



UNIVERSIDADE ESTADUAL DE LONDRINA
CENTRO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
Colegiado do CURSO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS



**Ciências
Biológicas**
UEL

TRABALHO DE CONCLUSÃO DO CURSO DE GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS

RIAN MARCOS MODESTO

INFLUÊNCIA DE ÁRVORES INVASORAS SOBRE A BIOMASSA NATIVA EM FLORESTA OMBRÓFILA MISTA SECUNDÁRIA

Londrina – Paraná
2025

**TRABALHO DE CONCLUSÃO DO CURSO DE GRADUAÇÃO
EM CIÊNCIAS BIOLÓGICAS**

RIAN MARCOS MODESTO

**INFLUÊNCIA DE ÁRVORES INVASORAS SOBRE A
BIOMASSA NATIVA EM FLORESTA OMBRÓFILA
MISTA SECUNDÁRIA**

Monografia apresentada ao Curso de Graduação em Ciências Biológicas da Universidade Estadual de Londrina como um dos requisitos à obtenção do título de Bacharel em Ciências Biológicas.

Orientador: José Marcelo Domingues Torezan

**Londrina – Paraná
2025**

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

M696i Modesto, Rian Marcos .
Influência de árvores invasoras sobre a biomassa nativa em floresta ombrófila mista secundária / Rian Marcos Modesto. - Londrina, 2025.
49 f. : il.

Orientador: José Marcelo Domingues Torezan.
Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Estadual de Londrina, Centro de Ciências Biológicas, Graduação em Ciências Biológicas, 2025.
Inclui bibliografia.

1. Mata atlântica - TCC. 2. Espécies invasoras - TCC. 3. Pinus - TCC. 4. Eucalyptus - TCC. I. Torezan, José Marcelo Domingues . II. Universidade Estadual de Londrina. Centro de Ciências Biológicas. Graduação em Ciências Biológicas. III. Título.

CDU 574

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. José Marcelo Domingues Torezan (orientador)
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Profa. Dra. Angélica Nunes Tiepo
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Ma. Larissa Cerqueira Dias Rodrigues
Universidade Estadual de Londrina - UEL

Londrina, 08 de dezembro de 2025

AGRADECIMENTOS

Gostaria de iniciar agradecendo à minha mãe, Eliana, e ao meu pai, Robson, que sempre fizeram o melhor por mim, permitindo que eu chegasse até este ponto. Em seguida, agradeço a todos os meus professores da educação básica, especialmente Isabella, Juliana, Gisele e Paulinho, que sempre acreditaram em mim, me guiaram e me acolheram, possibilitando a minha chegada à universidade.

Também expresso minha gratidão aos meus amigos, que considero minha segunda família, e que, ao longo da graduação, me deram motivos para não desistir: Alice, Beatriz, Nadrieen, Manu, Lucas M., Ana D., Alino, Débora, Giovana O., Giovanna, Gabrielle, Lucas D., Naju, Ana Sanches, Géssi, Jessica, entre tantos outros que dedicaram seu tempo e carinho para me apoiar.

Agradeço à Universidade Estadual de Londrina e a todos os seus professores pela formação de excelência que me foi proporcionada e à Reserva Particular do Patrimônio Natural Monte Sinai pelo financiamento e apoio à pesquisa.

Por fim, manifesto minha gratidão ao Professor José Marcelo pela parceria, por me acolher no Laboratório de Restauração e Biodiversidade de Ecossistemas e por proporcionar um ambiente de trabalho repleto de aprendizados e pessoas incríveis. Um agradecimento especial aos indivíduos que contribuíram para a construção deste trabalho: Jéssica, Géssi, Larissa, Roberto, Alba, Odair, Norival, Julia, Juliana, Bianca, Iasmyn, Giovanna e Pedro. Sou imensamente grato pela ajuda de todos vocês.

MODESTO, Rian Marcos. **Influência De Árvores Invasoras Sobre A Biomassa Nativa Em Floresta Ombrófila Mista Secundária**. 2025. 49 fls. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina. 2025.

RESUMO

As mudanças climáticas representam um dos principais desafios da humanidade na atualidade, fortemente impulsionadas pela queima de combustíveis fósseis e pela supressão de florestas. Nesse contexto, o mercado de créditos de carbono se apresenta como uma estratégia de mitigação, promovendo mecanismos de financiamento para a preservação de ecossistemas como a Floresta Ombrófila Mista (FOM), altamente ameaçada e fragmentada. Entretanto, a presença de espécies não-nativas invasoras, como *Pinus* e *Eucalyptus*, tem provocado impactos negativos nesses fragmentos, alterando a disponibilidade de recursos e a composição da vegetação nativa remanescente, o que pode influenciar os estoques de carbono a longo prazo. O presente estudo teve como objetivo investigar a influência dessas espécies invasoras sobre os estoques de biomassa lenhosa nativa acima do solo em um fragmento secundário de Floresta Ombrófila Mista, localizado na Reserva Particular do Patrimônio Natural Monte Sinai, no município de Mauá da Serra, Paraná. Foram amostradas 15 parcelas, analisadas conforme a presença ou influência de espécies invasoras, nas quais foram mensurados indivíduos arbóreos com diâmetro à altura do peito (DAP) ≥ 5 cm. A biomassa foi estimada a partir de equações alométricas, e os dados gerados foram analisados por meio de um Modelo Linear Generalizado (GLM) com distribuição Gamma. Os resultados indicaram ampla variação nos valores de biomassa nativa entre as parcelas, com tendência de redução nas áreas sob a presença ou influência de invasoras, sugerindo um sutil efeito negativo sobre a biomassa nativa. Apesar disso, a diferença observada não foi estatisticamente significativa. Fatores ambientais não contemplados no modelo, como o relevo e os efeitos de borda, podem ter influenciado os padrões registrados. Assim, embora não tenham sido detectadas diferenças significativas, este trabalho reforça a importância de estudos sobre os efeitos de espécies invasoras na biomassa nativa, ressaltando a necessidade de ampliação das investigações sobre o tema, bem como da adoção de abordagens analíticas integradas a outras variáveis relevantes em pesquisas futuras.

Palavras-chave: Mata atlântica; Espécies invasoras; *Pinus*; *Eucalyptus*.

MODESTO, Rian Marcos. **Influence of invasive alien trees on native biomass in secondary Mixed Ombrophilous Forest**. 2025. 49 pgs. Final Dissertation (Biological Sciences Undergraduation) – Londrina State University. Londrina. 2025.

ABSTRACT

Climate change represents one of the main challenges for humanity today, largely driven by the burning of fossil fuels and forest suppression. In this context, the carbon credit market emerges as a mitigation strategy, promoting financing mechanisms for the preservation of ecosystems such as the Mixed Ombrophilous Forest (MOF), which is highly threatened and fragmented. However, the presence of invasive non-native species, such as *Pinus* and *Eucalyptus*, has caused negative impacts on these fragments by altering resource availability and the composition of the remaining native vegetation, which may influence long-term carbon stocks. This study aimed to investigate the influence of these invasive species on aboveground native woody biomass stocks in a secondary fragment of Mixed Ombrophilous Forest located in the Monte Sinai Private Natural Heritage Reserve, in the municipality of Mauá da Serra, Paraná, Brazil. Fifteen plots were sampled and analyzed according to the presence or influence of invasive species, in which tree individuals with a diameter at breast height (DBH) ≥ 5 cm were measured. Biomass was estimated using allometric equations, and the generated data were analyzed using a Generalized Linear Model (GLM) with a Gamma distribution. The results indicated wide variation in native biomass values among plots, with a tendency toward reduced biomass in areas under the presence or influence of invasive species, suggesting a subtle negative effect on native biomass. Nevertheless, the observed difference was not statistically significant. Environmental factors not included in the model, such as topography and edge effects, may have influenced the observed patterns. Thus, although no significant differences were detected, this study reinforces the importance of research on the effects of invasive species on native biomass, highlighting the need to expand investigations on the topic, as well as to adopt analytical approaches integrated with other relevant variables in future research.

Keywords: Atlantic Forest; Invasive alien species; *Pinus*; *Eucalyptus*.

LISTA DE FIGURAS

	Pág.
Figura 1 - Imagem de satélite da área total da RPPN - Monte Sinai.....	20
Figura 2 - Mapa da distribuição das parcelas dentro da área da RPPN - Monte Sinai.....	21
Figura 3 - Comparativo dos valores de biomassa acima do solo (BAS) de espécies arbóreas nativas e não-nativas invasoras mensuradas em cada uma das parcelas estabelecidas para este estudo.....	25

LISTA DE TABELAS

Pág.

Tabela 1 - Resultado do Modelo Linear Generalizado (GLM) avaliando o efeito da presença ou influência de indivíduos arbóreos não-nativos invasores sobre a biomassa de indivíduos arbóreos nativos. As parcelas P1, P2, P3, P4, P6 e P8, classificadas como sob a presença ou influência de espécies invasoras, tiveram seus valores de biomassa de espécies nativas comparados com aqueles das parcelas P5, P7, P9, P10, P11, P12, P13, P14 e P15, onde não foi registrada a presença ou influência dessas espécies. Gl: graus de liberdade; Desvio: desvio do modelo; Gl. Resid.: graus de liberdade dos resíduos; Des. Resid.: desvio dos resíduos; P/lf.: presença/influência; n.s.: não significativo..... 27

SUMÁRIO

	Pág.
1. INTRODUÇÃO.....	10
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	13
2.1 Invasões biológicas e seus efeitos.....	13
2.2 Os gêneros <i>Pinus</i> e <i>Eucalyptus</i> e sua biologia.....	15
2.3 Os gêneros <i>Pinus</i> e <i>Eucalyptus</i> e sua biomassa.....	17
3. MATERIAL E MÉTODOS	18
3.1 Área de estudo.....	18
3.2 Coleta de dados.....	20
3.3 Estimativa de biomassa acima do solo.....	22
3.4 Análise de dados.....	23
4. RESULTADOS	24
4.1 Valores de biomassa nativa e invasoras por parcela.....	24
4.2 Diferença nos valores de biomassa entre nativas e invasoras.....	25
5. DISCUSSÃO	27
6. CONCLUSÕES	30
REFERÊNCIAS	31
APÊNDICES.....	40

1. INTRODUÇÃO

A partir da revolução industrial, ocorrida durante o século XVIII, a humanidade iniciou o desenvolvimento e uso de máquinas a vapor e a combustão, demandando uso expressivo de combustíveis fósseis e recursos madeireiros para gerar crescimento econômico. Essas atividades persistem e acentuam-se até os dias de hoje, provocando o aumento significativo dos gases responsáveis pelo efeito estufa na atmosfera (IPCC, 2021; UNFCCC, 2007). Como consequência dessas ações, a civilização enfrenta atualmente um período de intensificação das mudanças climáticas. A contínua queima de combustíveis fósseis, aliada à fragmentação e supressão de florestas, é responsável pela maior parte dessas emissões de carbono, contribuindo para o agravamento do problema (UNFCCC, 2007).

As florestas tropicais são importantes sumidouros de carbono, pois fixam o dióxido de carbono atmosférico por meio da fotossíntese, armazenando-o em sua biomassa (Harris et al., 2021). Esses ecossistemas acumulam grandes quantidades de carbono, prestando considerável serviço ambiental na regulação global do clima (Harris et al., 2021;). Contudo, quando esses ecossistemas são devastados devido à mudanças no uso do solo, um dos principais agravantes das mudanças climáticas na América do Sul, esse carbono estocado é emitido principalmente na forma de metano e dióxido de carbono (Feron et al., 2024; Mills et al., 2023; Potapov et al., 2022;). Esse processo desequilibra o ciclo natural do carbono, aumentando as concentrações de gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera e contribuindo para o aumento das temperaturas globais, provocando mudanças radicais no clima (Harris et al., 2021; Li et al., 2022).

Por parte dos países e organizações internacionais, existe grande interesse em frear o aumento das temperaturas, pois caso as médias globais ultrapassem o limite de 2°C as consequências socioambientais serão desastrosas (CQNUSMC, 2015). A partir de acordos globais firmados entre 179 países durante a Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente e o Desenvolvimento, conhecida como ECO-92, foi estabelecido a Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre a Mudanças Climáticas (UNFCCC), onde se oficializaram as primeiras discussões sobre a redução das emissões de GEE das grandes nações poluidoras (Brasil, 2024; UNFCCC, 2007).

Posteriormente, com a criação do protocolo de Quioto, elaborado em 1997 e vigorado em 2005, os países signatários deveriam adotar metas mais rígidas em relação às suas emissões e mensurá-las em créditos de carbono (um crédito de carbono equivalente a uma tonelada de dióxido de carbono). A partir disso as nações que conseguissem reduzir suas emissões conforme os acordos firmados puderam comercializar o excedente, ou seja, vender o “carbono não emitido” para os países que não alcançaram tais metas, representando uma “moeda” de compensação de emissões dentro do mercado de créditos de carbono (UNFCCC, 2008).

Atualmente, o mercado de créditos de carbono destaca-se como uma das estratégias com forte apelo na mitigação das mudanças climáticas, buscando associar a restauração e a manutenção das florestas ao enfrentamento da crise climática, em conjunto com outras medidas de redução de emissões (Torezan, 2025). A comercialização desses créditos funciona como uma garantia de que o carbono estocado, por exemplo, na biomassa vegetal permanecerá retido, além de abrir a possibilidade de ampliação dos estoques a longo prazo (Benício et al., 2023;

Da Silveira & De Oliveira, 2021). Nesse cenário, a preservação de fragmentos florestais torna-se financeiramente atrativa tanto para os proprietários que mantêm as áreas conservadas quanto para os compradores desses contratos compensatórios (Benício et al., 2023). Embora existam controvérsias sobre a real garantia e manutenção desses estoques à longo prazo (Torezan, 2025).

Diante desse cenário, existem ecossistemas florestais muito ameaçados que podem se beneficiar dos investimentos do mercado de carbono para a preservação de sua biodiversidade, a manutenção de seus processos ecológicos e o aumento dos estoques de biomassa/carbono, como a Floresta Ombrófila Mista (FOM). Ela caracteriza-se como uma fitofisionomia suprimida e fragmentada. Sua extensão original era aproximadamente de 200.000 km², sendo o estado do Paraná responsável por 40% dessa área (Maack, 1950; Klein, 1960). Entretanto, devido às intervenções antrópicas, hoje restam cerca de 0,7% da área original paranaense. Semelhante a todas as outras formações da Mata Atlântica que foram quase totalmente arrasadas, restando poucos fragmentos bem preservados e enquadrando-se como um dos biomas com alto risco de desaparecer (Medeiros et al., 2005; Myers et al., 2000).

No estado do Paraná, durante o século XX, as intervenções antrópicas nessa fitofisionomia se sucederam com incentivo governamental para a substituição de florestas nativas por florestas plantadas com espécies de interesse comercial, essas ações legitimadas pela Lei n° 706, de 1° de abril de 1907, conhecida como o “primeiro código florestal do Paraná” (Rajão et al., 2018). Algumas das espécies comumente usadas nas florestas plantadas na região sul são o *Pinus elliottii* Engelm e *P. taeda* L. (Pinaceae) (Embrapa Florestas, 2014). Eles como outras espécies do gênero apresentam comportamento invasor com alto potencial de dispersão e

competição em ambientes de florestas nativas (Ramos et al. 2019; Richardson e Higgins, 1998; Voltolini e Zanco, 2010). Outro gênero que causa impactos semelhantes é o *Eucalyptus* L'Hér., amplamente distribuído e usado no Brasil (Santarosa et al., 2014), estando associado à redução de reservatórios hídricos e competição por recursos com espécies nativas (Castro-Diez et al., 2021). Ou seja, a longo prazo essas espécies podem acabar influenciando nos estoques de carbono, na diversidade, no funcionamento e na estrutura da floresta.

A biomassa dos indivíduos arbóreos foi escolhida como variável resposta neste estudo, dada sua importância para a geração de créditos de carbono no contexto climático atual (Griscom et al., 2017) e também pela escassez de estudos que investiguem o efeito da invasão biológica sobre a biomassa de espécies nativas em FOM. Além disso, a medida de biomassa não representa um fator limitante para os trabalhos de campo, facilitando a logística das coletas e medições. Portanto, neste trabalho objetivou-se avaliar a influência dos indivíduos vegetais dos gêneros *Pinus* e *Eucalyptus* sobre os estoques de biomassa lenhosa acima do solo de um fragmento de floresta secundária de FOM. Com essa pesquisa desejou-se responder: “Os estoques de biomassa lenhosa nativa acima do solo diferem em relação à presença ou influência de árvores do gênero *Pinus* e *Eucalyptus*?”.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Invasões biológicas e seus efeitos

As invasões biológicas são caracterizadas pela introdução de espécies não-nativas em locais fora de sua distribuição original, ocorrendo de maneira proposital ou acidental como consequência das atividades humanas (Roy et al.,

2023). Caso espécies não-nativas apresentem comportamento invasor, elas podem superar barreiras do ecossistema, se estabelecer e se distribuir descontroladamente (Roy et al., 2023). As espécies não-nativas invasoras são uma das principais responsáveis pela perda global de biodiversidade, causando o declínio e/ou extinção de espécies nativas, afetando a saúde e funcionamento dos ecossistemas (PNUMA, 2022). Entretanto, o avanço dessas espécies sobre os ecossistemas globais mostra-se ambíguo e de difícil solução, pois trata-se do balanço entre efeitos negativos e positivos dessas espécies nos serviços ecossistêmicos prestados e funcionamento desses ecossistemas, além do difícil manejo e erradicação (Vítová et al., 2017).

Autores como Castro-Diez et al. (2021) partem de um olhar utilitarista a respeito dessas espécies, observando efeitos positivos sobre os serviços ecossistêmicos voltados aos interesses econômicos e de bem-estar humano. Deste ponto de vista pode-se considerar as espécies não-nativas, com potencial invasor ou não, benéficas no fornecimento de recursos naturais como madeira, controle de erosão, fertilização de solos e valor ornamental (Castro-Diez et al., 2021). Entretanto, vale ressaltar que serviços ecossistêmicos não ligados a fatores econômicos foram menos frequentes nesses estudos, além de não tratarem sobre os possíveis impactos das espécies não-nativas sobre as espécies nativas (Castro-Diez et al., 2019; Castro-Diez et al., 2021; Wells et al., 2023).

Dentre os impactos negativos temos a redução da riqueza e abundância de espécies nativas devido a alterações de umidade, temperatura, cobertura do solo, disponibilidade de luz e nutrientes (Garcia et al. 2023; Roy et al., 2023), além de perda de diversidade genética, biomassa e serviços ecossistêmicos oferecidos por espécies não lenhosas (Woziwoda et al. 2021). Destaca-se também o impacto de

gêneros como *Pinus* e *Eucalyptus* na regulação do ciclo da água. Eles alteram a infiltração e o escoamento, podendo intensificar a captação de água e, conseqüentemente, redução do fluxo de corpos d'água e o volume dos reservatórios hídricos. (Castro-Diez et al., 2021; Le Maitre et al., 2002).

Além disso, vale ressaltar que na literatura existe escassez de estudos que avaliem os efeitos de espécies não-nativas invasoras sobre a biomassa nativa lenhosa acima do solo. Parte considerável dos trabalhos usam índices como, riqueza, abundância e diversidade para explicar os efeitos negativos associados à invasão por parte dessas espécies (Garcia et al. 2023; Roy et al., 2023; Woziwoda et al. 2021).

2.2 Os gêneros *Pinus* e *Eucalyptus* e sua biologia

Espécies dos gêneros *Pinus* e *Eucalyptus* inicialmente foram introduzidas em regiões fora de sua área original de distribuição, localizada no hemisfério norte, devido ao seus potenciais usos comerciais na produção de celulose no caso de *Eucalyptus* (Santarosa et al., 2014) e uso de madeira de rápido crescimento no caso de *Pinus* (Embrapa Florestas, 2014). Ambos os gêneros abrigam espécies não-nativas de caráter invasor com potencial para alterar a composição e diversidade de espécies nativas (Garcia et al, 2023; Ricardo et al, 2022; Silva e Tomé, 2016; Wells et al, 2023).

Espécies do gênero *Eucalyptus* estão associadas à alterações nas dinâmicas hídricas, apresentando tendência à redução dos reservatórios em função de sua elevada capacidade de extração de água do solo (Castro-Diez et al., 2021). Também existem efeitos negativos associados à liberação de compostos químicos

que limitam o desenvolvimento de espécies nativas e ao acúmulo de serrapilheira que prejudica a germinação, ambos efeitos interferindo na estrutura e composição da comunidade vegetal (Tererai et. al., 2013) e alterações no ciclo de nutrientes dos ecossistemas (Castro-Díez et al., 2012; Le Maitre et al., 2002; Silva e Tomé, 2016).

Além disso, na presença de *Eucalyptus*, existem evidências de baixos valores funcionais para os ecossistemas (Degefu et al., 2023). Somado a isso, observa-se também diminuição da riqueza de espécies e tamanho de árvores e arbustos nativos conforme o avanço na distribuição e crescimento de *Eucalyptus*, tornando-o uma ameaça para a diversidade e conservação de espécies nativas (Degefu et al., 2023; Tererai et. al. 2013).

Para o gênero *Pinus*, existem evidências de que o aumento de sua biomassa provoca alterações nas condições ambientais ao longo do tempo em florestas de Araucária e estepes patagônicas, reduzindo a riqueza e a abundância de espécies nativas (García et al., 2023). Essas mudanças ocorrem devido a uma série de alterações, como variações nas temperaturas máximas e mínimas do solo e do ar, diminuição da umidade do solo, redução da disponibilidade de luz (especificamente a radiação fotossinteticamente ativa - RFA), diminuição na disponibilidade de nutrientes, redução dos valores de pH, diminuição da matéria orgânica e aumento do acúmulo de serapilheira (García et al., 2023).

Em relação à serapilheira, a grande deposição desse material por espécies desse gênero (Piovesan et al., 2012) prejudica o recrutamento de novos indivíduos vegetais. Essa situação pode ocorrer devido à interrupção mecânica da germinação, já que as sementes não conseguem alcançar o solo devido à grande quantidade de acículas acumuladas (Ferracin et. al., 2010; Franzese et. al., 2022; García et. al., 2023; Taylor et. al., 2016; Vargas e Bernardi, 2003). Ademais, essas

acículas formam uma barreira que dificulta a entrada de luz, interferindo na germinação e no desenvolvimento das plantas (García et. al., 2023; Taylor et. al., 2016).

2.3 Os gêneros *Pinus* e *Eucalyptus* e sua biomassa

Partindo do fator biomassa, alguns gêneros com espécies invasoras possuem grande apelo em função de suas altas taxas de crescimento e potencial de acúmulo de carbono, por exemplo o *Eucalyptus* (Castro-Diez et al., 2021). Existem estudos que mensuram os valores de biomassa em florestas comerciais, chegando à conclusão de que essas florestas são importantes sumidouros de carbono atmosférico, demonstrando potencial de acúmulo a longo prazo (Ribeiro et al., 2023; Silva et al., 2015; Silva e Tomé, 2016).

Contudo, existe o questionamento do real valor dessa acumulação ao longo do tempo, pois espécies de rápido crescimento tendem a ter baixa longevidade (Castro-Diez et al., 2021; Tabarelli e Mantovani, 1999a, 1999b). Além disso, no caso das espécies do gênero *Eucalyptus*, geralmente usadas nas indústrias de celulose (Santarosa et al., 2014), deve-se levar em consideração o direcionamento da matéria prima, pois produtos de papel apresentam rápida decomposição e consequente emissão, trazendo incertezas sobre a real compensação do carbono fixado (Castro-Diez et al., 2021).

Entre as espécies do gênero *Pinus* também se discute sua relação de rápido crescimento e acumulação de biomassa, devido à sua resistência a condições ambientais adversas, à fácil propagação e ao fácil estabelecimento (Castro-Diez et al., 2021; Pauchard et. al., 2015; Simberloff et al., 2010). Existem

estudos que levantam o importante papel dessas florestas artificiais com espécies não-nativas na acumulação de carbono e combate às mudanças climáticas (Castro-Diez et al., 2021; Lázaro-Lobo et. al., 2024). Entretanto, a mesma reflexão das espécies do gênero *Eucalyptus* é válida para *Pinus*, a compensação de carbono das florestas comerciais artificiais só é válida a partir do direcionamento da matéria prima da madeira (Castro-Diez et al., 2021).

Comparando a acumulação de carbono em florestas nativas e não-nativas encontram-se algumas ambiguidades, existem estudos reforçando a maior acumulação de carbono em florestas nativas em relação às não-nativas (Van Der Bor et. al., 2024). Porém também existem autores que demonstram resultados maiores de armazenamento de carbono em florestas não-nativas, com a ressalva de considerar apenas a biomassa acima do solo, pois o contrário não é verdadeiro (Lázaro-Lobo et. al., 2024). Entretanto, o consenso é que florestas nativas detém maior estabilidade, resiliência, são menos suscetíveis à perturbações e trazem maior segurança a longo prazo sobre a manutenção do carbono armazenado (Lázaro-Lobo et. al., 2024; van der Bor et. al., 2024), além de promoverem mais serviços ecossistêmicos e terem maior biodiversidade (Degefu et al., 2023; García et al., 2023; Tererai et. al., 2013).

3. MATERIAL E MÉTODOS

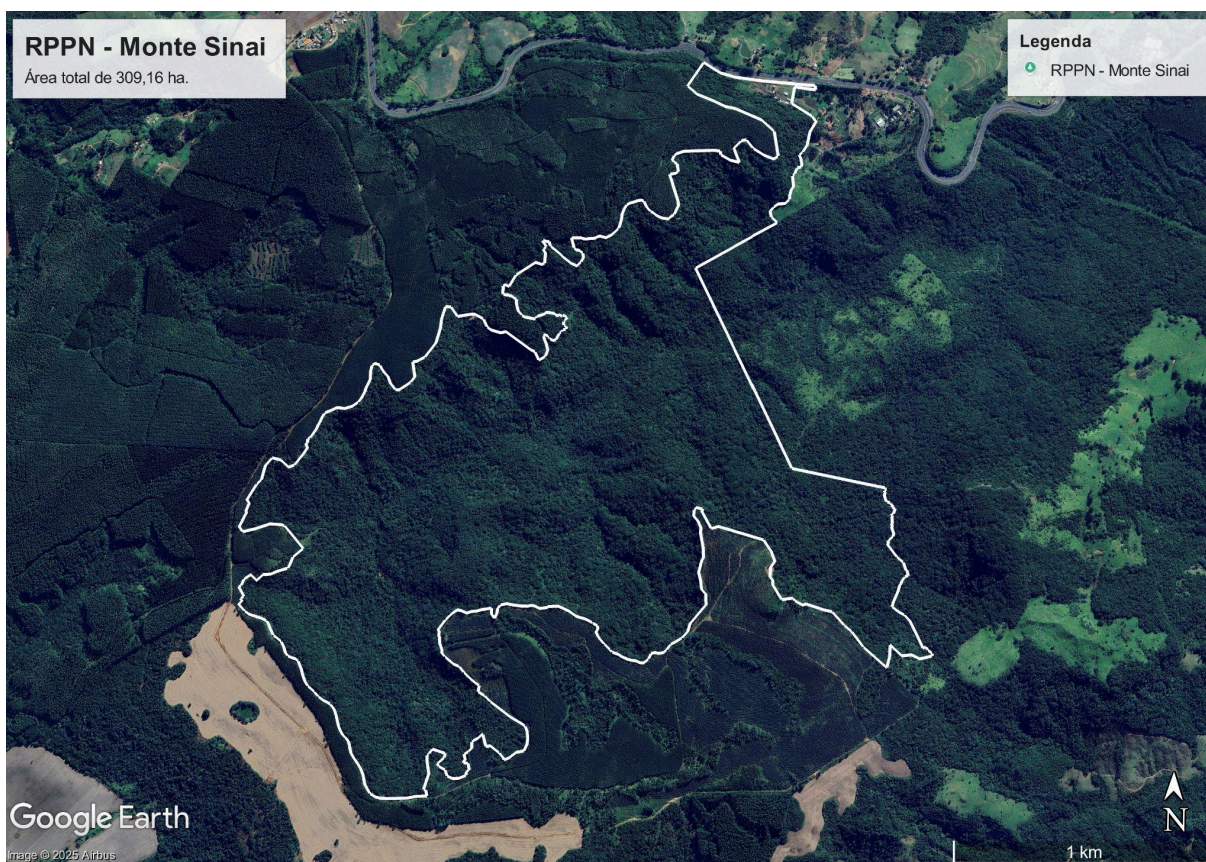
3.1 Área de estudo

No estado do Paraná, a Floresta Ombrófila Mista (FOM) é uma das fitofisionomias da Mata Atlântica que abrange as porções planálticas a oeste da Serra do Mar (IBGE, 2012; Roderjan et al., 2002). Sua vegetação sofre influência de

períodos com baixas temperaturas, geadas regulares durante o inverno e chuvas distribuídas ao longo do ano de forma bem equilibrada. Ademais, a floresta é dominada por espécies do gênero *Araucaria*, por conta disso é conhecida como “Mata de Araucárias” (Velooso et al., 1991; Roderjan et al., 2002).

Dentro dessa fitofisionomia está localizada a área de estudo, enquadrada como uma Unidade de Conservação (UC) na categoria Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), criada em 2007 pelo então Instituto Ambiental do Paraná (IAP) por meio da Portaria nº 162/2007 (Paraná, 2007). Denominada “RPPN Monte Sinai”, a unidade de conservação está inserida em uma propriedade rural de 595 ha (Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural - SICAR), situada no município de Mauá da Serra, estado do Paraná, Brasil (23°56'9.81"S; 51°9'1.19"O), na região do Planalto de Apucarana. A RPPN possui área total de 309,16 ha, com variações altitudinais entre 900 e 1.300 m em relação ao nível do mar (Instituto Monte Sinai, 2023). Além disso, a área possui histórico de pastagem e silvicultura, abandonada para regeneração natural entre as décadas de 1980 e 1990, com base em análises de satélite.

Figura 1 - Imagem de satélite da área total da RPPN - Monte Sinai.



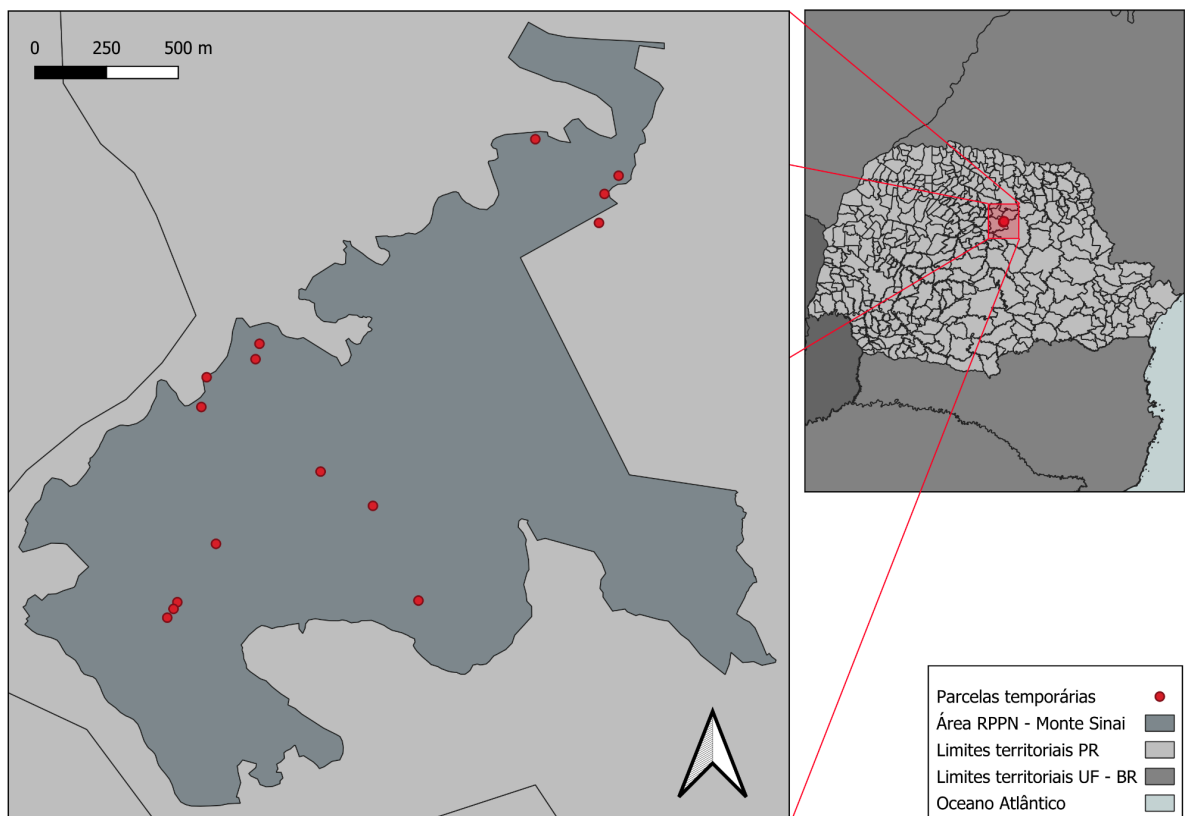
Fonte: **Google Earth (2025)**

3.2 Coleta de dados

Os dados deste estudo foram coletados entre o período de setembro de 2024 a janeiro de 2025. Foram estabelecidas 15 parcelas circulares temporárias (unidades amostrais), distribuídas de forma a abranger diferentes as diferentes formações de vegetação dentro da RPPN. Cada parcela possuía um raio de 8 metros, com uma distância mínima de 30 metros entre elas. Este tamanho de parcela circular resulta em uma área amostral de aproximadamente 200,06 m² por parcela. A adoção do formato circular justifica-se pelas condições de declividade da área de estudo, tornando esse modelo mais adequado para o levantamento de dados (Higa et al., 2014; Pearson, Walker e Brown, 2005;).

No interior dessas parcelas foram amostrados, com base nos protocolos de Pearson, Walker e Brown (2005), indivíduos arbóreos lenhosos com CAP (circunferência medida à altura do peito) igual a 1,30 m do nível do solo \geq 15 cm, utilizado uma estaca graduada e uma fita métrica para fazer essas medidas. A identificação das espécies foi realizada em campo pela equipe de pesquisa, com base em critérios morfológicos. Nos casos em que a identificação não foi possível, amostras foram coletadas para a confecção de exsicatas, posteriormente analisadas em laboratório e no herbário da Universidade Estadual de Londrina - FUEL, com o auxílio de chaves de identificação botânica. Os dados obtidos foram registrados em fichas impressas conforme a identificação da parcela, o nome da espécie, seu CAP, altura e eventuais observações. Posteriormente os dados foram planilhados no software Excel para fazer as estimativas de biomassa e análises estatísticas.

Figura 2 - Mapa da distribuição das parcelas dentro da área da RPPN - Monte Sinai.



Fonte: **Próprio autor (2025)**

3.3 Estimativa de biomassa acima do solo

Para estimar a biomassa acima do solo (BAS) dos indivíduos arbóreos presentes na área de estudo, foram obtidas as medidas de circunferência (cm), altura (m) e densidade da madeira de cada espécie. Esses dados foram aplicados em duas fórmulas para a estimativa da BAS (massa seca por Kg), conforme sugerido por Chave et al. (2014). Na primeira fórmula, os valores de circunferência à altura do peito (CAP, em cm) são convertidos em diâmetro à altura do peito (DAP, também em cm) por meio da divisão do CAP pelo número π (3,1416). Em seguida, os valores de DAP elevado ao quadrado, altura (representada por “H”) e densidade espécie específica da madeira em g/cm^3 (representada por “d”) são multiplicados pela constante 0,0559. Árvores que apresentavam ramificações tiveram seu DAP calculado por equivalência, elevando os distintos DAPs ao quadrado, somando seus resultados e tirando sua raiz quadrada.

Fórmula 1: Estimativa de biomassa de árvores ou arbustos (Kg)

$$= (0,0559 \times (d \cdot \text{DAP}^2 \cdot H))$$

Para aplicar a segunda fórmula, considerando o formato diferenciado dos grupos de palmeiras, a BAS é estimada a partir do volume do cilindro, multiplicado pela densidade espécie específica da madeira e pelo fator de forma (ft), que neste estudo foi considerado como 0,85.

Fórmula 2: Estimativa de biomassa de palmeiras com base no volume

$$= (\text{DAP}/2)^2 \cdot 3,1416 \cdot H \cdot \text{ft} \cdot d$$

A densidade da madeira de cada espécie foi obtida a partir da base de dados local produzida nos estudos de Arcanjo (2017), determinada a partir da razão da massa seca pelo volume fresco (M_{seca}/VOL_{fresco}). Para as espécies não presentes nessa base, os dados foram extraídos do *Global Wood Density Database*. Quando existiam dados de uma mesma espécie com diferentes densidades, foi considerada a média das espécies do gênero registradas na mesma região. Para espécies não identificadas, foi utilizado a média da densidade do gênero ou da família. Para indivíduos totalmente desconhecidos, foi considerada a média de todos os indivíduos presentes na parcela.

3.4 Análise de dados

Para a análise estatística foi utilizado o software RStudio e o Microsoft Excel para a organização de planilhas, elaboração de tabelas e confecção de gráficos. Para avaliar se as unidades amostrais com a presença ou influência de espécies não-nativas invasoras diferem, em termos de biomassa de espécies nativas, das parcelas sem a presença ou influência dessas espécies as unidades amostrais foram agrupadas em dois conjuntos: (i) parcelas com a presença ou influência de espécies arbóreas não-nativas invasoras (P1, P2, P3, P4, P6 e P8) e (ii) parcelas sem a presença ou influência de espécies arbóreas não-nativas invasoras (P5, P7, P9, P10, P11, P12, P13, P14 e P15). O critério adotado para determinar quais unidades amostrais estavam sob influência de espécies invasoras foi a ocorrência de *Pinus* e/ou *Corymbia* K.D.Hill & L.A.S.Johnson (sin. *Eucalyptus*) dentro das parcelas ou no seu entorno, a até 10 m de distância do perímetro.

Para verificar diferenças significativas na variável resposta (biomassa arbórea nativa acima do solo) entre os dois grupos, foi aplicado um Modelo Linear Generalizado (GLM; Zuur et al., 2009) com distribuição da família Gamma e função de ligação “log”, escolhido devido aos dados de biomassa nativa não atenderem as premissas de normalidade estatística.

4. RESULTADOS

4.1 Valores de biomassa nativa e invasoras por parcela

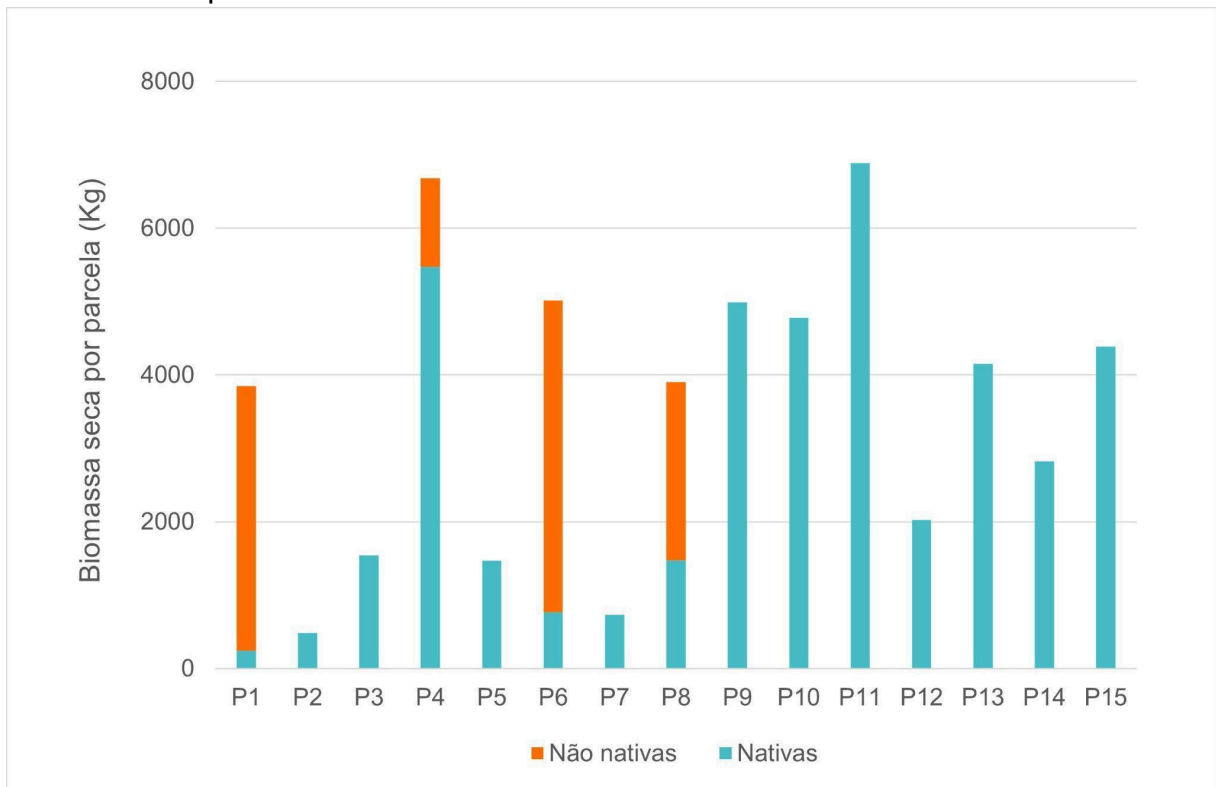
Os valores de biomassa total foram divididos em nativas e não-nativas invasoras em cada uma das 15 parcelas amostradas no estudo. A partir do gráfico apresentado na Figura 3, observa-se uma ampla variação nos valores de biomassa seca de espécies nativas (Média=2814,6; Desvio padrão=2119,8; $\alpha=0,05$). As menores quantidades de biomassa nativa foram registradas em quatro parcelas que apresentaram valores de biomassa menores que 1.000 kg. Três parcelas com valores intermediários, maiores que 1000 kg e inferiores a 2.000 kg. E as demais parcelas superaram esse patamar, variando de 2.023 kg até 6.887 kg, a qual apresentou o maior acúmulo registrado no estudo.

Em relação à biomassa das árvores não-nativas invasoras presentes nas parcelas. Destacam-se P1 e P6, apresentando os maiores acúmulos, com valores de 3.607 kg (2 indivíduos de *Pinus elliottii* Engelm.) e 4.251 kg (4 indivíduos de *Corymbia sp.*), respectivamente. A parcela P8 apresentou valor intermediário, em torno de 2.427 kg (3 indivíduos de *Pinus elliottii*), enquanto a parcela P4 registrou o menor acúmulo entre as parcelas com presença de não-nativas invasoras, cerca de 1.209 kg (3 indivíduos de *Pinus elliottii*).

4.2 Diferença nos valores de biomassa entre nativas e invasoras

Os valores de biomassa total por parcela, que incluem espécies nativas e não-nativas invasoras, revelam uma distribuição equilibrada entre as unidades amostrais. Essa observação foi confirmada pelo teste de normalidade de Shapiro-Wilk (valor de $p = 0,5039$), indicando que esses dados seguem uma distribuição normal, entretanto essa afirmação não é válida quando considera-se apenas a biomassa nativa das parcelas com a presença ou influência de espécies não-nativas invasoras (valor de $p = 0.0151$).

Figura 3 - Comparativo dos valores de biomassa acima do solo (BAS) de espécies arbóreas nativas e não-nativas invasoras mensuradas em cada uma das parcelas estabelecidas para este estudo.



Fonte: **Próprio autor (2025)**

A partir da comparação presente no gráfico da Figura 3, nota-se que, nas parcelas com presença de espécies não-nativas invasoras, a maior parte da

biomassa total é composta por essas espécies, com exceção da parcela P4. Destaca-se que no entorno das parcelas P2 e P3 foram identificados indivíduos adultos de *Pinus elliottii* com elevada biomassa, porém não foram incluídos nas medições, pois estavam fora dos limites das unidades amostrais. Ainda assim, essas parcelas foram consideradas sob influência das invasoras, uma vez que foram registrados no seu interior acúmulo de acículas e dispersão de estruturas reprodutivas no solo. Já nas parcelas P5 e P7, apesar da ausência de indivíduos invasores ou de sua influência, conforme os parâmetros estabelecidos neste trabalho, observou-se também baixa biomassa de espécies nativas. Esse resultado possivelmente está associado ao relevo íngreme e à proximidade com a borda da RPPN, em área adjacente à silvicultura de *Corymbia*.

A comparação entre as parcelas com a presença ou influência de espécies não-nativas invasoras e aquelas sem a presença ou influência dessas espécies, em relação à biomassa de espécies nativas, indicou uma leve tendência de redução da biomassa nativa nas parcelas com a presença ou influência de invasoras. Essa tendência é evidenciada pelo coeficiente negativo associado à presença/influência das invasoras ($-0,77$; EP = $0,44$), em contraste com o intercepto ($8,18$; EP = $0,28$), que representa a biomassa média prevista para parcelas sem invasoras, em escala logarítmica. No entanto, essa diferença não foi estatisticamente significativa (valor de $p = 0,107$).

Tabela 1 – Resultado do Modelo Linear Generalizado (GLM) avaliando o efeito da presença ou influência de indivíduos arbóreos não-nativos invasores sobre a biomassa de indivíduos arbóreos nativos. Gl: graus de liberdade; Desvio: desvio do modelo; Gl. Resid.: graus de liberdade dos resíduos; Des. Resid.: desvio dos resíduos; P/lf.: presença/influência; n.s.: não significativo.

Variável resposta	Variável explicativa	Família	Gl	Desvio	Gl Resid.	Des. Resid.	Valor de p
Biomass a nativas	P/lf. de invasoras	Gamma	14	11.1796	13	9.2093	0.107 (n.s.)

Fonte: **Próprio autor (2025)**

5. DISCUSSÃO

Ao analisar o comparativo entre os dois grupos, conforme apresentado na figura 3, observa-se uma tendência de redução nos valores de biomassa nativa em parcelas sob a presença ou influência de espécies não-nativas invasoras, quando comparadas às parcelas sem invasoras. Esse padrão sugere uma sutil influência negativa das invasoras sobre a biomassa de espécies nativas nessas parcelas. Apesar disso, não houve diferença estatisticamente significativa na biomassa nativa acima do solo em função da presença/influência das árvores invasoras entre os dois grupos amostrados, apesar das observações em campo demonstrarem claros efeitos negativos em parcelas invadidas.

Espécies do gênero *Pinus* e *Corymbia* (sin. *Eucalyptus*) estão comumente associados à impactos em ecossistemas, incluindo a redução de riqueza e abundância de espécies nativas, devido a alterações microclimáticas e ambientais (Garcia et al. 2023; Roy et al., 2023). Além disso, o avanço desses gêneros fora de sua distribuição natural está associado à diminuição do desenvolvimento de espécies arbóreas e arbustivas nativas (Degefu et al., 2023; Tererai et. al. 2013),

bem como a redução da biomassa de espécies não lenhosas (Woziwoda et al. 2021).

No caso específico de *Pinus*, que apresentou maior ocorrência neste estudo, a abundante produção de acículas forma um denso estrato de serrapilheira que dificulta mecanicamente a germinação de regenerantes nativos e associado às alterações na disponibilidade de luz, compromete o estabelecimento de novos indivíduos (Ferracin et. al., 2010; Franzese et. al., 2022; García et. al., 2023; Taylor et. al., 2016; Vargas e Bernardi, 2003). Dessa forma, conforme descrito na literatura, essas espécies estão intimamente ligadas a efeitos negativos nos ecossistemas.

Entretanto, não existem muitos estudos que utilizam a biomassa lenhosa de espécies nativas como variável resposta para explicar os efeitos das espécies invasoras nos ecossistemas. Durante as visitas de campo foi perceptível a diferença da estrutura da vegetação das parcelas que possuíam ou estavam sob influência de árvores invasoras, essas apresentando espécies nativas menores e mais espaçadas entre si e sem estratos bem delimitados em concordância com o que foi descrito por Degefu et al., (2023) e Tererai et. al. (2013). Nas áreas sem invasão, a mata era densa e estratificada, apresentando qualidade e saúde ambiental visíveis. Em geral, esse resultado pode ser devido a influência de outras variáveis que não foram consideradas no modelo.

Neste estudo, dois fatores podem ser considerados relevantes para os resultados encontrados, mas que não foram incluídos nas análises: o relevo e o posicionamento das parcelas. Em áreas com relevo íngreme, há uma tendência de solos mais rasos, nos quais a proximidade com a rocha matriz limita o desenvolvimento de vegetação densa e de sistemas raízes profundos, em função da menor disponibilidade de nutrientes, da reduzida retenção de água e de restrições

físicas desfavoráveis ao crescimento (Ayala-Niño et al., 2025; Senanayake, Hancock e Welivitiya, 2024). Dessa forma o acúmulo de biomassa acima do solo pode ser comprometido, como observado nas parcelas P5, P7 e P12, que apresentaram baixos valores de biomassa nativa mesmo não estando sob influência de espécies invasoras, entretanto localizadas em áreas mais íngremes.

O posicionamento da parcela dentro da área de amostragem, também revela-se como fator importante. As parcelas instaladas nos limites da RPPN estão suscetíveis aos efeitos de borda, perturbações associadas às alterações na temperatura, luminosidade, umidade e vento, consequência da fragmentação de habitats (Laurance et al., 2002). Esses fatores podem influenciar negativamente nas dinâmicas de biomassa da borda, por conta da mortalidade de indivíduos vegetais mais velhos que detêm maiores quantidades de biomassa (Giancola et al., 2024; Laurance, 2004), o que também pode explicar os menores valores de biomassa nas parcelas P5, P7 e P12, essas inseridas em áreas de borda adjacentes à silvicultura de *Corymbia*.

Portanto, avaliar o efeito das espécies invasoras sobre a biomassa nativa sem considerar fatores como relevo, efeitos de borda e matriz circundante pode resultar em explicações que não contemplem os reais impactos das espécies invasoras nos ecossistemas. Sugere-se que estudos futuros considerem esses fatores, além de utilizarem indicadores complementares, como por exemplo: riqueza, abundância, recrutamento de regenerantes, estrutura da comunidade e grau de invasão para compreender de forma integrada os efeitos da invasão. Também é válido considerar o manejo das espécies invasoras, a fim de compreender e remediar os efeitos negativos ao ecossistema. Para além disso, vale frisar a importância de avaliar os efeitos da invasão sobre a biomassa nativa, levando em

consideração a escassez de estudos e a relevância do tema dentro do contexto de mudanças climáticas e sequestro de carbono atmosférico.

5. CONCLUSÕES

Os motivadores deste estudo foram investigar se a presença de árvores invasoras do gênero *Pinus* e *Eucalyptus* causavam efeitos sobre os estoques de biomassa lenhosa acima do solo de um fragmento de floresta secundária de FOM. Os resultados deste trabalho indicam que a presença de *Pinus* e *Eucalyptus* não exercem influência sobre os estoques de biomassa das espécies nativas, não havendo diferença significativa entre os grupos com e sem a presença/influência de *Pinus* e *Eucalyptus*. Entretanto, deve-se considerar outros fatores que possam estar influenciando esse resultado neste e em próximos estudos.

Para além disso, ainda que não tenham sido encontrados resultados estatisticamente significativos relativos ao efeito das espécies invasoras na área de estudo, o manejo adequado dos indivíduos presentes pode ser importante frente aos efeitos negativos já relatados na literatura, a fim de preservar o ecossistema. Tal manejo pode contribuir para a melhora da estrutura e para o aumento e estabilidade dos estoques de biomassa da floresta a longo prazo, especialmente dentro do contexto do mercado compensatório de créditos de carbono.

REFERÊNCIAS

ARCANJO, F. A. Biomassa arbórea em sítios de restauração e remanescentes de Mata Atlântica do Sul do Brasil. 2017. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Universidade Estadual de Londrina, Londrina, 2017. Disponível em: <<https://repositorio.uel.br/items/a0079493-ba95-42b9-9fd3-acc78b2e21a0>>. Acesso em: 20 maio 2025.

AYALA-NIÑO, F. *et al.* Spatial distribution of soil carbon storage in desert shrubland ecosystems of northwest Mexico. *Journal of Arid Environments*, [S.l.], v. 183, 104251, dez. 2020. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/journal/journal-of-arid-environments>>. Acesso em: 15 dez. 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Convenção das Nações Unidas. Disponível em: <<https://antigo.mma.gov.br/clima/convencao-das-nacoes-unidas.html>>. Acesso em: 27 out. 2024.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural – SiCAR. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <<http://www.car.gov.br/>>. Acesso em: 2 set. 2025.

BENÍCIO, R. M. A. *et al.* Carbon stock and sequestration as a form of payment for environmental services in a sedimentary basin humid forest refuge in brazilian semiarid. *Environmental Development*, v. 45, p. 100796, 2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envdev.2022.100796>>. Acesso em: 27 out. 2024.

CASTRO-DIEZ, P. *et al.* Effects of widespread non-native trees on regulating ecosystem services. *Science of The Total Environment*, [s.l.], v. 778, p. 146141, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146141>>. Acesso em: 9 jan. 2025.

CASTRO-DIEZ, P. *et al.* Global effects of non-native tree species on multiple ecosystem services. *Biological Reviews*, v. 94, n. 4, p. 1477–1501, 2019. Disponível em: <<https://doi.org/10.1111/brv.12511>>. Acesso em: 2 jan. 2025.

CASTRO-DIEZ, P. *et al.* Effects of exotic and native tree leaf litter on soil properties of two contrasting sites in the Iberian Peninsula. *Plant Soil*, v. 350, p. 179–19, 2012. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11104-011-0893-9>>. Acesso em: 14 jan. 2025.pinus

CHAVE, J. *et al.* Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. *Global Change Biology*, v. 20, n. 10, p. 3177-3190, 21 jun. 2014. Wiley. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1111/gcb.12629>>. Acesso em: 20 mai. 2025.

CONVENÇÃO-QUADRO DAS NAÇÕES UNIDAS SOBRE MUDANÇA DO CLIMA. Adoção do Acordo de Paris: Conferência das Partes, vigésima primeira sessão, Paris, 30 de novembro a 11 de dezembro de 2015. Disponível em: <<https://brasil.un.org/sites/default/files/2020-08/Acordo-de-Paris.pdf>>. Acesso em: 12 out. 2024.

DA SILVEIRA, C. S.; DE OLIVEIRA, L. Análise do mercado de carbono no Brasil: histórico e desenvolvimento. *Novos Cadernos NAEA*, [S.l.], v. 24, n. 3, p. 1-18, dez. 2021. ISSN 2179-7536. Disponível em: <https://periodicos.ufpa.br/index.php/ncn/article/view/9354>. Acesso em: 27 out. 2024

DEGEFU, M. A.; DEGEFA, S.; KEBEDE, W.; DABA, D. Effect of complete abolition of *Eucalyptus* species on under canopy species diversity in Gullele Botanic Garden, Ethiopia. *Environmental Challenges*, v. 11, p. 100701, 2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.envc.2023.100701>>. Acesso em: 15 jan. 2025.

EMBRAPA FLORESTAS. *Cultivo de Pinus*. 2ª ed. Colombo: Embrapa Florestas, 2014.

FERON, S. *et al.* South America is becoming warmer, drier, and more flammable. *Communications Earth & Environment*, [s. l.], v. 5, n. 501, 26 set. 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s43247-024-01654-7>>. Acesso em: 11 dez. 2025.

FERRACIN, T. P.; SILVA, V. T. da; MEDRI, P. S.; BIANCHINI, E.; PIMENTA, J. A.; TOREZAN, J. M. D. Comparação de parâmetros bióticos e abióticos entre fragmento de floresta secundária nativa e um reflorestamento de *Pinus taeda* L. *Semina: Ciências Biológicas e da Saúde*, Londrina, v. 31, n. 2, p. 179-188, jul./dez. 2010.

Disponível em: <<https://ojs.uel.br/revistas/uel/index.php/seminabio/article/view/8789>>
Acesso em: 16 jan. 2025.

FRANZESE, J.; RAFFAELE, E.; CHIUFFO, M.C.; BLACKHALL, M. The Legacy of Pine Introduction Threatens the Fuel Traits of Patagonian Native Forests. *Biological Conservation*, v. 267, p. 109472, 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2022.109472>>. Acesso em: 16 jan. 2025.

GARCÍA, R. A. *et al.* *Pinus contorta* alters microenvironmental conditions and reduces plant diversity in Patagonian ecosystems. *Diversity*, v. 15, n. 320. p. 1-16, 2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/d15030320>>. Acesso em: 2 jan. 2025.

GIANCOLA, D. T. *et al.* Degradation exposure scenario in the Brazilian Amazon: Edge effect on hyperdominant C-cycle tree species. *Forest Ecology and Management*, [s. l.], v. 562, 121926, 15 maio 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2024.121926>>. Acesso em: 11 dez. 2025.

GRISCOM, B. W. *et al.* Natural climate solutions. *PNAS*, v. 114, n. 44, p. 11645-11650, 2017. Disponível: <<https://doi.org/10.1073/pnas.1710465114>>. Acesso em: 9 out. 2025.

HARRIS, N. L. *et al.* Global maps of twenty-first century forest carbon fluxes. *Nature Climate Change*, [s. l.], v. 11, n. 3, p. 234-240, mar. 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s41558-020-00976-6>>. Acesso em: 11 dez. 2025.

HIGA, R. C. V. *et al.* Protocolo de medição e estimativa de biomassa e carbono florestal. Colombo, PR: Embrapa Florestas, 2014. 89 p. (Documentos, ISSN 1980-3958; 266). Disponível em: <<http://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/handle/item/221>>. Acesso em: 11 dez. 2025.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Nota Explicativa do Mapa da área de aplicação da Lei n ° 11.428 de 2006. 2a ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012. Disponível em: <https://geofpt.ibge.gov.br/informacoes_ambientais/estudos_ambientais/biomas/mapas/lei11428_mata_atlantica.pdf>. Acesso em: 2 set. 2025.

INSTITUTO MONTE SINAI. Página institucional. 2023. Disponível em: <<https://www.institutomontesinai.org.br/>>. Acesso em: 15 jan. 2025.

IPCC. Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Edited by: MASSON-DELMOTTE, V.; ZHAI, P.; PIRANI, A.; CONNORS, S. L.; PÉAN, C.; BERGER, S.; *et al.* Summary for Policymakers. Geneva: IPCC, 2021. Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/>. Acesso em: 15 jan. 2025.

KLEIN, R. M. O aspecto dinâmico do pinheiro brasileiro. *Sellowia*, v. 12, n. 12, p. 17-44, 1960.

LAURANCE, W. F. *et al.* Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*, [S.l.], v. 16, n. 3, p. 605-618, jun. 2002. Disponível em: <https://www.royalsocietyqld.org/wp-content/uploads/2022/02/Amazonia_BDFFP-REV-ecosystem_decay.pdf>. Acesso em: 15 dez. 2025.

LAURANCE, W. F. Forest-climate interactions in fragmented tropical landscapes. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, [s. l.], v. 359, n. 1445, p. 345-352, 29 abr. 2004. Disponível em: <<https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1430>>. Acesso em: 11 dez. 2025.

LÁZARO-LOBO, *et al.* Worldwide comparison of carbon stocks and fluxes between native and non-native forests. *Biological Reviews*, v. 99, n. 1, p. 1-19, 2024. DOI: 10.1111/brv.13176. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/brv.13176>>. Acesso em: 19 jan. 2025.

LE MAITRE, D. C. *et al.* Invasive alien trees and water resources in South Africa: case studies of the costs and benefits of management. *Forest Ecology and Management*, [s.l.], v. 160, n. 1-3, p. 143-159, 2002. Disponível em: <[https://doi.org/10.1016/S0378-1127\(01\)00474-1](https://doi.org/10.1016/S0378-1127(01)00474-1)>. Acesso em: 9 jan. 2025

LI, YUE *et al.* Deforestation-induced climate change reduces carbon storage in remaining tropical forests. *Nature Communications*, [s. l.], v. 13, n. 1964, 12 abr. 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s41467-022-29601-0>>. Acesso em: 11 dez. 2025.

MAACK, R. Notas complementares à apresentação preliminar do mapa fitogeográfico do Estado do Paraná (Brasil). *Arquivos do Museu Paranaense*, v. 7, p. 351-361, 1950.

MEDEIROS, J. D.; SAVI, M.; DE BRITO, B. F. A. Seleção de áreas para criação de unidades de conservação na Floresta Ombrófila Mista. *Biotemas*, v. 18, n. 2, p. 33-50, 2005.

MILLS, M. B. *et al.* Tropical forests post-logging are a persistent net carbon source to the atmosphere. *PNAS*, [s. l.], v. 120, n. 3, p. e2214462120, jan. 2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.1073/pnas.2214462120>>. Acesso em: 11 dez. 2025.

MYERS, N. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, p. 853-858, 2000. Disponível em: <doi.org/10.1038/35002501>. Acesso em: 07 set. 2024.

PARANÁ. Instituto Ambiental do Paraná. Portaria n.º 162, de 30 de agosto de 2007. Ratifica o reconhecimento do interesse público, mediante registro no Cadastro Estadual de Unidades de Conservação, como Reserva Particular do Patrimônio Natural – RPPN, o imóvel denominado Fazenda Monte Sinai, situado em Mauá da Serra, PR. Curitiba: Instituto Ambiental do Paraná, 2007.

PAUCHARD, A. *et al.* Pine invasions in South America: reducing their ecological impacts through active management. In: CAO, S.; RICHARDSON, D. M. (Eds.). *Biological invasions in forest ecosystems: lessons from around the world*. Berlin: De Gruyter, 2015. p. 317-337. DOI: 10.1515/9783110438666-020. Disponível em: <<https://doi.org/10.1515/9783110438666-020>>. Acesso em: 19 jan. 2025.

PEARSON, T.; WALKER, S.; BROWN, S. Sourcebook for Land Use, Land-Use Change and Forestry Projects. Washington, DC, 2004. Disponível em: <https://openknowledge.worldbank.org/handle/10986/16491>. Acesso em: 04 fev. 2025.

PROGRAMA DAS NAÇÕES UNIDAS PARA O MEIO AMBIENTE – PNUMA. 5 principais impulsionadores da crise ecológica. *UNEP*, [s.l.], dez. 2022. Disponível: <<https://www.unep.org/pt-br/noticias-e-reportagens/reportagem/5-principais-impulsionadores-da-crise-ecologica>>. Acesso em: 16 set. 2025.

PIOVESAN, G. *et al.* Deposição de serapilheira em povoamento de *Pinus*. Pesquisa Agropecuária Tropical, Goiânia, v. 42, n. 2, p. 206-211, abr./jun. 2012. Disponível em: <<https://www.agro.ufg.br/pat>>. Acesso em: 15 jan. 2025.

POTAPOV, P. *et al.* Global maps of cropland extent and change show accelerated cropland expansion in the twenty-first century. *Nature Food*, [s. l.], v. 3, p. 19-28, jan. 2022. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s43016-021-00429-z>>. Acesso em: 11 dez. 2025.

RAJÃO, R.; CARVALHO, E. B. DE; DEL GIUDICE, R. Uma breve história da legislação florestal brasileira. Observatório do Código Florestal, 2018.

RAMOS, M.; MAGRO, T. C.; COUTO, H. T. Z. do; CASTRO, T. N. de. Dispersão e impacto de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* em área ripária na Floresta Nacional de Capão Bonito - SP. *Ciência Florestal*, [S. l.], v. 29, n. 1, p. 75–85, 2019. Disponível em: <https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/25789>. Acesso em: 10 nov. 2024.

RIBEIRO, F. P. *et al.* Carbon Storage in Different Compartments in *Eucalyptus* Stands and Native Cerrado Vegetation. *Plants*, v. 12, n. 14:2751, p. 1-16, 2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.3390/plants12142751>> Acesso em: 10 jan. 2025.

RICARDO, B. H.; SIMINSKI, A.; REIS, M. S. dos. Invasive alien species in protected areas: the dynamics of *Pinus taeda* at Rio Canoas State Park – Brazil. *Canadian Journal of Forest Research*, v. 52, n. 3, p. 328-334, 2022. Disponível em: <<https://cdnsiencepub.com/cjfr.>> Acesso em: 14 jan. 2025.

RICHARDSON, D. M.; HIGGINS, S. I. Pines as invaders in the southern hemisphere. In: RICHARDSON, D. M. (Ed.). *Ecology and biogeography of pines*. Cambridge: Cambridge University press, p. 450-473, 1998.

RODERJAN, C. V. *et al.* As unidades fitogeográficas do estado do Paraná. *Ciência e Ambiente*, Santa Maria, v. 24, p. 75-92, 2002.

ROY, H. E. *et al.* Summary for policymakers of the thematic assessment report on invasive alien species and their control of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES). v. 3, p. 52 Bonn: IPBES

Secretariat, 2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.5281/zenodo.7430692>>. Acesso em: 2 jan. 2025.

SANTAROSA, E. *et al.* Transferência de tecnologia florestal: cultivo de eucalipto em propriedades rurais: diversificação da produção e renda. Brasília, DF: Embrapa, 138 p. 2014.

SENANAYAKE, I. P.; HANCOCK, G. R.; WELIVITIYA, W. D. D. P. Soil depth and catchment geomorphology: A field, vegetation and GIS based assessment. *Geoderma Regional*, [S.l.], v. 38, e00824, 2024. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/journal/geoderma-regional>>. Acesso em: 15 dez. 2025.

SIMBERLOFF, D. *et al.* Spread and impact of introduced conifers in South America: lessons from other southern hemisphere regions. *Austral Ecology*, v. 35, n. 5, p. 489–504, 2010. DOI: 10.1111/j.1442-9993.2009.02058.x. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1442-9993.2009.02058.x>>. Acesso em: 15 jan. 2025.

SILVA, C. A. *et al.* Estoque de carbono na biomassa aérea florestal em plantações comerciais de *Eucalyptus* spp. *Scientia Forestalis*, Piracicaba, v. 43, n. 105, p. 135–146, mar. 2015. Disponível em: <<https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr105/cap13.pdf>> Acesso em: 10 jan. 2025.

SILVA J. S., TOMÉ M. Tasmanian blue gum in Portugal - opportunities and risks of a widely cultivated species. In: Krumm F, Vítková L (eds) *Introduced tree species in European forests: opportunities and challenges*. European Forest Institute, 2016. p 352–361. Disponível em: <[doi:10.1007/978-3-319-42887-1_29](https://doi.org/10.1007/978-3-319-42887-1_29)> Acesso em: 10 jan. 2025.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo-Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, v. 59, n. 2, p. 239-250, 1999a. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0034-71081999000200008>> Acesso em: 21 jan. 2025.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. Clareiras naturais e a riqueza de espécies pioneiras em uma floresta Atlântica montana. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 59, n.

2, p. 251-261, 1999b. Disponível em: <<https://doi.org/10.1590/S0034-71081999000200009>> Acesso em: 21 jan. 2025.

TAYLOR, K. T.; MAXWELL, B. D.; PAUCHARD, A.; NUÑEZ, M. A.; REW, L. J. Native versus non-native invasions: similarities and differences in the biodiversity impacts of *Pinus contorta* in introduced and native ranges. *Diversity and Distributions*, v. 22, n. 5, p. 578-588, 2016. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ddi.12419>>. Acesso em: 15 jan. 2025.

TERERAI, F., GAERTNER, M., JACOBS, S. M., RICHARDSON, D. M. *Eucalyptus* invasions in riparian forests: Effects on native vegetation community diversity, stand structure and composition. *Forest Ecology and Management*, v. 297, p. 84–93, 2013. Disponível em: <[doi:10.1016/j.foreco.2013.02.016](https://doi.org/10.1016/j.foreco.2013.02.016)> Acesso em: 10 jan. 2025.

TOREZAN, J. M. D. Como a restauração ecológica pode confundir controles sociais de desmatamento e queima de combustíveis. *The Conversation Brasil*, [s.l.], jun. 2025. Disponível em: <<https://theconversation.com/como-a-restauracao-ecologica-pode-confundir-controles-sociais-de-desmatamento-e-queima-de-combustiveis-259210>>. Acesso em: 27 ago. 2025.

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. *Uniting on Climate: a guide to the Climate Change Convention and the Kyoto Protocol*. Bonn: UNFCCC, 2007. Disponível em: <https://unfccc.int/resource/docs/publications/unitingonclimate_eng.pdf> Acesso em: 12 out. 2024.

UNITED NATIONS FRAMEWORK CONVENTION ON CLIMATE CHANGE. *Kyoto Protocol Reference Manual on Accounting of Emissions and Assigned Amount*. Bonn: UNFCCC, 2008. Disponível em: <https://unfccc.int/resource/docs/publications/08_unfccc_kp_ref_manual.pdf>. Acesso em: 27 out. 2024.

VAN DEN BOR, B.; CASTRO-DÍEZ, P.; ALONSO, Á. Above and belowground carbon stock of pine plantations and native oak forests coexisting in central Spain. *New*

Forests, v. 55, p. 941–959, 2024. Disponível em: <<https://doi.org/10.1007/s11056-023-10011-z>>. Acesso em: 19 jan. 2025.

VARGAS, L.; BERNARDI, J. Manejo de plantas daninhas na produção orgânica de frutas. Bento Gonçalves: Embrapa Uva e Vinho, 2003. (Circular Técnica, 45). Disponível em: <<http://www.cnpuv.embrapa.br>>. Acesso em: 15 jan. 2025.

VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Rio de Janeiro: IBGE, p. 124 , 1991.

VÍTOVÁ, M. *et al.* Black locust (*Robinia pseudoacacia*) beloved and despised: A story of an invasive tree in Central Europe. *Forest Ecology and Management*, v. 384, p. 287–302, 2017. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1016/j.foreco.2016.10.057>>. Acesso em: 10 jan. 2025.

VOLTOLINI, J. C.; ZANCO, L. Densidade de plântulas e jovens de espécies nativas de Floresta Atlântica em áreas com e sem pinheiro americano (*Pinus elliottii*). *Revista Biociências*, Taubaté, v. 16, n. 2, p. 102-108, 2010.

WELLS, J. J. *et al.* Towards a holistic understanding of non-native tree impacts on ecosystem services: A review of *Acacia*, *Eucalyptus* and *Pinus* in Africa. *Ecosystem Services*, [s.l.], v. 60, p. 101511, 2023. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2023.101511>>. Acesso em: 9 jan. 2025.

WOZIWODA, B.; DYDERSKI, M. K.; JAGODZINSKI, A. M. Forest land use discontinuity and northern red oak *Quercus rubra* introduction change biomass allocation and life strategy of lingonberry *Vaccinium vitis-idaea*. *Forests ecosystems*, p.1-15, 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1186/s40663-021-00287-y>> Acesso em: 2 jan. 2025

ZUUR, A.F.; IENO, E. N.; WALKER, J. N.; SAVELIEV, A. A.; SMITH, M. G.. Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R, Statistics for Biology and Health. New Work: Springer, 2009. E-book. Disponível em: <<https://link.springer.com/book/10.1007/978-0-387-87458-6>>. Acesso em: 12 dez. 2025.

APÊNDICES

Apêndice A - Resultado da análise estatística GLM: resultado presente no console do R Studio após com o comando “glm(formula = biomassa ~ influencia, family = Gamma(link = "log"), data = dados)”.

	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)	Signif.
Intercept	8,1836	0,2803	29,20	3.07e-13	***
Influência (sim)	-0,7669	0,4432	-1,73	0,107	

- Signif. codes: 0 ‘***’ 0.001 ‘**’ 0.01 ‘*’ 0.05 ‘.’ 0.1 ‘ ’ 1 (Dispersion parameter for Gamma family taken to be 0.7070062)
- Null deviance: 11.1796 on 14 degrees of freedom
- Residual deviance: 9.2093 on 13 degrees of freedom
- AIC: 269.87
- Number of Fisher Scoring iterations: 5

```
R 4.4.3 ~ /
> modelo <- glm(biomassa ~ influencia, data = dados, family = Gamma(link = "log"))
> summary(modelo)

call:
glm(formula = biomassa ~ influencia, family = Gamma(link = "log"),
     data = dados)

Coefficients:
              Estimate Std. Error t value Pr(>|t|)
(Intercept)    8.1836     0.2803   29.20 3.07e-13 ***
influenciasim -0.7669     0.4432   -1.73  0.107
---
Signif. codes:  0 '***' 0.001 '**' 0.01 '*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1

(Dispersion parameter for Gamma family taken to be 0.7070062)

Null deviance: 11.1796 on 14 degrees of freedom
Residual deviance: 9.2093 on 13 degrees of freedom
AIC: 269.87

Number of Fisher Scoring iterations: 5
```

Apêndice B - Planilha com identidade e localização das parcelas, dados coletados referentes à espécie, altura e circunferência dos indivíduos vegetais e cálculo de biomassa total por parcela.

Parcela	Nome científico/identificação	SOMA - biomassa individual	Densidade da madeira (g/cm³)	Altura (m)	CAP 1 (cm)	CAP 2 (cm)	CAP 3 (cm)	CAP 4 (cm)	CAP 5 (cm)	CAP 6 (cm)
parcela 1, banheiro	<i>Guatieria australis</i> A.St.-Hill.	43,42	0,56	9	39					
parcela 1, banheiro	<i>Pinus elliptici</i> Engelm.	2120,67	0,54	15	215					
parcela 1, banheiro	<i>Pinus elliptici</i> Engelm.	1486,42	0,54	15	180					
parcela 1, banheiro	<i>Guatieria australis</i> A.St.-Hill.	62,79	0,56	9	46,9					
parcela 1, banheiro	<i>Guatieria australis</i> A.St.-Hill.	76,60	0,56	9	51,8					
parcela 1, banheiro	<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hill.	8,43	0,54	9	17,5					
parcela 1, banheiro	<i>Pera glabrata</i> (sm. obovata)	4,24	0,65	4,5	16					
parcela 1, banheiro	<i>Guatieria australis</i> A.St.-Hill.	24,38	0,56	8	31					
parcela 1, banheiro	<i>Guatieria australis</i> A.St.-Hill.	17,15	0,56	8	26					
parcela 1, banheiro	<i>Guatieria australis</i> A.St.-Hill.	5,00	0,56	7	15					
parcela 2, banheiro	<i>Neckandra lanceolata</i> Nees	14,95	0,58	7	25,5					
parcela 2, banheiro	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	24,43	0,52	8	32,2					
parcela 2, banheiro	<i>Guatieria australis</i> A.St.-Hill.	8,76	0,56	5	23,5					
parcela 2, banheiro	<i>Guatieria australis</i> A.St.-Hill.	36,54	0,56	5	48					
parcela 2, banheiro	<i>Symplocos tenuifolia</i> Brand	21,34	0,49	8	31					
parcela 2, banheiro	<i>Symplocos tenuifolia</i> Brand	37,99	0,49	10	37					
parcela 2, banheiro	<i>Symplocos tenuifolia</i> Brand	64,02	0,49	8	53,7					
parcela 2, banheiro	<i>Symplocos tenuifolia</i> Brand	185,73	0,49	11	78					
parcela 2, banheiro	<i>Symplocos tenuifolia</i> Brand	10,73	0,49	7	23,5					
parcela 2, banheiro	<i>Symplocos tenuifolia</i> Brand	71,06	0,49	10	50,6					
parcela 2, banheiro	<i>Schinus terebinthifolia</i> Radde	10,15	0,43	7	24,4					
parcela 3, banheiro	<i>Laforsia pacari</i> St. Hill. (dedaleiro)	249,21	0,8	12	67,7					
parcela 3, banheiro	<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	69,60	0,43	12	48,8					
parcela 3, banheiro	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr	64,91	0,68	8	45		24,1			
parcela 3, banheiro	<i>Hyeronima aucorneoides</i> Allemão	9,64	0,62	7	19,8					
parcela 3, banheiro	<i>Campomanesia crenata</i> (Vell.) Matos	158,20	0,49	10	75,5					
parcela 3, banheiro	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O Berg	6,85	0,82	4,5	18,1					
parcela 3, banheiro	Indet. 1	237,66	0,62	12	75,1					
parcela 3, banheiro	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O Berg	102,47	0,82	10	35,6		27,6	27	29,1	34,6
parcela 3, banheiro	<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	10,77	0,66	5	24		24,3			
parcela 3, banheiro	<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hill.	34,50	0,54	10	31					
parcela 3, banheiro	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O Berg	48,46	0,82	11	30,8		66,4	54,8	43,3	104
parcela 3, banheiro	<i>Laplacea fruticosa</i> (Schrad.) Kobuski	492,96	0,57	12	60					
parcela 3, banheiro	<i>Tibouchina mutabilis</i> Meyen	9,52	0,66	6	20,6					
parcela 3, banheiro	<i>Alouea sellowiana</i> (Nees & Mart.) R.Rohde	8,31	0,37	7	23,8					
parcela 3, banheiro	<i>Alouea sellowiana</i> (Nees & Mart.) R.Rohde	1,89	0,37	4	15					
parcela 3, banheiro	<i>Tibouchina mutabilis</i> Meyen	9,99	0,66	6	21,1					
parcela 3, banheiro	<i>Tibouchina mutabilis</i> Meyen	24,88	0,66	6,5	32					
parcela 4, estrada do mirante	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	6,51	0,52	6	19,2					
parcela 4, estrada do mirante	<i>Myrcogenia miersiana</i> (Gardner) D. Legrand & Kausel	5,80	0,74	4	18,6					
parcela 4, estrada do mirante	<i>Pinus elliptici</i> Engelm.	1162,63	0,54	13	171					
parcela 4, estrada do mirante	<i>Pinus myrtilloia</i> (L.) Urb.	22,57	0,61	6	33					
parcela 4, estrada do mirante	<i>Pitocarya axillaris</i> (Less.) Baker	381,76	0,48	10	118,5					
parcela 4, estrada do mirante	<i>Mollinedia clavigera</i> Tul.	3,47	0,63	3	18					
parcela 4, estrada do mirante	<i>Cabrilea canjerana</i> (Vell.) Mart.	13,15	0,43	3	30					
parcela 4, estrada do mirante	<i>Tibouchina mutabilis</i> Meyen	226,35	0,66	8	87					
parcela 4, estrada do mirante	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	1657,15	0,81	6	71					
parcela 4, estrada do mirante	<i>Tibouchina</i> sp.	46,14	0,63	6	38		40			
parcela 4, estrada do mirante	<i>Cordylone dracaenoides</i> Kunth	69,53	0,57	3	24,5		19,5			
parcela 4, estrada do mirante	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	6,81	0,52	5	21,5					
parcela 4, estrada do mirante	<i>Lamaronia ternata</i> Vell.	7,35	0,57	4,5	22,5					
parcela 4, estrada do mirante	<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	32,40	0,56	7	38,2					
parcela 4, estrada do mirante	<i>Lamaronia ternata</i> Vell.	174,67	0,57	8	63		74			

parcela 4, estrada do mirante	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	5,52	0,52	4,5	20,4				
parcela 4, estrada do mirante	<i>Lamnonia terrata</i> Vell.	8,91	0,57	5	23,5				
parcela 4, estrada do mirante	<i>Lamnonia terrata</i> Vell.	7,69	0,57	4,5	23				
parcela 4, estrada do mirante	<i>Lamnonia terrata</i> Vell.	5,69	0,57	4	21				
parcela 4, estrada do mirante	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	7,28	0,82	5	17,7				
parcela 4, estrada do mirante	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	31,36	0,52	7	39				
parcela 4, estrada do mirante	<i>Drymys brasiliensis</i> Miens	812,58	0,41	30	108				
parcela 4, estrada do mirante	<i>Cabralia canjerana</i> (Vail.) Mart.	12,18	0,43	8	25				
parcela 4, estrada do mirante	<i>Lamnonia terrata</i> Vell.	22,00	0,57	7	31,2				
parcela 4, estrada do mirante	<i>Tibouchina mutabilis</i> Meyen	61,24	0,66	8	34,2				
parcela 4, estrada do mirante	<i>Pinus elliptici</i> Engelm.	15,97	0,54	6	29,5		41		
parcela 4, estrada do mirante	<i>Clethra scabra</i> Pers.	150,94	0,49	12	49		62		
parcela 4, estrada do mirante	<i>Clethra scabra</i> Pers.	44,40	0,49	10	40				
parcela 4, estrada do mirante	<i>Clethra scabra</i> Pers.	342,18	0,49	13	68		53		
parcela 4, estrada do mirante	<i>Clethra scabra</i> Pers.	46,17	0,49	8	45,6				
parcela 4, estrada do mirante	<i>Piptocarpha sellowii</i> (Sch.Bip.) Baker	15,58	0,34	7	34				29
parcela 4, estrada do mirante	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	15,68	0,52	8	25,8				
parcela 4, estrada do mirante	<i>Tibouchina mutabilis</i> Meyen	94,20	0,66	7	60				
parcela 4, estrada do mirante	<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	183,51	0,9	10	60				
parcela 4, estrada do mirante	<i>Clethra scabra</i> Pers.	112,03	0,49	12	58		26		
parcela 4, estrada do mirante	<i>Tibouchina</i> sp.	810,87	0,63	20	106,5				
parcela 4, estrada do mirante	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	4,52	0,52	6	16				
parcela 4, estrada do mirante	<i>Prockia crucis</i> P. Browne	18,94	0,58	6	31				
parcela 4, estrada do mirante	<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	5,69	0,62	5	18				
parcela 4, estrada do mirante	<i>Pinus elliptici</i> Engelm.	30,85	0,54	6	41				
parcela 5, estrada do mirante	<i>Clethra scabra</i> Pers.	4,01	0,49	5	17		38		
parcela 5, estrada do mirante	<i>Lamnonia terrata</i> Vell.	73,16	0,6	7	46		38		30
parcela 5, estrada do mirante	<i>Syraz camporum</i> Pohl	162,64	0,38	9	56		56		50
parcela 5, estrada do mirante	<i>Myrcia glomerata</i> (Cambess.) G.P.Burton & E.Lucas	29,98	0,81	6	33		56		63
parcela 5, estrada do mirante	<i>Alouea sellowiana</i> (Nees & Mart.) R.Rohde	551,32	0,37	14	128		74		86
parcela 5, estrada do mirante	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	12,96	0,55	9	17		19		
parcela 5, estrada do mirante	<i>Clethra scabra</i> Pers.	86,62	0,49	12	51				
parcela 5, estrada do mirante	<i>Inga sessilis</i>	64,21	0,43	10	49		33		
parcela 5, estrada do mirante	<i>Clethra scabra</i> Pers.	3,55	0,49	5	16				
parcela 5, estrada do mirante	<i>Myrcueugenia miersiana</i> (Gardner) D. Legrand & Kausel	11,09	0,74	5	23				
parcela 5, estrada do mirante	<i>Lamnonia terrata</i> Vell.	9,91	0,6	4	27				
parcela 5, estrada do mirante	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	7,88	0,58	6	20				
parcela 5, estrada do mirante	<i>Myrcueugenia miersiana</i> (Gardner) D. Legrand & Kausel	6,79	0,74	5	18				
parcela 5, estrada do mirante	<i>Laloesia pacari</i> St. Hill.	58,72	0,8	10	36				
parcela 5, estrada do mirante	<i>Laloesia pacari</i> St. Hill.	8,85	0,8	4,5	18		17		
parcela 5, estrada do mirante	<i>Laloesia pacari</i> St. Hill.	10,97	0,8	5	22				
parcela 5, estrada do mirante	<i>Casaria decandra</i> Jacq.	23,23	0,61	6	31		24		
parcela 5, estrada do mirante	<i>Drymys brasiliensis</i> Miens	5,53	0,41	6	23				
parcela 5, estrada do mirante	<i>Pera glabrata</i> (sin. obovata)	183,61	0,65	4,5	23				
parcela 5, estrada do mirante	<i>Pera glabrata</i> (sin. obovata)	89,46	0,65	11	61		32		46
parcela 5, estrada do mirante	<i>Drymys brasiliensis</i> Miens	5,03	0,41	12	45				33
parcela 5, estrada do mirante	<i>Miconia sellowiana</i> Naudin	24,36	0,62	6	19				
parcela 5, estrada do mirante	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr	35,71	0,68	6	34				
parcela 6, Eucaliptus	<i>Cabralia canjerana</i> (Vail.) Mart.	6,72	0,43	8	24		21		19
parcela 6, Eucaliptus	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> O. Berg	9,84	0,33	5	23,5				15
parcela 6, Eucaliptus	<i>Pinus myrtifolia</i> (L.) Urb.	4,86	0,61	6	22		19,5		25
parcela 6, Eucaliptus	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil.) Radlk.	6,04	0,51	5,5	16				
parcela 6, Eucaliptus	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	17,13	0,42	8	30				
parcela 6, Eucaliptus	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	43,66	0,52	10	38,5				

parcela 6, Eucaliptos	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	177,95	0,35	15	77	28,5			
parcela 6, Eucaliptos	<i>Casearia obliqua</i> Spreng.	30,09	0,61	7	22	31			
parcela 6, Eucaliptos	<i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong	9,65	0,42	6	26				
parcela 6, Eucaliptos	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil.) Radlk.	8,40	0,51	5,5	23				
parcela 6, Eucaliptos	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	18,61	0,52	9	26,5				
parcela 6, Eucaliptos	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	31,99	0,42	8	41	17			
parcela 6, Eucaliptos	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	15,55	0,43	6	32	32			
parcela 6, Eucaliptos	<i>Corymbia</i> (possivelmente <i>C. citriodora</i> , <i>sin. de Eucalyptus</i>)	45,59	0,82	10	22,5	29			
parcela 6, Eucaliptos	<i>Corymbia</i> (possivelmente <i>C. citriodora</i> , <i>sin. de Eucalyptus</i>)	1164,62	0,82	18	99	99,5			
parcela 6, Eucaliptos	<i>Corymbia</i> (possivelmente <i>C. citriodora</i> , <i>sin. de Eucalyptus</i>)	779,19	0,82	18	87	73	33		
parcela 6, Eucaliptos	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	321,62	0,35	15	104				
parcela 6, Eucaliptos	<i>Pinus myrtioides</i> (L.) Urb.	31,08	0,61	8	31,5	23			
parcela 6, Eucaliptos	<i>Muehlenbergia campensis</i> (Mart. ex Benth.) M.J. Silva & A.M.G.	4,33	0,53	4	19				
parcela 6, Eucaliptos	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	19,89	0,64	7	28				
parcela 6, Eucaliptos	<i>Boehmeria caudata</i> Sw.	1,84	0,36	4	15				
parcela 6, Eucaliptos	<i>Terna micrantha</i> (L.) Blume	3,51	0,31	5	20				
parcela 6, Eucaliptos	<i>Ocotea puberula</i> (Ritch.) Nees	2,65	0,52	4	15				
parcela 6, Eucaliptos	<i>Corymbia</i> (possivelmente <i>C. citriodora</i> , <i>sin. de Eucalyptus</i>)	2261,95	0,82	18	52	22		31	22
parcela 7, Barranco	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	150,54	0,43	6	101,5				
parcela 7, Barranco	<i>Psychotria suterella</i> Mull. Arg.	4,97	0,52	7,5	15				
parcela 7, Barranco	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	141,55	0,35	7	101				
parcela 7, Barranco	<i>Piper crassinervium</i> Kunth	40,71	0,39	8	48				
parcela 7, Barranco	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	101,00	0,43	8	72				
parcela 7, Barranco	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	63,31	0,69	8	45				
parcela 7, Barranco	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	37,75	0,35	9	46				
parcela 7, Barranco	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	2,26	0,35	3	19,5				
parcela 7, Barranco	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	7,61	0,43	5	25				
parcela 7, Barranco	<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Neuling	116,05	0,52	10	61	36			
parcela 7, Barranco	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	68,46	0,42	10	61	36		23	
parcela 8, Estrada das abelhas	<i>Campomannesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	16,73	0,82	6	24,5	56			
parcela 8, Estrada das abelhas	<i>Pinus Elliotti</i> Engelm.	998,12	0,54	15	147,5				
parcela 8, Estrada das abelhas	<i>Alchornea Triplineria</i> (Spreng.) M. Arg.	485,57	0,47	8	151				
parcela 8, Estrada das abelhas	<i>Campomannesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	65,26	0,82	9	29	15		36	
parcela 8, Estrada das abelhas	<i>Myrcia glomerata</i> (Cambess.) G.P. Burton & E.Lucas	38,53	0,81	8	28	23		11,3	18,5
parcela 8, Estrada das abelhas	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	6,03	0,52	8	16				
parcela 8, Estrada das abelhas	<i>Alchornea Triplineria</i> (Spreng.) M. Arg.	83,48	0,47	10	56				
parcela 8, Estrada das abelhas	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	8,06	0,52	8	18,5				
parcela 8, Estrada das abelhas	<i>Pinus Elliotti</i> Engelm.	477,31	0,54	15	102				
parcela 8, Estrada das abelhas	<i>Alouea sellowiana</i> (Nees & Mart.) R.Rohde	15,06	0,37	7	19	31			
parcela 8, Estrada das abelhas	<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	32,11	0,9	7	30				
parcela 8, Estrada das abelhas	<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	17,05	0,48	8	28				
parcela 8, Estrada das abelhas	<i>Piptocarpha sellowii</i> (Sch.Bip.) Baker	11,34	0,34	7	29				
parcela 8, Estrada das abelhas	<i>Campomannesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	11,74	0,82	7	19				
parcela 8, Estrada das abelhas	<i>Laurus nobilis</i> L.	9,98	0,51	6	24				
parcela 8, Estrada das abelhas	<i>Ocotea indecora</i> (Schott) Mez	4,52	0,52	6	16				
parcela 8, Estrada das abelhas	<i>Campomannesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	367,88	0,82	10	89				
parcela 8, Estrada das abelhas	<i>Campomannesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	128,59	0,82	13	40,5	28,5		33	
parcela 8, Estrada das abelhas	<i>Campomannesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	5,94	0,82	5	16				
parcela 8, Estrada das abelhas	<i>Malaya elaeagnoides</i> Radlk.	10,55	0,55	7	22				
parcela 8, Estrada das abelhas	<i>Piptocarpha sellowii</i> (Sch.Bip.) Baker	22,92	0,34	10	34,5				
parcela 8, Estrada das abelhas	<i>Tibouchina mutabilis</i> Meyen	81,14	0,66	13	37,5	30			
parcela 8, Estrada das abelhas	<i>Myrcogenia miersiana</i> (Gardner) D. Legrand & Kausel	4,72	0,74	5	15				
parcela 8, Estrada das abelhas	<i>Pinus Elliotti</i> Engelm.	951,31	0,54	15	144				
parcela 8, Estrada das abelhas	<i>Necandra lanceolata</i> Nees	14,14	0,58	8,5	22,5				

parcela 8, Estrada das abelhas	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	7,48	0,61	6	19				
parcela 8, Estrada das abelhas	<i>Alchornea Triplineria</i> (Sprng.) M. Arg.	7,73	0,47	6	22				
parcela 8, Estrada das abelhas	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam. (Mamica-de-porca)	19,74	0,8	9	22				
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	21,93	0,69	5	33,5				
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	331,33	0,58	15	82				
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	14,42	0,61	6	25,3				
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	6,08	0,58	3,5	23		16,5		
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Pururus myrtifolia</i> (L.) Urb.	35,82	0,61	8	36				
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	72,53	0,66	11	42				
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Cordia ecalyculata</i> Vell.	52,80	1,07	8	33				
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	15,92	0,61	8	24				
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Miconia hymenorrhia</i> (Raddi) Cogn.	10,76	0,62	6	22,6				
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Pururus myrtifolia</i> (L.) Urb.	6,72	0,61	6	18				
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	132,61	0,58	12	58				
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Peltophorum dubium</i> (Sprng.) Taub.	8,15	0,74	6	18				
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Erythrina falcata</i> Benth.	472,63	0,32	25	83		88,5		
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Erythrina falcata</i> Benth.	200,38	0,32	25	66,5				
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Erythrina falcata</i> Benth.	165,89	0,32	25	60,5				
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Nectandra lanceolata</i> Nees	2187,55	0,58	25	67,5		162		
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O Berg	38,23	0,82	7	17,5		29,5		27
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	9,14	0,61	5	23				
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	7,27	0,66	6	18				
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	13,82	0,61	10	20				
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	42,32	0,61	10	35				
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil.) Radlk. (Vacum)	3,70	0,51	12	16				
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Daphnopsis fasciculata</i> (Meisn.) Neuling	198,38	0,52	5	63		63		
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	13,19	0,66	8	21				
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	53,83	0,66	9	40				
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Cabralaea canjerana</i> (Vell.) Mart.	91,78	0,43	20	32,5		39,5		
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Luehea divaricata</i> Mart. (Acoita cavalo)	338,47	0,43	18	86		45		30
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	19,91	0,52	10	26				
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	5,96	0,52	7	17				
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Casearia gossyposperma</i> Briq.	10,67	0,61	7	21				
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>McIlhennia clavigera</i> Tul.	8,56	0,63	8	20				
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	18,11	0,61	6	25,6				
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	300,67	0,61	25	59				
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	38,06	0,35	12	40				
parcela 9, Estrada das abelhas	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	42,11	0,66	11	32				
parcela 10, Estrada das abelhas	<i>Cabralaea canjerana</i> (Vell.) Mart.	76,02	0,43	12	51				
parcela 10, Estrada das abelhas	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O Berg	14,86	0,82	8	20				
parcela 10, Estrada das abelhas	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O Berg	1197,16	0,82	15	19		35		109
parcela 10, Estrada das abelhas	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O Berg	91,23	0,82	12	33		33,5		22
parcela 10, Estrada das abelhas	<i>Pururus brasiliense</i> (Cham. & Schidl.) D. Dietr.	16,78	0,61	7	23,5		20,5		
parcela 10, Estrada das abelhas	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC	8,92	0,81	6	18				
parcela 10, Estrada das abelhas	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O Berg	8,05	0,82	6	17				
parcela 10, Estrada das abelhas	<i>Tetrorchidium rubrivenium</i> Poepp. & Endl.	6,12	0,45	6	20				
parcela 10, Estrada das abelhas	<i>Cordylone dracaenoides</i> Kunth	79,94	0,67	4	21				
parcela 10, Estrada das abelhas	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	1,06	0,52	1,6	15				
parcela 10, Estrada das abelhas	<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	6,48	0,66	6	17				
parcela 10, Estrada das abelhas	<i>Xylosma tessmannii</i> Staumer	39,41	0,61	8	32		31,5		
parcela 10, Estrada das abelhas	<i>Roupalia brasiliensis</i> Klotzsch	171,83	0,9	12	53				
parcela 10, Estrada das abelhas	Indet. 13	473,77	0,67	12	102				
parcela 10, Estrada das abelhas	<i>Cabralaea canjerana</i> (Vell.) Mart.	60,89	0,43	10	50				
parcela 10, Estrada das abelhas	<i>Machaerium stipitatum</i> Vogel	26,56	0,61	8	31				

parcela 10, Estrada das abelhas	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	90,20	0,74	12	25	41			
parcela 10, Estrada das abelhas	<i>Bauhinia forficata</i> Link	40,31	0,47	10	19	32			
parcela 10, Estrada das abelhas	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	1777,41	0,82	15	159	37,5			
parcela 10, Estrada das abelhas	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr	51,99	0,68	15	30			16	32
parcela 10, Estrada das abelhas	<i>Miconia selowiana</i> Naudin	6,83	0,62	6	18				
parcela 10, Estrada das abelhas	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	29,03	0,82	10	25				
parcela 10, Estrada das abelhas	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	126,79	0,74	10	55				
parcela 10, Estrada das abelhas	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC	49,55	0,81	12	30				
parcela 10, Estrada das abelhas	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	221,82	0,82	12	51	41		50	
parcela 10, Estrada das abelhas	Indet. 14	43,76	0,67	12	31				
parcela 10, Estrada das abelhas	<i>Cabralia canjerana</i> (Vall.) Mart.	29,83	0,43	10	35				
parcela 10, Estrada das abelhas	<i>Tetrorchidium rubriventrum</i> Poepp. & Endl.	34,34	0,45	11	35				
parcela 11, Estrada das abelhas	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	93,69	0,82	12	41				
parcela 11, Estrada das abelhas	<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	77,53	0,9	10	39				
parcela 11, Estrada das abelhas	<i>Mollinedia clavigera</i> Tul.	4,57	0,63	5	16				
parcela 11, Estrada das abelhas	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O.Berg	21,72	0,71	30					
parcela 11, Estrada das abelhas	<i>Pinurus myrtifolia</i> (L.) Urb.	9,98	0,61	8	19				
parcela 11, Estrada das abelhas	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	3,98	0,52	6	15				
parcela 11, Estrada das abelhas	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC	12,67	0,81	7	18	15			
parcela 11, Estrada das abelhas	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	3465,09	0,57	23	215	80			
parcela 11, Estrada das abelhas	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	101,49	0,82	13	41				
parcela 11, Estrada das abelhas	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lamouy & Boer (e	2,50	0,56	3,5	15				
parcela 11, Estrada das abelhas	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	4,57	0,63	5	16				
parcela 11, Estrada das abelhas	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	58,92	0,57	12	39				
parcela 11, Estrada das abelhas	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC	15,54	0,81	7	22				
parcela 11, Estrada das abelhas	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	2130,78	0,57	20	163	107		126	
parcela 11, Estrada das abelhas	<i>Cabralia canjerana</i> (Vall.) Mart.	3,12	0,43	5	16				
parcela 11, Estrada das abelhas	<i>Pinurus brasiliense</i> (Cham. & Schildt.) D. Dietr.	10,67	0,61	7	21				
parcela 11, Estrada das abelhas	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	603,18	0,82	15	20	93			
parcela 11, Estrada das abelhas	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	10,31	0,63	8	19				
parcela 11, Estrada das abelhas	<i>Mollinedia clavigera</i> Tul.	5,16	0,63	5	17				
parcela 11, Estrada das abelhas	<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	4,78	0,66	5	16				
parcela 11, Estrada das abelhas	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	104,93	0,82	13	41	21			
parcela 11, Estrada das abelhas	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	24,01	0,63	8	29				
parcela 11, Estrada das abelhas	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lamouy & Boer (e	9,79	0,56	7	21				
parcela 11, Estrada das abelhas	<i>Campomanesia guazumifolia</i> (Cambess.) O.Berg	50,23	0,82	16	26				
parcela 11, Estrada das abelhas	<i>Cabralia canjerana</i> (Vall.) Mart.	10,55	0,43	12	19				
parcela 11, Estrada das abelhas	<i>Pinurus myrtifolia</i> (L.) Urb.	13,82	0,61	10	20				
parcela 11, Estrada das abelhas	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F. Macbr	18,60	0,68	8	22				
parcela 11, Estrada das abelhas	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC	14,86	0,81	10	18	19			
parcela 12, Barranco	<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	15,00	0,35	9	29				
parcela 12, Barranco	<i>Laplacea fruticosa</i> (Schrad.) Kobuski	151,81	0,57	10	55	60			
parcela 12, Barranco	<i>Myrcia glomerata</i> (Cambess.) G.P. Burton & E.Lucas	16,52	0,81	6	24,5				
parcela 12, Barranco	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	53,20	0,52	10	42,5				
parcela 12, Barranco	<i>Roupala brasiliensis</i> Klotzsch	188,10	0,9	12	51	40,5			
parcela 12, Barranco	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	13,57	0,63	10	19,5				
parcela 12, Barranco	<i>Alouea selowiana</i> (Nees & Mart.) R.Rohde	9,13	0,37	9	22				
parcela 12, Barranco	<i>Jacaranda mimosaefolia</i> D. Don	85,97	0,49	16	44				
parcela 12, Barranco	Indet. - Casca vermelha (talvez eucalipus)	78,08	0,62	15	38,5				
parcela 12, Barranco	Indet. - Casca vermelha (talvez eucalipus)	18,58	0,62	12	21				
parcela 12, Barranco	<i>Mollinedia clavigera</i> Tul.	5,83	0,63	6	16,5				
parcela 12, Barranco	<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	11,04	0,54	10	19				
parcela 12, Barranco	<i>Ilex paraguariensis</i> A.St.-Hil.	95,61	0,54	14	37				
parcela 12, Barranco	<i>Sebastiania commersoniana</i> (Baill.) L.B. Sm. & Downs	11,42	0,63	8	20	42			

parcela 13, Arabá	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	1225,03	0,57	16	154				
parcela 13, Arabá	<i>Cabralea canjerana</i> (Vahl.) Mart.	11,70	0,43	8	24,5				
parcela 13, Arabá	<i>Alchornea Triplineria</i> (Spreng.) M. Arg.	165,60	0,47	12	72				
parcela 14, Pasto	<i>Cabralea canjerana</i> (Vahl.) Mart.	11,52	0,43	7	26				
parcela 14, Pasto	<i>Stychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	11,90	0,7	5	24,5				
parcela 14, Pasto	<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	129,31	0,66	8	44,5				
parcela 14, Pasto	<i>Heliconia canjerana</i> (Vahl.) Mart.	2,86	0,22	8	17		62		
parcela 14, Pasto	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume	8,25	0,43	7	22				
parcela 14, Pasto	<i>Cabralea canjerana</i> (Vahl.) Mart.	2,40	0,31	4	18,5				
parcela 14, Pasto	<i>Cabralea canjerana</i> (Vahl.) Mart.	11,26	0,43	4	24				
parcela 14, Pasto	<i>Alicia antioquiata</i> (A.Juss.) W.R. Anderson	7,49	0,51	4,5	24				
parcela 14, Pasto	<i>Cabralea canjerana</i> (Vahl.) Mart.	13,15	0,43	6	30				
parcela 14, Pasto	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	5,04	0,55	3,5	21,5				
parcela 14, Pasto	<i>Cabralea canjerana</i> (Vahl.) Mart.	3,73	0,43	5	17,5				
parcela 14, Pasto	<i>Pururus myrtifolia</i> (L.) Urb.	22,39	0,61	5	36				
parcela 14, Pasto	<i>Cabralea canjerana</i> (Vahl.) Mart.	3,96	0,43	4,5	19				
parcela 14, Pasto	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	40,32	0,52	9	39				
parcela 14, Pasto	<i>Nectandra megapotamica</i> (Spreng.) Mez	5,50	0,51	7	16,5				
parcela 14, Pasto	<i>Annona sylvatica</i> A. St.-Hil.	14,13	0,53	3,5	34		25,5		
parcela 14, Pasto	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	68,06	0,42	11	51			15	
parcela 14, Pasto	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	322,35	0,81	3,5	41				
parcela 14, Pasto	<i>Alchornea Triplineria</i> (Spreng.) M. Arg.	851,15	0,47	15	146				
parcela 14, Pasto	<i>Pururus myrtifolia</i> (L.) Urb.	36,82	0,61	8	36,5				
parcela 14, Pasto	<i>Senegalia polyphylla</i> (DC.) Britton & Rose	960,76	0,57	14	131		112		
parcela 14, Pasto	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	11,72	0,51	6	26				
parcela 14, Pasto	<i>Mollinedia clavifera</i> Tul.	10,26	0,63	6,5	16		19		
parcela 14, Pasto	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	8,24	0,55	6	21				
parcela 14, Pasto	<i>Alchornea sidifolia</i> Müll. Arg.	43,98	0,42	10	43				
parcela 14, Pasto	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	8,29	0,42	7	19,5				
parcela 14, Pasto	<i>Ocotea puberula</i> (Rich.) Nees	130,24	0,52	10	66,5				
parcela 14, Pasto	<i>Myrsine umbellata</i> Mart.	75,11	0,52	10	50,5				
parcela 15, Corrego	<i>Araucaria angustifolia</i> (Bertol.) Kuntze	2201,70	0,48	18	212		45,5		
parcela 15, Corrego	<i>Pururus myrtifolia</i> (L.) Urb.	79,96	0,61	7	57,5				
parcela 15, Corrego	<i>Cabralea canjerana</i> (Vahl.) Mart.	52,63	0,43	9	49				
parcela 15, Corrego	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	276,67	0,42	15	75,5		72,5		
parcela 15, Corrego	<i>Cabralea canjerana</i> (Vahl.) Mart.	49,69	0,43	8	50,5				
parcela 15, Corrego	<i>Cabralea canjerana</i> (Vahl.) Mart.	23,87	0,43	9	33				
parcela 15, Corrego	<i>Tetrorchidium rubriventum</i> Poepp. & Endl.	2,48	0,45	3	18				
parcela 15, Corrego	<i>Tetrorchidium rubriventum</i> Poepp. & Endl.	79,55	0,45	12	51				
parcela 15, Corrego	<i>Aiouea sellowiana</i> (Nees & Mart.) R.Rohde	39,29	0,37	10	43,3				
parcela 15, Corrego	<i>Casearia lasiophylla</i> Eichler	9,07	0,66	5,5	21				
parcela 15, Corrego	<i>Inga striata</i> Benth.	22,72	0,53	9	29				
parcela 15, Corrego	<i>Tibouchina</i> sp.	65,03	0,63	9	45				
parcela 15, Corrego	<i>Tetrorchidium rubriventum</i> Poepp. & Endl.	462,72	0,45	12	123				
parcela 15, Corrego	<i>Cabralea canjerana</i> (Vahl.) Mart.	243,46	0,43	14	84,5				
parcela 15, Corrego	<i>Aegiphila sellowiana</i> Cham.	16,35	0,66	7	25				
parcela 15, Corrego	<i>Tetrorchidium rubriventum</i> Poepp. & Endl.	322,03	0,45	14	95				
parcela 15, Corrego	<i>Tetrorchidium rubriventum</i> Poepp. & Endl.	279,47	0,45	14	88,5				
parcela 15, Corrego	<i>Tetrorchidium rubriventum</i> Poepp. & Endl.	27,30	0,45	9	34,5				
parcela 15, Corrego	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	17,00	0,51	7	29				
parcela 15, Corrego	<i>Alchornea glandulosa</i> Poepp. & Endl.	21,59	0,35	10	33				
parcela 15, Corrego	<i>Tetrorchidium rubriventum</i> Poepp. & Endl.	6,74	0,45	5	23				
parcela 15, Corrego	<i>Cabralea canjerana</i> (Vahl.) Mart.	1,76	0,43	2	19				
parcela 15, Corrego	<i>Tetrorchidium rubriventum</i> Poepp. & Endl.	82,70	0,45	12	52				

Biomassa total por parcela	
P1	3849,10 Kg
P2	485,70 Kg
P3	1539,81 Kg
P4	6682,28 Kg
P5	1469,60 Kg
P6	5016,76 Kg
P7	734,23 Kg
P8	3903,03 Kg
P9	4989,63 Kg
P10	4780,94 Kg
P11	6887,03 Kg
P12	2023,13 Kg
P13	4148,35 Kg
P14	2820,24 Kg
P15	4383,79 Kg