



**FLORESTAR: UMA FERRAMENTA BASEADA EM DADOS PARA PROJEÇÃO
DE CRESCIMENTO E ANÁLISE EXPLORATÓRIA EM FLORESTAS TROPICAIS**

MATEUS ADRIANO DE OLIVEIRA PINHEIRO

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**FACULDADE DE TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA**

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE TECNOLOGIA
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

**FLORESTAR: UMA FERRAMENTA BASEADA EM DADOS PARA PROJEÇÃO
DE CRESCIMENTO E ANÁLISE EXPLORATÓRIA EM FLORESTAS TROPICAIS**

MATEUS ADRIANO DE OLIVEIRA PINHEIRO

ORIENTADOR: LUCAS JOSÉ MAZZEI DE FREITAS

BRASÍLIA – DF, 30 DE MARÇO DE 2026

FLORESTAR: UMA FERRAMENTA BASEADA EM DADOS PARA PROJEÇÃO DE CRESCIMENTO E ANÁLISE EXPLORATÓRIA EM FLORESTAS TROPICAIS

MATEUS ADRIANO DE OLIVEIRA PINHEIRO

Dissertação de mestrado submetida ao programa de pós-graduação em ciências florestais do Departamento de Engenharia Florestal da Faculdade de Tecnologia da Universidade de Brasília como parte dos requisitos necessários para a obtenção do grau de mestre.

APROVADO POR:

Prof. Lucas José Mazzei Freitas
(Departamento de Engenharia Florestal, UnB); (Orientador)

Prof. Eder Pereira Miguel
(Departamento de Engenharia Florestal, UnB);

Prof. Lia de Oliveira Melo
(Universidade Federal do Oeste do Pará - Ufopa)

BRASÍLIA – DF, 30 de março de 2026

FICHA CATALOGRÁFICA

PP654f Pinheiro, Mateus Adriano de Oliveira
FlorestaR: Uma ferramenta baseada em dados para projeção de crescimento e análise exploratória em florestas tropicais / Mateus Adriano de Oliveira Pinheiro; orientador Lucas José Mazzei de Freitas. Brasília, 2026.
74 p.

Tese (Mestrado em Ciências Florestais) Universidade de Brasília, 2026.

1. Manejo florestal. 2. Dinâmica florestal. 3. Prognose. 4. Redes neurais artificiais. 5. Simuladores. I. Freitas, Lucas José Mazzei de, orient. II. Título.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Mateus Adriano de Oliveira Pinheiro

TÍTULO: FlorestaR: uma ferramenta baseada em dados para projeção de crescimento e análise exploratória em florestas tropicais

GRAU: Mestre

ANO: 2026

PPGCFL.DM410.2026

É concedido à Universidade de Brasília permissão para reproduzir cópias desta dissertação de mestrado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte desta dissertação de mestrado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

AGRADECIMENTOS

Agradeço aos pesquisadores que contribuem para a ciência e a todos que me ajudaram de alguma forma a concluir este trabalho.

Agradeço à Universidade de Brasília (UnB) e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais pela oportunidade e por toda a estrutura disponibilizada para o desenvolvimento desta pesquisa.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES).

RESUMO

Novas ferramentas computacionais baseadas em aprendizado de máquina têm contribuído para melhorar as análises e o planejamento do manejo florestal sustentável. Neste contexto, o presente estudo apresenta o desenvolvimento do FlorestaR, uma ferramenta baseada em dados para projeção de crescimento e análise exploratória em florestas tropicais, estruturada na linguagem R. O objetivo foi auxiliar na tomada de decisão para a seleção de árvores e prognose do crescimento, considerando as diretrizes da Resolução CONAMA nº 406/2009. O sistema integra módulos de que aplicam taxas de mortalidade natural e recrutamento calculadas por grupo ecológico e por período. A mortalidade de indivíduos causada pela colheita das árvores também foi considerada. A modelagem utilizou inventários florestais contínuos (2004–2022) de 18 hectares na região do Rio Capim, Pará. A projeção do crescimento foi realizada por Redes Neurais Artificiais (RNA) para estimar o Incremento Periódico Anual (IPA), utilizando como variáveis de predição o DAP inicial, o grupo ecológico e o índice de competição BAL. A RNA do IPA apresentou correlação de 0,2547 e erro de 0,4912 cm.ano⁻¹. O DAP final calculado a partir do IPA projetado obteve correlação de 0,9983 e erro de 0,9398 cm.ano⁻¹. A simulação dos cenários prospectivos revelou que a concentração da colheita de indivíduos com os maiores ou menores DAP pode afetar o estoque e crescimento, dificultando a recuperação da área basal ao longo do ciclo de 18 anos. Conclui-se que o FlorestaR apresenta ser uma ferramenta promissora para apoiar o planejamento do manejo florestal sustentável, permitindo a realização de simulações da floresta, em diferentes estratégias de corte, associadas à visualização digital da estrutura da floresta.

ABSTRACT

New computational tools based on machine learning have contributed to improving analysis and planning in sustainable forest management. In this context, this study introduces FlorestaR, a data-driven tool for growth projection and exploratory analysis in tropical forests, developed in the R language. The objective was to support decision-making in tree selection and forest growth, considering the guidelines of CONAMA Resolution No. 406/2009. The system integrates modules that apply natural mortality and recruitment rates calculated by ecological group and period. Harvesting-induced mortality was also incorporated into the model. The modeling used continuous forest inventories (2004–2022) from 18 hectares in the Rio Capim region, Pará, Brazil. Growth projection was performed using Artificial Neural Networks (ANN) to estimate the Periodic Annual Increment (PAI), using to predict the initial DBH, ecological group, and the Basal Area Larger than target tree (BAL) competition index as input variables. Modeling the increment instead of future DBH directly aimed to reduce structural autocorrelation and capture biological growth variations. The PAI neural network showed a correlation of 0.2547 and an error of 0.4912 cm.ano⁻¹, while the final DBH calculated from the projected PAI achieved a correlation of 0.9983 and an error of 0.9398 cm.ano⁻¹. Simulations of prospective scenarios revealed that harvesting concentrated on specific diameter classes—requiring higher logging intensity to meet volumetric targets—compromised basal area recovery over the 18-year cycle. It is concluded that FlorestaR is a promising tool to support sustainable forest management planning, enabling forest simulations across different harvesting strategies associated with digital visualization of the forest structure.

ÍNDICE

1 - INTRODUÇÃO	1
2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	4
2.1 - DINÂMICA FLORESTAL.....	4
2.2 - PROGNOSE DA PRODUÇÃO E MODELIZAÇÃO DA DINÂMICA FLORESTAL	6
2.3 - SIMULADORES DE DINÂMICA FLORESTAL DE FLORESTAS TROPICAIS .	10
2.3.1 - FORMIX/FORMIND.....	11
2.3.2 - SYMFOR.....	14
2.3.3 - CAFOGROM	15
2.3.4 - TROLL.....	15
2.3.5 - SELVA.....	16
2.3.6 - SIMULADOR DE FLORESTAS MISTAS (PROGNOSIS, FVS, SILVA)	17
2.3.7 - CONSIDERAÇÕES SOBRE OS SIMULADORES	18
3 - METODOLOGIA	19
3.1 - DADOS	19
3.1.1 - LOCALIZAÇÃO E DESCRIÇÃO DO SÍTIO DE PESQUISA.....	19
3.1.2 - DADOS UTILIZADOS	20
3.2 - MODELAGEM E REDES NEURAIS	21
3.3 – FERRAMENTA DE SIMULAÇÃO.....	24
4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO	25
4.1 - EXPLORAÇÃO DOS DADOS	25
4.2 – PROJEÇÕES DE DINÂMICA.....	32
4.2.1 - MODELAGEM DO CRESCIMENTO	32
4.2.2 - IMPACTO DA EXPLORAÇÃO	36
4.2.3 - MORTALIDADE E RECRUTAMENTO.....	37
4.3 - FERRAMENTA	38
4.3.1 - CENÁRIOS DE EXPLORAÇÃO.....	40
4.3.2 - LIMITAÇÕES	45
5 - CONCLUSÃO	48
REFERÊNCIAS.....	49

LISTA DE FIGURAS

Figura 1: Esquema das 18 parcelas utilizadas no estudo.	20
Figura 2: Variação do número de espécies observadas na área total de monitoramento (18 hectares), entre 2004 e 2022, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, PA.	27
Figura 3: Variação da área basal observada (m^2/ha) em árvores com $DAP \geq 20$ cm na área total de monitoramento (18 hectares), entre 2004 e 2022, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, PA.	28
Figura 4: Variação temporal da densidade populacional observada (ind./ha) em árvores com $DAP \geq 20$ cm na área total de monitoramento (18 hectares), entre 2004 e 2022, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, PA.	29
Figura 5: Distribuição diamétrica da comunidade arbórea ($DAP \geq 20$ cm) em classe diamétricas de 20 cm de amplitude na área total de monitoramento (18 hectares), comparando o período pré exploratório (2004, em vermelho) e o estágio atual (2022, em azul), na Fazenda Rio Capim, Paragominas, PA.	30
Figura 6: Distribuição diamétrica por grupo ecológico ($DAP \geq 20$ cm) na área total de monitoramento (18 hectares), comparando os anos de 2004 (vermelho) e 2022 (azul), na Fazenda Rio Capim, Paragominas, PA. Legenda: PI = Pioneiras; NP/DL = Não Pioneiras Demandantes de Luz; NP/TS = Não Pioneiras Tolerantes à Sombra; IND = Indeterminadas.	31
Figura 7: Dispersão do Incremento Periódico Anual (IPA) observado nas parcelas de treinamento em função da Área Basal de Indivíduos Maiores (BAL) e do Diâmetro a Altura do Peito (DAP) inicial.	33
Figura 8: Relação entre o Diâmetro à Altura do Peito (DAP) observado nas parcelas de teste ($n=4$) e o calculado através do IPA predito pela RNA, entre 2004 e 2022, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, PA. A linha tracejada vermelha representa a linha de identidade.	33
Figura 9: Distribuição dos resíduos (DAP calculado - DAP observado) em função do diâmetro observado das árvores nas parcelas de teste ($n=4$), abrangendo o período de 2004 a 2022, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, PA. A linha tracejada vermelha indica o erro zero; pontos acima da linha indicam superestimativa e abaixo, subestimativa pelo modelo.	34

Figura 10: Taxas anuais de mortalidade e ingresso da comunidade florestal ao longo de 18 anos de monitoramento, nas parcelas de treino. As linhas tracejadas representam a média dos períodos.....	37
Figura 11: Interface de corte	39
Figura 12: Representação visual de uma floresta digital produzida pela ferramenta	40
Figura 13: Dinâmica do número de indivíduos (DAP \geq 20) ao longo do período de 2005 a 2022. A linha vermelha representa os valores observados nos inventários contínuos das parcelas de teste, enquanto as linhas azuis indicam as projeções realizadas pelos três cenários de simulação propostos.	40
Figura 14: Evolução da área basal entre os anos de 2005 e 2022. Comparação entre a recuperação observada das parcelas de teste e as trajetórias estimadas pelos cenários de simulação.....	42
Figura 15: Dinâmica da recuperação do volume total (m ³) das espécies comerciais exploradas nas parcelas de teste, ao longo de 18 anos de monitoramento e simulação pós-colheita (2005-2022).	43
Figura 16: Estrutura diamétrica da floresta observada das parcelas de teste e para os três cenários no ano de 2022. As barras representam a frequência absoluta de indivíduos distribuídos em classes diamétricas de 10 cm.	44

LISTA DE ABREVIATURA E SIGLAS

BAL	Basal Area of Larger Trees
CAP	Circunferência à Altura do Peito
CONAMA	Conselho Nacional do Meio Ambiente
DAP	Diâmetro à Altura do Peito
DMC	Diâmetro Mínimo de Corte
EF	Eficiência do Modelo
EIR	Exploração de Impacto Reduzido
IND	Indeterminadas (Grupo Ecológico)
LiDAR	Light Detection and Ranging
MFS	Manejo Florestal Sustentável
MLP	Multilayer Perceptron
NP/DL	Não Pioneiras Demandantes de Luz
NP/TS	Não Pioneiras Tolerantes à Sombra
PI	Pioneiras (Grupo Ecológico)
PMFS	Plano de Manejo Florestal Sustentável
RMSE	Root Mean Square Error (Raiz do Erro Quadrático Médio)
RNA	Rede Neural Artificial
UNTB	Teoria Neutra Unificada da Biodiversidade e Biogeografia
UPA	Unidade de Produção Anual
UT	Unidade de Trabalho.

1 - INTRODUÇÃO

A utilização dos recursos florestais faz parte da história evolutiva. Por onde passamos encontra-se algum grau de domesticação da paisagem (LEVIS et al., 2012) e das espécies florestais (LEVIS et al., 2017). As florestas ocupam cerca de 4,06 bilhões de hectares, o que representa 31% da área total terrestre, na qual quase metade são representadas por florestas tropicais (SARRE, 2020). As florestas oferecem serviços ecossistêmicos importantes, atuando na retenção de carbono e como sustentador da preservação e integridade da biodiversidade (BALVANERA et al., 2016), principalmente as florestas primárias (GIBSON et al., 2011).

Os modelos matemáticos são utilizados em estudos ecológicos com o objetivo de descrever e reproduzir a complexidade da dinâmica da floresta (LISCHKE, 2001). Os primeiros trabalhos sobre modelos de dinâmica florestal foram baseados em florestas homogêneas (VANCLAY, 1994). Com o interesse em entender melhor a dinâmica de florestas heterogêneas, tais como as florestas tropicais, somada à evolução dos objetivos do manejo florestal e com o avanço da computação, surgiram os simuladores da dinâmica florestal (PORTÉ; BARTELINK, 2002).

Estudos realizados com os simuladores partem de hipóteses sobre o funcionamento da floresta, em especial sobre a dinâmica de competição, crescimento, mortalidade e recrutamento de árvores, considerando as relações ecológicas e ambientais, dependente e independente da distância entre as árvores.

Os simuladores se diferenciam entre si por possuírem modelos matemáticos com abordagens e enfoques distintos. Como por exemplo, simular a dinâmica de árvores a partir da dispersão de sementes e de mudanças na paisagem (LISCHKE et al., 2006) ou considerando práticas silviculturais (OLIVEIRA et al., 2024).

Os modelos também se distinguem em relação à representação da floresta, como por exemplo a partir da representação de toda a floresta (povoamento) ou de árvores individualmente, ou ainda se distinguem pelo método estatístico utilizado.

Avanços na capacidade computacional ampliam as possibilidades de desenvolvimento de novos modelos de dinâmica florestal. Algoritmos de inteligência artificial e aprendizado de máquina se encontram numa evolução crescente desde o início do século (PENG; WEN, 1999), e em estudos recentes de ecologia (RYO, 2024), de complexidade de paisagens (MOYA et al., 2025), de captura de carbono (PRIYA

et al., 2023; XU; HAN; ZHAO, 2025) ou de generalização de modelos fisiológicos (SILVA et al., 2024). Essas novas tecnologias apresentam boa performance em comparação a métodos tradicionais (SAHIN, 2024), pois conseguem capturar padrões complexos, e não dependem rigidamente de premissas estatísticas clássicas, como a normalidade dos dados ou a ausência de multicolinearidade entre as variáveis.

Da mesma forma, há uma evidente evolução do processamento gráfico de computadores. Neste sentido está crescendo a utilização do *LiDAR (Light Detection and Ranging)* em estudos de dinâmica florestal (TROCHTA et al., 2017), tanto na modelagem quanto na tomada de decisões, e a utilização de visualizações digitais de inventários florestais (posição, DAP, espécie). Esses processos auxiliam em estratégias de planejamento do manejo, nas análises quantitativas (CALDERS et al., 2020), análises de dinâmica a partir de abertura de dossel (SILVA et al., 2019) e na criação de modelos virtuais de exploração (FIGUEIREDO; PAPA; OLIVEIRA, 2015), por exemplo.

Além de um bom entendimento da floresta, o manejador precisa adequar o planejamento aos objetivos estabelecidos e às características da floresta. No Brasil, o manejo florestal sustentável (MFS) de florestas amazônicas é regido entre outras normas, pela resolução CONAMA nº 406/2009, que discorre sobre o Diâmetro Mínimo de Corte (DMC) para árvores com DAP (Diâmetro na altura do peito) maior ou igual a 50cm, a intensidade de exploração de madeira em pé em $30 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ para ciclos de corte de 35 anos em sistemas de exploração utilizando máquinas (BRASIL, 2009).

A resolução também aponta a manutenção de estoque madeireiro em árvores vivas, com retenção de no mínimo 10% dos indivíduos aptos para o corte ou no mínimo três indivíduos de cada espécie explorada por 100 hectares de floresta manejada (Unidade de Trabalho - UT).

Os simuladores de dinâmica florestal possuem representações simplificadas da floresta. São robustos na modelagem, mas apresentam como barreira o número alto de atributos para a criação de modelos, a complexidade de obtenção de dados de monitoramento de longo prazo e a dificuldade de parametrização ou normalização, quando a modelagem se utiliza de métodos estatísticos tradicionais. Atualmente, poucos simuladores de dinâmica florestal estão disponíveis para testes de simulação de intensidades e ciclos de corte a partir das regras de exploração da CONAMA nº 406/2009

O presente trabalho teve como objetivo apresentar o FlorestaR, uma ferramenta baseada em dados para projeção de crescimento e auxílio à tomada de decisão no manejo florestal, estruturada como um pacote na linguagem de programação R. A ferramenta integra diretrizes de seleção de árvores baseadas na Resolução CONAMA nº 406/2009 e representação visual da estrutura florestal ao longo do tempo. Para a simulação das projeções, utilizou-se o aprendizado de máquina por meio de Redes Neurais Artificiais (RNA), treinadas com dados de inventários florestais contínuos de 18 hectares, monitorados durante 18 anos na região do Rio Capim, Amazônia Oriental. A modelagem focou na estimativa do incremento periódico anual (IPA), utilizado como base para o cálculo do DAP futuro, incorporando ainda variáveis de competição basal e grupos ecológicos. Além do crescimento, o sistema integra módulos de que aplicam taxas de mortalidade e recrutamento, simplificando a dinâmica desses processos ecológicos, calculadas por grupo ecológico e período.

2 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 - DINÂMICA FLORESTAL

A sucessão ecológica é definida como uma sequência de modificações que ocorrem em um ecossistema após sofrer algum tipo de perturbação (RONDON NETO et al., 1999). De forma natural, como por exemplo, a abertura de clareiras pelo tombamento de uma árvore apodrecida, ou de forma antrópica, como as ações da atividade florestal. Esse tipo de distúrbio resulta de forma gradual e a depender da intensidade, na recuperação, no aumento da complexidade e instabilidade desse ambiente (ODUM, 1974).

Essa dinâmica inicia-se com a abertura do dossel, favorecendo o estabelecimento de espécies pioneiras, caracterizadas pela dependência de luz direta, como definido em Swaine e Whitmore (1988). A sequência sucessional pode ocorrer, conforme discutido em Connell e Slatyer (1977), via mecanismos de facilitação, onde as pioneiras modificam o ambiente beneficiando espécies sucessoras, ou por tolerância, onde espécies tardias persistem, mesmo com recursos limitados.

Estabelecidas, as espécies clímax tendem a inibir indivíduos recruta, dominando o dossel até um novo distúrbio. Esse padrão demonstra que, a longo prazo e de forma natural ou sob exploração sustentável, a estrutura da floresta tende a recuperar predominantemente espécies tardias em detrimento das pioneiras (PHILLIPS et al., 2004; PUTZ et al., 2012).

Qualquer modificação no dossel da floresta promove alterações na disponibilidade de recursos como a luz, nutrientes e condições microclimáticas para as árvores e jovens plântulas (CHAZDON, 2003), tornando o espaço favorável para o surgimento de novos indivíduos (BROKAW, 1985; SWAINE; WHITMORE, 1988).

As aberturas no dossel também afetam o desenvolvimento e a estrutura da floresta (LIMA, 2005), favorecendo principalmente as árvores próximas do distúrbio, permitindo que esses indivíduos aproveitem melhor os recursos adicionais de luz e espaço (DENSLOW, 1987).

Níveis controlados de distúrbio, como os do manejo sustentável, ou a queda de uma árvore decorrente de morte natural, contribuem para a manutenção da

diversidade de espécies (MOLINO; SABATIER, 2001). Esses processos de abertura e fechamento de dossel permitem a presença, no mesmo tempo e espaço, do estabelecimento de espécies com diferentes estratégias de crescimento e reprodução (WHITMORE, 1990).

O campo de estudo que busca compreender esses processos e interações que influenciam na manutenção e alteração das comunidades florestais durante os anos, e como a estrutura e a composição, e principalmente o crescimento, a mortalidade e o recrutamento de árvores ocorrem, é o campo da dinâmica florestal (CARVALHO et al., 1999).

O recrutamento de árvores se define como o ingresso, ou a entrada, de indivíduos na menor classe de tamanho mensurável (DAP), e é um marcador do início da vida de uma árvore, e também é uma métrica objetiva para mensurar a capacidade de regeneração das florestas (ROSSI et al., 2007b).

Os indivíduos ingressantes são aqueles que não constavam em medições anteriores por estarem abaixo do limite de inclusão (DAP mínimo), mas que cresceram o suficiente para serem considerados. Fatores como polinização, estratégias de reprodução de cada espécie, doenças e predadores, contribuem para a diferenciação do recrutamento de árvores entre as espécies (VIANA; PINHEIRO, 1998).

A mortalidade ocorre por interações de competição entre as árvores, envelhecimento, patógenos, distúrbios externos, e atividades silviculturais (ROSSI et al., 2007a). A substituição de indivíduos é um processo que influencia no equilíbrio e na renovação da floresta (GRUBB, 1977).

Estudos indicam que as mudanças climáticas podem ser catalisadoras no aumento das taxas de mortalidade de árvores. Por exemplo, a ocorrência de secas mais frequentes e prolongadas, além do aumento da temperatura, expõe às árvores a condições diferentes das que estão adaptadas.

Na Amazônia, a seca ocorrida no ano de 2005 afetou negativamente o estoque de carbono das florestas e foi associado ao aumento da mortalidade de árvores e consequente perda de biomassa (PHILLIPS et al., 2009). Espécies neotropicais não se adaptam no mesmo ritmo que o avanço das mudanças climáticas (AGUIRRE-GUTIÉRREZ et al., 2025).

O crescimento florestal representa o aumento de um fator mensurável (biomassa, volume ou diâmetro) das árvores durante seu tempo de vida, sendo

resultado direto do somatório da interação de cada indivíduo com a floresta (PRETZSCH, 2009).

Fatores que estimulam a fotossíntese, como a disponibilidade de luz, aumento na concentração de CO₂, disponibilidade de nutrientes, precipitação e temperatura do ar estáveis, são agentes que favorecem o desenvolvimento contínuo das árvores (MARENCO et al., 2014). Por outro lado, a competição pelos recursos limita o desenvolvimento individual, favorecendo a sobrevivência de árvores com maior capacidade competitiva ou melhor posicionamento no dossel (MOREIRA, 2014).

2.2 - PROGNÓSE DA PRODUÇÃO E MODELIZAÇÃO DA DINÂMICA FLORESTAL

Os primeiros trabalhos de prognose da produção em sistemas florestais complexos, como as florestas tropicais, surgiram na metade do século 20, a partir da necessidade de compreender melhor a dinâmica florestal (PORTÉ; BARTELINK, 2002). A prognose é uma ferramenta para o manejo, permitindo antecipar o desenvolvimento da estrutura florestal e simular sua resposta a diferentes regimes de exploração de madeira (AZEVEDO et al., 2006; BILA et al., 2022)

O manejo florestal sustentável é uma estratégia que tem como objetivo garantir o uso contínuo da floresta, conciliando a extração de madeira, a manutenção de produtos e serviços da floresta com a capacidade de regeneração natural ou assistida do ecossistema. Ele é reconhecido como o único tipo de uso da terra que assegura a proteção das florestas naturais (BRAZ; MATTOS, 2015), através de estratégias voltadas para a conservação e manutenção da produtividade das florestas. Além disso, o MFS deve ser economicamente viável, garantindo benefícios para as gerações atuais e futuras (SILVA, 2001).

No contexto da regulamentação do Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS), a CONAMA nº 406/2009 descreve parâmetros para a exploração (BRASIL, 2009). O ciclo de corte é definido dependendo da intervenção: de 25 a 35 anos para operações mecanizadas (com limite de 30 m³/ha) e de 10 anos para operações de baixa intensidade sem uso de máquinas (limite de 10 m³/ha).

Na ausência de definições técnicas, o Diâmetro Mínimo de Corte (DMC) é de 50 centímetros para todas as espécies. A conservação é prevista a partir de retenção, com a manutenção de, no mínimo, 10% dos indivíduos aptos ao corte por espécie

e/ou a preservação de ao menos três árvores de cada espécie a cada 100 hectares na Unidade de Trabalho (UT).

A utilização de modelos de prognose no planejamento do manejo florestal sustentável é fundamental, pois permite projetar o comportamento futuro da vegetação diante dos cenários esperados de intervenção. O que o torna uma etapa crítica do planejamento, pois caso não sejam ajustados de forma correta, pode resultar em estimativas errôneas. Corroborando para uma exploração exacerbada de espécies de interesse, utilizando-se de intensidades de corte superiores à capacidade real de suporte da floresta (REIS et al., 2016).

Modelos são a parte fundamental da prognose da estrutura futura da floresta (ou da prognose da produção), pois são representações matemáticas que têm como objetivo reproduzir o comportamento da floresta ao longo do tempo (VANCLAY, 1994).

Os modelos determinísticos oferecem previsões consistentes, fundamentando-se exatamente nas condições iniciais, valores de entradas e parâmetros fixos do modelo. Esses são normalmente utilizados para estimar o comportamento médio esperado de um povoamento (VANCLAY, 1989; ALDER, 1995). Já os modelos estocásticos consideram variações probabilísticas e simulam a incerteza permitindo estudos em diferentes cenários (KERSHAW JÚNIOR et al., 2017; FOX; ADES; BI, 2001).

Os modelos podem ter diferentes finalidades. Os mecanicistas, ou teóricos procuram entender processos ecológicos, simulando fatores como fotossíntese, respiração e alocação de biomassa (MORI, 2019; SONG; SONG, 2022), por exemplo. Já os modelos empíricos são derivados por meio da análise de dados para identificar padrões, relações ou correlações entre variáveis, voltadas para a previsão e tomada de decisão (SCHUMACHER, 1939; BUONGIORNO, 2001).

Para a modelização da dinâmica florestal, os simuladores consideram normalmente três componentes básicos da dinâmica de árvores: i) o ganho de diâmetro da árvore, que representa o crescimento ao longo do tempo; ii) a mortalidade, que envolve a perda de árvores por causas naturais ou por ações antrópicas; e iii) o recrutamento, que é o ingresso de novos indivíduos no povoamento.

Para os modelos de crescimento florestal, existem diferentes tipos de abordagem, dependendo do nível de detalhamento e da finalidade do estudo. Os modelos de povoamento utilizam dados agregados como área basal, idade média,

densidade, capacidade produtiva e índice de sítio, para prever o crescimento total da floresta. Esse tipo de modelagem é generalista, sendo mais utilizada em estudos de projeções do volume de madeira por hectare (SALLES et al., 2012; ÖSTERBERG; PARKATTI; TAHVONEN, 2023; CAO, 2024)

Já os modelos por classes de tamanho, ou modelos de coorte, fornecem visão intermediária, permitindo a análise da estrutura da floresta com base nas classes de diâmetro das árvores. Nos modelos considera-se funções de densidade de probabilidade e dados de povoamento, como a idade, índice de local, área basal, número de árvores, diâmetro quadrático médio, diâmetro na altura do peito mínimo e máximo e altura média das árvores dominantes.

Os modelos de árvore individual exigem dados detalhados, como por exemplo posição espacial, diâmetro individual (DAP), altura total, tipo de copa, idade, índice de competição, arquitetura da copa, ou ainda variáveis ecofisiológicas como taxa de respiração, alocação de carbono em folhas, densidade da madeira.

Dentre os tipos de modelo, este modelo aparentemente é um dos mais promissores para a modelização da dinâmica e prognose da produção de florestas tropicais, pois leva em consideração a dinâmica individual das árvores e conseqüentemente a identificação botânica de cada uma delas, gerando estimativas confiáveis de diversidade e da composição florística manejada (PENIDO et al., 2020).

Existem diferentes abordagens dentro da modelagem por árvore individual, principalmente em relação a forma de desenvolvimento de cada árvore em relação ao povoamento ou principalmente às árvores vizinhas. Existem modelos que consideram a distância entre as árvores como fator determinante para o seu desenvolvimento, enquanto outros modelos não consideram a distância entre elas na modelização. Eles são chamados respectivamente de modelos dependentes e independentes da distância.

Os modelos independentes da distância utilizam características da árvore e variáveis do povoamento, sem considerar a posição das árvores vizinhas (CUNHA; FINGER, 2013; ORELLANA et al., 2017). Em contrapartida, os modelos dependentes de distância se baseiam em informações sobre as árvores próximas, incluindo suas dimensões e a distância entre elas (AUBRY-KIENTZ et al., 2015; VATRAZ; ALDER; SILVA, 2016). Já os modelos semi-independentes de distância consideram as

características das árvores dentro de um raio fixo, mas sem detalhar necessariamente as posições espaciais (STAGE; LEDERMANN, 2008; REIS, 2016).

Os modelos de mortalidade são utilizados para prever a perda de árvores, e podem ter como base fatores de idade, tamanho, competição e estresses ambientais, sendo a mortalidade natural classificada em regular (envelhecimento e doenças) e catastrófica (ações naturais) (VANCLAY, 1994). Os eventos antrópicos, como impactos da exploração florestal, também influenciam a mortalidade (PUTZ et al., 2008).

A modelagem pode ser teórica, definindo limites conceituais como o de densidade populacional (REINEKE, 1933), ou empírica, baseada nos dados do inventário. Quanto à abordagem, os modelos determinísticos (CLUTTER, 1963) fornecem uma estimativa direta para um conjunto de variáveis, representando o comportamento médio esperado da floresta. Diferentemente, os modelos estocásticos consideram componentes aleatório, permitindo projetar a tendência de distribuição de probabilidades dos resultados futuros (WEBER; EK; DROESSLER, 1986).

Os modelos de recrutamento têm por objetivo prever a taxa de ingresso ou a quantidade de árvores que ingressam no povoamento e entender os fatores que influenciam este ingresso, considerando as características ambientais, as características do povoamento, a ecologia das espécies, e o histórico de recrutamento.

Os modelos podem ser estáticos, com uma taxa constante de probabilidade de ingresso e independente das características do povoamento (SANQUETTA et al., 1996), ou dinâmicos, que assumem taxas de ingresso variáveis em função das mudanças na estrutura e densidade do povoamento, refletindo as flutuações na competição ao longo do tempo (NASCIMENTO et al., 2013).

Outra abordagem no recrutamento é o uso de modelos em dois estágios. O primeiro, estima a probabilidade de ocorrer o recrutamento (ALDER; SILVA, 2000), e o outro estágio dita a quantidade de árvores recrutadas quando a ocorrência é confirmada (VANCLAY, 1989).

A complexidade dos fatores envolvidos na dinâmica das árvores, a influência de agentes naturais (específicos e locais), de ações antrópicas (atividades do manejo), as limitações teóricas e de dados de monitoramento de longa duração, ou ainda a grande diversidade do comportamento de espécies e de possibilidades de

reprodução dos processos ecológicos, tornam a dinâmica florestal um processo desafiador de se modelar.

Os algoritmos de aprendizado de máquina caracterizam-se pela capacidade de aprender padrões a partir de dados preexistentes (MITCHELL, 1997). As redes neurais artificiais (RNA) são exemplos desses algoritmos que funcionam como sistemas computacionais interconectados, apresentando propriedades como tolerância a dados ruidosos e generalização.

Outra característica que se destaca é o paralelismo, que se refere ao processamento simultâneo e distribuído das informações quando há mais de um “neurônio”, proporcionando um fluxo de informação e eficiência computacional (HAYKIN, 2001; SILVA; SPATTI; FLAUZINO, 2010). Devido a essas características, as RNAs se tornam elegíveis na resolução de problemas complexos, como em classificação e a predição de séries temporais (BINOTI, 2012).

2.3 - SIMULADORES DE DINÂMICA FLORESTAL DE FLORESTAS TROPICAIS

O início da concepção dos simuladores começou na década de 70, marcada pela transição dos modelos de povoamento homogênea, que evoluíram para modelos baseados em clareiras e, subsequentemente, para modelos baseados no indivíduo (PRETZSCH et al., 2008).

Com as necessidades atuais de se explorar com o menor impacto, mudanças climáticas e outros temas relacionados ao meio ambiente, os simuladores florestais se estabeleceram como uma ferramenta importante. Além da função de prever o rendimento da produção de madeira, auxiliam como laboratórios virtuais em que hipóteses ecológicas e cenários futuros podem ser testados (DIETZE; LATIMER, 2011).

A revisão a seguir apresenta um panorama de nove modelos principais (FORMIX, FORMIND, SYMFOR, CAFOGROM, TROLL, SELVA, PROGNOSIS, FVS e SILVA), desenvolvidos por diferentes pesquisadores e órgãos ambientais, com o propósito de apoiar decisões silviculturais. Esses simuladores estão distribuídos globalmente, sendo calibrados tanto para as complexas florestas tropicais (Amazônia brasileira, Guiana Francesa, Malásia, Costa Rica, Paraguai e Venezuela), e menção para simuladores de florestas mistas e temperadas (Estados Unidos e Europa). Eles

variam amplamente em sua arquitetura e estratégias de modelagem, indo desde modelos empíricos e baseados em coortes mais simples, até sistemas ecofisiológicos e espacialmente explícitos.

2.3.1 - FORMIX/FORMIND

O FORMIX é classificado como modelo de dinâmica de clareiras ou modelo de dinâmica ecofisiológico. Foi concebido para o contexto das florestas tropicais de Sabah, na Malásia. Fundamenta-se em processos biológicos. Uma das suas principais características é a divisão dos indivíduos em grupos funcionais baseados em atributos fisiológicos, altura máxima e demanda por luz (intolerantes à sombra, tolerantes, etc.). Conforme descrito por Huth e Ditzer (2000), o simulador opera calculando o balanço de carbono, onde a respiração e a perda de biomassa são variáveis da modelagem.

A arquitetura do modelo considera a homogeneidade horizontal nas parcelas e agrega a vegetação em camadas de dossel. A dinâmica ocorre quando a mortalidade estocástica de árvores grandes gera clareiras, alterando a disponibilidade de luz e permitindo o recrutamento dos grupos funcionais dos estratos inferiores para os superiores (HUTH; DITZER; BOSSEL, 1997).

O ecossistema alvo foram as florestas dominadas por Dipterocarpaceae, caracterizadas por árvores emergentes de grande porte. O propósito foi avaliar os impactos de longo prazo da exploração madeireira e analisar como as mudanças climáticas afetam a estrutura e composição da floresta (KÖHLER; HUTH, 1998). Simulações indicaram que ciclos de exploração muito curtos sobrecarregam essa floresta, recomendando-se a utilização de ciclos de exploração maiores juntamente com a utilização de métodos de exploração de baixo impacto (HUTH; DITZER, 2001).

O modelo incorpora limitações hídricas, e nos casos em que há variações intensas na precipitação, a taxa de crescimento das árvores é diretamente afetada, resultando em uma perda direta de biomassa. Reduções moderadas da precipitação tem um impacto menor na variação do estoque de carbono (FISCHER et al., 2014).

No leste do Paraguai, o FORMIX foi utilizado para simular áreas de florestas secundárias em regeneração da atividade agrícola, apresentando fragmentação baixa

e severa. Como resultado da simulação deste ecossistema sob diferentes cenários de uso, o modelo demonstrou que a produção em áreas sem manejo é inviável pelo tempo de recuperação, e que para diversificar a renda agrícola é necessário manejo que integre a vegetação original (KAMMESHEIDT; KÖHLER; HUTH, 2002).

O FORREG é considerado um modelo mais simplificado que deriva do FORMIX, pois possui menos variáveis para parametrização. Este modelo avaliou a sustentabilidade produtiva em três florestas, duas na Malásia e uma no Paraguai. O estudo demonstrou pequenas diferenças entre os resultados dos dois modelos, expressando uma boa correspondência entre eles, mesmo com menos parametrizações (TIETJEN; HUTH, 2006).

O FORMIX possui capacidade de agrupar a biodiversidade em grupos funcionais. Isso permite simular florestas ricas em espécies sem a necessidade de parametrizar cada espécie individualmente (HUTH; DITZER, 2000). Mas quando não é possível realizar o detalhamento das espécies em diferentes tipologias de florestas, o modelo é em alguns casos, generalista.

Uma limitação relevante, compartilhados por modelos de dinâmica de clareiras, é na incerteza quanto à projeção da composição florística futura. Embora o modelo demonstre capacidade de simulação, a composição de espécies projetada pode divergir da observada em campo. Dado que certas nuances ecológicas e eventos aleatórios não são capturados, Groeneveld et al. (2009) argumenta que os resultados devem ser interpretados como tendências potenciais de grupos funcionais, e não como uma previsão exata.

Desenvolvido para superar a falta de representação das interações entre indivíduos e da heterogeneidade espacial do FORMIX, o FORMIND estabelece-se como um modelo baseado no indivíduo e espacialmente explícito (FISCHER et al., 2016). Segundo a revisão de (BLANCO et al., 2015), os dois simuladores mais utilizados para simular florestas tropicais são o FORMIX e o FORMIND.

As espécies são também agrupadas em grupos funcionais no FORMIND, a dinâmica com a abertura de clareiras, e a lógica de crescimento com o balanço de carbono são as mesmas, porém simulada de forma individual. O simulador calcula a fotossíntese bruta de cada árvore com base na irradiância que atinge sua copa, considerando o sombreamento pelos vizinhos. Desse carbono calculado, subtraem-

se os custos de respiração, de manutenção e de crescimento (KÖHLER; HUTH, 1998).

O saldo positivo é alocado para os compartimentos da planta (tronco, raízes, folhas), resultando em aumento de biomassa e diâmetro. A mortalidade ocorre tanto por processos fisiológicos (balanço de carbono negativo), quanto por eventos estocásticos e mecânicos (HUTH; DRECHSLER; KÖHLER, 2005).

O FORMIND destaca-se por seus módulos de distúrbios como o de deslizamento de terra (DISLICH; HUTH, 2012), fragmentação (PÜTZ et al., 2014) e de incêndio (RIBEIRO et al., 2021). O modelo permite simular diferentes cenários de exploração florestal, comparando por exemplo métodos convencionais com a exploração de impacto reduzido. O FORMIND foi utilizado de forma conjunta com dados de sensoriamento remoto para avaliar a produtividade e o balanço de carbono da Floresta Amazônica (BAUER; KNAPP; FISCHER, 2021).

A versatilidade do FORMIND é evidenciada por sua aplicação em diversos contextos geográficos e ecológicos. Na Venezuela, Kammesheidt, Köhler e Huth (2001) aplicaram o modelo para analisar o crescimento e a produtividade florestal, comparando áreas intocadas com áreas submetidas ao manejo. Através de análises de estabilidade e sensibilidade, o estudo validou que cenários de exploração de impacto reduzido resultam em uma recuperação volumétrica de madeira superior aos métodos convencionais.

O modelo tem sido empregado para compreender algumas interações ecológicas, como os efeitos da perda de fauna nos estoques de carbono. Paula Mateus et al. (2018) utilizaram o FORMIND para simular cenários de perda de fauna, demonstrando que a ausência de grandes animais dispersores compromete a sobrevivência de espécies de sementes grandes. A longo prazo, isso pode alterar a composição da floresta, favorecendo espécies menores e resultando em uma redução significativa da biomassa.

Por fim, a plasticidade do simulador permite adaptações estruturais para biomas não tropicais. Bohn, Frank e Huth (2014) demonstraram a viabilidade do uso do FORMIND em zonas temperadas da Europa Central, incorporando atualizações nos algoritmos de alocação de carbono e utilizando tabelas de produtividade locais para replicar com sucesso o desenvolvimento daquelas florestas.

2.3.2 - SYMFOR

O SYMFOR foi desenvolvido para apoiar decisões técnicas na exploração de florestas na Indonésia, e posteriormente foi expandido e validado para florestas neotropicais na Guiana e no Brasil. Trata-se de um simulador baseado em árvore individual e espacialmente explícito, projetado para integrar a dinâmica ecológica com operações silviculturais (YOUNG; MUETZELFELDT, 1998).

Diferentemente do FORMIND, que é um modelo baseado em processos fisiológicos (fotossíntese), o SYMFOR adota uma abordagem ecológica empírica. O crescimento das árvores não é derivado de balanços de carbono ou eficiência do uso da luz, mas sim calculado através de equações de regressão estatística de dados de inventários contínuos. Para funcionar, o modelo requer dados de entrada, incluindo identificação botânica, DAP e as coordenadas cartesianas (x, y) de cada árvore (PHILLIPS; MCLEISH; VAN GARDINGEN, 2000).

O SYMFOR simula a logística da operação de exploração. O usuário pode definir a localização de pátios de estocagem, o traçado de trilhas de arraste e a direção de queda das árvores. O simulador permite ao usuário testar e projetar diferentes práticas de manejo e intensidades de corte a partir da dinâmica florestal representada. No Brasil, o modelo foi adaptado e chamado de Simflora, e calibrado com dados de dinâmica da Floresta Nacional do Tapajós (VALLE et al., 2017).

O modelo foi utilizado para analisar o impacto de diferentes estratégias de manejo na Amazônia. O simulador demonstrou que nas práticas atuais de manejo, o valor financeiro da floresta diminui com as sucessivas colheitas (AZEVEDO et al., 2008). Corroborando para o fato de que é necessário se atentar a um manejo bem planejado. Em outro estudo do simulador na Amazônia, a simulação do manejo apontou que ao decorrer dos ciclos, as árvores colhidas estavam sendo menores e em maior quantidade. Ou seja, reduzindo o valor do volume da floresta em pé, e com tendência de maior presença de indivíduos pioneiros no decorrer dos anos (PHILLIPS et al., 2004).

Modelos dependentes de distância precisam da posição exata das árvores para a modelagem. Esse fato pode restringir a atuação do modelo em cenários em que

apenas se têm dados diamétricos e da identidade da espécie de cada indivíduo (PORTÉ; BARTELINK, 2002).

2.3.3 - CAFOGROM

Em contraste com a complexidade espacial do SYMFOR e a base ecofisiológica do FORMIND, o CAFOGROM representa uma abordagem de modelo empírico. O simulador é baseado em coortes para espécies das florestas da Amazônia brasileira.

O CAFOGROM foi concebido a partir da atualização do modelo STANDPRO (ALDER, 2011). O CIMIR é um software à parte, que foi criado para gerar tabelas de resumo de crescimento, mortalidade e recrutamento de espécies, para ser utilizado no CAFOGROM. (ALDER, 2011). Também surgiram outros modelos a partir do CAFOGROM, como o SIRENA (ALDER, 1996), utilizando dados da Costa Rica para a parametrização. O PINFORM, com dados de Nova Papa Guiné (ALDER, 1998), e o GEMFORM, com dados da Guiana (ALDER, 2001).

O CAFOGROM funciona em uma lógica independente de distância, onde a competição é simulada através de métricas agregadas do povoamento (ALDER; SILVA, 2000). Essa abordagem não necessita de coordenadas dos indivíduos, assim o modelo não consegue capturar a heterogeneidade espacial, e tampouco a formação de clareiras ou o sombreamento assimétrico em florestas tropicais (VANCLAY, 1994).

2.3.4 - TROLL

O TROLL é classificado como um modelo de árvore individual e espacialmente explícito, do tipo clareira (ecofisiológico). Desenvolvido inicialmente por Chave (1999) e calibrado para as florestas tropicais da Guiana Francesa (Paracou), o simulador foi pensado para integrar a diversidade e a funcionalidade dos ecossistemas. O *rcontrol* (SCHMITT et al., 2023) é um ambiente que oferece acesso ao TROLL no ambiente R, com uma interface intuitiva para configurar e analisar simulações.

O modelo TROLL simula a estrutura florestal a partir de grupos de indivíduos definidos por traços funcionais, como área foliar e densidade da madeira. Para o cálculo da competição por luz, o dossel é separado em células tridimensionais (voxels)

de 1 m³ (MARÉCHAUX; CHAVE, 2017). Fauset et al. (2019) aponta a necessidade da evolução dos modelos de incorporarem um maior realismo biológico. A versão mais recente do TROLL (MARÉCHAUX et al., 2025) trouxe mecanismos fisiológicos explícitos. A atualização integrou processos de fotossíntese e hidráulica vegetal, regulados diretamente por estratégias de comportamento estomático. O modelo TROLL integra fatores ambientais na modelagem, tornando-se uma ferramenta para estudos climáticos. Rau et al. (2022) utilizou o TROLL para entender a influência e como o vento e ciclones moldam estrutura florestal em regiões subtropicais.

A utilização de muitos parâmetros e considerações de fatores tridimensionais confere maior robustez biológica ao modelo. Essas características tornam-se obstáculos em cenários com restrição de dados, limitando seu uso em estudos com baixa disponibilidade de informações ecofisiológicas.

Outro potencial barreira é na complexidade de processamento computacional do modelo. Pois a arquitetura do simulador precisa lidar com alto volume de dados e de variáveis, comuns aos modelos de árvores individuais. Características que foram descritas tanto no TROLL (MARÉCHAUX et al., 2025), como também no FORMIND (FISCHER et al., 2016).

2.3.5 - SELVA

Assim como o TROLL, o SELVA é um modelo baseado na árvore individual e espacialmente explícito, desenvolvido especificamente para a dinâmica das florestas tropicais úmidas da Guiana Francesa (Paracou). É uma área de pesquisa florestal com parcelas que foram monitoradas e submetidas a diferentes intensidades de perturbação. Dados estes que foram utilizados no modelo.

O SELVA utiliza equações de regressão como abordagem para estimar e entender o crescimento diamétrico, índices de competição, e estrutura florestal (GOURLET-FLEURY; HOULLIER, 2000). Como em Gourlet-Fleury, Guehl e Laroussinie (2004), que utilizou o SELVA para analisar uma área em Paracou após exploração seletiva. O modelo estimou que a floresta necessitaria de mais de 150 anos para retornar ao seu estado de equilíbrio original em termos de área basal e densidade de indivíduos.

Assim como em outros simuladores, o SELVA demanda de dados que não são convencionais aos inventários florestais, para que o modelo possa ser executado. Por exemplo, traços funcionais de diferentes espécies, e dados de balanço hídrico, como estimador de estresse hídrico, precipitação e temperatura (AUBRY-KIENTZ et al., 2019).

Gourlet-Fleury et al. (2005) comparou o SELVA com um modelo matricial StoMat em um estudo de recuperação de estoque em classes de diâmetro. O estudo apontou que modelos mais simples podem oferecer previsões tão confiáveis quanto em modelos mais robustos. Reiterando a importância em avaliar o custo computacional e de dados ao se utilizar de modelos que necessitem de variáveis e parâmetros complexos. Ao pouco benefício de se obter um resultado estatisticamente parecido para um simulador/modelo mais modesto, dependendo do tipo de estudo.

2.3.6 - SIMULADOR DE FLORESTAS MISTAS (PROGNOSIS, FVS, SILVA)

Desenvolvido originalmente para as condições de florestas mistas dos Estados Unidos, o modelo PROGNOSIS (STAGE, 1973) foi concebido como um sistema de projeção de crescimento para povoamento de inventários florestais. É classificado como um simulador de nível de árvore individual semi-independente da distância (CROOKSTON; DIXON, 2005).

O sistema evoluiu para o Forest Vegetation Simulator (FVS). A mudança focou na mudança de objetivo com o simulador, passando do foco na produção madeireira para uma ferramenta mais abrangente de gestão (CROOKSTON; DIXON, 2005). O FVS manteve a arquitetura básica do PROGNOSIS, e incorporou mais de 20 variantes geográficas do modelo, representando as condições florestais de forma mais detalhada (CROOKSTON; DIXON, 2005). Além da integração de módulos, que permitem simular surtos de pragas, doenças radiculares, impactos do fogo e efeitos das alterações climáticas. Atualmente é o modelo oficial de crescimento e produção utilizado pelo Serviço Florestal Americano.

O simulador SILVA é um modelo europeu, de árvore individual dependente da distância, projetado para lidar com a estrutura de florestas mistas (PRETZSCH, 2002). Foi parametrizado com dados de aproximadamente 155.000 de árvores (PRETZSCH;

BIBER; ĎURSKÝ, 2002). O simulador considera a floresta como um mosaico, e atualiza o índice de competição de cada indivíduo a cada ciclo de projeção (5 anos).

O modelo destaca-se por ser sensível ao local. Utiliza variáveis climáticas e de solo, conseguindo quantificar o impacto de ações naturais, como por exemplo tempestades, no crescimento e mortalidade (PRETZSCH et al., 2008). Mette et al. (2009) obteve resultados de super e subestimação em avaliações quantitativas de crescimento e volume, em diferentes espécies, em um povoamento no sudoeste da Alemanha. Isso também pode ser considerado um ponto limitante do modelo, a falta de conhecimento das condições do local de estudo.

2.3.7 - CONSIDERAÇÕES SOBRE OS SIMULADORES

Um ponto em comum aos simuladores apresentados é que não utilizam algoritmos de inteligência artificial. Redes Neurais artificiais podem ser utilizados para avaliar a dinâmica florestal, por suas propriedades de generalização de dados e comportamentos não lineares, em estudos de modelagem de dados da floresta ou das árvores (BARBOSA et al., 2022; SALEHNASAB et al., 2022; OGANA; ERCANLI, 2022; OU; QUIÑÓNEZ-BARRAZA, 2023; ROCHA et al., 2023; FARIA et al., 2024).

Fomentar técnicas e ferramentas que viabilizem o manejo florestal é importante para colaborar nas decisões a favor da preservação da Amazônia. Não foram encontradas na literatura ferramentas ativas que auxiliam diretamente na tomada de decisão sobre intensidades de corte e seleção de árvores alinhadas com as regras de exploração da CONAMA nº 406/2009.

Diante das poucas ferramentas que integrem critérios normativos, como a Resolução CONAMA nº 406/2009, à decisão de colheita, este trabalho desenvolveu o FlorestaR. Uma ferramenta que se propõe a criar um programa base de simulação, a partir da previsão do crescimento através das Redes Neurais Artificiais, e dinâmica simplificada (mortalidade e recrutamento), visando ser um suporte estratégico para o manejo florestal.

3 - METODOLOGIA

3.1 - DADOS

3.1.1 - LOCALIZAÇÃO E DESCRIÇÃO DO SÍTIO DE PESQUISA

A área de estudo localiza-se na Fazenda Rio Capim de propriedade da empresa Cikel Brasil Verde Madeiras Ltda. A propriedade está situada no município de Paragominas (PA) à aproximadamente 320 quilômetros da capital do estado, Belém. Possui área florestal de aproximadamente 140.600 hectares (FRANCEZ; CARVALHO; JARDIM, 2007) recoberta de Floresta Ombrófila Densa Submontana.

A empresa executa nesta área a atividade de manejo florestal com finalidade de produção madeireira. A floresta, um remanescente contínuo conservado, se encontra inserida no Arco do Desmatamento da Amazônia Oriental brasileira. Além da produção madeireira, a área de estudo possui outros estudos relacionados à mitigação das mudanças climáticas. Ela abriga projetos de redução de emissões por desmatamento e degradação, projeto validado por órgãos internacionais (CKBV, 2012).

O clima da região é predominantemente classificado com base no sistema de Köppen-Geiger como Aw, tropical com estação seca de inverno (ALVARES et al., 2013). Os menores e maiores registros de precipitação entre o período de 1989 e 2018 foram 1.096 milímetros (1992) e 2.716 milímetros (2009) respectivamente (GIULIATTI et al., 2019). A temperatura média anual fica em torno de 26,3°C (ALVES; CARVALHO; SILVA, 2014).

A topografia varia entre plana a ondulada suave, com uma altitude média de 200 metros acima do mar. O solo predominante na região é o latossolo amarelo (RODRIGUES et al., 2003), que possui textura argilosa e tem como característica a suscetibilidade à compactação e a baixa fertilidade.

A cobertura vegetal da área de estudo é constituída por uma floresta de Terra Firme, classificada como floresta ombrófila densa submontana (VELOSO et al., 1991). Em outros termos, uma vegetação que depende de chuvas abundantes, de cobertura contínua do dossel, e que se estabelece em regiões de planalto e encostas suaves.

Portanto, essa região reúne características de uma área tropical, tipo de vegetação de interesse para o estudo.

3.1.2 - DADOS UTILIZADOS

Os dados da pesquisa se situam especificamente na Unidade de Produção Anual (UPA) número 7, na Unidade de Trabalho (UT) número 14 do Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS) protocolado junto ao órgão ambiental. Esta área vem sendo utilizada para estudos sobre a sustentabilidade do sistema de manejo florestal brasileiro.

O sistema de manejo é policíclico, baseado na colheita seletiva de árvores maduras, mantendo-se o remanescente florestal para ciclos de corte futuros definidos a cada 35 anos. Em 2004, a área foi manejada seguindo os protocolos de Exploração de Impacto Reduzido (EIR). O método consiste no seguimento de regras de pré e pós-exploração, que buscam proteger a regeneração e minimizar danos (EMBRAPA-CIFOR, 2000), juntamente com a análise de intensidade de corte (FERREIRA, 2005).

No ano da exploração (2004), foram instaladas parcelas permanentes e definida a configuração do experimento. Foram estabelecidos dois transectos medindo 100 metros por 900 metros cada, com 18 hectares no total. Cada transecto foi dividido em 9 parcelas de 100 metros por 100 metros cada, totalizando 1 hectare. O objetivo do estudo primário na UT 14 da UPA 07 foi o de avaliar o dano causado na estrutura florestal pela exploração de impacto reduzido.

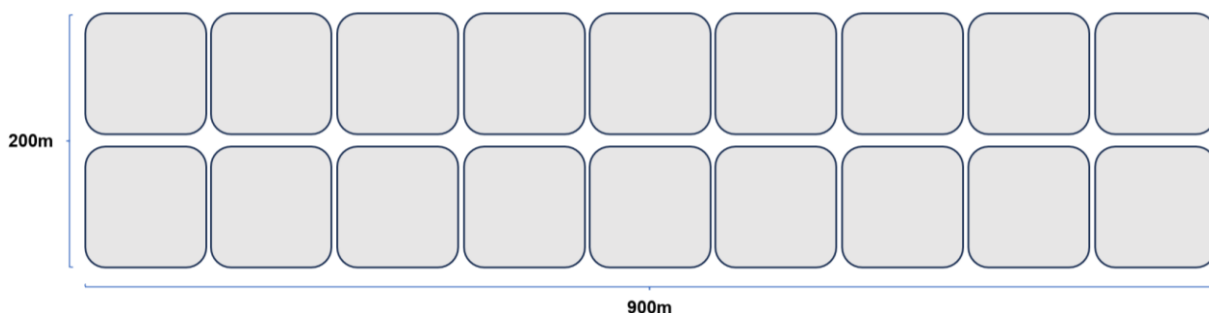


Figura 1: Esquema das 18 parcelas utilizadas no estudo.

Cada parcela é subdividida em 16 quadrados de 25 metros por 25 metros. Os indivíduos considerados no inventário foram os de DAP maior ou igual a 20

centímetros e, em cada duas sub-parcelas escolhidas de forma aleatória, inventariou-se indivíduos com o DAP maior ou igual a 10 centímetros (FERREIRA, 2005).

Os dados compreendem o inventário contínuo realizado antes e após a exploração. O inventário pré-exploratório foi realizado entre junho e julho de 2004. A exploração ocorreu logo após, em julho de 2004. O primeiro inventário pós exploratório aconteceu em maio de 2005, e os subsequentes realizados em novembro de 2006, fevereiro de 2008, março de 2010, abril de 2012, setembro e outubro de 2014, dezembro de 2016, julho de 2018, novembro de 2020 e, por fim, entre novembro e dezembro de 2022.

Para assegurar confiabilidade da análise, foi feita verificação da qualidade e consistência dos dados originais. Inicialmente, realizou-se a conversão de todas as medidas de Circunferência à Altura do Peito (CAP) para Diâmetro à Altura do Peito (DAP). Foi realizada também a padronização da nomenclatura taxonômica, corrigindo pontuações ou espaçamento adicionais nos nomes científicos, além da uniformização dos códigos de status da árvore, principalmente para as vivas, com um “V”.

Foi feita uma análise exploratória para compreender e descrever a estrutura da floresta e como foi realizada a exploração dos indivíduos. Além de gráficos do número de árvores, área basal, número de espécies e distribuição diamétrica geral e entre grupos ecológicos ao longo dos anos de inventário.

3.2 - MODELAGEM E REDES NEURAIS

A modelagem do crescimento florestal foi realizada utilizando Redes Neurais Artificiais (RNAs). A proporção das parcelas treino e teste seguiram a proporção de 80% e 20%, foram 4 parcelas para teste, são elas: 1, 4, 12 e 15; e 14 parcelas para treino, são elas: 2, 3, 5, 6, 7, 8, 9, 10, 11, 13, 14, 16, 17, 18; todas as parcelas foram escolhidas aleatoriamente.

Os inventários utilizados são aqueles entre os anos de 2004 e 2022. No primeiro intervalo 2004-2005 calculamos a taxa de impacto da exploração em relação às remanescentes que foram mortas devido a colheita, nas parcelas de treino. Essa taxa é o número de indivíduos mortos devido a colheita sobre o número de indivíduos efetivamente colhidos.

A taxa de mortalidade foi calculada em cada período e nos diferentes grupos ecológicos, que representa a quantidade de indivíduos mortos em relação a quantidade de indivíduos vivos do período, do mesmo grupo ecológico. A taxa de recrutamento também foi calculada por período e por grupo ecológico, sendo a quantidade de indivíduos recrutados em relação a quantidade de indivíduos vivos do período, no mesmo grupo ecológico.

Para prever o crescimento diamétrico, foi utilizado a modelagem do IPA (Incremento Periódico Anual do diâmetro) em cm, utilizando Redes Neurais Artificiais (RNA). As variáveis que preditoras da camada de entrada da rede, além do diâmetro inicial e do Grupo Ecológico (*Pioneiras, Não Pioneiras Demandantes de Luz, Não Pioneiras Tolerantes à Sombra e Indeterminadas*), foi utilizado um índice de competição independente da distância, o BAL – Área Basal de Árvores Grandes (Basal Area of large trees). O cálculo deste índice foi realizado para cada parcela. Consistiu em classificar as árvores em ordem decrescente de tamanho (DAP). Em seguida, para cada indivíduo analisado, calculou-se a soma da área basal de todas as árvores que estavam acima dele nesse ranqueamento. Ou seja, foi calculada a pressão que uma árvore sofre, dentro de uma parcela, de árvores que são maiores que ela. Pela mesma lógica, a árvore dominante (a maior da parcela) recebe o valor zero, pois não há indivíduos superiores a ela.

Esse índice atua para quantificar a competição de cada parcela, refletindo o nível de dominância relativa de cada indivíduo na área. Árvores com os maiores diâmetros tendem a apresentar valores de BAL próximos ou iguais a zero, indicando dominância no dossel, enquanto árvores suprimidas e de menores diâmetros registram valores progressivamente mais elevados desse índice. Outros dados não foram considerados para este modelo, como posição X e Y, índices dependentes de distância, espécie e dentre outros, com intuito de simplificar a modelagem nesta primeira versão da ferramenta.

O algoritmo escolhido foi o *Multilayer Perceptron* (MLP) do tipo *feed-forward*, implementado por meio do pacote *nnet* integrado ao pacote *caret* no ambiente R. O pré-processamento dos dados incluiu a normalização das variáveis contínuas entre os valores 0 e 1, para garantir que variáveis com diferentes escalas não viessem a atualização dos pesos durante o treinamento. E a variável categórica grupo ecológico foi dividida em três entradas (n-1), também para melhor performance do algoritmo.

A arquitetura da RNA foi estruturada em três camadas. A camada de entrada é composta pelas variáveis preditoras normalizadas (DAP inicial, BAL e três entradas de grupo ecológico). Em seguida, a camada oculta teve o seu número de neurônios definido por meio de otimização de hiperparâmetros, na qual foram testadas arquiteturas variando de 1 a 10 neurônios, utilizando da função logística (sigmoide) como função de ativação. Por fim, a camada de saída é constituída por um único neurônio com função de ativação linear, pela natureza contínua da variável, responsável pelo valor do IPA. Esta metodologia de escolha de neurônios, bem como a definição do número mínimo e máximo para compor o teste, foi baseado nas regras sugeridas por Heaton (2008).

Com o objetivo de evitar o sobreajuste, aplicaram-se três técnicas. A primeira delas foi o decaimento de peso (0,1), que atua penalizando os pesos de cada neurônio caso tenham valores altos. A segunda técnica consistiu na Validação Cruzada *K-fold*, que divide os dados de treino em K (10) subconjuntos, permitindo que o modelo seja treinado e testado de forma cruzada. A terceira técnica atuou diretamente na seleção do número de neurônios utilizados na camada oculta, a da análise de um desvio padrão (BREIMAN, 1984). Essa regra assume que os modelos podem ser ordenados do mais simples ao mais complexo e estabelece que a melhor escolha é o modelo mais simples (com menor número de neurônios) com o menor erro. Em outras palavras, se um modelo com menos neurônios na camada oculta e um com mais neurônios, possuir valores de até um desvio padrão de diferença, o de menor neurônios deveria ser o escolhido. Então, neste estudo foi escolhido 1 neurônio para a camada oculta.

A qualidade da RNA foi avaliada através do Coeficiente de Correlação de Pearson (r), Raiz do Erro Quadrático Médio (RMSE) e viés dos valores do IPA. Para analisar a qualidade do IPA predito para obter o DAP futuro e prever o crescimento da floresta, foi calculado o Coeficiente de Correlação de Pearson (r), Raiz do Erro Quadrático Médio (RMSE) e seus respectivos gráficos dos valores de DAP observados e calculados, nas parcelas de teste. Também foi feita uma análise dos erros entre o DAP observado e o calculado em cada período, classe diamétrica e grupo ecológico, com o objetivo de observar diferenças em conjuntos diferentes, também nas parcelas de teste.

3.3 – FERRAMENTA DE SIMULAÇÃO

Nesta versão da ferramenta, a intenção é estruturá-lo em código, para disponibilizar a interface de corte. O crescimento é processado por meio de Rede Neural Artificial. A dinâmica da mortalidade e do recrutamento será a partir dos valores observados nas parcelas de treino em cada período.

O fluxo da estrutura da ferramenta inicia-se com a aquisição de dados de inventário, contendo variáveis dendrométricas e espaciais. Após esta etapa, há integração entre a interface gráfica e o usuário, permitindo a seleção de árvores para colheita, seguindo os critérios discorridos da Resolução CONAMA nº 406/2009.

Após a etapa de intervenção, a ferramenta aciona o impacto imediato da exploração sobre os indivíduos que permanecerem vivos. A partir deste ponto, o sistema opera em ciclos anuais de simulação por um período determinado, em que são aplicadas taxas de mortalidade natural e de recrutamento, de forma estocástica (aleatória) em relação ao número de indivíduos vivos por grupo e período.

Durante cada ciclo, o crescimento de cada árvore é atualizado conforme o modelo, resultando em uma base de dados histórica que documenta a evolução da estrutura anual da floresta. Ao término do período projetado, os dados gerados são direcionados para as funções de visualização, convertendo coordenadas e dimensões das árvores em uma floresta digital. Isso proporciona uma compreensão visual da regeneração florestal e do impacto da colheita ao longo do tempo.

Serão definidos três cenários de exploração, aplicados às parcelas de teste, para a avaliação do modelo. O cenário 1 considera os mesmos indivíduos explorados que o observado na exploração feita pela empresa. O Cenário 2 explora a mesma volumetria do observado, mas são selecionados os indivíduos com os menores DAP acima do diâmetro mínimo de corte ($DAP \geq 50$ cm). E a diferença para o Cenário 3 é que são explorados os indivíduos com os maiores DAP. A mortalidade e o recrutamento são acionados aleatoriamente, como também o dano da exploração, exceto para o Cenário 1, que retira as mesmas árvores que foram mortas devido a colheita no observado.

4 - RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 - EXPLORAÇÃO DOS DADOS

O tempo em anos entre cada medição foi 0.86 para o primeiro período e para os subsequentes foram 1,51, 1,24, 2,06, 2,09, 2,45, 2,19, 1,57, 2,36 e 2,14 anos, calculadas entre o último dia de medição anterior e o primeiro dia de medição subsequente.

Neste estudo, abrangendo a área útil de 18 hectares e considerando apenas os indivíduos com Diâmetro à Altura do Peito (DAP) ≥ 20 cm, a floresta pré-explorada (2004) apresentou 3.386 indivíduos, o equivalente a uma densidade de 188,1 indivíduos por hectare (ind./ha). O DAP médio foi de 35,8 cm, com o maior indivíduo atingindo 168,7 cm de DAP. Foram registradas 198 espécies, sendo a mais frequente a *Lecythis idatimon Aubl.* (jarana), com 425 indivíduos (23,6 ind./ha). Na sequência de abundância, destacaram-se: *Eschweilera coriacea (DC.) S.A. Mori* (matamatá-branco), com 204 indivíduos (11,3 ind./ha); *Rinorea guianensis Aubl.* (acariquarana), com 194 indivíduos (10,8 ind./ha); *Macrobium microcalyx Ducke* (condurú-preto), com 193 indivíduos (10,7 ind./ha); e *Eschweilera grandiflora (Aubl.) Sandwith* (matamatá-preto), com 192 indivíduos (10,7 ind./ha).

A presença em números absolutos dessas espécies corrobora outros levantamentos realizados na mesma localidade. Avaliando mudanças na composição florística em 108 hectares na Fazenda Rio Capim (DAP ≥ 10 cm), Francez, Carvalho e Jardim (2007) também constataram que *Eschweilera grandiflora* e *Lecythis idatimon* estavam entre as espécies com maior número de indivíduos. Reategui-Betancourt et al. (2024), avaliando a dinâmica de parcelas permanentes na mesma fazenda e utilizando o mesmo nível de inclusão deste estudo (18 hectares e DAP ≥ 20 cm), encontraram *Lecythis idatimon* e *Rinorea guianensis* como espécies com maior presença na área.

Esse padrão de composição florística se mostra representativo para outras áreas da Amazônia Oriental. Em um levantamento fitossociológico de 4 hectares (DAP ≥ 10 cm) nos municípios vizinhos de Acará e Tailândia (PA), Rodrigues et al. (1997) registraram a predominância do mesmo grupo de espécies, sendo a *Macrobium microcalyx* a única exceção entre as mais abundantes comparado a esse estudo.

Conforme apontado por Martins et al. (2018), o crescimento da população *Lecythis idatimon*, espécie com maior frequência de indivíduos nesse estudo e presente nos outros apresentados, na região, é beneficiado por aberturas no dossel, tanto pela dinâmica natural de clareiras quanto em áreas submetidas à intervenção silvicultural.

Em relação aos grupos ecológicos, as espécies classificadas como *Não Pioneiras Tolerantes à Sombra* representaram 64,3% dos indivíduos, seguidas pelos grupos *Não Pioneiras Demandantes de Luz* (16,6%) e *Indeterminadas* (14,1%). As espécies *Pioneiras*, que normalmente são as que estão mais presentes em áreas de clareira, representaram apenas 5,0% do total. A base de dados recebida para este estudo já continha a classificação das espécies nesses grupos ecológicos, baseado no trabalho de Swaine e Whitmore (1988).

Oliveira et al. (2019) encontrou, em uma das áreas do estudo em Paragominas, 72,2% de indivíduos no grupo das *Tolerantes à Sombra* (NP-TS), 17,2% para *Demandantes de Luz* (NP-DL) e apenas 6,7% de *Pioneiras*. Em uma avaliação de um fragmento Pará, Pinheiro et al. (2007) registrou uma proporção de 63,2% de presença para as espécies tolerantes à sombra. Já Aguiar, Gama e Beldini (2017), ao avaliar uma área na Floresta Nacional do Tapajós, verificou que esse mesmo grupo ecológico representava 73,5% dos indivíduos do inventário. O número elevado de indivíduos proporcionalmente *Tolerantes à Sombra* se dá pela capacidade da árvore deste grupo ecológico continuar a se estabelecer, sobreviver e crescer em condições de sombra, onde a disponibilidade de luz é menor (FENG et al., 2018).

Considerando as espécies exploradas e os indivíduos com DAP ≥ 50 cm, a análise de volume comercial no ano de 2004 mostrou que a espécie com maior estoque madeireiro em pé foi a *Manilkara elata*, com volume absoluto de 323,11 m³, o que corresponde a 17,95 m³/ha. Seguida por *Pseudopiptadenia psilostachya* (157,22 m³; 8,73 m³/ha), *Protium altsonii* (61,50 m³; 3,42 m³/ha), *Astronium lecointei* (59,66 m³; 3,31 m³/ha) e *Caryocar villosum* (56,68 m³; 3,15 m³/ha).

A intervenção de colheita resultou na extração de 114 indivíduos e um volume total de 583,93 m³, o que equivale a uma intensidade de corte de 6,33 árv./ha e 32,44 m³/ha. A operação abrangeu 34 espécies comerciais e registrou um DAP médio de 77,7 cm. Do ponto de vista ecológico, a exploração concentrou-se majoritariamente em espécies não pioneiras (86,0%), com destaque para a *Manilkara elata* (*Allemão ex*

Miq.) Monach. (maçaranduba), que representou a maior parte do esforço de colheita com 42 árvores abatidas (2,3 árv./ha).

A colheita resultou na morte de 251 indivíduos no total (aproximadamente 13,9 ind./ha), representando 63 espécies, com média de DAP de 32,8 cm, afetando árvores de até 91,0 cm de DAP. A espécie *Lecythis idatimon* (jarana) foi a mais impactada, com 52 árvores mortas (2,9 ind./ha), sendo também a espécie com mais indivíduos do banco de dados utilizado neste estudo. O grupo das não pioneiras tolerantes à sombra foi o grupo mais explorado e também o mais afetado pelo dano da colheita, somando 69,7% de perdas do total de árvores afetadas.

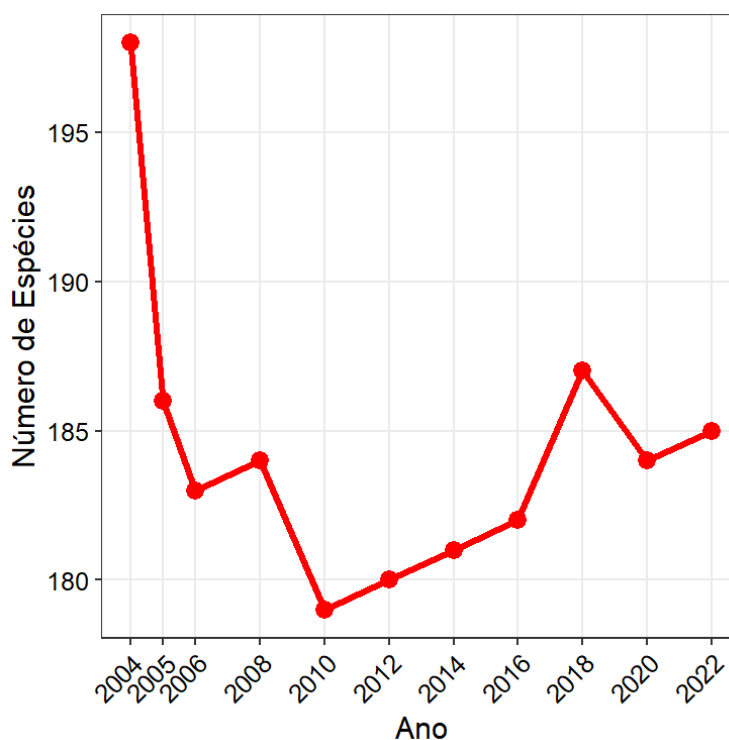


Figura 2: Variação do número de espécies observadas na área total de monitoramento (18 hectares), entre 2004 e 2022, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, PA.

O distúrbio também gerou impactos na riqueza de espécies (Fig. 4.2). O número de espécies decaiu de forma acentuada, atingindo seu ponto mínimo em 2010 (179 espécies). O que é explicado por espécies que morreram ou foram colhidas, que possuíam um ou poucos indivíduos que representavam aquela espécie.

Durante os próximos anos houve uma tendência de ganho, alcançando 185 espécies em 2022. Tanto Lima et al. (2018) quanto Lima et al. (2021) concluíram que

as intervenções de exploração, ambos estudos em área da Amazônia brasileira, provocaram reduções na riqueza de espécies nestas áreas de estudos, comparado a outras áreas sem intervenção ou período pré exploração. Costa et al. (2002) ao acompanhar a dinâmica da composição florística na região do Tapajós por um período de dezesseis anos, constataram o desaparecimento, por mortalidade, de dez espécies arbóreas (DAP \geq 15 cm). E com o ingresso de apenas cinco novas espécies no mesmo período, apresentando um balanço negativo da riqueza.

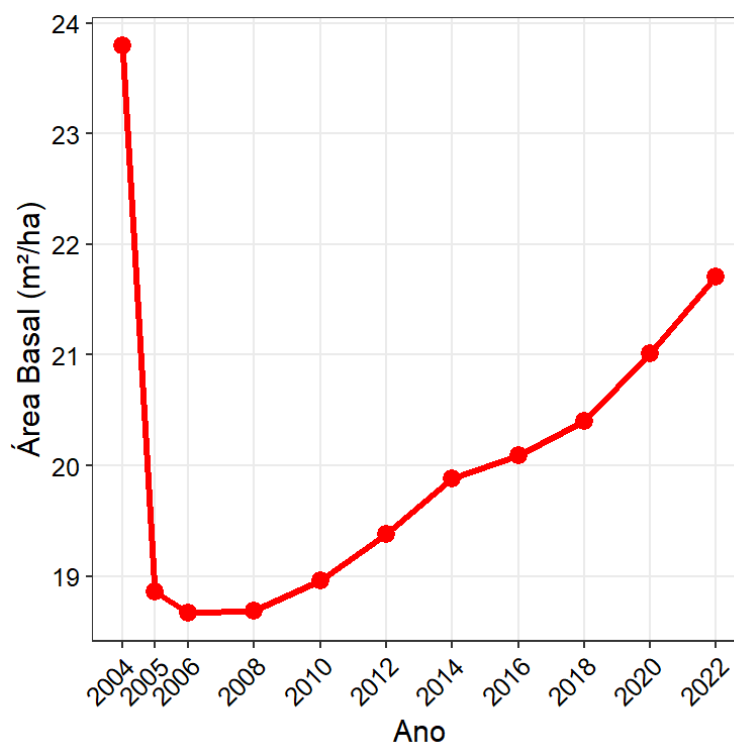


Figura 3: Variação da área basal observada (m²/ha) em árvores com DAP \geq 20 cm na área total de monitoramento (18 hectares), entre 2004 e 2022, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, PA.

A área basal total (Fig. 4.3) não chegou ao valor de antes da pré exploração. Após redução de aproximadamente 23,8 m²/ha para cerca de 18,7 m²/ha logo após a colheita da madeira. A área basal atingiu 21,7 m²/ha em 2022, o que representa a recuperação de aproximadamente 91% em 18 anos de acompanhamento. Avaliando a dinâmica em uma área na Amazônia Ocidental, Oliveira e Braz (2006) identificaram que a área basal original da floresta era de 22,51 m²/ha, reduziu-se para 20,88 m²/ha no ano do corte e atingiu 21,41 m²/ha após quatro anos de monitoramento. Castro e Carvalho (2014) em uma área na Floresta Nacional do Tapajós, verificaram que a floresta possuía uma área basal original de 32,0 m²/ha antes da intervenção e, mesmo

após 28 anos de sucessão ecológica contínua, o ecossistema não atingiu o valor original, ficando com 29,1 m²/ha.

Em outro estudo na região de Tapajós, Silva et al. (1995) demonstraram que, decorridos 13 anos da exploração florestal, o povoamento remanescente havia recuperado apenas cerca de 75% da área basal antes do distúrbio. A substituição da biomassa depois da morte de grandes árvores é lenta (AZEVEDO et al., 2008). Como pode ser observado na Fig. 4.4, houve aumento no número de indivíduos, mas não refletido na mesma intensidade na área basal (Fig. 4.3), pois grande parte são recrutas, e estão nos primeiros centros de classe da distribuição diamétrica.

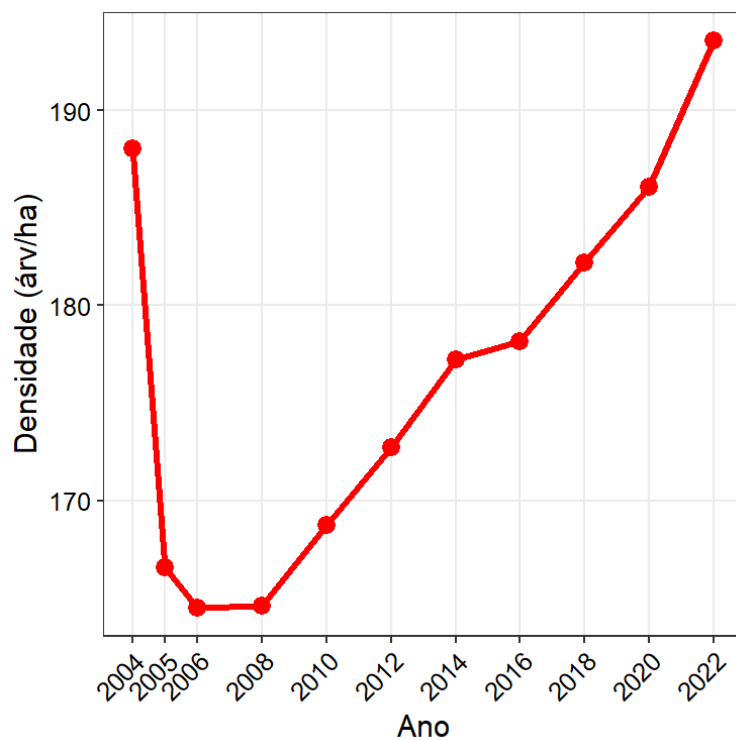


Figura 4: Variação temporal da densidade populacional observada (ind./ha) em árvores com DAP ≥ 20 cm na área total de monitoramento (18 hectares), entre 2004 e 2022, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, PA.

A densidade de árvores (Fig. 4.4) sofreu queda devido à colheita e à mortalidade causada por ela, caindo de 188,1 para 164,5 indivíduos/ha entre 2004 e 2006. Mas iniciou uma contínua recuperação a partir de 2008. Em 2022, a densidade ultrapassou o estado pré-exploratório, atingindo 193,8 indivíduos/ha.

Reategui-Betancourt et al. (2024), acompanhando a dinâmica em uma área no Pará, registraram após o primeiro ano de colheita de 172,4 ind/ha, e após 10 anos da

exploração, chegou a 185,1 ind/ha. Em contrapartida, Lima et al. (2007), em uma área na Amazônia de 0,4 hectares, inventariado com indivíduos de 5cm \geq DAP, o balanço após 10 anos de exploração foi negativo, com diminuição do número de árvores, de 532 para 459. A queima ocorrida na área estudada e a amostragem de indivíduos com diâmetros menores pode ter corroborado este resultado.

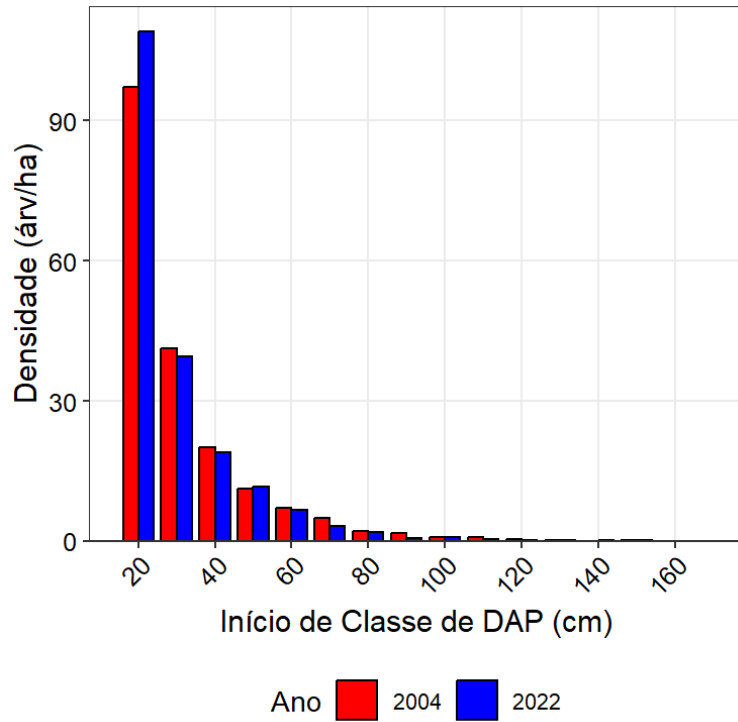


Figura 5: Distribuição diamétrica da comunidade arbórea (DAP \geq 20 cm) em classe diamétricas de 20 cm de amplitude na área total de monitoramento (18 hectares), comparando o período pré exploratório (2004, em vermelho) e o estágio atual (2022, em azul), na Fazenda Rio Capim, Paragominas, PA.

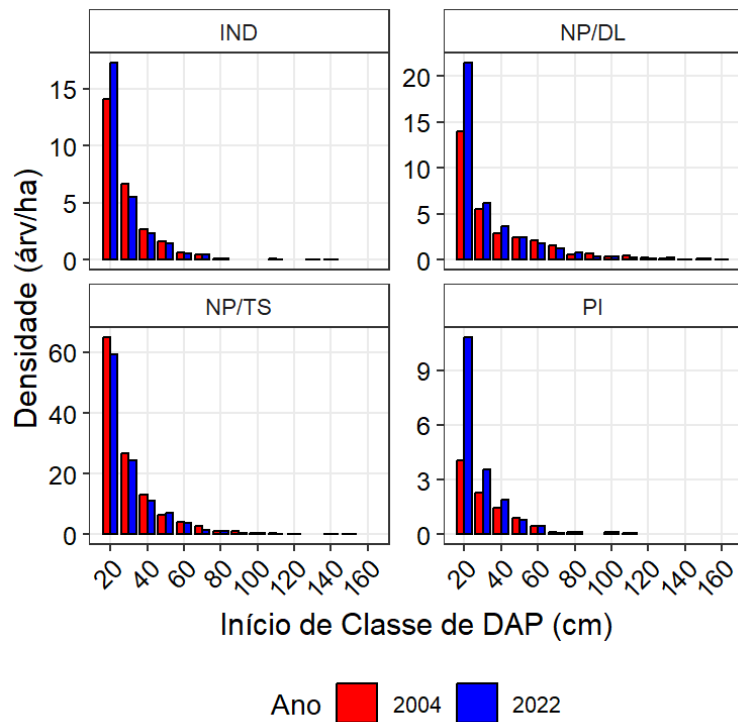


Figura 6: Distribuição diamétrica por grupo ecológico (DAP \geq 20 cm) na área total de monitoramento (18 hectares), comparando os anos de 2004 (vermelho) e 2022 (azul), na Fazenda Rio Capim, Paragominas, PA. Legenda: PI = Pioneiras; NP/DL = Não Pioneiras Demandantes de Luz; NP/TS = Não Pioneiras Tolerantes à Sombra; IND = Indeterminadas.

A distribuição diamétrica da comunidade arbórea (Fig. 4.5) seguiu o padrão característico de florestas inequianêas e tropicais, apresentando concentração de indivíduos nas menores classes de diâmetro e um decréscimo nas classes maiores (RUBIN; MANION; FABER-LANGENDOEN, 2006). Esse padrão indica que os indivíduos estão em estabilidade demográfica e balanço entre a mortalidade e o recrutamento (GONÇALVES; SANTOS, 2008).

Avaliando inventários sucessivos em floresta de terra firme na Amazônia brasileira, Silva et al. (1995) concluíram que a exploração madeireira altera a estrutura do dossel e estimula o aumento líquido de indivíduos de espécies que demandam mais luz, como as Pioneiras e as Demandantes de Luz, como visto na Fig. 4.6. Fato que pode explicar a superação do número inicial de indivíduos em 2022, pela maior presença de indivíduos nas menores classes de diâmetro (recrutas) neste ano (Fig. 4.4).

A recuperação do número de indivíduos, área basal e riqueza de espécies apontam para o comportamento de uma floresta em restauração após um distúrbio (GAUI et al., 2019). Analisando a estrutura por grupos ecológicos, o aumento na

primeira classe de diâmetro da distribuição diamétrica pode indicar um processo de sucessão secundária (Fig. 4.6).

Embora o ano de 2022 seja numericamente superior em indivíduos totais quando comparado à 2004, é sustentada por uma estrutura mais jovem. A alta na primeira classe diamétrica (10 a 20 cm) é expressiva nos grupos das *Pioneiras* e das *Não Pioneiras Demandantes de Luz* (NP/DL). Em contrapartida, as *Não Pioneiras Tolerantes à Sombra* (NP/TS) não apresentaram o mesmo vigor de ingresso. Pois como a floresta está numa fase de recuperação, o recrutamento das espécies que se beneficiam de luz é impulsionado pelas aberturas de clareiras (CARVALHO et al., 1999).

4.2 – PROJEÇÕES DE DINÂMICA

4.2.1 - MODELAGEM DO CRESCIMENTO

A Rede Neural Artificial (RNA) foi treinada com as parcelas de treino e aplicada para prever o DAP através do IPA estimado nas parcelas de teste. A RNA demonstrou correlação de 0,2547, erro 0,4912 cm.ano⁻¹ e viés de -0,0001, indicando leve subestimação do IPA predito em relação ao observado. Calculando a correlação entre as variáveis numéricas, encontramos uma forte correlação negativa entre o DAP anterior e o BAL (-0,83). O que corrobora para assertividade da utilização e o conceito do próprio BAL, de seu comportamento ser inversamente proporcional ao DAP.

Por outro lado, os valores de correlação do IPA com o DAP e com o BAL foram baixos (0,04 e -0,06, respectivamente), demonstrando que, independentemente do IPA apresentar valores positivos ou negativos, esse comportamento ocorre em indivíduos de diferentes tamanhos e sob diferentes níveis de dominância. É possível observar na Fig. 4.7, em ambos os gráficos, a ocorrência de valores de IPAs mais acentuadamente negativos. Essa dispersão é inerente aos dados, podendo representar algum erro de medição, que não foi desconsiderado da tabela, ou uma perda grande de DAP pré mortalidade. Fato que foi considerado na escolha do algoritmo RNA, a nas estratégias implementadas.

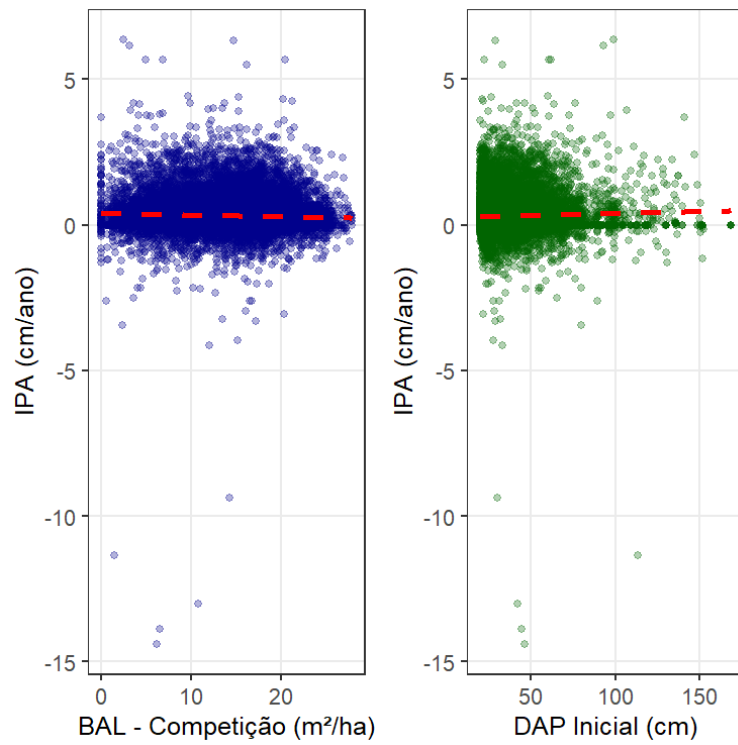


Figura 7: Dispersão do Incremento Periódico Anual (IPA) observado nas parcelas de treinamento em função da Área Basal de Indivíduos Maiores (BAL) e do Diâmetro a Altura do Peito (DAP) inicial.

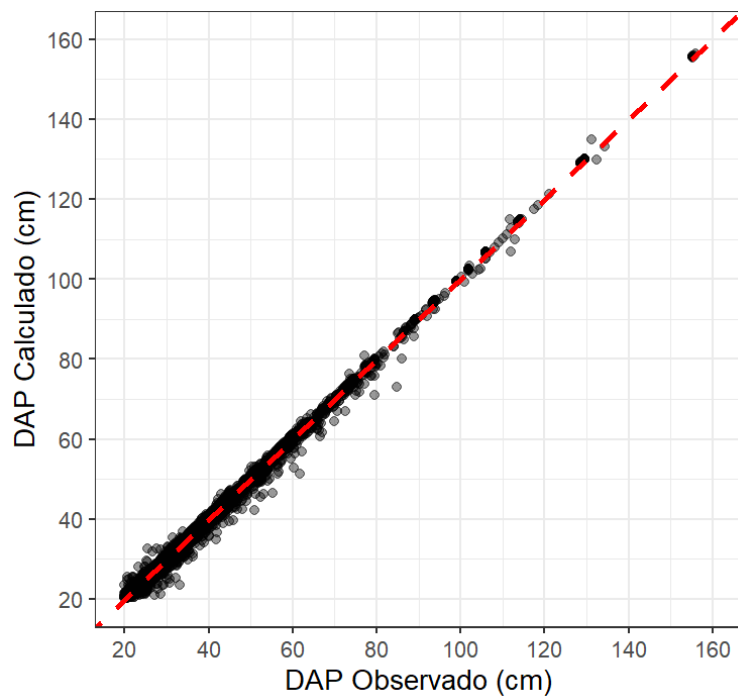


Figura 8: Relação entre o Diâmetro à Altura do Peito (DAP) observado nas parcelas de teste (n=4) e o calculado através do IPA previsto pela RNA, entre 2004 e 2022, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, PA. A linha tracejada vermelha representa a linha de identidade.

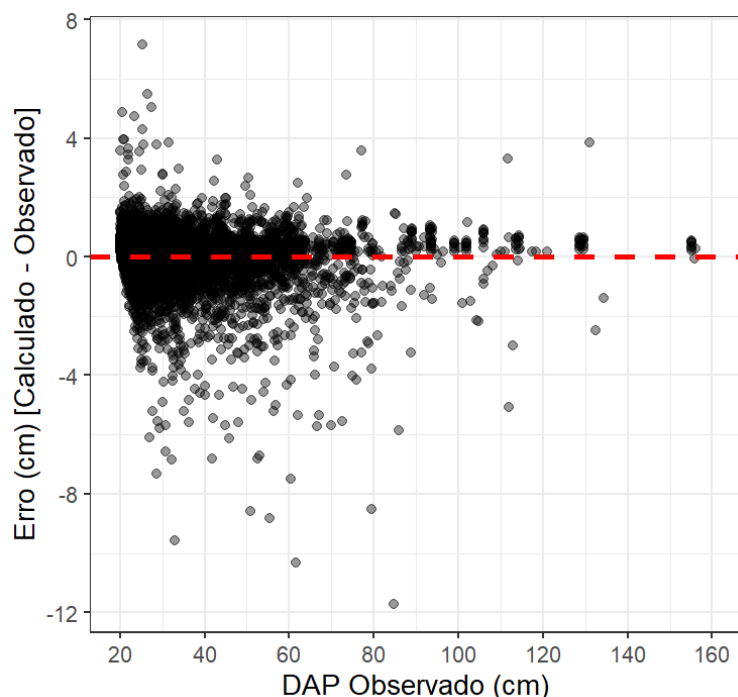


Figura 9: Distribuição dos resíduos (DAP calculado - DAP observado) em função do diâmetro observado das árvores nas parcelas de teste (n=4), abrangendo o período de 2004 a 2022, na Fazenda Rio Capim, Paragominas, PA. A linha tracejada vermelha indica o erro zero; pontos acima da linha indicam superestimativa e abaixo, subestimativa pelo modelo.

O IPA previsto pela RNA foi utilizado para projetar o DAP calculado. A correlação foi de 0,9983, erro 0,9398 cm.ano^{-1} e viés de -0,0052, também demonstrando que o DAP calculado foi subestimado em relação ao observado.

No gráfico de dispersão do DAP observado em relação ao DAP calculado (Fig. 4.8), observa-se que os pontos se distribuem de forma simétrica e próxima ao longo da linha vermelha de referência. Isso indica capacidade do valor de IPA, predito pela RNA, de gerar estimativas do DAP calculado. Os pontos no gráfico dos resíduos (Fig. 4.9) distribuem-se de forma relativamente homogênea em torno da linha zero, caracterizando a homocedasticidade (variação constante) dos erros.

A escolha de modelar o IPA, em vez DAP futuro (DAP inicial + IPA predito) diretamente, foi para que o modelo pudesse aprender a diferença entre a subtração (IPA) do DAP passado e do DAP atual, de cada árvore, em todos os períodos. E para reduzir a autocorrelação estrutural da utilização do DAP passado como preditor no modelo. É possível observar diretamente esta autocorreção fora do modelo, explicada pela alta correlação do DAP predito e observado.

Analisando de forma estratificada (diferentes conjuntos) do erro do DAP calculado, primeiramente por classes diamétricas, observamos que o erro relativo

diminui à medida que as árvores atingem maiores valores de DAP. Na classe inicial de 20 a 40 cm o erro foi de 3%, reduzindo para 1,02% nas árvores com diâmetros superiores a 100 cm. Por grupos ecológicos, o das *Não Pioneiras Tolerantes à Sombra* (NP/TS) apresentou o menor erro relativo, de 2,34%. As *Pioneiras* (PI) registraram erro de 3 %, as *Não Pioneiras Demandantes de Luz* (NP/DL) 3,03%, e o grupo das *Indeterminadas* obteve o maior erro percentual, de 3,57%.

No período imediatamente pós-exploração (2004-2005), o modelo registrou o menor nível de erro relativo de toda a série histórica, com 1,39%. Durante a fase de recuperação de longo prazo (2005 a 2022), as taxas de erro percentual apresentam flutuação, atingindo seu maior erro de 3,88% no período de 2012 e 2014, recuando para 2,43% entre 2016 e 2018 e atingindo 3,27% no último período (2020-2022).

Resultados semelhantes foram observados por Reis et al. (2016) em um estudo desenvolvido na Floresta Nacional do Tapajós. O autor utilizou dados de iluminação da copa e características do ambiente, como a infestação de cipós, como algumas das variáveis explicativas. Ao aplicar diferentes modelos de RNA para prever o IPA, após a exploração da área, o modelo apresentou performance com correlações superiores a 0,99 e eficiência acima de 0,98 para o cálculo do diâmetro. O menor RMSE encontrado ficou próximo de 11%, na RNA que não considerava índice de competição como variável preditora. O estudo conclui que a estimativa do crescimento de árvores individuais por meio de Redes Neurais Artificiais (RNA) permite o cálculo futuro de volume, área basal e distribuição diamétrica por espécie.

Castro et al. (2020) observaram a qualidade dos modelos de Redes Neurais Artificiais para a projeção do diâmetro e da altura de árvores em um fragmento de floresta nativa inequiana em Minas Gerais. Utilizando o diâmetro atual, o grupo ecológico e índices de competição como variáveis de entrada, as melhores RNAs apresentaram valores de correlação entre os valores observados e estimados de DAP superiores a 0,990, e RMSE inferiores a 9%. Os autores reforçam que as redes neurais artificiais podem ser consideradas como ferramentas eficientes para projetar diâmetro e a altura.

Júnior et al. (2020) avaliaram a acurácia de técnicas de aprendizado de máquina para prever incremento do diâmetro de árvores individuais em fragmentos de florestas em Minas Gerais. Utilizando o diâmetro atual (DAP), o grupo ecológico das espécies, o período de incremento e diferentes índices de competição como

variáveis de entrada, os autores constataram o melhor desempenho das Redes Neurais Artificiais (RNA) frente a outros algoritmos testados. O modelo obteve valores de correlação de até 0,63 e RMSE variando entre 0,11 e 0,40 cm.ano⁻¹ para as áreas avaliadas.

Rocha et al. (2024) avaliaram a eficiência de Redes Neurais Artificiais para modelagem do crescimento em fragmentos de florestas de Minas Gerais. Os autores utilizaram variáveis edáficas, climáticas e atributos históricos da floresta como entrada. A Rede Neural Artificial apresentou correlação de 0,71 e 0,74 cm (RMSE) para os dados de teste, concluindo que o algoritmo realiza a modelagem de crescimento de forma eficaz e enfatizando a importância das variáveis de ambiente para o sucesso do modelo.

4.2.2 - IMPACTO DA EXPLORAÇÃO

Em um estudo desenvolvido na Amazônia Oriental, Johns, Barreto e Uhl (1998) registraram que, mesmo com a adoção de técnicas de exploração planejada, ocorreu a perda de aproximadamente 4,9 árvores remanescentes para cada árvore abatida. Oliveira e Braz (1998) avaliaram as operações de manejo florestal no Campo Experimental da Embrapa, no estado do Acre, e encontraram uma relação de 3,4 indivíduos mortos para cada árvore colhida. Amaral et al. (2019), ao analisarem a dinâmica de uma floresta madura na Amazônia Central 25 anos após a exploração experimental, concluíram que houve perda de cerca de 4 árvores remanescentes por árvore colhida.

Nas parcelas de treinamento do modelo, foi calculada uma taxa de 2,25 árvores afetadas para cada indivíduo colhido, enquanto nas parcelas de teste esse índice foi de 2 árvores danificadas por árvore abatida. Essa proporção reduzida demonstra uma menor perda de indivíduos por árvore explorada quando comparada aos valores em outro estudos, indicando boa aplicação das técnicas de Exploração de Impacto Reduzido (EIR) na área de estudo.

4.2.3 - MORTALIDADE E RECRUTAMENTO

A análise das taxas revelou oscilações de mortalidade e recrutamento ao longo dos 18 anos de monitoramento nas parcelas de treino (Fig. 4.10). Entre os dois primeiros períodos (2004-2006), observa-se maior diferença entre as taxas, com valores de mortalidade atingindo 3,23% ano⁻¹ em 2004-2005, enquanto o recrutamento manteve-se em níveis inferiores, variando entre 1,92% e 1,99% ano⁻¹. Neste período, registrou-se o maior pico de mortalidade para o grupo NP/DL (7,78% ano⁻¹), seguido pela mortalidade das *Pioneiras* que se elevou para 4,32% ano⁻¹ no intervalo subsequente (2005-2006), refletindo o estresse microclimático e a instabilidade física inicial do povoamento.

Após esse período de distúrbio direto, a floresta demonstrou uma trajetória de recuperação, com a mortalidade diminuindo gradualmente até atingir 1,33% ano⁻¹, e recrutamento aumentando até 3,28% ano⁻¹, no último período (2020-2022). As taxas ficaram dentro do limiar encontrados por Amaral et al. (2019) com 2,93% ano⁻¹ e Silva et al. (1995) com 3,1% ano⁻¹ para recrutamento, e da mortalidade de 1,47% e 1,82% ano⁻¹, observada por Souza et al. (2017) e Amaral et al. (2019), para áreas na Amazônia Central, respectivamente.

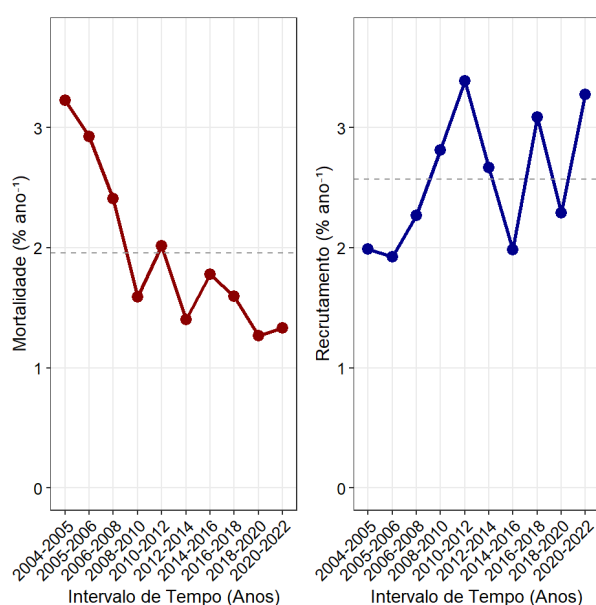


Figura 10: Taxas anuais de mortalidade e ingresso da comunidade florestal ao longo de 18 anos de monitoramento, nas parcelas de treino. As linhas tracejadas representam a média dos períodos.

Ao considerar as médias históricas de todo o período por grupo ecológico, as taxas refletiram diferentes estratégias ocupação do espaço. A mortalidade média anual foi superior nos grupos das *Pioneiras* (2,63% ano⁻¹) e *Não Pioneiras Demandantes de Luz* (2,66% ano⁻¹), indicando um ciclo de renovação mais acelerado nesses grupos após a abertura do dossel. Em contrapartida, as *Não Pioneiras Tolerantes à Sombra* (NP/TS) e as *Indeterminadas* (IND) registraram índices médios de 1,76% e 1,68% ano⁻¹, respectivamente, evidenciando a maior resiliência e estabilidade das espécies de sombra. No que tange ao recrutamento, o grupo das *Pioneiras* destacou-se com uma média de 6,92% ano⁻¹, seguido pelas NP/DL com 4,20% ano⁻¹, demonstrando a dependência deste grupo em situações de abertura de clareiras.

4.3 - FERRAMENTA

A ferramenta foi construída através de diferentes funções. O início do fluxo é realizado pela função *executar_projeto_florestal*, que integra o carregamento dos dados do usuário, decisão de corte e visualização digital da floresta. Com esse código é possível ativar todas as funções da ferramenta.

```
library(FlorestaR)
dados <- executar_projeto_florestal(
  arq_csv = "dados_final.csv",
  pasta_saida = "Resultados_Projeto",
  area_total = 18,
  anos_simulacao = 18
  gerar_animacao = TRUE
)
```

Fonte: Autor

A biblioteca aceita dados de inventários com um mínimo de informações para funcionar: identificação única da árvore, espécie, coordenadas (X, Y), parcela, DAP e volume. Após executar a função, a ferramenta calcula e identifica os indivíduos em potencial para o corte. Assim, são exibidos apenas indivíduos com DAP superior a 50 cm, respeitando-se a retenção de no mínimo 10% dos indivíduos aptos para o corte e excluindo-se as espécies com densidade igual ou inferior a 3 indivíduos a cada 100 hectares na Unidade de Trabalho (UT), na interface da Fig. 4.11.

A ferramenta calcula o número mínimo de árvores a serem mantidas e alerta o usuário caso a seleção viole algum desses pré-requisitos normativos. Há um monitoramento contínuo do volume explorado durante a seleção pelo usuário, comparando-o com o teto de $30 \text{ m}^3 \cdot \text{ha}^{-1}$ estabelecido pela legislação

The screenshot displays a software interface for forest management. At the top left, it shows 'Volume Total Extraído' as 1.54 m³, with a 'Limite Máximo: 540 m³'. To the right, a 'Saldo' table tracks harvest status for different species. Below this, a search bar and a table of 'Árvores Disponíveis' are shown, listing individual trees with their species, DAP, and volume.

specie	Qtid_Corte	Saldo	Min_Legal	Status
Aspidosperma sp.2	4	2	3	ABAIXO DO MINIMO (3)
Astronium lecontei Ducke	2	8	3	OK

L_arbre	specie	DAP_inicial	Volume	Parcela
3407	Aspidosperma sp.2	98	0.364695615	16
3426	Aspidosperma sp.2	129.5	0.6022949037	15
4199	Aspidosperma sp.2	168.7	0.9694619179	18
1000	Astronium lecontei Ducke	53.8	0.1239172313	5
125	Astronium lecontei Ducke	54.9	0.1285150014	4
4178	Astronium lecontei Ducke	58.8	0.1386314287	18
2083	Astronium lecontei Ducke	58.8	0.1454128519	9
69	Astronium lecontei Ducke	59.2	0.1471982604	1

Figura 11: Interface de corte

Após a seleção manual dos indivíduos que serão explorados, as árvores escolhidas têm seu status alterado para "cortada". Sequencialmente, o sistema aplica uma taxa de impacto sobre a comunidade remanescente de forma aleatória, simulando a mortalidade acidental decorrente das operações de exploração.

Após a aplicação da colheita e dos respectivos danos, inicia-se o módulo de simulação, que atualiza a estrutura da floresta em ciclos correspondentes aos intervalos de medição do inventário. A dinâmica populacional se baseia em três processos: 1) Mortalidade natural: calculada por meio de taxas médias anualizadas, extraída das parcelas de treino para cada grupo ecológico e período específico. A proporção de indivíduos é calculada para cada grupo, sendo a eliminação aplicada de forma aleatória aos indivíduos sobreviventes do respectivo grupo; 2) Recrutamento: calculado por meio de taxas anuais de ingresso extraídas das parcelas de treinamento para cada grupo ecológico e período de monitoramento. As recrutas são alocadas de forma aleatória nas parcelas, com (DAP) inicial fixado em 20 cm, recebendo a identificação do grupo ecológico e a etiqueta da espécie como "Recruta"; e 3) Crescimento: que através da Rede Neural Artificial (RNA), estima o IPA individual das árvores sobreviventes, que somado ao DAP anterior, estima-se o DAP calculado, atualizando o diâmetro da floresta para o ciclo seguinte.

Ao final, são gerados a representação da floresta original (ano 0) e cada ano de simulação de forma consecutiva. Decisões sobre a mortalidade e recrutamento foram tomadas a fim de simplificar a codificação da primeira versão da ferramenta, limitando a projeção aos horizontes temporais com taxas históricas observada. Abaixo na Fig. 4.12, podemos observar um exemplo da representação digital da floresta.



Figura 12: Representação visual de uma floresta digital produzida pela ferramenta

4.3.1 - CENÁRIOS DE EXPLORAÇÃO

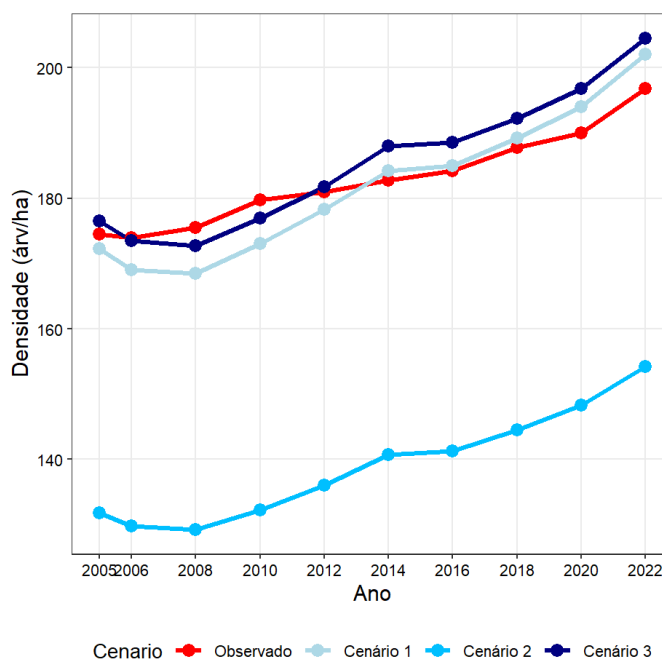


Figura 13: Dinâmica do número de indivíduos ($DAP \geq 20$) ao longo do período de 2005 a 2022. A linha vermelha representa os valores observados nos inventários contínuos das parcelas de teste, enquanto as linhas azuis indicam as projeções realizadas pelos três cenários de simulação propostos.

A colheita real observada em campo (Cenário 1) apresentou uma intensidade de volume extraído de 35,68 m³/ha, correspondendo a uma remoção de área basal de 3,51 m²/ha. Os cenários simulados buscaram colher o número mais próximo do real, com o Cenário 3 (Maior DAP) no valor de 35,75 m³/ha, e o Cenário 2 (Menor DAP) com 37,29 m³/ha.

No Cenário 1 (Real), a colheita removeu 6,00 árvores/ha. No Cenário 3, por priorizar indivíduos de grande porte, que concentram maior biomassa individual, foram necessárias apenas 3,25 árv./ha, resultando na intervenção mais leve, e consequentemente, menor indivíduos mortos devido a colheita.

Em contrapartida, o Cenário 2 (Menor DAP) apresentou a intervenção mais intensa, colhendo 14,00 árvores/ha. Como a mortalidade pela colheita é calculado considerando o número das próprias colhidas, essa estratégia aumentou o número de árvores mortas por esta ação, tornando a mortalidade pela colheita do Cenário 2 maior.

As espécies mais exploradas variaram conforme a estratégia de seleção. No Cenário 1, como no real, houve uma exploração diversificada, com destaque para a *Manilkara elata* (Maçaranduba), *Astronium lecointei* (Muiracatiara) e *Handroanthus impetiginosus* (Ipê-roxo). No Cenário 2, a pressão de colheita concentrou-se em indivíduos menores de *Manilkara elata* e *Eschweilera coriacea* (Matamatá-branco), enquanto o Cenário 3 focou em indivíduos de maiores DAP, como a Maçaranduba e *Pseudopiptadenia psilostachya* (Timborana).

Em todos os cenários, a floresta apresentou um balanço positivo após o choque inicial, indicando que o ingresso de novos indivíduos superou as perdas por mortalidade natural ao longo do tempo. Na floresta real, a densidade passou de 174,50 árvores/ha no ano pós-exploração (2005) para 196,75 árvores/ha em 2022. As projeções acompanharam essa tendência: o Cenário 1 evoluiu de 172,50 para 201,00 árvores/ha e o Cenário 3 passou de 176,75 para 205,75 árvores/ha.

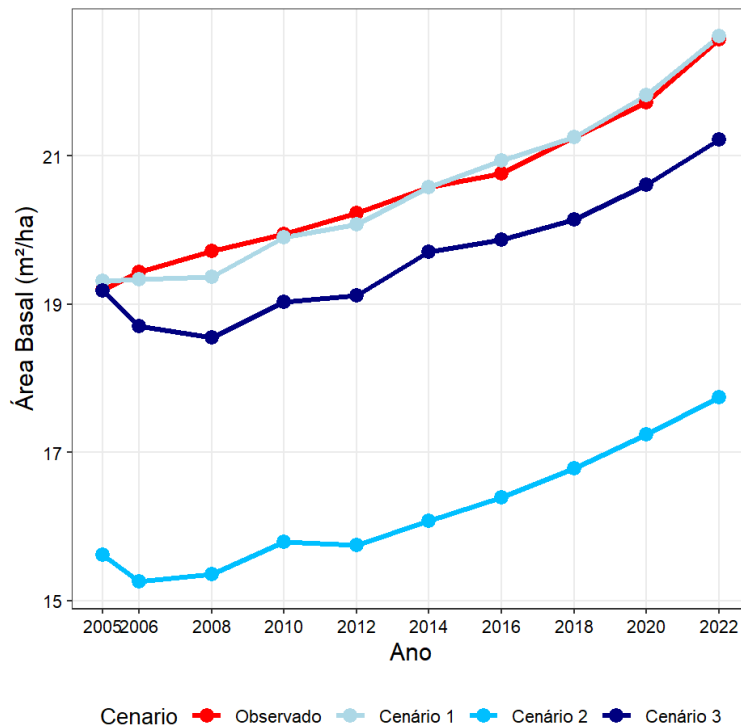


Figura 14: Evolução da área basal entre os anos de 2005 e 2022. Comparação entre a recuperação observada das parcelas de teste e as trajetórias estimadas pelos cenários de simulação.

A análise da área basal revelou que a estratégia de seleção de árvores para colheita é fator determinante para a capacidade de estoque da floresta. Na floresta real (Observado), a área basal iniciou o ciclo pós-exploração com 19,19 m²/ha, atingindo 22,57 m²/ha em 2022. O Cenário 1 e o Cenário 3 (Maior DAP) acompanharam essa tendência, finalizando o período com 22,35 m²/ha e 21,08 m²/ha, respectivamente.

O Cenário 2 (Menor DAP) apresentou o menor desempenho e mais distante, iniciando com apenas 14,34 m²/ha e atingindo 15,95 m²/ha. Embora todos os cenários tenham extraído volumes similares, o Cenário 2 exigiu a colheita de um número maior de indivíduos. Gerando maior mortalidade causada por essa colheita, e eliminando um volume maior de área basal remanescente, comparado aos outros cenários

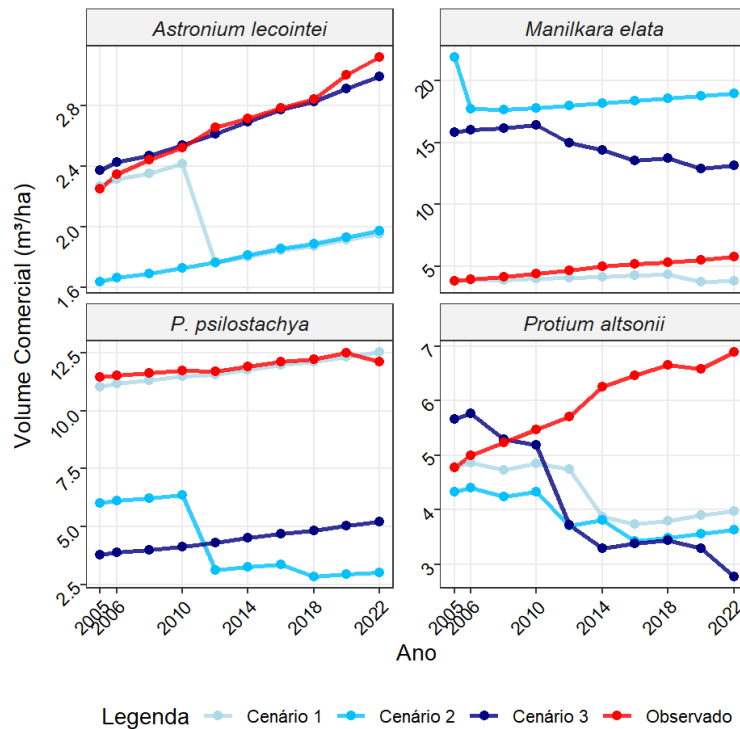


Figura 15: Dinâmica da recuperação do volume total (m^3) das espécies comerciais exploradas nas parcelas de teste, ao longo de 18 anos de monitoramento e simulação pós-colheita (2005-2022).

A análise do volume por espécie comercial (Fig. 4.15) permitiu observar comportamentos destas espécies após a intervenção. Evidencia o peso de indivíduos de grande porte na manutenção do estoque, a espécie *Manilkara elata* (Maçaranduba), no Cenário 2 (Menor DAP), atingiu o volume de 18,94 m^3/ha em 2022. Esse pico, contudo, não representa um aumento de crescimento expressivo para a espécie, mas consequência da regra de exploração baseada em diâmetros menores. Como a espécie tinha árvores de grande porte, e não foram sorteadas na taxa de mortalidade, esses indivíduos foram “poupados” pela ferramenta no Cenário 2, elevando o valor do volume. Em contraste, no Cenário 1 (Real) e no Observado, o esforço para a colheita da espécie foi alta, por sua importância comercial, restando apenas 3,85 m^3/ha e 5,79 m^3/ha no final do ciclo, respectivamente.

Para espécies de crescimento rápido e alta demanda por luz, como a *Pseudopiptadenia psilostachya* (Timborana), o comportamento foi oposto. No Cenário 2, em que a exploração focou em diâmetros inferiores, houve diminuição em seu estoque (finalizando com apenas 3,03 m^3/ha). Já nos Cenários 1 e Real, a espécie manteve patamares estáveis de volume, variando entre 12,11 e 12,53 m^3/ha no fim do período de monitoramento. O Cenário 3 também se encontra com valores menores,

devido a aleatoriedade inicial da mortalidade e dano pela colheita, naquele cenário e espécie. O fato pode ser observado para os Cenários 2 e 3 na espécie *Protium altsonii* (Breu). A partir de 2012, nota-se uma queda de volume, chegando a valores de 3,50 e 2,77 m³/ha.

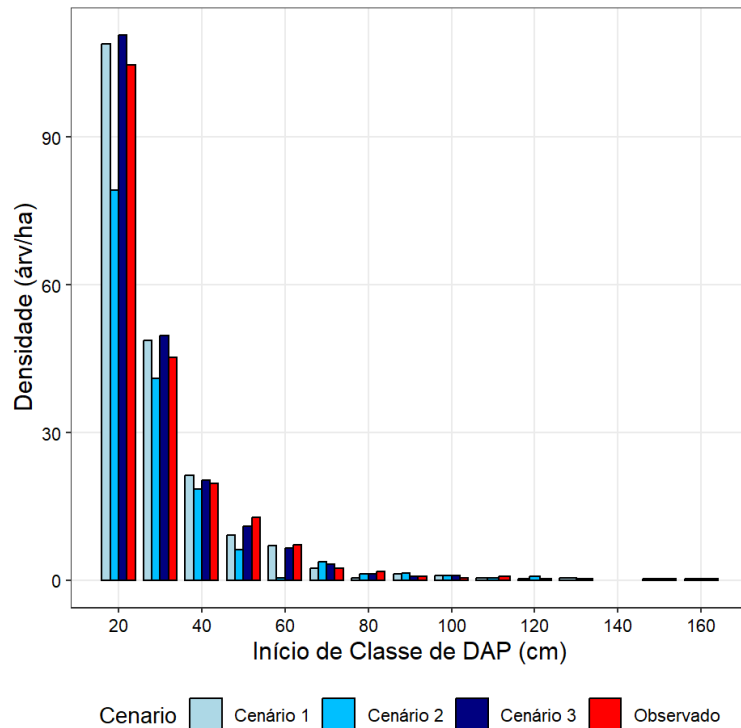


Figura 16: Estrutura diamétrica da floresta observada das parcelas de teste e para os três cenários no ano de 2022. As barras representam a frequência absoluta de indivíduos distribuídos em classes diamétricas de 10 cm.

A análise da dinâmica florestal simulada permitiu avaliar os impactos de cada estratégia de colheita. Na Fig. 4.16 de distribuição diamétrica, em todos os cenários, se manteve o comportamento de em "J-invertido", com uma maior concentração de indivíduos nas classes de 20 a 40 cm, indicando o recrutamento, crescimento. O Cenário 2, focado na extração de indivíduos de menores diâmetros, mostrou-se desafiador. Para atingir o volume retirado, foi necessário colher um maior número de árvores, diminuindo a quantidade de elementos nas primeiras classes. Além de aumentar o número de indivíduos mortos por causa da colheita de outras árvores. Essa remoção limita a recuperação da área basal, e as opções de colheita e estoque, essencial para a sustentabilidade do próximo ciclo (SIST; FERREIRA, 2007)

O Cenário 3, que priorizou apenas a colheita das árvores de maior diâmetro, apresentou limitações diferentes. Embora tenha mantido um maior número de árvores remanescentes, a remoção exclusiva dos maiores elementos gerou menor nível de área basal, comparado ao observado. Esses grandes indivíduos são os principais responsáveis pelo acúmulo de biomassa na floresta, além de possuírem papel de estrutura reprodutiva e genética do povoamento a longo prazo (SEBBENN et al., 2008).

Como o horizonte da simulação baseou-se nos dados do inventário contínuo de 18 anos (2004-2022), não é possível observar o quanto a floresta recuperará da sua área basal original ao final do ciclo legal de 35 anos. Contudo, os dados indicam que Cenário 1 foi o que mais se aproximou do observado. Segundo o teste de Kolmogorov-Smirnov (K-S), que obteve o maior p-valor (0,26) e menor D (0,05). Foi o Cenário que colheu os mesmos indivíduos do observado, demonstrou similaridade com a trajetória real da floresta, mesmo com a construção simplificada da dinâmica da ferramenta. Esse comportamento demonstra que as diretrizes do manejo florestal sustentável tendem a ser mais adequada, já que foram utilizadas no observado. Resguardando a sustentabilidade da floresta e garantindo estrutura para a colheita futura (MACPHERSON et al., 2012)

4.3.2 - LIMITAÇÕES

Podemos observar com os resultados que os cenários seguem um comportamento diferente comparado com o observado. E alguns fatores podem ter corroborado para isto: o comportamento aleatório e generalista da taxa de impacto da colheita, mortalidade e recrutamento deste estudo, e a diferença destes valores entre parcelas de treino e teste.

A aplicação da taxa de impacto ocorre de forma aleatória, podendo remover da amostra indivíduos de qualquer classe de diâmetro (DAP) e de qualquer estratégia de crescimento. Essa lógica se aplica de uma forma um pouco diferente à mortalidade e ao recrutamento: a utilização das taxas sob o número total de árvores, termina por nivelar o comportamento, dos diferentes indivíduos, dentro de cada um dos grupos ecológicos. Adicionalmente, a ausência de mecanismos de competição nesses

processos limita que a simulação capture as diferentes estratégias de sobrevivência e a resiliência entre os grupos.

Especificamente sobre recrutamento, a definição de que todos os ingressos ocorrem com um DAP fixo de exatos 20 cm restringe a dinâmica de renovação na base da estrutura diamétrica, impedindo uma representação mais fluida da transição entre as classes. A atuação estocástica desses processos, somada ao método de cálculo simplificado, foi determinante para as trajetórias observadas. Isso ficou evidente nas flutuações volumétricas das espécies comerciais, onde a mortalidade aleatória impactou no maior ou menor estoque. Adicionalmente, a atribuição do grupo ecológico baseada na taxa de recrutamento calculado por período e por grupo ecológico, abre margem para compreender o comportamento dos diferentes grupos ecológicos. Mas carece a discussão ao nível de espécie, pois todas as recrutas recebem a informação "Recruta" na informação de espécie.

Há diferença entre esses indicadores, nas parcelas de treinamento e nas parcelas de teste. Na execução das simulações, as taxas foram parametrizadas com dados de treino, aplicados ao teste. Essa abordagem não considera a não homogeneidade entre as áreas. Consequentemente a ferramenta opera com índices que não representam a realidade específica das parcelas de teste.

O fato de o recrutamento ter superado a mortalidade natural pode ser analisado sob a perspectiva da Teoria Neutra Unificada da Biodiversidade e Biogeografia (UNTB), proposta por Hubbell (2001). A teoria aponta que, em comunidades hiperdiversas como a Amazônia, os indivíduos de diferentes espécies em um mesmo nível trófico possuem equivalência ecológica. A morte de uma árvore abre uma lacuna no ecossistema, e o preenchimento não é ditado apenas por regras determinísticas ou vantagens competitivas, mas também pela estocástica dos eventos. A teoria assume um 'jogo de soma zero', em que a mortalidade e recrutamento se anulam, como as encontradas por Higuchi et al. (2004), ambas taxas a 0,7% em uma floresta primária.

A forma com que as taxas para a mortalidade e o recrutamento foram calculadas extrapolam a natureza estocástica destas variáveis, e não consideram plenamente as características ecológicas das mesmas. O recrutamento e mortalidade são acionados de forma aleatória no povoamento. Da forma com que foram calculadas, por período e por grupo ecológica, almejam atingir um pouco da dinâmica

florestal. Naturalmente, ocorre uma elevação aguda na mortalidade após a exploração, e subsequente pico de recrutamento, estimulado pela súbita entrada de luz nas clareiras (AZEVEDO et al., 2008).

Reis (2016), a avaliar a dinâmica de espécies em uma área manejada na Amazônia (Moju), constataram que a maior taxa de mortalidade se concentrou no primeiro período logo após a colheita, atingindo 2,0% ao ano devido aos impactos diretos da extração, sofrendo uma redução no período subsequente, quando se estabiliza em níveis inferiores (em torno de 0,8% ao ano). Comportamento que também ocorreu com o recrutamento, que registrou uma taxa de 1,9% ao ano logo após a intervenção, e entrou em declínio e estabilização na década seguinte (0,9% ao ano).

Outro aspecto não considerado nesta versão da ferramenta é o tratamento do acúmulo constante de diâmetros a longo prazo. Gourlet-Fleury e Houllier (2000), por exemplo, adota um modificador. Nessa abordagem, o modelo calcula a capacidade potencial de crescimento da árvore, e a multiplica por um fator modificador considerando a competição local.

O SYMFOR se utiliza da abordagem de ajuste estrutural (PHILLIPS et al., 2004). Para todas as árvores que ultrapassem um determinado limite de diâmetro (DAP), a probabilidade de mortalidade é aumentada em um certo nível a cada centímetro de DAP adicional.

Já o FORMIX3 (HUTH; DITZER, 2000) e o FORMIND (KÖHLER; HUTH, 1998), o controle é feito através de um redutor. À medida que a árvore se aproxima do seu diâmetro máximo, o crescimento “empata” com os custos de respiração, zerando o incremento diamétrico. Também é considerado a mortalidade de indivíduos de grande porte como um processo aleatório. Similarmente, o TROLL (CHAVE, 1999) utiliza um redutor, o crescimento é multiplicado por um fator que zera o seu incremento ao atingir o diâmetro máximo, além de definir outros parâmetros segundo constantes matemáticas, que evitam a superestimação do número de árvore grandes.

5 - CONCLUSÃO

A modelagem do crescimento florestal, por meio da estimativa do DAP futuro, utilizando o IPA predito por de Redes Neurais Artificiais, demonstrou boa capacidade de generalização cálculo do DAP futuro, entre parcelas de treino e teste, na Amazônia pós-colheita.

A ferramenta atua como um auxiliador prático de apoio à tomada de decisão no manejo silvicultural. A interface de corte desenvolvida operacionaliza o planejamento de cenários de colheita em conformidade com as regras de exploração da CONAMA nº 406/2009, fornecendo ao utilizador o controle direto sobre variáveis operacionais de atenção, como o volume máximo, a intensidade de corte e os limites de extração por espécie.

Diversos aspectos precisam ser considerados para que a representação da dinâmica florestal natural reflita a realidade. A ferramenta é um instrumento que oferece direcionamentos para que, na extração seletiva, possa servir como insumo na tomada de decisão.

REFERÊNCIAS

AGUIAR, Diego Ribeiro de; GAMA, João Ricardo Vasconcellos; BELDINI, Troy Patrick. Estoque de carbono por grupo ecológico na Floresta Nacional do Tapajós. *Revista Espacios*, v. 38, n. 35, p. 21-34, 2017.

AGUIRRE-GUTIÉRREZ, Jesús et al. Tropical forests in the Americas are changing too slowly to track climate change. *Science*, v. 387, n. 6738, p. ead15414, 2025.

ALDER, Denis. CAFOGROM Amazon Forest Growth Model-Data and system updates for 2011. 2011.

ALDER, Denis. CAFOGROM. XLS: Um modelo de simulação para manejo de florestas tropicais naturais. 1996

ALDER, Denis. GEMFORM: Forestry software for stand tables and yield projections in Guyana. DFID Guyana Forestry Commission Support Project, Consultancy Report, 2001.

ALDER, Denis. Growth modelling for mixed tropical forests. Oxford Forestry Institute, University of Oxford, 1995.

ALDER, Denis. Models for basal area dynamics of mixed tropical forest: Neo-tropical experience and prospects for application in Ghana. Em: *Growth studies in tropical moist forest in Africa*, p. 93-105, 1996.

ALDER, Denis. PINFORM: A growth model for lowland tropical forest in Papua New Guinea. International Tropical Timber Organisation, Yokohama. Project PD 162/91 Internal Report, 1998.

ALDER, Denis; SILVA, J. N. M. An empirical cohort model for management of Terra Firme forests in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, v. 130, n. 1-3, p. 141-157, 2000.

ALDER, Denis et al. The cohort-empirical modelling strategy and its application to forest management for Tapajós Forest, Pará, Brazilian Amazon. *CEP*, v. 66, p. 901, 2012.

ALVARES, Clayton Alcarde et al. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

ALVES, L. W. R.; CARVALHO, E. J. M.; SILVA, L. G. T. Diagnóstico agrícola do município de Paragominas, PA. 2014.

AMARAL, Márcio R. M. et al. Dynamics of tropical forest twenty-five years after experimental logging in Central Amazon mature forest. *Forests*, v. 10, n. 2, p. 89, 2019.

AUBRY-KIENTZ, Méline et al. A joint individual-based model coupling growth and mortality reveals that tree vigor is a key component of tropical forest dynamics. *Ecology and Evolution*, v. 5, n. 12, p. 2457-2465, 2015.

AUBRY-KIENTZ, Méline et al. Temperature rising would slow down tropical forest dynamic in the Guiana Shield. *Scientific Reports*, v. 9, n. 1, p. 10235, 2019.

AZEVEDO, Celso Paulo de et al. Dinâmica de florestas submetidas a manejo na Amazônia Oriental: experimentação e simulação. 2006.

AZEVEDO, Celso Paulo de et al. Simulação de estratégias de manejo florestal na Amazônia com o uso do modelo SYMFOR. *Acta Amazonica*, v. 38, p. 51-70, 2008.

BALVANERA, Patricia et al. Ecosystem services. Em: *The GEO handbook on biodiversity observation networks*. Cham: Springer International Publishing, 2016. p. 39-78.

BARBOSA, Lorena Oliveira et al. Individual tree basal area increment models for Brazilian Pine (*Araucaria angustifolia*) using artificial neural networks. *Forests*, v. 13, n. 7, p. 1108, 2022.

BAUER, Luise; KNAPP, Nikolai; FISCHER, Rico. Mapping amazon forest productivity by fusing GEDI lidar waveforms with an individual-based forest model. *Remote Sensing*, v. 13, n. 22, p. 4540, 2021.

BILA, Jacob Miguel et al. Efeitos dos tratamentos silviculturais na dinâmica da distribuição diamétrica em uma área de floresta tropical amazônica com o uso da função Weibull. *Ciência Florestal*, v. 32, n. 3, p. 1684-1697, 2022.

BINOTI, Daniel Henrique Breda. *Sistemas computacionais aplicados ao manejo florestal*. 2012.

BLANCO, Juan A. et al. Modelling mixed forest stands: methodological challenges and approaches. *Developments in Environmental Modelling*, v. 27, p. 189-215, 2015.

BOHN, Friedrich J.; FRANK, Karin; HUTH, Andreas. Of climate and its resulting tree growth: Simulating the productivity of temperate forests. *Ecological Modelling*, v. 278, p. 9-17, 2014.

BOHN, Friedrich J.; HUTH, Andreas. The importance of forest structure to biodiversity-productivity relationships. *Royal Society Open Science*, v. 4, n. 1, 2017.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução CONAMA nº 406, de 2 de fevereiro de 2009. Estabelece parâmetros técnicos para elaboração, apresentação, avaliação técnica e execução de Plano de Manejo Florestal Sustentável – PMFS com fins madeireiros, no bioma Amazônia. *Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, 6 fev. 2009*.

BRAZ, Evaldo Muñoz; MATTOS, P. P. de. Manejo de produção em florestas naturais da Amazônia: mitos e verdades. *Nativa*, v. 3, n. 4, p. 292-295, 2015.

BREIMAN, Leo et al. *Classification and regression trees* (Wadsworth, Belmont, CA). ISBN-13, p. 978-0412048418, 1984.

BROKAW, Nicholas V. L. Gap-phase regeneration in a tropical forest. *Ecology*, v. 66, n. 3, p. 682-687, 1985.

BUONGIORNO, Joseph. Generalization of Faustmann's formula for stochastic forest growth and prices with Markov decision process models. *Forest Science*, v. 47, n. 4, p. 466-474, 2001.

CALDERS, Kim et al. Terrestrial laser scanning in forest ecology: Expanding the horizon. *Remote Sensing of Environment*, v. 251, p. 112102, 2020.

CAO, Quang V. *An Integrated System Approach to Model Tree and Stand Growth*. 2024.

CARVALHO, J. O. P. de et al. Dinâmica de florestas naturais e sua implicação para o manejo florestal. 1999.

CASTRO, Maria Soraia Aguiar et al. Impactos da exploração florestal na estrutura e na composição florística da vegetação remanescente em área manejada na floresta nacional do Tapajós, Belterra, Pará. *Revista Agroecossistemas*, v. 10, n. 2, p. 125-135, 2018.

CASTRO, Renato Vinícius Oliveira et al. Projeção do diâmetro e altura de árvores em uma floresta estacional semidecidual por meio de redes neurais artificiais. *Scientia Forestalis*, v. 48, n. 125, 2020.

CASTRO, Tatiana da Cunha; CARVALHO, João Olegário Pereira de. Dinâmica da população de *Manilkara huberi* (Ducke) A. Chev. durante 26 anos após a exploração florestal em uma área de terra firme na Amazônia brasileira. *Ciência Florestal*, v. 24, n. 1, p. 161-169, 2014.

CAZCARRA-BES, Victor et al. Monitoring of forest structure dynamics by means of L-band SAR tomography. *Remote Sensing*, v. 9, n. 12, p. 1229, 2017.

CHAVE, Jérôme. Study of structural, successional and spatial patterns in tropical rain forests using TROLL, a spatially explicit forest model. *Ecological Modelling*, v. 124, n. 2-3, p. 233-254, 1999.

CHAZDON, Robin L. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, v. 6, n. 1-2, p. 51-71, 2003.

CKBV Florestal Ltda, 33 Forest Capital and TerraCarbon LLC. *CIKEL BRAZILIAN AMAZON REDD APD PROJECT – AVOIDING PLANNED DEFORESTATION*. 2012.

CLUTTER, Jerome L. Compatible growth and yield models for loblolly pine. *Forest Science*, v. 9, n. 3, p. 354-371, 1963.

CONNELL, Joseph H.; SLATYER, Ralph O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. *The American Naturalist*, v. 111, n. 982, p. 1119-1144, 1977.

COSTA, Dulce Helena Martins et al. Dinâmica da composição florística após a colheita de madeira em uma área de terra firme na Floresta Nacional do Tapajós (PA). 2002.

CROOKSTON, Nicholas L.; DIXON, Gary E. The forest vegetation simulator: a review of its structure, content, and applications. *Computers and Electronics in Agriculture*, v. 49, n. 1, p. 60-80, 2005.

CUNHA, Thiago Augusto da; FINGER, César Augusto Guimarães. Competição assimétrica e o incremento diamétrico de árvores individuais de *Cedrela odorata* L. na Amazônia ocidental. *Acta Amazonica*, v. 43, p. 9-18, 2013.

DENSLOW, Julie Sloan. Tropical rainforest gaps and tree species diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, p. 431-451, 1987.

DIETZE, Michael C.; LATIMER, Andrew M. Forest simulators. *Encyclopedia of Theoretical Ecology*, p. 307-316, 2011.

DISLICH, Claudia; HUTH, Andreas. Modelling the impact of shallow landslides on forest structure in tropical montane forests. *Ecological Modelling*, v. 239, p. 40-53, 2012.

EMBRAPA-CIFOR, Projeto. Diretrizes Técnicas para a Exploração de Impacto Reduzido em Operações Florestais de Terra Firme na Amazônia Brasileira. Belém: CIFOR, 2000.

FARIA, Luana Duarte de et al. Biomass prediction using Sentinel-2 imagery and an artificial neural network in the Amazon/Cerrado transition region. *Forests*, v. 15, n. 9, p. 1599, 2024.

FAUSET, Sophie et al. Individual-based modeling of Amazon forests suggests that climate controls productivity while traits control demography. *Frontiers in Earth Science*, v. 7, p. 83, 2019.

FENG, Jiayi et al. Comparing shade tolerance measures of woody forest species. *PeerJ*, v. 6, p. e5736, 2018.

FERREIRA, Fabricio Nascimento et al. Análise da sustentabilidade do manejo florestal com base na avaliação de danos causados por Exploração de Impacto Reduzido (EIR) em floresta de terra firme no município de Paragominas-PA. 2005.

FIGUEIREDO, E. O.; PAPA, D. de A.; OLIVEIRA, M. V. N. d'. Modelo Digital de Exploração Florestal de Segunda Geração-MODEFLORA II. 2015.

FISCHER, Rico. The long-term consequences of forest fires on the carbon fluxes of a tropical forest in Africa. *Applied Sciences*, v. 11, n. 10, p. 4696, 2021.

FISCHER, Rico et al. Lessons learned from applying a forest gap model to understand ecosystem and carbon dynamics of complex tropical forests. *Ecological Modelling*, v. 326, p. 124-133, 2016.

FISCHER, Rico et al. Simulating the impacts of reduced rainfall on carbon stocks and net ecosystem exchange in a tropical forest. *Environmental Modelling & Software*, v. 52, p. 200-206, 2014.

FOX, Julian C.; ADES, Peter K.; BI, Huiquan. Stochastic structure and individual-tree growth models. *Forest Ecology and Management*, v. 154, n. 1-2, p. 261-276, 2001.

FRANCEZ, Luciana Maria de Barros; CARVALHO, João Olegário Pereira de; JARDIM, Fernando Cristóvam da Silva. Mudanças ocorridas na composição florística em decorrência da exploração florestal em uma área de floresta de terra firme na região de Paragominas, PA. *Acta Amazonica*, v. 37, n. 2, p. 219-228, 2007.

GAUI, Tatiana Dias et al. Long-term effect of selective logging on floristic composition: A 25 year experiment in the Brazilian Amazon. *Forest Ecology and Management*, v. 440, p. 258-266, 2019.

GIBSON, Luke et al. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. *Nature*, v. 478, n. 7369, p. 378-381, 2011.

GIULIATTI, Nathália Melo et al. Variabilidade da precipitação mensal e anual no município de Paragominas-PA. 2019.

GONÇALVES, Fábio Guimarães; SANTOS, João Roberto dos. Composição florística e estrutura de uma unidade de manejo florestal sustentável na Floresta Nacional do Tapajós, Pará. *Acta Amazonica*, v. 38, p. 229-244, 2008.

GOURLET-FLEURY, Sylvie; GUEHL, J. M.; LAROUSSINIE, O. Ecology and management of a neotropical rainforest. Lessons drawn from Paracou, a long-term experimental research site in French Guiana, v. 380, 2004.

GOURLET-FLEURY, Sylvie; HOULLIER, François. Modelling diameter increment in a lowland evergreen rain forest in French Guiana. *Forest Ecology and Management*, v. 131, n. 1-3, p. 269-289, 2000.

GOURLET-FLEURY, Sylvie et al. Using models to predict recovery and assess tree species vulnerability in logged tropical forests: a case study from French Guiana. *Forest Ecology and Management*, v. 209, n. 1-2, p. 69-85, 2005.

GROENEVELD, J. et al. The impact of fragmentation and density regulation on forest succession in the Atlantic rain forest. *Ecological Modelling*, v. 220, n. 19, p. 2450-2459, 2009.

GRUBB, Peter J. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological Reviews*, v. 52, n. 1, p. 107-145, 1977.

HAYKIN, Simon. *Neural networks and learning machines*. 3. ed. Pearson Education India, 2009.

HAYKIN, Simon. *Redes neurais: princípios e prática*. Bookman Editora, 2001.

HEATON, Jeff. *Introduction to neural networks with Java*. Heaton Research, Inc., 2008.

HIGUCHI, Niro et al. Dinâmica e balanço do carbono da vegetação primária da Amazônia Central. *Floresta*, v. 34, n. 3, p. 295-304, 2004.

HILTNER, Ulrike et al. Impacts of precipitation variability on the dynamics of a dry tropical montane forest. *Ecological Modelling*, v. 320, p. 92-101, 2016.

HUBBELL, Stephen P. The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. In: *The unified neutral theory of biodiversity and biogeography*. Princeton University Press, 2001.

HUTH, Andreas; DITZER, Thomas. Long-term impacts of logging in a tropical rain forest—a simulation study. *Forest Ecology and Management*, v. 142, n. 1-3, p. 33-51, 2001.

HUTH, Andreas; DITZER, Thomas. Simulation of the growth of a lowland Dipterocarp rain forest with FORMIX3. *Ecological Modelling*, v. 134, n. 1, p. 1-25, 2000.

HUTH, Andreas; DITZER, Thomas; BOSSEL, Hartmut. Rain forest growth model FORMIX3: a tool for forest management planning towards sustainability. Model development and case study for Deramakot Forest Reserve in Sabah, Malaysia. 1997.

HUTH, Andreas; DRECHSLER, M.; KÖHLER, Peter. Analysis of logging strategies for tropical rain forests with FORMIND. 2005.

JOHNS, Jennifer S.; BARRETO, Paulo; UHL, Christopher. Os danos da exploração de madeira com e sem planejamento na Amazônia Oriental. IMAZON, Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia, 1998.

KAMMESHEIDT, Ludwig; KÖHLER, Peter; HUTH, Andreas. Simulating logging scenarios in secondary forest embedded in a fragmented neotropical landscape. *Forest Ecology and Management*, v. 170, n. 1-3, p. 89-105, 2002.

KAMMESHEIDT, Ludwig; KÖHLER, Peter; HUTH, Andreas. Sustainable timber harvesting in Venezuela: a modelling approach. *Journal of Applied Ecology*, v. 38, n. 4, p. 756-770, 2001.

KERSHAW JÚNIOR, John A. et al. An imputation/copula-based stochastic individual tree growth model for mixed species Acadian forests: a case study using the Nova Scotia permanent sample plot network. *Forest Ecosystems*, v. 4, n. 1, p. 15, 2017.

KÖHLER, Peter; HUTH, Andreas. The effects of tree species grouping in tropical rainforest modelling: simulations with the individual-based model FORMIND. *Ecological Modelling*, v. 109, n. 3, p. 301-321, 1998.

KUHN, Max et al. Package 'caret'. *The R Journal*, v. 223, n. 7, p. 48, 2020.

LEVIS, Carolina et al. Historical human footprint on modern tree species composition in the Purus-Madeira interfluve, central Amazonia. *PLoS One*, v. 7, n. 11, p. e48559, 2012.

LEVIS, Carolina et al. Persistent effects of pre-Columbian plant domestication on Amazonian forest composition. *Science*, v. 355, n. 6328, p. 925-931, 2017.

LIMA, Adriano José Nogueira et al. Análise da estrutura e do estoque de fitomassa de uma floresta secundária da região de Manaus AM, dez anos após corte raso seguido de fogo. *Acta Amazonica*, v. 37, n. 1, p. 49-53, 2007.

LIMA, Bruno de Almeida et al. Efeito da exploração de impacto Reduzido na Florística, estrutura e prognose diamétrica Na Floresta Nacional Do Tapajós, Pará. *Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais*, v. 12, n. 8, p. 82-92, 2021.

LIMA, Bruno de Almeida et al. Estrutura e dinâmica Florestal sob efeito do manejo madeireiro na FLONA Tapajós. 2018.

LIMA, Renato A. Estrutura e regeneração de clareiras em Florestas Pluviais Tropicais. *Brazilian Journal of Botany*, v. 28, p. 651-670, 2005.

LISCHKE, Heike. New developments in forest modeling: convergence between applied and theoretical approaches. *Natural Resource Modeling*, v. 14, n. 1, p. 71-102, 2001.

LISCHKE, Heike et al. TreeMig: a forest-landscape model for simulating spatio-temporal patterns from stand to landscape scale. *Ecological Modelling*, v. 199, n. 4, p. 409-420, 2006.

MACPHERSON, Alexander J. et al. The sustainability of timber production from Eastern Amazonian forests. *Land Use Policy*, v. 29, n. 2, p. 339-350, 2012.

MARENCO, Ricardo Antonio et al. Fisiologia de espécies florestais da Amazônia: fotossíntese, respiração e relações hídricas. *Revista Ceres*, v. 61, n. suppl, p. 786-799, 2014.

MARÉCHAUX, Isabelle; CHAVE, Jérôme. An individual-based forest model to jointly simulate carbon and tree diversity in Amazonia: description and applications. *Ecological Monographs*, v. 87, n. 4, p. 632-664, 2017.

MARÉCHAUX, Isabelle et al. TROLL 4.0: representing water and carbon fluxes, leaf phenology, and intraspecific trait variation in a mixed-species individual-based forest dynamics model—Part 1: Model description. *Geoscientific Model Development*, v. 18, n. 16, p. 5143-5204, 2025.

MARTINS, Walmer Bruno Rocha et al. Dinâmica da população de *Lecythis idatimon* Aubl. no período de 30 anos em uma floresta de terra firme manejada na Amazônia brasileira. *Scientia Forestalis*, v. 46, n. 120, p. 540-550, 2018.

METTE, Tobias et al. Evaluation of the forest growth simulator SILVA on dominant trees in mature mixed Silver fir–Norway spruce stands in South-West Germany. *Ecological Modelling*, v. 220, n. 13-14, p. 1670-1680, 2009.

MITCHELL, Tom M. Does machine learning really work?. *AI Magazine*, v. 18, n. 3, p. 11-11, 1997.

MOLINO, Jean-François; SABATIER, Daniel. Tree diversity in tropical rain forests: a validation of the intermediate disturbance hypothesis. *Science*, v. 294, n. 5547, p. 1702-1704, 2001.

MOREIRA, Luís Cláudio Benevides. *Competição entre árvores em florestas tropicais*. 2014.

MORI, Akira S. Local and biogeographic determinants and stochasticity of tree population demography. *Journal of Ecology*, v. 107, n. 3, p. 1276-1287, 2019.

MOYA, Oriol Pomarol et al. Machine learning emulators of dynamical systems for understanding ecosystem behaviour. *Ecological Modelling*, v. 501, p. 110956, 2025.

NASCIMENTO, Rodrigo Geroni Mendes et al. *Modelagem da sobrevivência, mortalidade e recrutamento de uma floresta na Amazônia Central*. 2013.

ODUM, Eugene P. The strategy of ecosystem development. *Readings in Environmental Impact*, v. 164, p. 224, 1974.

OGANA, Friday Nwabueze; ERCANLI, Ilker. Modelling height-diameter relationships in complex tropical rain forest ecosystems using deep learning algorithm. *Journal of Forestry Research*, v. 33, n. 3, p. 883-898, 2022.

OLIVEIRA, Erica Karolina Barros de et al. *Modelagem do crescimento e produção de árvores individuais aplicada às florestas tropicais manejadas: uma revisão*. *Scientia Naturalis*, v. 6, n. 1, 2024.

OLIVEIRA, Erica Karolina Barros de et al. Monitoramento da estrutura e caracterização ecológica em floresta tropical manejada na Amazônia Brasileira. *Agrária-Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v. 14, n. 4, p. 1-12, 2019.

OLIVEIRA, Marcus Vinicio Neves d'; BRAZ, Evaldo Muñoz. Estudo da dinâmica da floresta manejada no projeto de manejo florestal comunitário do PC Pedro Peixoto na Amazônia Ocidental. *Acta Amazonica*, v. 36, n. 2, p. 177-182, 2006.

OLIVEIRA, Marcus Vinicio Neves d'; BRAZ, Evaldo Muñoz. Manejo florestal em regime de rendimento sustentado, aplicado à floresta do Campo Experimental da Embrapa-CPAF/AC. 1998.

ORELLANA, Enrique et al. A distance-independent individual-tree growth model to simulate management regimes in native *Araucaria* forests. *Journal of Forest Research*, v. 22, n. 1, p. 30-35, 2017.

ÖSTERBERG, Nico; PARKATTI, Vesa-Pekka; TAHVONEN, Olli. Comparing stand growth models in optimizing mixed-species forest management. *Scandinavian Journal of Forest Research*, v. 38, n. 6, p. 353-366, 2023.

OU, Yuduan; QUIÑÓNEZ-BARRAZA, Gerónimo. Modeling Height–Diameter Relationship Using Artificial Neural Networks for Durango Pine (*Pinus durangensis* Martínez) Species in Mexico. *Forests*, v. 14, n. 8, p. 1544, 2023.

PAULA MATEUS, Dantas de et al. Defaunation impacts on seed survival and its effect on the biomass of future tropical forests. *Oikos*, v. 127, n. 10, p. 1526-1538, 2018.

PENG, Changhui; WEN, Xuezhi. Recent applications of artificial neural networks in forest resource management: an overview. *Transfer*, v. 1, n. X2, p. W1, 1999.

PENIDO, Tamires Mousslech Andrade et al. Modelos de crescimento e produção para a estimativa volumétrica em povoamentos comerciais de eucalipto. *Scientia Forestalis*, v. 48, n. 128, p. e3340, 2020.

PHILLIPS, Oliver L. et al. Drought sensitivity of the Amazon rainforest. *Science*, v. 323, n. 5919, p. 1344-1347, 2009.

PHILLIPS, P. D. et al. An individual-based spatially explicit simulation model for strategic forest management planning in the eastern Amazon. *Ecological Modelling*, v. 173, n. 4, p. 335-354, 2004.

PHILLIPS, Paul; MCLEISH, M. J.; VAN GARDINGEN, Paul. The SYMFOR Model of Natural Forest Processes: Opening the Black Box. SYMFOR Technical Note Series, v. 1, 2000.

PINHEIRO, Klewton Adriano Oliveira et al. Fitossociologia de uma área de preservação permanente no leste da Amazônia: indicação de espécies para recuperação de áreas alteradas. *Floresta*, v. 37, n. 2, p. 175-187, 2007.

PORTÉ, Annabel; BARTELINK, H. H. Modelling mixed forest growth: a review of models for forest management. *Ecological Modelling*, v. 150, n. 1-2, p. 141-188, 2002.

PRETZSCH, Hans. Application and evaluation of the growth simulator SILVA 2.2 for forest stands, forest estates and large regions. *Forstwissenschaftliches Centralblatt*, v. 121, p. 28-51, 2002.

PRETZSCH, Hans. *Forest dynamics, growth and yield*. Berlin: Springer, 2009.

PRETZSCH, Hans; BIBER, Peter; ĎURSKÝ, J. The single tree-based stand simulator SILVA: construction, application and evaluation. *Forest Ecology and Management*, v. 162, n. 1, p. 3-21, 2002.

PRETZSCH, Hans et al. Models for forest ecosystem management: a European perspective. *Annals of Botany*, v. 101, n. 8, p. 1065-1087, 2008.

PRIYA, A. K. et al. Artificial intelligence enabled carbon capture: A review. *Science of The Total Environment*, v. 886, p. 163913, 2023.

PUTZ, Francis E. et al. Reduced-impact logging: challenges and opportunities. *Forest Ecology and Management*, v. 256, n. 7, p. 1427-1433, 2008.

PUTZ, Francis E. et al. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. *Conservation Letters*, v. 5, n. 4, p. 296-303, 2012.

PÜTZ, Sandro et al. Long-term carbon loss in fragmented Neotropical forests. *Nature Communications*, v. 5, n. 1, p. 5037, 2014.

RAU, E. et al. Wind speed controls forest structure in a subtropical forest exposed to cyclones: a case study using an individual-based model. *Frontiers in Forests and Global Change*, v. 5, p. 753100, 2022.

REATEGUI-BETANCOURT, Jorge Luis et al. Change in a terra firme dense ombrophilous forest after logging in the Brazilian Amazon (2006-2016). *Revista Árvore*, v. 48, p. e4819, 2024.

REINEKE, Lester Henry. Perfecting a stand-density index for even-aged forest. *Journal of Agricultural Research*, v. 46, p. 627-638, 1933.

REIS, Leonardo Pequeno et al. Estimation of mortality and survival of individual trees after harvesting wood using artificial neural networks in the Amazon rain forest. *Ecological Engineering*, v. 112, p. 140-147, 2018.

REIS, Leonardo Pequeno et al. Prognosis on the diameter of individual trees on the eastern region of the Amazon using artificial neural networks. *Forest Ecology and Management*, v. 382, p. 161-167, 2016.

REIS, P. C. M. R. R.; SOUZA, A. L.; REIS, L. P.; REGO, L. J. S.; SILVA, L. F. TAXAS DE RECRUTAMENTO E MORTALIDADE DE ESPÉCIES DE LECYTHIDACEAE APÓS COLHEITA FLORESTAL NA AMAZÔNIA ORIENTAL. *Enciclopédia Biosfera*, v. 13, p. 970-979, 2016.

RIBEIRO, Natasha S. et al. Prediction of forest parameters and carbon accounting under different fire regimes in Miombo woodlands, Niassa Special Reserve, Northern Mozambique. *Forest Policy and Economics*, v. 133, p. 102625, 2021.

RIPLEY, Brian; VENABLES, William; RIPLEY, Maintainer Brian. Package 'nnet'. R package version, v. 7, n. 3-12, p. 700, 2016.

ROCHA, Samuel Jose Silva Soares da et al. Machine learning methods: Modeling net growth in the Atlantic Forest of Brazil. *Ecological Informatics*, v. 81, p. 102564, 2024.

ROCHA, Samuel Jose Silva Soares da et al. Machine learning: Volume and biomass estimates of commercial trees in the Amazon forest. *Sustainability*, v. 15, n. 12, p. 9452, 2023.

RODRIGUES, I. A. et al. Levantamento fitossociológico em áreas sob influência da Rodovia PA-150 nos municípios de Acará e Tailândia, PA. 1997.

RODRIGUES, T. E. et al. Caracterização e classificação dos solos do município de Paragominas, Estado do Pará. 2003.

RONDON NETO, Rubens Marques et al. Estudo da regeneração natural e aspectos silviculturais de uma clareira de formação antrópica. 1999.

ROSSI, Luiz Marcelo Brum et al. Modelagem de mortalidade em florestas naturais. *Floresta*, v. 37, n. 2, p. 275-291, 2007a.

ROSSI, Luiz Marcelo Brum et al. Modelagem de recrutamento em florestas. *Floresta*, v. 37, n. 3, p. 453-467, 2007b.

RUBIN, Benjamin D.; MANION, Paul D.; FABER-LANGENDOEN, Don. Diameter distributions and structural sustainability in forests. *Forest Ecology and Management*, v. 222, n. 1-3, p. 427-438, 2006.

RYO, Masahiro. Ecology with artificial intelligence and machine learning in Asia: A historical perspective and emerging trends. *Ecological Research*, v. 39, n. 1, p. 5-14, 2024.

SAHIN, Abdurrahman. Analyzing regression models and multi-layer artificial neural network models for estimating taper and tree volume in Crimean pine forests. *iForest-Biogeosciences and Forestry*, v. 17, n. 1, p. 36, 2024.

SALEHNASAB, Abotaleb et al. Machine learning for the estimation of diameter increment in mixed and uneven-aged forests. *Sustainability*, v. 14, n. 6, p. 3386, 2022.

SALLES, Thiago Taglialegra et al. Modelo de Clutter na modelagem de crescimento e produção de eucalipto em sistemas de integração lavoura-pecuária-floresta. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, v. 47, p. 253-260, 2012.

SANQUETTA, Carlos Roberto et al. A transition matrix model for simulating different alternative harvesting schemes in natural forests. *Ciência Florestal*, v. 6, p. 65-78, 1996.

SARRE, Alastair (Ed.). *Global forest resources assessment, 2020: Main report*. Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2020.

SCHMITT, Sylvain et al. rcontroll: An R interface for the individual-based forest dynamics simulator TROLL. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 14, n. 11, p. 2749-2757, 2023.

SCHMITT, Sylvain et al. TROLL 4.0: representing water and carbon fluxes, leaf phenology, and intraspecific trait variation in a mixed-species individual-based forest dynamics model—Part 2: Model evaluation for two Amazonian sites. *Geoscientific Model Development*, v. 18, n. 16, p. 5205-5243, 2025.

SCHUMACHER, Francis X. A new growth curve and its application to timber-yield studies. 1939.

SEBBENN, Alexandre M. et al. Modelling the long-term impacts of selective logging on genetic diversity and demographic structure of four tropical tree species in the Amazon forest. *Forest ecology and management*, v. 254, n. 2, p. 335-349, 2008.

SILVA, Carlos A. et al. ForestGapR: An r Package for forest gap analysis from canopy height models. *Methods in Ecology and Evolution*, v. 10, n. 8, p. 1347-1356, 2019.

SILVA, Gabriela Cristina Costa et al. Use of artificial neural networks with the physiological principles to predict growth model. *Engineering Applications of Artificial Intelligence*, v. 136, p. 108914, 2024.

SILVA, Ivan Nunes da; SPATTI, Danilo Hernane; FLAUZINO, Rogério Andrade. *Redes neurais artificiais para engenharia e ciências aplicadas*. 2010.

SILVA, José Natalino Macedo. *Manejo florestal*. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2001, p. 15.

SILVA, José Natalino Macedo et al. Growth and yield of a tropical rain forest in the Brazilian Amazon 13 years after logging. *Forest Ecology and Management*, v. 71, n. 3, p. 267-274, 1995.

SONG, Xiaodong; SONG, Yu. Introducing 3-PG2Py, an open-source forest growth model in Python. *Environmental Modelling & Software*, v. 150, p. 105358, 2022.

SOUZA, Marcos Antônio Silva de et al. Dinâmica e produção de uma floresta sob regime de manejo sustentável na Amazônia Central. *Floresta*, Curitiba, v. 47, n. 1, p. 55-63, 2017.

SIST, Plínio; FERREIRA, Fabricio Nascimento. Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon. *Forest ecology and management*, v. 243, n. 2-3, p. 199-209, 2007.

STAGE, Albert R. Prognosis model for stand development. Intermountain Forest & Range Experiment Station, Forest Service, US Department of Agriculture, 1973.

STAGE, Albert R.; LEDERMANN, Thomas. Effects of competitor spacing in a new class of individual-tree indices of competition: semi-distance-independent indices computed for Bitterlich versus fixed-area plots. *Canadian Journal of Forest Research*, v. 38, n. 4, p. 890-898, 2008.

SWAINE, Michael D.; WHITMORE, Timothy C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. *Vegetatio*, v. 75, n. 1, p. 81-86, 1988.

JÚNIOR, Ivaldo da Silva Tavares et al. Machine learning: Modeling increment in diameter of individual trees on Atlantic Forest fragments. *Ecological Indicators*, v. 117, p. 106685, 2020.

TIETJEN, Britta; HUTH, Andreas. Modelling dynamics of managed tropical rainforests—an aggregated approach. *Ecological Modelling*, v. 199, n. 4, p. 421-432, 2006.

TROCHTA, Jan et al. 3D Forest: An application for descriptions of three-dimensional forest structures using terrestrial LiDAR. *PLoS One*, v. 12, n. 5, p. e0176871, 2017.

VALLE, D. R. do et al. Modelagem de crescimento e produção usando o modelo Simflora. 2017.

VANCLAY, Jerome K. A growth model for north Queensland rainforests. *Forest Ecology and Management*, v. 27, n. 3-4, p. 245-271, 1989.

VANCLAY, Jerome K. Modelling forest growth and yield: applications to mixed tropical forests. Cab International, 1994.

VATRAZ, Silvano; ALDER, Denis; SILVA, José Natalino Macedo. Índices de competição dependentes da distância do estrato arbóreo na Amazônia brasileira. *Revista ESPACIOS*, v. 37, n. 27, 2016.

VELOSO, Henrique Pimenta; RANGEL-FILHO, Antonio Lourenço Rosa; LIMA, Jorge Carlos Alves. Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal. Ibge, 1991.

VIANA, Virgílio M.; PINHEIRO, L. A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. *Série Técnica IPEF*, v. 12, n. 32, p. 25-42, 1998.

WEBER, Laura A.; EK, Alan R.; DROESSLER, Terry D. Comparison of stochastic and deterministic mortality estimation in an individual tree based stand growth model. *Canadian Journal of Forest Research*, v. 16, n. 5, p. 1139-1141, 1986.

WHITMORE, Timothy Charles. Interconnections between plants and animals: the web of life. Em: *An introduction to tropical rain forests*. Oxford: Clarendon, p. 66-80, 1990.

XU, Zehai; HAN, Qiaoling; ZHAO, Yandong. A hybrid deep learning model based on CNN-GRU-BiLSTM for predicting the carbon removal capacity of the living standing tree using multi-source variables. *Ecological Modelling*, v. 501, p. 111026, 2025.

YOUNG, A. C.; MUETZELFELDT, R. I. The SYMFOR tropical forest modelling framework. *The Commonwealth Forestry Review*, p. 11-18, 1998.