



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE CAMPINAS

INSTITUTO DE BIOLOGIA

JOÃO PAULO BISPO SANTOS

**A IMPORTÂNCIA DAS FLORESTAS RESTAURADAS, REGENERADAS
E DEGRADADAS PARA PRESTAÇÃO DE SERVIÇOS
ECOSSISTÊMICOS LIGADOS AO CARBONO E À CONSERVAÇÃO DA
BIODIVERSIDADE ARBÓREA**

**THE IMPORTANCE OF RESTORATION PLANTINGS,
REGENERATED AND DEGRADED FORESTS FOR THE PROVISION
OF ECOSYSTEM SERVICES LINKED TO CARBON AND TO THE
CONSERVATION OF TREE BIODIVERSITY**

Campinas

2022

JOÃO PAULO BISPO SANTOS

A IMPORTÂNCIA DAS FLORESTAS RESTAURADAS, REGENERADAS E
DEGRADADAS PARA PRESTAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS LIGADOS AO
CARBONO E À CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE ARBÓREA

THE IMPORTANCE OF RESTORATION PLANTINGS, REGENERATED AND
DEGRADED FORESTS FOR THE PROVISION OF ECOSYSTEM SERVICES LINKED
TO CARBON AND TO THE CONSERVATION OF TREE BIODIVERSITY

Dissertação apresentada ao Instituto
de Biologia da Universidade Estadual
de Campinas como parte dos
requisitos exigidos para a obtenção
do título de Mestre em Biologia
Vegetal.

Orientador: Prof. Dr. **Ricardo Ribeiro Rodrigues**

ESTE ARQUIVO DIGITAL CORRESPONDE
À VERSÃO FINAL DA DISSERTAÇÃO
DEFENDIDA PELO ALUNO JOÃO PAULO
BISPO SANTOS E ORIENTADA PELO
RICARDO RIBEIRO RODRIGUES.

Campinas

2022

Ficha catalográfica
Universidade Estadual de Campinas
Biblioteca do Instituto de Biologia
Mara Janaina de Oliveira - CRB 8/6972

Santos, João Paulo Bispo, 1997-
Sa59i A importância das florestas restauradas, regeneradas e degradadas para prestação de serviços ecossistêmicos ligados ao carbono e à conservação da biodiversidade arbórea / João Paulo Bispo Santos. – Campinas, SP : [s.n.], 2022.

Orientador: Ricardo Ribeiro Rodrigues.
Dissertação (mestrado) – Universidade Estadual de Campinas, Instituto de Biologia.

1. Biodiversidade - Conservação - Mata Atlântica. 2. Serviços ambientais. 3. Ecologia de restauração. 4. Mudanças climáticas. I. Rodrigues, Ricardo Ribeiro. II. Universidade Estadual de Campinas. Instituto de Biologia. III. Título.

Informações para Biblioteca Digital

Título em outro idioma: The importance of restoration plantings, regenerated and degraded forests for the provision of ecosystem services linked to carbon and to the conservation of tree biodiversity

Palavras-chave em inglês:

Biodiversity conservation - Mata Atlântica

Ecosystem services

Restoration ecology

Climate changes

Área de concentração: Biologia Vegetal

Titulação: Mestre em Biologia Vegetal

Banca examinadora:

Ricardo Ribeiro Rodrigues [Orientador]

Ingrid Koch

Ricardo Augusto Gorne Viani

Data de defesa: 06-04-2022

Programa de Pós-Graduação: Biologia Vegetal

Identificação e informações acadêmicas do(a) aluno(a)

- ORCID do autor: <https://orcid.org/0000-0002-7281-376X>

- Currículo Lattes do autor: <http://lattes.cnpq.br/4715487245768965>

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Ricardo Ribeiro Rodrigues (orientador)

Prof. Dra. Ingrid Koch

Prof. Dr. Ricardo Augusto Gorne Viani

Os membros da Comissão Examinadora acima assinaram a Ata de defesa, que se encontra no processo de vida acadêmica do aluno.

À minha mãe, pelo exemplo de coragem, força e determinação. Além do esforço em dar a melhor educação a seus filhos, dedico.

“Aqueles que passam por nós não vão sós. Deixam um pouco de si, levam um pouco de nós”

Antoine de Saint-Exupéry (1954)

AGRADECIMENTOS

Agradeço imensamente a minha mãe, Marize, pelo incentivo, consolo e conselhos, durante mais essa fase e outras que não caberia neste pequeno documento. Obrigado por sempre acreditar que a educação é o alicerce de uma sociedade mais justa e igualitária. Agradeço também às minhas irmãs (Sabrina, Marília e Claudiane) que sempre entenderam minha ausência, que torcem por mim de longe, e sempre me esperam de braços abertos em casa. Ao meu companheiro, Paulo, pelo apoio e ajuda, seja ela intelectual ou emocional, principalmente, neste fim de jornada.

Quero agradecer também ao meu orientador, Prof. Dr. Ricardo R. Rodrigues, que confiou em mim desde o primeiro e-mail de contato. Por acreditar em mim, muitas vezes mais que eu mesmo, desde o pedido de bolsa FAPESP até o desenvolvimento do projeto. Sou grato pelas lições, ensinamentos, e também pelos momentos de descontração e risadas (café do LERF), que mesmo sendo poucos durante esse momento ímpar, me fez sentir acolhido.

Ao pessoal do Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal (LERF/ESALQ-USP) ao qual faço parte. Pelas tardes de estudo com café e o lanchinho da tarde. Especialmente, gostaria de agradecer ao Romanelli, Amanda, Adriana e Isabela, os quais tive mais contato neste ano pandêmico, e que contribuíram seja com risadas, café ou conversas construtivas sobre nossas pesquisas. Agradeço também a Anani, que praticamente criou meu elo com os demais assim que cheguei de paraquedas em Piracicaba. Aviso aqui que nunca passei por um laboratório tão parecido com minha “casa”, cheio de pessoas boas e legais.

Ao pessoal do NewFor, muito obrigado. Aos T^{ts}, que estiveram comigo em campo e os que colaboraram indiretamente, sem eles seria impossível completar esse trabalho. Em especial, gostaria de agradecer a Ana (Daskinha), Gabriela, Nazir, Zu, Verônica, Zé Guedes, Filhão. Foram inúmeros perrengues de campo, mas o saldo de risadas com certeza superou tudo isso – olha a onça (laughing in despair). Agradeço também a Ricardo César (pós doc) que sempre foi prestativo e disposto a me ajudar com minhas dúvidas. Ao coordenador do temático, Pedro Brancalion, por permitir expressar minhas ideias e colaborar com o NewFor.

Agradeço aos profissionais do meu PPG – Biologia Vegetal, sempre dispostos a ajudar e fazermos crescer. Muito obrigado Samantha Koehler, por ser um amor de pessoa e pela disposição em fazer reuniões desesperadas sobre dúvidas da pós. Um imenso muito obrigado ao meu comitê de acompanhamento pelas lições, dicas e aprendizados. Agradeço também a banca de qualificação (Prof. Dr. Flávio Mães, Prof. Dr. Adriana Martini e Prof. Dr. Ingrid Koch) pelas contribuições que elevaram meu trabalho. Imensa gratidão especialmente a Prof. Dr. Adriana Z.

Martini que super me auxiliou e deu considerações super relevantes para aumentar o potencial do meu trabalho.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Agradeço à FAPESP pelo financiamento através do temático (processo nº 2018/18416-2, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo) e concessão de bolsa mestrado (processo nº 2020/08081-3, Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo).

RESUMO

O desenfreado desmatamento tem devastado florestas tropicais em todo o mundo. A fragmentação e isolamento de habitats decorrente desse processo resulta em florestas com condições estruturais distintas, afetando o funcionamento dos ecossistemas, e assim, o provimento de serviços ecossistêmicos, como sequestro de carbono, conservação da biodiversidade, polinização, dentre outros. Nesse cenário, a restauração de florestas nativas tem sido adotada em todo mundo como uma possibilidade de reverter as perdas e amenizar os prejuízos decorrentes da degradação humana. Esse estudo consiste em um dos poucos que levaram em consideração uma larga escala espacial e temporal (florestas com diferentes idades) e, além disso, avaliou de forma integrada diferentes tipologias florestais (DEG - remanescentes de floresta primária degradada, REG - regeneração natural ou sucessão secundária e REST - restauração ativa) para o aumento do estoque de carbono acima do solo e para conservação da biodiversidade. Foram coletados dados em dez parcelas alocadas em cada tipologia (N= 4), totalizando 40 parcelas inseridas nos domínios do bioma Mata Atlântica. Foi visto que DEG, REST e REG estocam altas quantidades de carbono em sua biomassa acima do solo. Sendo que essa quantidade é maior em CON (131,5 Mg ha⁻¹), seguido por DEG (79,7 Mg ha⁻¹), REST (51,9 Mg ha⁻¹) e REG (29,1 Mg ha⁻¹). Além disso, verificamos que florestas com melhores condições estruturais estocam mais carbono. Sobre o pool total de espécies amostradas (N= 454), CON (62 spp.) foi a tipologia com o maior número de espécies exclusivas. Por outro lado, a quantidade de espécies exclusivas entre DEG (36 spp.), REG (40 spp.) e REST (32 spp.) foram similares. Apesar das tipologias abrigarem considerável número de espécies, as curvas de rarefação demonstraram que a riqueza é diferente entre elas, sendo maior em CON (147 spp.), seguido por DEG (123 spp.), REG (101 spp.) e REST (83 spp.). A diversidade florística foi maior em CON (10,6) e DEG (9,7) e menores, porém, similares entre REST (5,22) e REG (5,16). Não foram constatadas diferenças entre todas as tipologias em relação a diversidade filogenética, isto é, os valores aferidos são semelhantes entre elas. Ainda nesse contexto, a composição florística é diferente entre as tipologias, exceto entre CON e DEG. Encontramos que a alta diversidade beta aferida para todas as tipologias é quase que inteiramente resultado do turnover (>90%). Em síntese, nossos resultados indicam que DEG, REST e REG contribuem consideravelmente para o sequestro de carbono atmosférico e complementam a diversidade e riqueza de espécies na paisagem mitigando os efeitos das mudanças climáticas, diminuindo a extinção de espécies, conectando habitats e diminuindo a pressão sob florestas primárias. Tudo isso revela que é necessário e urgente criar políticas de proteção ambiental que não negligenciem essas florestas.

Palavras-chave: Conservação da biodiversidade, Mata Atlântica, Funcionamento do ecossistema, Mudanças climáticas.

ABSTRACT

Unbridled deforestation has devastated tropical forests around the world. The fragmentation and isolation of habitats resulting from this process results in forests with different structural conditions, affecting the functioning of ecosystems, and thus, the provision of ecosystem services such as carbon sequestration, biodiversity conservation, pollination, among others. In this scenario, the restoration of native forests has been adopted worldwide as a possibility to reverse the losses and mitigate the damage resulting from human degradation. This study is one of the few that took into consideration a large spatial and temporal scale (forests of different ages) and, moreover, assessed in an integrated way different forest typologies (DEG - remnants of degraded primary forest, REG - natural regeneration or secondary succession and REST - active restoration) for the increase of above ground carbon stock and for biodiversity conservation. Data were collected in ten plots allocated to each typology (N=4), totaling 40 plots inserted in the domains of the Atlantic Forest biome. It was seen that DEG, REST and REG store high amounts of carbon in their aboveground biomass. This amount is highest in CON (131.5 Mg ha⁻¹), followed by DEG (79.7 Mg ha⁻¹), REST (51.9 Mg ha⁻¹) and REG (29.1 Mg ha⁻¹). Furthermore, we found that forests with better structural conditions store more carbon. About the total pool of sampled species (N= 454), CON (62 spp.) was the typology with the highest number of unique species. On the other hand, the number of unique species among DEG (36 spp.), REG (40 spp.) and REST (32 spp.) were similar. Although the typologies harbor a considerable number of species, the rarefaction curves showed that richness is different among them, being higher in CON (147 spp.), followed by DEG (123 spp.), REG (101 spp.) and REST (83 spp.). Floristic diversity was highest in CON (10.6) and DEG (9.7) and lower but similar between REST (5.22) and REG (5.16). No differences were found among all typologies in relation to phylogenetic diversity, that is, the measured values are similar among them. Also in this context, the floristic composition is different among the typologies, except between CON and DEG. We found that the high beta diversity measured for all typologies is almost entirely the result of turnover (>90%). In summary, our results indicate that DEG, REST and REG contribute considerably to atmospheric carbon sequestration and complement diversity and species richness in the landscape by mitigating the effects of climate change, decreasing species extinction, connecting habitats, and decreasing pressure on primary forests. All this reveals that it is necessary and urgent to create environmental protection policies that do not neglect these forests.

Keywords: Biodiversity conservation, Atlantic Forest, Ecosystem functioning, Climate changes.

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO-----	12
MATERIAL & MÉTODOS -----	17
Área de estudo -----	17
Desenho experimental -----	18
Coleta de dados-----	19
Biomassa acima do solo, estoque de carbono e atributos estruturais -----	19
Riqueza, composição de espécies, diversidade florística e filogenética -----	21
Diversidade beta e suas partições (turnover e nestedness)-----	22
RESULTADOS-----	24
DISCUSSÃO -----	33
CONSIDERAÇÕES FINAIS -----	38
REFERÊNCIAS -----	39
APÊNDICES -----	58
ANEXOS -----	75

INTRODUÇÃO

As florestas tropicais são grandes repositórios de biodiversidade representando um dos ecossistemas mais complexos do mundo (Rezende et al. 2018; Zwiener et al. 2021). Além do mais, tais florestas cumprem importante papel ecológico, social e econômico atuando na regulação climática (Carlucci et al. 2021), suprindo recursos naturais (Pires et al. 2021; Rosa et al. 2021) e promovendo o bem-estar humano (Loveridge et al. 2021). Apesar disso, essas florestas têm sido degradadas pelo homem, que tem acima de tudo ditado a velocidade com que as mudanças nesses ecossistemas têm ocorrido (Hobbs et al. 2006; Jakovac et al. 2021).

A degradação de florestas tropicais é um fator preocupante, pois está intrinsicamente relacionada com a diminuição da complexidade estrutural (Maxwell et al. 2016). Florestas estruturalmente complexas são reconhecidas pela sua maior adaptabilidade, estabilidade e resiliência, se tornando resistentes a mudanças e perturbações no ecossistema (Zenner et al. 2016; Ehbrecht et al. 2021). Além disso, a complexidade estrutural (*e.g.*, diversidade de classes de diâmetro e altura, área basal, etc.) está intimamente ligada com o funcionamento do ecossistema, sendo responsável pelo incremento da riqueza de espécies e diversidade, além de aumentar o acúmulo de biomassa e estoque de carbono (Penone et al. 2019; Ehbrecht et al. 2017).

Outro efeito provocado pela degradação de florestas tropicais diz respeito à perda de biodiversidade e suas consequências para o funcionamento do ecossistema. A teoria da biodiversidade e funcionamento do ecossistema prediz que o aumento da diversidade produz respostas significativas ao nível de comunidade, maximizando a captação de recursos e o provimento de funções ecossistêmicas, como produtividade primária, ciclagem de nutrientes, dentre outros (Loreau et al. 2001). De fato, vários estudos já relataram que o aumento da riqueza de espécies e diversidade vegetal melhoram a execução de inúmeros processos ecológicos (Clarke et al. 2017; Guerrero-Ramírez et al. 2017). Em face disso, a degradação de florestas tropicais tem se tornado um ponto bastante discutido e incorporado em agendas ambientais (ONU, 2019)

Nas últimas décadas, inúmeras pressões antrópicas, com destaque para a produção agrícola e pecuária, têm cada vez mais convertido florestas tropicais para diversos fins de uso, o que tem reduzido, devastado e fragmentado seus habitats (Tabarelli et al. 2004; Moreno-Mateos et al. 2020, Wagner et al. 2020). Sendo assim, estima-se que cerca de 50% das florestas tropicais já foram convertidas e/ou degradadas acarretando a atual crise da

biodiversidade consideradas por alguns cientistas como a 6ª extinção (Hansen et al. 2013; Ceballos et al. 2017; Alroy, 2017). Contudo, a crescente tecnificação da agropecuária tem cada vez mais exigido por áreas de alta aptidão ou grande oferta ambiental (*e.g.*, solos férteis, vegetação, relevo, recursos hidrológicos, etc.), levando ao abandono de muitas áreas que exauriram tais ofertas (Turley et al. 2020; Jakovac et al. 2021). Em consequência disso, o abandono destas áreas tem permitido o surgimento e disseminação de florestas secundárias em todo o globo e, conseqüentemente, o aumento rápido em extensão dessas florestas (Jakovac et al. 2021). Florestas secundárias são florestas regeneradas naturalmente em áreas submetidas a distúrbios antropogênicos (Chokkalingam & De Jong, 2001). Dessa forma, estima-se que atualmente cerca de 600 milhões de hectares em todo o mundo sejam compostos por florestas secundárias resultantes da degradação pelo homem (Jakovac et al. 2021).

Imersas em paisagens altamente degradadas, as florestas secundárias têm assumido um papel importante na mitigação de mudanças climáticas, além de manter e sustentar diversos serviços ecossistêmicos, a saber: ciclagem de nutrientes (Powers & Martín-Spiotta, 2017) e recuperação da biodiversidade (Rozendaal et al. 2019). Apesar disso, a sucessão ecológica de florestas secundárias pode seguir múltiplos caminhos sucessionais resultando em florestas distintas em termos de estrutura, diversidade e funcionamento (Dent et al. 2013). Nesse sentido, o modelo determinístico, um dos modelos de sucessão ecológica mais difundidos, busca explicar de forma simples quais caminhos a sucessão de florestas podem alcançar (Keane et al. 2004).

A teoria de sucessão baseada no modelo determinístico prediz que o resultado da sucessão não é um produto do acaso, mas sim de uma série de causalidades (Taylor & Chen, 2009; Mesquita et al. 2001). De acordo com isto, por exemplo, seria possível prever a composição de espécies de comunidades em sucessão, se for conhecido o conjunto de condições iniciais existentes antes da perturbação ocorrer (Taylor & Chen, 2009). Sendo assim, o modelo baseado em processos determinísticos é regido pela premissa de que as comunidades vegetais se recuperam de perturbações de modo ordenado, unidirecional e previsível, alcançando lentamente seu estado de equilíbrio ou clímax (Chazdon, 2008).

De maneira geral, a sucessão em florestas tropicais primárias, tais como aquelas que ocorrem naturalmente em clareiras, tendem a alcançar trajetórias bastante previsíveis e até unidirecionais, seguindo os preceitos da teoria ecológica determinística (Mesquita et al. 2001). Contudo, paisagens altamente alteradas pela degradação humana podem seguir múltiplas e alternativas trajetórias sucessionais, nem sempre alcançando um estado de

equilíbrio, indo de encontro com o modelo de sucessão estocástico (Mesquita et al. 2001). O modelo estocástico se opõe ao determinístico ao focar que as comunidades vegetais formadas ao longo da sucessão são resultado de processos estocásticos, isto é, eventos aleatórios, que não são previsíveis na natureza (Carson & Schnitzer, 2011).

No geral, a sucessão ecológica em habitats que sofreram degradação segue caminhos bem diferentes do processo de sucessão que ocorre naturalmente em clareiras de florestas primárias (Mesquita et al. 2001). Recentemente, o processo de degradação tem sido chamado de “sucessão regressiva” (Tabarelli et al. 2008; de Paula et al. 2015) devido às fortes mudanças que causa na dinâmica e estrutura florestal. A “sucessão regressiva” promove alterações marcantes nas comunidades vegetais por meio do aumento da mortalidade de indivíduos, extinção e redução da abundância de espécies (Laurance et al. 2002). Dessa forma, espera-se que remanescentes de florestas degradadas divirjam dos seus precedentes naturais (de Paula et al. 2015).

Em 1992, Redford (1992) propôs que as consequências diretas e indiretas resultantes da perda e alteração de habitats inerentes a degradação levaria à formação de “florestas vazias”, estruturalmente comprometidas e com funções ecológicas defasadas. Dessa forma, uma questão iminente no campo da ecologia é saber se tais florestas resultantes da alteração humana são capazes de recuperar e sustentar estrutura e diversidade semelhantes aos ecossistemas de referência (*e.g.*, remanescentes conservados). Vale aqui ressaltar que o termo recuperação não implica que estas florestas retornarão às condições pré-existentes antes do fator de degradação, mas que elas mantenham e sustentem uma estrutura florestal capaz de suportar alta diversidade, abrigar espécies distintas, acumular biomassa agindo em complementaridade (Guariguata & Ostertag, 2001). Todavia, a recuperação da estrutura e a capacidade dessas florestas em alcançar níveis estruturais e de diversidade semelhantes às florestas maduras conservadas pode variar consideravelmente (Jakovac et al. 2021).

O processo de sucessão pode seguir diferentes e múltiplas trajetórias sucessionais, que resultam em florestas com condições estruturais e composições florísticas totalmente distintas (Taylor & Chen, 2011; Arroyo-Rodríguez et al. 2017). As múltiplas vias sucessionais levam a diferentes taxas de recuperação, isto é, capacidade das florestas secundárias de alcançar níveis estruturais experimentados pelas florestas maduras (Arroyo-Rodríguez et al. 2017). No geral, a recuperação de florestas degradadas está relacionada a complexidade e combinação de diferentes fatores, como o histórico de degradação, tipo de uso anterior do solo e desmatamento, que deixam legados no ecossistema que podem permanecer por séculos (Flinn & Mark, 2007; Norden et al. 2015; Meli et al. 2017; Arroyo-

Rodríguez et al. 2017). Todos estes fatores interferem direta ou indiretamente no grau de resiliência do habitat promovendo vias de recuperação mais rápidas ou mais lentas (Mesquita et al. 2001; Meli et al. 2017). Resiliência ecológica aqui é a capacidade dos ecossistemas sujeitos a perturbações de se reorganizarem, voltando a possuir estrutura e funções semelhantes ao que existia antes da perturbação ocorrer (Walker et al. 2004).

Por conta disso, a restauração ecológica tem se tornado uma forte aliada contra as enormes perdas e degradação das florestas tropicais, e uma ferramenta importante para mitigar tais problemas relacionados com diferenças no grau de resiliência de áreas degradadas (Chazdon et al. 2017; Meli et al. 2017; Rother et al. 2019, Moreno-Mateo et al. 2020). Restauração ecológica é o processo de assistir a recuperação de um ecossistema degradado (SER, 2004; Chazdon et al. 2017). Tal processo envolve desde o manejo e a conservação de florestas nativas degradadas, até a aplicação de métodos de restauração ativo (*e.g.*, plantio de mudas, semeadura direta, etc.) e passivo (*e.g.*, regeneração natural assistida ou não assistida) em ecossistemas degradados pelo homem (Ribeiro et al. 2009, Souza et al. 2013; Sabogal et al. 2015).

Dessa forma, perante a atual conjuntura de nossas florestas têm sido frequente a proposição de grandes projetos, programas e de políticas públicas de restauração ecológica em todo o mundo (Aguilar et al. 2015; Aronson & Alexander, 2013). Por exemplo, a Organização das Nações Unidas (ONU) definiu como foco para esta década (2021-2030), a restauração de ecossistemas degradados (ONU, 2019). No Brasil, especificamente, tem aumentado programas que visam promover a restauração em larga escala, como o Pacto pela Restauração da Mata Atlântica, que visa restaurar 15 milhões de hectares de Mata Atlântica até 2050 (Calmon et al. 2011; Crouzeilles et al. 2019).

Nesse contexto, em paisagens com alta resiliência e, portanto, onde a regeneração natural é possível, a restauração passiva, também conhecida como regeneração natural ou sucessão secundária, tem ganhado importância como um método de restauração ecológica de baixo custo (Crouzeilles et al. 2017; Chazdon et al. 2020). Porém, a regeneração de florestas tropicais é um processo extremamente complexo, que sofre influência de vários componentes bióticos e abióticos (Norden et al. 2015). Sendo assim, o sucesso da restauração passiva varia muito e depende acima de tudo de condições favoráveis à regeneração (Meli et al. 2017; Crouzeilles et al. 2019; Chazdon et al. 2020). Por outro lado, em paisagens com baixa resiliência, a restauração ativa tem cumprido um importante papel na manutenção e recuperação da estrutura florestal e biodiversidade (Shoo et al. 2016; Gilman et al. 2016, Rother et al. 2019, Gardon et al. 2020).

O pilar da saúde e bem-estar humano é sustentado inteiramente por ecossistemas saudáveis, estáveis e diversificados (Loveridge et al. 2021). São eles que regulam nosso clima, controlam eventos naturais e fornecem inúmeros recursos, tais como, água, alimentos, recreação e diversas matérias-primas (ONU, 2019). Dessa forma, tendo em vista as taxas alarmantes de degradação, o mundo como um todo atualmente tenta encontrar um caminho sustentável, no qual conservar o que nos resta é primordial e restaurar ecossistemas é urgente (Rosa et al. 2021).

No Brasil, a Mata Atlântica tem sofrido com diferentes históricos de degradação, que dizimaram cerca de 88% da sua cobertura original (Soares-Filho et al. 2014). Somando-se a essa condição de intensa degradação, além de raros, apenas 2,6% de floresta nativa remanescente desse bioma é protegido por unidades de conservação, estando o restante em propriedades privadas, o que dificulta sua conservação (Ribeiro et al. 2009; Soares-Filho et al. 2014). De acordo com McDonald et al. (2016), tendo em vista tal cenário de perda desenfreada e aumento da degradação de florestas tropicais, é plausível prever que proteger o que nos resta, apesar de extremamente relevante, não será suficiente para assegurar a conservação da biodiversidade, bem como os demais serviços ecossistêmicos providos por essas florestas.

Apesar de muitos estudos já terem investigado diversos aspectos relacionados à recuperação do estoque de carbono e biodiversidade de florestas tropicais poucos deles buscaram descrever esses padrões em uma escala espacial e temporal ampla diminuindo, assim, nosso poder de predição. Dessa forma, estudos multiescala que englobem um enorme gradiente de condição ambientais são imprescindíveis para elucidar tais padrões (Berenguer et al. 2014; Poorter et al. 2016; Gardon et al. 2020). Muitos estudos têm sido feitos em escala regional sem englobar a variação total existente que causa alterações na estocagem de carbono, bem como na biodiversidade (Van Der Gaast et al. 2018; Suarez et al. 2019; Trujillo-Miranda et al. 2018; Freitas et al. 2019; César et al. 2018). Isso significa que nosso conhecimento é restrito a observações pontuais, o que não nos permite fazer generalizações e extrapolar padrões (Berenguer et al. 2014). Tudo isso, limita nossa compreensão sobre a recuperação do estoque de carbono e da biodiversidade em florestas tropicais, porque não temos muitas investigações que combinem múltiplas condições ambientais (Berenguer et al. 2014).

Em adição, a maioria dos estudos tem focado em investigar a recuperação da biodiversidade e o estoque de carbono de florestas secundárias tornando esse conhecimento menos consolidado ainda para florestas em processo de restauração ativa e até mesmo para

fragmentos degradados, por exemplo (Viani et al. 2015; Gardon et al. 2020). Especialmente no Brasil, cujo território é marcado pela heterogeneidade e diversidade de condições edafoclimáticas estudos em larga escala são importantes para elucidar melhor as contribuições dessas florestas para o sequestro de carbono e conservação da biodiversidade. Até onde sabemos poucos estudos no Brasil tem sido realizado considerando uma ampla escala geográfica e temporal muito menos integrando diferentes tipologias de florestas numa análise. Por conta disso, neste estudo buscamos responder às seguintes perguntas: *i.* Em multiescala, como o estoque de carbono difere entre diferentes tipologias de floresta (Remanescentes conservados, fragmentos degradados, florestas regeneradas e em restauração ativa)? *ii.* Florestas com melhores condições estruturais são capazes de estocar mais carbono? *iii.* Em larga escala qual o potencial e contribuições de diferentes tipologias de florestas tropicais para recuperação da diversidade e riqueza de espécies?

MATERIAL & MÉTODOS

Área de estudo

Para fins deste trabalho foram amostrados nove locais de estudo distribuídos ao longo de uma grande escala geográfica caracterizado pela variação na latitude, altitude, precipitação e temperatura (Fig. 1; Apêndices 1 a 10). Tais locais de estudo representam um imenso gradiente ambiental caracterizado pela heterogeneidade ambiental e diferentes condições edafoclimáticas (Morellato & Haddad, 2000; Oliveira-Filho & Fontes, 2000). Os sítios estudados aqui estavam localizados em duas diferentes formações vegetais da Mata Atlântica, a saber: Floresta Estacional – caracterizada por clima sazonal com perda parcial ou total de suas folhas durante a estação fria e seca e Floresta Ombrófila – são florestas submetidas a elevadas taxa de precipitação durante a maior parte do ano e altas temperaturas (IBGE, 2012). De acordo com a classificação climática de Köppen-Geiger, as áreas de estudo estavam localizadas pertencentes aos climas do tipo: A – tropical (Af e Aw) e C – subtropical úmido (Cf, Cw e Cs) (Alvares et al. 2014). Os tipos de solos variaram entre Latossolos, Argissolos e Gleissolos (Santos et al. 2011).

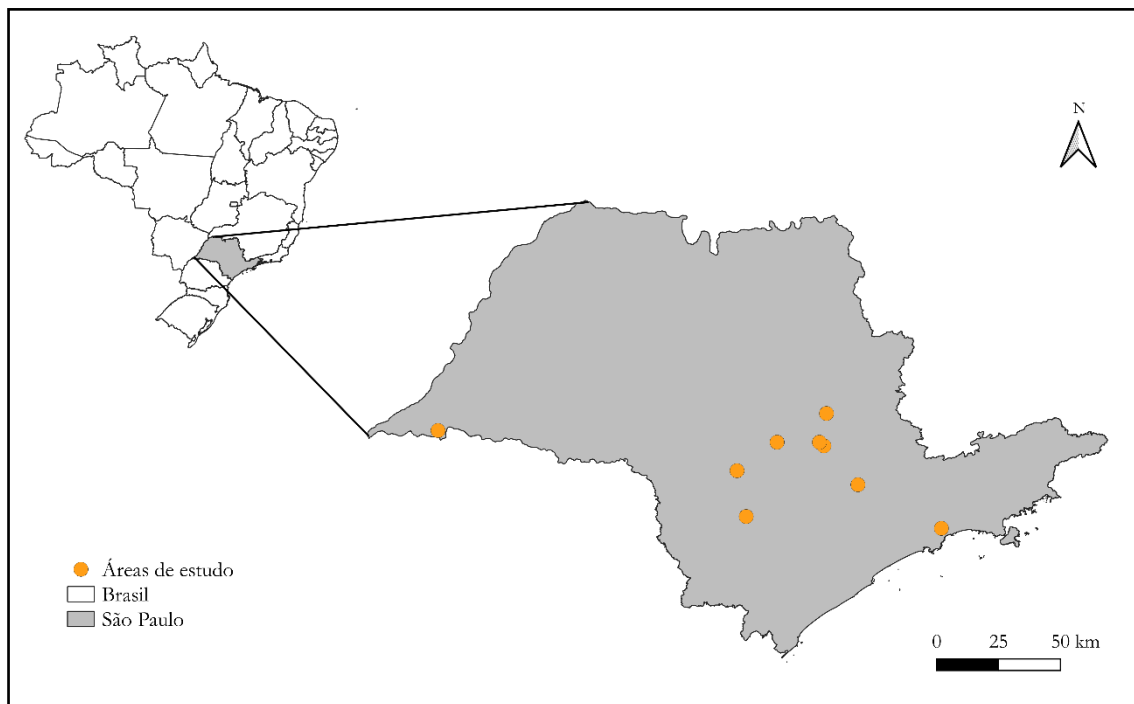


Figura 1. Distribuição dos nove locais de estudo (pontos coloridos) ao longo do estado de São Paulo, Brasil.

Desenho experimental

Foram amostradas quatro tipologias florestais: I – Plantios de restauração ativa ou florestas em restauração (REST): consistiu em áreas com plantio de espécies nativas por meio de técnica ativa de restauração (normalmente plantios com espaçamentos 3 x 3 entre mudas) visando a recuperação do ecossistema florestal nativo; II – Regeneração natural ou florestas secundárias (REG): florestas nativas estabelecidas espontaneamente após abandono da área, principalmente após colheita ou abandono de uma monocultura ou pastagem; III – Fragmentos degradado (DEG): fragmentos de floresta nativa com histórico e/ou sinais visuais claros de perturbação antrópica (*e.g.*, corte de árvores, falhas no dossel, entrada de gado, etc.); e IV – Remanescente Conservado (CON): remanescente florestal sem histórico ou sinais de perturbações antrópicas, sendo considerados ecossistemas de referência para fins de comparação.

A idade de cada tipologia, principalmente de REG e REST, foram confirmadas através de relatórios técnicos e/ou entrevistas com moradores locais. Quando não foi possível estimar a idade através desse método, utilizamos dados de mudança de cobertura do solo de 1985 a 2020 disponíveis na plataforma do Mapbiomas (Souza et al. 2020). Sabemos que a recuperação do estoque de carbono ao longo do tempo não é um processo linear e que ainda pode sofrer influência do método de restauração empregado, bem como de outros

fatores biofísicos e estágio sucessional no qual determinada floresta se encontra (Holl & Zahawi, 2014; Gardon et al. 2020). Nesse sentido, como critério de seleção, as áreas em restauração e regeneração natural aqui estudadas foram escolhidas considerando a maior amplitude de idade possíveis, que permitisse captar a maior variação de condições biofísicas e representasse diferentes fases de desenvolvimento ecológico e sucessional. Em REST a idade variou de 5 a 27 anos e em REG de 6 a 50 anos. Em média, a distância dos plantios de restauração e áreas em regeneração natural com o fragmento de floresta primária mais próximo foi de 1,5 km (Apêndice 1).

Coleta de dados

Instalamos uma parcela de 30 x 30 m (900 m²) em dez plantios de restauração (REST), dez florestas secundárias (REG), dez fragmentos degradados (DEG) e dez remanescentes conservados (CON) inseridos nos domínios de Mata Atlântica, totalizando 40 parcelas (Apêndice 1 para informações detalhadas). Esse desenho experimental foi adotado com o intuito de evitar pseudorreplicação. As parcelas foram instaladas no polígono que melhor representava as condições estruturais de cada tipologia. Sendo sempre evitado instalar parcelas nas bordas (<30 m da borda), devido a variação das condições nesses locais que podiam interferir nas avaliações e causar efeito de borda interferindo assim nos resultados.

Em cada parcela, todos os indivíduos vivos com diâmetro ao nível do peito (DAP) ≥ 5 cm foram plaqueados, identificados e contabilizados. Além disso, todos esses indivíduos tiveram altura total e DAP mensurados através de hipsômetro digital e fita métrica, respectivamente. As árvores com mais de um fuste que atendiam ao critério de inclusão estipulado tiveram todos os fustes medidos. Foram coletadas partes férteis de cada espécie para posterior identificação por comparação no Herbário E.S.A. (Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” – ESALQ/USP). A classificação taxonômica foi realizada de acordo com o Sistema APG IV (Chase et al. 2016) e a grafia dos nomes das espécies segundo o Flora do Brasil (2022).

Biomassa acima do solo, estoque de carbono e atributos estruturais

Estimamos a biomassa acima do solo (AGB) para cada indivíduo mensurado dentro das parcelas de cada tipologia. Para tanto utilizamos equação alométrica para florestas tropicais criada por Chave et al. (2014). Esta equação leva em consideração DAP, altura e densidade da madeira para calcular a biomassa (Eq. 1). Os dados de densidade da madeira

para cada espécie foram obtidos através da função “getWoodDensity” do pacote “BIOMASS” no R (Réjou-Méchain et al. 2017). Quando os dados de densidade da madeira não estavam disponíveis para determinada espécie utilizamos a média das espécies do mesmo gênero ou média das espécies da mesma família, nesta ordem. Para espécies sem nenhuma identificação botânica adotamos a média de densidade da madeira de todas as espécies presentes em nossa base de dados. Por fim, para estimar o estoque de carbono de cada tipologia convertemos os valores de AGB calculado para cada indivíduo em carbono acima do solo (AGC). Para isso, assumimos que a biomassa vegetal seca é constituída por aproximadamente 45,35% de carbono (Zanini et al. 2021). Dessa forma, com base nos valores médios por parcela foi possível estimar o estoque de carbono acima do solo (Mg C ha⁻¹) a partir da biomassa acima do solo (Mg ha⁻¹) de cada tipologia.

$$\text{Eq. (1)} \quad AGB = 0.0673 * (WD * H * D^2)^{0,976} \quad (\text{Chave et al. 2014})$$

Onde, WD é a densidade da madeira (g cm⁻³), H é a altura total (m) e D é o diâmetro ao nível do peito (cm).

Sabemos que estrutura florestal está intimamente relacionada com o sequestro e estocagem de carbono (Rozendaal & Chazdon, 2017). Dessa forma, buscamos entender a influência da estrutura florestal no acúmulo de carbono de cada tipologia. Primeiro, fizemos pesquisa exploratória na literatura recente e escolhemos três atributos florestais frequentemente relacionados com o estoque de carbono vegetal, sendo eles a abundância de indivíduos, altura total e DAP (Ligot et al. 2018). Em seguida, comparamos os atributos estruturais de REST, REG e DEG com o estado de referência natural (*i.e.*, REST, REG ou DEG vs. CON). Para isso, convertemos os valores médios de cada atributo para tamanhos de efeito. A medida de tamanho de efeito escolhida para medir o efeito de REG, REST e DEG sobre recuperação dos atributos escolhidos foi o logaritmo natural de taxa de resposta (*lnRR*) (Gurevitch & Hedges, 1999; Hedges et al. 1999), obtido a partir da Eq. 2. O logaritmo natural de taxa de resposta foi calculado utilizando o pacote “Metafor” (Viechtbauer, 2010)

$$\text{Eq. (2)} \quad \ln RR = \ln \frac{X_e}{X_c}$$

Onde, X_e e X_c corresponde as médias dos valores dos atributos florestais aferidos no grupo experimental (REST, REG e DEG) e controle (CON), respectivamente.

Após isso, adaptamos a abordagem seguida por Romanelli et al. (2022) e calculamos a lacuna estrutural. Entende-se como lacuna a taxa de recuperação incompleta de determinada característica estrutural do ecossistema que sirva para compará-las com o estado

de referência natural. Para calcular as lacunas estruturais transformamos o $\ln RR$ em porcentagens através da Eq. (3).

$$\text{Eq. (3)} \quad \text{Gap} = (e^{\ln RR} - 1) * 100$$

Por último, ainda analisamos a abundância de indivíduos em classes de diâmetros para entender as contribuições de cada uma delas no estoque de carbono total. Nesse sentido, dividimos os indivíduos em três classes: pequeno ($5 \geq \text{DAP} < 15$ cm), médio ($15 \geq \text{DAP} < 25$ cm) e grande porte (≥ 25 cm).

Análise de dados

Para comparar os estoques de carbono entre as tipologias realizamos análise de variância (ANOVA one-way) ($p \leq 0,05$). Quando a análise de variância apontou diferenças entre as tipologias foi realizado teste Tukey ($p \leq 0,05$) para verificar quais diferiam entre si. Através do teste de correlação de Pearson testamos se havia relação linear entre o estoque de carbono de cada tipologia e a classe de diâmetro que apresentou maior contribuição para o estoque total. Avaliamos a correlação e dispersão dos dados através da função “chart.Correlation” do pacote “Performance Analytics” (Peterson et al. 2020). Verificamos a normalidade dos dados por Shapiro-Wilk, quando os dados apresentaram distribuição diferente da normal fizemos a transformação com logaritmo natural antes de conduzir a correlação. A normalidade dos dados foi testada por Shapiro-Wilk, quando os pressupostos do teste foram violados aplicamos o ranqueamento através da função “rank” do R (R Development Core Team, 2019). Todas os cálculos e análises estatísticas foram feitas no software R (R Development Core Team, 2019).

Riqueza, composição de espécies, diversidade florística e filogenética

Para melhor comparar a riqueza entre as tipologias foram geradas curvas de rarefação em função do número de indivíduos amostrados, conforme recomendado por Magurran (2004). Ainda, mensuramos a diversidade florística através do índice Alfa de Fisher (Magurran, 2004). Esse índice não sofre influência do tamanho amostral e, por isso, tem sido amplamente utilizado em estudos ecológicos (Magurran, 2004; Manguiera et al. 2021).

A diversidade filogenética (PD) foi estimada através da soma do comprimento dos ramos da árvore filogenética (Faith, 1992). Para isso foi utilizado a mega árvore de Jin & Qian (2019) com 574.553 espécies de plantas vasculares. Para fins deste trabalho foi utilizado somente o subconjunto de espécies presentes na árvore filogenética de Jin & Qian (2019) que foram amostradas em cada tipologia. Este subconjunto foi utilizado para estimar os

comprimentos dos ramos e estabelecer as relações filogenéticas. Por fim, com o intuito de verificar e comparar a composição florística entre as tipologias, realizamos ordenação pelo escalonamento multidimensional não-métrico (nMDS) a partir da matriz de distância de Bray-Curtis.

Diversidade beta e suas partições (turnover e nestedness)

A variação espacial na composição de espécies entre comunidades (parcela por parcela) (β diversidade) relaciona a diversidade local (α diversidade) com o pool de espécies regionais (γ diversidade) (Anderson et al. 2011). Quantificar a β diversidade espacial pode revelar processos de homogeneização e heterogeneização florística, que constitui uma informação crucial para conservação da biodiversidade (Püttker et al. 2015). Dessa forma, para identificar se as comunidades das tipologias são homogêneas ou heterogêneas floristicamente utilizamos a abordagem da β diversidade proposta por Baselga et al. (2012). Essa abordagem nos permite particionar a β diversidade total aferida em dois componentes: nesting (β_{nes}) e turnover (β_{tur}). Nesse sentido, a β diversidade foi calculada utilizando a matriz de presença e ausência de Jaccard. Após isso, foi particionada em seus dois componentes, a partir dos quais é possível descrever quais mecanismos ecológicos (turnover – substituição e/ou nestedness – aninhamento) mais contribuem para β diversidade observada em cada tipologia. O nesting (β_{nes}) representa a perda ou ganho de espécies devido ao aninhamento. Já o turnover (β_{tur}) representa a substituição ou rotatividade espacial das espécies entre as comunidades de cada tipologia (Baselga, 2010). Dessa forma, se a β diversidade observada for resultado do turnover, as comunidades serão floristicamente heterogêneas. Todavia, se o aninhamento for o mecanismo ecológico que mais contribui para a β diversidade, as comunidades serão mais homogêneas.

Análise de dados

A riqueza e diversidade florística foram calculados utilizando o pacote “Vegan” (Dixon, 2003). Já as curvas de rarefação e extrapolação com intervalo de confiança de 95% foram geradas com auxílio do pacote “iNEXT” (Hsieh et al. 2016). A diversidade filogenética foi calculada utilizando funções presentes nos pacotes “V.PhiloMaker”, “ape” e “picante” (Paradis et al. 2004; Kembel et al. 2010; Jin & Qian, 2019). Para comparar os descritores ecológicos entre as tipologias realizamos análise de variância (ANOVA *one-way*) ($p \leq 0,05$). Quando a análise de variância apontou diferenças significativas verificamos quais tipologias diferiam entre si através do teste Tukey ($p \leq 0,05$). A normalidade dos dados foi testada pelo

teste de Shapiro-Wilk. Quando os dados não apresentaram distribuição normal aplicamos o ranqueamento através da função “rank.R”.

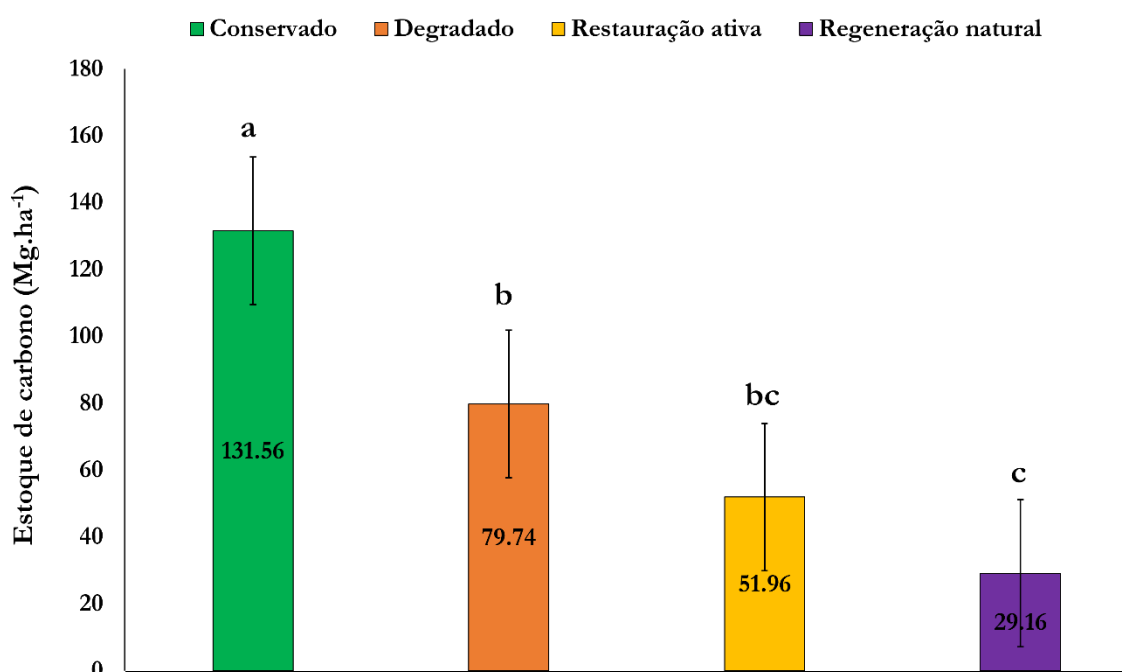
O diagrama nMDS foi feito utilizando a função “metaMDS” do pacote “Vegan” com 2 dimensões e 100 iterações (Dixon, 2003). Para testar diferenças entre as tipologias em relação a composição florística foi realizada análise de variância permutacional (PERMANOVA) ($p \leq 0,05$) com 999 permutações utilizando a função “adonis” e a homogeneidade multivariada de dispersão de grupos foi testada através da função “betadisper” ambas do pacote “Vegan” (Dixon, 2003). Quando a PERMANOVA indicou diferença significativa verificamos quais tipologias diferiram entre si através do teste de comparação de médias entre grupos ($p \leq 0,05$) utilizando a função “pairwiseAdonis” do pacote “pairwiseAdonis” (Arbizu, 2020).

Para estimar a β diversidade, bem como seus componentes (β_{nes} e β_{tur}) foi utilizado o pacote “betapart” (Baselga, 2010). Especificamente, utilizamos a função “beta-multi.R” para estimar β diversidade total e seus componentes (β_{nes} e β_{tur}). A função “beta-multi.R” computa a dissimilaridade de múltiplos sítios contabilizando o turnover e nesting (Baselga, 2010). Aplicamos a função “beta-sample.R” para reamostrar a dissimilaridade obtida a partir de “beta-multi.R” controlando o número de sítios (parcelas) em seis com 100 iterações, gerando assim a distribuição de valores de “beta-multi.R”. Sem gerar a distribuição de valores através de “beta-sample.R” haveria um único valor de cada componente da β diversidade, não sendo possível comparar, nem descrever a variabilidade e dispersão dos dados entre as tipologias. Por último, testamos diferenças entre os componentes de β diversidade através da análise de variância (ANOVA one-way) ($p < 0,05$). Quando a ANOVA apontou variação significativa realizamos teste de Fisher com correção de Bonferroni ($p < 0,05$) para comparação par-a-par através de funções do pacote “agricolae” (Mendiburu, 2015). Para visualização dos resultados foram elaborados gráficos utilizando o pacote “ggplot2” (Wickham, 2011). Todas as análises foram feitas no software R (R Development Core Team, 2019).

RESULTADOS

Biomassa acima do solo, estoque de carbono e atributos estruturais

No geral, o diâmetro e a altura total variaram de 5 a 115 cm e de 2,4 a 62,4 m, respectivamente. Em média o estoque de carbono total considerando todas as tipologias foi $71,6 \pm 56,3 \text{ Mg C ha}^{-1}$. Especificamente, CON atingiu os maiores valores de AGC ($131,56 \pm 56,3 \text{ Mg C ha}^{-1}$), seguido por DEG ($79,74 \pm 44,1 \text{ Mg C ha}^{-1}$), REST ($51,96 \pm 34,9 \text{ Mg C ha}^{-1}$), e por último REG ($29,16 \pm 11,9 \text{ Mg C ha}^{-1}$) ($F = 11$; $p < 0,0001$). Não foram constatadas diferenças estatísticas significativas entre DEG e REST. Contudo, DEG estocou mais carbono que REG (Fig. 2).



Médias que não compartilham a mesma letra diferem estatisticamente ($p < 0,001$, Teste Tukey).

Sobre os atributos estruturais e suas respectivas lacunas, a altura total foi o indicador com maiores lacunas, seguido pelo DAP e por último a abundância de indivíduos (Fig. 3). No geral, DEG e REST foram as tipologias que apresentaram as menores lacunas estruturais. Especificamente, a lacuna para a altura foi menor em REST (26%) e maiores em REG (33%) e DEG (34%). Já no que diz respeito ao DAP, a lacuna em DEG foi 10%, REST de 16% e REG de 22%. A abundância foi a característica estrutural com menores lacunas (valores positivos) para todas as tipologias florestais, chegando a recuperar totalmente, isto é, REG, REST e DEG alcançaram valores que superaram até mesmo os valores de referência (Fig. 3).

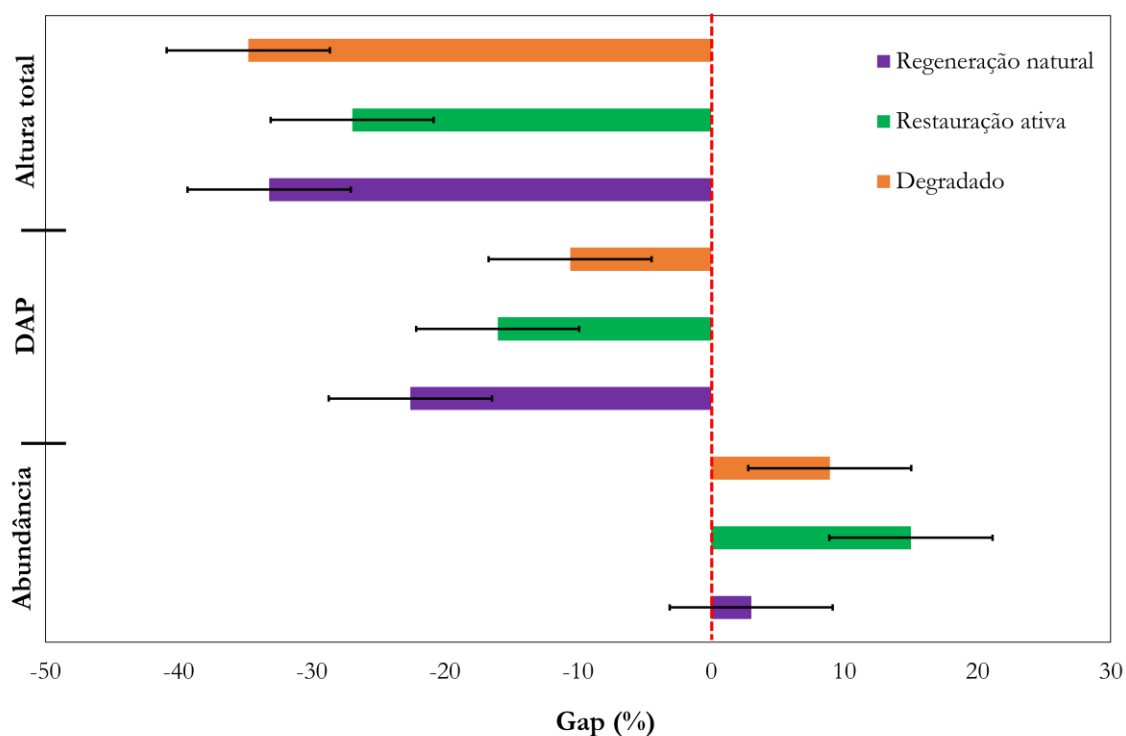


Figura 3. Lacunas de recuperação de três atributos florestais (abundância, DAP e altura) a partir da comparação de florestas regeneradas, restauradas ou degradadas vs. floresta madura conservada. As barras indicam a porcentagem de lacuna estrutural para três diferentes atributos estruturais. Quanto maior for a barra à esquerda do zero (linha vermelha pontilhada) maior será a lacuna estrutural de determinado atributo. Barras à direita do zero representam recuperação total de determinada característica estrutural.

A abundância total de indivíduos foi de 1.428 em REST, 1.047 em DEG, 1.016 em REG e 978 em CON. No geral, houve uma contribuição maior de indivíduos da classe de pequeno porte para a abundância total em todas as tipologias correspondendo a cerca de 75% da abundância total (Fig. 4). Em REST, DEG e CON, os indivíduos de médio e grande porte representaram, respectivamente, cerca de 15% e 8% em cada uma delas. Exceto em REG, na qual a abundância de indivíduos de grande porte representou somente 3,5%. Sobre as contribuições de cada classe de diâmetro para o AGC, apesar da abundância de indivíduos ser menor na classe de grande porte, o carbono alocado nesta classe representou a maior parte do AGC de cada tipologia. Dessa forma, em CON (70%), DEG (70%) e REST (47%), os indivíduos de grande porte são responsáveis por aproximadamente mais que a metade do carbono estocado na biomassa acima do solo. Apenas 31% do AGC está alocado nessa classe em REG. Foram constatadas correlações lineares positivas entre o estoque de carbono total e os indivíduos de grande porte em todas as tipologias (Tab. 1)

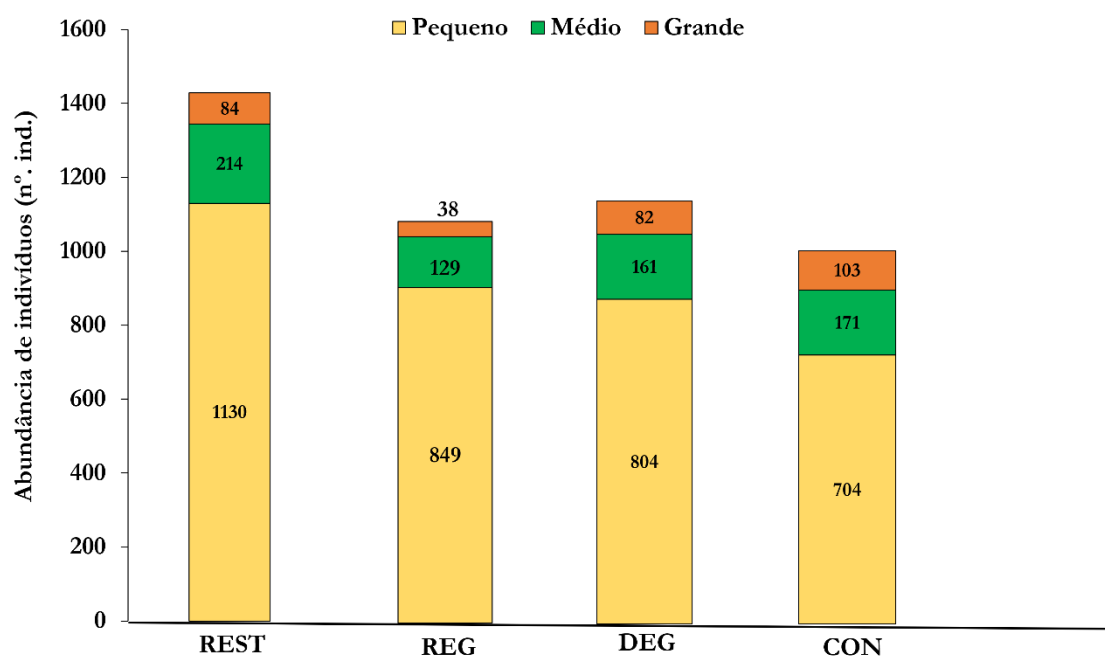


Figura 4. Classes de diâmetro (pequeno, médio e grande) das quatro tipologias florestais avaliadas. REST (restauração ativa), REG (regeneração natural), DEG (fragmento degradado) e CON (remanescente conservado). Pequeno ($5 \geq \text{DAP} < 15 \text{ cm}$), médio ($15 \geq \text{DAP} < 25 \text{ cm}$) e grande porte ($\geq 25 \text{ cm}$).

Tabela 1. Correlação de Pearson (R^2) entre o estoque de carbono total e a abundância de indivíduos de grande porte ($\text{DAP} > 25 \text{ cm}$) de cada tipologia amostrada. *** significância $< 0,001$.

Tipologia	Pearson	<i>p</i> -value
Remanescente conservado	0,93	0,001***
Remanescente degradado	0,89	0,001***
Regeneração natural	0,94	0,001***
Restauração ativa	0,91	0,001***

Riqueza, composição de espécies, diversidade florística e filogenética

Nos remanescentes conservados (CON) e degradados (DEG), a riqueza de espécies variou de 12 a 31 ($21,9 \pm 7,5$) e de 14 a 27 espécies ($20,8 \pm 4,2$) por parcela, respectivamente. Já a regeneração natural (REG) apresentou riqueza que variou de 2 a 34 espécies ($15 \pm 9,6$) e nos plantios de restauração ativa (REST) a riqueza variou de 6 a 33 espécies ($15,2 \pm 7,9$) por parcela. O pool total de espécies ($N = 454$) continha 300 espécies compartilhadas (66%) entre as tipologias. Sobre as espécies exclusivas de cada tipologia, CON contribuiu com 62 spp. (13%), DEG com 36 spp. (7%), REG com 40 spp. (8%) e REST com 32 spp. (6%) (Fig. 5). Através do intervalo de confiança (95%) da curva de rarefação de espécies, é possível afirmar que a riqueza de espécies é diferente entre as tipologias, sendo maior em CON acompanhado de DEG, REG, e por último REST (Fig. 6).

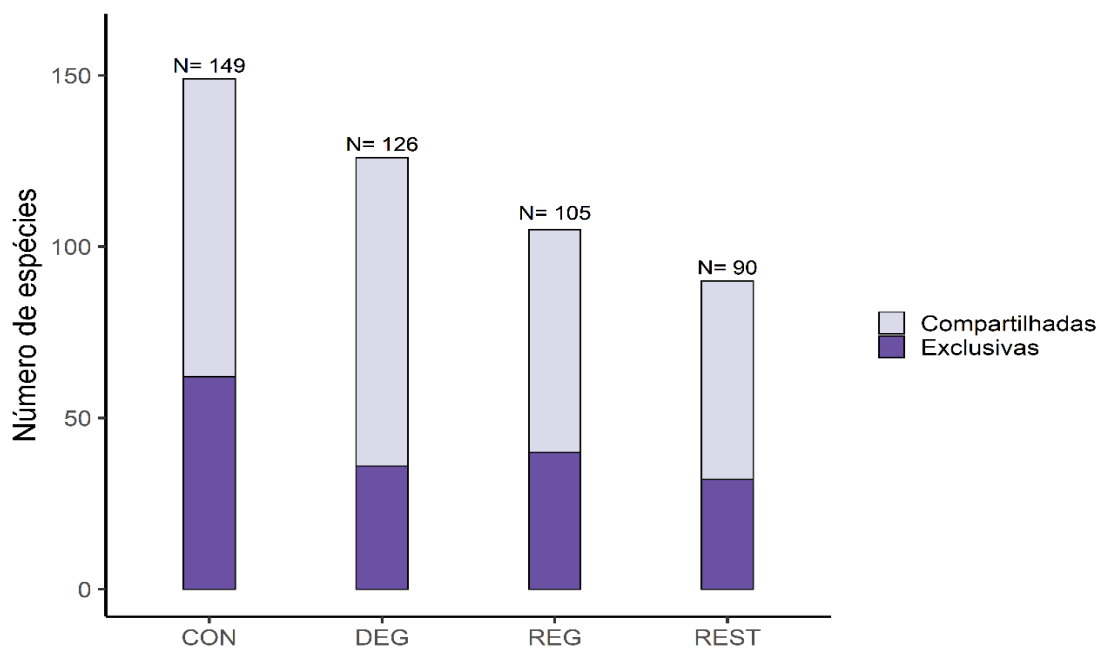


Figura 5. Número de espécies total, exclusivas e compartilhadas amostradas em cada tipologia. CON – remanescente conservado; DEG – remanescente degradado; REG – regeneração natural e REST – Restauração ativa.

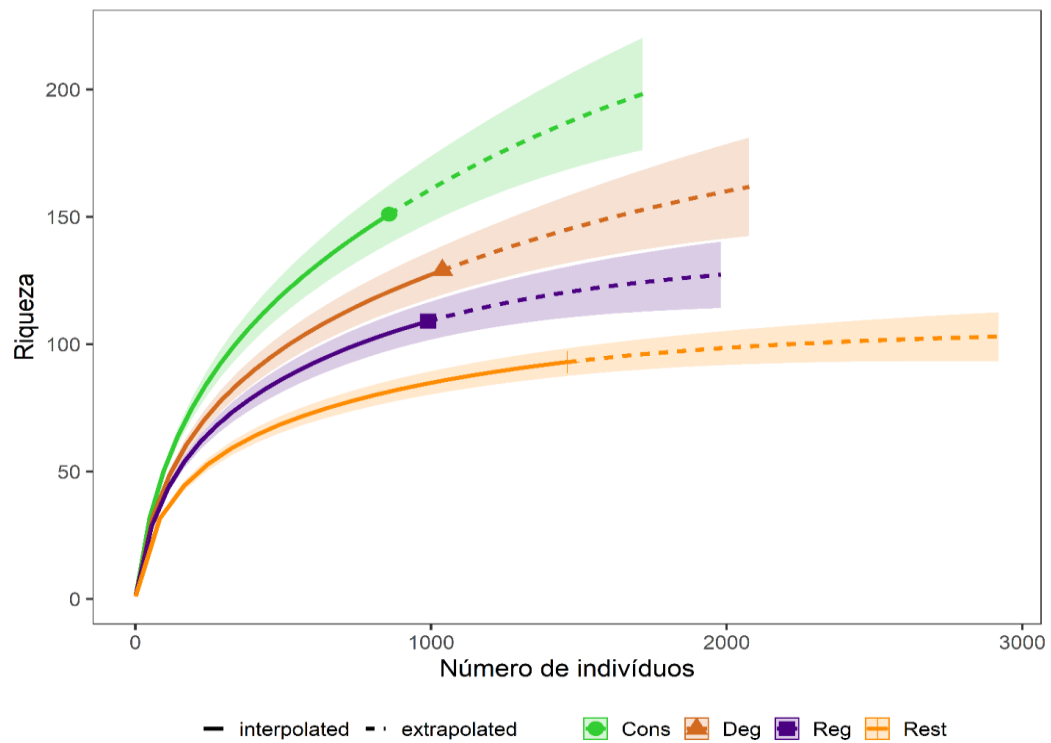


Figura 6. Curvas de rarefação (linhas sólidas) e extrapolação (linha pontilhada) de riqueza de espécies para quatro tipologias amostradas. Sendo: Cons – remanescente conservado; Deg – remanescente degradado; Reg – regeneração natural e Rest – Restauração ativa. Áreas sombreadas indicam o intervalo de 95%.

A diversidade florística obtida através do índice alfa de Fisher foi maior e similar em CON (Fisher alpha= 10,63) e DEG (Fisher alpha= 9,7), do que em REST (Fisher alpha= 5,16) e REG (Fisher alpha= 5,22) ($F= 4,78$; $p < 0,01$; Fig. 7A). No que diz respeito à diversidade filogenética, as tipologias apresentaram valores muito semelhantes, não diferindo estatisticamente entre si ($CON_{PD}= 1959$; $DEG_{PD}= 1974$; $REG_{PD}= 1651$ e $REST_{PD}= 1410$) (Fig. 7B).

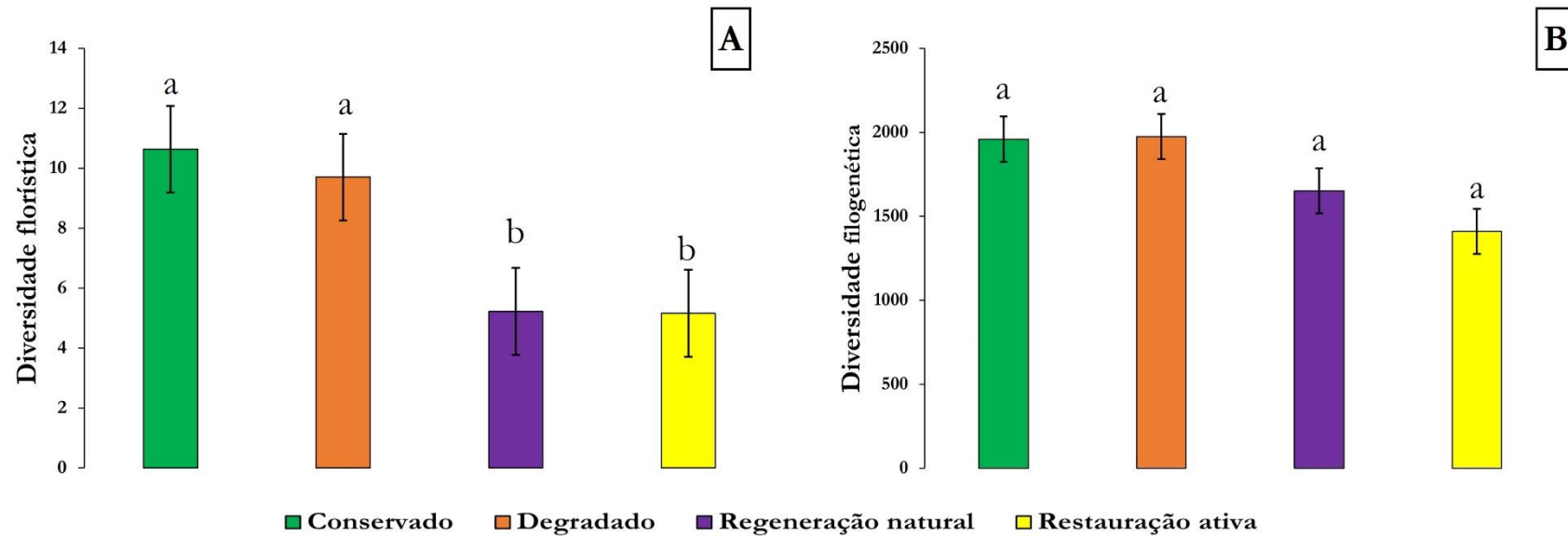
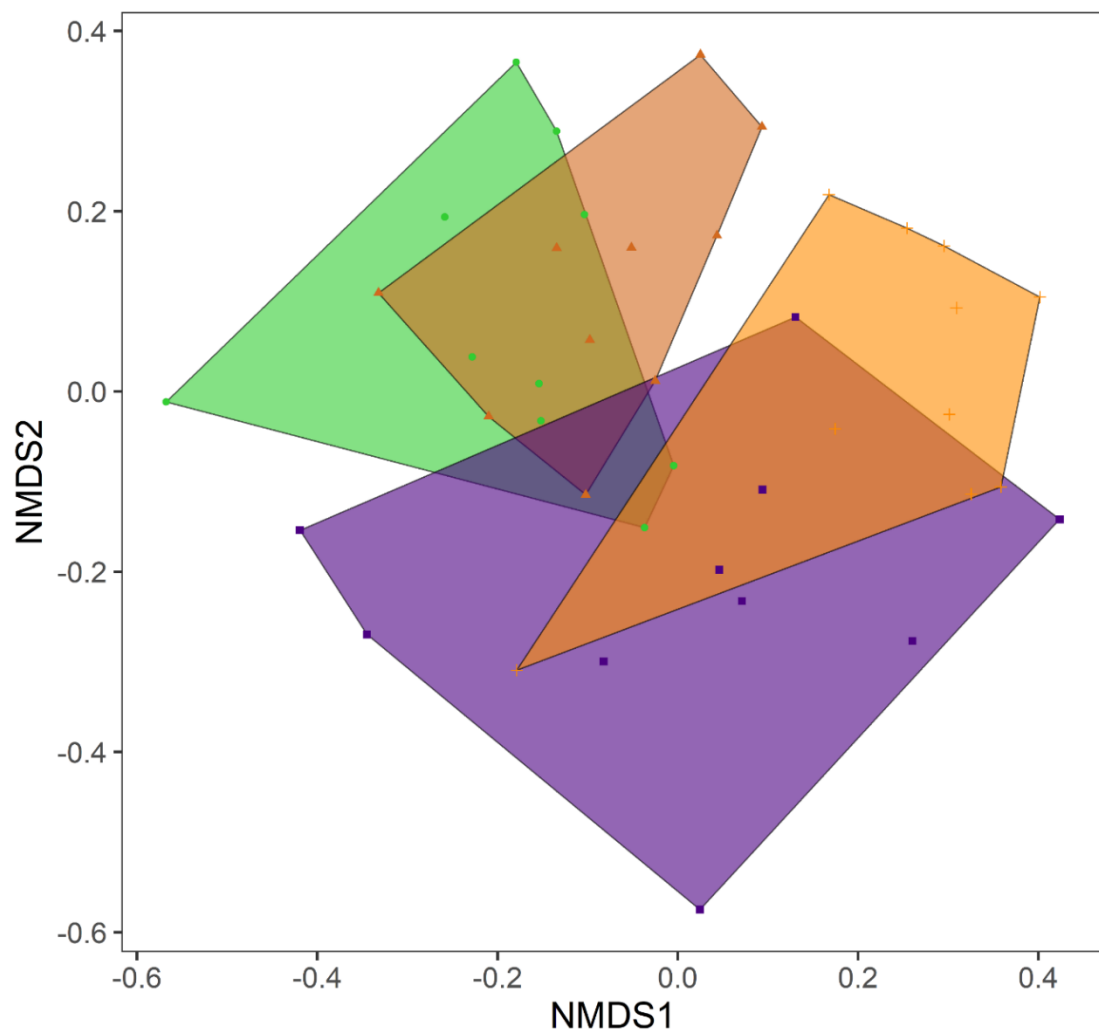


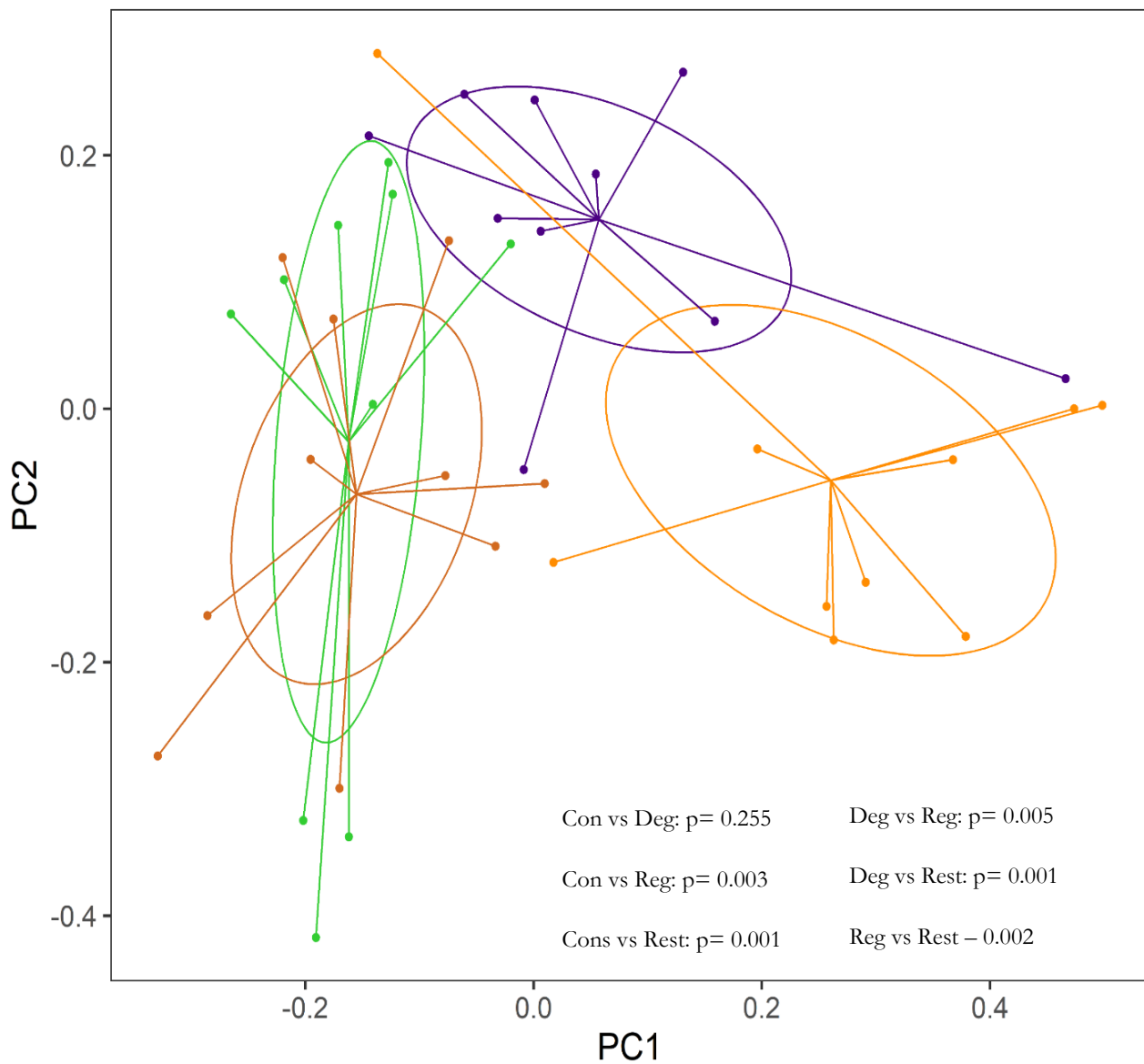
Figura 7. Diversidade florística obtida através do índice Alfa de Fisher (A) e diversidade filogenética (B) amostradas em quatro tipologias (florestas conservadas, degradadas, regeneradas e restauradas) de Floresta Atlântica brasileira no estado de São Paulo, Brasil. Barras com letras diferentes diferem estatisticamente ($p < 0,05$, Teste Tukey).

A análise de ordenação nMDS identificou a formação de dois subgrupos mais sobrepostos e, portanto, similares entre si (Fig. 8). Sendo REG e REST (subgrupo 1) e CON e DEG (subgrupo 2). O valor de tensão (stress= 0,2) encontrado apoia e demonstra que a ordenação é adequada para interpretação. A análise de variância permutacional (PERMANOVA) constatou diferenças significativas em relação à composição de espécies entre as tipologias ($p= 0,0001$). Os resultados do teste da comparação par-a-par demonstraram que há diferenças em termos de composição de espécies entre todas as tipologias ($p \leq 0,005$), exceto entre CON e DEG (Fig. 9).



Tipologias ■ Conservado ■ Degradado ■ Regeneração natural ■ Restauração ativa

Figura 8. Análise de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (nMDS) através da matriz de distância de Bray-Curtis para quatro tipologias amostradas na Floresta Atlântica brasileira do estado de São Paulo, Brasil. Stress = 02.



● Conservado ● Degradado ● Regeneração natural ● Restauração ativa

Figura 9. Homogeneidade multivariada de dispersão de grupos (variâncias) e comparação de médias entre grupos com o método pairwiseAdonis ($p < 0,05$).

Diversidade beta e suas partições (turnover e nestedness)

Encontramos alta diversidade beta para todas as tipologias ($>0,88$). O particionamento da diversidade beta mostrou uma alta contribuição do componente turnover/substituição (β_{tur}) ($>90\%$) comparado ao nestedness/aninhamento (β_{nes}) para todas as tipologias, indicando processo de heterogeneização florística espacial (Fig. 10 A-D). O nestedness diferiu estatisticamente dentre todas as tipologias (REST $>$ REG $>$ CON $>$ DEG) ($p < 0,05$). Já o turnover diferiu apenas entre REG e CON ($p < 0,05$).

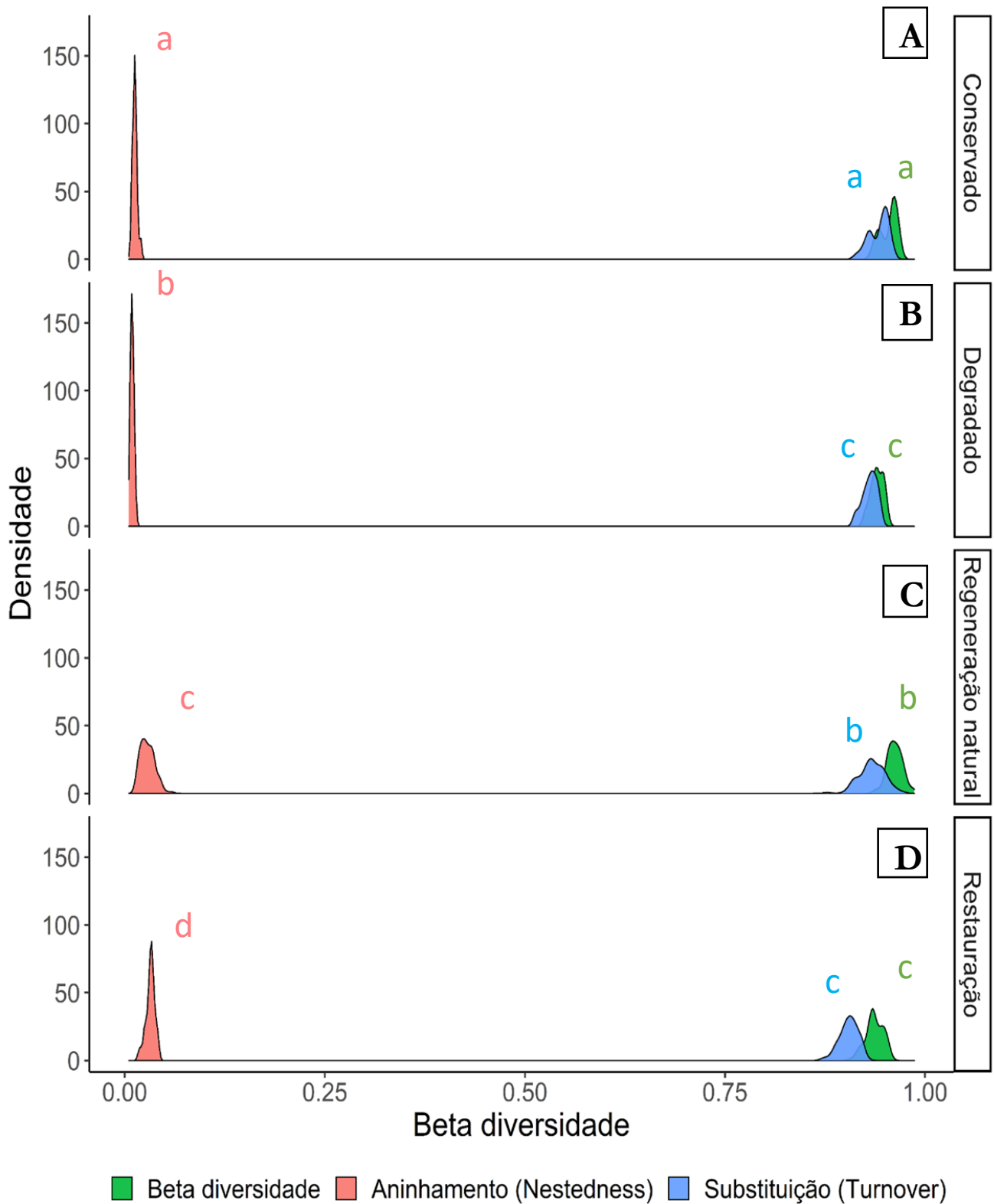


Figura 10. Dissimilaridades múltiplo-sítios obtidas a partir da diversidade beta espacial e a partição de seus componentes turnover/substituição (β_{tur}) e nestedness/aninhamento (β_{nes}) de quatro tipologias de Floresta Atlântica brasileira no estado de São Paulo, Brasil. Letras distintas apontam diferenças estatística pelo teste de Fisher usando correção de Borrefoni ($p < 0,05$).

DISCUSSÃO

Biomassa acima do solo, estoque de carbono e atributos estruturais

De maneira geral, os resultados do nosso estudo apontam e destacam o importante papel das florestas restauradas, regeneradas e degradadas para o aumento do sequestro e estoque de carbono, agindo de forma complementar e em cobenefício com os remanescentes conservados. Nossos resultados estão de acordo com outros autores (Benini & Adeodato, 2017; Bernal et al. 2018; Van Der Gaast et al. 2018 Suarez et al. 2019; Trujillo-Miranda et al. 2018; Freitas et al. 2019) e valida a importância dessas florestas para mitigação das mudanças climáticas ao sequestrar carbono atmosférico.

REG e REST foram as tipologias que estocaram as menores quantidades de carbono. Apesar disso, quando analisadas em conjunto, tais florestas demonstram alto potencial e contribuem efetivamente para provisão de serviços ecossistêmicos (SE) ligados ao carbono. Outros estudos já apontaram que florestas restauradas e regeneradas naturalmente detêm um papel importante no sequestro de carbono e, conseqüentemente, para mitigação das mudanças climáticas (Brancalion et al. 2016; Matos et al. 2020). Dessa forma, estima-se que, se protegermos tais florestas pelos próximos 40 anos, o total de carbono acumulado por elas seria suficiente para compensar as emissões de combustíveis fósseis e processos industriais de toda América Latina no período de 1993 a 2014 (Chazdon et al. 2016).

Nossos resultados também mostram que os fragmentos de floresta nativa degradadas (DEG) ainda são excelentes sumidouros de carbono, estocando consideráveis quantidades de carbono em sua biomassa acima do solo (Mayhew et al. 2019). Isso tudo, destaca a importância de DEG, indicando que é necessário e urgente conservá-los. Dessa forma, assegurar a integridade desses remanescentes degradados significa garantir a provisão de serviços ecossistêmicos cruciais, tais como, conservação da biodiversidade e estoque de carbono (Almeida et al. 2020; Kameniar et al. 2021; Manguiera et al. 2021; Sabatini et al. 2020). Em adição, o estoque de carbono de DEG é nitidamente menor que CON, porém maior que o de REG e similar a REST. Isso nos mostra que se fosse dado manejo adequado através de ações de restauração a esses fragmentos degradados, possivelmente eles alcançariam, a um custo menor, valores próximos dos remanescentes conservados que estão protegidos perante lei.

Ainda nesse contexto, florestas tropicais, como é o caso desse estudo, são hotspots de carbono representando um dos principais sumidouros de carbono atmosférico do mundo (Bonan et al. 2008). Isso porque tais SE ligados ao carbono em florestas tropicais são maximizados pelas

condições ambientais inerentes às florestas tropicais, como alta precipitação e disponibilidade de luz, que aumentam o ganho de biomassa nessas florestas, e consequentemente a capacidade de estocar carbono (Bonan et al. 2008; Poorter et al. 2015). Tudo isso implica que em florestas tropicais a conservação de florestas primárias, sejam elas conservadas ou degradadas, é primordial para regulação das sequestro de carbono.

Outo fator importante é que devido aos resultados apresentados acima, a restauração de ecossistemas degradados em regiões tropicais configura uma situação de ganho muito vantajosa para programas que visam conservar e ao mesmo tempo sustentar o estoque de carbono, como o REDD+ (UN Reducing Emissions from Deforestation and Degradation initiative). Dessa forma, a concentração de políticas e programas que visam restaurar e proteger ecossistemas florestais tropicais em larga escala pode contribuir grandemente para prestação de SE ligados ao carbono.

Em relação aos atributos estruturais, sabe-se que a estrutura florestal é um fator determinante que impulsiona e sustenta processos ecológicos intimamente relacionados com a dinâmica do estoque de carbono das comunidades vegetais (Lohbeck et al. 2015; Poorter et al. 2015; Gardon et al. 2020; Rozendaal et al. 2017). Neste estudo, REG obteve os menores valores para o estoque de carbono ao mesmo tempo que apresentou os maiores gaps estruturais para DAP e altura total (Fig. 3). Por outro lado, REST e DEG apresentaram os menores gaps e os maiores estoques de carbono. Assim, fica claro que os padrões de sequestro e estocagem de carbono é um processo que está (in)diretamente ligado a complexidade estrutural das florestas (Lewis et al. 2013; Porter et al. 2015). Especificamente em relação ao diâmetro do caule, inúmeros estudos já apontaram que essa é uma das principais características estruturais que influenciam no estoque de carbono em florestas tropicais (Ligot et al. 2018; Gardon et al. 2021). Diante disso, com base em nossos resultados percebe-se que os indivíduos arbóreos de áreas em regeneração natural parecem ter diâmetro do caule menor do que as árvores dos plantios de restauração demonstrando que plantios de restauração frequentemente utilizam árvores de crescimento rápido que aumentam o estoque de carbono. Em DEG e REST, os indivíduos de grande porte foram maiores em comparação a REG. Ainda, os indivíduos de grande porte contribuíram com cerca de mais que 50% do carbono total acumulado por DEG e REST. No entanto, essa classe representou apenas 35% do carbono estocado em REG. Nossos resultados estão de acordo com outros estudos que já demonstraram que indivíduos de grande porte são peças fundamentais para o estoque de carbono em florestas tropicais (Poorter et al. 2015; Ligot et al. 2018; Gardon et al. 2020).

A presença de indivíduos de grande porte nessas tipologias pode ser explicada pelas altas taxas de sobrevivência e rápido crescimento das espécies (Gardon et al. 2020). Contudo, a

sobrevivência das espécies depende acima de tudo de fatores bióticos e abióticos, como a biologia das espécies, competição e disponibilidade de recursos (Ferez et al. 2015; Ligot et al. 2018). Por exemplo, especialmente para regeneração natural e restauração ativa, a invasão de gramíneas exóticas constitui um forte gargalo para a sobrevivência de espécies (Londe et al. 2017; Londe et al. 2020). A invasão de gramíneas exóticas pode influenciar negativamente o estabelecimento e desenvolvimento das espécies através da competição, restringindo condições necessárias para a germinação de plantas nativas, e também diminuindo a disponibilidade de recursos (Elgar et al. 2014; Fiore et al. 2019). Assim, com base na alta quantidade de indivíduos de grande porte e abundância total, é plausível afirmar que os plantios de restauração avaliados foram bem planejados e manejados permitindo a quebra dessa barreira ecológica ao contrário da regeneração natural que apresentaram os menores valores para tais indicadores.

Ademais, outras barreiras ecológicas podem limitar o estabelecimento, desenvolvimento e sobrevivência de plantas, principalmente em sítios que sofreram fortes distúrbios (Sansevero et al. 2011; Palma et al. 2021). Algumas das barreiras frequentemente relatadas na literatura envolvem a perda do banco de sementes, limitações relacionadas a dispersão de diásporos, alta predação de sementes, solos poucos férteis e competição com erva daninhas (Aide & Cavelier, 1994; Holl et al. 2000; Holl & Lulow, 1997; Zimmerman et al. 2000; Palma et al. 2021).

Riqueza e composição de espécies, diversidade florística e filogenética

Encontramos riqueza de espécies menor em REST e REG em comparação a CON. Apesar disso, REG alcançou riqueza maior em comparação a REST. Isso mostra que a restauração ativa deveria ser praticada levando-se em consideração um maior número de espécies. Por outro lado, a diversidade florística em REST e REG foram similares, porém menores que COM e DEG. De maneira geral, tais resultados evidenciam que apesar da riqueza e diversidade florística de REG e REST serem menores em relação aos ecossistemas de referência, tais florestas aumentam a riqueza e diversidade florística regional evidenciando seu valor complementar diminuindo a pressão sob remanescentes de floresta primária e extinção de espécies ao mesmo tempo que aumentam a diversidade genética, assim como atestado por outros estudos (Gilman et al. 2016; Trujillo-Miranda et al. 2018; Yirdaw et al. 2019; Staples et al. 2020).

Ainda nesse contexto, foi visto que DEG obteve riqueza de espécies e diversidade florística muito maior que REG e REST. Isso quer dizer que esses remanescentes mesmo acometidos pela degradação contínua são capazes de manter altos índices de diversidade e riqueza de espécies (Barlow et al. 2017; Farah et al. 2017). Dessa forma, se tais fragmentos forem protegidos adequadamente podem contribuir grandemente para conservação da biodiversidade (Wright &

Muller-Landau, 2006; Tschardt et al. 2012), e ainda ampliar o valor das florestas restauradas, atuando como fonte de propágulos e aumentando a conectividade entre manchas florestais e facilitando os processos de dispersão (Tambosi et al. 2015). Isso nos deixa claro que é preciso promover a restauração de fragmentos degradados devido ao seu alto potencial em recuperar a diversidade e riqueza de espécies aos níveis experimentados pelos ecossistemas de referência. Com base no alto valor conservacionista encontrado aqui para DEG, também é possível afirmar que a conservação da biodiversidade não deve ficar restrita a florestas primárias intocadas, tais como aquelas legalmente protegidas por lei dentro de Unidade de Conservação (Farah et al. 2017).

Encontramos alta diversidade filogenética (PD) para todas as tipologias, mas não houve diferenças estatísticas entre elas. Outros estudos já denotaram alta diversidade filogenética de áreas em restauração, bem como em regeneração natural (Athayde et al. 2015; Matos et al. 2020). Altos índices de PD estão relacionados com comunidades altamente funcionais, tendo em vista que diferentes espécies podem assumir diferentes papéis funcionais e estes podem ser conservados na filogenia (Cianciaruso et al. 2009). Especialmente para a restauração ativa, o alto valor de PD aferido revela que a restauração está cumprindo bem seu papel ecológico. Vidal et al. (2020) mostraram que viveiros de mudas para restauração do estado de São Paulo possuem alta diversidade e riqueza de espécies regionais da Mata Atlântica, o que contribui para dissimilaridade florística entre os viveiros. Em outras palavras, isso quer dizer que a alta rotatividade de espécies entre os viveiros pode contribuir para o aumento da diversidade florística e filogenética de áreas restauradas em larga escala devido ao fato que a substituição ou rotatividade de espécies (turnover) entre comunidades aumenta a distância filogenética entre seus membros (Frishkoff et al. 2014).

Aferimos também que a composição florística difere significativamente entre as tipologias, exceto entre DEG e CON. Em ecossistemas altamente diversificados e com altas taxas de endemismo, como é o caso das florestas tropicais, a composição florística de ecossistemas que sofreram degradação requer séculos ou até milênios para se igualar aos ecossistemas de referência (Suganuma et al. 2014; Trujillo-Miranda et al. 2018; Matos et al. 2020; Dalmazo et al. 2020; Piotto et al. 2021). Especialmente na Mata Atlântica, estima-se que a composição florística necessite de pelo menos três séculos para se recuperar ou até mesmo nunca se recupere, já as taxas de endemismo precisam de milênios (Liebsch et al. 2008). Além disso, as comunidades vegetais também podem sofrer influência do tipo de perturbação e condições ambientais, as quais determinado ambiente está submetido, tais como, histórico de uso da terra (Gross et al. 2018), topografia (Zuleta et al. 2018) e condições do solo (Martins et al. 2015). Esses fatores modelam as comunidades e provavelmente alteram a composição florística delas.

Isso reforça mais uma vez que a restauração ecológica deveria focar também no manejo de florestas degradadas presentes em paisagens altamente fragmentadas. Uma vez que tais fragmentos já dispõem de uma gama de condições que favorecem a regeneração, além do fato de abrigar consideráveis níveis de riqueza, diversidade florística e comunidades floristicamente parecidas com os ecossistemas de referência. Com base nisso, investir em técnicas de restauração voltadas para tais fragmentos degradados pode minimizar custos da restauração e ainda alcançar condições muito parecidas com as florestas nativas conservadas mais rapidamente.

Especificamente sobre REST, é provável que sua dissimilaridade florística com CON deve-se, principalmente, a baixa capacidade que os viveiros de mudas para restauração têm de replicar a diversidade existentes em biomas altamente diversificados, como a Mata Atlântica ou também porque os viveiros produzem espécies que não representam a flora local (Vidal et al. 2021). Em REG, a dissimilaridade observada pode ser inteiramente resultados de processos estocásticos que podem formar diferentes comunidades com composições florísticas totalmente distintas (Mesquita et al. 2001). Ou devido a fortes filtros ecológicos impostos pelos legados deixados pelo fator de degradação no ecossistema que pode atuar selecionando somente espécies que conseguem colonizar e sobreviver as condições do sítio degradado (Aide & Cavellier, 1994; Holl et al. 2000; Holl & Lulow, 1997; Zimmerman et al. 2000; Palma et al. 2021)

Diversidade beta e suas partições (turnover e nestedness)

Foi encontrado alta diversidade beta para todas as tipologias. A diversidade beta das tipologias foi quase inteiramente impulsionada pela substituição de espécies (*Turnover*). Assim como encontrado aqui, outros estudos que analisaram os componentes da diversidade beta em ampla escala também verificaram alta diversidade beta e contribuição maior da substituição de espécies ou turnover (Soininen et al. 2018; Dalmaso et al. 2020). A predominante contribuição do turnover indica um decorrente processo de heterogeneização florística, isto é, as comunidades abrigam conjuntos específicos de espécies (de Castro Solar et al. 2015; Sfair et al. 2016; Collins et al. 2017; Catano et al. 2017). Em outras palavras, as comunidades vegetais (parcela por parcela) de cada tipologia abrigam considerável quantidade de espécies raras, que contribuem para sua composição florística única. Dessa forma, tendo em vista que o valor das florestas para conservação está ligado às espécies que elas abrigam, tais resultados destacam a importância de REG, REST e DEG para conservação (Magnano et al. 2014).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Ao final deste estudo, o conhecimento científico gerado nos permite fazer diversas considerações. Primeiro, os instrumentos legais de proteção a vegetação nativa são falhos, pois não englobam, nem dão a devida proteção às florestas nativas que permanecem fora de Unidades de Conservação ou de limites estabelecidos por lei. Segundo, as florestas em restauração e em regeneração contribuem de forma particular para conservação da biodiversidade e mitigação das mudanças climáticas através do sequestro de carbono em sua biomassa. Por exemplo, os plantios de restauração e florestas secundárias (regeneração natural) complementam a diversidade vegetal em larga escala atuando sinergicamente com remanescente degradados e conservados para maximizar a prestação de serviços ecossistêmicos ligados ao carbono e recuperação da biodiversidade remanescente. Terceiro, nosso estudo demonstra também que apesar dos fragmentos degradados serem alvo de investigação de poucos estudos tais florestas ainda detêm um alto potencial e papel para conservação e mitigação das mudanças climáticas atuando como enorme repositórios e refúgios de biodiversidade e estocando altas quantidades de carbono. Dessa forma, é imprescindível e necessário que tais fragmentos degradados sejam considerados em planos de restauração devido ao seu alto potencial e custo-benefício. Por último, de forma complementar e geral, foi constatado que fragmentos degradados, plantios de restauração e florestas regeneradas são responsáveis por reestabelecer populações de espécies de plantas, abrigar conjuntos específicos de espécies, aumentar a extensão e conectividade de habitats florestais e, acima tudo, possibilitar a persistência da biodiversidade em paisagens altamente fragmentadas.

Ao final, reiteramos que a conservação da biodiversidade é um grande desafio que depende acima de tudo de boas práticas. Nesse estudo, apesar da importância elencada dos plantios de restauração e florestas regeneradas, tais florestas apresentaram os menores índices de diversidade, bem como riqueza de espécies. Com base nisso, consideramos fundamental que as florestas em regeneração natural sejam urgentemente protegidas, manejadas e conservadas, principalmente pelo poder público e privado, para que possam perpetuar e maximizar seus benefícios. Aconselhamos também que os projetos de restauração sejam formulados considerando uma riqueza maior de espécies, que representem os grupos funcionais de cada região ou uma diversidade maior de espécies. Tudo isso, para que florestas em restauração alcancem mais rápidos valores próximos dos ecossistemas de referência ou até mesmo de fragmentos degradados.

REFERÊNCIAS

- Aguilar, M., Sierra, J., Ramirez, W., Vargas, O., Calle, Z., Vargas, W., Murcia, C., Aronson, J., & Barrera Cataño, J. I. (2015). Toward a post-conflict Colombia: restoring to the future. *Restoration Ecology*, 23(1), 4–6. <https://doi.org/10.1111/REC.12172>
- Aide, T. M., & Cavelier, J. (1994). Barriers to Lowland Tropical Forest Restoration in the Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. *Restoration Ecology*, 2(4), 219–229. <https://doi.org/10.1111/J.1526-100X.1994.TB00054.X>
- Almeida, P. C., Hartmann, M. T., & Hartmann, P. A. (2020). How riparian forest integrity influences anuran species composition: a case study in the Southern Brazil Atlantic Forest. *Animal Biodiversity and Conservation*, 43(2), 210–218. <https://raco.cat/index.php/ABC/article/view/10.32800-abc.2020.43.0209/467055>
- Alroy, J. (2017). Effects of habitat disturbance on tropical forest biodiversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(23), 6056–6061. <https://doi.org/10.1073/PNAS.1611855114>
- Alvares, C. A., Stape, J. L., Sentelhas, P. C., Leonardo, J., Gonçalves, M., & Sparovek, G. (2014). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22(6), 711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>
- Anderson, M. J., Crist, T. O., Chase, J. M., Vellend, M., Inouye, B. D., Freestone, A. L., Sanders, N. J., Cornell, H. v., Comita, L. S., Davies, K. F., Harrison, S. P., Kraft, N. J. B., Stegen, J. C., & Swenson, N. G. (2011). Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecology Letters*, 14(1), 19–28. <https://doi.org/10.1111/J.1461-0248.2010.01552.X>
- Arbizu, M. P. (2020). *pairwiseAdonis: pairwise multilevel comparison using adonis*. Disponível em: https://rdr.io/github/gauravsk/ranacapa/man/pairwise_adonis.html>. Acessado em dezembro de 2021.
- Aronson, J., & Alexander, S. (2013). Ecosystem Restoration is Now a Global Priority: Time to Roll up our Sleeves. *Restoration Ecology*, 21(3), 293–296. <https://doi.org/10.1111/REC.12011>
- Arroyo-Rodríguez, V., Melo, F. P. L., Martínez-Ramos, M., Bongers, F., Chazdon, R. L., Meave, J. A., Norden, N., Santos, B. A., Leal, I. R., & 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>

Athayde, E. A., Cancian, L. F., Verdade, L. M., & Morellato, L. P. C. (2015). Functional and phylogenetic diversity of scattered trees in an agricultural landscape: Implications for conservation. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 199, 272–281. <https://doi.org/10.1016/J.AGEE.2014.10.003>

Barlow, J., Gardner, T. A., Araujo, I. S., Ávila-Pires, T. C., Bonaldo, A. B., Costa, J. E., Esposito, M. C., Ferreira, L. v., Hawes, J., Hernandez, M. I. M., Hoogmoed, M. S., Leite, R. N., Lo-Man-Hung, N. F., Malcolm, J. R., Martins, M. B., Mestre, L. A. M., Miranda-Santos, R., Nunes-Gutjahr, A. L., Overal, W. L., ... Peres, C. A. (2007). Quantifying the biodiversity value of tropical primary, secondary, and plantation forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104(47), 18555–18560. <https://doi.org/10.1073/PNAS.0703333104>

Baselga, A. (2010). Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. *Global Ecology and Biogeography*, 19(1), 134–143. <https://doi.org/10.1111/J.1466-8238.2009.00490.X>

Baselga, A., & Orme, C. D. L. (2012). betapart: an R package for the study of beta diversity. *Methods in Ecology and Evolution*, 3(5), 808–812. <https://doi.org/10.1111/J.2041-210X.2012.00224.X>

Benini, R.M.; Adeodato, S. 2017. *Economia Florestal*. Nature Conservancy, São Paulo, Brazil.

Berenguer, E., Ferreira, J., Gardner, T. A., Aragão, L. E. O. C., De Camargo, P. B., Cerri, C. E., Durigan, M., De Oliveira, R. C., Vieira, I. C. G., & Barlow, J. (2014). A large-scale field assessment of carbon stocks in human-modified tropical forests. *Global Change Biology*, 20(12), 3713–3726. <https://doi.org/10.1111/GCB.12627>

Bernal, B., Murray, L. T., & Pearson, T. R. H. (2018). Global carbon dioxide removal rates from forest landscape restoration activities. *Carbon Balance and Management*, 13(1), 1–13. <https://doi.org/10.1186/S13021-018-0110-8/FIGURES/4>

Bonan, G. B. (2008). Forests and climate change: Forcings, feedbacks, and the climate benefits of forests. *Science*, 320(5882), 1444–1449. https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1155121/SUPPL_FILE/BONAN_SOM.PDF

Brancalion, P. H. S., Schweitzer, D., Gaudare, U., Manguiera, J. R., Lamonato, F., Farah, F. T., Nave, A. G., & Rodrigues, R. R. (2016). Balancing economic costs and ecological outcomes of passive and active restoration in agricultural landscapes: the case of Brazil. *Biotropica*, 48(6), 856–867. <https://doi.org/10.1111/BTP.12383>

Calmon, M., Brancalion, P. H. S., Paese, A., Aronson, J., Castro, P., da Silva, S. C., & Rodrigues, R. R. (2011). Emerging Threats and Opportunities for Large-Scale Ecological Restoration in the Atlantic Forest of Brazil. *Restoration Ecology*, 19(2), 154–158. <https://doi.org/10.1111/J.1526-100X.2011.00772.X>

Carlucci, M. B., Marcilio-Silva, V., & Torezan, J. M. (2021). *The Southern Atlantic Forest: Use, Degradation, and Perspectives for Conservation*. The Atlantic Forest, 91–111. https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7_5

Carson, W., & Schnitzes, S. (2011). *Tropical Forest Community Ecology*. John Wiley & Sons.

Catano, C. P., Dickson, T. L., & Myers, J. A. (2017). Dispersal and neutral sampling mediate contingent effects of disturbance on plant beta-diversity: a meta-analysis. *Ecology Letters*, 20(3), 347–356. <https://doi.org/10.1111/ELE.12733>

Ceballos, G., Ehrlich, P. R., & Dirzo, R. (2017). Biological annihilation via the ongoing sixth mass extinction signaled by vertebrate population losses and declines. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 114(30), E6089–E6096. <https://doi.org/10.1073/PNAS.1704949114>

César, R. G., Moreno, V. S., Coletta, G. D., Chazdon, R. L., Ferraz, S. F. B., de Almeida, D. R. A., & Brancalion, P. H. S. (2018). Early ecological outcomes of natural regeneration and tree plantations for restoring agricultural landscapes. *Ecological Applications*, 28(2), 373–384. <https://doi.org/10.1002/EAP.1653>

Chase, M. W., Christenhusz, M. J. M., Fay, M. F., Byng, J. W., Judd, W. S., Soltis, D. E., ... Weber, A. (2016). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 181(1), 1–20. <https://doi.org/10.1111/BOJ.12385>

Chave, J., Réjou-Méchain, M., Búrquez, A., Chidumayo, E., Colgan, M. S., Delitti, W. B. C., Duque, A., Eid, T., Fearnside, P. M., Goodman, R. C., Henry, M., Martínez-Yrízar, A., Mugasha, W. A., Muller-Landau, H. C., Mencuccini, M., Nelson, B. W., Ngomanda, A., Nogueira, E. M., Ortiz-Malavassi, E., ... Vieilledent, G. (2014).

Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, 20(10), 3177–3190. <https://doi.org/10.1111/GCB.12629>

Chazdon R.L. (2008). *Chance and determinism in tropical forest succession*. Tropical Forest Community Ecology. <http://117.239.19.55:8080/jspui/bitstream/123456789/158/1/pdf676.pdf#page=403>

Chazdon, R. (2016). Regeneração de florestas tropicais Tropical forest regeneration. *Boletim do Museu Paranaense Emílio Goeldi Ciências Naturais*, 3, 195–218.

Chazdon, R. L., Brancalion, P. H. S., Lamb, D., Laestadius, L., Calmon, M., & Kumar, C. (2017). A Policy-Driven Knowledge Agenda for Global Forest and Landscape Restoration. *Conservation Letters*, 10(1), 125–132. <https://doi.org/10.1111/CONL.12220>

Chazdon, R. L., Lindenmayer, D., Guariguata, M. R., Crouzeilles, R., Benayas, J. M. R., & Chavero, E. L. (2020). Fostering natural forest regeneration on former agricultural land through economic and policy interventions. *Environmental Research Letters*, 15(4), 043002. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/AB79E6>

Chokkalingam, U., & de Jong, W. (2001). Secondary forest: a working definition and typology. *International forestry review*, 3(1), 19–26. <https://www.jstor.org/stable/pdf/42609342.pdf>

Cianciaruso, M. V., Silva, I. A., & Batalha, M. A. (2009). Diversidades filogenética e funcional: Novas abordagens para a Ecologia de comunidades. *Biota Neotropica*, 9(3), 93–103. <https://doi.org/10.1590/s1676-06032009000300008>

Clarke, D. A., York, P. H., Rasheed, M. A., & Northfield, T. D. (2017). Does Biodiversity–Ecosystem Function Literature Neglect Tropical Ecosystems? *Trends in Ecology and Evolution*, 32(5), 320–323. <https://doi.org/10.1016/J.TREE.2017.02.012>

Collins, C. D., Banks-Leite, C., Brudvig, L. A., Foster, B. L., Cook, W. M., Damschen, E. I., Andrade, A., Austin, M., Camargo, J. L., Driscoll, D. A., Holt, R. D., Laurance, W. F., Nicholls, A. O., & Orrock, J. L. (2017). Fragmentation affects plant community composition over time. *Ecography*, 40(1), 119–130. <https://doi.org/10.1111/ECOG.02607>

Crouzeilles, R., Barros, F. S. M., Molin, P. G., Ferreira, M. S., Junqueira, A. B., Chazdon, R. L., Lindenmayer, D. B., Tymus, J. R. C., Strassburg, B. B. N., & Brancalion, P. H. S. (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>

Crouzeilles, R., Curran, M., Ferreira, M. S., Lindenmayer, D. B., Grelle, C. E. V., & Rey Benayas, J. M. (2016). A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. *Nature Communications*, 7(1), 7(1), 1–8. <https://doi.org/10.1038/ncomms11666>

Crouzeilles, R., Ferreira, M. S., Chazdon, R. L., Lindenmayer, D. B., Sansevero, J. B. B., Monteiro, L., Iribarrem, A., Latawiec, A. E., & Strassburg, B. B. N. (2017). Ecological restoration success is higher for natural regeneration than for active restoration in tropical forests. *Science Advances*, 3(11). https://doi.org/10.1126/SCIADV.1701345/SUPPL_FILE/1701345_SM.PDF

Dalmaso, C. A., Marques, M. C. M., Higuchi, P., Zwiener, V. P., & Marques, R. (2020). Spatial and temporal structure of diversity and demographic dynamics along a successional gradient of tropical forests in southern Brazil. *Ecology and Evolution*, 10(7), 3164–3177. <https://doi.org/10.1002/ECE3.5816>

de Castro Solar, R. R., Barlow, J., Ferreira, J., Berenguer, E., Lees, A. C., Thomson, J. R., Louzada, J., Maués, M., Moura, N. G., Oliveira, V. H. F., Chaul, J. C. M., Schoereder, J. H., Vieira, I. C. G., mac Nally, R., & Gardner, T. A. (2015). How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? *Ecology Letters*, 18(10), 1108–1118. <https://doi.org/10.1111/ELE.12494>

de Paula, M. D., Groeneveld, J., & Huth, A. (2015). Tropical forest degradation and recovery in fragmented landscapes — Simulating changes in tree community, forest hydrology and carbon balance. *Global Ecology and Conservation*, 3, 664–677. <https://doi.org/10.1016/J.GECCO.2015.03.004>

Dent, D. H., DeWalt, S. J., & Denslow, J. S. (2013). Secondary forests of central Panama increase in similarity to old-growth forest over time in shade tolerance but not species composition. *Journal of Vegetation Science*, 24(3), 530–542. <https://doi.org/10.1111/J.1654-1103.2012.01482.X>

Dixon, P. (2003). VEGAN, a package of R functions for community ecology. *Journal of Vegetation Science*, 14(6), 927–930. <https://doi.org/10.1111/J.1654-1103.2003.TB02228.X>

Ehbrecht, M., Schall, P., Ammer, C., & Seidel, D. (2017). Quantifying stand structural complexity and its relationship with forest management, tree species diversity and microclimate. *Agricultural and Forest Meteorology*, 242, 1–9. <https://doi.org/10.1016/J.AGRFORMET.2017.04.012>

Ehbrecht, M., Seidel, D., Annighöfer, P., Kreft, H., Köhler, M., Zemp, D. C., Puettmann, K., Nilus, R., Babweteera, F., Willim, K., Stiers, M., Soto, D., Boehmer, H. J., Fisichelli, N., Burnett, M., Juday, G., Stephens, S. L., & Ammer, C. (2021). Global patterns and climatic controls of forest structural complexity. *Nature Communications*, 12(1), 1–12. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-20767-z>

Elgar, A. T., Freebody, K., Pohlman, C. L., Shoo, L. P., & Catterall, C. P. (2014). Overcoming barriers to seedling regeneration during forest restoration on tropical pasture land and the potential value of woody weeds. *Frontiers in Plant Science*, 5(5), 200. <https://doi.org/10.3389/FPLS.2014.00200/ABSTRACT>

Faith, D. P. (1992). Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biological Conservation*, 61(1), 1–10. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(92\)91201-3](https://doi.org/10.1016/0006-3207(92)91201-3)

Farah, F. T., Muylaert, R. de L., Ribeiro, M. C., Ribeiro, J. W., Manguiera, J. R. de S. A., Souza, V. C., & Rodrigues, R. R. (2017). Integrating plant richness in forest patches can rescue overall biodiversity in human-modified landscapes. *Forest Ecology and Management*, 397, 78–88. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2017.03.038>

Ferez, A. P. C., Campoe, O. C., Mendes, J. C. T., & Stape, J. L. (2015). Silvicultural opportunities for increasing carbon stock in restoration of Atlantic forests in Brazil. *Forest Ecology and Management*, 350, 40–45. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2015.04.015>

Fiore, N. v., Ferreira, C. C., Dzedzej, M., & Massi, K. G. (2019). Monitoring of a Seedling Planting Restoration in a Permanent Preservation Area of the Southeast Atlantic Forest Biome, Brazil. *Forests*, 10(9), 768. <https://doi.org/10.3390/F10090768>

Flinn, K. M., & Marks, P. L. (2007). Agricultural legacies in forest environments: tree communities, soil properties, and light availability. *Ecological Applications*, 17(2), 452–463. <https://doi.org/10.1890/05-1963>

Flora e do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: < <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/> >. Acessado em outubro de 2021.

Freitas, M. G., Rodrigues, S. B., Campos-Filho, E. M., do Carmo, G. H. P., da Veiga, J. M., Junqueira, R. G. P., & Vieira, D. L. M. (2019). Evaluating the success of direct seeding for tropical forest restoration over ten years. *Forest Ecology and Management*, 438, 224–232. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2019.02.024>

Frishkoff, L. O., Karp, D. S., M'Gonigle, L. K., Mendenhall, C. D., Zook, J., Kremen, C., Hadly, E. A., & Daily, G. C. (2014). Loss of avian phylogenetic diversity in neotropical agricultural systems. *Science*, 345(6202), 1343–1346. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1254610>

Gardon, F. R., Santos, R. F., & Rodrigues, R. R. (2020). *Brazil's forest restoration, biomass and carbon stock: A critical review of the knowledge gaps*. Disponível em: <https://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/41/41134/tde-25052021-091125/publico/Fernando_Gardon.pdf#page=27>. Acessado em dezembro de 2021.

Gilman, A. C., Letcher, S. G., Fincher, R. M., Perez, A. I., Madell, T. W., Finkelstein, A. L., & Corrales-Araya, F. (2016). Recovery of floristic diversity and basal area in natural forest regeneration and planted plots in a Costa Rican wet forest. *Biotropica*, 48(6), 798–808. <https://doi.org/10.1111/BTP.12361>

Gross, A., Silva, A. C. da, Cruz, A. P., Kilca, R. de V., Nunes, A. da S., Duarte, E., Vefago, M. B., Santos, G. N. dos, Lima, C. L., Salami, B., & Higuchi, P. (2018). Fragmentation as a key driver of tree community dynamics in mixed subtropical evergreen forests in Southern Brazil. *Forest Ecology and Management*, 411, 20–26. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2018.01.013>

Guariguata, M. R., & Ostertag, R. (2001). Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. *Forest Ecology and Management*, 148(1–3), 185–206. [https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(00\)00535-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(00)00535-1)

Guerrero-Ramírez, N. R., Craven, D., Reich, P. B., Ewel, J. J., Isbell, F., Koricheva, J., Parrotta, J. A., Auge, H., Erickson, H. E., Forrester, D. I., Hector, A., Joshi, J., Montagnini, F., Palmborg, C., Piotta, D., Potvin, C., Roscher, C., van Ruijven, J., Tilman, D., ... Eisenhauer, N. (2017). Diversity-dependent temporal divergence of ecosystem functioning in experimental ecosystems. *Nature Ecology and Evolution*, 1(11), 1639–1642. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0325-1>

Gurevitch, J., & Hedges, L. v. (1999). Statistical issues in ecological meta-analyses. *Special Feature Ecology*, 80(4), 1142–1149. <https://doi.org/10.1890/0012-9658>

Hansen, M. C., Potapov, P. v., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S. v., Goetz, S. J., Loveland, T. R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C. O., & Townshend, J. R. G. (2013). High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. *Science*, 342(6160), 850–853. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1244693>

Hedges, L. v, Gurevitch, J., & Curtis, P. S. (1999). The meta-analysis of response ratios in experimental ecology. *Special Feature Ecology*, 80(4), 1150–1156. <https://doi.org/10.1890/0012-9658>

Hobbs, R. J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J. S., Bridgewater, P., Cramer, V. A., Epstein, P. R., Ewel, J. J., Klink, C. A., Lugo, A. E., Norton, D., Ojima, D., Richardson, D. M., Sanderson, E. W., Valladares, F., Vilà, M., Zamora, R., & Zobel, M. (2006). Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*, 15(1), 1–7. <https://doi.org/10.1111/J.1466-822X.2006.00212.X>

Holl, K. D., & Lulow, M. E. (1997). Effects of Species, Habitat, and Distance from Edge on Post-dispersal Seed Predation in a Tropical Rainforest1. *Biotropica*, 29(4), 459–468. <https://doi.org/10.1111/J.1744-7429.1997.TB00040.X>

Holl, K. D., & Zahawi, R. A. (2014). Factors explaining variability in woody above-ground biomass accumulation in restored tropical forest. *Forest Ecology and Management*, 319, 36–43. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2014.01.024>

Holl, K. D., Loik, M. E., Lin, E. H. V., & Samuels, I. A. (2000). Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: Overcoming Barriers to Dispersal and Establishment. *Restoration Ecology*, 8(4), 339–349. <https://doi.org/10.1046/J.1526-100X.2000.80049.X>

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(12), 1451–1456. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12613>

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. (2012). *Manual Técnico da Vegetação Brasileira*. Disponível em: <<https://www.terrabrasilis.org.br/ecotecadigital/pdf/manual-tecnico-da-vegetacao-brasileira.pdf>>. Acessado em outubro de 2021.

IPCC – Intergovernmental Panel on Climate Change. (2006). *Guidelines for national greenhouse gas inventories*. Chapter 4: forest lands. Disponível em: <<https://www.ipcc->

nggip.iges.or.jp/public/2006gl/pdf/4_Volume4/V4_04_Ch4_Forest_Land.pdf>.

Acessado em dezembro de 2021.

Jakovac, C. C., Junqueira, A. B., Crouzeilles, R., Peña-Claros, M., Mesquita, R. C. G., & Bongers, F. (2021). The role of land-use history in driving successional pathways and its implications for the restoration of tropical forests. *Biological Reviews*, 96(4), 1114–1134. <https://doi.org/10.1111/BRV.12694>

Jin, Y., & Qian, H. (2019). V.PhyloMaker: an R package that can generate very large phylogenies for vascular plants. *Ecography*, 42(8), 1353–1359. <https://doi.org/10.1111/ECOG.04434>

Kameniar, O., Baláž, M., Svitok, M., Reif, J., Mikoláš, M., Pettit, J. L., Keeton, W. S., Pettit, J. M., Vostarek, O., Langbehn, T., Trotsiuk, V., Morelli, F., Frankovič, M., Kozák, D., Janda, P., Čada, V., Ferenčík, M., Málek, J., Begovič, K., ... Svoboda, M. (2021). Historical natural disturbances shape spruce primary forest structure and indirectly influence bird assemblage composition. *Forest Ecology and Management*, 481, 118647. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2020.118647>

Keane, R. E., Cary, G. J., Davies, I. D., Flannigan, M. D., Gardner, R. H., Lavorel, S., Lenihan, J. M., Li, C., & Rupp, T. S. (2004). A classification of landscape fire succession models: spatial simulations of fire and vegetation dynamics. *Ecological Modelling*, 179(1), 3–27. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLMODEL.2004.03.015>

Kembel, S. W., Cowan, P. D., Helmus, M. R., Cornwell, W. K., Morlon, H., Ackerly, D. D., Blomberg, S. P., & Webb, C. O. (2010). Picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics*, 26(11), 1463–1464. <https://doi.org/10.1093/BIOINFORMATICS/BTQ166>

Laurance, W. F., Lovejoy, T. E., Vasconcelos, H. L., Bruna, E. M., Didham, R. K., Stouffer, P. C., Gascon, C., Bierregaard, R. O., Laurance, S. G., & Sampaio, E. (2002). Ecosystem Decay of Amazonian Forest Fragments: a 22-Year Investigation. *Conservation Biology*, 16(3), 605–618. <https://doi.org/10.1046/J.1523-1739.2002.01025.X>

Lewis, S. L., Sonké, B., Sunderland, T., Begne, S. K., Lopez-Gonzalez, G., van der Heijden, G. M. F., Phillips, O. L., Affum-Baffoe, K., Baker, T. R., Banin, L., Bastin, J. F., Beeckman, H., Boeckx, P., Bogaert, J., de Cannière, C., Chezeaux, E., Clark, C. J., Collins, M., Djangbletey, G., ... Zemagho, L. (2013). Above-ground biomass and structure

of 260 African tropical forests. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 368(1625), 25. <https://doi.org/10.1098/RSTB.2012.0295>

Liebsch, D., Marques, M. C. M., & Goldenberg, R. (2008). How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. *Biological Conservation*, 141(6), 1717–1725. <https://doi.org/10.1016/J.BIOCON.2008.04.013>

Ligot, G., Gourlet-Fleury, S., Ouédraogo, D. Y., Morin, X., Bauwens, S., Baya, F., Brostaux, Y., Doucet, J. L., & Fayolle, A. (2018). The limited contribution of large trees to annual biomass production in an old-growth tropical forest. *Ecological Applications*, 28(5), 1273–1281. <https://doi.org/10.1002/EAP.1726>

Lohbeck, M., Poorter, L., Martinez-Ramos, M., Bongers, F., & Craft, N. J. B. (2015). Biomass is the main driver of changes in ecosystem process rates during tropical forest succession. *Ecology*, 96(5), 1242–1252. <https://doi.org/10.1890/14-0472.1>

Londe, V., de Sousa, H. C., & Kozovits, A. R. (2017). Exotic and invasive species compromise the seed bank and seed rain dynamics in forests undergoing restoration at urban regions. *Journal of Forestry Research*, 28(5), 1019–1026. <https://doi.org/10.1007/S11676-017-0370-2/FIGURES/2>

Londe, V., Turini Farah, F., Ribeiro Rodrigues, R., & Roberto Martins, F. (2020). Reference and comparison values for ecological indicators in assessing restoration areas in the Atlantic Forest. *Ecological Indicators*, 110, 105928. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLIND.2019.105928>

Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J. P., Hector, A., Hooper, D. U., Huston, M. A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D., & Wardle, D. A. (2001). Ecology: Biodiversity and ecosystem functioning: Current knowledge and future challenges. *Science*, 294(5543), 804–808. <https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1064088/ASSET/830E9B5B-125C-4084-BB69-02D0658E80B6/ASSETS/GRAPHIC/SE4219878004.JPEG>

Loveridge, R., Sallu, S. M., Pfeifer, M., Oldekop, J. A., Mgaya, M., da Silva, D. A., Latham, J., Platts, P. J., & Marshall, A. R. (2021). Certified community forests positively impact human wellbeing and conservation effectiveness and improve the performance of nearby national protected areas. *Conservation Letters*, e12831. <https://doi.org/10.1111/CONL.12831>

Magurran, A. E. (2004). *Measuring Biological Diversity*. Wiley Blackwell, Oxford.

Mangueira, J. R. S. A., Vieira, L. T. A., Azevedo, T. N., Sabino, A. P. S., Ferraz, K. M. P. M. B., Ferraz, S. F. B., Rother, D. C., & Rodrigues, R. R. (2021). Plant diversity conservation in highly deforested landscapes of the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 19(1), 69–80. <https://doi.org/10.1016/J.PECON.2020.12.003>

Martins, K. G., Marques, M. C. M., dos Santos, E., & Marques, R. (2015). Effects of soil conditions on the diversity of tropical forests across a successional gradient. *Forest Ecology and Management*, 349, 4–11. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2015.04.018>

Matos, F. A. R., Magnago, L. F. S., Aquila Chan Miranda, C., de Menezes, L. F. T., Gastauer, M., Safar, N. V. H., Schaefer, C. E. G. R., da Silva, M. P., Simonelli, M., Edwards, F. A., Martins, S. v., Meira-Neto, J. A. A., & Edwards, D. P. (2020). Secondary forest fragments offer important carbon and biodiversity cobenefits. *Global Change Biology*, 26(2), 509–522. <https://doi.org/10.1111/GCB.14824>

Maxwell, S. L., Fuller, R. A., Brooks, T. M., & Watson, J. E. M. (2016). Biodiversity: The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature*, 536(7615), 143–145. <https://doi.org/10.1038/536143a>

Mayhew, R. J., Tobias, J. A., Bunnefeld, L., & Dent, D. H. (2019). Connectivity with primary forest determines the value of secondary tropical forests for bird conservation. *Biotropica*, 51(2), 219–233. <https://doi.org/10.1111/BTP.12629>

Mcdonald, T., Gann, G.F., Jonson, J., Dixon, K.W. (2016). *International standards for the practice of ecological restoration – including principles and key concepts*. Society of Ecological Restoration, Washington, United States. Disponível em: <www.ser.org/page/Standards_1st_ed_Form>. Acessado em dezembro de 2021.

Meli, P., Holl, K. D., Benayas, J. M. R., Jones, H. P., Jones, P. C., Montoya, D., & Mateos, D. M. (2017). A global review of past land use, climate, and active vs. passive restoration effects on forest recovery. *Plos one*, 12(2), e0171368. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0171368>

Mendiburu, F. (2015). *Agricolae – Statistical Procedures for Agricultural Research*. Version 1.2-2. Disponível em: <<http://tarwi.lamolina.edu.pe/~fmendiburu>>. Acessado em dezembro de 2021.

Mesquita, R. C. G., Ickes, K., Ganade, G., & Williamson, G. B. (2001). Alternative successional pathways in the Amazon Basin. *Journal of Ecology*, 89(4), 528–537. <https://doi.org/10.1046/J.1365-2745.2001.00583.X>

Morellato, L. P. C., & Haddad, C. F. B. (2000). Introduction: The Brazilian Atlantic Forest1. *Biotropica*, 32(4b), 786–792. <https://doi.org/10.1111/J.1744-7429.2000.TB00618.X>

Moreno-Mateos, D., Alberdi, A., Morriën, E., van der Putten, W. H., Rodríguez-Uña, A., & Montoya, D. (2020). The long-term restoration of ecosystem complexity. *Nature Ecology and Evolution*, 4(5), 676–685. <https://doi.org/10.1038/S41559-020-1154-1>

Norden, N., Angarita, H., ... F. B.-P. of the, & 2015, undefined. (2015). Successional dynamics in Neotropical forests are as uncertain as they are predictable. *National Acad Sciences*, 112(26), 8013–8018. <https://doi.org/10.1073/pnas.1500403112>

Oliveira-Filho, A. T., & Fontes, M. A. L. (2000). Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate1. *Biotropica*, 32(4b), 793–810. <https://doi.org/10.1111/J.1744-7429.2000.TB00619.X>

ONU - United Nations. (2019). *Decade on Ecosystem Restoration offers unparalleled opportunity for job creation, food security and addressing climate change*. United Nations Environment Program. Disponível em <<https://go.nature.com/2wMjUZt>>. Acessado em dezembro de 2021.

Palma, A. C., Goosem, M., Fensham, R. J., Goosem, S., Preece, N. D., Stevenson, P. R., & Laurance, S. G. W. (2021). Dispersal and recruitment limitations in secondary forests. *Journal of Vegetation Science*, 32(1), e12975. <https://doi.org/10.1111/JVS.12975>

Paradis, E., Claude, J., & Strimmer, K. (2004). APE: Analyses of Phylogenetics and Evolution in R language. *Bioinformatics*, 20(2), 289–290. <https://doi.org/10.1093/BIOINFORMATICS/BTG412>

Penone, C., Allan, E., Soliveres, S., Felipe-Lucia, M. R., Gossner, M. M., Seibold, S., Simons, N. K., Schall, P., van der Plas, F., Manning, P., Manzanedo, R. D., Boch, S., Prati, D., Ammer, C., Bauhus, J., Buscot, F., Ehbrecht, M., Goldmann, K., Jung, K., ... Fischer, M. (2019). Specialisation and diversity of multiple trophic groups are

promoted by different forest features. *Ecology Letters*, 22(1), 170–180. <https://doi.org/10.1111/ELE.13182>

Peterson, B. G., Boudt, K., Balkissoon, K., Bennett, R., & Ulrich, J. (2020). *PerformanceAnalytics: Econometric Tools for Performance and Risk Analysis version 1.4.4000 from R-Forge*. Disponível em: <<https://rdrr.io/rforge/PerformanceAnalytics/>>. Acessado em dezembro de 2021.

Piotto, D., Magnago, L. F. S., Montagnini, F., Ashton, M. S., Oliver, C., & Thomas, W. W. (2021). Nearby mature forest distance and regenerating forest age influence tree species composition in the Atlantic forest of Southern Bahia, Brazil. *Biodiversity and Conservation*, 30(7), 2165–2180. <https://doi.org/10.1007/S10531-021-02192-W>

Pires, A. P. F., Shimamoto, C. Y., Padgurschi, M. C. G., Scarano, F. R., & Marques, M. C. M. (2021). *Atlantic Forest*. In *The Atlantic Forest: Ecosystem Services Linking People and Biodiversity* (pp. 347–367). Springer. https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7_16

Poorter, L., Bongers, F., Aide, T. M., Almeyda Zambrano, A. M., Balvanera, P., Becknell, J. M., Boukili, V., Brancalion, P. H. S., Broadbent, E. N., Chazdon, R. L., Craven, D., De Almeida-Cortez, J. S., Cabral, G. A. L., De Jong, B. H. J., Denslow, J. S., Dent, D. H., DeWalt, S. J., Dupuy, J. M., Durán, S. M., ... Rozendaal, D. M. A. (2016). Biomass resilience of Neotropical secondary forests. *Nature*, 530(7589), 211–214. <https://doi.org/10.1038/nature16512>

Poorter, L., van der Sande, M. T., Thompson, J., Arets, E. J. M. M., Alarcón, A., Álvarez-Sánchez, J., Ascarrunz, N., Balvanera, P., Barajas-Guzmán, G., Boit, A., Bongers, F., Carvalho, F. A., Casanoves, F., Cornejo-Tenorio, G., Costa, F. R. C., de Castilho, C. v., Duivenvoorden, J. F., Dutrieux, L. P., Enquist, B. J., ... Peña-Claros, M. (2015). Diversity enhances carbon storage in tropical forests. *Global Ecology and Biogeography*, 24(11), 1314–1328. <https://doi.org/10.1111/GEB.12364/SUPPINFO>

Powers, J. S., & Marín-Spiotta, E. (2017). Ecosystem Processes and Biogeochemical Cycles in Secondary Tropical Forest Succession. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48(1), 497–519. <https://doi.org/10.1146/ANNUREV-ECOLSYS-110316-022944>

Püttker, T., de Arruda Bueno, A., Prado, P. I., & Pardini, R. (2015). Ecological filtering or random extinction? Beta-diversity patterns and the importance of niche-based

and neutral processes following habitat loss. *Oikos*, 124(2), 206–215. <https://doi.org/10.1111/OIK.01018>

R Development Core Team. (2019). *R: A Language and Environment for Statistical Computing* (R Foundation for Statistical Computing, Vienna). Disponível em: <<http://www.r-project.org>>. Acessado em dezembro de 2021.

Redford, K. H. (1992). The Empty Forest. *BioScience*, 42(6), 412–422. <https://doi.org/10.2307/1311860>

Réjou-Méchain, M., Tanguy, A., Piponiot, C., Chave, J., & Hérault, B. (2017). biomass: an r package for estimating above-ground biomass and its uncertainty in tropical forests. *Methods in Ecology and Evolution*, 8(9), 1163–1167. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12753>

Rezende, C. L., Scarano, F. R., Assad, E. D., Joly, C. A., Metzger, J. P., Strassburg, B. B. N., Tabarelli, M., Fonseca, G. A., & Mittermeier, R. A. (2018). From hotspot to hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 16(4), 208–214. <https://doi.org/10.1016/J.PECON.2018.10.002>

Romanelli, J. P., Meli, P., Santos, J. P. B., Jacob, I. N., Souza, L. R., Rodrigues, A. V., Trevisan, D. P., Huang, C., Almeida, D. R. A., Silva, L. G. M., Lopes Assad, M. L. R. C., Cadotte, M. W., & Rodrigues, R. R. (2022). Biodiversity responses to restoration across the Brazilian Atlantic Forest. *Science of The Total Environment*, 821, 153403. <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.153403>

Rosa, M. R., Brancalion, P. H. S., Crouzeilles, R., Tambosi, L. R., Piffer, P. R., Lenti, F. E. B., Hirota, M., Santiami, E., & Metzger, J. P. (2021). Hidden destruction of older forests threatens Brazil's Atlantic Forest and challenges restoration programs. *Science Advances*, 7(4). <https://doi.org/10.1126/SCIADV.ABC4547>

Rother, D. C., Liboni, A. P., Magnago, L. F. S., Chao, A., Chazdon, R. L., & Rodrigues, R. R. (2019). Ecological restoration increases conservation of taxonomic and functional beta diversity of woody plants in a tropical fragmented landscape. *Forest Ecology and Management*, 451, 117538. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117538>

Rozendaal, D. M. A., & Chazdon, R. L. (2017). Demographic drivers of tree biomass change during secondary succession in northeastern Costa Rica. *Ecological Applications*, 25(2), 506–516. <https://doi.org/10.1890/14-0054.1>

Rozendaal, D. M. A., Bongers, F., Aide, T. M., Alvarez-Dávila, E., Ascarrunz, N., Balvanera, P., Becknell, J. M., Bentos, T. v., Brancalion, P. H. S., Cabral, G. A. L., Calvo-Rodriguez, S., Chave, J., César, R. G., Chazdon, R. L., Condit, R., Dallinga, J. S., Almeida-Cortez, J. S. de, Jong, B. de, Oliveira, A. de, ... Poorter, L. (2019). Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. *Science Advances*, 5(3), eaau3114. <https://doi.org/10.1126/SCIADV.AAU3114>

Sabatini, F. M., Keeton, W. S., Lindner, M., Svoboda, M., Verkerk, P. J., Bauhus, J., Bruelheide, H., Burrascano, S., Debaive, N., Duarte, I., Garbarino, M., Grigoriadis, N., Lombardi, F., Mikoláš, M., Meyer, P., Motta, R., Mozgeris, G., Nunes, L., Ódor, P., ... Kuemmerle, T. (2020). Protection gaps and restoration opportunities for primary forests in Europe. *Diversity and Distributions*, 26(12), 1646–1662. <https://doi.org/10.1111/DDI.13158>

Sabogal, C., Besacier, C., & McGuire, D. (2015). Forest and landscape restoration: concepts, approaches and challenges for implementation - ProQuest. *Unasyhva*, 66(245), 3–10. <https://www.proquest.com/docview/1789137345?pq-origsite=gscholar&fromopenview=true>

Sansevero, J. B. B., Prieto, P. V., de Moraes, L. F. D., & Rodrigues, P. J. F. P. (2011). Natural Regeneration in Plantations of Native Trees in Lowland Brazilian Atlantic Forest: Community Structure, Diversity, and Dispersal Syndromes. *Restoration Ecology*, 19(3), 379–389. <https://doi.org/10.1111/J.1526-100X.2009.00556.X>

Santos, H. G. dos, Carvalho Junior, W. de, dart, R. de O., Aglio, M. L. D., Ssousa, J. S. de, pares, J. G., Fontana, A., Martins, A. L. da S., & Oliveira, A. P. de. (2011). O novo mapa de solos do Brasil: legenda atualizada. Embrapa Solos.

SER - Society for Ecological Restoration International Science and Policy Working Group. *The SER Primer on Ecological Restoration*, Version 2. Society for Ecological Restoration Science and Policy Working Group, 2004. Disponível em: <http://www.ser.org/reading_resources.asp>. Acessado em dezembro de 2021.

Sfair, J. C., Arroyo-Rodríguez, V., Santos, B. A., & Tabarelli, M. (2016). Taxonomic and functional divergence of tree assemblages in a fragmented tropical forest. *Ecological Applications*, 26(6), 1816–1826. <https://doi.org/10.1890/15-1673.1>

Shoo, L. P., Freebody, K., Kanowski, J., & Catterall, C. P. (2016). Slow recovery of tropical old-field rainforest regrowth and the value and limitations of active restoration. *Conservation Biology*, 30(1), 121–132. <https://doi.org/10.1111/COBI.12606>

Soares-Filho, B., Rajão, R., Macedo, M., Carneiro, A., Costa, W., Coe, M., Rodrigues, H., & Alencar, A. (2014). Cracking Brazil's Forest Code. *Science*, 344(6182), 363–364.

https://doi.org/10.1126/SCIENCE.1246663/SUPPL_FILE/1246663_SOARES_SM.PDF

Soininen, J., Heino, J., & Wang, J. (2018). A meta-analysis of nestedness and turnover components of beta diversity across organisms and ecosystems. *Global Ecology and Biogeography*, 27(1), 96–109. <https://doi.org/10.1111/GEB.12660>

Souza, C. M., Shimbo, J. Z., Rosa, M. R., Parente, L. L., Alencar, A. A., Rudorff, B. F. T., Hasenack, H., Matsumoto, M., Ferreira, L. G., Souza-Filho, P. W. M., de Oliveira, S. W., Rocha, W. F., Fonseca, A. v., Marques, C. B., Diniz, C. G., Costa, D., Monteiro, D., Rosa, E. R., Vélez-Martin, E., ... Azevedo, T. (2020). Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing*, 12(17), 2735. <https://doi.org/10.3390/RS12172735>

Souza, P. B., Neto, J. A. A. M., & Souza, A. L. (2013). Diversidade florística e estrutura fitossociológica de um gradiente topográfico em floresta estacional semidecidual, MG. *Cerne*, 19(3), 489–499.

Staples, T. L., Mayfield, M. M., England, J. R., & Dwyer, J. M. (2020). Comparing the recovery of richness, structure, and biomass in naturally regrowing and planted reforestation. *Restoration Ecology*, 28(2), 347–357. <https://doi.org/10.1111/REC.13077>

Suarez, D. R., Rozendaal, D. M. A., de Sy, V., Phillips, O. L., Alvarez-Dávila, E., Anderson-Teixeira, K., Araujo-Murakami, A., Arroyo, L., Baker, T. R., Bongers, F., Brienen, R. J. W., Carter, S., Cook-Patton, S. C., Feldpausch, T. R., Griscom, B. W., Harris, N., Hérault, B., Honório Coronado, E. N., Leavitt, S. M., ... Herold, M. (2019). Estimating aboveground net biomass change for tropical and subtropical forests: Refinement of IPCC default rates using forest plot data. *Global Change Biology*, 25(11), 3609–3624. <https://doi.org/10.1111/GCB.14767>

Suganuma, M. S., Assis, G. B. de, & Durigan, G. (2014). Changes in plant species composition and functional traits along the successional trajectory of a restored patch of Atlantic Forest. *Community Ecology*, 15(1), 27–36. <https://doi.org/10.1556/ComEc.15.2014.1.3>

Tabarelli, M., Cardoso Da Silva, J. M., & Gascon, C. (2004). Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity & Conservation*, 13(7), 1419–1425. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000019398.36045.1B>

Tabarelli, M., Cardoso Da Silva, J. M., & Gascon, C. (2004). Forest fragmentation, synergisms and the impoverishment of neotropical forests. *Biodiversity & Conservation*, 13(7), 1419–1425. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000019398.36045.1B>

Tabarelli, M., Lopes, A. v., & Peres, C. A. (2008). Edge-effects Drive Tropical Forest Fragments Towards an Early-Successional System. *Biotropica*, 40(6), 657–661. <https://doi.org/10.1111/J.1744-7429.2008.00454.X>

Tambosi, L. R., Martensen, A. C., Ribeiro, M. C., & Metzger, J. P. (2014). A Framework to Optimize Biodiversity Restoration Efforts Based on Habitat Amount and Landscape Connectivity. *Restoration Ecology*, 22(2), 169–177. <https://doi.org/10.1111/REC.12049>

Taylor, A. R., & Chen, H. Y. H. (2011). Multiple successional pathways of boreal forest stands in central Canada. *Ecography*, 34(2), 208–219. <https://doi.org/10.1111/J.1600-0587.2010.06455.X>

Taylor, A. R., Chen, H. Y. H., & VanDamme, L. (2009). A Review of Forest Succession Models and Their Suitability for Forest Management Planning. *Forest Science*, 55(1), 23–36. <https://doi.org/10.1093/FORRESTSCIENCE/55.1.23>

Trujillo-Miranda, A. L., Toledo-Aceves, T., López-Barrera, F., & Gerez-Fernández, P. (2018). Active versus passive restoration: Recovery of cloud forest structure, diversity and soil condition in abandoned pastures. *Ecological Engineering*, 117, 50–61. <https://doi.org/10.1016/J.ECOLENG.2018.03.011>

Tscharntke, T., Tylianakis, J. M., Rand, T. A., Didham, R. K., Fahrig, L., Batáry, P., Bengtsson, J., Clough, Y., Crist, T. O., Dormann, C. F., Ewers, R. M., Fründ, J., Holt, R. D., Holzschuh, A., Klein, A. M., Kleijn, D., Kremen, C., Landis, D. A., Laurance, W., ... Westphal, C. (2012). Landscape moderation of biodiversity patterns and processes -

eight hypotheses. *Biological Reviews*, 87(3), 661–685. <https://doi.org/10.1111/J.1469-185X.2011.00216.X>

Turley, N. E., Bell-Dereske, L., Evans, S. E., & Brudvig, L. A. (2020). Agricultural land-use history and restoration impact soil microbial biodiversity. *Journal of Applied Ecology*, 57(5), 852–863. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13591>

Van Der Gaast, W., Sikkema, R., & Vohrer, M. (2018). The contribution of forest carbon credit projects to addressing the climate change challenge. *Climate policy*, 18(1), 42–48. <https://doi.org/10.1080/14693062.2016.1242056>

Viani, R. A. G., Mello, F. N. A., Chi, I. E., Brancalion, P. H. S. (2015). A new focus fo ecological restoration: management of degraded forest remnants in fragmented landscapes. *Global land project*, 12, 7-9.

Vidal, C. Y., Naves, R. P., Viani, R. A. G., & Rodrigues, R. R. (2020). Assessment of the nursery species pool for restoring landscapes in southeastern Brazil. *Restoration Ecology*, 28(2), 427–434. <https://doi.org/10.1111/REC.13096>

Viechtbauer, W. (2010). Conducting Meta-Analyses in R with the metafor Package. *Journal of Statistical Software*, 36(3), 1–48. <https://doi.org/10.18637/JSS.V036.I03>

Wagner, F. H., Sanchez, A., Aidar, M. P. M., Rochelle, A. L. C., Tarabalka, Y., Fonseca, M. G., Phillips, O. L., Gloor, E., & Aragão, L. E. O. C. (2020). Mapping Atlantic rainforest degradation and regeneration history with indicator species using convolutional network. *Plos one*, 15(2), e0229448. <https://doi.org/10.1371/JOURNAL.PONE.0229448>

Walker, B., Holling, C., Carpenter, S., & Kinzig, A. (2004). Resilience, adaptability and transformability in social–ecological systems. *Ecology and Society*, 9(2).

Wickham, H. (2011). *ggplot2*. Wiley Interdisciplinary Reviews: Computational Statistics, 3(2), 180–185. <https://doi.org/10.1002/WICS.147>

Wright, S. J., & Muller-Landau, H. C. (2006). The Future of Tropical Forest Species1. *Biotropica*, 38(3), 287–301. <https://doi.org/10.1111/J.1744-7429.2006.00154.X>

Yirdaw, E., Monge Monge, A., Austin, D., & Toure, I. (2019). Recovery of floristic diversity, composition and structure of regrowth forests on fallow lands: implications for conservation and restoration of degraded forest lands in Laos. *New Forests*, 50(6), 1007–1026. <https://doi.org/10.1007/S11056-019-09711-2/TABLES/10>

Zanini, A. M., Mayrinck, R. C., Vieira, S. A., de Camargo, P. B., & Rodrigues, R. R. (2021). The effect of ecological restoration methods on carbon stocks in the Brazilian Atlantic Forest. *Forest Ecology and Management*, 481, 118734. <https://doi.org/10.1016/J.FORECO.2020.118734>

Zenner, E. K. (2016). Differential growth response to increasing growing stock and structural complexity in even-and uneven-sized mixed picea abies stands in southern Finland. *Canadian Journal of Forest Research*, 46(10), 1195–1204. https://doi.org/10.1139/CJFR-2015-0400/SUPPL_FILE/CJFR-2015-0400SUPPL.PDF

Zimmerman, J. K., Pascare, J. B., & Mitchell Aide, T. (2000). Barriers to Forest Regeneration in an Abandoned Pasture in Puerto Rico. *Restoration Ecology*, 8(4), 350–360. <https://doi.org/10.1046/J.1526-100X.2000.80050.X>

Zuleta, D., Russo, S. E., Barona, A., Barreto-Silva, J. S., Cardenas, D., Castaño, N., Davies, S. J., Detto, M., Sua, S., Turner, B. L., & Duque, A. (2020). Importance of topography for tree species habitat distributions in a terra firme forest in the Colombian Amazon. *Plant and Soil*, 450(1–2), 133–149. <https://doi.org/10.1007/S11104-018-3878-0>

Zwiener, V. P., de Lima, R. A. F., Sánchez-Tapia, A., Rocha, D. S. B., Marques, M. C. M., Zwiener, V. P., Marques, M. C. M., de Lima, R. A. F., Sánchez-Tapia, A., & Rocha, D. S. B. (2021). *Tree Diversity in the Brazilian Atlantic Forest: Biases and General Patterns Using Different Sources of Information*. In *The Atlantic Forest*, 115–131. https://doi.org/10.1007/978-3-030-55322-7_6

APÊNDICES

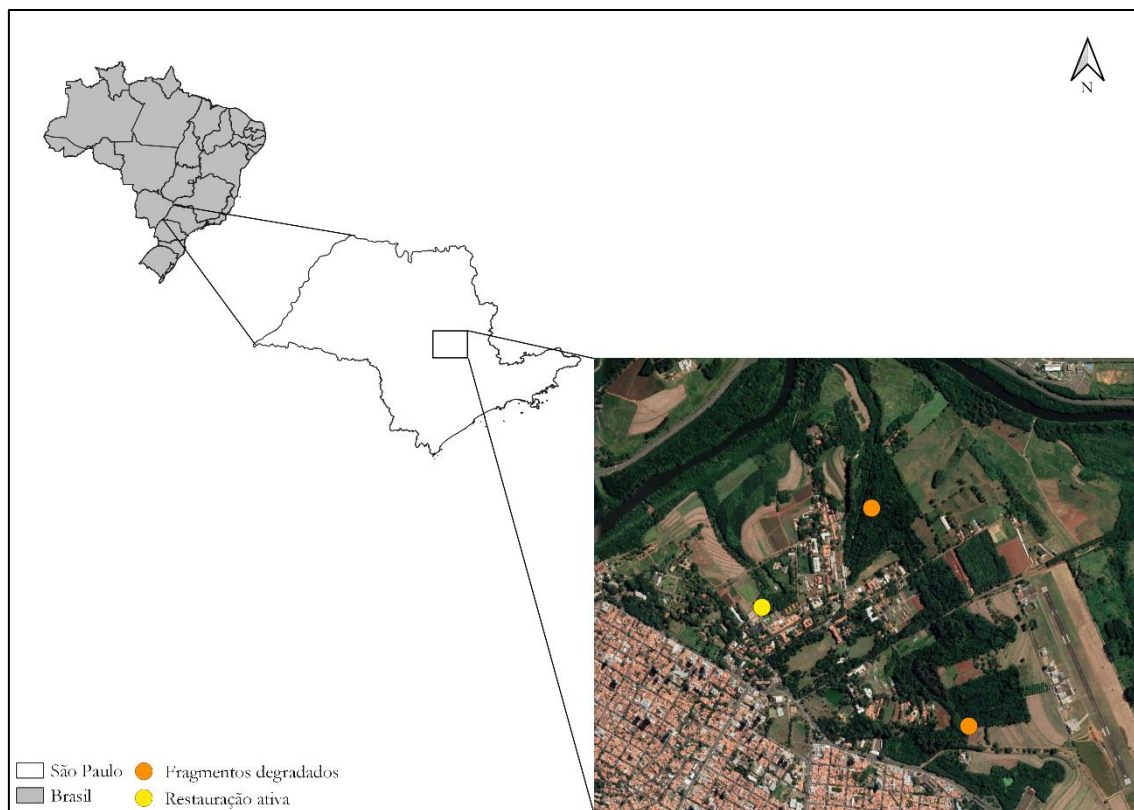
Apêndice 1. Informações sobre as parcelas alocadas ao longo dos nove locais de estudo. Rest – Restauração ativa, Reg – Regeneração natural, Deg – Fragmentos degradados e Con – Remanescentes conservados. FE – Floresta Estacional e FO – Florestas Ombrófila. A distância (Km) diz respeito à distância aproximada até o remanescente de floresta nativa primária mais próxima.

Plot_id	Local	Tipologia	Tipo de vegetação	Idade (anos)	Uso anterior	Distância (km)
plot_1	Estação Experimental de Ciências Florestais, Anhembi, SP	Rest	FE	10	Pastagem	0,42
plot_2	Estação Experimental de Ciências Florestais, Anhembi, SP	Rest	FE	16	Pastagem	2,6
plot_3	Estação Experimental de Ciências Florestais, Anhembi, SP	Rest	FE	18	Pastagem	2,6
plot_4	Estação Experimental de Ciências Florestais, Anhembi, SP	Reg	FE	50	Pastagem	1,5
plot_5	Estação Experimental de Ciências Florestais, Anhembi, SP	Reg	FE	50	Pastagem	2,46
plot_6	Estação Experimental de Ciências Florestais, Anhembi, SP	Con	FE	>35	-	1,4
plot_7	Estação Experimental de Ciências Florestais, Anhembi, SP	Con	FE	>35	-	-
plot_8	Fazenda Areão, Piracicaba, SP	Rest	FE	11	-	0,72
plot_9	Fazenda Areão, Piracicaba, SP	Deg	FE	>35	-	-
plot_10	Buri, SP	Deg	FE	>35	-	-
plot_11	Buri, SP	Deg	FE	>35	-	-
plot_12	Rio Claro, SP	Rest	FE	27	Monocultivo	0,6
plot_13	Rio Claro, SP	Deg	FE	>35		-

plot_14	Rio Claro, SP	Deg	FE	>35	-	-
plot_15	Rio Claro, SP	Reg	FE	14	Pastagem	0,4
plot_16	Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" (ESALQ/USP), Piracicaba, SP	Rest	FE	17	Monocultivo	0,81
plot_17	Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" (ESALQ/USP), Piracicaba, SP	Deg	FE	>35	-	-
plot_18	Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" (ESALQ/USP), Piracicaba, SP	Deg	FE	>35	-	-
plot_19	Estação Experimental de Ciências Florestais, Itatinga, SP	Reg	FE	11	Monocultivo	3,5
plot_20	Estação Experimental de Ciências Florestais, Itatinga, SP	Reg	FE	11	Monocultivo	3,5
plot_21	Estação Experimental de Ciências Florestais, Itatinga, SP	Rest	FE	5	Monocultivo	2,6
plot_22	Estação Experimental de Ciências Florestais, Itatinga, SP	Rest	FE	5	Monocultivo	2,6
plot_23	Estação Experimental de Ciências Florestais, Itatinga, SP	Con	FE	>35	-	-
plot_24	Estação Experimental de Ciências Florestais, Itatinga, SP	Con	FE	>35	-	-
plot_25	Fazenda Capoava, Itu, SP	Con	FE	>35	-	-
plot_26	Fazenda Capoava, Itu, SP	Con	FE	>35	-	-
plot_27	Fazenda Capoava, Itu, SP	Rest	FE	10	-	1,4
plot_28	Fazenda Capoava, Itu, SP	Reg	FE	13	Pastagem	1,3
plot_29	Fazenda Capoava, Itu, SP	Reg	FE	13	Pastagem	1,1
plot_30	Parque das Neblinas, Bertioga, SP	Con	FO	>35	-	-

plot_31	Parque das Neblinas, Bertioga, SP	Reg	FO	-	Monocultivo	0,5
plot_32	Parque das Neblinas, Bertioga, SP	Reg	FO	-	Monocultivo	0,5
plot_33	Parque Estadual do Morro do Diabo, Teodoro Sampaio, SP	Rest	FE	6	-	0,5
plot_34	Parque Estadual do Morro do Diabo, Teodoro Sampaio, SP	Reg	FE	6	-	0,7
plot_35	Parque Estadual do Morro do Diabo, Teodoro Sampaio, SP	Deg	FE	>35	-	-
plot_36	Parque Estadual do Morro do Diabo, Teodoro Sampaio, SP	Deg	FE	>35	-	-
plot_37	Parque Estadual do Morro do Diabo, Teodoro Sampaio, SP	Deg	FE	>35	-	-
plot_38	Parque Estadual do Morro do Diabo, Teodoro Sampaio, SP	Con	FE	>35	-	-
plot_39	Parque Estadual do Morro do Diabo, Teodoro Sampaio, SP	Con	FE	>35	-	-
plot_40	Parque Estadual do Morro do Diabo, Teodoro Sampaio, SP	Con	FE	>35	-	-

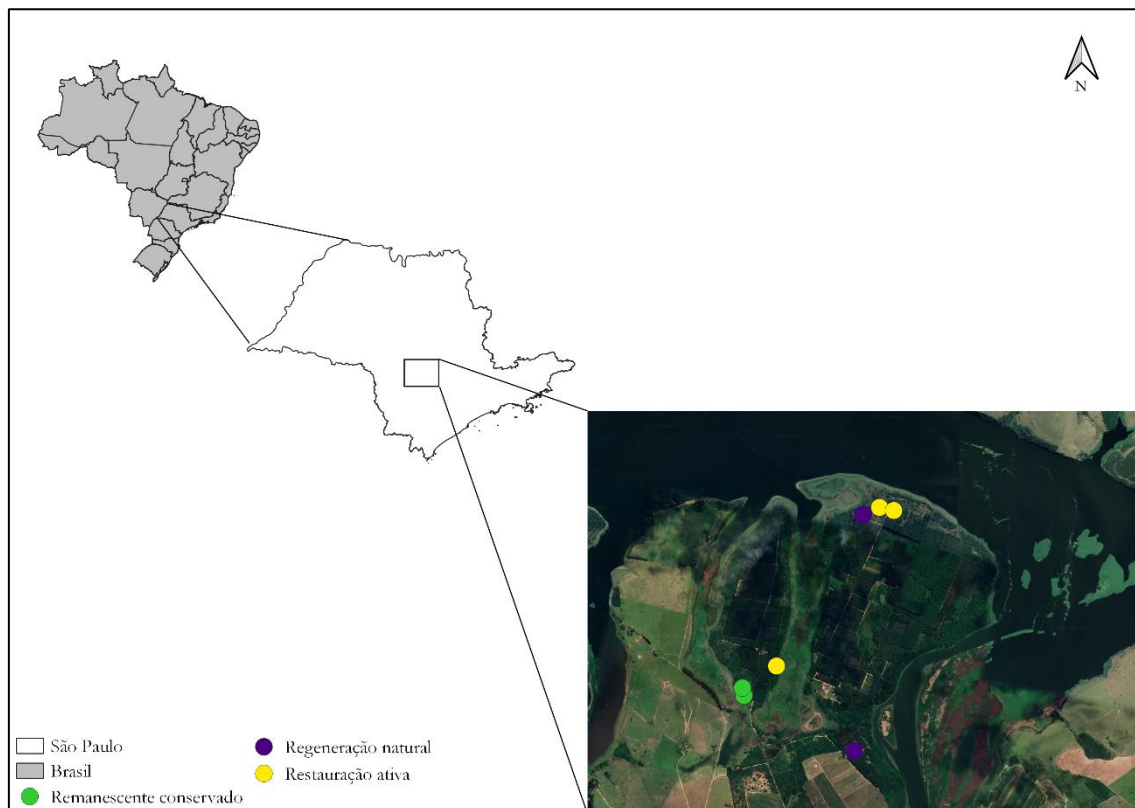
Apêndice 2. Localização das parcelas instaladas na Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz" (ESALQ/USP), Piracicaba, SP. Cada ponto representa uma unidade amostral ou parcela (N= 1).



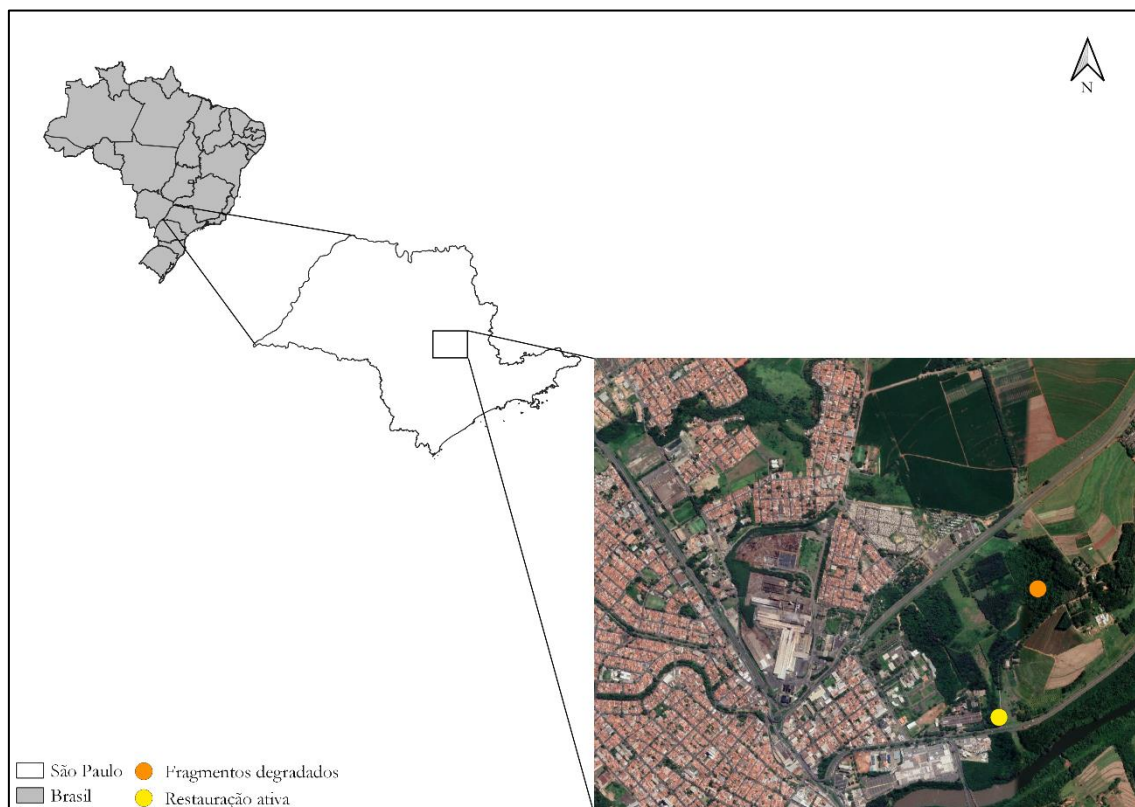
Apêndice 3. Localização das parcelas instaladas na Estação Experimental de Ciências Florestais, Itatinga, SP. Cada ponto representa uma unidade amostral ou parcela (N= 1).



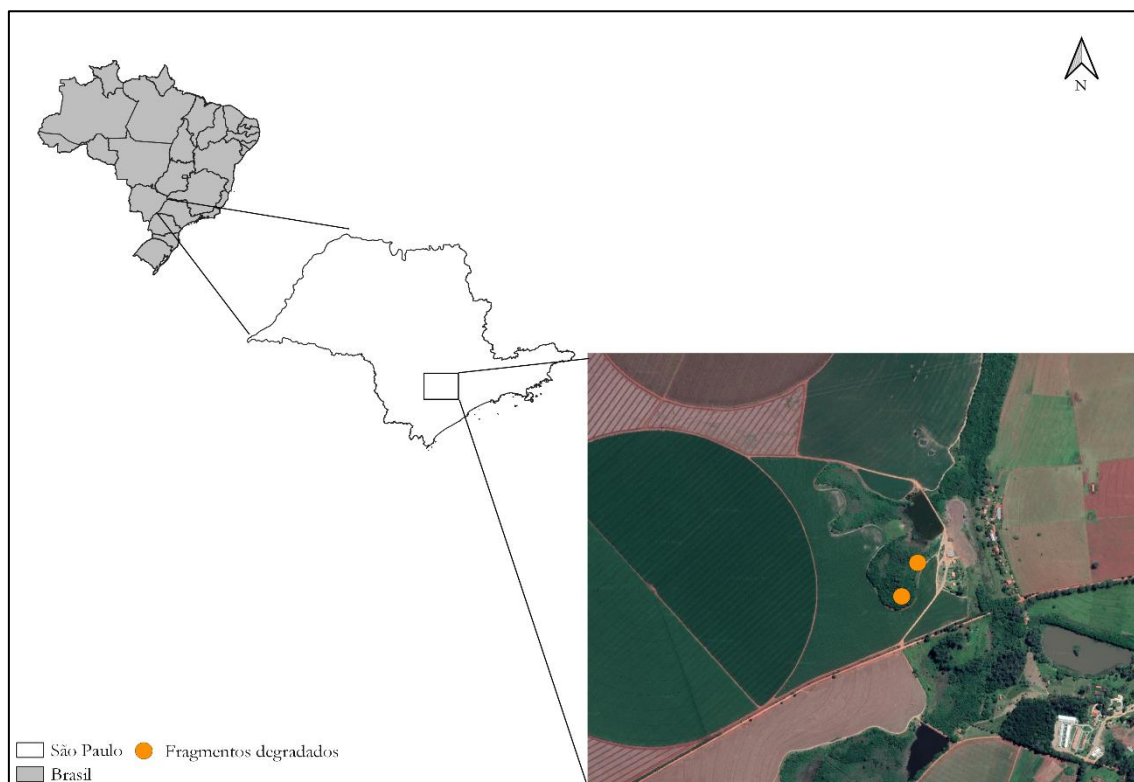
Apêndice 4. Localização das parcelas instaladas na Estação Experimental de Ciências Florestais, Anhembi, SP. Cada ponto representa uma unidade amostral ou parcela (N= 1).



Apêndice 5. Localização das parcelas instaladas na Fazenda Areão, Piracicaba, SP. Cada ponto representa uma unidade amostral ou parcela (N= 1).



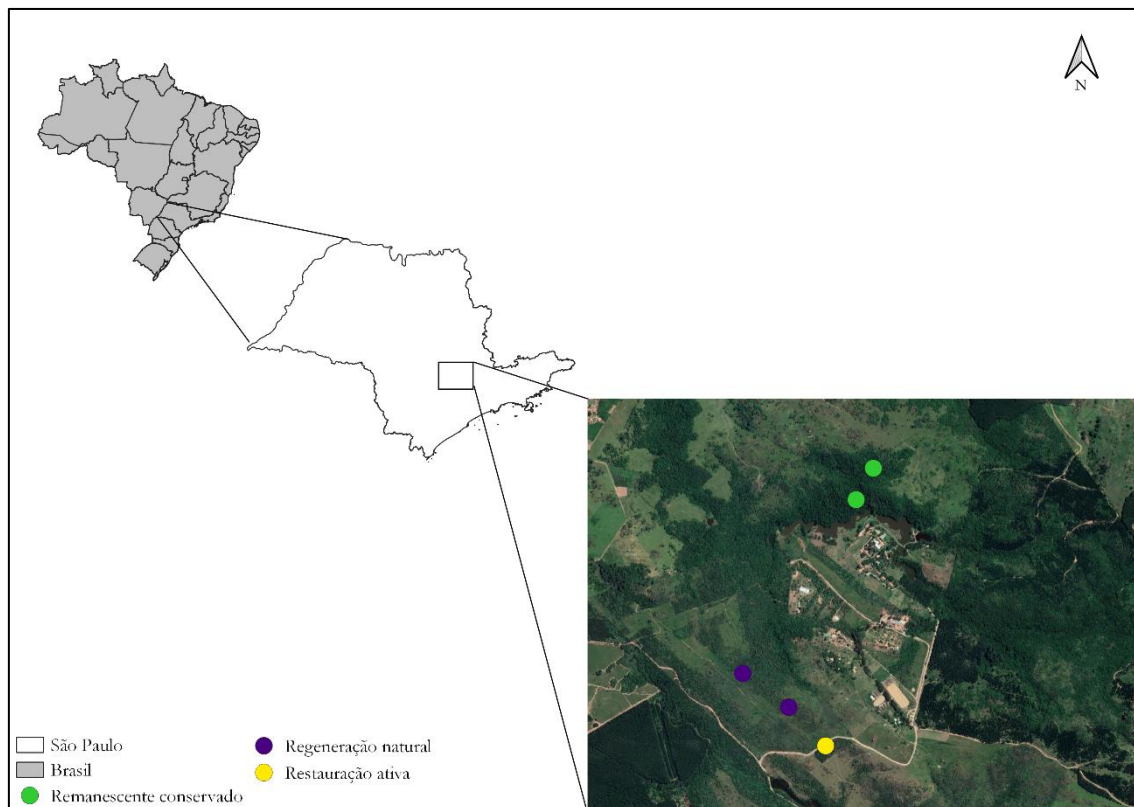
Apêndice 6. Localização das parcelas instaladas em Buri, São Paulo, Brasil. Cada ponto representa uma unidade amostral ou parcela ($N = 1$).



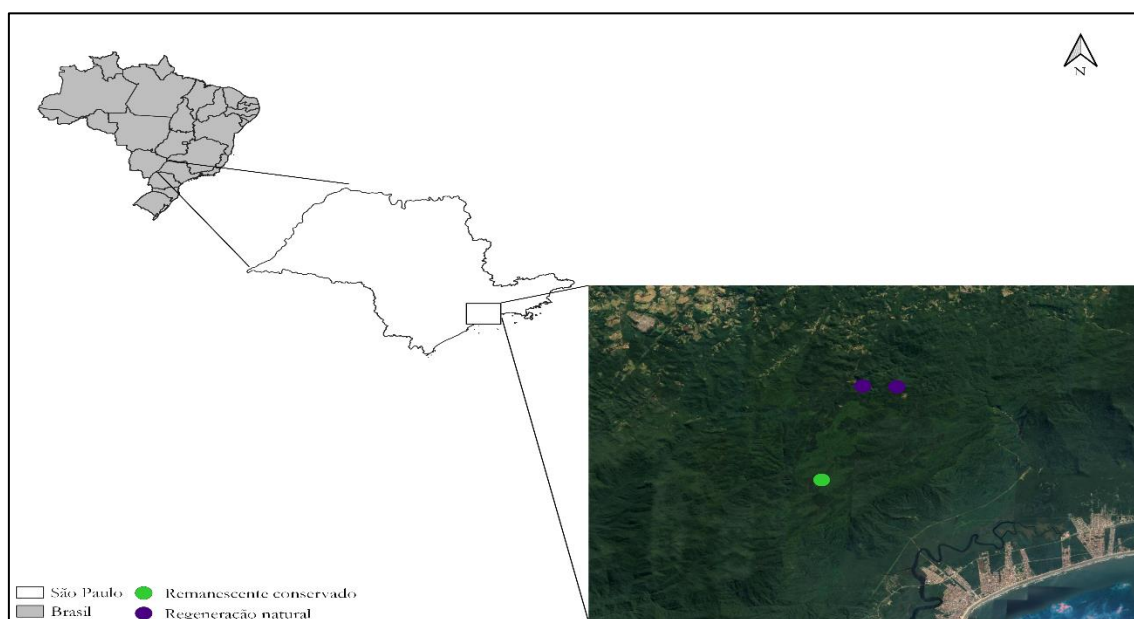
Apêndice 7. Localização das parcelas instaladas em Rio Claro, São Paulo, Brasil. Cada ponto representa uma unidade amostral ou parcela ($N = 1$).



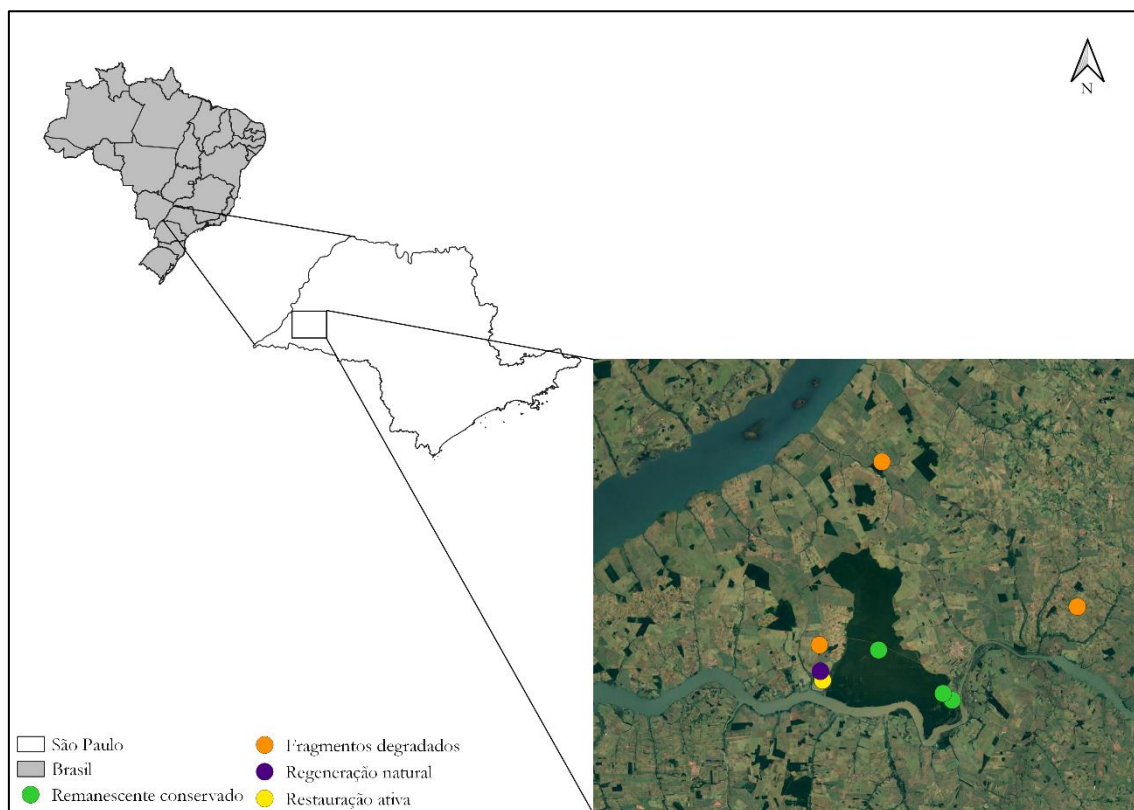
Apêndice 8. Localização das parcelas instaladas em Fazenda Capoava, Itu, São Paulo, Brasil. Cada ponto representa uma unidade amostral ou parcela ($N=1$).



Apêndice 9. Localização das parcelas instaladas em Parque das Neblinas, Bertioga, São Paulo, Brasil. Cada ponto representa uma unidade amostral ou parcela ($N=1$).



Apêndice 10. Localização das parcelas instaladas em Parque Estadual do Morro do Diabo, Teodoro Sampaio, São Paulo, Brasil. Cada ponto representa uma unidade amostral ou parcela (N= 1).



Apêndice 11. Lista de espécies inventariadas em quatro tipologias florestais (CON, DEG, REG, REST) em 10 municípios do estado de São Paulo, Brasil. CON – remanescente conservado; DEG – remanescente degradado; REG – regeneração natural; REST – restauração ativa. 0 – ausência e 1 – presença.

Família	Espécie	CON	DEG	REG	REST
Anacardiaceae	<i>Astronium fraxinifolium</i>	0	1	0	0
	<i>Astronium graveolens</i>	1	1	1	1
	<i>Astronium urundeuva</i>	1	0	1	1
	<i>Litbraea molleoides</i>	1	0	1	1
	<i>Schinus terebinthifolia</i>	0	0	0	1
	<i>Tapirira guianensis</i>	1	1	1	1
Annonaceae	<i>Annona cacans</i>	1	1	1	0
	<i>Annona dolabripetala</i>	0	0	1	0
	<i>Annona sylvatica</i>	1	1	0	0
	<i>Duguetia lanceolata</i>	1	1	0	0
	<i>Guatteria australis</i>	1	0	1	0
	<i>Xylopia aromatica</i>	0	0	0	1
Apocynaceae	<i>Aspidosperma camporum</i>	1	0	0	0
	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i>	0	1	1	1
	<i>Aspidosperma olivaceum</i>	0	0	1	1
	<i>Aspidosperma parvifolium</i>	1	0	0	0
	<i>Aspidosperma polyneuron</i>	0	1	0	0
	<i>Aspidosperma ramiflorum</i>	0	0	1	1
	<i>Aspidosperma sp.</i>	1	1	0	0
	<i>Aspidosperma subincanum</i>	1	0	0	0
	<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	1	1	1	1
	<i>Tabernaemontana laeta</i>	1	0	0	0
Araliaceae	<i>Dendropanax cuneatus</i>	1	1	0	0
	<i>Didymopanax calvus</i>	0	0	1	0
	<i>Didymopanax morototoni</i>	0	1	0	0
Arecaceae	<i>Geonoma schottiana</i>	1	0	0	0
	<i>Syagrus romanzoffiana</i>	1	1	1	0
Asteraceae	<i>Baccharis montana</i>	0	0	1	0

	<i>Moquiniastrum polymorphum</i>	0	0	1	0
	<i>Piptocarpha axillaris</i>	0	0	1	0
	<i>Symphyopappus itatiayensis</i>	0	0	1	0
	<i>Vernonanthura discolor</i>	1	0	0	0
	<i>Vernonanthura divaricata</i>	0	1	0	0
	<i>Vernonanthura polyanthes</i>	0	0	1	0
Bignoniaceae	<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	0	1	0	1
	<i>Handroanthus impetiginosus</i>	0	0	0	1
	<i>Handroanthus ochraceus</i>	1	0	0	1
	<i>Jacaranda cuspidifolia</i>	0	0	0	1
	<i>Jacaranda macrantha</i>	0	0	1	0
	<i>Jacaranda puberula</i>	1	1	1	0
	<i>Sparattosperma leucanthum</i>	0	0	1	0
	<i>Tabebuia roseoalba</i>	0	0	0	1
	<i>Zeyheria tuberculosa</i>	1	1	0	1
Boraginaceae	<i>Cordia ecalyculata</i>	1	1	1	0
	<i>Cordia sellowiana</i>	1	1	1	1
	<i>Cordia trichotoma</i>	1	1	1	0
Burseraceae	<i>Protium heptaphyllum</i>	0	1	0	0
	<i>Protium widgrenii</i>	0	1	0	0
Calophyllaceae	<i>Calophyllum brasiliense</i>	0	0	0	1
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i>	0	1	0	1
Cardiopteridaceae	<i>Citronella paniculata</i>	1	0	0	0
Celastraceae	<i>Monteverdia gonoclada</i>	1	1	1	1
Chrysobalanaceae	<i>Hirtella hebeclada</i>	1	0	0	0
	<i>Parinari excelsa</i>	1	0	0	0
Clethraceae	<i>Clethra scabra</i>	0	0	1	0
Clusiaceae	<i>Garcinia gardneriana</i>	1	0	0	0
Combretaceae	<i>Terminalia triflora</i>	0	1	0	0
Cyatheaceae	<i>Cyathea atrovirens</i>	0	0	1	0
Ebenaceae	<i>Diospyros inconstans</i>	1	0	0	0
Elaeocarpaceae	<i>Sloanea guianensis</i>	1	0	0	0
Euphorbiaceae	<i>Actinostemon conceptionis</i>	1	1	0	0
	<i>Actinostemon concolor</i>	1	0	0	0

	<i>Alchornea glandulosa</i>	1	1	1	0
	<i>Alchornea triplinervia</i>	0	0	1	1
	<i>Croton floribundus</i>	1	1	1	1
	<i>Croton piptocalyx</i>	0	1	0	0
	<i>Croton urucurana</i>	0	0	1	1
	<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	1	1	0	0
	<i>Mabea fistulifera</i>	0	0	0	1
	<i>Maprounea guianensis</i>	1	0	0	0
	<i>Pachystroma longifolium</i>	0	1	0	0
	<i>Philyra brasiliensis</i>	0	1	0	0
	<i>Sapium glandulosum</i>	0	0	1	0
	<i>Sebastiania brasiliensis</i>	0	1	0	0
	<i>Tetrorchidium rubrivenium</i>	0	1	0	0
Fabaceae	<i>Anadenanthera colubrina</i>	0	0	1	1
	<i>Anadenanthera peregrina</i>	0	1	1	1
	<i>Andira fraxinifolia</i>	0	0	1	0
	<i>Bauhinia forficata</i>	0	1	0	1
	<i>Calliandra foliolosa</i>	0	1	0	0
	<i>Cassia ferruginea</i>	0	1	1	0
	<i>Centrolobium robustum</i>	0	1	0	0
	<i>Centrolobium tomentosum</i>	0	1	0	1
	<i>Copaifera langsdorffii</i>	1	1	1	0
	<i>Copaifera trapezifolia</i>	1	0	1	0
	<i>Dablstedtia muehlbergiana</i>	0	1	0	0
	<i>Dalbergia frutescens</i>	0	1	1	0
	<i>Enterolobium contortisiliquum</i>	0	1	1	1
	<i>Holocalyx balansae</i>	1	1	0	0
	<i>Hymenaea courbaril</i>	1	1	0	1
	<i>Inga capitata</i>	0	0	1	0
	<i>Inga edulis</i>	0	0	0	1
	<i>Inga laurina</i>	0	0	0	1
	<i>Inga marginata</i>	0	0	0	1
	<i>Inga striata</i>	1	0	0	0

	<i>Inga vera</i>	1	0	0	1
	<i>Leucochloron incuriale</i>	0	0	0	1
	<i>Lonchocarpus cultratus</i>	0	1	0	0
	<i>Machaerium acutifolium</i>	0	0	0	1
	<i>Machaerium brasiliense</i>	1	1	1	1
	<i>Machaerium hirtum</i>	0	1	1	0
	<i>Machaerium nyctitans</i>	1	0	1	0
	<i>Machaerium</i> sp.	0	0	0	1
	<i>Machaerium stipitatum</i>	1	1	0	0
	<i>Machaerium villosum</i>	1	0	1	1
	<i>Mimosa bimucronata</i>	0	0	0	1
	<i>Myroxylon peruiferum</i>	0	0	0	1
	<i>Parapiptadenia rigida</i>	0	1	0	1
	<i>Peltophorum dubium</i>	1	1	0	1
	<i>Piptadenia gonoacantha</i>	1	1	0	0
	<i>Platypodium elegans</i>	1	1	1	1
	<i>Pterocarpus robrii</i>	0	0	0	1
	<i>Schizolobium parabyba</i>	0	1	0	1
	<i>Senegalia lowei</i>	0	0	0	1
	<i>Senegalia polyphylla</i>	0	1	0	1
	<i>Senegalia</i> sp.	1	1	0	0
	<i>Senegalia tenuifolia</i>	1	0	0	0
	<i>Senna multijuga</i>	0	1	1	1
	<i>Sesbania virgata</i>	0	0	0	1
	<i>Zollernia ilicifolia</i>	0	1	0	0
Humiriaceae	<i>Humirastrum dentatum</i>	0	0	1	0
Lacistemataceae	<i>Lacistema hasslerianum</i>	1	0	0	0
Lamiaceae	<i>Aegiphila integrifolia</i>	1	1	1	1
	<i>Aegiphila sellowiana</i>	1	0	0	0
Lauraceae	<i>Aniba viridis</i>	1	0	0	0
	<i>Cryptocarya moschata</i>	0	0	1	0
	<i>Cryptocarya saligna</i>	1	0	0	0
	<i>Endlicheria paniculata</i>	1	0	1	0
	<i>Licaria armeniaca</i>	1	0	0	0

	<i>Nectandra cuspidata</i>	1	0	0	0
	<i>Nectandra grandiflora</i>	1	1	0	0
	<i>Nectandra megapotamica</i>	1	1	0	1
	<i>Ocotea aciphylla</i>	1	0	0	0
	<i>Ocotea brachybotrya</i>	1	0	0	0
	<i>Ocotea catharinensis</i>	1	1	0	0
	<i>Ocotea corymbosa</i>	1	1	0	0
	<i>Ocotea diospyrifolia</i>	1	0	0	0
	<i>Ocotea dispersa</i>	0	0	1	0
	<i>Ocotea indecora</i>	0	0	1	0
	<i>Ocotea prolifera</i>	1	0	0	0
	<i>Ocotea pulchella</i>	0	0	1	0
	<i>Ocotea velutina</i>	1	1	1	0
	<i>Persea willdenovii</i>	1	0	0	0
Lecythidaceae	<i>Cariniana estrellensis</i>	0	1	0	1
	<i>Cariniana legalis</i>	0	1	0	1
Lythraceae	<i>Lafoensia ghyptocarpa</i>	0	0	0	1
	<i>Lafoensia pacari</i>	1	0	0	1
Malpighiaceae	<i>Bunchosia maritima</i>	1	0	0	0
Malvaceae	<i>Apeiba tibourbou</i>	0	1	1	1
	<i>Ceiba speciosa</i>	0	1	0	1
	<i>Guazuma ulmifolia</i>	0	1	1	1
	<i>Heliocarpus popayanensis</i>	0	0	0	1
	<i>Luehea candicans</i>	1	1	1	0
	<i>Luehea divaricata</i>	0	1	1	1
	<i>Luehea grandiflora</i>	0	0	1	1
	<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	1	0	0	0
Melastomataceae	<i>Miconia cabucu</i>	0	0	1	0
	<i>Miconia cubatanensis</i>	1	0	0	0
	<i>Tibouchina pulchra</i>	0	0	1	0
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i>	1	1	1	1
	<i>Cedrela fissilis</i>	0	1	1	1
	<i>Cedrela odorata</i>	0	0	1	1
	<i>Guarea guidonia</i>	1	1	1	0

	<i>Guarea macrophylla</i>	1	0	1	0
	<i>Trichilia catigua</i>	1	1	0	0
	<i>Trichilia claussoni</i>	1	1	1	0
	<i>Trichilia elegans</i>	1	0	0	0
	<i>Trichilia pallida</i>	1	0	0	0
	<i>Trichilia silvatica</i>	0	1	0	0
Monimiaceae	<i>Mollinedia clarigera</i>	1	0	0	0
	<i>Mollinedia schottiana</i>	1	0	0	0
	<i>Mollinedia</i> sp.	1	0	1	0
Moraceae	<i>Ficus guaranitica</i>	1	1	1	0
	<i>Ficus obtusifolia</i>	0	0	0	1
	<i>Ficus</i> sp.	1	1	0	1
	<i>Maclura tinctoria</i>	1	0	0	1
Myrtaceae	<i>Calyptranthes clusiifolia</i>	0	0	0	1
	<i>Calyptranthes concinna</i>	1	0	0	0
	<i>Campomanesia guazumifolia</i>	0	1	0	0
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	1	1	0	0
	<i>Eugenia dodonaeifolia</i>	0	1	0	0
	<i>Eugenia florida</i>	1	0	1	0
	<i>Eugenia gracillima</i>	1	0	0	0
	<i>Eugenia hiemalis</i>	1	1	0	0
	<i>Eugenia ligustrina</i>	0	1	0	0
	<i>Eugenia monosperma</i>	1	0	0	0
	<i>Eugenia mosenii</i>	0	0	1	0
	<i>Eugenia neoverrucosa</i>	1	0	0	0
	<i>Eugenia oblongata</i>	1	0	0	0
	<i>Eugenia paracatuana</i>	0	1	0	0
	<i>Eugenia pyriformis</i>	1	0	0	1
	<i>Eugenia ramboi</i>	1	0	0	0
	<i>Eugenia supraaxillaris</i>	1	0	0	0
	<i>Marlierea suaveolens</i>	1	0	0	0
	<i>Myrcogenia myrcioides</i>	1	0	0	0
	<i>Myrcia guianensis</i>	1	1	0	0
	<i>Myrcia ilheosensis</i>	0	0	1	0

	<i>Myrcia multiflora</i>	1	1	0	0
	<i>Myrcia neoobscura</i>	0	0	1	0
	<i>Myrcia selloi</i>	0	1	0	0
	<i>Myrcia</i> sp.	1	0	0	0
	<i>Myrcia spectabilis</i>	1	0	0	0
	<i>Myrcia splendens</i>	1	1	1	0
	<i>Myrcia tijuensis</i>	0	0	1	0
	<i>Myrciaria floribunda</i>	1	1	0	0
	<i>Myrciaria tenella</i>	1	1	0	0
	<i>Plinia rivularis</i>	1	1	0	0
	<i>Psidium guajava</i>	0	0	1	0
	<i>Psidium</i> sp.	0	1	0	0
Nyctaginaceae	<i>Guapira hirsuta</i>	0	0	1	0
	<i>Guapira opposita</i>	1	0	1	0
Olacaceae	<i>Heisteria silvianii</i>	1	0	0	0
Oleaceae	<i>Chionanthus filiformis</i>	1	0	0	0
Opiliaceae	<i>Agonandra brasiliensis</i>	0	1	0	0
	<i>Agonandra excelsa</i>	1	0	0	0
Peraceae	<i>Pera glabrata</i>	1	1	1	0
Phyllanthaceae	<i>Hyeronima alchorneoides</i>	0	0	1	0
	<i>Savia dictyocarpa</i>	0	1	0	0
Phytolaccaceae	<i>Phytolacca dioica</i>	1	0	0	0
Piperaceae	<i>Piper arboreum</i>	1	0	0	0
Polygonaceae	<i>Coccoloba cordata</i>	1	1	1	0
	<i>Coccoloba laevis</i>	0	0	1	0
	<i>Coccoloba warmingii</i>	1	0	0	0
	<i>Ruprechtia laxiflora</i>	0	1	0	0
	<i>Triplaris americana</i>	0	0	1	1
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i>	0	0	1	0
	<i>Myrsine gardneriana</i>	0	0	1	0
	<i>Myrsine guianensis</i>	0	0	1	0
	<i>Myrsine umbellata</i>	0	1	1	0
Proteaceae	<i>Roupala montana</i>	1	1	1	0
Rhamnaceae	<i>Colubrina glandulosa</i>	0	1	0	1

Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i>	1	0	1	1
Rubiaceae	<i>Amaioua intermedia</i>	1	0	1	0
	<i>Bathysa australis</i>	1	0	0	0
	<i>Contarea hexandra</i>	0	1	0	0
	<i>Faramea montevidensis</i>	1	0	0	0
	<i>Genipa americana</i>	0	0	0	1
	<i>Posoqueria latifolia</i>	1	0	1	0
	<i>Psychotria suterella</i>	0	0	1	0
	<i>Psychotria vellosiana</i>	0	0	1	0
	<i>Rudgea jasminoides</i>	1	0	0	0
Rutaceae	<i>Balfourodendron riedelianum</i>	0	1	0	0
	<i>Conchocarpus pentandrus</i>	1	0	0	0
	<i>Esenbeckia febrifuga</i>	1	1	0	0
	<i>Esenbeckia leiocarpa</i>	0	1	0	1
	<i>Galipea jasminiflora</i>	0	1	0	0
	<i>Helietta apiculata</i>	1	0	0	0
	<i>Metrodorea nigra</i>	1	1	0	0
	<i>Metrodorea stipularis</i>	0	0	0	1
	<i>Zanthoxylum acuminatum</i>	0	1	0	0
	<i>Zanthoxylum caribaeum</i>	0	1	1	1
	<i>Zanthoxylum fagara</i>	1	1	0	0
	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	1	1	1	1
	<i>Zanthoxylum</i> sp.	0	0	0	1
Salicaceae	<i>Banara parviflora</i>	1	0	0	0
	<i>Banara tomentosa</i>	0	1	0	0
	<i>Casearia decandra</i>	1	1	1	1
	<i>Casearia gossypiosperma</i>	0	1	0	0
	<i>Casearia obliqua</i>	1	0	0	0
	<i>Casearia sylvestris</i>	1	1	1	1
	<i>Xylosma glaberrima</i>	0	0	1	0
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i>	1	1	1	1
	<i>Cupania tenuivalvis</i>	1	0	0	0
	<i>Cupania vernalis</i>	1	1	0	0
	<i>Diatenopteryx sorbifolia</i>	1	1	0	0

	<i>Matayba elaeagnoides</i>	0	0	1	0
	<i>Matayba intermedia</i>	0	0	1	0
	<i>Matayba</i> sp.	1	0	0	0
	<i>Sapindus saponaria</i>	0	0	0	1
Sapotaceae	<i>Chrysophyllum flexuosum</i>	1	0	1	0
	<i>Chrysophyllum gonocarpum</i>	1	1	0	0
	<i>Chrysophyllum marginatum</i>	0	1	0	0
	<i>Micropholis crassipedicellata</i>	1	0	0	0
	<i>Pouteria gardneri</i>	1	1	0	0
Siparunaceae	<i>Siparuna guianensis</i>	1	0	0	0
Solanaceae	<i>Athenaea fasciculata</i>	0	0	1	0
	<i>Solanum bullatum</i>	0	0	1	0
	<i>Solanum granulosoleprosum</i>	0	0	1	1
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis racemosa</i>	0	0	1	0
Urticaceae	<i>Cecropia pachystachya</i>	0	1	1	1
	<i>Urera baccifera</i>	0	1	0	0
Verbenaceae	<i>Aloysia virgata</i>	1	1	1	0
	<i>Citbarexylum myrianthum</i>	0	0	0	1
Vochysiaceae	<i>Callisthene minor</i>	0	1	0	0
	<i>Qualea</i> sp.	1	0	0	0
	<i>Vochysia tucanorum</i>	1	0	1	0
Total		147	123	101	83

ANEXOS

Anexo 1. Declaração sobre bioética e biossegurança.



COORDENADORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO
INSTITUTO DE BIOLOGIA
Universidade Estadual de Campinas
Caixa Postal 6109, 13083-970, Campinas, SP, Brasil
Fone (19) 3521-6378. email: cpgeb@unicamp.br



DECLARAÇÃO

Em observância ao §5º do Artigo 1º da Informação CCPG-UNICAMP/001/15, referente a Bioética e Biossegurança, declaro que o conteúdo de minha Dissertação de Mestrado, intitulada "**A IMPORTÂNCIA DAS FLORESTAS RESTAURADAS, REGENERADAS E DEGRADADAS PARA PRESTAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS LIGADOS AO CARBONO E À CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE ARBÓREA**", desenvolvida no Programa de Pós-Graduação em Biologia Vegetal do Instituto de Biologia da Unicamp, não versa sobre pesquisa envolvendo seres humanos, animais ou temas afetos a Biossegurança.

Assinatura: João Paulo Bispo Santos
Nome do(a) aluno(a): João Paulo Bispo Santos

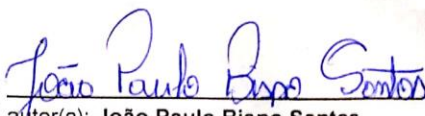
Assinatura: Ricardo Ribeiro Rodrigues
Nome do(a) orientador(a): Ricardo Ribeiro Rodrigues

Data: 21/06/2022

Anexo 2. Declaração sobre direitos autorais.**Declaração**

As cópias de artigos de minha autoria ou de minha co-autoria, já publicados ou submetidos para publicação em revistas científicas ou anais de congressos sujeitos a arbitragem, que constam da minha Dissertação/Tese de Mestrado/Doutorado, intitulada **A IMPORTÂNCIA DAS FLORESTAS RESTAURADAS, REGENERADAS E DEGRADADAS PARA PRESTAÇÃO DE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS LIGADOS AO CARBONO E À CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE ARBÓREA**, não infringem os dispositivos da Lei n.º 9.610/98, nem o direito autoral de qualquer editora.

Campinas, 21/06/2022

Assinatura : 
Nome do(a) autor(a): **João Paulo Bispo Santos**
RG n.º 3.660.911-0

Assinatura : 
Nome do(a) orientador(a): **Ricardo Ribeiro Rodrigues**
RG n.º 10954040