservar e aumentar a biodiversidade dos ambientais naturais. Muitas áreas do mundo estão degradadas devido à exploração intensiva, poluição e desmatamento, sendo assim a restauração ecológica vem com o intuito de ajuda a reverter esses danos, tornando as áreas produtivas e sustentáveis novamente. Diante disso, o trabalho se dividiu em dois capítulos onde se teve como objetivo avaliar em ambos a potencialidade de diferentes técnicas de restauração em um experimento na idade de três e dez anos de implantação, visando testar a hipótese geral de que, se aplicadas nas mesmas condições iniciais e com a mesma paisagem no entorno, as técnicas tendem a resultados similares ao longo do tempo. O experimento demonstrativo de restauração contém três tratamentos (nucleação, reflorestamento e restauração passiva) e quatro repetições de cada, totalizando uma área experimental de 7,2 ha, esse foi implantado em outubro de 2012. O primeiro monitoramento da vegetação foi feito com 33 meses (2,8 anos) após a implantação dos tratamentos. Todas as parcelas foram subdivididas em 24 subparcelas de 9x10 m, sendo que em cada parcela foram inventariadas 3 subparcelas (10 x 9 m) totalizando 270 m² em 4 repetições fechando 1.080m²/ tratamento com um total de 3.240 m² amostrado. Já o segundo monitoramento foi em outubro-novembro de 2020, 10 anos após a aplicação dos tratamentos de restauração. Foram monitoradas seis faixas de 3x40 m em cada parcela, o que representou 33,3% da área total, ou 8.640 m². Foram incluídas todas as plantas com altura superior a 50 cm. Os indivíduos foram divididos em duas classes: 1) estrato inferior- indivíduos com diâmetro à altura do peito (DAP) < 5 cm, além de herbáceas e trepadeiras; e 2) estrato superior- indivíduos com DAP ≥ 5 cm. Para este último, também foi medido o DAP. Todas as espécies foram classificadas conforme: origem; forma de vida; síndrome de dispersão de semente e história de vida. Com os dados obtidos avaliou-se as diferenças na riqueza e diversidade de espécies. Para visualizar as diferenças na composição da comunidade entre os tratamentos de restauração, usamos escala métrica multidimensional não métrica (nMDS). As distâncias foram baseadas na medida de similaridade de Chao, Todas as análises foram realizadas com o R v.4.2.1. Na idade de 3 anos o tratamento de restauração passiva apresentou resultados com alta variabilidade de espécies lenhosas e regeneração de espécies herbáceas juntamente com nucleação, sendo maiores que o reflorestamento. Porém a riqueza de espécies foi menor na restauração passiva e a composição florística é claramente diferente em cada tratamento. Em relação a diversidade de espécies não tivemos diferença significativa o que propõe uma similaridade entre os tratamentos. Já com 10 anos a nucleação alcançou o reflorestamento em termos de área basal e riqueza de espécies. Nossos resultados indicam que as estratégias aplicadas de nucleação e reflorestamento são igualmente eficazes na melhoria da recuperação e da estrutura da vegetação em comparação com a restauração passiva. Além disso, após 10 anos o estrato inferior de todas as parcelas é semelhante. Com o presente estudo podemos perceber que ambos os tratamentos trazem resultados significativos, porém os mais perceptíveis são as técnicas ativas que se tornaram mais similares com o passar do tempo. Os estudos comparativos em restauração ecológica são fundamentais para orientar práticas

sustentáveis, promover a recuperação eficiente de ecossistemas degradados e contribuir para a conservação da biodiversidade em diferentes regiões do mundo. Sendo que estudos como estes permitem avaliar a eficácia das diferentes técnicas de restauração na recuperação de ecossistemas degradados, garantindo que os recursos investidos produzam resultados positivos para a biodiversidade e o equilíbrio ecológico.

Palavras-chave: floresta estacional semidecidual; floresta ombrófila mista; reflorestamento; nucleação; restauração passiva.

SIGNORATI, Adrieli. **Evaluation of the potentiality of the use of different ecological restoration techniques**. 2023 82 p. Thesis (Doctorate degree in Biological Sciences) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2023.

GENERAL ABSTRACT

Ecological restoration is a way to preserve and increase the biodiversity of natural environments. Many areas of the world are degraded due to intensive exploration, pollution and deforestation, so ecological restoration aims to help reverse this damage, making areas productive and sustainable again. Therefore, the work was divided into two chapters where the objective was to evaluate in both the potential of different restoration techniques in an experiment at the age of three and ten years of implementation, aiming to test the general hypothesis that, if applied in the same initial conditions and with the same surrounding landscape, the techniques tend to produce similar results over time. The demonstrative restoration experiment contains three treatments (nucleation, reforestation and passive restoration) and four replications of each, totaling an experimental area of 7.2 ha, which was implemented in October 2012. The first vegetation monitoring was carried out 33 months ago. (2.8 years) after the implementation of treatments. All plots were subdivided into 24 subplots of 9x10 m, and in each plot, 3 subplots (10 x 9 m) were inventoried, totaling 270 m² in 4 replications, closing 1,080 m²/treatment with a total of 3,240 m² sampled. The second monitoring was in October-November 2020, 10 years after the restoration treatments were applied. Six 3x40 m strips were monitored in each plot, which represented 33.3% of the total area, or 8,640 m². All plants taller than 50 cm were included. The individuals were divided into two classes: 1) lower stratum - individuals with a diameter at breast height (DBH) < 5 cm, in addition to herbaceous plants and climbing plants; and 2) upper stratum - individuals with DAP ≥ 5 cm. For the latter, DAP was also measured. All species were classified according to: origin; way of life; seed dispersal syndrome and life history. With the data obtained, differences in species richness and diversity were evaluated. To visualize differences in community composition between restoration treatments, we used non-metric multidimensional scaling (nMDS). Distances were based on Chao's similarity measure. All analyzes were performed with R v.4.2.1. At the age of 3 years, the passive restoration treatment showed results with high variability of woody species and regeneration of herbaceous species together with nucleation, being greater than reforestation. However, species richness was lower in passive restoration and the floristic composition is clearly different in each treatment. In relation to species diversity, we did not have a significant difference, which suggests a similarity between the treatments. After 10 years, the nucleation reached reforestation in terms of basal area and species richness. Our results indicate that the applied nucleation and reforestation strategies are equally effective in improving vegetation recovery and structure compared to passive restoration. Furthermore, after 10 years the lower stratum of all plots is similar. With the present study we can see that both treatments bring significant results, but the most noticeable are the active techniques that have become more similar over time. Comparative studies in ecological restoration are essential to guide sustainable practices, promote the efficient recovery of degraded ecosystems and contribute to the conservation of biodiversity in different regions of the world. Studies like these allow evaluating the effectiveness of

different restoration techniques in recovering degraded ecosystems, ensuring that the resources invested produce positive results for biodiversity and ecological balance.

Key-words: semi-deciduous seasonal forest; mixed rainforest; reforestation; nucleation; natural regeneration.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Parcelas da área experimental de 7,2 ha. Tratamentos: restauração passiva (PAS1-4), nucleação (NUC1-4) e reflorestamento (REF1-4). Imagem de satélite capturada em 20 de outubro de 2012 (2 anos após o início do experimento) na Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Paraná, Dois Vizinhos, Brasil.	22
Figura 2. Diferenças na densidade de plantas entre os tratamentos, 3 anos após o início da restauração a) todos os indivíduos lenhosos e b) indivíduos lenhosos plantados, lenhosos e herbáceos regenerantes.	26
Figura 3. Diferenças na densidade de plantas nativas e não nativas entre os tratamentos, 3 anos após o início da restauração. A maior parte (88%) da densidade de plantas não nativas nos tratamentos de nucleação é de amendoim de cobertura plantada (<i>Cajanus cajan</i>).	27
Figura 4. a) Proporção de indivíduos/parcela em função do mecanismo de dispersão e do tratamento de restauração em, 3 anos após o início da restauração. b) número de espécies/parcela em função do mecanismo de dispersão e do tratamento de restauração em, 3 anos após o início da restauração.	29
Figura 5. Curvas de rarefação de base individual para espécies em parcelas sujeitas a restauração passiva, nucleação e reflorestamento, 3 anos após o início da restauração. a) riqueza de espécies. b) diversidade de espécies. As barras cinzas representam intervalos de confiança de 95%.	31
Figura 6. Gráficos de Escala Dimensional Multidimensional Não Métrica (NMDS) para espécies em parcelas. P = restauração passiva, NUC = nucleação e R= reflorestamento.	32
Figura 7. Parcelas da área experimental de 7,2 ha. Tratamentos: restauração passiva (PAS 1-4), nucleação (N1-4) e reflorestamento (REF1-4). Imagem de satélite A capturada em 11 de dezembro de 2020 (2 sem após a amostragem da vegetação).	44
Figura 8. Nucleação aplicada (40 × 54 m) e 3 m de faixas amostrais de vegetação. As imagens da figura representam as diferentes técnicas utilizadas nas faixas de nucleação aplicadas: banco de sementes da superfície do solo; chuva de sementes; poleiro artificial; culturas de cobertura; ilhas de bromélias; abrigo artificial; e ilhas de mudas de árvores.	46
Figura 9. Parcelas de reflorestamento (40 × 54 m) e 3 m - faixas amostrais da vegetação. Números circulares representam (espécies de sombra pioneiras de crescimento rápido) e números não circundados (espécies de crescimento lento) representam mudas de árvores plantadas em toda a área.	47
Figura 10. a) Diferenças na área basal e b) densidade de árvores de estrato superior entre os tratamentos, 10 anos após o início da restauração.	49
Figura 11. Densidade (número de indivíduos/parcela) de plantas do estrato inferior em função da forma de vida e do tratamento de restauração, 10 anos após o início da restauração.	50
Figura 12. Proporção de indivíduos/parcela em função do mecanismo de dispersão e tratamento de restauração em a) estrato superior e b) estrato inferior, 10 anos após o início da restauração.	52
Figura 13. Origem (nativo vs não nativo) dos indivíduos do estrato inferior em função do tratamento da restauração, 10 anos após o início da restauração.	54
Figura 14. Curvas de rarefação baseadas no indivíduo para (a) espécies de estrato superior e (b) estrato inferior em parcelas sujeitas a plantio de alta diversidade,	

nucleação aplicada e controle, 10 anos após o início da restauração. As barras cinzas representam intervalos de confiança de 95%.....	56
Figura 15. Diversidade de espécies entre tratamentos de restauração no a) estrato superior e b) estrato inferior, 10 anos após o início da restauração.	57
Figura 16. Gráficos de Escala Dimensional Multidimensional Não Métrica (NMDS) para (a) estrato superior e (b) estrato inferior em parcelas sujeitas aos tratamentos de reflorestamento, nucleação e restauração passiva. REF = reflorestamento, NUC = nucleação e PAS= restauração passiva.....	59

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

COPEL	Companhia Paranaense de Energia
DAP	Diâmetro à altura do peito
Darma	Diagnóstico residual para hierárquico
GLM	Linear geral
IAP	Instituto Ambiental do Paraná (IAP)
iSEGUINTE	Interpolação e extrapolação para diversidade de espécies
DNMN	Análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico
UEM	Universidade Estadual de Maringá
UNESP	Universidade Estadual Paulista
UNESPAR	Universidade Estadual do Paraná

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO GERAL	14
2. REFERÊNCIAS	15
3. CAPÍTULO 1.....	17
3.1 Introdução	20
3.2 Materiais e métodos	21
3.2.1. Local de estudo	21
3.2.2 Tratamentos	23
3.2.3. Amostragem da vegetação.....	23
3.2.4 Análise dos dados	24
3.3 Resultados e discussão	25
3.3.1 Densidade.....	25
3.3.2 Origem	27
3.3.3 Dispersão.....	28
3.3.4 Riqueza e diversidade de espécies	30
3.3.5 Composição florística	31
3.4 REFERÊNCIAS	33
4. CAPÍTULO 2	37
4.1 Introdução	41
4.2 Materiais e métodos	43
4.2.1. Local de estudo	43
4.2.2 Tratamentos	44
4.2.3. Amostragem da vegetação.....	44
4.2.4 Análise dos dados	47
4.2 Resultados e discussão	48
4.3.1 Densidade, área basal e forma de vida	48
4.3.2 História de vida e origem.....	51
4.3.3 Riqueza e diversidade de espécies	55
4.3.4 Composição de espécies	58
4.4 REFERÊNCIAS.....	58
CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	65
5. ANEXOS	66

1. INTRODUÇÃO GERAL

De acordo com a Sociedade de Restauração Ecológica (2004) a restauração é uma atividade intencional que inicia ou acelera a recuperação de um ecossistema que foi degradado. É a arte de assistir e manejar a recuperação da integridade ecológica dos ecossistemas, no qual se deve existir biodiversidade e variabilidade tanto na estrutura e funcionamento dos processos ecológicos, considerando-se seus valores ecológicos, econômicos e sociais (Lamb et al., 2005; 2012). Um dos principais desafios da restauração ecológica é definir qual é o ponto de linha do tempo sucessional que queremos alcançar e qual a técnica mais adequada para chegar a esse ponto. Para isso deve-se levar em conta o diagnóstico da área, as técnicas utilizadas e também o monitoramento. Todas essas etapas são de grande importância para que se alcance um resultado positivo, destacando-se que a baixa efetividade de algumas dessas etapas pode acarretar perdas ecológicas, econômicas e sociais (Devoto et al., 2012).

A restauração desempenha um papel crucial na conservação ambiental, tendo um impacto significativo tanto na preservação da biodiversidade quanto na recuperação de ecossistemas degradados. Essa prática vai além da simples recuperação de áreas danificadas, envolvendo a reintrodução de processos naturais e a promoção da diversidade biológica. Em suma, a restauração ecológica não apenas visa corrigir danos ambientais, mas também desempenha um papel vital na promoção da sustentabilidade, na preservação da biodiversidade e na construção de um futuro onde os ecossistemas possam prosperar de forma equilibrada e resiliente.

No que tange às técnicas utilizadas na restauração ecológica, diferentes abordagens têm sido recomendadas, que vão desde aquelas que utilizam a recuperação natural do ecossistema até aquelas mais intensivas, em que há a necessidade da interferência humana para acelerar o processo de restauração (Durigan & Engel, 2012). A escolha da técnica é importante e deve levar em consideração o potencial natural de regeneração, o grau de degradação do ecossistema e do seu entorno, além de custos e benefícios sociais envolvidos (Durigan et al., 2010; Durigan & Engel, 2012; Zahawi et al., 2013; Zahawi et al., 2014). A utilização de técnicas de restauração na sucessão ecológica é vista como uma ferramenta valiosa que contribui para o entendimento ecológico da estrutura básica e funcionamento dos ecossistemas, no qual no início podem apresentar diferenças, mas com o tempo podem tender a convergência (Clements, 1916, Rohr et al., 2018).

A área do estudo, onde foi desenvolvido o trabalho está localizada na Bacia do Rio Iguaçu, Sudoeste do Paraná, na fazenda experimental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR), localizada na cidade de Dois Vizinhos. O experimento foi realizado pela UTFPR em convênio com a Companhia Paranaense de Energia (COPEL) com apoio do Instituto Ambiental do Paraná (IAP) e de empresas privadas, que recebeu apoio também do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq). O projeto já gerou diversos trabalhos acadêmicos, em parceria com outras universidades como Universidade da Califórnia - Berkeley, Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Universidade Estadual Paulista (UNESP), Universidade Estadual de Maringá (UEM), Universidade Estadual do Paraná (UNESPAR) e Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR). Em uma das bordas da área experimental encontra-se uma floresta secundária de 35 anos e 48 ha e, na borda oposta há uma área de cultivo agrícola.

Em 20 de outubro de 2010, a área experimental foi roçada, isolando-a de fatores de perturbação e feita a implantação dos tratamentos. A área contém três tratamentos e quatro repetições cada, equivalendo a uma área de 7,2 ha, sendo que durante os 12 anos que precederam a restauração o solo foi usado para culturas anuais. Os tratamentos aplicados nessa área foram: restauração passiva; nucleação; e reflorestamento. Durante os primeiros três anos após a implantação do experimento foi realizado controle de invasoras.

O reflorestamento foi realizado em área total com espécies nativas, com espaçamento de 3 x 2 m, de acordo com método adaptado de Rodrigues et al. (2009). Já a nucleação o tratamento consistiu na utilização de um conjunto de núcleos aplicado sistematicamente e em alta densidade. Por fim a restauração passiva, se deu pelo isolamento da área para que o processo de restauração ocorresse por meio da restauração passiva.

Diante disso, o trabalho consistiu em dois capítulos, no qual o capítulo 1 teve como objetivo analisar os aspectos florísticos e estruturais durante a fase de implantação de diferentes técnicas de restauração em um experimento de 3 anos. Já o capítulo 2 visou avaliar o potencial de diferentes técnicas de restauração em um experimento com dez anos, com o objetivo de testar a hipótese geral de que, se aplicadas nas mesmas condições iniciais e com a mesma paisagem envolta, estas técnicas tendem a produzir resultados semelhantes ao longo do tempo visando testar

a hipótese geral de que, se aplicadas nas mesmas condições iniciais e com a mesma paisagem no entorno, as técnicas tendem a resultados similares com o tempo.

2. REFERÊNCIAS

CLEMENTES, F.E. (1916). Sucessão vegetal: uma análise do desenvolvimento da vegetação. Instituição Carnegie de Washington. 242 págs.

Devoto, M., Bailey, S., Craze, P., & Memmott, J. (2012). Understanding and planning ecological restoration of plant–pollinator networks. *Ecology letters*, 15(4), 319-328. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01740.x>

DURIGAN, G & ENGEL, V. L. (2012). Restauração de ecossistemas no Brasil: onde estamos e para onde podemos ir? In: MARTINS, S.V. (ed.). Restauração ecológica de ecossistemas degradados. 2.ed. Viçosa: Editora UFV. Pp. 42-69.

DURIGAN, G et al. (2010). Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas. *Revista Árvore* 34:471-485. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622010000300011>

Lamb, D. (2012). Forest restoration- the third big silvicultural challenge. *Journal of Tropical Forest Science*, 24(3), 295-299. <http://www.jstor.org/stable/23617113>

Lamb, D., Erskine, P. D., & Parrotta, J. A. (2005). Restoration of degraded tropical forest landscapes. *Science*, 310(5754), 1628-1632. <https://doi.org/10.1126/science.111177>

Zahawi, R. A., Reid, J. L., & Holl, K. D. (2014). Hidden costs of passive restoration. *Restoration Ecology*, 22(3), 284-287. <https://doi.org/10.1111/rec.12098>

RODRIGUES, R. R. et al. (2009). Pacto para a restauração ecológica da Mata Atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: Instituto BioAtlântica. 264 p.

Rohr, J. R., Bernhardt, E. S., Cadotte, M. W., & Clements, W. H. (2018). The ecology and economics of restoration. *Ecology and Society*, 23(2). <https://doi.org/10.5751/ES-09876-230215>

SER - Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group. The SER primer in ecological restoration (Version 2). 2004.

Zahawi, R. A., Holl, K. D., Cole, R. J., & Reid, J. L. (2013). Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Journal of Applied Ecology*, 50(1), 88-96. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12014>

3. CAPÍTULO 1

FASE INICIAL DE DIFERENTES TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA AOS 3 ANOS DE IDADE

FASE INICIAL DE DIFERENTES TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA AOS 3 ANOS DE IDADE

Adrieli Signorati, José Marcelo Domingues Torezan, Fernando Campanhã Bechara, Daniela Aparecida Estevan, Tamara Ticktin.

RESUMO

A degradação do meio ambiente refere-se à deterioração das condições naturais da Terra devido a atividades humanas, resultando em impactos negativos nos ecossistemas, na biodiversidade e nos recursos naturais. Visando uma forma de restaurar essas áreas degradadas, uma série de técnicas e métodos de restauração florestal têm surgido, desde técnicas passivas até técnicas ativas. A restauração passiva permite que a natureza siga seu curso natural de recuperação, sem intervenção humana significativa. Já em relação as técnicas ativas, uma das técnicas mais comuns é o plantio de espécies nativas para restabelecer a vegetação original. Também outro método utilizado é a remoção ou controle de espécies invasoras, que é uma prática essencial para permitir que as espécies nativas se recuperem e prosperem. Diante disso, o estudo teve como objetivo analisar aspectos florísticos e estruturais durante a fase de implantação de diferentes técnicas de restauração em um experimento de 3 anos. O experimento de demonstração da restauração contou com três tratamentos e quatro repetições cada, totalizando uma área de 7,2 ha. O monitoramento da vegetação foi realizado 33 meses (2,8 anos) após a implantação dos tratamentos. Todas as parcelas foram subdivididas em 24 subparcelas de 9x10 m, sendo inventariadas 3 subparcelas (10 x 9 m) em cada parcela, totalizando 270 m² em 4 repetições, fechando 1.080 m²/tratamento com um total de 3.240 m² amostrais. Todas as espécies foram classificadas em: origem; modo de vida; síndrome de dispersão de sementes e história de vida. Com os dados obtidos avaliou-se as diferenças na riqueza e diversidade de espécies. Para visualizar as diferenças na composição da comunidade entre os tratamentos de restauração, usamos escala métrica multidimensional não métrica (nMDS). As distâncias foram baseadas na medida de similaridade de Chao. Todas as análises foram realizadas com o R v.4.2.1. Aos 3 anos de idade, o tratamento de restauração passiva apresentou resultados significativos com alta variabilidade de espécies lenhosas e regeneração de espécies herbáceas juntamente com nucleação, sobrepondo-se ao reflorestamento. No entanto, a riqueza de espécies foi menor na restauração passiva e a composição florística é claramente diferente em cada tratamento. Em relação à diversidade de espécies, não houve diferença significativa, o que sugere similaridade entre os tratamentos. Portanto, é perceptível a diferença de resultados entre os tratamentos, com mais semelhanças entre a restauração passiva e a nucleação, considerando que a área de restauração ainda era jovem e que futuras semelhanças podem ocorrer.

Palavras-chave: nucleação, sucessão natural, áreas degradadas, floresta estacional semidecidual, reflorestamento, espécies pioneiras.

INITIAL PHASE OF DIFFERENT RESTORATION TECHNIQUES ECOLOGICAL AT 3 YEARS OF AGE

Adrieli Signorati, José Marcelo Domingues Torezan, Fernando Campanhã Bechara, Daniela Aparecida Estevan, Tamara Ticktin.

ABSTRACT

Environmental degradation refers to the deterioration of Earth's natural conditions due to human activities, resulting in negative impacts on ecosystems, biodiversity and natural resources. Aiming for a way to restore these degraded areas, a series of forest restoration techniques and methods have emerged, from passive to active techniques. Passive restoration allows nature to follow its natural course of recovery without significant human intervention. Regarding active techniques, one of the most common techniques is the planting of native species to reestablish the original vegetation. Also another method used is the removal or control of invasive species, which is an essential practice to allow native species to recover and thrive. Therefore, the study aimed to analyze floristic and structural aspects during the implementation phase of different restoration techniques in a 3-year experiment. The restoration demonstration experiment included three treatments and four replications each, totaling an area of 7.2 ha. Vegetation monitoring was carried out 33 months (2.8 years) after the implementation of the treatments. All plots were subdivided into 24 subplots of 9x10 m, with 3 subplots (10 x 9 m) being inventoried in each plot, totaling 270 m² in 4 replications, closing 1,080 m²/treatment with a total of 3,240 m² samples. All species were classified into: origin; lifestyle; seed dispersal syndrome and life history. With the data obtained, differences in species richness and diversity were evaluated. To visualize differences in community composition between restoration treatments, we used non-metric multidimensional scaling (nMDS). Distances were based on Chao's similarity measure. All analyzes were performed with R v.4.2.1. At 3 years of age, the passive restoration treatment showed significant results with high variability of woody species and regeneration of herbaceous species together with nucleation, overlapping with reforestation. However, species richness was lower in passive restoration and the floristic composition is clearly different in each treatment. Regarding species diversity, there was no significant difference, which suggests similarity between treatments. Therefore, the difference in results between treatments is noticeable, with more similarities between passive restoration and nucleation, considering that the restoration area was still young and that future similarities may occur.

Keywords: nucleation; natural succession; degraded areas; semideciduous seasonal forest; reforestation; pioneer species.

3.1 Introdução

As florestas do mundo enfrentam grandes desafios sem precedentes, e sua conservação e restauração são de suma importância. Vivemos em um contexto em que as atividades humanas resultam na perda de grandes extensões de áreas devido à degradação florestal (Hansen et al. 2013, Chazdon et al., 2020; Da Cruz et al., 2021), resultando assim na diminuição da biodiversidade, ciclagem de nutrientes, mudanças climáticas, bem-estar humano, entre outros aspectos. Apesar do desejo de alguns de restaurar florestas, o progresso tem sido lento e difícil de medir, e a fragmentação, perda e degradação florestal continua (Garcia et al., 2020; Matricardi et al., 2020; MARSHALL et al., 2023). Visando uma forma de restaurar essas áreas degradadas, uma série de técnicas e métodos de restauração florestal têm surgido (Stanturf et al. 2014; Da Cruz et al., 2021), variando de técnicas passivas a ativas.

Em relação à restauração passiva, esta pode ser realizada nos casos em que o ecossistema degradado não apresenta muitas limitações em fatores abióticos e bióticos e, portanto, ainda tem parte de sua resiliência (Brancalion et al., 2019). Isso consiste basicamente em deixar que os processos de regeneração aconteçam naturalmente, ou seja, sem interferência humana. A restauração passiva muitas vezes requer um tempo significativo para que a natureza siga seu curso natural de recuperação. Em ecossistemas degradados, a sucessão ecológica pode ser um processo demorado, e a restauração completa pode levar décadas ou até mesmo séculos, muitas vezes exigindo a aplicação de outras técnicas de restauração.

As técnicas de restauração ecológica ativas são intervenções diretas que visam acelerar o processo de recuperação de ecossistemas degradados. Essas técnicas envolvem a aplicação de medidas específicas para restabelecer ou melhorar a biodiversidade, a estrutura do ecossistema e suas funções. Em regiões tropicais, uma das técnicas mais utilizadas é o plantio de mudas, que é uma técnica ativa, além desta se tem a semeadura direta, bem como a nucleação (Rodrigues et al., 2009; SOUZA & Engel, 2018;). Dentre as técnicas ativas, a mais utilizada é a técnica de reflorestamento de espécies arbóreas nativas, em que são utilizadas duas formas. O primeiro consiste no reflorestamento de espécies pioneiras de crescimento rápido, possibilitando maior cobertura do dossel e, conseqüentemente, reduzindo o desenvolvimento de espécies invasoras (Rodrigues et al., 2009; Cordeiro et al., 2012; Brancalion et al., 2019). A segunda forma é uma mistura de espécies pioneiras, intermediárias e não pioneiras, é um reflorestamento com grande densidade e diversidade, no qual há representantes de

vários estágios sucessionais de restauração. De acordo com Brancalion et al (2019) o reflorestamento de mudas tem a vantagem rápida da cobertura do solo, resultando também na redução de espécies invasoras.

Por fim, temos as práticas de nucleação, a técnica busca criar condições favoráveis para o estabelecimento e crescimento de comunidades vegetais e animais nativas. Essa técnica utiliza-se de pequenos núcleos vegetais como pontos de partida para a regeneração da vegetação e servem como uma abordagem integrada para melhorar as condições ambientais e promover o estabelecimento de espécies em terras degradadas (Bechara et al. 2021; De Oliveira Bahia et al., 2023).

Após a implantação das técnicas citadas acima, que consistem no momento inicial, onde são realizados o preparo do solo, plantio de mudas, adubação e limpeza de plantas invasoras (Almeida et al., 2016; Bechara et al., 2021; Holl et al., 2022), temos mais duas etapas: manutenção e o monitoramento da área.

A etapa de manutenção do plantio, é uma fase importante, em que uma frequência deve ser planejada para isso. Neste, é controlado a presença de plantas invasoras na área, replantio de mudas mortas, coroamento, cobertura, combate às formigas cortadeiras, reparos de cercas, etc. (Aronson, 2020; Bechara et al., 2021; Holl et al., 2022). Já a etapa de monitoramento, consiste basicamente em monitorar e avaliar a trajetória sucessional da vegetação e, muitas vezes, redefini-la caso apresente resultados negativos, evitando que todos os recursos e tempo investidos sejam desperdiçados no curto prazo (Chazdon et al., 2023; Tedesco et al., 2023). Nessa etapa, são avaliados índices como riqueza e diversidade de espécies, formas de vida, entre outros aspectos considerados importantes para o monitoramento e avaliação da evolução da área a ser recuperada.

Portanto, o estudo teve como objetivo analisar aspectos florísticos e estruturais durante a fase de implantação de diferentes técnicas de restauração em um experimento de 3 anos.

3.2 Materiais e métodos

3.2.1. Local de estudo

A área de estudo está localizada na Bacia do Rio Iguaçu, sudoeste do Paraná, na fazenda experimental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Brasil. A

formação florestal predominante é a Floresta Ombrófila Mista Montana com influência da Floresta Estacional Semidecidual Montana (Bechara et al., 2021). A temperatura média anual é de 19.2°. A altitude do local é de 495-504 m e a precipitação média anual é de 2044 mm/ano. O clima é subtropical úmido (Cfa), de acordo com a classificação de Köppen. A paisagem local é uma matriz agrícola e pastagens, com pequenos remanescentes florestais.

A área experimental equivale a 7,2 ha, e durante os 12 anos que antecederam a restauração, o solo foi utilizado para culturas anuais. Em uma das bordas da área experimental há uma floresta secundária de 48 ha de 35 anos e na borda oposta há culturas anuais. Em 20 de outubro de 2010, a área experimental foi cortada, isolada de fatores perturbadores. Durante os três primeiros anos após a implantação do experimento, foi realizado o controle das plantas daninhas. A figura 1 abaixo mostra uma imagem de satélite da área experimental com os tratamentos implantados quando a área estava com 2 anos de idade. O estudo foi realizado no experimento de campo de Bechara et al (2021) com blocos ao acaso com três tratamentos e quatro repetições.

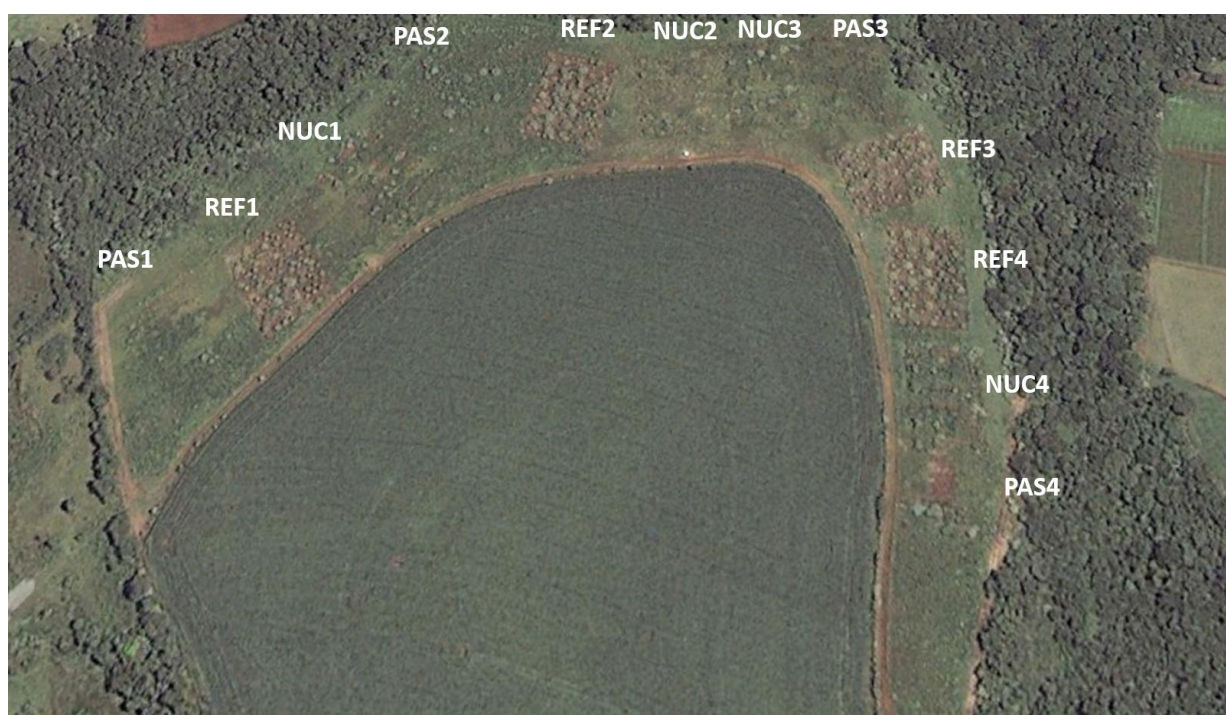


Figura 1. Parcelas da área experimental de 7,2 ha. Tratamentos: restauração passiva (PAS1-4), nucleação (NUC1-4) e reflorestamento (REF1-4). Imagem de satélite capturada em 20 de outubro de 2012 (2 anos após o início do experimento) na Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Paraná, Dois Vizinhos, Brasil. Fonte: Google Earth (2012).

3.2.2 Tratamentos

Tratamento 1 - Reflorestamento: O herbicida foi aplicado em toda a área, seguido do preparo do solo com trator e sulcador florestal. Nas covas abertas foram plantadas as mudas com adubação de base (360 g de NPK 5-20-10), irrigação com 3 l de hidrogel, uso de colar protetor e controle sistemático de formigas cortadeiras. O reflorestamento foi realizado em área total com espécies arbóreas nativas, com espaçamento de 3 x 2 m, conforme método adaptado de Rodrigues et al (2009), com grupos de "preenchimento" (10 espécies de crescimento rápido) e "diversidade" (60 espécies não pioneiras).

Tratamento 2 – Nucleação: O tratamento consistiu na utilização de um conjunto de núcleos aplicados sistematicamente e em alta densidade. Primeiramente, foram demarcadas seis raias de 3x40 m em cada parcela, ocupando 1/3 da área total. Estes foram capinados com herbicida e posteriormente gradeados com um trator. Três técnicas foram utilizadas para a criação dos núcleos. As técnicas foram espaçadas por 2 m entre si dentro da mesma faixa, e as faixas foram espaçadas por 6 m dentro da parcela. Cada conjunto de três faixas foi repetido duas vezes por parcela. As técnicas de nucleação implantadas foram: 1) poleiros artificiais para avifauna; 2) abrigos artificiais para atração da fauna terrestre; 3) plantio de placas de mudas procedentes de banco de sementes e solo; 4) plantio de árvores em grupos de cinco mudas; 5) núcleo de 3X4 m com cobertura viva de feijão-guandú (*Cajanus cajan* (L.) Huth; 6) plantio de bromélias (*Bromelia antiacantha* Bertol.) em grupos de cinco mudas. Para mais detalhes das técnicas ver Bechara et al., (2021).

Tratamento 3 - Restauração passiva: Consiste apenas em isolar a área para que o processo de restauração possa ocorrer através da regeneração natural.

3.2.3. Amostragem da vegetação

O monitoramento da vegetação foi realizado 33 meses (2,8 anos) após a implantação dos tratamentos. Os três anos foi escolhido por ser uma idade representativa do estágio inicial de sucessão. Todas as parcelas foram subdivididas em 24 subparcelas de 9x10 m, sendo que em cada parcela foram inventariadas 3 subparcelas (10 x 9 m), totalizando 270 m² em 4 repetições, fechando 1.080 m²/tratamento com um total de 3.240 m² amostras. As amostragens incluíram todas as

plantas >50 cm de altura.

Com base em Bechara et al (2021), todas as espécies foram classificadas em: i) origem: nativas (incluindo plantas ruderais e cosmopolitas) ou exóticas (não nativas, introduzidas); ii) forma de vida: árvore, arbusto (inclusive subarbustos), herbácea ou cipó (rasteira ou trepadeira, cipó ou não lenhoso); iii) síndrome de dispersão de sementes: zoocoria, anemocoria ou autocoria (considerando os mecanismos de dispersão mais comum baseado na classificação proposta por Van der Pijl (1982) e iv) história de vida: pioneira (espécie intolerante à sombra, da sucessão secundária inicial) ou não pioneira (sucessão tardia tolerante à sombra).

Quanto à etapa de manutenção, esta foi realizada semestralmente, durante os primeiros 36 meses, nas quais foram realizados os seguintes procedimentos: i) controle das plantas daninhas no entorno das técnicas de nucleação e dentro das faixas e ao longo do reflorestamento em todas as parcelas, sendo que estas foram roçadas, seguidas de pulverização de glifosato; ii) mudas de árvores foram replantadas quatro vezes até que a taxa de mortalidade fosse inferior a 10%; iii) armadilhas de sulfluramida foram distribuídos para controle de formigas cortadeiras em todas as doze parcelas (Bechara et al., 2021).

3.2.4 Análise dos dados

Para testar as diferenças na densidade de plantas entre os tratamentos e em função da forma de vida e do modo de dispersão, foram utilizados modelos lineares gerais (glms) (Zuur et al. 2009) seguidos de testes post-hoc de Tukey. Registrando-se assim as variáveis de resposta transformadas. Para o modelo de indivíduos naturalmente regenerados lenhosos, foi adicionada uma covariável que permitiu que a variância variasse entre os tratamentos (Zuur et al. 2009). Para o modelo de dispersão também foi incluída uma covariável que permitiu que a variância aumentasse exponencialmente.

Em relação aos modelos de densidade, foram excluídas as duas espécies (*Cajanus cajan* e *Arachis pintoii*) que haviam sido plantadas como plantas de cobertura temporária nas parcelas de nucleação. Isso porque suas densidades eram tão altas que obscureciam todo o resto e, porque ambas morreram alguns meses depois do censo e realizado e não se recolonizaram. Os modelos de regressão foram realizados utilizando o pacote nlme v. 3.1-163.

Para as diferenças na riqueza e diversidade de espécies se avaliou as curvas de

rarefação baseadas em indivíduos usando os índices de diversidade Chao1 e Shannon (Chao et al., 2014) usando o pacote iNEXT v.3.0.0 (Hsieh et al. 2016). A diversidade de espécies se refere à variedade de espécies em uma determinada comunidade, habitat ou região, já a riqueza de espécies refere-se à abundância numérica de uma determinada área geográfica, região ou comunidade. Outra variável utilizada no estudo foi o cálculo da área basal, que é um importante parâmetro de densidade, este consiste em um conjunto de árvores que pode ser encontrado pela soma das áreas seccionais, calculadas utilizando os DAP (diâmetro à altura do peito) dessas árvores (Soares et al, 2017).

Para visualizar as diferenças na composição da comunidade entre os tratamentos de restauração, usamos escala métrica multidimensional não métrica (nMDS) (Minchin, 1987). As distâncias foram baseadas na medida de similaridade de Chao, que é apropriada para locais ricos em espécies que tendem a ter muitas espécies raras, como florestas tropicais (Chao et al., 2005). Todas as análises foram realizadas com o R v.4.2.1.

3.3 Resultados e discussão

3.3.1 Densidade

Após aproximadamente 2,8 anos, um total de 3.444 indivíduos foram registrados nas subparcelas, representando 150 espécies. Duas espécies não foram identificadas.

As diferenças na densidade entre os tratamentos dependiam da história de vida e se os indivíduos foram plantados ou regenerados. Para as plantas lenhosas, a densidade de indivíduos plantados foi significativamente maior ($p < 0,001$) no reflorestamento ($9,4 \pm 1,7$ indivíduos/subparcela) do que nas parcelas de nucleação ($3,31 \pm 1,2$ indivíduos/subparcela (fig. 2a, Anexo tabela 3).

Houve alta variabilidade de espécies lenhosas regenerantes nas parcelas de restauração passiva ($33,4 \pm 24,5$ vs $15,4 \pm 15,6$) e nenhuma diferença significativa na densidade entre esses tratamentos (fig. 2b, Anexo tabela 3). As parcelas de reflorestamento quase não apresentaram indivíduos regenerantes ($0,25 \pm 0,62$) e foram significativamente menores que as das parcelas de nucleação (teste post-hoc de Tukey, $p < 0,001$).

Em relação as espécies herbáceas regenerantes, é perceptível que nas parcelas

de restauração passiva e nucleação houve alta variabilidade ($134,5 \pm 96,1$ vs $55,3 \pm 50,1$) e nenhuma diferença significativa na densidade entre esses tratamentos (Fig. 1a, Anexo tabela 3). As parcelas de reflorestamento apresentaram menos regenerantes herbáceos ($2,7 \pm 5,3$) e isso foi significativamente menor do que o das parcelas de nucleação (teste post-hoc de Tukey, $p=0,001$). Todos os indivíduos herbáceos em nossas parcelas foram naturalmente regenerados, com exceção de uma bromélia na subparcela de nucleação, que foi plantada e foi excluída da análise.

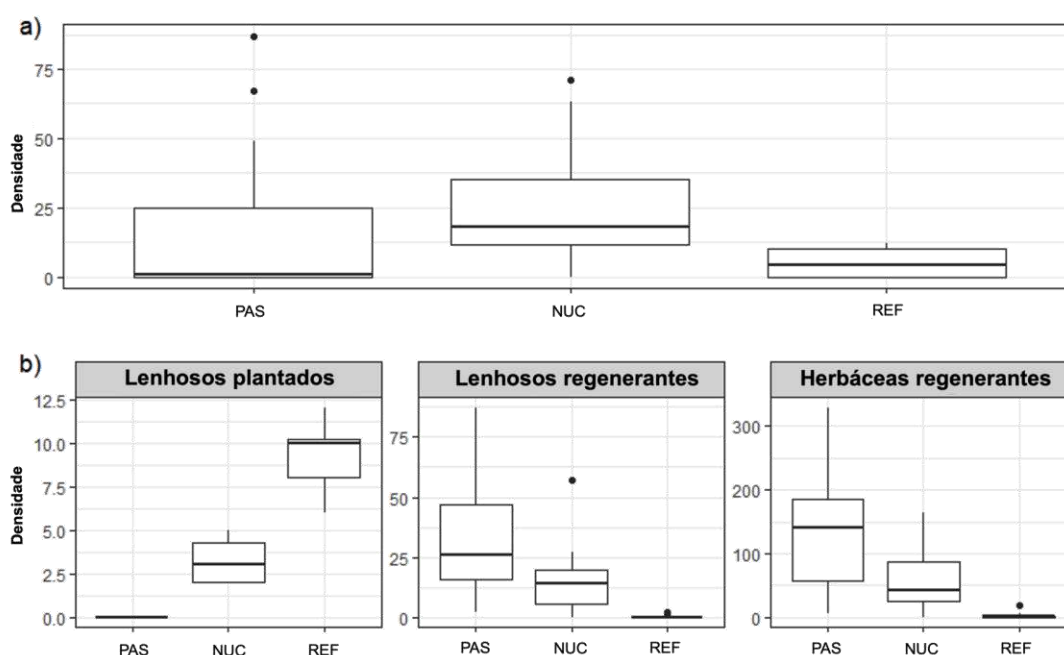


Figura 2. Diferenças na densidade de plantas entre os tratamentos, 3 anos após o início da restauração a) todos os indivíduos lenhosos e b) indivíduos lenhosos plantados, lenhosos e herbáceos regenerantes.

A variação na densidade populacional entre tratamentos pode ser influenciada por uma variedade de fatores biológicos e ecológicos como: disponibilidade de recursos, competição interespecífica e intraespecífica, preferência de hábitat, presença ou ausência de predadores e sucessão ecológica (Corbin et al., 2016).

Holl et al., (2020), em um experimento de 15 anos, observaram que o recrutamento lenhoso é maior na nucleação e reflorestamento do que nos tratamentos de restauração passiva. Sendo a nucleação considerada uma técnica de restauração que busca facilitar o estabelecimento de plantas lenhosas (Corbin et al., 2016). É importante ressaltar que aqui estamos comparando um experimento com apenas 3 anos de idade, podendo assim justificar essa diferença nos achados.

Barrera-Cataño et al., (2023) constataram em seu estudo que a abundância e riqueza de lenhosos regenerantes foram mantidas baixas e constantes sob os núcleos,

provavelmente como um subproduto da densidade do reflorestamento. Por outro lado, aumentou-se gradualmente nas parcelas de restauração passiva. Os núcleos contribuem para a estrutura e a diversidade e a restauração passiva contribui para os recrutas lenhosos, dessa forma os autores propõe a combinação de ambas as técnicas para restaurar.

Werden et al., (2020) destaca a importância da especialização do hábitat e das características da história de vida na determinação da dinâmica de recrutamento de espécies.

3.3.2 Origem

Em relação a origem, tanto para as parcelas de restauração passiva quanto para o reflorestamento, as espécies não nativas representaram <1% da densidade total (fig. 3) na qual todas essas espécies eram herbáceas. Em contraste, 48% dos indivíduos nas parcelas de nucleação eram não nativos, mas estes foram representados por duas plantas de cobertura plantadas, o feijão guandu (*Cajanus Cajan*) e o amendoim (*Arachis pintoi*). Não houve outras espécies não nativas nas parcelas de nucleação. Nas parcelas de restauração passiva alguns indivíduos de *Hovenia dulcis* Thunb; *Raphanus raphanistrum* L., *Sileno antirrhina*,L.; *Leonurus japonicus* Houtt., e *Vicia sativa* L. foram encontrados. Sendo que as duas últimas foram as únicas espécies não nativas encontradas nas parcelas de reflorestamento.

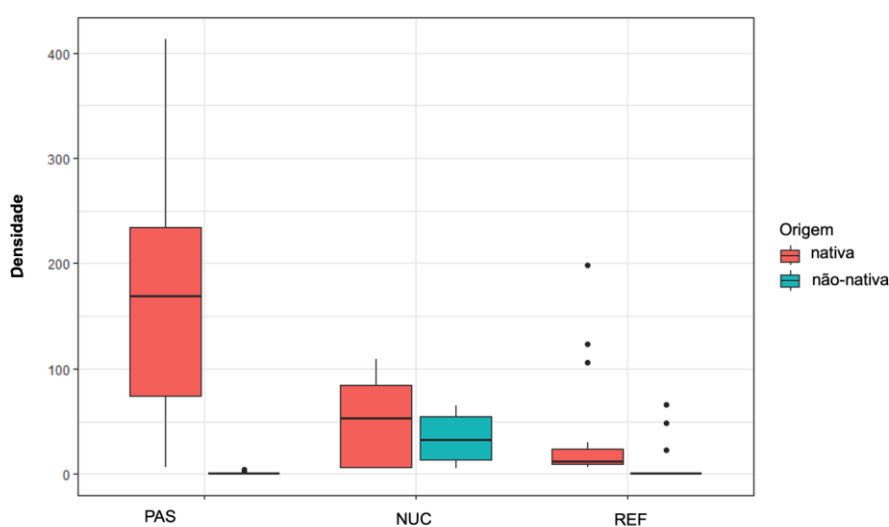


Figura 3. Diferenças na densidade de plantas nativas e não nativas entre os tratamentos, 3 anos após o início da restauração. A maior parte (88%) da densidade de plantas não nativas nos tratamentos de nucleação é de amendoim de cobertura plantada (*Cajanus cajan*).

As áreas com menor cobertura de dossel como exemplo a restauração passiva

apresenta um número considerável de exóticas invasoras, devido à diversidade de espécies serem mais herbáceas, consequentemente menos sombreamento e maior dispersão de plantas exóticas. Outro ponto importante em relação à restauração passiva é a maior vulnerabilidade do ambiente à colonização por gramíneas exóticas invasoras, que representam uma barreira para o estabelecimento de plantas nativas, desde a dispersão e germinação de sementes, até estágios mais avançados de seu desenvolvimento (Fragosso et al., 2017; Dyderski et al., 2018, De Souza & Engel, 2023).

Podemos perceber que a densidade de exóticas foi baixa nos tratamentos, o que diverge de muitos estudos feitos em áreas de restauração, na qual a disseminação dessas espécies acaba sendo um grande problema. Porém é importante ressaltar que o controle das exóticas ocorreu até os três primeiros anos e isso também influenciou em nossos resultados. Considerando-se também que o banco de sementes do solo e algumas mudas plantadas auxiliam também na rápida ocupação da área, evitando a competição de ervas daninhas e aumentando a biodiversidade local (Rodrigues et al., 2009, Latawiec et al., 2015).

3.3.3 Dispersão

Em relação a dispersão, os diferentes tratamentos de restauração levaram a resultados variados em termos de proporção de indivíduos e número de espécies com diferentes mecanismos de dispersão (Fig. 4). Para a parcela de restauração passiva, as plantas anemocóricas apresentaram a maior densidade. A predominância de espécies anemocóricas pode ser explicada por sua adaptação a ambientes perturbados, características pioneiras, a presença abundante dessas espécies na vegetação circundante, a capacidade de colonizar rapidamente áreas degradadas e vantagens em ambientes de difícil acesso. Além disso, fatores como distância de fontes terrestres de sementes, características das sementes e frutos, e condições ambientais favoráveis à dispersão pelo vento também podem contribuir para a predominância de espécies anemocóricas na restauração passiva (Iftekhar et al., 2017; Ursell et al., 2022). Nas parcelas de nucleação e reflorestamento, a proporção de indivíduos com síndromes de dispersão autocórica e zoocórica foram significativamente maiores do que as das parcelas de restauração passiva (anexo tabela 5).

No entanto, nas parcelas de nucleação, a proporção de indivíduos anemocóricos e autocóricos foi maior do que a de indivíduos zoocóricos, enquanto o inverso foi

verdadeiro no reflorestamento. Padrões semelhantes foram observados em termos do número de espécies diferentes por parcela mostrando diferentes síndromes de dispersão (Fig. 4). Dados que corroboram com alguns estudos que apresentam a zoocoria como a maior dispersão de sementes em florestas tropicais, ocorrendo em 70-100% das plantas lenhosas (Hambuckers et al., 2017; Iftekhhar et al., 2017; Bechara et al., 2021).

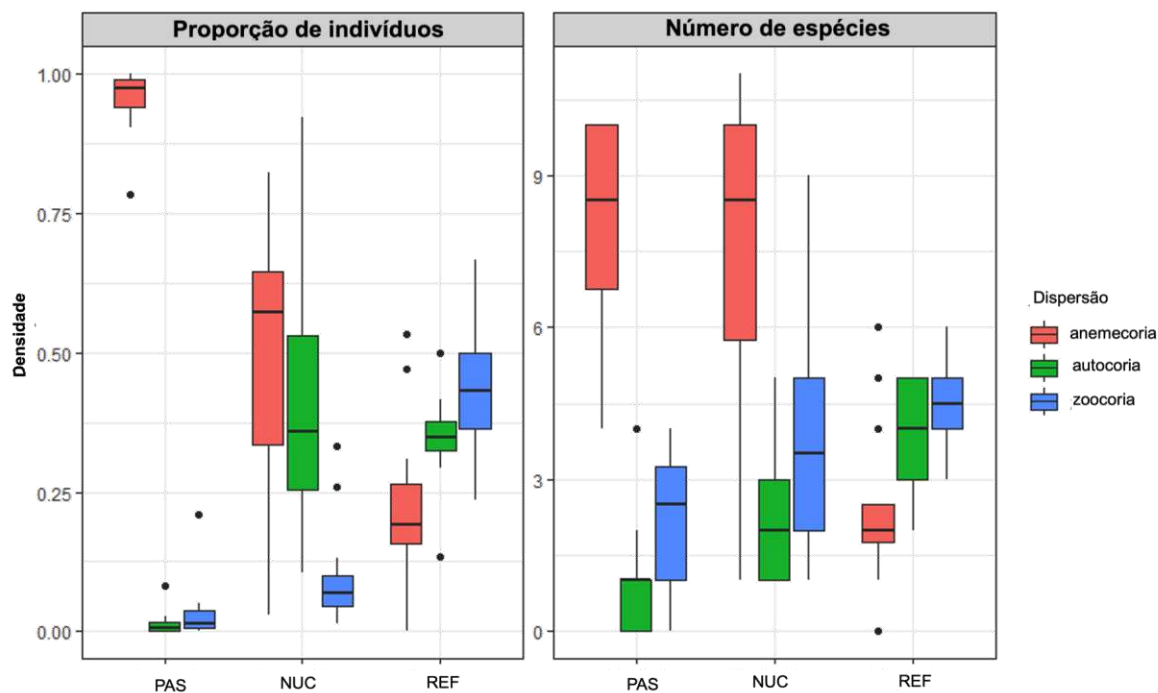


Figura 4. a) Proporção de indivíduos/parcela em função do mecanismo de dispersão e do tratamento de restauração em, 3 anos após o início da restauração. b) número de espécies/parcela em função do mecanismo de dispersão e do tratamento de restauração em 3 anos após o início da restauração.

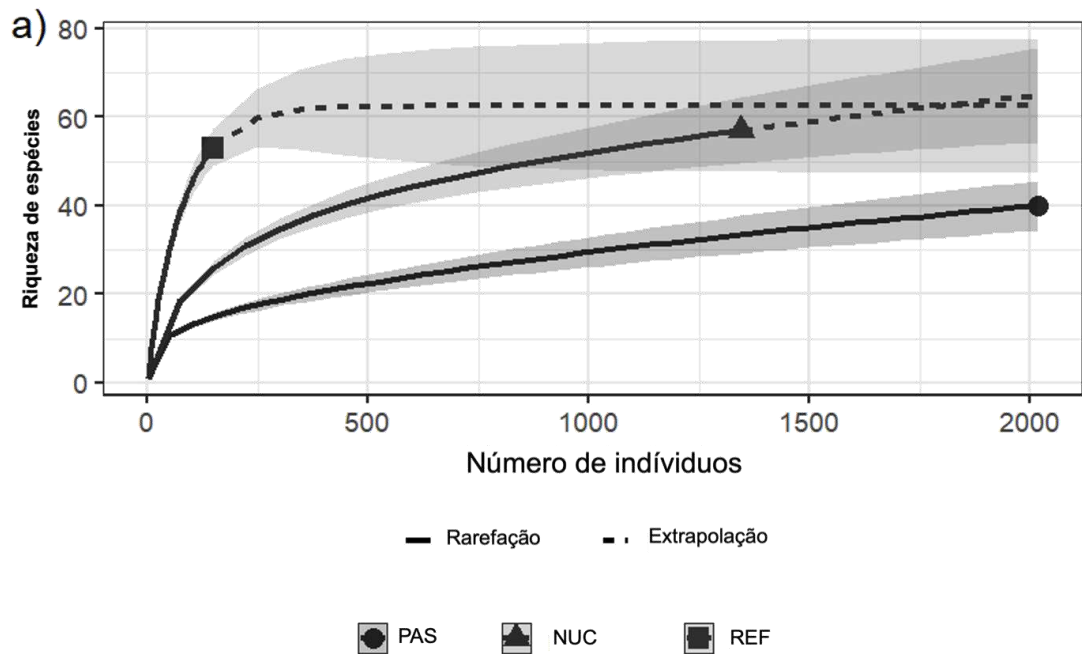
No estudo de Moraes et al., (2022) as síndromes de dispersão anemocórica e zoocórica predominaram no período seco e zoocoria em todos os meses. Em relação aos arbustos, estes apresentaram maior número de espécies e sementes anemocóricas e autocóricas, corroborando nosso estudo.

O trabalho de Reid et al., (2015), também converge com nossos achados, estes observaram que sementes de árvores grandes e dispersas por animais foram mais abundantes no reflorestamento do que nas parcelas de restauração passiva contribuindo para uma maior riqueza de espécies arbóreas em parcelas ativamente restauradas.

O recrutamento e a recuperação florestal devem geralmente refletir não apenas a disponibilidade de sementes, mas também se as condições locais permitem aumentar as taxas de crescimento das árvores e que estas possam acompanhar as possíveis perturbações (De Groot et al., 2013; Ursell et al., 2022)

3.3.4 Riqueza e diversidade de espécies

O número de espécies encontradas nas subparcelas variou de 57 espécies nas parcelas de nucleação a 53 nas parcelas de reflorestamento e 40 nas parcelas de restauração passiva. A riqueza de espécies nas parcelas de nucleação e reflorestamento foi significativamente maior do que nas parcelas de restauração passiva, mas os intervalos de confiança se sobrepuseram entre as parcelas de nucleação e reflorestamento (Fig. 5a). Em relação a diversidade de espécies entre os três tratamentos não houve diferença estatística (Fig. 5b).



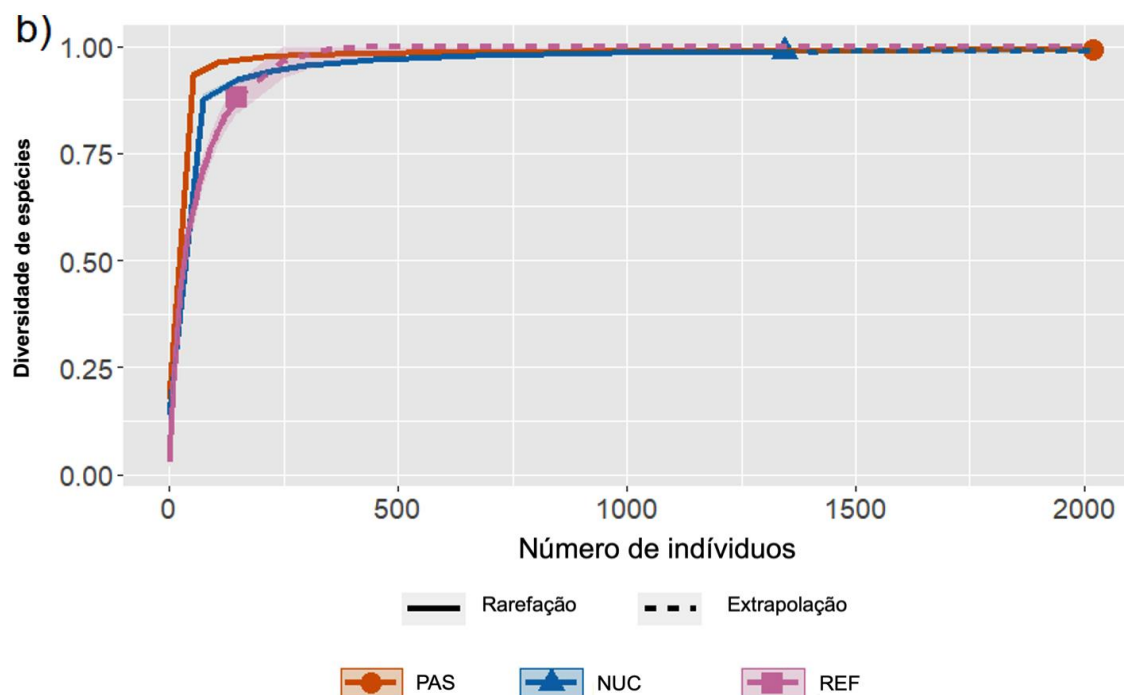


Figura 5. Curvas de rarefação de base individual para espécies em parcelas sujeitas a restauração passiva, nucleação e reflorestamento, 3 anos após o início da restauração. a) riqueza de espécies. b) diversidade de espécies. As barras cinzas representam intervalos de confiança de 95%.

No estudo de Reid et al., (2015), realizou-se a comparação de três tratamentos, na qual a maior a riqueza de espécies arbóreas foi encontrada nas parcelas de nucleação e reflorestamento. Já Rojas Botero (2020), traz em seus achados que a riqueza de espécies aumentou ao longo do tempo em todas as técnicas, e a transferência do banco de sementes foi o único tratamento que diferiu substancialmente da restauração passiva durante o primeiro ano de restauração.

3.3.5 Composição florística

O NMDS (estresse=0,139) mostrou que, no ponto de 3 anos, a composição das plantas, incluindo espécies lenhosas e herbáceas, se separa claramente de acordo com o tratamento de restauração (fig. 6). As parcelas do tratamento de nucleação foram mais semelhantes às da restauração passiva do que ao tratamento de reflorestamento. No geral, houve maior variabilidade entre as subparcelas no tratamento de reflorestamento e menor no tratamento de restauração passiva.

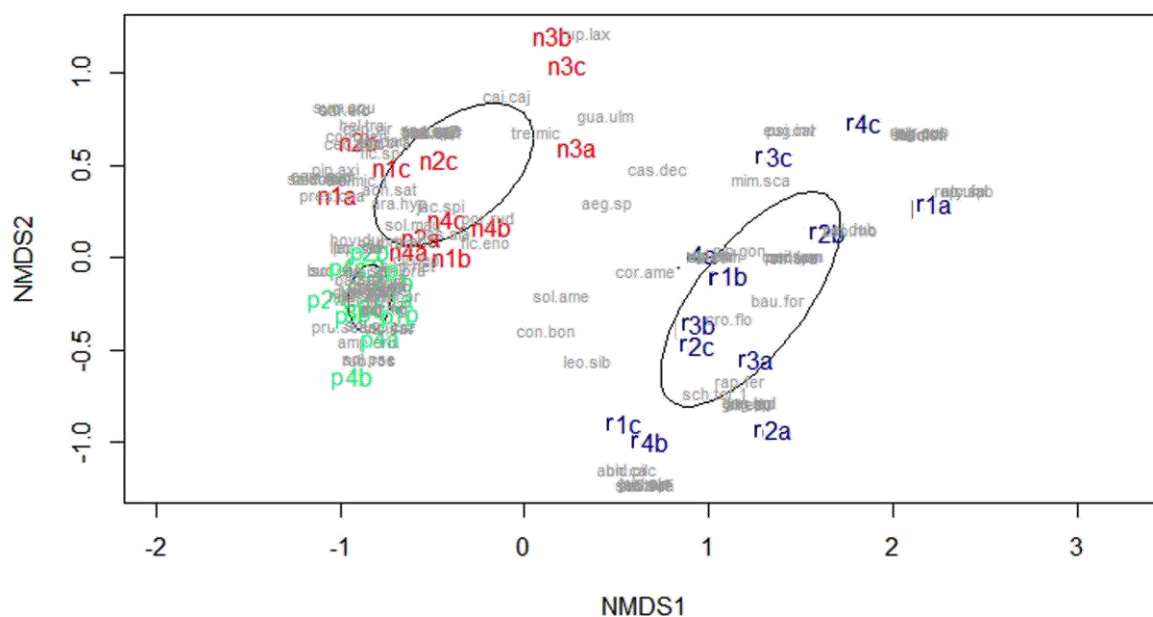


Figura 6. Gráficos de Escala Dimensional Multidimensional Não Métrica (NMDS) para espécies em parcelas. P = restauração passiva, NUC = nucleação e R= reflorestamento.

Em um experimento com 3 anos de idade, Barrera-Cataño et al., (2023), compararam a eficácia da restauração passiva e nucleação, onde foi observado que ambas juntas têm um resultado efetivo, a restauração passiva mostrou um aumento gradual no recrutamento de espécies lenhosas, a nucleação contribui para a estrutura e diversidade de espécies.

As variações na densidade e composição das espécies podem ter impactos significativos nos objetivos de restauração ecológica. Essas variações podem influenciar na resiliência, a diversidade biológica, a estabilidade e o funcionamento do ecossistema restaurados (Demartelaere et al., 2022; Reid et al., 2015).

Nas parcelas de reflorestamento as espécies mais predominantes foram: Bauhinia forficata Link; Croton floribundus Spreng.; Randia ferox (Cham. & Schltl.) DC.; Schinus terebinthifolius Raddi. e Piptadenia gonoacantha (Mart.) J.F. Macbr. Todas as espécies arbóreas. Já a nucleação teve as seguintes espécies: Arachis hypogaea L.; Jacaratia spinosa (Aubl.) A. DC.; Achyrocline satureioides (Lam.) DC.; Solanum mauritianum Scop. E Porophyllum ruderae (Jacq.) Cass.

Nas parcelas de restauração passiva obteve-se em maior número as seguintes espécies: *Austroeupatorium inulifolium* (Kunth) R.M.King & H.Rob.; *Baccharis dracunculifolia* DC.; *Senecio brasiliensis* (Spreng.) Less. e *Sida rhombifolia* L. De tal modo, ficou assim mais perceptível que a restauração passiva e nucleação estão com mais plantas herbáceas e arbustos e as parcelas de reflorestamento com mais espécies

de arbóreas lenhosas. Sendo os dois primeiros tratamentos respectivos com maior similaridade na composição de espécies.

3.4 REFERÊNCIAS

Almeida, D. S. (2016). Manutenção de projetos de recuperação ambiental. *Recuperação ambiental da Mata Atlântica [online]. 3rd ed. rev. and enl. Ilhéus, BA: Editus*, 160-168.

Aronson, J., Goodwin, N., Orlando, L., Eisenberg, C., & Cross, A. T. (2020). A world of possibilities: six restoration strategies to support the United Nation's Decade on Ecosystem Restoration. *Restoration Ecology*, 28(4), 730-736. <https://doi.org/10.1111/rec.13170>

Barrera-Cataño, J. I., Garibello, J., Moreno-Cárdenas, C., & Basto, S. (2023). Trade-offs at applying tree nucleation to restore degraded high Andean forests in Colombia. *Restoration Ecology*, 31(3), e13753. <https://doi.org/10.1111/rec.13753>

Bechara, F. C., Trentin, B. E., Engel, V. L., Estevan, D. A., & Ticktin, T. (2021). Performance and cost of applied nucleation versus high diversity plantations for tropical forest restoration. *Ecology and Forest Management*, 491, 119088. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119088>

Brancalion, P. H., Meli, P., Tymus, J. R., Lenti, F. E., Benini, R. M., Silva, A. P. M., ... & Holl, K. D. (2019). What makes ecosystem restoration expensive? A systematic cost assessment of projects in Brazil. *Biological Conservation*, 240, 108274. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.108274>

Chao, A., Chazdon, R.L., Colwell, R.K., Shen, T., 2005. A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecol. Lett.* 8, 148–159. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00707.x>.

Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T.C., Sander, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K., Ellison, A.M., 2014. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecol. Monogr.* 84, 45–67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>.

Chazdon, R. L., Gutierrez, V., Brancalion, P. H., Laestadius, L., & Guariguata, M. R. (2020). Co-creating conceptual and working frameworks for implementing forest and landscape restoration based on core principles. *Forests*, 11(6), 706. <https://doi.org/10.3390/f11060706>

Chazdon, R. L., Norden, N., Colwell, R. K., & Chao, A. (2023). Monitoring

recovery of tree diversity during tropical forest restoration: lessons from long-term trajectories of natural regeneration. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 378(1867), 20210069. <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0069>

Corbin, J. D., Robinson, G. R., Hafkemeyer, L. M., & Handel, S. N. (2016). A long-term evaluation of applied nucleation as a strategy to facilitate forest restoration. *Ecological Applications*, 26(1), 104-114. <https://doi.org/10.1890/15-0075>

Cordeiro, D. (2012). Restauração florestal – o terceiro grande desafio silvicultural. *Revista de Ciências das Florestas Tropicais*, 24(3), 295-299. <http://www.jstor.org/stable/23617113>

da Cruz, D. C., Benayas, J. M. R., Ferreira, G. C., Santos, S. R., & Schwartz, G. (2021). An overview of forest loss and restoration in the Brazilian Amazon. *New Forests*, 52, 1-16. <https://doi.org/10.1007/s11056-020-09777-3>

De Groot, R. S., Blignaut, J., Van Der Ploeg, S., Aronson, J., Elmqvist, T., & Farley, J. (2013). Benefits of investing in ecosystem restoration. *Conservation Biology*, 27(6), 1286-1293. <https://doi.org/10.1111/cobi.12158>

de Oliveira Bahia, T., Martins, C., Antonini, Y., & Cornelissen, T. (2023). Contribution of nucleation techniques to plant establishment in restoration projects: an integrative review and meta-analysis. *Restoration Ecology*, e13932. <https://doi.org/10.1111/rec.13932>

de Souza, D. C., & Engel, V. L. (2018). Direct seeding reduces costs, but it is not promising for restoring tropical seasonal forests. *Ecological Engineering*, 116, 35-44. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2018.02.019>

de Souza, D. C., & Engel, V. L. (2023). Advances, challenges, and directions for ecological restoration by direct seeding of trees: Lessons from Brazil. *Biological Conservation*, 284, 110172. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110172>

Demartelaere, A. C. F., dos Santos Feitosa, S., do Nascimento Leao, F. D. A., Costa, B. P., de Deus, A. S., de Paiva Silva, T. P., ... & da Silva, M. C. T. (2022). Bibliographic review: impacts on native areas of the caatinga caused by economic activities and reforestation techniques. *Brazilian Journal of Development*, 8(4), 25285-25306. <https://doi.org/10.34117/bjdv8n4-176>

Dyderski, M. K., & Jagodziński, A. M. (2018). Drivers of invasive tree and shrub natural regeneration in temperate forests. *Biological Invasions*, 20, 2363-2379. <https://doi.org/10.1007/s10530-018-1706-3>

Fragoso, R. D. O., Carpanezi, A. A., Koehler, H. S., & Zuffellato-Ribas, K. C. (2017). Barreiras ao estabelecimento da regeneração natural em áreas de pastagens abandonadas. *Ciência Florestal*, 27, 1451-1464.

<https://doi.org/10.5902/1980509830331>

Garcia, C. A., Savilaakso, S., Verburg, R. W., Gutierrez, V., Wilson, S. J., Krug, C. B., ... & Waeber, P. O. (2020). The global forest transition as a human affair. *One Earth*, 2(5), 417-428. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2020.05.002>

Hambuckers, A., Trolliet, F., Simon, A., Cazetta, E., & Rocha-Santos, L. (2020). Seed removal rates in forest remnants respond to forest loss at the landscape scale. *Forests*, 11(11), 1144. <https://doi.org/10.3390/f11111144>

Hansen MC, Potapov PV, Moore R et al (2013) High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science* 342:850–853. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>

Holl, K. D., Luong, J. C., & Brancalion, P. H. (2022). Overcoming biotic homogenization in ecological restoration. *Trends in Ecology & Evolution*. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2022.05.002>

Holl, K. D., Reid, J. L., Cole, R. J., Oviedo-Brenes, F., Rosales, J. A., & Zahawi, R. A. (2020). Applied nucleation facilitates tropical forest recovery: Lessons learned from a 15-year study. *Journal of Applied Ecology*, 57(12), 2316-2328. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13684>

Hsieh, T.C., Ma, K.H. & Chao, A. (2016) iNEXT: An R package for rarefaction and extrapolation of species diversity (Hill numbers). *Methods in Ecology and Evolution*, 7, 1451-1456.

Iftexhar, M. S., Polyakov, M., Ansell, D., Gibson, F., & Kay, G. M. (2017). How economics can further the success of ecological restoration. *Conservation Biology*, 31(2), 261-268. <https://doi.org/10.1111/cobi.12778>

Latawiec, A. E., Strassburg, B. B., Brancalion, P. H., Rodrigues, R. R., & Gardner, T. (2015). Creating space for large-scale restoration in tropical agricultural landscapes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13(4), 211-218. <https://doi.org/10.1890/140052>

Marshall, A. R., Waite, C. E., Pfeifer, M., Banin, L. F., Rakotonarivo, S., Chomba, S., ... & Chazdon, R. L. (2023). Fifteen essential science advances needed for effective restoration of the world's forest landscapes. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 378(1867), 20210065. <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0065>

Matricardi, E. A. T., Skole, D. L., Costa, O. B., Pedlowski, M. A., Samek, J. H., & Miguel, E. P. (2020). Long-term forest degradation surpasses deforestation in the Brazilian Amazon. *Science*, 369(6509), 1378-1382. [DOI:http://10.1126/science.abb3021](https://doi.org/10.1126/science.abb3021)

Minchin, P.R., 1987. An evaluation of relative robustness of techniques for ecological ordinations. *Vegetatio* 69, 89–107. <https://doi.org/10.1007/BF00038690>.

Morais, R. F., Macedo, M. T. D. S., Ibiapina, R. D. A., Santiago Junior, L. C., Teixeira, J. D. S., Morais, F. F. D., & Sousa Junior, J. R. (2022). Seed rain in an econtonal region between Cerrado and Caatinga in Piauí, Brazil. *Ciência Florestal*, 32, 673-697. <https://doi.org/10.5902/1980509846859>

Reid, J. L., Holl, K. D., & Zahawi, R. A. (2015). Seed dispersal limitations shift over time in tropical forest restoration. *Ecological Applications*, 25(4), 1072-1082. <https://doi.org/10.1890/14-1399.1>

Rodrigues, R. R., Brancalion, P. H. S., & Isernhagem, I. (2009). Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal.

Rojas-Botero, S., Solorza-Bejarano, J., Kollmann, J., & Teixeira, L. H. (2020). Nucleation increases understory species and functional diversity in early tropical forest restoration. *Ecological Engineering*, 158, 106031. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.106031>

SER - Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group. The SER primer in ecological restoration (Version 2). 2004.

Soares, C. P. B., de Paula Neto, F., & de Souza, A. L. (2017). Livro Dendrometria e Inventário Florestal.

Stanturf JA, Palik BJ, Williams MI, Dumroese RK, Madsen P (2014) Forest restoration paradigms. *J Sustain. Forest* 33:S161–S194. <https://doi.org/10.1080/10549811.2014.884004>.

Tedesco, A. M., López-Cubillos, S., Chazdon, R., Rhodes, J. R., Archibald, C. L., Pérez-Hämmerle, K. V., ... & Dean, A. J. (2023). Beyond ecology: ecosystem restoration as a process for social-ecological transformation. *Trends in Ecology & Evolution*. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2023.02.007>

Ursell, T., & Safford, H. D. (2022). Nucleation sites and forest recovery under high shrub competition. *Ecological Applications*, 32(8), e2711. <https://doi.org/10.1002/eap.2711>

VAN DER PIJL, L. Principles of dispersal in higher plants. New York: SpringerVerlag, 1982. 213 p.

Werden, L. K., Holl, K. D., Rosales, J. A., Sylvester, J. M., & Zahawi, R. A. (2020). Effects of dispersal-and niche-based factors on tree recruitment in tropical wet forest restoration. *Ecological Applications*, 30(7), e02139. <https://doi.org/10.1002/eap.2139>

Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R* (Vol. 574, p. 574). New York: springer.

CAPÍTULO 2

AVALIAÇÃO DA POTENCIALIDADE DO USO DE DIFERENTES TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA AOS 10 ANOS DE IDADE

AVALIAÇÃO DA POTENCIALIDADE DO USO DE DIFERENTES TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA AOS 10 ANOS DE IDADE

Adrieli Signorati, José Marcelo Domingues Torezan, Fernando Campanhã Bechara, Daniela Aparecida Estevan, Tamara Ticktin.

RESUMO

A restauração ecológica é um processo que ajuda a restaurar um ecossistema degradado, danificado ou destruído. Um dos principais desafios da restauração ecológica é definir qual ponto da linha do tempo sucessional queremos alcançar e qual técnica é mais adequada para chegar a esse ponto - para isso, o diagnóstico da área, as técnicas utilizadas e o monitoramento devem ser considerados. Em nosso trabalho, avaliamos o potencial de diferentes técnicas de restauração em um experimento de dez anos, com o objetivo de testar a hipótese geral de que, se aplicadas sob as mesmas condições iniciais e com a mesma paisagem circundante, essas técnicas tendem a produzir resultados semelhantes ao longo do tempo. As técnicas utilizadas foram o reflorestamento, nucleação e restauração passiva. O experimento é composto de três tratamentos e quatro repetições cada, totalizando uma área de 7,2 ha. O monitoramento foi realizado em outubro-novembro de 2020, 10 anos após a aplicação dos tratamentos de restauração. Em cada parcela foram monitoradas seis faixas de 3×40 m, o que representou 33,3% da área total (8.640 m²). Foram incluídas todas as plantas com altura superior a 50 cm. Os indivíduos foram divididos em duas classes: 1) estrato inferior- indivíduos com diâmetro à altura do peito (DAP) < 5 cm, além de herbáceas e trepadeiras, e 2) estrato superior - indivíduos com DAP ≥ 5 cm. Para este último, o DAP também foi medido. Todas as espécies foram classificadas em: origem; modo de vida; síndrome de dispersão de sementes e história de vida. Com os dados obtidos avaliou-se as diferenças na riqueza e diversidade de espécies. Para visualizar as diferenças na composição da comunidade entre os tratamentos de restauração, usamos escala métrica multidimensional não métrica (nMDS). As distâncias foram baseadas na medida de similaridade de Chao. Todas as análises foram realizadas com o R v.4.2.1. Em nossos resultados, verificamos que a área basal no estrato superior, foi maior nos tratamentos de reflorestamento e nucleação, sendo a maioria dos indivíduos zoocóricos, em contraste, a proporção de indivíduos zoocóricos foi baixa no estrato inferior. Em relação à diversidade e riqueza de espécies no estrato superior, esta foi maior no reflorestamento, enquanto no estrato inferior não houve diferença estatística para os tratamentos. Já à composição de espécies, observou-se uma nítida divisão em três agrupamentos distintos. Dessa forma, fica claro que a nucleação já atingiu o reflorestamento em termos de área basal e em termos de riqueza de espécies. Nossos resultados indicam que as estratégias de nucleação e reflorestamento são igualmente eficazes em melhorar a recuperação e estrutura da vegetação em comparação com a restauração passiva. Além disso, o estrato inferior de todas as parcelas agora é semelhante. Com esse estudo podemos perceber que os tratamentos trazem resultados significativos, mas os mais perceptíveis são os tratamentos com técnicas ativas, que se tornaram mais semelhantes ao longo do tempo.

Palavras-chave: linhas de cobertura e diversidade, restauração ecológica, nucleação, restauração passiva.

EVALUATION OF THE POTENTIALITY OF THE USE OF DIFFERENT ECOLOGICAL RESTORATION TECHNIQUES AT 10 YEARS OF AGE

Adrieli Signorati, José Marcelo Domingues Torezan, Fernando Campanhã Bechara, Daniela Aparecida Estevan, Tamara Ticktin.

ABSTRACT

Ecological restoration is a process that helps restore a degraded, damaged or destroyed ecosystem. One of the main challenges of ecological restoration is to define which point in the successional timeline we want to reach and which technique is most appropriate to reach that point - for this, the diagnosis of the area, the techniques used and monitoring must be considered. In our work, we evaluated the potential of different restoration techniques in a ten-year experiment, with the aim of testing the general hypothesis that, if applied under the same initial conditions and with the same surrounding landscape, these techniques tend to produce results similar over time. The techniques used were reforestation, nucleation and passive restoration. The experiment consists of three treatments and four replications each, totaling an area of 7.2 ha. Monitoring was carried out in October-November 2020, 10 years after the restoration treatments were applied. In each plot, six 3×40 m strips were monitored, which represented 33.3% of the total area (8,640 m²). All plants taller than 50 cm were included. The individuals were divided into two classes: 1) lower stratum - individuals with diameter at breast height (DBH) < 5 cm, in addition to herbaceous plants and climbers, and 2) upper stratum - individuals with DBH ≥ 5 cm. For the latter, DAP was also measured. All species were classified into: origin; lifestyle; seed dispersal syndrome and life history. With the data obtained, differences in species richness and diversity were evaluated. To visualize differences in community composition between restoration treatments, we used non-metric multidimensional scaling (nMDS). Distances were based on Chao's similarity measure. All analyzes were performed with R v.4.2.1. In our results, we found that the basal area in the upper stratum was greater in the reforestation and nucleation treatments, with the majority of individuals being zoochoric; in contrast, the proportion of zoochoric individuals was low in the lower stratum. In relation to species diversity and richness in the upper stratum, this was greater in reforestation, while in the lower stratum there was no statistical difference for the treatments. Regarding species composition, a clear division into three distinct groupings was observed. Thus, it is clear that nucleation has already reached reforestation in terms of basal area and in terms of species richness. Our results indicate that nucleation and reforestation strategies are equally effective in improving vegetation recovery and structure compared to passive restoration. Furthermore, the lower stratum of all plots is now similar. With this study we can see that the treatments bring significant results, but the most noticeable are the treatments with active techniques, which have become more similar over time.

Keywords: covering lines and diversity; ecological restoration; nucleation; passive restoration.

4.1 Introdução

A restauração ecológica é um processo que ajuda a restaurar um ecossistema degradado, danificado ou destruído (Procknow et al., 2023). É um processo que inicia ou acelera a recuperação de um ecossistema que foi degradado (Gann et al., 2019). É a arte de auxiliar e gerenciar a recuperação da integridade ecológica dos ecossistemas, que devem ter biodiversidade e variabilidade tanto na estrutura quanto no funcionamento dos processos ecológicos, considerando seus valores ecológicos, econômicos e sociais (Cordeiro et al., 2012; Holl et al., 2018; Chazdon et al., 2020).

Um dos principais desafios da restauração ecológica é definir qual ponto da linha do tempo sucessional queremos alcançar e qual a técnica mais adequada para chegar a esse ponto. Para isso, deve-se considerar o diagnóstico da área, as técnicas utilizadas e o monitoramento. Todas essas etapas são de grande importância para alcançar um resultado positivo, destacando que a baixa efetividade de algumas dessas etapas pode levar a perdas ecológicas, econômicas e sociais (Cordeiro et al., 2012; Bustamante et al., 2019; Fagan et al., 2020).

A restauração de florestas e paisagens tem o potencial de neutralizar alguns dos impactos negativos que são desenvolvidos pelo homem sobre os sistemas ambientais. Entre alguns benefícios da restauração, podemos listar a mitigação das mudanças climáticas, habitat para a biodiversidade e meios de subsistência sustentáveis para as pessoas. Na prática, no entanto, a restauração é um processo orçamentário difícil, demorado, caro e muitas vezes limitado (Chazdon & Guariguata 2016; Crouzeilles et al., 2019).

Em relação às técnicas utilizadas na restauração ecológica, diferentes abordagens têm sido recomendadas, desde as que utilizam a recuperação natural do ecossistema até as mais intensivas, nas quais há necessidade de interferência humana para acelerar o processo de restauração (Zawahi et al. 2013). A escolha da técnica é importante e deve considerar o potencial de restauração passiva, o grau de degradação do ecossistema e seu entorno, bem como os custos e benefícios sociais envolvidos (Durigan e Engel, 2012; Zahawi et al., 2014). No entanto, a simples implantação de técnicas de restauração não é suficiente, é necessário também monitorar o processo. O monitoramento requer bons indicadores ecológicos, o que constitui um desafio para a restauração ecológica (Procknow et al., 2023).

A busca por alternativas para a recuperação de áreas degradadas tem aumentado, com ênfase na restauração da diversidade de espécies e na

sustentabilidade dos ecossistemas (Rodrigues et al., 2009; Cordeiro et al., 2012; Mota e Torezan, 2013; Bechara et al., 2016). Entre as técnicas que têm sido testadas recentemente está a restauração passiva que tem baixo custo, mas pode levar muito tempo para apresentar resultados significativos (Holl et al., 2020; Bechara et al., 2021). Porém muitos autores apontam que há muitos exemplos em que a restauração foi eficiente sem intervenção humana (Norden et al., 2009; Cheung et al., 2010; Norden et al., 2017). Por outro lado, desde a emergência climática global (Onda et al., 2019) é cada vez mais comum o uso de técnicas mais ativas, como o reflorestamento (Rodrigues et al., 2009; Holl et al., 2020; Kulikowski et al., 2023) e nucleação (Holl et al., 2017; Bechara et al., 2021; Procknow et al., 2023).

O reflorestamento envolve espécies nativas pioneiras que aparecem com maior frequência no bioma local de espécies não pioneiras, visando maior biodiversidade e recuperação dessa área (Ganem, 2017). Em relação às práticas de nucleação, essa combina diversas técnicas que utilizam pequenos núcleos de vegetação como ponto de partida para a regeneração e serve como uma abordagem integrada para melhorar as condições ambientais e promover o estabelecimento de espécies em áreas degradadas (De Oliveira, Bahia et al., 2023). A nucleação aplicada é considerada uma estratégia que facilita o desenvolvimento da vegetação, atrai dispersores e, com o tempo, tende a se expandir, coalescendo em florestas contínuas (Procknow et al., 2023).

Em alguns casos, a restauração ativa pode até atrasar o processo de restauração ou afetar fortemente a trajetória sucessional em um processo chamado "superrestauração" (Bechara et al., 2016). No entanto existem fatores que potencialmente limitam a restauração passiva como o tempo que se leva para recuperar a estrutura e diversidade da floresta e quanta de área pode ser regenerada sem intervenção (Arroyo-Rodríguez et al., 2017).

Após a aplicação de técnicas de restauração, é de suma importância monitorar a área. Sendo uma forma de ver se os métodos escolhidos são eficazes para o retorno e desenvolvimento da vegetação (Bellotto et al., 2009; Dario, 2022). De modo geral, o monitoramento tem como foco avaliar a composição estrutural, bem como a dinâmica da comunidade vegetal, considerando que a restauração está intrinsecamente relacionada à vegetação. Para isso, são avaliados indicadores como composição de espécies, que podem ser mensurados por meio de riqueza e diversidade de espécies, forma de espécies e síndrome de dispersão, entre outros (Buters et al., 2019; Wang et

al., 2021).

Portanto, nesse trabalho foi avaliado o potencial de diferentes técnicas de restauração em um experimento de dez anos, com o objetivo de testar a hipótese geral de que, se aplicadas nas mesmas condições iniciais e com a mesma paisagem circundante, essas técnicas tendem a produzir resultados semelhantes ao longo do tempo. Portanto, pretende-se responder à seguinte questão: diferentes técnicas de restauração tendem à convergência florística e estrutural após o estabelecimento inicial da vegetação?

4.2 Materiais e métodos

4.2.1. Local de estudo

A área de estudo está localizada na Bacia do Rio Iguaçu, sudoeste do Paraná, na fazenda experimental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Brasil. A formação florestal predominante é a Floresta Ombrófila Mista Montana com influência da Floresta Estacional Semidecidual Montana. A temperatura média anual é de 19.2°. A altitude do local é de 495-504 m e a precipitação média anual é de 2044 mm/ano. O clima é subtropical úmido (Cfa), de acordo com a classificação de Köppen. A paisagem local é uma matriz agrícola e pastagens, com pequenos remanescentes florestais (Bechara et al., 2021)

O estudo foi realizado no experimento de campo de Bechara *et al* (2021) com tr. A área experimental equivale a 7,2 ha, e durante os 12 anos que antecederam a restauração, o solo foi utilizado para culturas anuais. Em uma das bordas da área experimental há uma floresta secundária de 48 ha de 35 anos e na borda oposta há culturas anuais. Em 20 de outubro de 2010, a área experimental foi cortada, isolada de fatores perturbadores. Durante os três primeiros anos após a implantação do experimento, foi realizado o controle das plantas daninhas. A figura 7 abaixo mostra uma imagem de satélite da área experimental com os tratamentos implantados com 10 anos de idade. A idade de 10 anos foi utilizada como representativa de sucessão intermediária. O estudo foi realizado no experimento de campo de Bechara et al (2021) com blocos ao acaso com três tratamentos e quatro repetições.



Figura 7. Parcelas da área experimental de 7,2 ha. Tratamentos: restauração passiva (PAS 1-4), nucleação (N1-4) e reflorestamento (REF1-4). Imagem de satélite A capturada em 11 de dezembro de 2020 (2 semanas após a amostragem da vegetação). Fonte: Google Earth (2020).

4.2.2 Tratamentos

Tratamento 1 - Reflorestamento: O herbicida foi aplicado em toda a área, seguido do preparo do solo com trator e sulcador florestal. Nas covas abertas foram plantadas as mudas com adubação de base (360 g de NPK 5-20-10), irrigação com 3 l de hidrogel, uso de colar protetor e controle sistemático de formigas cortadeiras. O reflorestamento foi realizado em área total com espécies arbóreas nativas, com espaçamento de 3 x 2 m, conforme método adaptado de Rodrigues et al (2009), com grupos de "preenchimento" (10 espécies de crescimento rápido) e "diversidade" (60 espécies não pioneiras).

Tratamento 2 - Nucleação: O tratamento consistiu na utilização de um conjunto de núcleos aplicados sistematicamente e em alta densidade. Primeiramente, foram demarcadas seis raias de 3x40 m em cada parcela, ocupando 1/3 da área total. Estes foram capinados com herbicida e posteriormente gradeados com um trator. Três técnicas foram utilizadas para a criação dos núcleos. As técnicas foram espaçadas por 2 m entre si dentro da mesma faixa, e as faixas foram espaçadas por 6 m dentro da

parcela. Cada conjunto de três faixas foi repetido duas vezes por parcela. As técnicas de nucleação implantadas foram: 1) poleiros artificiais para avifauna; 2) abrigos artificiais para atração da fauna terrestre; 3) plantio de placas de mudas procedentes de banco de sementes e solo; 4) plantio de árvores em grupos de cinco mudas; 5) núcleo de 3X4 m com cobertura viva de feijão-guandú (*Cajanus cajan* (L.) Huth; 6) plantio de bromélias (*Bromelia antiacantha* Bertol.) em grupos de cinco mudas. Para mais detalhes das técnicas ver Bechara et al., (2021).

Tratamento 3 - Restauração passiva: Consiste apenas em isolar a área para que o processo de restauração possa ocorrer através da regeneração natural.

4.2.3. Amostragem da vegetação

A vegetação foi amostrada em outubro-novembro de 2020, 10 anos após a aplicação dos tratamentos. Foram monitoradas seis faixas de 3× 40 m em cada parcela, o que representou 33,3% da área total, ou 8.640 m² (fig. 8 e fig. 9). Para isso, cada parcela foi dividida em 18 faixas (fig 8). Na primeira parcela de cada tratamento, duas faixas foram amostradas seguidamente e uma faixa foi pulada a em sequência (exemplo: amostra: 1-2; intervalo: 3; amostra 4-5, intervalo: 6; amostra: 7-8). Na outra parcela do mesmo tratamento, foi realizada a mesma amostragem, porém a partir da última faixa, no caso a faixa 18. Exemplo: (amostra: 18-17, intervalo: 16, amostra: 15-14, intervalo: 13; amostra: 12-11). Essa forma de amostragem em faixas foi intercalada entre as parcelas de cada tratamento, ou seja, foram amostradas 2 parcelas de cada tratamento nas faixas: 1,2,4,5,7 e 8 e duas parcelas com as faixas: 11,12, 14,15,17 e 18. A escolha desse tipo de amostragem de faixas descritos acima, foi por questão logística e para amostrar as técnicas de nucleação desse tratamento, de maneira intercalada.

Na amostragem foram incluídas plantas com altura superior a 50 cm. Os indivíduos foram divididos em duas classes: 1) estrato inferior- indivíduos com diâmetro à altura do peito (DAP) < 5 cm, além de ervas e trepadeiras; e 2) estrato superior - indivíduos com DAP ≥ 5 cm. Para este último, o DAP também foi medido.

Com base em Bechara et al (2021), todas as espécies foram classificadas em: i) origem: nativas (incluindo plantas ruderais e cosmopolitas) ou exóticas (não nativas, introduzidas); ii) forma de vida: árvore, arbusto (inclusive subarbustos), herbácea ou cipó (rasteira ou trepadeira, cipó ou não lenhoso); iii) síndrome de dispersão de sementes: zoocoria, anemocoria ou autocoria (considerando o mecanismo de

dispersão mais comum baseado na classificação proposta por Van der Pijl (1982) e iv) história de vida: pioneira (espécie intolerante à sombra, da sucessão secundária inicial) ou não pioneira (sucessão tardia tolerante à sombra). Sobre a síndrome de dispersão de sementes, a zoocoria consiste quando a dispersão é realizada por animais; anemocoria quando as espécies morfologicamente são adaptadas para dispersão pelo vento e autocoria quando a planta promove sua própria dispersão (Van der Pijl (1982);

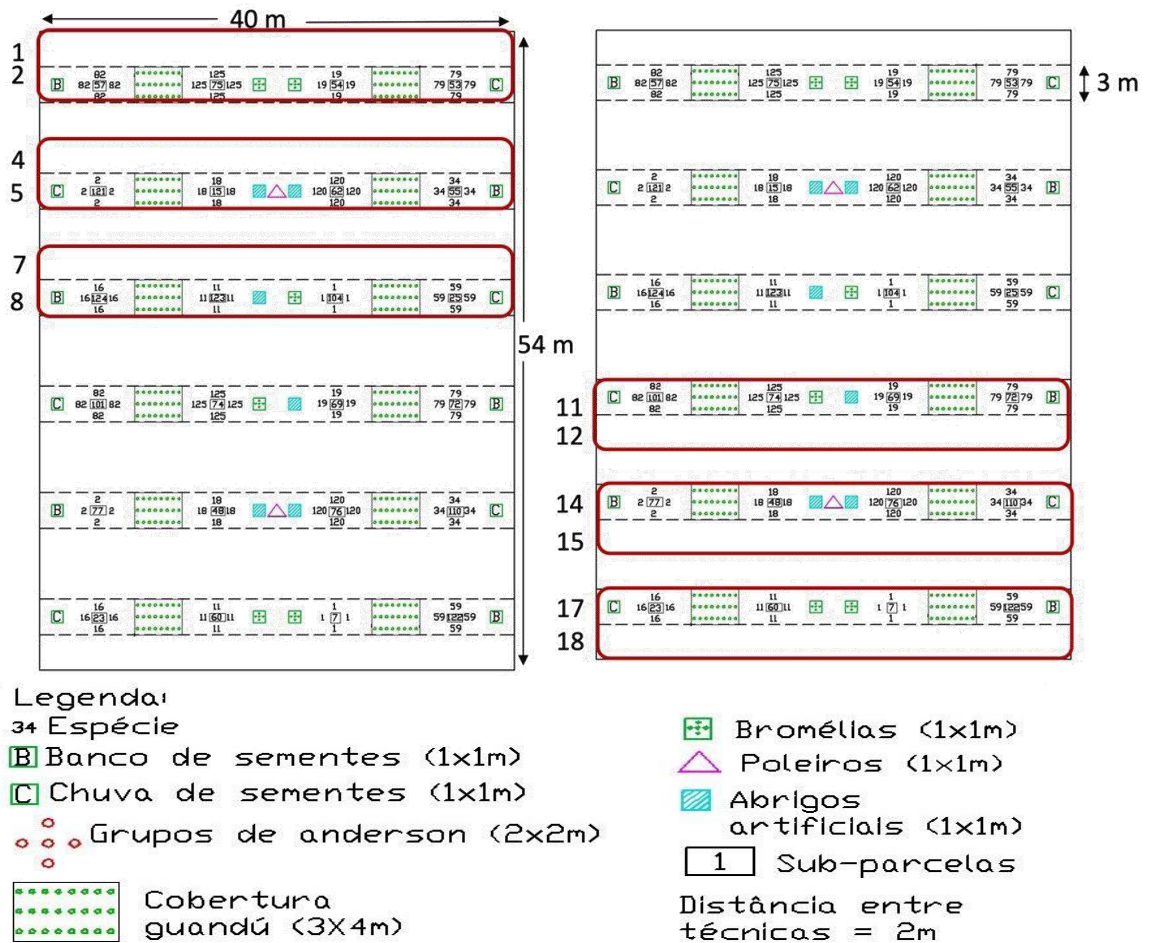
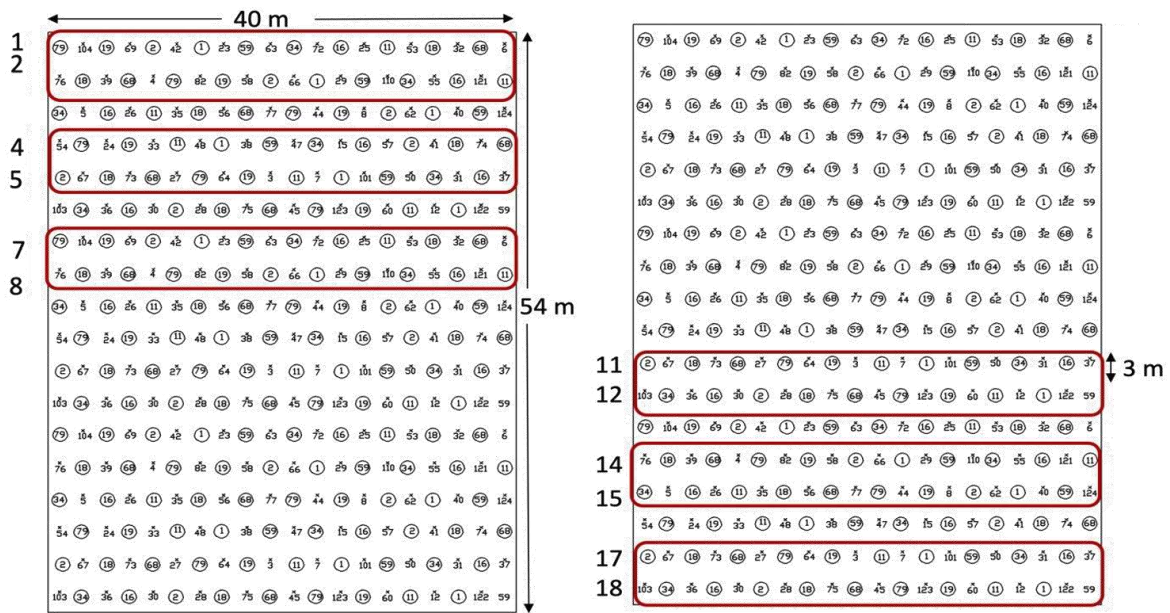


Figura 8. Parcelas de nucleação (40 × 54 m) e 3 m - faixas amostrais de vegetação. As imagens da figura representam as diferentes técnicas utilizadas nas faixas de nucleação aplicadas: banco de sementes da superfície do solo; chuva de sementes; poleiro artificial; culturas de cobertura; ilhas de bromélias; abrigo artificial; e ilhas de mudas de árvores.



Legenda:

- 1 Sub-parcelas
- Ⓢ Espécies de preenchimento
- Ⓢ• Espécies de diversidade

Figura 9. Parcelas de reflorestamento (40 × 54 m) e 3 m - faixas amostrais da vegetação. Números circulares representam (espécies de sombra pioneiras de crescimento rápido) e números não circundados (espécies de crescimento lento) representam mudas de árvores plantadas em toda a área.

4.2.4 Análise dos dados

Para testar diferenças na área basal, densidade e diversidade entre tratamentos, forma de vida, modo de dispersão e origem, foram utilizados modelos lineares gerais (glms) (Zuur et al. 2009) seguidos de testes post-hoc de Tukey. Para os modelos de estrato inferior, registrou-se a densidade de plantas transformadas para atender às suposições do modelo. Os modelos de regressão foram realizados utilizando o pacote glmm TMB v. 1.1.2.3 (Brooks et al., 2017). O ajuste de glmm foi avaliado usando o pacote DHAMRa v. 0.4.6 (Hartig, 2022) e os valores de pseudo R² foram calculados usando o pacote MuMIN v. 1.45.0 em R v.4.1.1.

Avaliou-se as diferenças na riqueza de espécies com curvas de rarefação baseadas em indivíduos usando o índice Chao1 (Chao et al., 2014). A diversidade foi calculada usando o índice de diversidade de Shannon. A diversidade de espécies se refere à variedade de espécies em uma determinada comunidade, habitat ou região, já a riqueza de espécies refere-se à abundância numérica de uma determinada área geográfica, região ou comunidade. Outra variável utilizada no estudo foi o cálculo da

área basal, que é um importante parâmetro de densidade, este consiste em um conjunto de árvores que pode ser encontrado pela soma das áreas seccionais, calculadas utilizando os DAP (diâmetro à altura do peito) dessas árvores (Soares et al, 2017).

Para visualizar as diferenças na composição da comunidade entre os tratamentos de restauração, foi utilizado a escala métrica multidimensional não métrica (nMDS) (Minchin, 1987). As distâncias foram baseadas na medida de similaridade de Chao, que é apropriada para locais ricos em espécies que tendem a ter muitas espécies raras, como florestas tropicais (Chao et al., 2005).

4.2 Resultados e discussão

4.3.1 Densidade, área basal e forma de vida

Um total de 766 indivíduos foram registrados no estrato superior representando 67 espécies nos três tratamentos. No estrato inferior, foram registrados 3.984 indivíduos representando 197 espécies. Sendo que parte destes indivíduos foram plantados e parte regeneraram-se espontaneamente. Vinte e uma morfoespécies não foram identificadas.

Após 10 anos, a área basal média do estrato superior nas parcelas de nucleação e reflorestamento foram muito semelhantes ($8,09 \pm 1,67$ vs $8,07 \pm 1,69$ m²/ha, respectivamente (fig. 10a). A área basal em ambos os tratamentos foi cinco vezes maior que a das parcelas de restauração passiva ($1,41 \pm 1,69$ m²/ha) e essa diferença foi significativa ($p < 0,001$, anexo tabela 5). Houve maior variação na área basal entre as parcelas de nucleação do que entre as parcelas de reflorestamento e restauração passiva. Dados que corroboram com Toledo-Aceves et al., (2021).

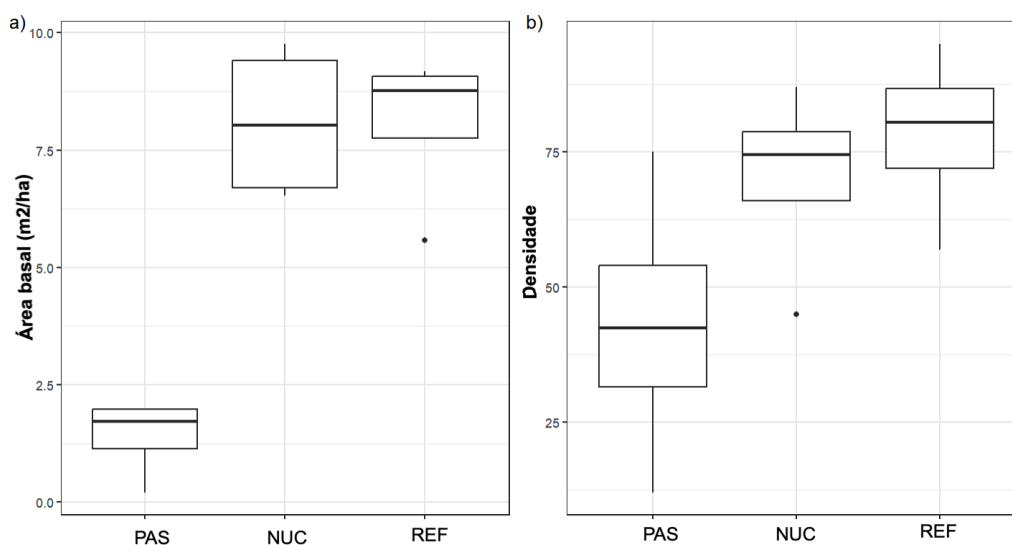


Figura 10. a) Diferenças na área basal e b) densidade de árvores de estrato superior entre os tratamentos, 10 anos após o início da restauração.

Bechara et al., (2021) na mesma área experimental aos 6,3 anos de idade, constataram que a área basal do estrato superior foi significativamente maior no reflorestamento do que nas parcelas de nucleação e restauração passiva. Podemos ver que ao longo dos anos as áreas de reflorestamento e nucleação tornaram-se mais semelhantes do que aos 6,3 anos de idade. Corbin et al., (2016) também trazem resultados semelhantes com o reflorestamento e nucleação apresentando maior área basal.

Não houve diferença significativa na densidade de indivíduos entre as parcelas de nucleação e reflorestamento (teste post-hoc de Tukey, $p=0,81$). A densidade média da nucleação ($70,25 \pm 1,67$ indivíduos/parcela) e das parcelas de reflorestamento ($78,25 \pm 15,99$ indivíduos/parcela) (Fig. 10b) foram significativamente maiores do que as das parcelas de restauração passiva ($43,0 \pm 28,99$ indivíduos/parcela; $p < 0,05$) (Anexo tabela 5b). Essa ideia corrobora com os achados na área com 6,3 anos, onde não houve diferença na densidade de estrato superior entre as parcelas de reflorestamento ($944,44 \text{ ind ha}^{-1}$) e de nucleação ($629,63 \text{ ind ha}^{-1}$), mas a densidade das parcelas de restauração passiva ($240,74 \text{ ind ha}^{-1}$) foram significativamente menores do que as das parcelas de reflorestamento (Bechara et al., 2021). Holl et al., (2013), também obtiveram uma densidade de espécies equivalente para a nucleação e reflorestamento, sendo mais elevada do que nas parcelas de restauração passiva.

Quase todo o estrato superior consistiu em árvores. Cerca de 2% dos indivíduos eram arbustos ou trepadeiras e, quase todos encontrados nas parcelas de restauração

passiva e nucleação. No estrato inferior, a densidade total foi significativamente maior nas parcelas de reflorestamento do que nas parcelas de restauração passiva ($p < 0,001$), mas esse efeito deveu-se inteiramente à maior densidade de mudas de árvores (Fig. 11). As parcelas apresentaram significativamente menos arbustos, herbáceas e trepadeiras do que as parcelas de restauração passiva, mas não houve diferenças significativas entre as parcelas de restauração passiva e nucleação (Anexo tabela 6)

No trabalho de Toledo-Aceves et al., (2021) a densidade de mudas de espécies lenhosas foi semelhante entre a restauração passiva e o reflorestamento. Holl et al., (2013) mostram em seus resultados que a nucleação facilitou o recrutamento de árvores num grau semelhante às estratégias de reflorestamento.

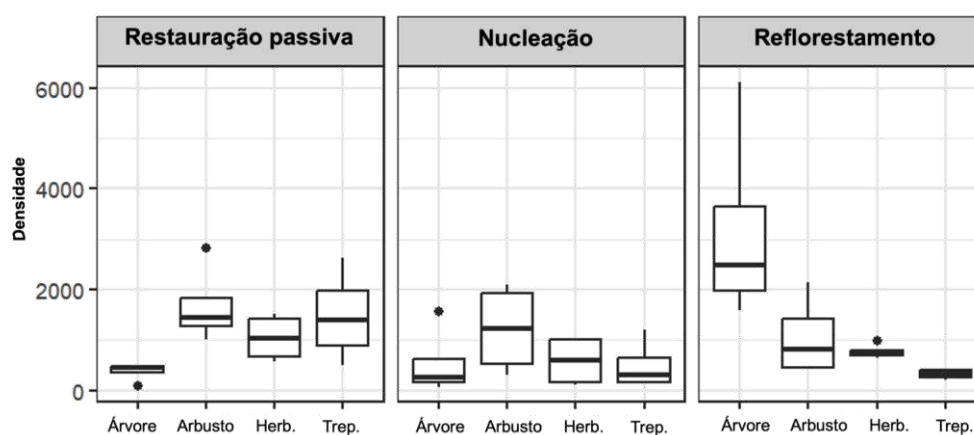


Figura 11. Densidade (número de indivíduos/parcela) de plantas do estrato inferior em função da forma de vida e do tratamento de restauração, 10 anos após o início da restauração.

Podemos observar diferenças nos resultados obtidos tanto no estrato superior quanto no estrato inferior comparando-se a área com 6,3 anos, as parcelas de nucleação apresentaram densidades de estrato inferior significativamente menores do que as parcelas de reflorestamento e restauração passiva. Sendo a diversidade do estrato inferior nas parcelas de restauração passiva foi significativamente maior do que nas parcelas de reflorestamento (fig. 5, $t = 2,23$, $p = 0,05$), mas não houve diferença na diversidade entre as parcelas de nucleação e reflorestamento.

Na figura 12, é possível observar o número de espécies em relação a forma de vida em cada tratamento, bem como o número de indivíduos. Fica perceptível que o maior número de espécies de árvores se deu no reflorestamento tanto no estrato superior quanto inferior. No estrato inferior o maior número de espécies e indivíduos de herbáceas e trepadeiras estão nas parcelas de restauração passiva e nucleação, com exceção do número de espécies de trepadeiras na restauração passiva que ficou menor que a nucleação e reflorestamento.

ESTRATO SUPERIOR						
	Número de indivíduos			Número de espécies		
	PAS	NUC	PLANT	PAS	NUC	PLANT
Arbustos	17	3	1	2	1	1
Árvores	153	274	315	14	29	49
Herbáceas	0	0	0	0	0	0
Trepadeiras	0	12	0	0	1	0

Tabela 1. Número de indivíduos/ número de espécies no estrato superior, em função da forma de vida e do tratamento de restauração.

ESTRATO INFERIOR						
	Número de indivíduos			Número de espécies		
	PAS	NUC	PLANT	PAS	NUC	PLANT
Arbustos	785	328	570	27	22	23
Árvores	1149	1177	2936	41	64	79
Herbáceas	457	359	156	18	22	14
Trepadeiras	255	228	2-06	8	23	19

Tabela 2. Número de indivíduos/ número de espécies no estrato inferior, em função da forma de vida e do tratamento de restauração.

O estabelecimento de mudas de árvores é um processo fundamental na sucessão florestal, sendo que o recrutamento limitado de árvores tem um impacto importante na composição futura da floresta e é, portanto, essencial para a funcionalidade a longo prazo das florestas restauradas (Werden et al., 2020; Toledo-Aceves et al., 2021)

As diferenças de recrutamento entre os tratamentos foram significativas, uma vez que a maioria das mudas no tratamento de reflorestamento tinha cobertura de copa bem estabelecida e os efeitos dos tratamentos de reflorestamento sobre o recrutamento provavelmente podem se tornar mais fortes ao longo do tempo (Zawahi et al., 2013). Ursell et al, (2022) em sua pesquisa, trazem que o reflorestamento pode desempenhar um papel estatisticamente significativo, mas pequeno, na promoção do recrutamento fora do local plantado.

4.3.2 História de vida e origem

No estrato superior, a maioria dos indivíduos eram zoocóricos (Fig. 12). As parcelas de nucleação e reflorestamento apresentaram relativamente mais indivíduos autocóricos do que as parcelas de restauração passiva ($p < 0,001$, anexo tabela 7) e

menos indivíduos zoocóricos que a restauração passiva ($p < 0,001$). Em contraste, a proporção de indivíduos zoocóricos foi baixa no estrato inferior. Nas parcelas de restauração passiva e nucleação do estrato inferior, a maioria dos indivíduos são anemocóricos, embora as parcelas de nucleação tenham sido muito mais variáveis. Tanto a parcela de nucleação quanto a de reflorestamento apresentaram proporção significativamente maior de indivíduos autocóricos do que na restauração passiva ($p = 0,005$ e $p < 0,0001$, respectivamente). O reflorestamento também apresentou proporção significativamente maior de indivíduos zoocóricos do que a restauração passiva ($p < 0,001$).

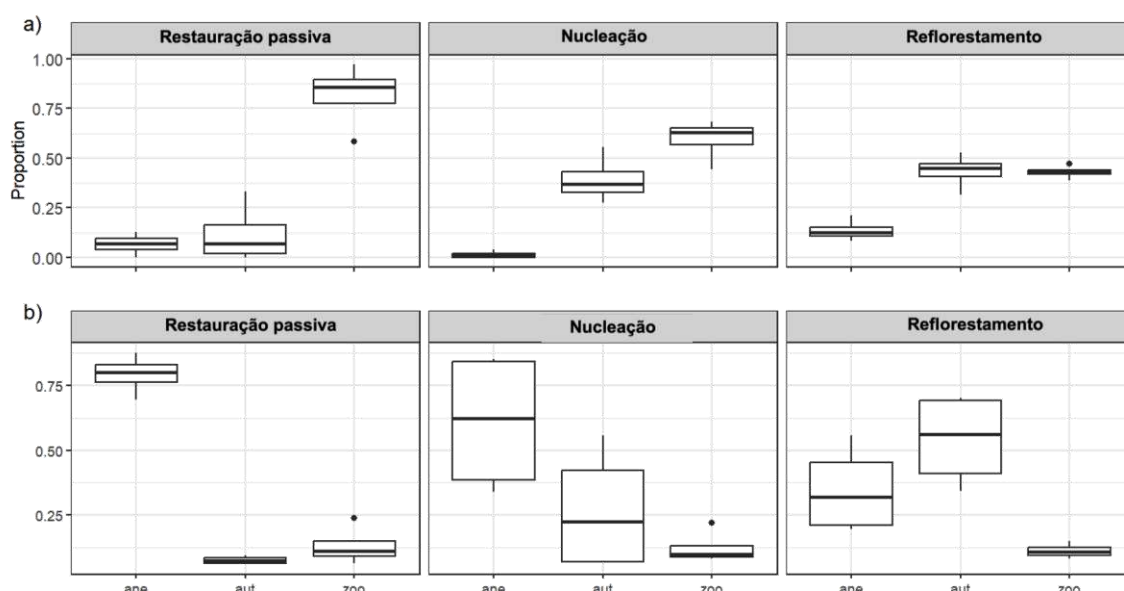


Figura 12. Proporção de indivíduos/parcela em função do mecanismo de dispersão e tratamento de restauração em a) estrato superior e b) estrato inferior, 10 anos após o início da restauração.

Bechara et al., (2021), obtiveram resultados semelhantes para todos os tratamentos de restauração. As plantas zoocóricas apresentaram densidade significativamente maior no estrato superior, mas menor densidade no estrato inferior do que as plantas anemocóricas. Os resultados sugerem que a sucessão pode ter influenciado essa baixa oferta zoocórica, e que para outros tipos de dispersão como a anemocoria percebeu-se um aumento, lembrando que o estrato arbóreo influencia diretamente (Giehl et al., 2007), na qual indivíduos com maior porte facilitam a dispersão das sementes pelo vento, já a zoocoria parece não ter tanta influência quanto a isso.

Zahawi (2013), também obteve resultados semelhantes onde a nucleação aplicada e o reflorestamento aumentaram fortemente o recrutamento de árvores em

comparação com a restauração passiva após 4 anos de recuperação. Divergindo de Oliveira et al (2020), que constataram que a riqueza de espécies anemocóricas diminuía com o aumento da abertura do dossel. (2017). Já Santana et al., (2018), traz que a zoocoria é um dos principais meios de dispersão de sementes em florestas tropicais, ocorrendo em 70-100% das plantas lenhosas. Nas florestas clímax e em estágio avançado de regeneração há predomínio da dispersão zoocórica, enquanto nas florestas iniciais há predomínio de espécies anemocóricas e autocóricas (Vicente- Silva et al., 2016).

No estudo de Giehl et al., (2007), 74% das espécies apresentaram estratégia de dispersão zoocórica e 24% anemocóricas. A zoocoria ocorreu em espécies de todos os estratos, enquanto a autocoria ficou limitada ao sub-bosque. Já a anemocoria foi mais importante entre as espécies com indivíduos emergentes.

É importante ressaltar que as diferenças de dispersão entre os tratamentos são esperadas, considerando variáveis como: composição da flora, níveis de intervenção antrópica direta (extração seletiva de espécies e dispersão de espécies exóticas), possível extinção de animais dispersores e bem como o estágio de sucessão que a área se encontra, dessa forma todos esses fatores citados podem intervir na dispersão de sementes (Giehl et al., 2007; Lehouck et al., 2009; Hambuckers et al., 2017; Acevedo et al., 2023; Stevenson et al., 2023).

Em relação as espécies exóticas, em geral todos os tratamentos apresentaram poucas espécies. No estrato superior, foram encontrados apenas 10 indivíduos (<1% do total de indivíduos anexo tabela 8), todos nas parcelas de restauração passiva. Estes consistiram de 9 indivíduos de *Ligustrum japonicum* em uma parcela, e um indivíduo de *Hovenia dulcis* em outra parcela. Ambas as espécies encontradas são plantas não nativas que se apresentam em várias áreas de restauração, sendo que a invasão por exóticas é a segunda maior ameaça à biodiversidade (Fetouh et al., 2016; Wandscheer et al. 2011; Mcgeoch et al. 2010)

No estrato inferior, 7% dos indivíduos eram espécies exóticas. Essas espécies exóticas foram encontradas em todos os tratamentos, mas foram relativamente menos abundantes nas parcelas de reflorestamento em relação à restauração passiva (fig.13, interação tratamento*origem, $p=0,04$).

A presença de um maior número de espécies exóticas no estrato inferior de um ecossistema pode estar relacionada à invasão biológica. Espécies exóticas muitas vezes têm estratégias de crescimento rápido, capacidade de adaptação a novos

ambientes e ausência de inimigos naturais, conferindo-lhes vantagens competitivas. Distúrbios ambientais, mudanças no regime de perturbação e a competição por recursos podem favorecer a proliferação dessas espécies exóticas no estrato inferior. (Assis et al., 2021 Weidlich et al., 2020).

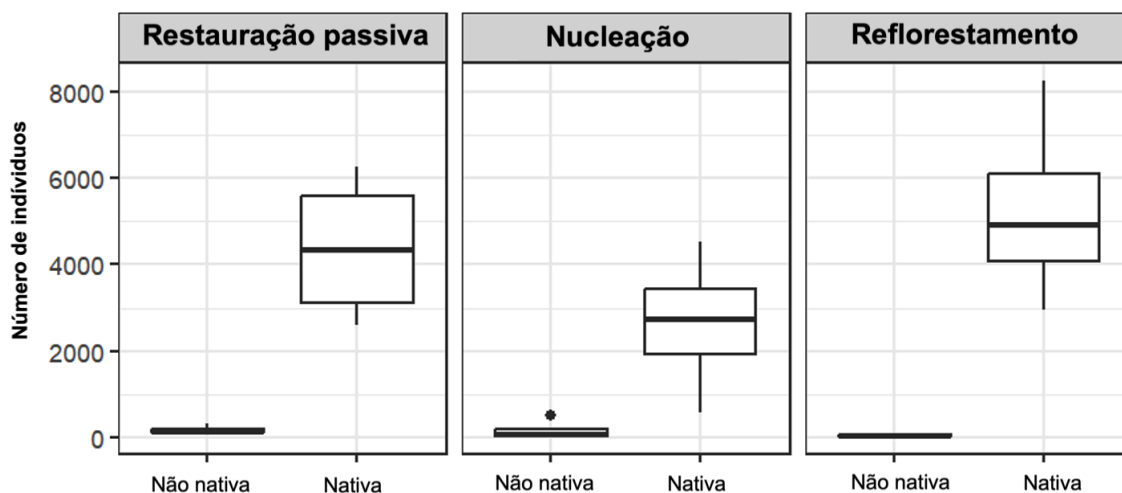


Figura 13. Origem (nativo vs não nativo) dos indivíduos do estrato inferior em função do tratamento da restauração, 10 anos após o início da restauração.

A invasão de plantas exóticas é um problema chave para a restauração, especialmente nos primeiros 3-5 anos, quando o sombreamento ainda é baixo, permitindo o recrutamento e desenvolvimento de gramíneas (Melo & Durigan, 2010; Rodrigues et al., 2009). Essa diferença é perceptível na área experimental, onde a parcela de restauração passiva apresenta menor cobertura de dossel e, conseqüentemente, mais aberturas para invasões exóticas.

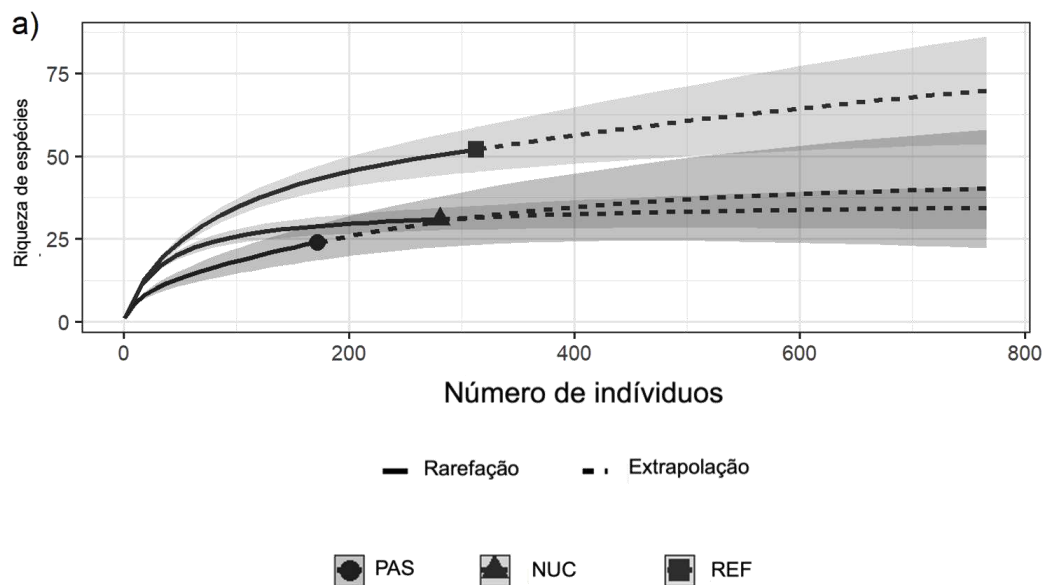
A presença de espécies exóticas em ecossistemas pode prejudicar a riqueza e diversidade de espécies nativas. Isso ocorre devido à competição por recursos, alterações em habitats, mudanças na dinâmica de perturbação e prejuízos a polinizadores e dispersores. As estratégias de restauração precisam considerar o controle de espécies exóticas, a reintrodução de plantas nativas e a restauração da identidade ecológica para promover a recuperação eficaz. Além disso, os custos associados ao controle e remoção de espécies exóticas devem ser considerados na elaboração dessas estratégias (Keddy et al., 2023; Wilsey et al., 2023).

Estatisticamente, poucas espécies exóticas foram observadas, porém é importante ressaltar que esse resultado pode estar atrelado ao tamanho da amostragem feita, visto que em uma visão geral de toda área, é perceptível um número razoável de exóticas. Frente a isso é importante ressaltar que plantas exóticas ocorrem

nos mais variados ambientes, embora haja exceções como florestas tropicais pouco perturbadas, que são menos propícias a invasões. Entretanto qualquer intervenção humana ou perturbação no ambiente cria condições para a propagação das mesmas (Pyšek et al., 2020; Richardson et al, 2011).

4.3.3 Riqueza e diversidade de espécies

Com base nas curvas de rarefação baseadas no indivíduo, a riqueza estimada de espécies do estrato superior foi maior no reflorestamento do que nas parcelas de restauração passiva (Fig. 14a). No entanto, a riqueza de espécies nas parcelas de nucleação não foi diferente das parcelas de reflorestamento ou de restauração passiva (limites de confiança de 95% sobrepostos).



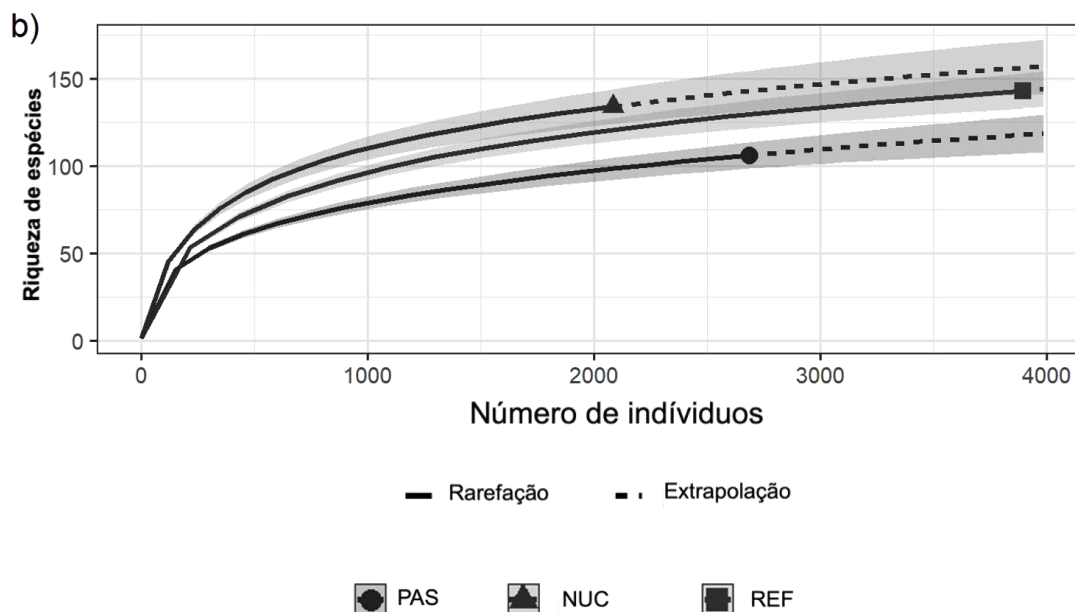


Figura 14. Curvas de rarefação baseadas no indivíduo para (a) espécies de estrato superior e (b) estrato inferior em parcelas sujeitas a plantio de alta diversidade, nucleação aplicada e controle, 10 anos após o início da restauração. As barras cinzas representam intervalos de confiança de 95%.

Podemos observar diferença quando comparamos a área com 6,3 anos de idade, quando no estrato superior a riqueza de espécies foi maior no reflorestamento, intermediária na nucleação e menor nas parcelas de restauração passiva. Atualmente se tem a técnica de nucleação se igualando ao reflorestamento em termos de riqueza de espécies. No estrato inferior, não houve diferença na riqueza de espécies entre as parcelas de reflorestamento e nucleação, mas a riqueza de espécies foi menor nas parcelas de restauração passiva (Fig. 14b). Dados obtidos por Piaia et al., (2020) divergem dos nossos. Os autores constataram em um experimento feito com 12 anos de idade que a regeneração e a nucleação aplicada não diferiram estatisticamente em riqueza e abundância de espécies. É importante ressaltar que a metodologia empregada e o tempo deste experimento é diferente deste estudo. Já Corbin et al., (2016) constataram em um estudo comparativo, que a nucleação apresentou uma riqueza relativamente baixa de espécies da comunidade comparado ao reflorestamento, porém trazem que o experimento demonstrou que é possível fazer a recuperação de habitats degradados utilizando-se desta técnica.

Conforme o (anexo tabela 10) considerando-se o número de indivíduos, as espécies mais predominantes no estrato inferior foram: *Croton urucurana* (1035), *Schinus terebinthifolia* (649) *Ocotea puberula* (505) e *Zanthoxylum rhoifolium* (375), sendo o maior número dessas espécies no tratamento de reflorestamento e,

considerando que todas essas espécies foram plantadas. Já no estrato superior tivemos as seguintes espécies com maior número de indivíduos: *Schinus terebinthifolia* (117); *Croton urucurana* (81) *Solanum mauritianum* (61) e *Croton floribundus* (46) NUC. Sendo as duas primeiras mais predominantes no reflorestamento e as outras duas na nucleação.

Em relação a diversidade de espécies no estrato superior, as parcelas de reflorestamento foram significativamente maiores do que nas parcelas de nucleação (Fig. 15a; $p=0,05$). Sendo que quando comparadas as duas técnicas com a restauração passiva, temos uma significância maior nas parcelas de nucleação ($t=4,06$, $p<0,001$) e reflorestamento ($p<0,001$) do que nas parcelas na restauração passiva. Já no estrato inferior não houve diferenças significativas na diversidade de espécies entre os tratamentos (Fig. 15b), discordando dos estudos realizados por Bechara et al., (2021), nos quais encontraram maior diversidade no estrato inferior nas parcelas de restauração passiva, sendo significativamente maior do que nas parcelas de reflorestamento (Fig. 4, $t = 2,23$, $p = 0,05$), mas não houve diferença na diversidade entre nucleação e o reflorestamento.

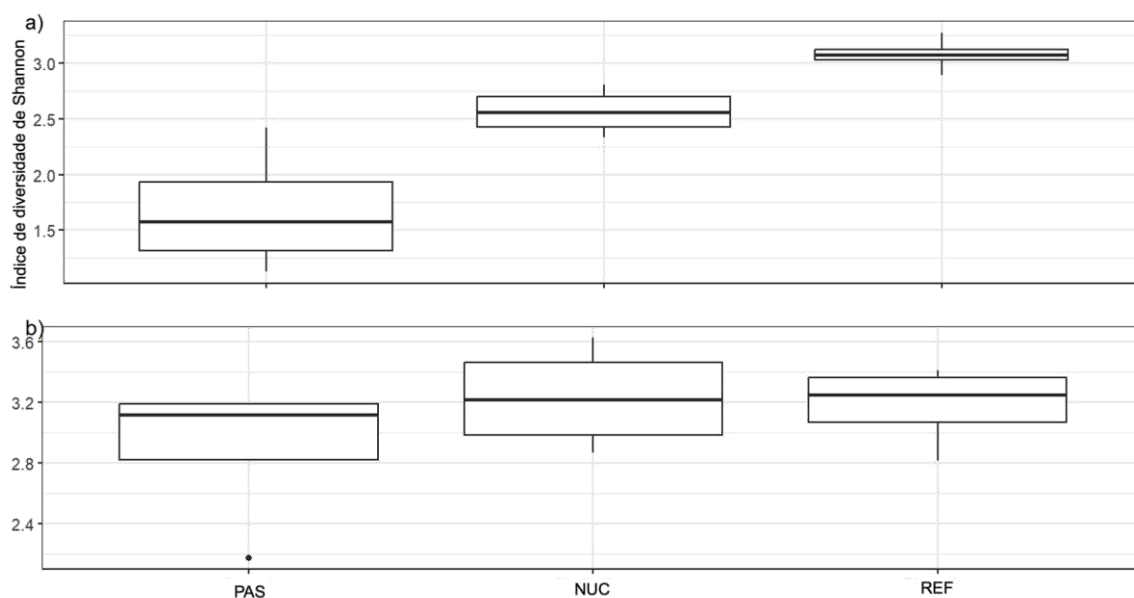


Figura 15. Diversidade de espécies entre tratamentos de restauração no a) estrato superior e b) estrato inferior, 10 anos após o início da restauração.

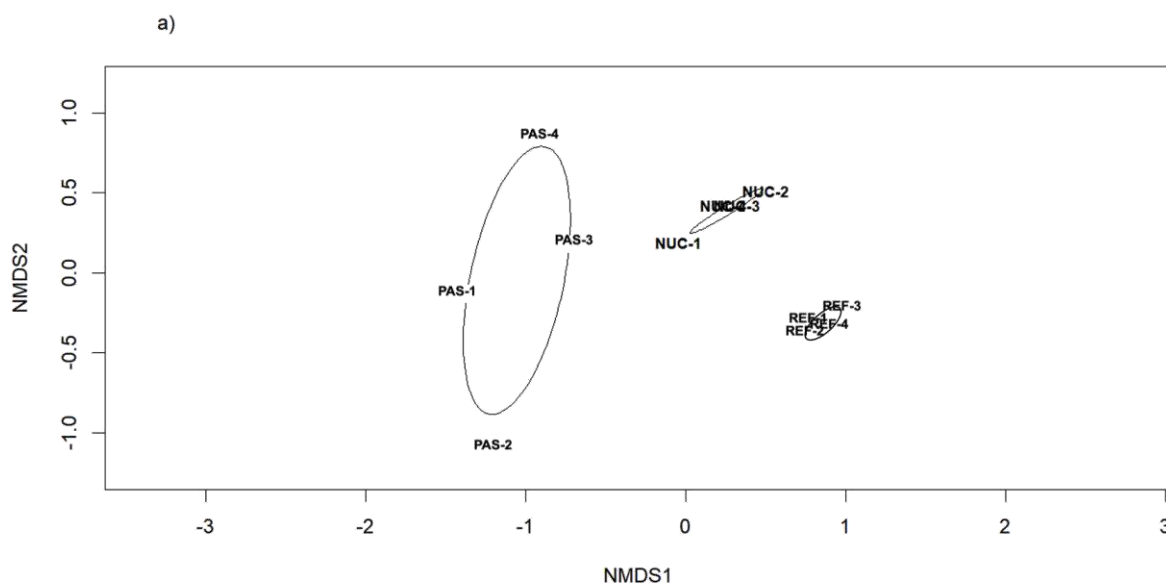
Em um estudo comparativo da técnica de restauração passiva com a nucleação, os autores constataram que a riqueza de espécies e a diversidade funcional da vegetação aumentaram ao longo do tempo, sendo a nucleação significativamente maior no levantamento final (Rojas-Botero et al., 2020). Já no estudo de Reid et al., (2015) o

reflorestamento e a nucleação se igualaram em riqueza de espécies, corroborando com os dados encontrados em nosso estudo. Holl et al., (2013) também obtiveram resultados similares, na qual a diversidade e a riqueza das espécies foram semelhantes nos tratamentos de reflorestamento e nucleação.

A nucleação aplicada foi tão eficaz quanto o reflorestamento para o aumento da riqueza de espécies, densidade de espécies e densidade de árvores regenerantes dispersas por animais, apesar do número muito menor de árvores plantadas na área (Holl et al., 2016).

4.3.4 Composição de espécies

O NMDS do estrato superior (estresse=0,081; Fig. 16a) mostra que, em termos de composição de espécies, os três tratamentos de restauração dividem-se claramente em três grupos diferentes. A composição de espécies é mais similar entre as parcelas de restauração passiva e nucleação do que entre as parcelas de restauração passiva e reflorestamento. A variação na composição de espécies entre as parcelas foi maior dentro das parcelas de restauração passiva e menor dentro das parcelas de reflorestamento. A NMDS do estrato inferior (estresse=0,13; Fig. 16b) mostra que há muita sobreposição na composição de espécies entre os tratamentos, não havendo tratamento restaurador distinto de outro. A variação na composição de espécies foi maior entre as parcelas de nucleação.



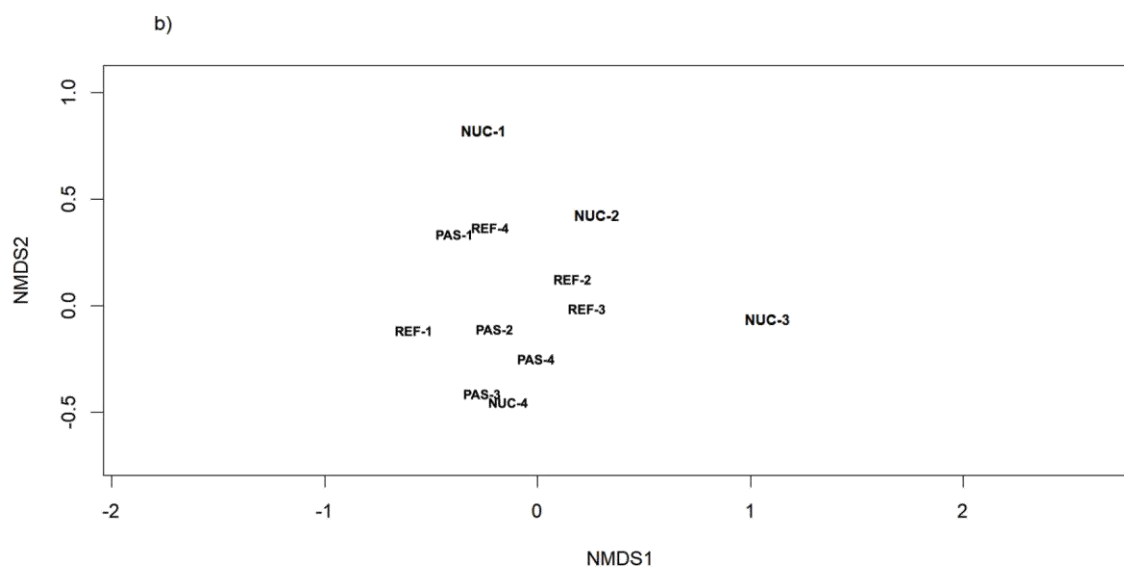


Figura 16. Gráficos de Escala Dimensional Multidimensional Não Métrica (NMDS) para (a) estrato superior e (b) estrato inferior em parcelas sujeitas aos tratamentos de reflorestamento, nucleação e restauração passiva. REF = reflorestamento, NUC = nucleação e PAS= restauração passiva.

Na mesma área aos 6,3 anos, os resultados foram semelhantes: a composição geral da comunidade foi muito mais semelhante dentro do que entre os tratamentos, tanto para o estrato superior quanto para o inferior. O estrato superior das parcelas de restauração passiva parece ser mais semelhante à nucleação do que às parcelas de plantação. No estrato inferior, há mais variabilidade entre as parcelas de nucleação do que entre as parcelas de reflorestamento ou restauração passiva (Bechara et al., 2021).

Em um estudo de recuperação local pós incêndio, Chen et al., (2014) analisou que a composição de espécies entre tratamentos de restauração foi bastante diferente, devido aos diferentes efeitos dos três tratamentos de restauração, sendo a altura e o diâmetro à altura do peito (DAP) das árvores significativamente maiores para as áreas com as técnicas ativas quando comparadas com a restauração passiva, porém em questão de riqueza de espécies a restauração passiva apresentou resultados significativos.

Um ponto importante a ser lembrado é que o número de regenerantes abaixo das espécies plantadas e sua diversidade é fortemente afetado pela composição de espécies do estrato superior (Norden et al., 2017). Isso fica perceptível nas parcelas de reflorestamento, onde há predominância das espécies plantadas, apresentando-se assim um maior número de indivíduos, quando comparada as parcelas de nucleação e restauração passiva (Parrotta, 1995; Cusack e Montagnini, 2004; Barbier et al., 2008; Wang et al., 2018).

Em um estudo comparativo da técnica de nucleação com a restauração passiva, a composição de espécies e características apresentou convergência ao longo do tempo, o que ressalta a forte influência da filtragem ambiental na restauração precoce de locais abandonados (Rojas-Botero et al., 2020). A nucleação aplicada é uma estratégia promissora de restauração que pode acelerar a recuperação florestal em grau semelhante ao plantio (Corbin et al., 2012).

4.4 REFERÊNCIAS

Acevedo-Quintero, J. F., Zamora-Abrego, J. G., Chica-Vargas, J. P., & Mancera-Rodríguez, N. J. (2023). Functional traits of fruits of particular importance for seed dispersers in the tropical dry forest. *Revista de Biología Tropical*, 71(1). <http://dx.doi.org/10.15517/rev.biol.trop..v71i1.52288>

Arroyo-Rodríguez, V., Melo, F. P., Martínez-Ramos, M., Bongers, F., Chazdon, R. L., Meave, J. A., ... & Tabarelli, M. (2017). Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. *Biological Reviews*, 92(1), 326-340. <https://doi.org/10.1111/brv.12231>

Assis, G. B., Pilon, N. A., Siqueira, M. F., & Durigan, G. (2021). Effectiveness and costs of invasive species control using different techniques to restore cerrado grasslands. *Restoration Ecology*, 29, e13219. <https://doi.org/10.1111/rec.13219>

Barbier, E. B., Koch, E. W., Silliman, B. R., Hacker, S. D., Wolanski, E., Primavera, J., ... & Reed, D. J. (2008). Coastal ecosystem-based management with nonlinear ecological functions and values. *science*, 319(5861), 321-323. [DOI: 10.1126/science.1150349](https://doi.org/10.1126/science.1150349)

Bechara, F. C., Dickens, S. J., Farrer, E. C., Larios, L., Spotswood, E. N., Mariotte, P., & Suding, K. N. (2016). Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. *Biodiversity and Conservation*, 25, 2021-2034. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1186-7>

Bechara, F. C., Trentin, B. E., Engel, V. L., Estevan, D. A., & Ticktin, T. (2021). Performance and cost of applied nucleation versus high diversity plantations for tropical forest restoration. *Ecology and Forest Management*, 491, 119088. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119088>

BELLOTTO, A., GANDOLFI, S., & Rodrigues, R. R. (2009). Restauração

fundamentada no plantio de árvores, sem critérios ecológicos para a escolha e combinação das espécies. *Pacto pela restauração da Mata Atlântica: Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal*. São Paulo: LERF/ESALQ: Instituto Bioatlântica.

Brooks, ME, Kristensen, K., Van Benthem, KJ, Magnusson, A., Berg, CW, Nielsen, A., ... & Bolker, BM (2017). glmmTMB equilibra velocidade e flexibilidade entre pacotes para modelagem linear mista generalizada com inflação zero. *A revista R*, 9 (2), 378-400. <https://doi.org/10.3929/ethz-b-000240890>

Bustamante, M. M., Silva, J. S., Scariot, A., Sampaio, A. B., Mascia, D. L., Garcia, E., ... & Nobre, C. (2019). Ecological restoration as a strategy for mitigating and adapting to climate change: lessons and challenges from Brazil. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 24, 1249-1270. <https://doi.org/10.1007/s11027-018-9837-5>

Buters, T. M., Bateman, P. W., Robinson, T., Belton, D., Dixon, K. W., & Cross, A. T. (2019). Methodological ambiguity and inconsistency constrain unmanned aerial vehicles as a silver bullet for monitoring ecological restoration. *Remote Sensing*, 11(10), 1180. <https://doi.org/10.3390/rs11101180>

Chao, A., Chazdon, R.L., Colwell, R.K., Shen, T., (2005). A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data. *Ecol. Lett.* 8, 148–159. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00707.x>.

Chao, A., Gotelli, N.J., Hsieh, T.C., Sander, E.L., Ma, K.H., Colwell, R.K., Ellison, A.M., (2014). Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: a framework for sampling and estimation in species diversity studies. *Ecol. Monogr.* 84, 45–67. <https://doi.org/10.1890/13-0133.1>.

Chazdon, R. L., & Guariguata, M. R. (2016). Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. *Biotropica*, 48(6), 716-730. <https://doi.org/10.1111/btp.12381>

Chazdon, R. L., Gutierrez, V., Brancalion, P. H., Laestadius, L., & Guariguata, M. R. (2020). Co-creating conceptual and working frameworks for implementing forest and landscape restoration based on core principles. *Forests*, 11(6), 706. <https://doi.org/10.3390/f11060706>

Cheung, K. C., Liebsch, D., & Marques, M. C. M. (2010). Forest recovery in newly abandoned pastures in Southern Brazil: implications for the Atlantic Rain Forest resilience. *Natureza & Conservação*, 8(1), 66-70. [doi: 10.4322/natcon.00801010](https://doi.org/10.4322/natcon.00801010)

Corbin, J. D., & Holl, K. D. (2012). Applied nucleation as a forest restoration strategy. *Forest Ecology and Management*, 265, 37-46. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2011.10.013>

Corbin, J. D., Robinson, G. R., Hafkemeyer, L. M., & Handel, S. N. (2016). A long-term evaluation of applied nucleation as a strategy to facilitate forest restoration. *Ecological Applications*, 26(1), 104-114. <https://doi.org/10.1890/15-0075>

Cordeiro, D. (2012). Restauração florestal – o terceiro grande desafio silvicultural. *Revista de Ciências das Florestas Tropicais*, 24(3), 295-299. <http://www.jstor.org/stable/23617113>

Crouzeilles, R., Barros, F. S., Molin, P. G., Ferreira, M. S., Junqueira, A. B., Chazdon, R. L., ... & Brancalion, P. H. (2019). A new approach to map landscape variation in forest restoration success in tropical and temperate forest biomes. *Journal of Applied Ecology*, 56(12), 2675-2686. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13501>

Cusack, D., & Montagnini, F. (2004). The role of native species plantations in recovery of understory woody diversity in degraded pasturelands of Costa Rica. *Forest Ecology and Management*, 188(1-3), 1-15. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(03\)00302-5](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(03)00302-5)

DARIO, F. R. Monitoramento de recuperação de áreas degradadas. Editora: Senac, São Paulo, 2022.

de Oliveira Bahia, T., Martins, C., Antonini, Y., & Cornelissen, T. (2023). Contribution of nucleation techniques to plant establishment in restoration projects: an integrative review and meta-analysis. *Restoration Ecology*, e13932. <https://doi.org/10.1111/rec.13932>

Durigan, G., & Engel, V. L. (2012). Restauração de ecossistemas no Brasil: onde estamos e para onde podemos ir. *Restauração ecológica de ecossistemas degradados*, 2, 41-68. <https://doi.org/10.1111/conl.12700>

Durigan, G., Engel, V. L., Torezan, J. M., Melo, A. C. G. D., Marques, M. C. M., Martins, S. V., ... & Scarano, F. R. (2010). Normas jurídicas para a restauração ecológica: uma barreira a mais a dificultar o êxito das iniciativas?. *Revista Árvore*, 34, 471-485. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622010000300011>

Fagan, M. E., Reid, J. L., Holland, M. B., Drew, J. G., & Zahawi, R. A. (2020). How feasible are global forest restoration commitments?. *Conservation Letters*, 13(3), e12700. <https://doi.org/10.1111/conl.12700>

Fetouh, M. I., Kareem, A., Knox, G. W., Wilson, S. B., & Deng, Z. (2016).

Induction, identification, and characterization of tetraploids in Japanese privet (*Ligustrum japonicum*). *HortScience*, 51(11), 1371-1377.

<https://doi.org/10.21273/HORTSCI11138-16>

Ganem, R. S. (2017). Caatinga: estratégias de conservação. *Estudo Técnico. Consultoria Legislativa*.

Gann, G. D., McDonald, T., Walder, B., Aronson, J., Nelson, C. R., Jonson, J., ... Dixon, K. W. (2019). *International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. Restoration Ecology*. doi:10.1111/rec.13035

Giehl, E. L. H., Athayde, E. A., Budke, J. C., Gesing, J. P. A., Einsiger, S. M., & Canto-Dorow, T. S. D. (2007). Spectrum and vertical distribution of diaspore dispersal strategies of the arboreal component in a seasonal forest in southern Brazil. *Acta Botanica Brasilica*, 21, 137-145. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062007000100013>

Hambuckers, J., Dauvrin, A., Trolliet, F., Evrard, Q., Forget, P. M., & Hambuckers, A. (2017). How can seed removal rates of zoochoric tree species be assessed quickly and accurately?. *Forest Ecology and Management*, 403, 152-160.

Hartig, F., 2022. DHARMA: residual diagnostics for hierarchical (multi-level / mixed) regression models. R package version 0.4.6. <http://florianhartig.github.io/DHARMA/>.

Holl, K. D., Reid, J. L., Chaves-Fallas, J. M., Oviedo-Brenes, F., & Zahawi, R. A. (2017). Local tropical forest restoration strategies affect tree recruitment more strongly than does landscape forest cover. *Journal of Applied Ecology*, 54(4), 1091-1099. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12814>

Holl, K. D., Reid, J. L., Cole, R. J., Oviedo-Brenes, F., Rosales, J. A., & Zahawi, R. A. (2020). Applied nucleation facilitates tropical forest recovery: Lessons learned from a 15-year study. *Journal of Applied Ecology*, 57(12), 2316-2328. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13684>

Holl, K. D., Stout, V. M., Reid, J. L., & Zahawi, R. A. (2013). Testing heterogeneity–diversity relationships in tropical forest restoration. *Oecologia*, 173, 569-578. <https://doi.org/10.1007/s00442-013-2632-9>

Keddy, P. A. (2023). Invasive Species Are an Emerging Causal Factor. In *Causal Factors for Wetland Management and Restoration: A Concise Guide* (pp. 135-143). Cham: Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-031-21788-3_13

Kulikowski, A. J., Zahawi, R. A., Werden, L. K., Zhu, K., & Holl, K. D. (2023). Restoration interventions mediate tropical tree recruitment dynamics over time. *Philosophical Transactions of the Royal Society B*, 378(1867), 20210077. <https://doi.org/10.1098/rstb.2021.0077>

Lehouck, V., Spanhove, T., Vangestel, C., Cordeiro, N. J., & Lens, L. (2009). Does landscape structure affect resource tracking by avian frugivores in a fragmented Afrotropical forest?. *Ecography*, 32(5), 789-799. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05666.x>

McGeoch, M. A., Butchart, S. H., Spear, D., Marais, E., Kleynhans, E. J., Symes, A., ... & Hoffmann, M. (2010). Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. *Diversity and Distributions*, 16(1), 95-108. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2009.00633.x>

Minchin, P.R., 1987. An evaluation of relative robustness of techniques for ecological ordinations. *Vegetatio* 69, 89–107. <https://doi.org/10.1007/BF00038690>.

Mota, M. C., & Torezan, J. M. D. (2013). Necromass in 4, 6 and 8-year old Atlantic Forest restoration sites. *Hoehnea*, 40, 499-505.

Norden, N., Boukili, V., Chao, A., Ma, K. H., Letcher, S. G., & Chazdon, R. L. (2017). Opposing mechanisms affect taxonomic convergence between tree assemblages during tropical forest succession. *Ecology Letters*, 20(11), 1448-1458. <https://doi.org/10.1111/ele.12852>

Norden, N., Chazdon, R. L., Chao, A., Jiang, Y. H., & Vílchez-Alvarado, B. (2009). Resilience of tropical rain forests: tree community reassembly in secondary forests. *Ecology Letters*, 12(5), 385-394. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01292.x>

Oliveira, A. T. M., Canale, G. R., da Silva Nogueira, L. A., França, A. L., dos Santos, J. D. P., & Córdova, M. O. (2020). Estrutura e síndromes de dispersão da vegetação arbórea em floresta nativa e agrofloresta, na Amazônia Meridional: Structure and dispersal syndromes of forest and agroforest. *Revista de Ciências Agrárias*, 43(3), 352-362. <https://doi.org/10.19084/rca.19602>

Parrotta, J. A. (1995). Influence of overstory composition on understory colonization by native species in plantations on a degraded tropical site. *Journal of vegetation Science*, 6(5), 627-636. <https://doi.org/10.2307/3236433>

Piaia, B. B., Rovedder, A. P. M., Procknow, D., Camargo, B., Gazzola, M. D., Croda, J. P., & de Moraes Stefanello, M. (2020). Natural regeneration as an indicator of

ecological restoration by applied nucleation and passive restoration. *Ecological Engineering*, 157, 105991. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2020.105991>

Procknow, D., Rovedder, A. P. M., Piaia, B. B., Camargo, B., de Moraes Stefanello, M., da Silva, M. P. K. L., ... & Dreyer, J. B. B. (2023). Monitoring ecological restoration of riparian forest: Is the applied nucleation effective ten years after implementation in the Pampa?. *Forest Ecology and Management*, 538, 120955. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2023.120955>

Pyšek, P., Hulme, P. E., Simberloff, D., Bacher, S., Blackburn, T. M., Carlton, J. T., ... & Richardson, D. M. (2020). Scientists' warning on invasive alien species. *Biological Reviews*, 95(6), 1511-1534. <https://doi.org/10.1111/brv.12627>

Reid, J. L., Holl, K. D., & Zahawi, R. A. (2015). Seed dispersal limitations shift over time in tropical forest restoration. *Ecological Applications*, 25(4), 1072-1082. <https://doi.org/10.1890/14-1399.1>

Richardson, D. M., & Rejmánek, M. (2011). Trees and shrubs as invasive alien species—a global review. *Diversity and distributions*, 17(5), 788-809. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2011.00782.x>

Rodrigues, R. R., Brancalion, P. H. S., & Isernhagem, I. (2009). Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal.

Rojas-Botero, S., Solorza-Bejarano, J., Kollmann, J., & Teixeira, L. H. (2020). Nucleation increases understory species and functional diversity in early tropical forest restoration. *Ecological Engineering*, 158, 106031. <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2016.09.006>

Santana, J. P., da Rocha, P. A., da Silva Oliveira, E. V., do Nascimento Prata, A. P., & de Souza Ribeiro, A. (2018). Phenological patterns of zoochoric shrub and tree species in two areas of Ibura National Forest, Northeastern Brazil. *Neotropical Biology & Conservation*, 13(3). [10.4013/nbc.2018.133.04](https://doi.org/10.4013/nbc.2018.133.04)

Soares, C. P. B., de Paula Neto, F., & de Souza, A. L. (2017). Livro Dendrometria e Inventário Florestal.

Stevenson, P. R., Acosta-Rojas, D. C., Cárdenas, S., & Francisco Henao-Díaz, L. (2023). Variation in fruit and seed dimensions is better explained by dispersal system than by leaf size in a tropical rainforest. *American Journal of Botany*, 110(8), e16211. <https://doi.org/10.1002/ajb2.1621>

Toledo-Aceves, T., Trujillo-Miranda, A. L., & López-Barrera, F. (2021). Tree

regeneration in active and passive cloud forest restoration: Functional groups and timber species. *Forest Ecology and Management*, 489, 119050. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119050>.

Ursell, T., & Safford, H. D. (2022). Nucleation sites and forest recovery under high shrub competition. *Ecological Applications*, 32(8), e2711. <https://doi.org/10.1002/eap.2711>

VAN DER PIJL, L. Principles of dispersal in higher plants. New York: SpringerVerlag, 1982. 213 p.

Wandscheer, A. C. D., Borella, J., Bonatti, L. C., & Pastorini, L. H. (2011). Allelopathic activity of *Hovenia dulcis* Thunb.(Rhamnaceae) leaves and pseudofruits on the germination of *Lactuca sativa* L.(Asteraceae). *Acta Botanica Brasilica*, 25, 25-30. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062011000100005>

Wang, H., Xie, M., Li, H., Feng, Q., Zhang, C., & Bai, Z. (2021). Monitoring ecosystem restoration of multiple surface coal mine sites in China via LANDSAT images using the Google Earth Engine. *Land Degradation & Development*, 32(10), 2936-2950.

Wang, J. J., & Meng, J. H. (2018). Identifying indigenous tree species for land reforestation, forest restoration, and plantation transformation on Hainan Island, China. *Journal of Mountain Science*, 15(11), 2433-2444. <https://doi.org/10.1007/s11629-018-4861-1>

Weidlich, E. W., Flórido, F. G., Sorrini, T. B., & Brancalion, P. H. (2020). Controlling invasive plant species in ecological restoration: A global review. *Journal of Applied Ecology*, 57(9), 1806-1817. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13656>

Werden, L. K., Holl, K. D., Rosales, J. A., Sylvester, J. M., & Zahawi, R. A. (2020). Effects of dispersal-and niche-based factors on tree recruitment in tropical wet forest restoration. *Ecological Applications*, 30(7), e02139. <https://doi.org/10.1002/eap.2139>

Wilsey, B., Martin, L., Xu, X., Isbell, F., & Polley, H. W. (2023). Biodiversity: Net primary productivity relationships are eliminated by invasive species dominance. *Ecology Letters*. <https://doi.org/10.1111/ele.14342>

Zahawi, R. A., Holl, K. D., Cole, R. J., & Reid, J. L. (2013). Testing applied nucleation as a strategy to facilitate tropical forest recovery. *Journal of Applied Ecology*, 50(1), 88-96. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12014>

Zuur, A. F., Ieno, E. N., Walker, N. J., Saveliev, A. A., & Smith, G. M. (2009). *Mixed effects models and extensions in ecology with R* (Vol. 574, p. 574). New York: springer.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Em nosso estudo com a área aos 3 anos de idade, concluiu-se que o tratamento de restauração passiva apresentou resultados significativos na área, com alta variabilidade na restauração passiva das espécies lenhosas e regeneração das espécies herbáceas juntamente com a nucleação, sobrepondo-se ao reflorestamento. No entanto, a riqueza de espécies foi menor na restauração passiva e a composição florística é claramente diferente em cada tratamento. Em relação à diversidade de espécies, não houve diferença significativa, o que sugere similaridade entre os tratamentos. Porém a diferença dos resultados nos tratamentos nesta fase inicial de restauração é perceptível, com mais semelhanças entre o tratamento de restauração passiva e a nucleação.

Adentrando-se para os dados obtidos aos 10 anos de idade percebeu-se que tivemos mudanças nessa linha sucessional quando comparada aos 3 anos de idade, onde a nucleação já alcançou o reflorestamento em termos de área basal e em termos de riqueza de espécies. Nossos resultados indicam que as estratégias de nucleação e reflorestamento são igualmente eficazes em melhorar a recuperação e a estrutura da vegetação em comparação com a restauração passiva. Além disso, agora o estrato inferior de todas as parcelas é semelhante.

Vale considerar que para ter bons resultados na restauração de áreas degradadas é necessário aplicar o método mais adequado para cada situação. No entanto, estudos comparando técnicas de restauração no Brasil ainda são bem escassos, pouquíssimos estudos brasileiros comparam a restauração passiva com métodos ativos em condições semelhantes e ao mesmo tempo. Pelo conhecimento dos autores, esse estudo de restauração é um dos pioneiros da região sudoeste do Paraná, dessa forma há carências de dados para essa região. A falta de estudos comparativos dessas técnicas são umas das principais lacunas de conhecimento na área da restauração florestal.

5. ANEXOS

Tabela 3. Resultados de modelos lineares gerais de densidade de plantas em função do tratamento de restauração, após 3 anos.

log(densidade)			
<i>Preditores</i>	<i>Estimativas</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>
(Interceptação)	1.17	1.01 – 1.33	<0,001
Tratamento [Reflorestamento]	1.06	0.84 – 1.29	<0,001
Efeitos aleatórios			
T2	0.08		
T00 parcela	0.00		
N parcela	8		
Observações	24		
Marginal R2 / R2 condicional	0,791 / NA		
b. Indivíduos lenhosos regenerantes			
log(densidade + 0,01)			
<i>Preditores</i>	<i>Estimativas</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>
(Interceptação)	3.19	2.39 – 3.99	<0,001
Tratamento [Nucleação]	-1.41	-3.14 – 0.32	0.099
Tratamento [Reflorestamento]	-6.97	-8.63 – -5.31	<0,001
Efeitos aleatórios			
T2	4.26		
T00 parcela	0.33		
ICC	0.07		
N parcela	12		
Observações	36		
Marginal R2 / R2	0.670 / 0.693		

condicional

C) Indivíduos herbáceos regenerantes

log(densidade.2 + 0,1)			
<i>Preditores</i>	<i>Estimativas</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>
(Interceptação)	4.47	3.14 – 5.79	<0,001
Tratamento [Nucleação]	-1.53	-3.40 – 0.34	0.109
Tratamento [Reflorestamento]	-4.86	-6.73 – -2.99	<0,001
Efeitos aleatórios			
T2	2.01		
T00 _{parcela}	1.15		
ICC	0.36		
N _{parcela}	12		
Observações	36		
Marginal R2 / R2 condicional	0.573 / 0.729		

Tabela 4. Resultados de modelos lineares gerais de densidade de plantas em função do tratamento de restauração e síndrome de dispersão, após 3 anos.

log(proporção + 0,01)			
<i>Preditores</i>	<i>Estimativas</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>
(Interceptação)	1.01	0.55 – 1.46	<0,001
Tratamento [Nucleação]	-0.64	-1.48 – 0.20	0.118
Tratamento [Reflorestamento]	-1.70	-2.59 – -0.80	0.002
dispersão [autocoria]	-3.69	-4.81 – -2.57	<0,001
dispersão [zoocoria]	-2.83	-3.79 – -1.87	<0,001
Tratamento [Nucleação] ã— dispersão	3.18	1.76 – 4.60	<0,001

[autocoria]			
Tratamento [Reflorestamento]	4.50	3.10 – 5.89	<0,001
Ã— dispersão [autchoria]			
Tratamento [nucleação]	1.81	0.48 – 3.14	0.008
Ã— dispersão [zoocoria]			
Tratamento [Reflorestamento]	3.84	2.58 – 5.10	<0,001
Ã— dispersão [zoocoria]			

Efeitos aleatórios

T2	2.41
T00 parcela	0.00
ICC	0.00
N parcela	12
Observações	216
Marginal R2 / R2 condicional	0.333 / 0.333

Tabela 5. Resultados do modelo linear geral de medidas de sucesso de restauração (área basal, densidade do caule, diversidade do caule) em função do tratamento da restauração, após 10 anos.

Área basal (R2=0,87)			
<i>Preditores</i>	<i>Estimativas</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>
(Interceptação)	1.41	0.17 – 2.65	0.026
Tratamento [Nucleação]	6.68	4.93 – 8.43	<0,001
Tratamento [Reflorestamento]	6.66	4.91 – 8.41	<0,001
Densidade (caules/parcelas) (R2=0,44)			
<i>Preditores</i>	<i>Estimativas</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>
(Interceptação)	43.00	25.67 – 60.33	<0,001
Tratamento [Nucleação]	27.25	2.75 – 51.75	0.029

Tratamento [Reflorestamento] 35.25 10.75 – 59.75 **0.005**

Diversidade (índice de shannon) ($R^2=0,79$)			
<i>Preditores</i>	<i>Estimativas</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>
(Interceptação)	1.67	1.37 – 1.98	<0,001
Tratamento [Nucleação]	0.89	0.46 – 1.32	<0,001
Tratamento [Reflorestamento]	1.41	0.98 – 1.84	<0,001

Tabela 6. Resultados da glm da densidade de plantas no estrato inferior em função do tratamento de restauração em função da forma de vida ($R^2=0,52$)

<i>Preditores</i>	log(densidade)		
	<i>Estimativas</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>
(Interceptação)	5.71	5.03 – 6.39	<0,001
Tratamento [Nucleação]	-0.07	- 1.03 – 0.89	0.888
Tratamento [Reflorestamento]	2.21	1.25 – 3.18	<0,001
forma de vida [Arbusto]	1.64	0.68 – 2.61	0.001
forma de vida [Herbácea]	1.15	0.18 – 2.11	0.020
forma de vida [trepadeira]	1.41	0.45 – 2.37	0.004
Tratamento [Nucleação] *forma de vida [Arbusto]	-0.47	- 1.83 – 0.90	0.503
Tratamento [Reflorestamento] *forma de vida [Arbusto]	-2.83	-4.19 – - 1.47	<0,001
Tratamento [Nucleação] *forma de vida [Erva]	-0.86	- 2.22 – 0.51	0.218
Tratamento [Reflorestamento] *forma de vida [Erva]	-2.44	-3.80 – - 1.07	<0,001
Tratamento [Nucleação] *forma de vida [trepadeira]	-1.26	- 2.62 – 0.11	0.071
Tratamento [Reflorestamento] *forma de vida [trepadeira]	-3.58	-4.94 – - 2.21	<0,001

Tabela 7. Resultados de glm da proporção de plantas de estrato inferior por parcela em função do modo de dispersão

b) Sobre-história ($R^2=0,90$)

<i>Preditores</i>	<i>Estimativas</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>
(Interceptação)	0.07	-0.02 – 0.15	0.130
Tratamento [Nucleação]	-0.05	-0.17 – 0.07	0.392
Tratamento [Reflorestamento]	0.07	-0.05 – 0.19	0.257
dispersão [autocoria]	0.05	-0.07 – 0.17	0.412
dispersão [zoocoria]	0.75	0.63 – 0.87	<0,001
Tratamento [Nucleação] *dispersão [autocoria]	0.33	0.16 – 0.50	<0,001
Tratamento [Reflorestamento] *dispersão [autocoria]	0.25	0.08 – 0.42	0.004
Tratamento [Nucleação] *dispersão [zoocoria]	-0.17	-0.34 – 0.00	0.051
Tratamento [Reflorestamento] *dispersão [zoocoria]	-0.46	-0.63 – -0.29	<0,001

b) Estrato inferior ($R^2=0,77$)

<i>Preditores</i>	<i>Estimativas</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>
(Interceptação)	0.79	0.66 – 0.92	<0,001
Tratamento [Nucleação]	-0.19	-0.37 – -0.00	0.050
Tratamento [Reflorestamento]	-0.45	-0.63 – -0.26	<0,001
dispersão [aut]	-0.72	-0.90 – -0.53	<0,001
dispersão [estratégia]	-0.66	-0.85 – -0.48	<0,001
Tratamento [Nucleação] * dispersão [aut]	0.38	0.12 – 0.64	0.005
Tratamento [Reflorestamento] * dispersão [aut]	0.91	0.65 – 1.17	<0,001
Tratamento [Nucleação] * dispersão [zoológico]	0.18	-0.08 – 0.44	0.181
Tratamento [Reflorestamento] *dispersão [zoocoria]	0.43	0.17 – 0.69	0.001

Tabela 8. Resultados do glm da densidade de plantas no estrato inferior em função do tratamento e da origem das plantas.

log(número de indivíduos/parcela)			
<i>Preditores</i>	<i>Estimativas</i>	<i>CI</i>	<i>p</i>
(Interceptação)	5.09	4.44 – 5.73	<0,001
Tratamento [Nucleação]	-0.68	-1.58 – 0.23	0.145
Tratamento [Reflorestamento]	-1.17	-2.08 – -0.27	0.011
Origem [Nativa]	3.24	2.33 – 4.15	<0,001
Tratamento [Nucleação] *Origem [Nativa]	-0.00	-1.29 – 1.28	0.999
Tratamento [Reflorestamento] *Origem [Nativa]	1.35	0.07 – 2.64	0.039

Tabela 9. Composição florística dos três tratamentos e número de indivíduos de cada espécie por tratamento aos 3 anos de idade, conforme origem; hábito; dispersão: zoo = zoocoria, ane = anemocoria, aut = autocoria; grupo ecológico: P pioneira e NP = não pioneiras. PAS = Restauração passiva; NUC = Nucleação; REF = Reflorestamento.

Espécies	Autor	Origem	Hábito	Dispersão	Grup.eco	NUC	PLA	PAS	N.de ind
<i>Aegiphila sellowiana</i>	Cham.	nativa	árvore	zoo	P	10	5	0	15
<i>Alchornea triplinervia</i>	(Spreng.) Müll.Arg. (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex	nativa	árvore	zoo	P	10	9		19
<i>Allophylus edulis</i>	Niederl.	nativa	árvore	zoo	NP	0	2	1	3
<i>Aloysia virgata</i>	(Ruiz & Pav.) Juss.	nativa	árvore	aut	P	1	0	0	1
<i>Araucaria angustifolia</i>	(Bertol.) Kuntze	nativa	árvore	zoo	NP	2	3		5
<i>Baccharis dracunculifolia</i>	DC.	nativa	arbusto	zoo	P	0	0	7	7
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	(Engl.) Engl.	nativa	árvore	ane	NP	1	1	0	2
<i>Bauhinia forficata</i>	Link	nativa	árvore	aut	P	0	17	0	17
<i>Cabralea canjerana</i>	(Vell.) Mart.	nativa	árvore	zoo	NP	0	5	0	5
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	(Cambess.) O.Berg	nativa	árvore	zoo	NP	7	0	0	7
<i>Casearia decandra</i>	Jacq.	nativa	árvore	zoo	NP	1	0	0	1
<i>Cecropia pachystachya</i>	Trécul	nativa	árvore	zoo	P	13	1	0	14
<i>Cedrela fissilis</i>	Vell.	nativa	árvore	ane	NP	3	6	1	10
<i>Ceiba speciosa</i>	(A.St.-Hil.) Ravenna	nativa	árvore	ane	NP	0	3	0	3
<i>Cestrum intermedium</i>	Sendtn.	nativa	árvore	zoo	P	1	0	1	2
<i>Cordia americana</i>	(L.) Gottschling & J.S.Mill.	nativa	árvore	ane	NP	0	3	0	3
<i>Croton floribundus</i>	Spreng.	nativa	árvore	aut	P	46	0	0	46
<i>Croton urucurana</i>	Baill.	nativa	árvore	aut	P	3	78	0	81
<i>Cupania vernalis</i>	Cambess.	nativa	árvore	zoo	NP	0	1	0	1
<i>Dalbergia frutescens</i>	(Vell.) Britton	nativa	arbusto	ane	NP	0	1	0	1
<i>Diatenopteryx sorbifolia</i>	Radlk.	nativa	árvore	ane	NP	0	5	0	5
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	(Vell.) Morong	nativa	árvore	aut	P	8		1	9
<i>Eugenia pyriformis</i>	Cambess.	nativa	árvore	zoo	NP	0	1	0	1

Espécies	Autor	Origem	Hábito	Dispersão	Grup.eco	NUC	PLA	PAS	N.de ind
<i>Eugenia uniflora</i>	L.	nativa	árvore	zoo	NP	1	1	0	2
<i>Eugenia involucrata</i>	DC.	nativa	árvore	zoo	NP	0	2	0	2
<i>Ficus enormis</i>	Mart. ex Miq.	nativa	árvore	zoo	NP	3	6	0	9
<i>Guazuma ulmifolia</i>	Lam.	nativa	árvore	zoo	P	16	22	0	38
<i>Gymnanthes schottiana</i>	Müll.Arg.	nativa	árvore	aut	NP	0	3	0	3
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	(Mart. ex DC.) Mattos	nativa	árvore	ane	NP	0	3	0	3
<i>Hovenia dulcis</i>	Thunb.	exótica	árvore	zoo	NP	0	0	1	1
<i>Ilex paraguariensis</i>	A.St.-Hil.	nativa	árvore	zoo	NP	0	4	0	4
<i>Inga cf. uruguensis</i>	Hook. & Arn.	nativa	árvore	zoo	NP	0	3	0	3
<i>Jacaranda micrantha</i>	Cham.	nativa	árvore	ane	NP	0	3	0	3
<i>Jaracatia spinosa</i>	A.DC.	nativa	árvore	zoo	NP	0	1	0	1
<i>Lafoensia pacari</i>	A.St.-Hil.	nativa	árvore	ane	NP	0	4	0	4
<i>Leandra australis</i>	(Cham.) Cogn.	nativa	arbusto	zoo	P	0	0	10	10
<i>Ligustrum japonicum</i>	Thunb.	exótica	árvore	zoo	NP	0	0	0	0
<i>Lonchocarpus sp.</i>	Kunth	nativa	árvore	ane	NP	0	5	0	5
<i>Luehea divaricata</i>	Mart. & Zucc.	nativa	árvore	ane	P	0	0	1	1
<i>Machaerium paraguariense</i>	Hassl.	nativa	árvore	ane	NP	0	1	0	1
<i>Matayba elaeagnoides</i>	Radlk.	nativa	árvore	zoo	NP	0	0	1	1
<i>Mimosa bimucronata</i>	(DC.) Kuntze	nativa	árvore	aut	P	12	0	2	14
<i>Mimosa scabrella</i>	Benth.	nativa	árvore	aut	P	13	14	0	27
<i>Moquiniastrium polymorphum</i>	(Less.) G. Sancho	nativa	árvore	ane	NP	0	4	0	4
<i>Myrsine ferruginea</i>	(Ruiz & Pav.) Spreng.	nativa	árvore	zoo	P	19	3	2	24
<i>Nectandra lanceolata</i>	Nees	nativa	árvore	zoo	P	4	5	0	9
<i>Nectandra megapotamica</i>	(Spreng.) Mez	nativa	árvore	zoo	NP	0	1	0	1
<i>Ocotea puberula</i>	(Rich.) Nees	nativa	árvore	zoo	NP	9	1	9	19
<i>Parapiptadenia rigida</i>	(Benth.) Brenan	nativa	árvore	aut	NP	6	5	5	16
<i>Peltophorum dubium</i>	(Spreng.) Taub.	nativa	árvore	aut	NP	4	4		8
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	(Mart.) J.F.Macbr.	nativa	árvore	aut	P	7	20	1	28

Espécies	Autor	Origem	Hábito	Dispersão	Grup.eco	NUC	PLA	PAS	N.de ind
<i>Podocarpus</i> sp.	L'Hér. ex Pers.	nativa	árvore	zoo	NP	0	4	0	4
<i>Prunus myrtifolia</i>	(L.) Urb.	nativa	árvore	zoo	NP	5	1	11	17
<i>Psidium cattleianum</i>	Sabine	nativa	árvore	zoo	NP	0	3	0	3
<i>Rubus erythroclados</i>	Mart. ex Hook.f.	nativa	arbusto	zoo	P	3	0	0	3
<i>Ruprechtia laxiflora</i>	Meisn.	nativa	árvore	ane	NP	0	3	0	3
<i>Sapium glandulatum</i>	(Vell.)	nativa	árvore	zoo	P	0	1	0	1
<i>Schinus terebinthifolia</i>	Raddi	nativa	árvore	zoo	P	30	18	69	117
<i>Senegalia velutina</i>	(DC.) Seigler & Ebinger	nativa	trepadeira	aut	P	5	0	0	5
<i>Sloanea monosperma</i>	Vell.	nativa	árvore	zoo	NP	0	1	0	1
<i>Solanum mauritianum</i>	Scop.	nativa	árvore	zoo	P	30	15	16	61
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	(Cham.) Glassman	nativa	árvore	zoo	NP	1	1	2	4
<i>Trema micrantha</i>	(L.) Blume	nativa	árvore	zoo	P	8	6	2	16
<i>Vitex megapotamica</i>	(Spreng.) Moldenke	nativa	árvore	zoo	NP	0	1	0	1
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	Lam.	nativa	árvore	zoo	P	0	6	27	33

Tabela 10. Composição florística dos três tratamentos e número de indivíduos de cada espécie por tratamento aos 10 anos de idade, conforme origem; hábito; dispersão: zoo = zoocoria, ane = anemocoria, aut = autocoria; = grupo ecológico: P pioneira e NP = não pioneiras. PAS = Restauração passiva; NUC = Nucleação; REF = Reflorestamento.

Família	Nome científico	Autor	Origem	Hábito	Dispersão	Grup.eco	PAS	NUC	PLA	N ind.
Euphorbiaceae	<i>Acalypha brasiliensis</i>	Müll.Arg.	nativa	arbusto	aut	P	0	26	0	26
Asteraceae	<i>Achyrocline satureioides</i>	(Lam.) DC.	nativa	herbácea	ane	P	130	13	0	143
Pteridaceae	<i>Adiantopsis radiata</i>	(L.) Fée	nativa	herbácea	ane	NP	47	3	1	51
Lamiaceae	<i>Aegiphila sellowiana</i>	Cham.	nativa	árvore	zoo	P	1	7	0	8
Euphorbiaceae	<i>Alchornea sidifolia</i>	Müll.Arg.	nativa	árvore	zoo	P	0	0	2	2
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i>	(Spreng.) Müll.Arg.	nativa	árvore	zoo	P	0	0	14	14
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i>	(A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	nativa	árvore	zoo	NP	51	35	103	189
Sapindaceae	<i>Allophylus semidentatus</i>	(Miq.) Radlk.	nativa	árvore	zoo	NP	0	12	54	66
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i>	(Ruiz & Pav.) Juss.	nativa	árvore	aut	P	0	3	0	3
Bignoniaceae	<i>Amphilophium crucigerum</i>	(L.) L.G.Lohmann	nativa	trepadeira	ane	NP	109	45	11	165
Violaceae	<i>Anchietea pyrifolia</i>	(Mart.) G.Don	nativa	trepadeira	ane	NP	15	16	4	35
Anemiaceae	<i>Anemia phyllitidis</i>	(L.) Sw.	nativa	herbácea	ane	NP	1	1	1	3
Annonaceae	<i>Annona cacans</i>	Warm.	nativa	árvore	zoo	NP	0	5	2	7
Annonaceae	<i>Annona sylvatica</i>	A.St.-Hil.	nativa	árvore	zoo	P	0	0	1	1
Araucariaceae	<i>Araucaria angustifolia</i>	(Bertol.) Kuntze	nativa	árvore	zoo	NP	0	0	4	4
Aristolochiaceae	<i>Aristolochia sp.</i>	L.	nativa	trepadeira	aut	P	1	6	0	7
Aristolochiaceae	<i>Aristolochia triangularis</i>	Cham. & Schltld.	nativa	trepadeira	aut	P	0	22	6	28
Apocynaceae	<i>Asclepias curassavica</i>	L.	nativa	herbácea	ane	P	7	0	0	7
Apocynaceae	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	Müll.Arg.	nativa	árvore	ane	NP	0	0	5	5
Asteraceae	<i>Baccharis dracunculifolia</i>	DC.	nativa	arbusto	ane	P	227	6	7	240
Asteraceae	<i>Baccharis oxyodonta</i>	DC.	nativa	arbusto	ane	P	198	46	119	363
Salicaceae	<i>Banara tomentosa</i>	Clos	nativa	árvore	zoo	NP	4	1	0	5
Fabaceae	<i>Bauhinia forficata</i>	Link	nativa	árvore	aut	P	0	22	61	83
Urticaceae	<i>Boehmeria caudata</i>	Sw.	nativa	arbusto	ane	P	0	23	1	24

Espécies	Autor	Origem	Hábito	Dispersão	Grup.eco	NUC	PLA	PAS	N.de ind	
Bromeliaceae	<i>Bromelia antiacantha</i>	Bertol.	nativa	herbácea	zoo	NP	0	52	0	52
Arecaceae	<i>Butia capitata</i>	(Mart.) Becc.	nativa	arbusto	zoo	NP	0	2	3	5
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i>	(Vell.) Mart.	nativa	árvore	zoo	NP	0	2	0	2
Asteraceae	<i>Calyptocarpus brasiliensis</i>	(Nees & Mart.) B.Turner	nativa	herbácea	aut	P	93	107	13	213
Myrtaceae	<i>Campomanesia guazumifolia</i>	(Cambess.) O.Berg	nativa	árvore	zoo	NP	1	1	6	8
Myrtaceae	<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	(Mart.) O.Berg	nativa	árvore	zoo	NP	15	4	7	26
Cannaceae	<i>Canna indica</i>	L.	exotic	herbácea	aut	P	5	19	0	24
Canellaceae	<i>Capsicodendron dinisii</i>	Schwacke) Occhioni	nativa	árvore	zoo	NP	0	1	6	7
Salicaceae	<i>Casearia sylvestris</i>	Sw.	nativa	árvore	zoo	NP	0	0	1	1
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i>	Jacq.	nativa	árvore	zoo	NP	1	3	6	10
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i>	Trécul	nativa	árvore	zoo	P	0	4	0	4
Meliaceae	<i>Cedrela fissilis</i>	Vell.	nativa	árvore	ane	NP	1	3	2	6
Cannabaceae	<i>Celtis iguanaea</i>	(Jacq.) Sarg.	nativa	árvore	zoo	NP	0	4	51	55
Solanaceae	<i>Cestrum intermedium</i>	Sendtn.	nativa	árvore	zoo	P	0	4	22	26
Solanaceae	<i>Cestrum strigilatum</i>	Ruiz & Pav.	nativa	arbusto	zoo	P	51	36	128	215
Amaranthaceae	<i>Chamissoa altissima</i>	(Jacq.) Kunth	nativa	trepadeira	zoo	P	1	8	14	23
Asteraceae	<i>Chaptalia nutans</i>	(L.) Pol.	nativa	herbácea	ane	NP	0	1	0	1
Thelypteridaceae	<i>Christella dentata</i>	(Forssk.) Brownsey & Jermy	nativa	herbácea	ane	NP	9	1	10	20
Asteraceae	<i>Chromolaena laevigata</i>	(Lam.) R.M.King & H.Rob. (Schrad. ex DC.) R.M.King & H.Rob.	nativa	arbusto	ane	P	0	0	1	1
Asteraceae	<i>Chromolaena maximiliani</i>	H.Rob.	nativa	herbácea	ane	P	56	76	90	222
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum marginatum</i>		nativa	árvore	zoo	NP	0	1	0	1
Ciperaceae	<i>Ciperaceae sp. 1</i>		nativa	herbácea	ane	P	0	1	0	1
Vitaceae	<i>Cissus simsiana</i>	Schult. & Schult.f.	nativa	trepadeira	zoo	NP	1	2	1	4
Rutaceae	<i>Citrus limon</i>	(L.) Burm.f.	exotic	árvore	zoo	NP	0	3	0	3
Commelinaceae	<i>Commelina benghalensis</i>	L. var. benghalensis	exotic	herbácea	aut	NP	0	0	1	1
Apocynaceae	<i>Condylocarpon isthmicum</i>	(Vell.) A.DC.	nativa	trepadeira	ane	P	41	32	67	140
Asteraceae	<i>Conyza sp.</i>	Less.	nativa	herbácea	ane	P	0	5	0	5

Família	Nome científico	Autor	Origem	Hábito	Dispersão	Grup.eco	PAS	NUC	PLA	N ind.
Boraginaceae	<i>Cordia axillaris</i>	I.M.Johnst.	nativa	arbusto	zoo	P	16	7	23	46
Boraginaceae	<i>Cordia americana</i>	(L.) Gottschling & J.S.Mill.	nativa	árvore	herbácea	NP	1	1	7	9
Asparagaceae	<i>Cordyline spectabilis</i>	Kunth & Bouché	nativa	arbusto	zoo	P	1	6	0	7
Euphorbiaceae	<i>Croton floribundus</i>	Spreng.	nativa	árvore	aut	P	0	137	192	329
Euphorbiaceae	<i>Croton urucurana</i>	Baill.	nativa	árvore	aut	P	3	161	871	1035
Sapindaceae	<i>Cupania vernalis</i>	Cambess.	nativa	árvore	zoo	NP	0	2	5	7
Poaceae.	<i>Cymbopogon winterianus</i>	Jowitt ex Bor	exotic	herbácea	ane	P	0	0	1	1
Asteraceae	<i>Cyrtocymura scorpioides</i>	(Lam.) H.Rob.	nativa	arbusto	ane	P	62	0	0	62
Fabaceae	<i>Dalbergia frutescens</i>	(Vell.) Britton	nativa	arbusto	ane	NP	2	2	3	7
Euphorbiaceae	<i>Dalechampia stipulacea</i>	Müll.Arg.	nativa	trepadeira	aut	P	4	2	0	6
Fabaceae	<i>Delonix regia</i>	(Bojer ex Hook.) Raf.	exotic	árvore	aut	P	1	1	0	2
Fabaceae	<i>Desmodium tortuosum</i>	(Sw.) DC.	nativa	herbácea	aut	P	1	0	0	1
Sapindaceae	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i>	Radlk.	nativa	árvore	ane	NP	2	0	7	9
Bignoniaceae	<i>Dolichandra unguis-cati</i>	(L.) L.G.Lohmann	nativa	trepadeira	aut	NP	0	0	2	2
Pteridaceae	<i>Doryopteris patula</i>	(Fée) Fée	nativa	herbácea	ane	NP	0	1	0	1
Verbenaceae	<i>Duranta erecta</i>	L.	exotic	arbusto	zoo	NP	2	0	0	2
Fabaceae	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	(Vell.) Morong	nativa	árvore	aut	P	0	0	0	0
Rosaceae	<i>Eriobotrya japonica</i>	(Thunb.) Lindl.	exotic	árvore	zoo	NP	0	0	26	26
Fabaceae	<i>Erythrina falcata</i>	Benth.	nativa	árvore	aut	NP	0	1	5	6
Erythroxylaceae	<i>Erythroxylum deciduum</i>	A.St.-Hil.	nativa	árvore	zoo	NP	42	33	45	120
Myrtaceae	<i>Eucalyptus robusta</i>	Sm.	exotic	árvore	ane	NP	0	0	1	1
Myrtaceae	<i>Eugenia pyriformis</i>	Cambess.	nativa	árvore	zoo	NP	0	2	64	66
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i>	L.	nativa	árvore	zoo	NP	2	13	44	59
Myrtaceae	<i>Eugenia involucrata</i>	DC.	nativa	árvore	zoo	NP	0	5	7	12
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i>	Mart.	nativa	árvore	zoo	NP	0	2	0	2
Fabaceae	Fabaceae sp. 1	ind.	nativa	ind.	ind.	ind.	7	0	0	7
Fabaceae	Fabaceae sp. 2	ind.	nativa	ind.	ind.	ind.	3	0	0	3
Moraceae	<i>Ficus enormis</i>	(Mart. ex Miq.) Mart)	nativa	árvore	zoo	NP	0	9	1	10

Família	Nome científico	Autor	Origem	Hábito	Dispersão	Grup.eco	PAS	NUC	PLA	N ind.
Apocynaceae	<i>Fischeria stellata</i>	(Vell.) E.Fourn.	nativa	trepadeira	ane	P	2	0	1	3
Rosaceae	<i>Rubus rosifolius</i>	Sm.	nativa	arbusto	zoo	P	8	0	0	8
Rubiaceae	<i>Galium hypocarpium</i>	(L.) Endl. ex Griseb.	nativa	herbácea	zoo	NP	1	0	0	1
Phytolaccaceae	<i>Gallesia integrifolia</i>	(Spreng.) Harms	nativa	árvore	ane	NP	0	1	0	1
Malvaceae	<i>Guazuma ulmifolia</i>	Lam.	nativa	árvore	zoo	P	0	3	4	7
Euphorbiaceae	<i>Gymnanthes schottiana</i>	Müll.Arg.	nativa	árvore	zoo	P	1	0	7	8
Bignoniaceae	<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	(Mart. ex DC.) Mattos	nativa	árvore	ane	NP	0	1	21	22
Amaranthaceae	<i>Hebanthe eriantha</i>	(Poir.) Pedersen.	nativa	arbusto	ane	NP	1	0	12	13
Boraginaceae	<i>Heliotropium indicum</i>	L.	nativa	herbácea	aut	P	2	1	1	4
Rhamnaceae	<i>Hovenia dulcis</i>	Thunb.	exotic	árvore	zoo	P	16	6	39	61
Violaceae	<i>Hybanthus bigibbosus</i>	(A.St.-Hil.) Hassl.	nativa	arbusto	aut	NP	1	1	0	2
Aquifoliaceae	<i>Ilex paraguariensis</i>	A.St.-Hil.	nativa	árvore	zoo	NP	0	5	2	7
Fabaceae	<i>Inga striata</i>	Benth.	nativa	árvore	zoo	P	0	0	1	1
Amaranthaceae	<i>Iresine diffusa</i>	Humb. & Bonpl. ex Willd.	nativa	herbácea	ane	P	2	13	0	15
Bignoniaceae	<i>Jacaranda micrantha</i>	Cham.	nativa	árvore	ane	NP	0	0	3	3
Bignoniaceae	<i>Jacaranda puberula</i>	Cham.	nativa	árvore	ane	NP	1	2	3	6
Caricaceae	<i>Jaracatia spinosa</i>	A.DC.	nativa	árvore	zoo	NP	0	0	1	1
Verbenaceae	<i>Lantana camara</i>	L.	nativa	arbusto	zoo	P	9	3	6	18
Melastomataceae	<i>Leandra australis</i>	(Cham.) Cogn.	nativa	arbusto	zoo	P	4	0	4	8
Oleaceae	<i>Ligustrum japonicum</i>	Thunb.	exotic	árvore	zoo	NP	16	5	4	25
Fabaceae	<i>Lonchocarpus sp.</i>	Kunth	nativa	árvore	ane	NP	1	0	1	2
Asteraceae	<i>Lourteigia ballotifolia</i>	(Kunth) R.M.King & H.Rob.	nativa	herbácea	ane	P	4	12	0	16
Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i>	Mart. & Zucc.	nativa	árvore	ane	P	12	8	2	22
Fabaceae	<i>Machaerium stipitatum</i>	Vogel	nativa	árvore	ane	NP	0	0	1	1
Magnoliaceae	<i>Magnolia champaca</i>	(L.) Baill. ex Pierre	exotic	árvore	zoo	NP	1	8	13	22
Sapindaceae	<i>Matayba elaeagnoides</i>	Radlk.	nativa	árvore	zoo	NP	30	17	40	87
Celastraceae	<i>Maytenus aquifolia</i>	Mart.	nativa	árvore	zoo	NP	0	1	3	4
Melastomataceae	Melastomataceae sp. 1	ind.	nativa	ind.	ind.	ind.	1	0	0	1
Meliaceae	<i>Melia azedarach</i>	L.	exotic	árvore	zoo	NP	0	0	2	2

Família	Nome científico	Autor	Origem	Hábito	Dispersão	Grup.eco	PAS	NUC	PLA	N ind.
Cucurbitaceae	<i>Melothria candolleana</i>	Cogn.	nativa	trepadeira	zoo	NP	1	0	0	1
Cucurbitaceae	<i>Melothria pendula</i>	L.	nativa	trepadeira	zoo	NP	0	1	0	1
Melastomataceae	<i>Miconia cinerascens</i>	Miq.	nativa	árvore	zoo	NP	23	5	38	66
Asteraceae	<i>Mikania cf. glomerata</i>	Spreng.	nativa	trepadeira	ane	P	0	4	0	4
Asteraceae	<i>Mikania micrantha</i>	Kunth	nativa	trepadeira	ane	P	54	49	65	168
Fabaceae	<i>Mimosa bimucronata</i>	(DC.) Kuntze	nativa	árvore	aut	P	0	25	0	25
Fabaceae	<i>Mimosa scabrella</i>	Benth.	nativa	árvore	aut	P	0	2	18	20
Asteraceae	<i>Moquiniastrum polymorphum</i>	(Less.) G. Sancho	nativa	árvore	ane	NP	0	0	5	5
Comelinaceae	<i>Murdannia nudiflora</i>	(L.) Brenan	exotic	herbácea	aut	P	0	1	1	2
Myrtaceae	<i>Myrceugenia alpigena</i>	(DC.) Landrum	nativa	árvore	zoo	NP	97	16	15	128
Primulaceae	<i>Myrsine ferruginea</i>	(Ruiz & Pav.) Spreng.	nativa	árvore	zoo	P	76	89	170	335
Primulaceae	<i>Myrsine gardneriana</i>	A.DC.	nativa	árvore	zoo	P	2	0	1	3
Primulaceae	<i>Myrsine umbellata</i>	Mart.	nativa	árvore	zoo	NP	2	5	13	20
Myrtaceae	Myrtaceae sp. 1	ind.	nativa	ind.	zoo	NP	0	1	2	3
Myrtaceae	Myrtaceae sp. 2	ind.	nativa	ind.	zoo	NP	20	1	4	25
Myrtaceae	Myrtaceae sp. 3	ind.	nativa	ind.	zoo	NP	1	0	2	3
Myrtaceae	Myrtaceae sp. 4	ind.	nativa	ind.	zoo	NP	1	0	0	1
Lauraceae	<i>Nectandra lanceolata</i>	Nees	nativa	árvore	zoo	NP	24	29	46	99
Lauraceae	<i>Nectandra megapotamica</i>	(Spreng.) Mez	nativa	árvore	zoo	NP	0	1	6	7
Lauraceae	<i>Ocotea puberula</i>	(Rich.) Nees	nativa	árvore	zoo	NP	88	154	263	505
Lauraceae	<i>Ocotea porosa</i>	(Nees & Mart.) Barroso	nativa	árvore	zoo	NP	9	0	3	12
Apocynaceae	<i>Oxypetalum alpinum</i>	(Vell.) Fontella	nativa	trepadeira	aut	P	0	4	0	4
Fabaceae	<i>Parapiptadenia rigida</i>	(Benth.) Brenan	nativa	árvore	aut	NP	10	9	6	25
Passifloraceae	<i>Passiflora alata</i>	Curtis	nativa	trepadeira	zoo	NP	0	1	1	2
Passifloraceae	<i>Passiflora amethystina</i>	J.C.Mikan	nativa	trepadeira	zoo	P	0	0	3	3
Passifloraceae	<i>Passiflora edulis</i>	Sims	nativa	trepadeira	zoo	NP	0	6	0	6
Passifloraceae	<i>Passiflora sp.</i>	J.C.Mikan	nativa	trepadeira	zoo	P	1	5	0	6

Família	Nome científico	Autor	Origem	Hábito	Dispersão	Grup.eco	PAS	NUC	PLA	N ind.
Passifloraceae	<i>Passiflora urnifolia</i>	Rusby	nativa	trepadeira	zoo	P	1	1	3	5
Rosaceae	<i>Pereskia aculeata</i>	Mill.	nativa	trepadeira	zoo	NP	0	3	0	3
Phyllanthaceae	<i>Phyllanthus tenellus</i>	Roxb.	nativa	herbácea	aut	P	0	0	1	1
Piperaceae	<i>Piper amalago</i>	L.	nativa	arbusto	zoo	NP	15	3	48	66
Piperaceae	<i>Piper crassinervium</i>	Kunth	nativa	arbusto	zoo	NP	4	1	7	12
Piperaceae	<i>Piper gaudichaudianum</i>	Kunth	nativa	arbusto	zoo	NP	0	0	15	15
Piperaceae	Piperaceae sp. 1	ind.	nativa	arbusto	zoo	NP	1	0	0	1
Piperaceae	Piperaceae sp. 2	ind.	nativa	arbusto	zoo	NP	0	6	0	6
Fabaceae	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	(Mart.) J.F.Macbr.	nativa	árvore	aut	P	13	8	116	137
Myrtaceae	<i>Plinia peruviana</i>	(Poir.) Govaerts	nativa	árvore	zoo	NP	0	0	2	2
Salicaceae	<i>Prockia crucis</i>	P.Browne ex L.	nativa	árvore	zoo	NP	1	2	4	7
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i>	(L.) Urb.	nativa	árvore	zoo	NP	29	93	85	207
Myrtaceae	<i>Psidium cattleianum</i>	Sabine	nativa	árvore	zoo	NP	0	0	4	4
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i>	L.	exotic	árvore	zoo	P	0	0	1	1
Rubiaceae	<i>Psychotria carthagenensis</i>	Jacq.	nativa	arbusto	zoo	NP	3	4	10	17
Rubiaceae	<i>Psychotria leiocarpa</i>	Cham. & Schltld.	nativa	arbusto	zoo	NP	0	0	1	1
ind.	Pteridofita sp. 1	ind.	ind.	ind.	ind.	ind.	5	0	0	5
Rubiaceae	Rubiaceae sp. 1	ind.	ind.	ind.	ind.	ind.	1	0	6	7
Rosaceae	<i>Rubus erythroclados</i>	Mart. ex Hook.f.	nativa	arbusto	zoo	P	52	9	56	117
Polygonaceae	<i>Rubus urticifolius</i>	Poir.	nativa	arbusto	zoo	P	30	31	33	94
Anacardiaceae	<i>Ruprechtia laxiflora</i>	Meisn.	nativa	árvore	ane	NP	5	1	1	7
Euphorbiaceae	<i>Sapium glandulatum</i>	(Vell.)	nativa	árvore	zoo	P	1	0	0	1
Sapindaceae	<i>Schinus terebinthifolia</i>	Raddi	nativa	árvore	zoo	P	359	129	191	679
: Euphorbiaceae	<i>Sebastiania brasiliensis</i>	Spreng.	nativa	árvore	aut	P	0	1	0	1
Asteraceae	<i>Senecio brasiliensis</i>	(Spreng.) Less.	nativa	herbácea	ane	P	3	9	1	13
Fabaceae	<i>Senegalia velutina</i>	(DC.) Seigler & Ebinger	nativa	trepadeira	aut	P	0	3	1	4
Malvaceae	<i>Serjania multiflora</i>	Cambess.	nativa	trepadeira		NP	12	0	1	13
Asteraceae	<i>Sida rhombifolia</i>	L.	nativa	herbácea	aut	P	4	14	25	43
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea hirsuta</i>	(Schott) Planch. ex Benth. Vell	nativa	árvore	zoo	NP	0	0	1	1

Família	Nome científico	Autor	Origem	Hábito	Dispersão	Grup.eco	PAS	NUC	PLA	N ind.
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea monosperma</i>	Vell.	nativa	árvore	zoo	NP	0	0	6	6
Smilacaceae	<i>Smilax elastica</i>	Griseb.	nativa	trepadeira	zoo	P	1	1	1	3
Solanaceae	Solanaceae sp 1.	ind.	nativa	ind.	zoo	P	0	0	2	2
Solanaceae	Solanaceae sp. 2	ind.	nativa	ind.	zoo	P	0	0	1	1
Solanaceae	<i>Solanum boerhaviaefolium</i>	Sendtn.	nativa	trepadeira	zoo	P	5	3	5	13
Solanaceae	<i>Solanum belfortianum</i>	Dunal	nativa	arbusto	zoo	P	0	0	16	16
Solanaceae	<i>Solanum inodorum</i>	Vell.	nativa	trepadeira	zoo	P	0	0	1	1
Solanaceae	<i>Solanum mauritianum</i>	Scop.	nativa	árvore	zoo	P	2	6	1	9
Solanaceae	<i>Solanum oxyphyllum</i>	C.V.Morton	nativa	arbusto	zoo	NP	0	0	1	1
Solanaceae	<i>Solanum</i> sp. 1	ind.	nativa	ind.	zoo	ind.	0	0	1	1
Solanaceae	<i>Solanum</i> sp. 2	ind.	nativa	ind.	zoo	ind.	0	1	8	9
Solanaceae	<i>Solanum tenuiflorum</i>	Steud.	nativa	herbácea.	zoo	P	0	0	1	1
Asteraceae	<i>Solidago chilensis</i>	Meyen	nativa	herbácea	ane	P	79	9	0	88
Asteraceae	<i>Sonchus oleraceus</i>	L.	nativa	herbácea	ane	P	13	13	9	35
Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i>	Mart.	nativa	árvore	zoo	NP	0	3	5	8
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> <i>Tabernaemontana</i>	(Cham.) Glassman	nativa	árvore	zoo	NP	0	0	1	1
Apocynaceae	<i>catharinensis</i>	A.DC.	nativa	árvore	zoo	P	2	1	2	5
Talinaceae	<i>Talinum paniculatum</i>	(Jacq.) Gaertn.	nativa	herbácea	zoo	P	0	1	0	1
Sapindaceae	<i>Thinouia mucronata</i>	Radlk.	nativa	trepadeira	ane	NP	4	8	7	19
Asteraceae	<i>Tilesia baccata</i>	(L.) Pruski	nativa	arbusto	zoo	NP	1	1	1	3
Boraginaceae	<i>Tournefortia paniculata</i>	Cham.	nativa	arbusto	zoo	P	5	6	0	11
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i>	(L.) Blume	nativa	árvore	zoo	P	6	8	2	16
Meliaceae	<i>Trichilia elegans</i>	A.Juss.	nativa	árvore	zoo	NP	4	4	14	22
Meliaceae	<i>Trichilia claussenii</i>	C. DC.	nativa	árvore	zoo	NP	0	1	1	2
Corr.Mello ex K.Schum.	<i>Tynanthus micranthus</i>	Corr.Mello ex K.Schum.	nativa	trepadeira	ane	P	2	2	0	4
Urticaceae	<i>Urera baccifera</i>	(L.) Gaudich. ex Wedd.	nativa	arbusto	zoo	P	0	1	0	1
Urticaceae	<i>Urtica dioica</i>	L.	exotic	herbácea	zoo	P	0	6	0	6
Sapindaceae	<i>Urvillea laevis</i>	Radlk.	nativa	trepadeira	ane	NP	0	4	12	16

Família	Nome científico	Autor	Origem	Hábito	Dispersão	Grup.eco	PAS	NUC	PLA	N ind.
Asteraceae	<i>Vernonanthura phosphorica</i>	(Vell.) H.Rob.	nativa	arbusto	ane	P	74	100	73	247
Asteraceae	<i>Vernonia scorpioides</i>	(Vell.) H.Rob.	nativa	arbusto	ane	P	18	8	2	28
Lamiaceae	<i>Vitex megapotamica</i>	(Spreng.) Moldenke	nativa	árvore	zoo	NP	0	0	5	5
Salicaceae	<i>Xylosma ciliatifolia</i>	(Clos) Eichler	nativa	árvore	zoo	NP	0	0	5	5
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	Lam.	nativa	árvore	zoo	P	193	46	136	375