

**MODELAÇÃO DO CRESCIMENTO INICIAL DE ESPÉCIES ARBÓREAS  
UTILIZADAS EM RESTAURAÇÃO FLORESTAL**

**Dionatan Gerber**

*Dissertação apresentada à Escola Superior Agrária de Bragança para obtenção do  
Grau de Mestre em Gestão de Recursos Florestais*

Orientado por

**João Carlos Martins Azevedo**

**Fernando Campanhã Bechara**

**Marcos Felipe Nicoletti**

**Bragança**

**2020**

## **Agradecimentos**

Agradeço primeiramente a minha família, que foi meu alicerce durante toda essa trajetória. Gostaria de deixar registrado o meu reconhecimento aos meus pais, pois acredito que sem o apoio deles seria muito difícil vencer esta etapa da minha vida acadêmica.

Em especial, a todos meus amigos que fizeram parte dessa importante segunda fase da minha vida acadêmica.

Ao meu orientador Prof. Dr. João Carlos Martins Azevedo que através de sua experiência me auxiliou a concluir este importante trabalho.

Aos Professores Dr. Fernando Campanhã Bechara, Dr. Mauricio Romero Gorenstein, Dr. Marcos Felipe Nicoletti, que sempre estiveram apoiando na realização desta pesquisa e colaborando nas demais atividades do projeto.

Aos professores da Universidade Tecnológica Federal do Paraná - Campus Dois Vizinhos, que ao longo da minha formação compartilharam experiências e conhecimento.

Não poderia deixar de agradecer em especial ao Marcílio Mariano Alencar Filho, por estar ao meu lado durante essa jornada. Além de Douglas Porrua, Naiara Andersen e Marjorie Eliza, que sempre estiveram me apoiando nos momentos mais difíceis desta caminhada.

Por fim, a todos os que em algum momento contribuíram para a realização desta pesquisa.

Muito Obrigado!

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO</b> .....	<b>9</b>
<b>2. OBJETIVOS</b> .....	<b>11</b>
<b>3. REVISÃO DE LITERATURA</b> .....	<b>12</b>
3.1. RESTAURAÇÃO DE ECOSISTEMAS DEGRADADOS .....	12
3.1.1. Degradação .....	13
3.1.2. Recuperação.....	14
3.1.3. Reabilitação .....	14
3.1.4. Restauração.....	15
3.2. TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL .....	15
3.2.1. Regeneração natural.....	15
3.2.2. Nucleação .....	16
3.2.3. Plantação em linhas .....	17
3.2.4. Plantação em ilhas .....	17
3.2.5. Semeadura direta .....	18
3.2.6. Enriquecimento.....	18
3.2.7. Adensamento .....	19
3.2.8. Linhas de preenchimento e diversidade.....	19
3.3. MODELOS DE CRESCIMENTO PARA ESPÉCIES FLORESTAIS.....	20
<b>4. MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>22</b>
4.1. LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	22
4.2. DELINEAMENTO EXPERIMENTAL.....	23
4.3. COLETA DE DADOS .....	24
4.4. MODELOS DE CRESCIMENTO DE ÁRVORE INDIVIDUAL.....	26
4.4.1. Critérios utilizados na seleção do modelo .....	27
4.5. ANÁLISE DE AGRUPAMENTO .....	29
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>30</b>
5.1. SOBREVIVÊNCIA.....	30
5.2. ESTATÍSTICA DESCRITIVA .....	33
5.3. MODELOS DE CRESCIMENTO .....	40
5.4. AGRUPAMENTO (CLUSTER).....	49
<b>6. CONCLUSÃO</b> .....	<b>52</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	<b>54</b>

## LISTA DE FIGURAS

- Figura 1 - Área experimental de tecnologias de restauração ecológica da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Dois Vizinhos, Paraná, Brasil. As parcelas delimitadas com linhas pretas correspondem ao tratamento plantio em linhas de preenchimento e diversidade considerado neste trabalho em particular. 22
- Figura 2 – Representação da forma de medição dos diâmetros para o cálculo da área de projeção de copa (ac)..... 25
- Figura 3 - Temperatura média (°C) e temperatura mínima absoluta (°C) mensal registrada no local de estudo no período de dezembro de 2010 a outubro de 2014. Dados da Estação Meteorológica da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Dois Vizinhos. .... 32
- Figura 4 - Precipitação média (mm), mensais registradas no local de estudo no período de dezembro de 2010 a outubro de 2014. Dados provenientes da Estação Meteorológica da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Dois Vizinhos..... 33
- Figura 5 – Diâmetro do colo (mm) ao longo do tempo (48 meses) para as 15 espécies avaliadas. .... 35
- Figura 6 – Altura total (m) ao longo do tempo (48 meses) para as 15 espécies avaliadas. .... 36
- Figura 7 - Área de projeção de copa (m<sup>2</sup>) ao longo do tempo (48 meses) para as 15 espécies avaliadas. .... 38
- Figura 8 – Volume de copa (m<sup>3</sup>) ao longo do tempo (48 meses) para as 15 espécies avaliadas. .... 40
- Figura 9 - Dendrograma da análise de clusters (hierárquico, distância Euclideana) das variáveis dendrométricas para quinze espécies florestais nativas em área de restauração florestal..... 50

## LISTA DE TABELAS

- Tabela 1 - Espécies utilizadas no tratamento de restauração plantio em linhas de preenchimento e diversidade de espécies por família com indicação do grupo de plantio e número total de indivíduos plantados. 24
- Tabela 2 - Percentagem de sobrevivência de quinze espécies arbóreas nativas em área de restauração, num período de doze meses, Dois Vizinhos, Paraná, Brasil. 30
- Tabela 3 - Crescimento médio em diâmetro do colo, altura total, área de projeção de copa e volume de copa aos 48 meses de idade. 34
- Tabela 4 - Estimativas dos parâmetros e estatísticas de ajuste para os modelos ajustados da variável diâmetro do colo (mm) por espécie . 41
- Tabela 5 - Estimativas dos parâmetros e as estatísticas de ajuste para os modelos ajustados da variável altura total (m) para as diferentes espécies estudadas e para as quais foi possível ajustar os modelos respectivos. 43
- Tabela 6 - Estimativas dos parâmetros e as estatísticas de ajuste para os modelos ajustados da variável área de projeção de copa (m<sup>2</sup>) para as diferentes espécies estudadas e para as quais foi possível ajustar os modelos respectivos. 46
- Tabela 7 - Estimativas dos parâmetros e as estatísticas de ajuste para os modelos ajustados da variável volume de copa (m<sup>3</sup>) para as diferentes espécies estudadas e para as quais foi possível ajustar os modelos respectivos. 48

## LISTA DE ABREVIACÕES

ac	Área de projeção de copa
AIC	Critério de Informação Akaike
BIC	Critério de Informação Bayesiano
CNPq	Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
dc	Diâmetro do colo
FVL	Função log-verossimilhança
h	Altura total
hc	Altura de copa
IBAMA	Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis
PFNM	Produtos Florestais Não Madeireiros
SER	International Society for Ecological Restoration
TNC	The Nature Conservancy – TNC
UNEPE	Unidade de Ensino, Pesquisa e Extensão
vc	Volume de copa

## RESUMO

A restauração de ecossistemas degradados representa um desafio em iniciar um processo de sucessão, principalmente quando as atividades antrópicas ocasionaram severas alterações nas características das formações florestais originais de um determinado local. O objetivo deste trabalho foi avaliar e modelar o crescimento inicial e sobrevivência de 15 espécies arbóreas nativas do Brasil em área de restauração florestal, utilizando três modelos matemáticos não lineares (Logístico, Gompertz e Chapman-Richards). Ao longo de um período de 48 meses após plantio, foram avaliados diâmetro do colo (mm), altura total (m), área de projeção de copa (m<sup>2</sup>), volume de copa (m<sup>3</sup>) e sobrevivência. A seleção do modelo mais adequado para cada espécie e variável avaliada teve como base o Critério de Informação Akaike, Critério de Informação Bayesiano, erro padrão da estimativa e coeficiente de determinação. Os modelos geraram excelentes estatísticas para todos os parâmetros em todas as variáveis, com melhores estatísticas para diâmetro de colo e altura total. O percentual de sobrevivência foi elevado para a maioria das espécies, com destaque para *S. mauritianum*, *C. americana*, *G. polymorpha*, *I. uruguensis*, *P. dubium*, *P. sellowii* e *Z. rhoifolium*. As espécies que se destacaram no crescimento em diâmetro do colo, altura total, área de projeção de copa e volume de copa, foram *M. scabrella*, *I. uruguensis*, *Z. rhoifolium*, *C. urucurana*, *S. terebinthifolius*, *P. dubium*, *T. micranta*, *C. floribundus*, *S. mauritianum* e *G. ulmifolia*, espécies altamente recomendadas em ambientes com condições ambientais semelhantes aos da área estudada. Com base nos resultados recomenda-se realizar o monitoramento a longo prazo para caracterizar melhor o comportamento do crescimento das espécies avaliadas no ecossistema em restauração.

## ABSTRACT

Restoring degraded ecosystems represents a challenge in initiating a succession process, especially when human activities have caused severe changes in the characteristics of the original forest systems in a given location. The objective of this work was to evaluate and model the initial growth and survival of 15 native tree species in Brazil in a forest restoration area, using three non-linear mathematical models (Logistic, Gompertz and Chapman-Richards). In the first 48 months after planting, collar diameter (mm), total height (m), crown area (m<sup>2</sup>), crown volume (m<sup>3</sup>) and survival were evaluated. The selection of the most appropriate model for each species and variable evaluated was based on Akaike Information Criterion, Bayesian Information Criterion, standard error of the estimate, and coefficient of determination. The models generated excellent statistics for all parameters in all variables, with better statistics for collar diameter and total height. The survival percentage was high for most species, in particular *S. mauritianum*, *C. americana*, *G. polymorpha*, *I. uruguensis*, *P. dubium*, *P. sellowii* and *Z. rhoifolium*. The species that with higher growth in collar diameter, total height, crown area and crown volume, were *M. scabrella*, *I. uruguensis*, *Z. rhoifolium*, *C. urucurana*, *S. terebinthifolius*, *P. dubium*, *T. micranta*, *C. floribundus*, *S. mauritianum* and *G. ulmifolia*, species highly recommended in environments with environmental conditions similar to those found in the study area. Based on the results, long-term monitoring is recommended to better characterize the growth behavior of the species assessed in the ecosystem under restoration.

## 1. INTRODUÇÃO

A “restauração ecológica é o processo de restaurar um ecossistema que foi degradado, perturbado ou destruído” (Rodrigues, 2004). O objetivo da restauração ecológica é alterar uma área degradada com o propósito de restabelecer o ecossistema degradado o mais próximo de suas funções ecológicas que o ecossistema exercia antes do processo de degradação (WWF-Brasil, 2017).

O desmatamento da Floresta Mata Atlântica nas últimas décadas, tem causado um aumento na fragmentação e redução do habitat, além da perda da biodiversidade de espécies endêmicas deste bioma (Schneider et al., 2018). Para restaurar esses ecossistemas florestais degradados, o plantio em linhas de preenchimento e diversidade de espécies, é a técnica de restauração florestal mais empregada atualmente (Rodrigues et al., 2009; Stolarski, 2015; Trentin et al., 2018; Topanotti et al; 2019).

O plantio em linhas de preenchimento tem como objetivo a recuperação e sombreamento do grupo diversidade, fornecendo heterogeneidade de copa e sombreamento, com o propósito de criar um ambiente favorável ao desempenho silvicultural dos indivíduos do grupo de diversidade e desfavorecer a colonização da área por ervas concorrentes, gramíneas, lianas agressivas, etc. (Nave e Rodrigues, 2007, Rodrigues et al., 2009).

O grupo de diversidade é constituído por um número maior de espécies arbóreas, mas com poucos indivíduos de cada espécie do grupo diversidade, característica fundamental para a restauração da dinâmica florestal. Portanto, este grupo inclui espécies mais iniciais em menor proporção (secundária inicial/tardia e ou clímax), de várias formas de vida que aumentarão as chances de perpetuação do ecossistema em restauração (Nave e Rodrigues, 2007). Atratividade à fauna é outra característica importante que deve ser buscada na seleção de espécies de preenchimento e diversidade, uma vez que o sucesso da restauração depende da riqueza de espécies estabelecidas na comunidade ecológica. Espécies que de alguma forma atraem animais dispersores, seja como poleiro ou como produtora de frutos carnosos, devem ser preferidas em projetos de restauração florestal (Reis et al., 2010).

Estudos com espécies florestais nativas têm sido, ao longo do tempo, restritos a algumas espécies com elevado interesse econômico. Espécies arbóreas que não

apresentam valor econômico, muitas vezes são deixadas de lado pela pesquisa (Paiva-Sobrinho e Siqueira, 2008). Entretanto, para compreender melhor como ocorre o processo da restauração florestal, ou de que forma se pode fazer essa restauração, é necessário o conhecimento do desempenho silvicultural inicial de espécies arbóreas nativas utilizadas em projetos de restauração (Stolarski, 2015; Bechara et al., 2016; Trentin et al., 2018).

## 2. OBJETIVOS

Este trabalho teve como objetivo geral avaliar e modelar o desenvolvimento inicial de espécies nativas em um ensaio de plantio de restauração em área originalmente pertencente a Floresta Ombrófila Mista com influência de Floresta Estacional Semidecidual da bacia do rio Iguaçu, no Estado do Paraná, Brasil.

O trabalho considerou os seguintes objetivos específicos:

- Avaliar a sobrevivência das plantas utilizadas no ensaio nos primeiros 48 meses de crescimento;
- Avaliar e comparar o crescimento inicial em diâmetro do colo, altura total, área de projeção de copa e volume de copa nos primeiros 48 meses;
- Ajustar modelos de crescimento às variáveis dimensionais, buscando interpretar os valores de seus parâmetros, como taxa de crescimento e crescimento assintótico.
- Classificar as espécies do ensaio com base em grupos de similaridade obtidos através da análise de agrupamento (*clustering*) das variáveis silviculturais área de projeção de copa, volume de copa, altura total, diâmetro do colo e sobrevivência;
- Recomendar modelos de restauração com base no desempenho silvicultural das espécies arbóreas analisadas e modeladas neste trabalho.

### 3. REVISÃO DE LITERATURA

#### 3.1. RESTAURAÇÃO DE ECOSSISTEMAS DEGRADADOS

A restauração de ecossistemas degradados evoluiu em termos técnicos e práticos com o progresso da teoria sucessional e a transformação de paradigmas ecológicos. Existe atualmente uma gama de atributos que podem ser considerados para avaliar o grau de restauro de um ecossistema (Rodrigues et al., 2015).

Restaurar um ecossistema degradado vai muito além do aspecto de vegetação levando também em consideração a importância econômica, social e ambiental do ecossistema em restauração. A partir do momento em que um meio se encontra restaurado irá contribuir com a ciclagem de nutrientes, favorece a conservação dos recursos hídricos e, conseqüentemente, irá auxiliar no processo de sequestro de carbono e na polinização do ecossistema em restauração (MEA, 2005).

Para expandir a biodiversidade de um ecossistema degradado, a restauração configura-se como uma das melhores alternativas de ação, que reúne diferentes opções para restituir o meio e que, quando aplicadas, trazem bons resultados (Cairns, 1997).

Quando há no local a ser trabalhado alguma vegetação, é preciso avaliar as suas características e recursos disponíveis para perpetuação das espécies. Por exemplo, o banco de sementes disponível tem papel fundamental como fonte de informação biológica e mesmo sobre o histórico de vegetação, podendo inclusive ser utilizado na implantação em diferentes técnicas existentes (Roizman, 1993).

Outra característica pertinente de se ressaltar é o controle do efeito de borda na restauração florestal e a contenção do avanço de espécies invasoras que retardam o sucesso das espécies desejadas, antes, durante e depois da aplicação das técnicas de restauração (Durigan, 2012).

Tão importante quanto a implantação da restauração é o processo de monitorar e avaliar o desempenho das técnicas e práticas em relação aos objetivos iniciais do projeto, para determinar se estas terão sucesso ou não. Os parâmetros de avaliação e monitoramento irão descrever a situação atual do local e servir de base para possíveis intervenções de manutenção, caso seja necessário (Martins, 2013).

Outras intervenções de monitoramento são o controle da formiga cortadeira, replantio, enriquecimento, adubação de cobertura, controle de pragas e presença de ações antrópicas indesejadas, para assim o projeto estar em constante adaptação (Bellotto et al., 2009). Os parâmetros de avaliação destes elementos e práticas devem ser claros e precisos, descritos quantitativa e qualitativamente, para que expressem com clareza os resultados alcançados (Durigan, 2011).

Em projetos de restauração florestal os termos como “recuperação”, “restauração” e “reabilitação” podem levar a equívocos nos significados e definição dos objetivos pretendidos das técnicas utilizadas e da forma de avaliação e monitoramento de um determinado projeto (Aronson et al., 2011). Deste modo a seguir serão abordados os conceitos e definições utilizados no processo de restauração de ecossistemas degradados.

### **3.1.1. Degradação**

Em termos ambientais, a definição de degradação está associada à redução definitiva ou não definitiva de um sistema em relação a sua capacidade produtiva, como resultado de ações antrópicas ocorrentes em determinado local (FAO, 2000). Assim, como menciona Andreasen et al. (2001), este processo não está relacionado apenas com desflorestação, mas pode ocorrer num local composto por vegetação (árvores) e não ter objetivos de conservação, resultando, no entanto, na redução da biodiversidade e da estabilidade do sistema.

É possível que um sistema degradado se recupere da degradação de maneira natural, porém de maneira demasiadamente lenta, com alto grau de dificuldade e com algumas ações não reversíveis que descaracterizem os ecossistemas originais daquele local. Portanto, a utilização de suporte técnico pode recriar as particularidades do meio em questão e favorecer seu desenvolvimento de forma mais rápida (Weill e Islam, 2000).

### **3.1.2. Recuperação**

De acordo com a legislação brasileira o objetivo da recuperação de áreas degradadas é “recuperar um ecossistema ou uma população silvestre degradada a uma condição não degradada, que pode ser diferente de sua condição original” (Lei Federal – 9.985/2000). O órgão ambiental do Brasil IBAMA também definiu que a recuperação irá retornar ao local a forma de uso baseado em um preestabelecimento já especificado para tal (IBAMA, 2000). Sendo assim, estará de acordo com as condições equilibradas e conforme os valores ambientais, sociais e econômicos.

De acordo com Gilmour e Lamb (2003), a recuperação de ecossistemas consiste em recompor a estrutura do sistema e sua produtividade, utilizando para tal espécies naturais do local e também não naturais. O objetivo principal deste processo é retomar aspectos socioeconômicos, como recriar um ecossistema equilibrado e protegido ou mesmo com funções mais específicas como salvaguardar a bacia hidrográfica que engloba determinada área.

### **3.1.3. Reabilitação**

A reabilitação tem como objetivo a restauração da produtividade do solo sem se preocupar com a similaridade em relação ao ecossistema original, porém este ecossistema recriado deve ser auto-sustentável a longo prazo (Engel e Parrota, 2003).

Para Majer (1989) a reabilitação é o retorno do ecossistema degradado a um estado biológico apropriado. Esse retorno não significa necessariamente que a área degradada poderá ter um uso produtivo a longo prazo, mas pode ser utilizada como uma alternativa adequada ao uso humano e não com o foco de reconstituir a vegetação original, como valorização estético-ecológica e para fins de recreação.

Silva (2003) aponta que avaliar qual nível de reabilitação encontrado em área em estágio de degradação auxilia nas tomadas de decisões e norteia melhor as ações a serem realizadas. Para isso é possível realizar uma amostragem e avaliar a colonização espontânea ocorrente, definindo quais as propriedades emergentes particulares daquele local e que sirvam de facilitadores em caso de substituição de espécies.

### **3.1.4. Restauração**

A restauração ecológica pode ser entendida como o processo de “restituição de um ecossistema ou de uma população silvestre degradada o mais próximo possível da sua condição original” (BRASIL, 2000). Trata-se de uma intervenção humana intencional em ecossistemas degradados ou alterados para desencadear, facilitar ou acelerar o processo natural de sucessão ecológica (SMA, 2014).

A International Society for Ecological Restoration define restauração ecológica como “o processo de auxílio ao restabelecimento de um ecossistema que foi degradado, danificado ou destruído”, capaz de suportar populações produtivas que ocorram em áreas de referência, tornando-o resiliente, autossustentável e integrado com a matriz ecológica ou a paisagem local (SER, 2004).

No caso das florestas, com a restauração dos processos ecológicos é possível a construção de uma floresta funcional, sustentável e perpétua (Pinto et al., 2009), resultando em um ciclo contínuo de nascimentos e mortes, onde ocorrem diferentes níveis de interações entre produtores, consumidores e decompositores (Tres, 2006).

Assim, a restauração ecológica é entendida como uma atividade deliberada, que procura retornar um ecossistema à sua trajetória histórica, contribuindo para que o ecossistema manipulado não necessite mais de ajuda externa para assegurar sua dinâmica, integridade. Quando a trajetória desejada é alcançada e os recursos bióticos e abióticos apresentam-se de maneira suficiente para continuar seu desenvolvimento sem intervenções adicionais, considera-se a restauração finalizada (SER, 2004). A partir daí, através da utilização de medidas conservacionistas, procura-se garantir que a área restaurada não retornará à condição de degradada (Pinto et al., 2009).

## **3.2. TÉCNICAS DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL**

### **3.2.1. Regeneração natural**

A regeneração natural refere-se ao início de um processo ocorrente de forma natural na natureza, em relação a recomposição de ecossistemas florestais (Carvalho, 1982). Tanto ocorre de forma totalmente espontânea quanto pode ser impulsionada pela

ação antrópica de forma proposital, sendo importante controlar as possíveis perturbações antrópicas (pastoreio por exemplo) ou mesmo naturais (incêndios, quando naturais) para que se obtenha sucesso na regeneração (Silva et al., 2008).

Neste regime considera-se a sequência natural de desenvolvimento das espécies para regeneração de um determinado local, sendo que as espécies pioneiras irão se desenvolver de maneira mais rápida e proporcionar sub-bosque para as espécies regenerantes. Adiante surgem as espécies denominadas pré-clímax ou clímax, que caracterizam-se por atingirem os maiores portes na floresta (Almeida, 2016).

### **3.2.2. Nucleação**

A nucleação é caracterizada por diferentes técnicas que são implantadas na área em restauração, nunca em área total, sempre em núcleos, com o objetivo de deixar espaços abertos para o eventual se expressar. Cada técnica nucleadora possui um determinado efeito funcional e particular que, em conjunto, produzem uma variedade de fluxos naturais sobre o ambiente degradado, mantendo assim processos-chave e contribuindo para resgatar a complexidade de condições dos sistemas naturais (Reis et al., 2006).

Este modelo de restauração florestal aplica diferentes técnicas em um mesmo método, orientado para propiciar uma gama de alternativas viáveis que irão compor os fluxos biológicos de um sistema e enriquecer os fenômenos naturais que ocorrem (Bechara, 2006). As principais técnicas de nucleação utilizadas na restauração são: transposição de galharia (abrigos artificiais) (Sauvain, 2003; Beisegel, 2006; Merganicová, 2012), transposição de solo (Sturgess e Atkinson, 1993; Rodrigues e Gandolfi, 2000), transposição de chuva de sementes (Reis et al., 2010), coberturas vivas (Bechara et al., 2007), poleiros naturais e artificiais (McDonnel e Stiles, 1983; Shiels e Walker, 2003; Bechara (2007), plantio de árvores em grupos de Anderson (Anderson, 1953), trampolins ecológicos com grupos funcionais (Reis et al., 2010).

### **3.2.3. Plantação em linhas**

Nesta opção são plantadas espécies intercaladas, combinando distintos estádios de sucessão. O mais usual e recomendado é alternar secundárias tardias e clímax com pioneiras e secundárias iniciais. Com essa harmonia, propicia-se a exposição solar adequada para cada espécie e conseqüentemente enriquece o processo de sucessão ecológica (Benini et al., 2016).

Ainda sobre a visão do autor supracitado, vale ressaltar que as espécies pioneiras implantadas além de propiciar ambiente favorável (dossel) para as espécies de sub-bosque, ainda desfavorecem o desenvolvimento de plantas que não são desejáveis (gramíneas), principalmente no início do processo. É recomendado a utilização de no mínimo 10 espécies pioneiras e 30 não pioneiras, levando em consideração que o número de plantas para cada grupo deve ser distribuído de maneira uniforme e alternada.

Segundo Mendonça (2006), a avaliação das espécies a serem utilizadas na plantação devem sempre considerar a tolerância a episódios adversos, tais como: afloramento de lençol freático, solo contendo níveis altos de sódio trocável e com elevada condutividade elétrica.

### **3.2.4. Plantação em ilhas**

Esta estratégia de restauração é indicada para locais que apresentam parcelas distantes e sub divididas, pois reduz o isolamento e pode tanto incluir apenas espécies iniciais ou mesmo compor o grupo com diversas espécies de características diferentes. Neste método, a fauna existente nos locais arredores tende a se deslocar em busca de comida, refúgio ou descanso (Moraes et al., 2013).

Não menos importante, é válido apontar que a restauração em ilhas tem um investimento baixo. Também é inteiramente capaz, quando realizada de maneira eficiente, de cooperar com a aceleração da sucessão e enriquecer sua funcionalidade (Carpanezzi, 1990).

### **3.2.5. Semeadura direta**

O plantio direto com sementes costuma ser indicado para locais que apresentam difícil acesso (Cury e Carvalho Jr, 2011). Também apresenta-se como uma alternativa prática, com baixo custo e rápida, além de ser uma ótima opção para locais que apresentam declividade elevada. É preciso ter atenção quanto as espécies, pois este método não tem sucesso para todos os tipos de sementes (Mattei, 1997).

Quanto a seleção das espécies implantadas neste tipo de situação, é interessante a escolha daquelas que apresentem características rústicas para que a taxa de mortalidade seja reduzida e que consigam se desenvolver com maior resiliência nas adversidades do meio (Soares e Rodrigues, 2008). Quanto ao compasso de plantio utilizando sementes, não há indicação de metodologia específica (Burton et al., 2006).

### **3.2.6. Enriquecimento**

O enriquecimento consiste na introdução de espécies florestais, principalmente nos estágios finais da sucessão ecológica, com o objetivo de aumentar a diversidade de espécies na área. Esta técnica deve ser utilizada para preencher espaços com falhas na regeneração natural, afim de aumentar a biodiversidade para níveis naturalmente encontrados no ecossistema de referência. Essa técnica também busca suprimir espécies indesejáveis que estariam se estabelecendo nesses locais (Rodrigues et al., 2009).

De acordo com Cury e Carvalho Jr (2011) esta técnica é muito utilizada em locais que apresentam baixa diversidade de espécies e irá incorporar sob a copa dos indivíduos arbóreos tipologias que são naturais daquele local. Não é necessário estruturar um compasso específico para compor a plantação. Há possibilidade de dispor o arranjo em ilhas ou de maneira isolada, podendo ainda incluir ervas-trepadeiras, arbustos e árvores (incluindo espécies de uso econômico e mesmo aquelas com que geram Produtos Florestais Não Madeiráveis).

### **3.2.7. Adensamento**

O adensamento consiste na introdução de indivíduos de espécies do estágio inicial de sucessão em locais com falhas de regeneração natural, com o propósito de acelerar a cobertura do solo por espécies nativas, e consequentemente suprimir espécies invasoras que se possam estabelecer na área em regeneração. Tal preenchimento pode ser realizado através da plantação com espécies pioneiras de rápido crescimento e boa cobertura de dossel. O plantio destas espécies contribui para melhorar as condições do solo e para o aumento da diversidade em áreas distantes de fragmentos florestais (Brancaion et al., (2009).

De acordo com Benini et al. (2016) o método de adensamento possui como vantagens a possibilidade de promover a restauração florestal controlando a expansão de espécies agressivas ao mesmo tempo em que favorece o desenvolvimento de espécies que toleram o sombreamento. Em contrapartida, os custos de implantação são maiores quando comparado com a condução da regeneração natural dado que envolve o plantio utilizando diferentes espécies.

### **3.2.8. Linhas de preenchimento e diversidade**

O plantio de grupos funcionais, conhecidos como “Grupos de Diversidade” e “Grupos de Preenchimento” tem como premissa o rápido recobrimento da área e o uso de alta diversidade (Rodrigues et al., 2009; Rodrigues et al., 2011).

O grupo de preenchimento é formado por espécies pioneiras, que têm como função o rápido recobrimento e sombreamento da área, o que possibilita a existência de um ambiente favorável ao desenvolvimento dos indivíduos do grupo de diversidade; ao mesmo tempo, desfavorece o reestabelecimento e recolonização por espécies competidoras, principalmente gramíneas exóticas invasoras (Holl et al., 2000; Ignácio et al., 2007; Nave, 2005; Rodrigues et al., 2009; Rodrigues et al., 2011).

Geralmente são usadas em torno de 15 a 30 espécies iniciais, com o máximo de diversidade possível para potencializar a complexidade do ambiente restaurado (Nave, 2005; Rodrigues et al., 2009). As espécies pertencentes ao grupo de preenchimento devem possuir, dentre suas principais características, rápido crescimento em altura e

formação de copa. Além disso, o florescimento precoce e a produção abundante de sementes em curto prazo, também é uma qualidade, permitindo a atração de fauna e a constituição do banco de sementes (Ignácio et al., 2007; Rodrigues et al., 2009).

No grupo de diversidade são incluídas as demais espécies que não possuem as características do grupo de preenchimento (espécies secundárias tardias e climácicas). Este grupo deve apresentar um grande número de espécies com poucos indivíduos, sendo esta uma característica indispensável para a restauração da dinâmica florestal. Nesta categoria incluem-se espécies que possuem grande interação com a fauna, que podem criar ambientes para a recolonização da área com outras formas de vida (epífitas, lianas, arbustos, etc.), servindo de abrigo e poleiro para animais, formação de sub-bosque, resultando em melhorias microclimáticas (Ignácio et al., 2007; Nave, 2005; Rodrigues et al., 2009).

Os plantios em linha de preenchimento e diversidade podem ser estabelecidos com espaçamentos variáveis, formando um plantio de alta diversidade, aumentando as interações bióticas. Nesse cenário, as espécies de diversidade garantem a gradual substituição de indivíduos pertencentes ao grupo de preenchimento quando entram em senescência, passando a ocupar definitivamente a área restaurada, possibilitando a condução da sucessão de forma mais sustentável (Brancalion et al., 2009).

### 3.3. MODELOS DE CRESCIMENTO PARA ESPÉCIES FLORESTAIS

A utilização de modelos não lineares é de extrema importância para a área florestal. Modelos como Logístico, Gompertz e Chapman-Richards, vêm sendo utilizados para avaliar o desempenho silvicultural de diferentes espécies florestais no Brasil (Stolarski, 2015; Machado et al., 2015; Silva et al., 2016; Machado et al., 2019; Topanotti et al; 2019).

O modelo é uma representação simplificada de algum aspecto da realidade. O modelo também é caracterizado como uma ferramenta matemática, com o objetivo de representar a dinâmica natural de uma determinada floresta e a modelagem é caracterizada como um processo de desenvolvimento dessa representação (Sayão 2001; Maestri et al., 2013).

Atualmente há uma restrição de informações a respeito do desempenho silvicultural de espécies arbóreas nativas do Brasil utilizando a modelagem, pois são poucos os estudos relacionados ao desempenho silvicultural, tanto a curto e a longo prazo. De acordo com Stolarski (2015) essa deficiência de dados silviculturais de espécies florestais nativas dificulta o uso e aperfeiçoamento de metodologias, e também no desenvolvimento de novas tecnologias de restauração ecológica em ecossistemas degradados.

## 4. MATERIAL E MÉTODOS

### 4.1. LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O presente trabalho faz parte de um ensaio realizado através do apoio financeiro concedido pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq (Processo 575081/2008-2), coordenado pelo Prof. Dr. Fernando Campanhã Bechara da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Câmpus Dois Vizinhos.

O estudo foi realizado em uma área de 7,2 ha localizada na reserva legal da estação experimental da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, município de Dois Vizinhos, região Sudoeste do estado do Paraná, com coordenadas centrais 25°41'44”S e 53°06'07”W (Figura 1) e altitude variando de 475 à 510 m.



**Figura 1** - Área experimental de tecnologias de restauração ecológica da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Câmpus Dois Vizinhos, Paraná, Brasil. As parcelas delimitadas com linhas pretas correspondem ao tratamento plantio em linhas de preenchimento e diversidade considerado neste trabalho em particular.

A área encontra-se na região de Floresta Ombrófila Mista com influência de Floresta Estacional Semidecidual. Em termos geológicos, a região está inserida no terceiro planalto paranaense, tendo como material rochoso predominante os basaltos. O clima é subtropical úmido mesotérmico (Cfa), sem estação seca definida e temperatura média do mês mais quente de 22°C, segundo a classificação de Köppen (Alvares et al., 2017). O solo é da classe Nitossolo.

#### 4.2. DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

Em dezembro de 2010 foi instalado o ensaio relativo ao projeto financiado pelo CNPq, realizando primeiramente a limpeza da vegetação na área, em seguida dividida em quatro blocos onde foram implementados três tratamentos de restauração ecológica: i) restauração passiva (controle; sem intervenção), ii) nucleação (diferentes técnicas de nucleação), e iii) plantio em linhas de preenchimento e diversidade de espécies, *sensu* Rodrigues et al. (2009, 2011).

Para o presente trabalho foi considerado somente o tratamento “plantio em linhas de preenchimento e diversidade de espécies” (plantio 3 x 2 m), avaliando oito espécies de preenchimento e sete de diversidade (Tabela 1). As espécies nas linhas de preenchimento apresentam características semelhantes às pioneiras: florescimento precoce, produção abundante de sementes em curto prazo, atração da fauna e, principalmente, bom desempenho em crescimento em altura e formação de copa. Já as linhas de diversidade recebem um maior número de espécies de estágios de sucessão tanto iniciais como mais avançados, o que tem como objetivo promover a automanutenção da floresta em restauração a longo prazo e conseqüentemente aumentar a diversidade funcional do ecossistema.

No plantio de linhas de preenchimento e diversidade, foi realizado o plantio de um total de 70 espécies arbóreas nativas, das quais foram selecionados para avaliação 15 espécies, sob espaçamento de 3 x 2 m, distribuídas por quatro parcelas de 54 x 40 m, uma por bloco (Figura 1). Em cada parcela dos quatro blocos foram plantados 18 indivíduos para espécies de preenchimento e 3 indivíduos para espécies de diversidade, com 30 a 50 cm de altura. No plantio foi realizada adubação de 36 g de N-P-K (5-20-10) por planta e irrigação e aplicação de hidrotentor de água nas covas. O solo foi

protegido por *cardboard mulching* e recebeu adubação anual de cobertura com 40 g de ureia por planta. Semestralmente foi realizado o controle de gramíneas com roçadas seguidas de capinas químicas, até o terceiro ano.

**Tabela 1** - Espécies utilizadas no tratamento de restauração plantio em linhas de preenchimento e diversidade de espécies por família com indicação do grupo de plantio e número total de indivíduos plantados.

Família	Nome popular	Nome científico	Grupo de plantio	N. ind.
Anacardiaceae	Aroeira-pimenteira	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi.	Preenchimento	72
Asteraceae	Cambará	<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	Diversidade	12
Boraginaceae	Guajuvira	<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill	Diversidade	12
Boraginaceae	Louro-pardo	<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	Diversidade	12
Cannabaceae	Grandiuva	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume.	Preenchimento	72
Euphorbiaceae	Capixingui	<i>Croton floribundus</i> Spreng.	Preenchimento	72
Euphorbiaceae	Sangra d'água	<i>Croton urucurana</i> Baill.	Preenchimento	72
Fabaceae	Pata-de-vaca	<i>Bauhinia forficata</i> Link.	Preenchimento	72
Fabaceae	Ingá-do-brejo	<i>Inga uruguensis</i> Hook. & Arn.	Diversidade	12
Fabaceae	Bracatinga	<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	Preenchimento	72
Fabaceae	Canafístula	<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Diversidade	12
Malvaceae	Mutambo	<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	Preenchimento	72
Rosaceae	Pessegueiro-bravo	<i>Prunus sellowii</i> Koehne	Diversidade	12
Rutaceae	Mamica-de-porca	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	Diversidade	12
Solanaceae	Fumeiro-bravo	<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	Preenchimento	72

#### 4.3. COLETA DE DADOS

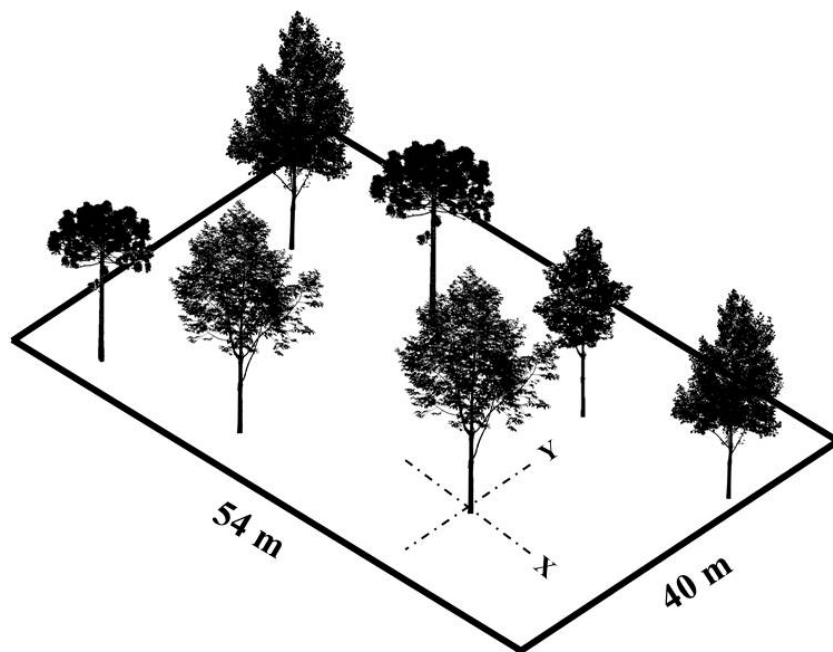
A coleta de dados, com início em maio de 2011, consistiu em avaliações semestrais de sobrevivência/mortalidade até os 12 meses e medição das variáveis dendrométricas diâmetro do colo (dc), altura total (h), altura de copa (hc) até os 48 meses após plantação. No estudo, somente indivíduos implantados na área foram avaliados, desconsiderando as espécies regenerantes (Stolarski, 2015).

O diâmetro do colo foi medido através da utilização de um paquímetro digital, posicionado no colo da planta, próximo a superfície do solo. Nos casos dos indivíduos

que apresentaram diâmetro do colo superior ao possível de ser medido com o paquímetro (15 cm), utilizou-se uma fita métrica, medindo-se a circunferência do colo da árvore, posteriormente convertida em diâmetro considerando a secção do colo circular (Stolarski, 2015).

A altura total foi medida com uma régua graduada, com intervalos de 0,05 cm. O equipamento foi posicionado verticalmente o mais próximo possível da árvore, deixando a sua base no mesmo nível do solo. Considerou-se como altura total a distância entre a base da árvore sobre o solo e a ponta do ramo mais alto da copa (Stolarski, 2015).

A área de projeção de copa foi obtida através da medição do diâmetro com uma fita métrica, estendida através da copa, com base em duas medidas. Padronizou-se a primeira medida do diâmetro de copa na direção do comprimento da parcela (X), sendo a segunda (Y) efetuada na direção perpendicular, formando um ângulo de 90°, em relação à medida anterior (X) ( Figura 2).



**Figura 2** – Representação da forma de medição dos diâmetros para o cálculo da área de projeção de copa (ac).

O diâmetro de copa foi transformado em área de projeção de copa através da fórmula da área de elipse:

$$ac (m^2) = dl.de.\pi/4 \quad (\text{Eq. 1})$$

onde  $ac$  é a área de projeção de copa,  $dl$  e  $de$  são os diâmetros de copa (m) medidos, respectivamente, no sentido da linha e entre linha de plantio.

O volume de copa foi estimado como um cilindro elíptico, multiplicando-se a área da copa pelo seu comprimento:

$$vc (m^3) = ac.hc \quad (\text{Eq. 2})$$

onde  $vc$  é o volume de copa;  $ac$  é a área de projeção de copa e  $hc$  é a altura de copa.

De acordo com Terborch e Petren (1991) este método superestima o volume de copa real, porém determina melhor a quantidade existente de ramos e folhas no dossel da floresta.

#### 4.4. MODELOS DE CRESCIMENTO DE ÁRVORE INDIVIDUAL

Os modelos de crescimento testados especificamente neste trabalho foram o Logístico, o de Gompertz e o de Chapman-Richards. Optou-se por estes modelos por serem considerados simples, populares e de fácil utilização na área florestal, além de apresentarem grande poder explicativo em diversos ramos da ciência. No meio florestal os modelos Logístico, de Gompertz e de Chapman-Richards são amplamente aplicados para descrever o crescimento de diversas variáveis dendrométricas de árvores com potencial madeireiro (Pödör et al., 2014; Vendruscolo et al., 2015, Vendruscolo et al., 2017; Silva et al., 2018) e são também utilizados no estabelecimento de relações hipsométricas (Moraes Neto et al., 2010; Araújo, 2015; Alves et al., 2017; Machado et al., 2019).

Os modelos utilizados são descritos pelas seguintes funções:

$$\text{Logístico: } y = \beta_0 / [1 + e^{((\beta_1 - x)/\beta_2)}], \quad (\text{Eq. 3})$$

onde  $y$  é a variável dependente,  $\beta_0$  um parâmetro numérico que representa a assíntota,  $\beta_1$  um parâmetro numérico representado pelo valor  $x$  no ponto de inflexão da curva,  $\beta_2$

representa um parâmetro de escala numérica no eixo de entrada e  $x$  é a variável independente (idade, no caso deste estudo).

$$\text{Gompertz: } y = \beta_0 * e^{(-\beta_1 * \beta_2^x)}, \quad (\text{Eq. 4})$$

onde  $y$  é a variável previsível,  $\beta_0$  um parâmetro numérico que representa a assíntota,  $\beta_1$  número do parâmetro relacionado ao valor da função em  $x = 0$ ,  $\beta_2$  um parâmetro numérico relacionado à escala no eixo  $x$  e  $x$  é o vetor numérico dos valores para avaliar o modelo (idade).

$$\text{Chapman-Richards: } y = \beta_0 * [(1 - e^{(-\beta_1 * x)})^{\beta_2}], \quad (\text{Eq. 5})$$

onde  $y$  é a variável previsível,  $\beta_0$  é o valor máximo para a variável previsível (assíntota),  $\beta_1$  representa um parâmetro empírico,  $\beta_2$  é a relação com a biologia da espécie e  $x$  é o vetor numérico dos valores para avaliar o modelo (idade).

#### 4.4.1. Critérios utilizados na seleção do modelo

A seleção do modelo mais adequado para cada espécie e variável avaliada teve como base, além da interpretação biológica dos parâmetros, a qualidade dos ajustes obedecendo aos seguintes critérios:

*Coefficiente de determinação ( $R^2$ )*

$$R^2 = \frac{SQReg}{SQTotal} \quad (\text{Eq. 6})$$

em que  $R^2$  é o coeficiente de determinação;  $SQReg$  é soma de quadrados da regressão e  $SQTotal$  a soma de quadrados total.

O  $R^2$  indica a porcentagem da variação de  $Y$  que é explicada pela regressão, ou quanto da variação da variável depende  $Y$  está sendo explicada pela variável

independente X (Peternelli, 2013). O valor de  $R^2$  varia no intervalo de 0 a 1 com valores próximos de 1 a indicarem que o modelo proposto é adequado para descrever o fenômeno.

*Erro padrão da estimativa ( $S_{yx}\%$ ):*

$$S_{yx}\% = \frac{S_{yx}}{\bar{ht}} * 100 \quad (\text{Eq. 7})$$

em que  $\bar{ht}$  é média da variável, neste caso altura,  $h$ ,  $S_{yx}$  é o erro padrão absoluto da estimativa, calculado por::

$$S_{yx} = \sqrt{\frac{\sum_{i=1}^n (ht_i - \hat{ht}_i)^2}{n-k}} \quad (\text{Eq. 8})$$

em que, para o caso da altura  $h$ ,  $ht$  é a altura total observada,  $\hat{ht}$  a altera estimada pelo modelo,  $n$  a dimensão da amostra e  $k$  o número de parâmetros.

*Critério de informação Akaike (AIC) e Bayesiano (BIC):*

$$AIC = -2 \cdot \ln(L) + 2k \quad (\text{Eq. 9})$$

$$BIC = -2 \cdot \ln(L) + \ln(n) \cdot k \quad (\text{Eq. 10})$$

em que  $L$  é a função de verossimilhança,  $n$  é o número de resíduos que podem ser computados para a série de dados temporais e  $k$  é o número de parâmetros livres. Entre vários modelos candidatos, deve ser escolhido aquele que apresentar os menores valores de AIC e BIC. Esses critérios de informação são utilizados na seleção de modelos de regressão (Akaike, 1973; Schwarz, 1978).

Todas as análises estatísticas foram feitas em R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2019) com base em rotinas desenvolvidas e adaptadas pelo autor.

#### 4.5. ANÁLISE DE AGRUPAMENTO

Foi realizada uma análise de agrupamento, ou *clustering*, com o intuito de agrupar as espécies de acordo com as suas características dendrométricas que possuem. A ideia básica consiste em colocar em um mesmo conjunto espécies com valores próximos em termos de incremento médio no período de 48 meses do diâmetro do colo, altura total, área de projeção de copa e volume de copa.

A análise de cluster foi realizada pelo método de agrupamento vizinho mais próximo, utilizando-se a distância de Mahalanobis como medida de dissimilaridade e pelo Método de Tocher baseado na distância Euclidiana média padronizada. No dendrograma, cada ramo representa um elemento, enquanto a raiz representa o agrupamento de todos os elementos (Bussab, 1990).

## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 5.1. SOBREVIVÊNCIA

O percentual de sobrevivência das espécies avaliadas aos doze meses, possibilitou estabelecer três grandes grupos de sobrevivência: grupo 1, formado pelas espécies de sobrevivência igual ou superior a 90%; grupo 2, formado pelas espécies com sobrevivência igual ou superior a 70% e menor que 90%; grupo 3, formado pelas espécies com sobrevivência inferior a 70%, conforme apresentado na Tabela 2, (Stolarski, 2015).

**Tabela 2** - Percentagem de sobrevivência de quinze espécies arbóreas nativas em área de restauração, num período de doze meses, Dois Vizinhos, Paraná, Brasil.

Nome científico	Sobrevivência (%)	Grupo
<i>Cordia americana</i> (L.) Gottschling & J.S.Mill	91,67	1
<i>Gochnatia polymorpha</i> (Less.) Cabrera	91,67	
<i>Inga uruguensis</i> Hook. & Arn.	91,67	
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	91,67	
<i>Prunus sellowii</i> Koehne	91,67	
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	91,67	
<i>Solanum mauritianum</i> Scop.	90,28	
<i>Guazuma ulmifolia</i> Lam.	88,89	2
<i>Mimosa scabrella</i> Benth.	88,89	
<i>Bauhinia forficata</i> Link.	86,11	
<i>Croton urucurana</i> Baill.	86,11	
<i>Trema micrantha</i> (L.) Blume.	86,11	
<i>Cordia trichotoma</i> (Vell.) Arráb. ex Steud.	75,00	3
<i>Croton floribundus</i> Spreng.	63,89	
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi.	59,72	

As espécies que se enquadraram no grupo 1 ( $\geq 90\%$  de sobrevivência), foram *C. americana*, *G. polymorpha*, *I. uruguensis*, *P. dubium*, *P. sellowii*, *Z. rhoifolium* e *S. mauritianum*. Sugere-se que estas espécies possuem maior rusticidade e capacidade de

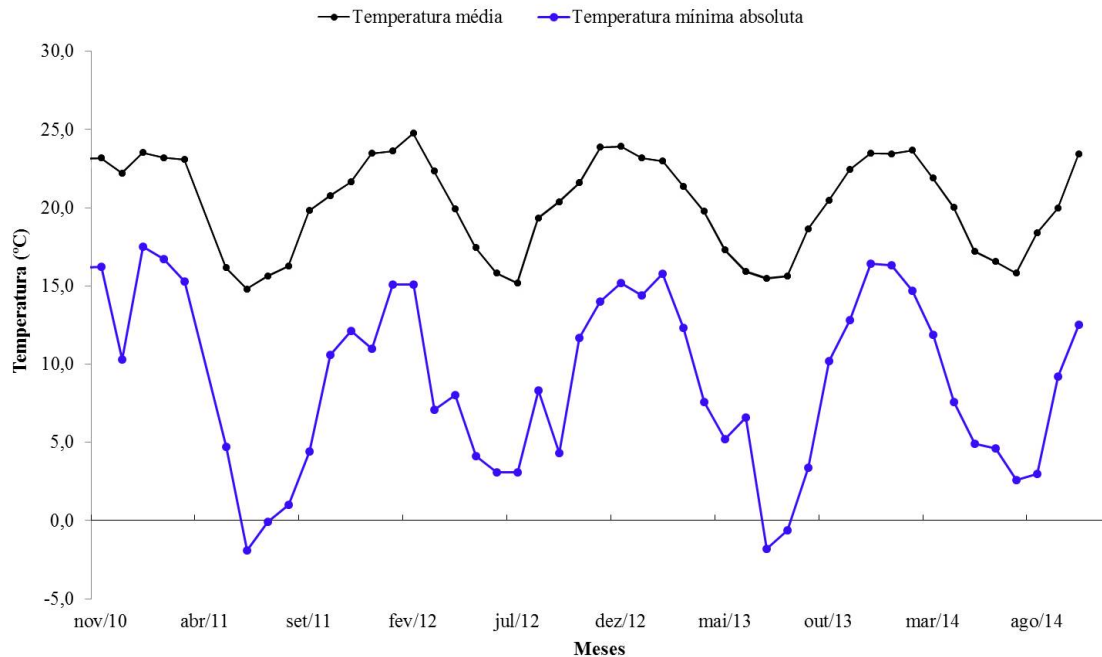
suportar diferentes condições de estresse dentro de limites toleráveis, pois apresentam características que se atribui a espécies colonizadoras de ambientes degradados Stolarski (2015).

O resultado satisfatório de *C. americana* é citado também por Poester (2012), que encontrou valores de sobrevivência de 94% aos oito meses após plantio. De acordo com Stolarski (2015) a espécie *S. mauritianum* possui alta resiliência e de ocorrência natural bastante ampla na Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Semidecidual do estado do Paraná. Espécies arbóreas da família Solanaceae possui alta característica de rusticidade e bom desempenho silvicultural em projetos de restauração (Carpanezi e Carpanezi 2006).

A sobrevivência de *I. uruguensis* neste estudo foi relativamente alta. De acordo com Couto et al. (2017) avaliando a sobrevivência da espécie em área de restauração florestal, obtiveram um percentual de sobrevivência superior a 75%. Já a espécie *P. dubium* que também apresentou um percentual elevado de sobrevivência, resultados similares (68,75%) foram obtidos por Nicodemo et al. (2009), ao avaliarem a espécie plantada diretamente em pastagem de *Brachiaria brizantha*.

No grupo 2 ( $\geq 70\%$  e  $< 90\%$  de sobrevivência), incluem-se *G. ulmifolia*, *M. scabrella*, *B. forficata*, *C. urucurana*, *T. micranta* e *C. trichotoma*, espécies que registraram valores intermediários de sobrevivência (Tabela 2). Os valores intermés de mortalidade registrados para as espécies deste grupo associados às geadas, podem dificultar o estabelecimento destas espécies em trabalhos de restauração, principalmente quando são utilizados poucos exemplares por espécie.

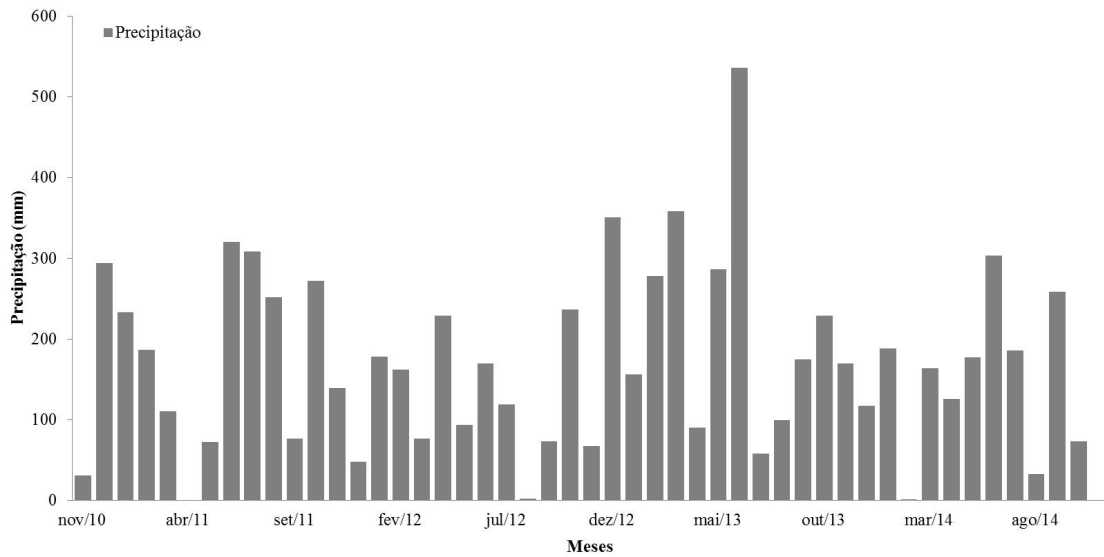
De acordo com os dados climáticos da unidade meteorológica da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Dois Vizinhos (Figura 3), ocorreram geadas nos invernos de 2011 e 2013. As geadas de 2011 aconteceram em junho, julho e agosto, com temperaturas mínimas do ar absolutas abaixo de 3°C. Em 2013 as geadas ocorreram em julho e agosto, com temperaturas mínimas absolutas de -2,4 e -1.8 °C, respectivamente.



**Figura 3** - Temperatura média (°C) e temperatura mínima absoluta (°C) mensal registrada no local de estudo no período de dezembro de 2010 a outubro de 2014. Dados da Estação Meteorológica da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Dois Vizinhos.

Constatou-se no estudo por Stolarski (2015) que a ocorrência de geadas com menor intensidade causam diversos danos fisiológicos às plantas, resultando num retardo do crescimento inicial, principalmente nos estágios iniciais de desenvolvimento. O mesmo autor, ao avaliar a espécie *C. urucurana* no período de 3,5 anos, percebeu que os efeitos provocados pela ocorrência de geadas nos primeiros anos, faz com que as espécies se adaptem a essas condições e mudem o seu comportamento de crescimento neste período (Stolarski, 2015).

Dados da precipitação anual na área (Figura 4) sugerem uma deficiência hídrica anual nos períodos de Agosto de 2012 e Fevereiro de 2014. Entretanto, mesmo havendo temperaturas consideradas elevadas nos períodos com deficiência hídrica, o balanço hídrico favorável nos demais períodos minimiza possíveis estresses provocados por calor, uma vez que o processo de transpiração é um mecanismo de regulação térmica.



**Figura 4** - Precipitação média (mm), mensais registradas no local de estudo no período de dezembro de 2010 a outubro de 2014. Dados provenientes da Estação Meteorológica da Universidade Tecnológica Federal do Paraná – Campus Dois Vizinhos.

As espécies que se enquadraram no grupo 3, com sobrevivência inferior a 70%, foram apenas duas: *C. floribundus* (63,89%) e *S. terebinthifolius* (59,72%). O rácio de mortalidade para as espécies *C. floribundus* e *S. terebinthifolius* foi classificado como alto, mostrando que as espécies não são tolerantes às possíveis fatores biótico e abiótico em uma plantação com diferentes espécies arbóreas. Outros fatores podem ter influenciado a alta mortalidade, tais como ocorrência de geadas, sistema silvicultural escolhido, cuidados de plantio, tratos silviculturais, bem como o comportamento silvicultural das espécies estudadas (Stolarski, 2015).

## 5.2. ESTATÍSTICA DESCRITIVA

Ao avaliar o crescimento médio em diâmetro do colo das 15 espécies ao fim de 48 meses, a espécie *M. scabrella* obteve o maior crescimento médio de 205,71 mm ( $\pm 56,27$ ), seguida de *T. micranta* com 158,35 mm ( $\pm 41,15$ ) e *S. mauritanum* com 156,25 mm ( $\pm 40,12$ ) (Tabela 3). Para a variável diâmetro do colo o coeficiente de variação variou de 9,63 a 26,70% para as diferentes espécies. De acordo com Sgarbi (2013), o crescimento de diferentes espécies em área de restauração ecológica

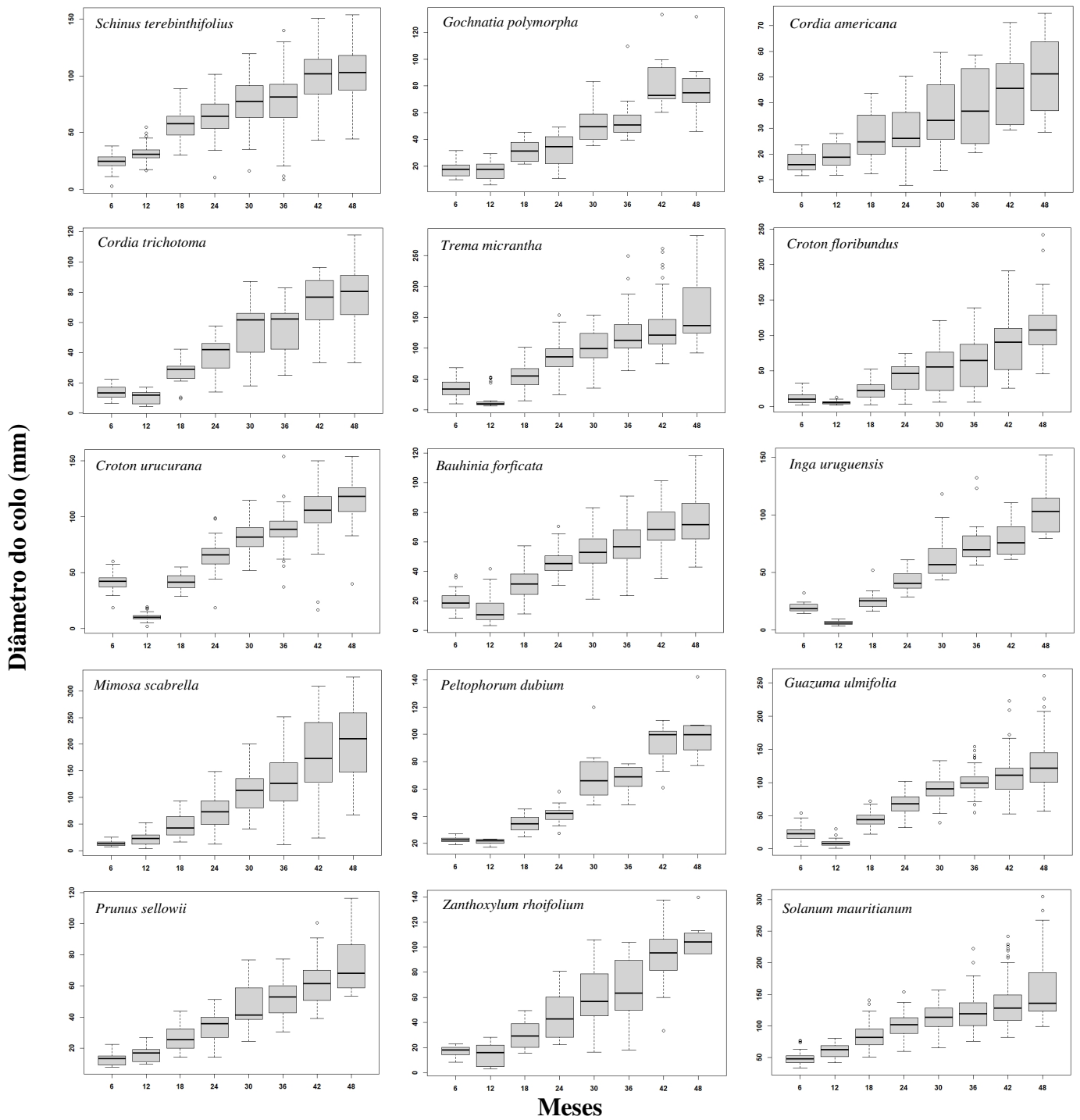
apresentam alta heterogeneidade genética, o que corrobora com os resultados obtidos para as diferentes variáveis e espécies avaliadas no período de 48 meses.

**Tabela 3** - Crescimento médio em diâmetro do colo, altura total, área de projeção de copa e volume de copa aos 48 meses de idade.

Espécie	d (mm)			h (m)			ac (m <sup>2</sup> )			vc (m <sup>3</sup> )		
	Média	DP	CV (%)	Média	DP	CV (%)	Média	DP	CV (%)	Média	DP	CV (%)
<i>S. terebinthifolius</i>	103,63	±19,20	18,53	4,78	±0,62	12,95	14,48	±4,60	31,79	35,61	±12,91	36,25
<i>C. urucurana</i>	112,68	±15,75	13,97	6,92	±0,75	10,90	26,63	±7,77	29,17	98,36	±30,93	31,44
<i>C. floribundus</i>	108,04	±26,34	24,38	6,63	±1,07	16,07	16,23	±5,90	36,34	57,21	±28,57	49,93
<i>B. forficata</i>	74,88	±13,69	18,28	4,94	±0,69	13,92	6,05	±1,95	32,27	16,97	±6,30	37,15
<i>M. scabrella</i>	205,71	±56,27	27,35	7,56	±1,02	13,44	20,99	±5,53	26,35	72,16	±24,01	33,26
<i>I. uruguensis</i>	104,52	±17,67	16,91	5,07	±0,79	15,64	17,18	±4,11	23,90	40,24	±10,76	26,74
<i>G. ulmifolia</i>	126,19	±28,77	22,80	6,93	±1,21	17,51	14,01	±4,36	31,12	48,76	±21,02	43,12
<i>Z. rhoifolium</i>	106,87	±10,29	9,63	6,62	±0,72	10,86	7,51	±1,80	23,96	27,31	±4,21	15,41
<i>S. mauritanum</i>	156,25	±40,12	25,67	6,39	±0,76	11,89	26,41	±6,56	24,85	101,42	±30,38	29,96
<i>G. polymorpha</i>	79,06	±16,35	20,69	4,76	±0,88	18,50	10,47	±1,49	14,24	25,81	±5,86	22,69
<i>T. micrantha</i>	158,35	±41,15	25,99	7,33	±0,83	11,32	34,65	±8,55	24,68	135,65	±38,29	28,22
<i>P. dubium</i>	99,70	±11,44	11,48	5,99	±0,95	15,94	9,25	±1,80	19,51	37,37	±13,75	36,79
<i>P. sellowii</i>	74,72	±17,50	23,43	5,30	±0,97	18,22	3,39	±1,09	32,23	10,69	±5,27	49,26
<i>C. americana</i>	50,23	±13,41	26,70	3,51	±0,40	11,38	3,32	±1,43	43,08	5,15	±2,51	48,70
<i>C. trichotoma</i>	78,30	±16,48	21,04	4,64	±1,04	22,42	5,05	±2,01	39,86	10,68	±3,64	34,09

DP = desvio padrão; CV: coeficiente de variação.

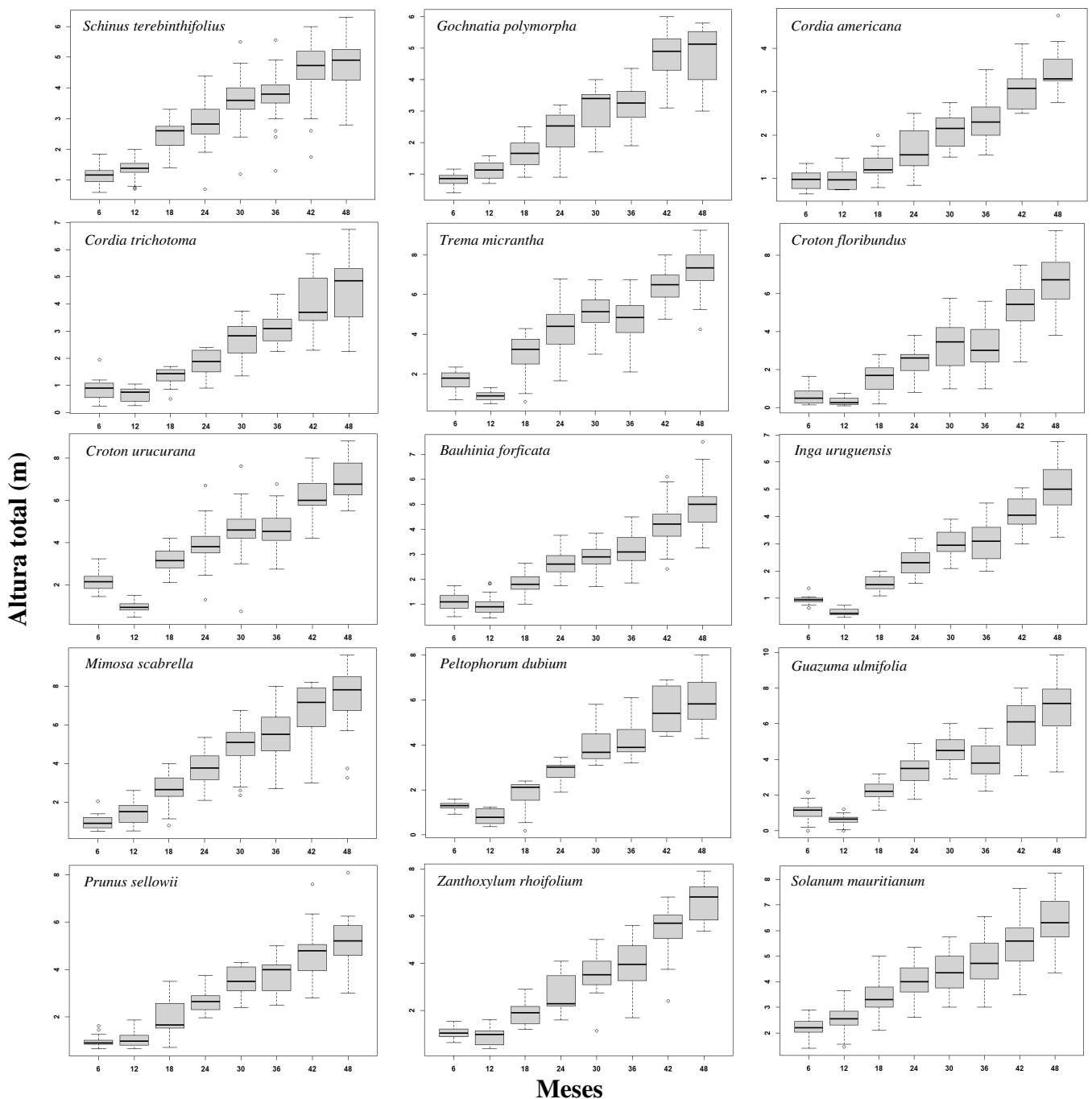
As espécies *M. scabrella*, *C. floribundus*, *G. ulmifolia*, *T. micrantha*, *Z. rhoifolium*, *C. urucurana*, *S. mauritanum* e *I. uruguensis*, apresentaram superior crescimento em todas as variáveis avaliadas 48 meses após plantio (Figuras 5 a 8). Aos 12 e 36 meses observaram-se crescimentos negativos ou reduzidos na altura total, diâmetro do colo, área de projeção de copa e volume de copa. A redução aos 12 meses no crescimento em diâmetro do colo ocorreu por consequência de geadas verificadas no período de inverno. Porém, aos 18 meses, as espécies *G. polymorpha*, *C. trichotoma*, *T. micrantha*, *C. floribundus*, *C. urucurana*, *B. forficata*, *I. uruguensis*, *P. dubium*, *G. ulmifolia* e *Z. rhoifolium* apresentaram um aumento significativo no crescimento em diâmetro do colo (Figura 5).



**Figura 5** – Diâmetro do colo (mm) ao longo do tempo (48 meses) para as 15 espécies avaliadas.

As espécies que se destacaram em termos crescimento médio em altura ao fim de 48 meses (Tabela 3 e Figura 6) foram *M. scabrella* ( $7,56 \pm 1,02m$ ), *T. micrantha* ( $7,33 \pm 0,83 m$ ), *G. ulmifolia* ( $6,93 \pm 1,21 m$ ), *C. urucurana* ( $6,92 \pm 0,75 m$ ), *C. floribundus*

( $6,63 \pm 1,07$  m), *Z. rhoifolium* ( $6,62 \pm 0,72$  m), e *S. mauritianum* ( $6,39 \pm 0,76$  m). Os valores relativos aos 12 e 36 meses refletem igualmente os danos causados pela geada nos ramos do ápice de alguns indivíduos, diminuindo a sua altura média (Figura 6). Com a perda da dominância apical, o crescimento vegetativo baixou a média em altura, promovendo o desenvolvimento de mais uma gema epicórmica (Giga et al., 2000). Isso evidencia que estas espécies não são resistentes, mas sim resiliente às geadas, devido o seu alto potencial de rebrota.

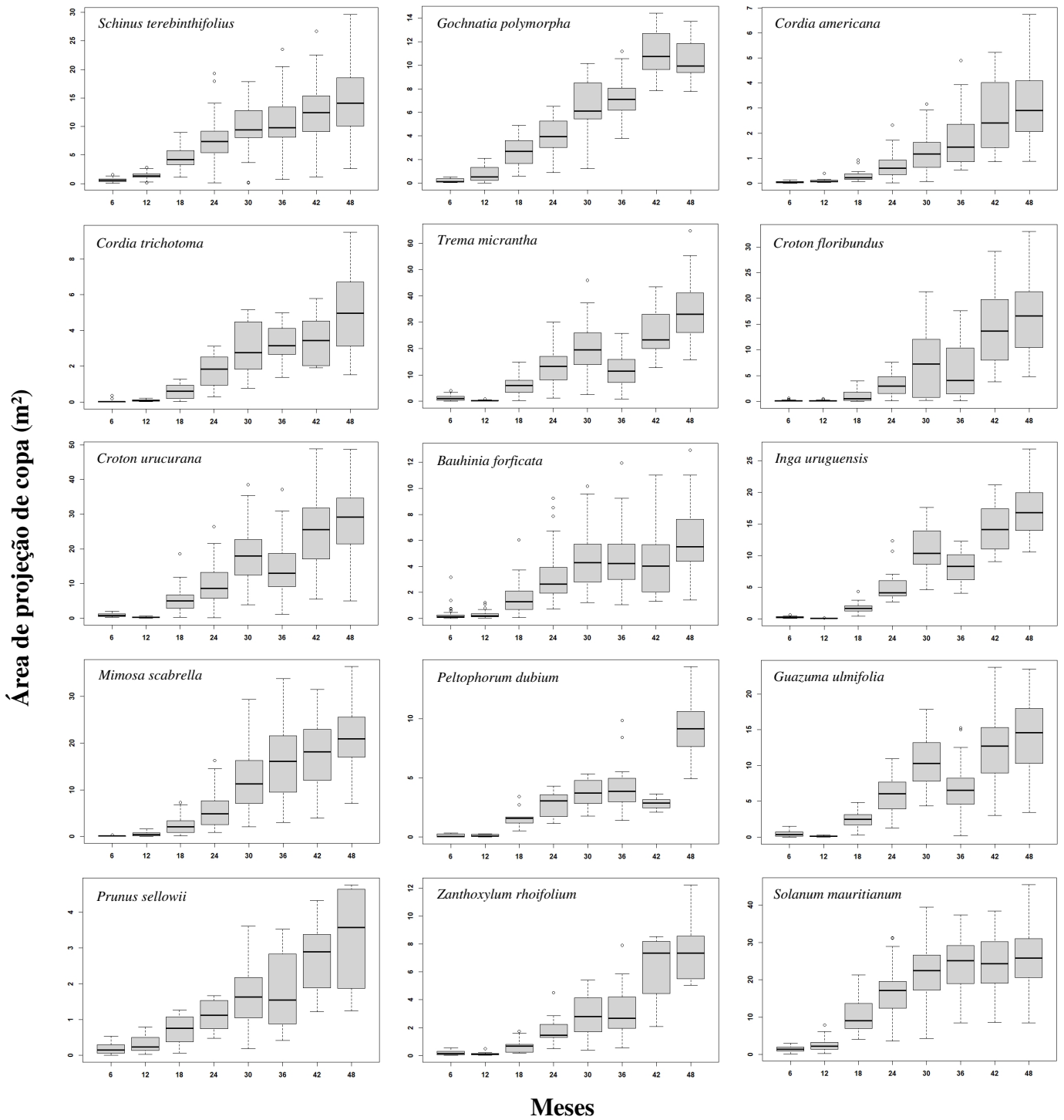


**Figura 6** – Altura total (m) ao longo do tempo (48 meses) para as 15 espécies avaliadas.

*M. scabrella* apresentou elevado desempenho silvicultural aos 48 meses. A redução no incremento médio em altura aos 36 meses ocorreu pela sequência de geadas no período de inverno, porém aos 42 meses, a espécie apresentou um aumento significativo de altura. A espécie *M. scabrella* é uma espécie que não é generalizadamente tolerante às geadas (Caron et al., 2011), porém os danos causados pelas geadas podem afetar o meristema apical, causando a bifurcação e, conseqüentemente, retardando o crescimento do eixo principal da árvore (Kozłowski et al., 1991).

De acordo com Wishnie et al. (2007), *G. ulmifolia* é uma espécie de melhor desempenho em solos bem drenados, possui um rápido desenvolvimento inicial, formando copas densas e dossel depois de um período de dois anos, o que é corroborado pelos resultados obtidos. A emissão de novos brotos após as geadas modificou o comportamento silvicultural da espécie que passou a sombrear uma área maior, mostrando que as brotações podem ser consideradas benéficas, uma vez que a capacidade de recobrir e sombrear o solo é uma característica de extrema importância a ser considerada na escolha de espécies arbóreas nativas que promovam a sucessão florestal (Wishnie et al., 2007).

O maior crescimento médio em área de projeção de copa ao fim de 48 meses foram observados em *T. micranta* ( $34,65 \pm 8,55 \text{ m}^2$ ), *C. urucurana* ( $26,63 \pm 7,77 \text{ m}^2$ ), *S. mauritianum* ( $26,41 \pm 6,56 \text{ m}^2$ ) e *M. scabrella* ( $20,99 \pm 5,53 \text{ m}^2$ ) (Tabela 3 e Figura 7). Para *T. micranta* a área de projeção de copa foi cinco vezes maior do que o espaçamento do plantio utilizado ( $6 \text{ m}^2$ ), implicando assim em uma alta eficiência na intersecção de gramíneas invasoras, importante para o estabelecimento de novas espécies de sub-bosque (Stolarski, 2015).

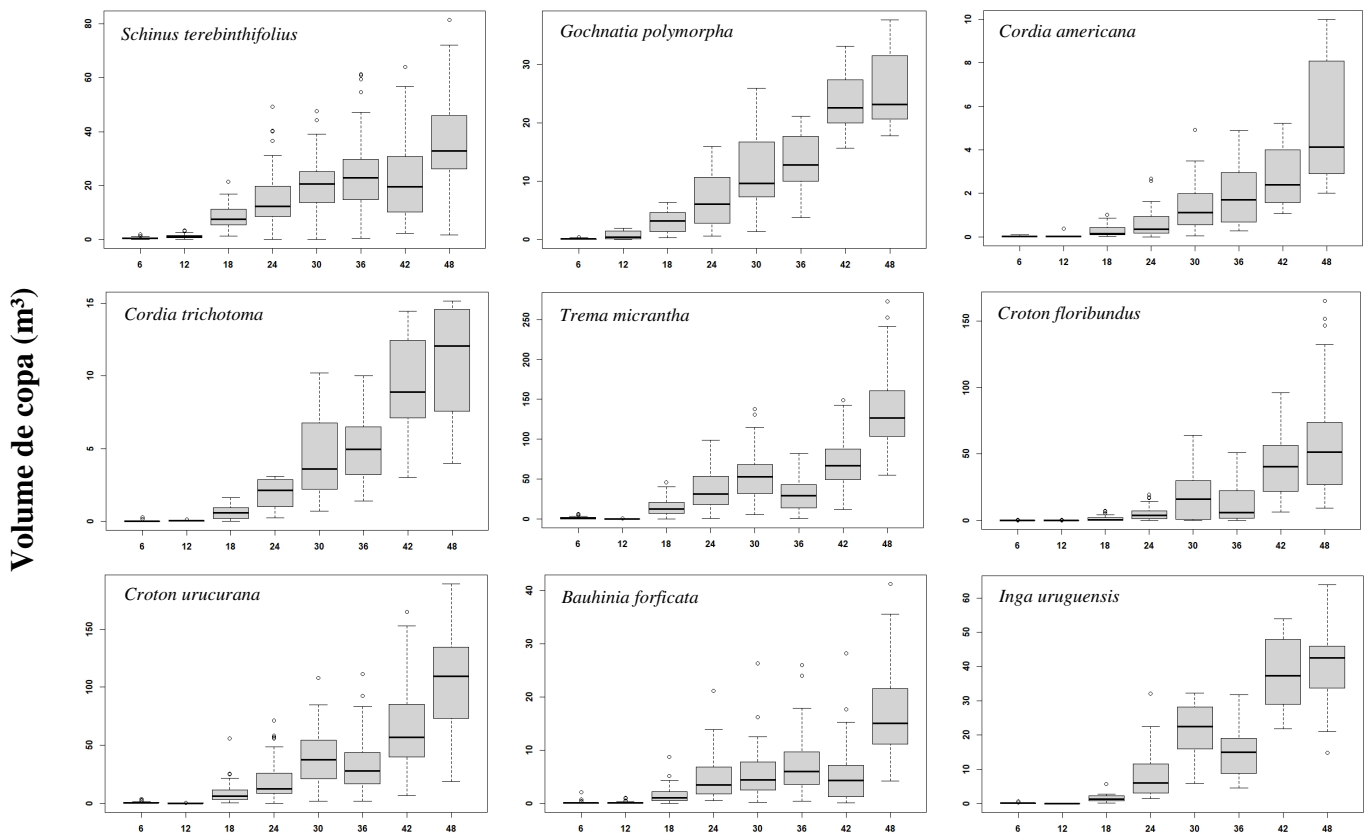


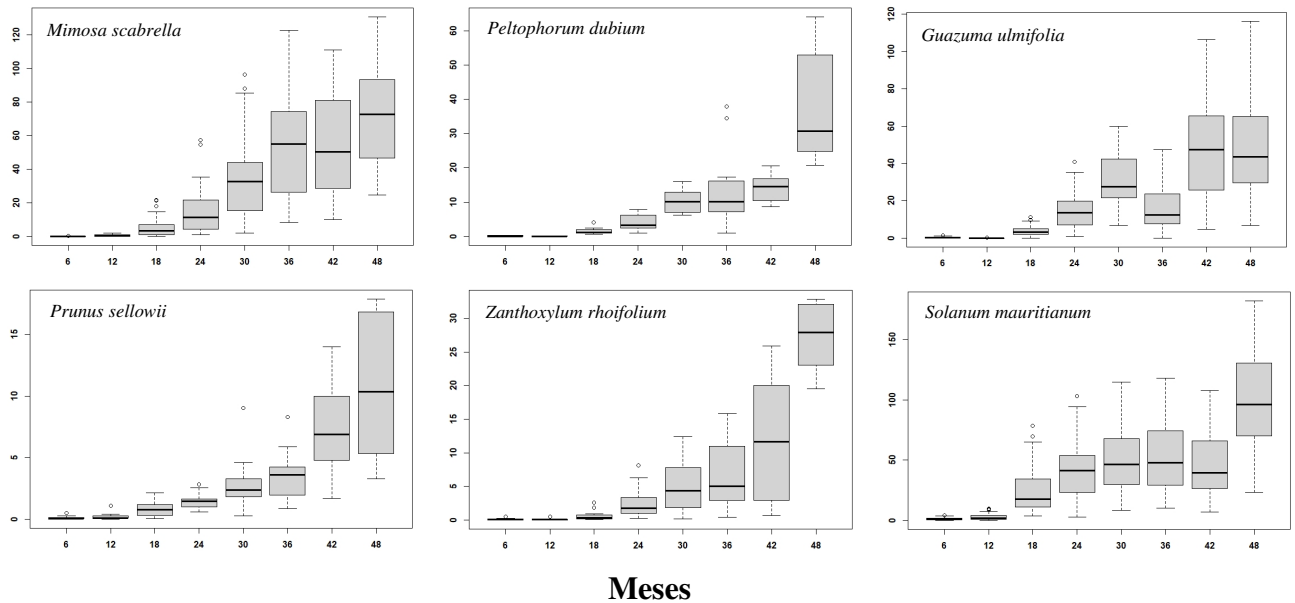
**Figura 7** - Área de projeção de copa (m<sup>2</sup>) ao longo do tempo (48 meses) para as 15 espécies avaliadas.

Os valores de área de projeção de copa e volume de copa aumentaram gradualmente ao longo do tempo (Figuras 7 e 8). Houve um aumento na amplitude dos

valores observados devido aos diferentes níveis de desenvolvimento das espécies. Os gráficos de caixa aos 12 meses apresentaram menor dispersão, no entanto, nesse período ocorreu uma redução do crescimento provocado pelas inferências edafoclimáticas, apresentando uma mediana abaixo dos demais períodos. Os danos fisiológicos aos indivíduos susceptíveis ao frio durante o período de maio a setembro reduziram o crescimento vegetativo o que resultou na morte da parte aérea de alguns indivíduos, retomado porém após esse período de crescimento vegetativo devido a modificações anatômicas na região do câmbio (Souza et al., 1991).

No ano de 2012 não houve ocorrência de geadas na região, subsequente ao primeiro inverno rigoroso, as plantas cresceram normalmente, porém nos meses de junho a agosto de 2013 tornaram a ocorrer geadas, consequentemente provocando uma nova redução no crescimento nas variáveis em altura total, área de projeção de copa e volume de copa aos 36 meses de idade. Mesmo com a susceptibilidade à geada, os indivíduos das quinze espécies estudadas conseguiram superar a concorrência da vegetação, ocupando o estrato superior do dossel aos 42 meses de idade.





**Figura 8** – Volume de copa ( $m^3$ ) ao longo do tempo (48 meses) para as 15 espécies avaliadas.

### 5.3. MODELOS DE CRESCIMENTO

Os modelos logístico, de Gompertz e de Chapman-Richards foram ajustados à distribuição dos dados de crescimento ao longo de 48 meses das variáveis avaliadas por espécie, descritos a partir dos parâmetros das funções respectivas e dos critérios de avaliação erro padrão da estimativa, coeficiente de determinação, AIC e BIC (Tabelas 4 a 7). Assim, foi possível obter para cada espécie e variável um modelo particular ajustado.

O modelo logístico foi o que apresentou melhores estatísticas de ajuste para o diâmetro do colo para oito das 15 espécies estudadas (*C. urucurana*, *B. forficata*, *I. uruguensis*, *G. ulmifolia*, *G. polymorpha*, *T. micranta*, *P. dubium* e *C. trichotoma*) (Tabela 4). Por outro lado, o modelo de Gompertz foi o mais ajustado aos dados do diâmetro do colo para as espécies *C. floribundus*, *M. scabrella*, *Z. rhoifolium*, *S. mauritianum*, *P. sellowii* e *C. americana*. O modelo de Chapman-Richards foi o que apresentou melhor ajuste ao diâmetro do colo somente para a espécie *S. terebinthifolius*.

**Tabela 4** - Estimativas dos parâmetros e estatísticas de ajuste para os modelos ajustados da variável diâmetro do colo (mm) por espécie .

Espécie	Logístico						
	$\beta_0$	$\beta_1$	$\beta_2$	$S_{yx}$	$R^2$	AIC	BIC
<i>S. terebinthifolius</i>	113,875	3,529	2,056	26,958	0,684	4919,210	4936,593
<i>C. urucurana</i>	135,798	26,803	12,516	26,395	0,737	4082,695	4099,331
<i>C. floribundus</i>	186,580	44,247	13,430	52,644	0,598	4000,305	4016,504
<i>B. forficata</i>	82,291	23,293	11,096	26,839	0,731	3882,492	3899,286
<i>M. scabrella</i>	257,520	33,838	10,343	45,008	0,645	4413,369	4429,781
<i>I. uruguensis</i>	114,309	28,888	9,714	34,158	0,762	735,989	745,760
<i>G. ulmifolia</i>	125,248	23,516	7,619	32,576	0,757	4763,732	4780,785
<i>Z. rhoifolium</i>	156,298	37,454	13,752	37,020	0,699	755,397	765,167
<i>S. mauritianum</i>	183,630	22,150	16,540	27,889	0,581	4893,702	4910,648
<i>G. polymorpha</i>	118,814	35,282	14,291	35,928	0,678	690,935	700,562
<i>T. micrantha</i>	175,806	26,671	10,906	35,071	0,666	4539,595	4556,163
<i>P. dubium</i>	149,370	36,522	15,805	23,065	0,821	665,979	675,654
<i>P. sellowii</i>	97,422	32,375	13,724	32,724	0,730	845,385	856,038
<i>C. americana</i>	74,419	32,372	21,784	34,710	0,491	897,843	908,858
<i>C. trichotoma</i>	87,075	26,728	10,014	34,834	0,716	791,905	802,121
Espécie	Gompertz						
	$\beta_0$	$\beta_1$	$\beta_2$	$S_{yx}$	$R^2$	AIC	BIC
<i>S. terebinthifolius</i>	127,372	2,232	0,745	26,843	0,686	4914,330	4931,713
<i>C. urucurana</i>	193,800	2,690	0,996	26,685	0,731	4093,014	4109,650
<i>C. floribundus</i>	419,400	4,549	0,975	52,536	0,600	3998,562	4014,761
<i>B. forficata</i>	97,319	2,654	0,952	26,923	0,729	3885,562	3902,356
<i>M. scabrella</i>	364,100	4,489	0,957	44,949	0,646	4412,550	4428,691
<i>I. uruguensis</i>	155,088	3,826	0,954	34,378	0,759	737,078	746,848
<i>G. ulmifolia</i>	141,000	4,429	0,929	32,736	0,754	4768,869	4785,922
<i>Z. rhoifolium</i>	284,672	3,627	0,972	36,995	0,700	755,280	765,051
<i>S. mauritianum</i>	214,799	1,821	0,965	27,842	0,582	4891,983	4908,928
<i>G. polymorpha</i>	222,403	3,287	0,974	36,093	0,675	691,688	701,315
<i>T. micrantha</i>	223,700	3,110	0,955	35,138	0,665	4541,374	4557,942
<i>P. dubium</i>	294,000	3,159	0,977	23,174	0,819	666,759	676,434
<i>P. sellowii</i>	146,433	3,052	0,969	32,696	0,731	845,206	855,860
<i>C. americana</i>	107,197	2,101	0,979	34,696	0,492	897,750	908,764
<i>C. trichotoma</i>	107,331	3,454	0,950	34,917	0,715	792,357	802,573
Espécie	Chapman-Richards						
	$\beta_0$	$\beta_1$	$\beta_2$	$S_{yx}$	$R^2$	AIC	BIC

<i>S. terebinthifolius</i>	281,00	0,007	0,797	26,813	0,687	4913,045	4930,427
<i>C. urucurana</i>	238,717	0,013	1,000	26,099	0,684	3870,861	3887,262
<i>C. floribundus</i>	295,918	0,020	2,245	52,798	0,596	4002,770	4018,969
<i>B. forficata</i>	208,000	0,009	0,981	27,264	0,723	3897,956	3914,750
<i>M. scabrella</i>	763,000	0,014	1,900	44,967	0,646	4412,887	4429,029
<i>I. uruguensis</i>	285,000	0,015	1,620	34,874	0,752	739,517	749,488
<i>G. ulmifolia</i>	148,000	0,058	2,900	33,032	0,750	4778,310	4795,363
<i>Z. rhoifolium</i>	224,000	0,020	1,630	37,744	0,688	758,687	768,457
<i>S. mauritianum</i>	214,286	0,020	0,816	28,237	0,571	4906,360	4923,306
<i>G. polymorpha</i>	250,000	0,011	1,260	36,891	0,661	695,271	704,898
<i>T. micrantha</i>	668,000	0,007	1,140	35,442	0,659	4549,387	4565,955
<i>P. dubium</i>	194,000	0,020	1,430	24,993	0,790	679,306	688,982
<i>P. sellowii</i>	143,000	0,020	1,430	33,375	0,720	849,561	860,214
<i>C. americana</i>	71,428	0,020	0,816	35,414	0,471	902,502	913,516
<i>C. trichotoma</i>	172,000	0,018	1,460	35,200	0,711	793,891	804,106

Nota:  $\beta$  = parâmetros da regressão não linear;  $S_{yx}$  = erro padrão da estimativa (%);  $R^2$  = coeficiente de determinação; AIC = Critério de Informação de Akaike; BIC = Critério de Informação Bayesiano.

Os modelos utilizados encontram-se bem ajustados ao crescimento em diâmetro do colo de todas as espécies avaliadas. Para os melhores valores ajustados de cada modelo, as espécies *P. dubium*, *I. uruguensis* e *G. ulmifolia*, foram as que deram origem a maiores valores de coeficiente de determinação (0,82, 0,76 e 0,75, respectivamente) e menor erro padrão (23,06, 34,15 e 32,57%, respectivamente) para o modelo logístico. Já os menores valores de coeficiente de determinação e maiores valores de erro padrão foram encontrados para as espécies *C. americana* (0,47 e 35,41%) (Chapman-Richards) e *S. mauritianum* 0,58 e 27,84% (Logístico), respectivamente.

Topanotti et al (2019), utilizou modelos de regressão não linear para estimar o crescimento em diâmetro do colo para três espécies florestais com potencial madeireiro plantadas em área de restauração florestal, onde os autores obtiveram resultados de coeficiente de determinação de 0,76 para *Araucaria angustifolia* (modelo logístico), 0,68 para *Balfourodendron rieddelianum* (logístico, 4 parâmetros) e 0,66 para *Parapiptadenia rígida* (logístico 4, parâmetros). Já Milani et al. (2013), ao avaliar o crescimento em diâmetro de árvores de *Podocarpus lambertii* em diferentes regiões

do sul do Brasil, obtiveram um coeficiente de determinação de 0,85 utilizando o modelo logístico para representar o crescimento da espécie.

Figueiredo-Filho et al. (2017), utilizando o modelo de Chapman-Richards para avaliar o crescimento em diâmetro em função da idade para diferentes espécies nativas regenerantes, obtiveram coeficientes de determinação de 0,67, 0,73, 0,74, 0,88 e 0,92 para *A. angustifolia*, *O. puberula*, *C. fissilis*, *C. scabra* e *I. paraguaensis*, respectivamente. Já o erro padrão de estimativa variou entre 15,23% a 30,57%. Resultados similares foram obtidos pelo modelo de Chapman-Richards no presente estudo, que variou de 0,47 a 0,79 para o coeficiente de determinação e 24,99 a 52,80% para o erro padrão da estimativa. De acordo com Floriano et al (2006), quanto maior for o coeficiente de determinação e menor for o erro padrão da estimativa, melhor será o ajuste do modelo.

Outros critérios utilizado para selecionar o melhor modelo para a variável diâmetro do colo, foram AIC e BIC. Quanto menores os valores de AIC e BIC, melhor será o ajuste do modelo. Esses critérios são utilizados habitualmente na comparação de diferentes modelos matemáticos para definir o melhor modelo ajustado.

Para a altura total o modelo de Gompertz foi o que apresentou melhor ajuste para onze das 15 espécies (*S. terebinthifolius*, *C. urucurana*, *C. floribundus*, *B. forficata*, *I. uruguensis*, *G. ulmifolia*, *Z. rhoifolium*, *S. mauritianum*, *G. polymorpha*, *T. micranta* e *P. sellowii*). As espécies *P. dubium*, *C. americana* e *C. trichotoma* obtiveram os melhores ajustes pelo modelo logístico, apresentando maior coeficiente de determinação e menores valores de erro padrão, AIC e BIC. Por outro lado, o modelo Chapman-Richards foi o que apresentou melhor estimativa de crescimento em altura somente para *M. scabrella* (Tabela 5).

**Tabela 5** - Estimativas dos parâmetros e as estatísticas de ajuste para os modelos ajustados da variável altura total (m) para as diferentes espécies estudadas e para as quais foi possível ajustar os modelos respectivos.

Espécie	Logístico						
	$\beta_0$	$\beta_1$	$\beta_2$	$S_{yx}$	$R^2$	AIC	BIC
<i>S. terebinthifolius</i>	5,359	22,036	11,972	19,404	0,819	1038,094	1055,476
<i>C. urucurana</i>	9,980	34,255	17,316	22,156	0,779	1246,762	1263,398

<i>C. floribundus</i>	16,051	53,479	15,246	34,994	0,774	1277,352	1293,551
<i>B. forficata</i>	8,495	42,690	18,256	22,388	0,817	908,037	924,832
<i>M. scabrella</i>	8,702	27,889	11,406	23,207	0,803	1220,010	1236,152
<i>I. uruguensis</i>	7,605	38,721	14,804	25,685	0,833	172,575	182,346
<i>G. ulmifolia</i>	8,187	30,718	11,587	29,727	0,797	1532,158	1549,212
<i>Z. rhoifolium</i>	13,837	49,939	17,066	26,979	0,812	220,947	230,718
<i>S. mauritianum</i>	11,031	41,029	25,940	17,380	0,766	1123,607	1140,553
<i>G. polymorpha</i>	6,727	34,017	14,164	27,641	0,779	183,745	193,372
<i>T. micrantha</i>	8,371	26,748	12,685	23,807	0,785	1340,549	1357,117
<i>P. dubium</i>	7,451	30,336	12,307	24,828	0,817	210,295	219,971
<i>P. sellowii</i>	6,278	28,354	12,197	27,440	0,790	254,013	264,667
<i>C. americana</i>	12,120	69,970	25,050	21,385	0,816	135,263	146,278
<i>C. trichotoma</i>	6,524	35,903	13,288	31,029	0,776	218,180	228,396

Espécie	Gompertz						
	$\beta_0$	$\beta_1$	$\beta_2$	$S_{yx}$	$R^2$	AIC	BIC
<i>S. terebinthifolius</i>	6,124	2,356	0,952	19,385	0,820	1036,977	1054,359
<i>C. urucurana</i>	15,832	2,667	0,976	22,124	0,779	1245,433	1262,069
<i>C. floribundus</i>	61,892	5,172	0,983	34,858	0,776	1274,030	1290,229
<i>B. forficata</i>	16,949	3,240	0,980	22,303	0,818	904,306	921,100
<i>M. scabrella</i>	10,500	3,237	0,954	23,022	0,805	1213,321	1229,463
<i>I. uruguensis</i>	13,860	3,500	0,974	25,555	0,835	171,710	181,481
<i>G. ulmifolia</i>	10,603	3,491	0,958	29,412	0,801	1520,974	1538,028
<i>Z. rhoifolium</i>	47,211	4,350	0,983	26,899	0,814	220,444	230,215
<i>S. mauritianum</i>	17,987	2,297	0,983	17,338	0,768	1121,158	1138,103
<i>G. polymorpha</i>	10,411	3,129	0,970	27,634	0,779	183,701	193,328
<i>T. micrantha</i>	10,323	2,715	0,959	23,641	0,788	1334,032	1350,600
<i>P. dubium</i>	10,953	3,125	0,965	23,038	0,814	211,694	221,370
<i>P. sellowii</i>	8,300	2,957	0,961	27,425	0,790	253,898	264,552
<i>C. americana</i>	5,714	2,755	0,965	22,736	0,792	149,476	160,490
<i>C. trichotoma</i>	12,207	3,575	0,972	31,138	0,774	218,844	229,060

Espécie	Chapman-Richards						
	$\beta_0$	$\beta_1$	$\beta_2$	$S_{yx}$	$R^2$	AIC	BIC
<i>S. terebinthifolius</i>	13,800	0,007	0,845	19,557	0,817	1047,011	1064,393
<i>C. urucurana</i>	15,758	0,009	0,862	21,467	0,747	1177,635	1194,037
<i>C. floribundus</i>	18,367	0,020	2,244	35,656	0,766	1293,238	1309,437
<i>B. forficata</i>	18,000	0,007	1,080	23,121	0,805	939,723	956,517
<i>M. scabrella</i>	19,500	0,013	1,310	22,980	0,806	1211,889	1228,041
<i>I. uruguensis</i>	13,400	0,014	1,450	26,409	0,823	177,295	187,066

<i>G. ulmifolia</i>	65,900	0,003	1,24	29,425	0,801	1521,423	1538,476
<i>Z. rhoifolium</i>	14,300	0,020	1,840	28,704	0,787	231,483	241,254
<i>S. mauritianum</i>	6,122	0,041	0,816	19,832	0,696	1258,467	1275,413
<i>G. polymorpha</i>	11,500	0,015	1,330	28,181	0,770	186,916	196,543
<i>T. micrantha</i>	18,872	0,010	1,034	23,832	0,785	1341,506	1358,074
<i>P. dubium</i>	8,163	0,040	2,244	26,756	0,787	222,709	232,384
<i>P. sellowii</i>	10,200	0,020	1,430	28,040	0,780	258,601	269,255
<i>C. americana</i>	6,122	2,771	2,209	25,330	0,742	174,541	185,555
<i>C. trichotoma</i>	15,000	0,012	1,470	31,930	0,763	223,615	233,831

Nota:  $\beta$  = parâmetros da regressão não linear;  $S_{yx}$  = erro padrão da estimativa (%);  $R^2$  = coeficiente de determinação; AIC = Critério de Informação de Akaike; BIC = Critério de Informação Bayesiano.

Para todos os modelos utilizados as espécies *I. uruguensis* e *S. terebinthifolius*, foram as que apresentaram maior valores de coeficiente de determinação (0,84 e 0,82) e menor erro padrão (25,55 e 19,38%) com o ajuste ao modelo de Gompertz. Já os menores valores de coeficiente de determinação foram obtidos para o modelo de Chapman-Richards, com um valor de coeficiente de determinação de 0,69 e um erro padrão da estimativa de 19,83% para a espécie *S. mauritianum*.

Tonini et al. (2008), utilizou o modelo de Chapman-Richards para descrever o crescimento de seis espécies nativas da amazônia por um período de nove anos, obtendo valores de coeficiente de determinação variando entre 0,63 e 0,79. Topanotti et al. (2019), ao avaliar o crescimento em altura de árvores de *B. riedelianum* aos quatro anos de idade, obtiveram um coeficiente de determinação de 0,84 e erro padrão de 18,55% utilizando o modelo logístico para representar o crescimento da espécie em área de restauração ecológica.

Na Tabela 6 são apresentados os parâmetros dos modelos de ajuste para a variável área de projeção de copa e respectivos critérios de avaliação. O modelo de Gompertz foi o que apresentou melhor ajuste para esta variável em oito das 15 espécies estudadas (*C. urucurana*, *M. scabrella*, *Z. rhoifolium*, *S. mauritianum*, *G. polymorpha*, *T. micrantha*, *P. sellowii* e *C. americana*). Para as espécies *S. terebinthifolius*, *C. floribundus*, *B. forficata*, *I. uruguensis*, *G. ulmifolia*, *P. dubium* e *C. trichotoma* o melhor modelo não linear foi o de Chapman-Richards. O modelo logístico não

apresentou bons resultados em termos de descrição do crescimento em área de projeção de copa.

**Tabela 6** - Estimativas dos parâmetros e as estatísticas de ajuste para os modelos ajustados da variável área de projeção de copa (m<sup>2</sup>) para as diferentes espécies estudadas e para as quais foi possível ajustar os modelos respetivos.

Espécie	Logístico						
	$\beta_0$	$\beta_1$	$\beta_2$	$S_{yx}$	$R^2$	AIC	BIC
<i>S. terebinthifolius</i>	13,742	23,455	6,671	46,672	0,636	3083,912	3101,294
<i>C. urucurana</i>	31,451	31,932	8,882	56,613	0,618	3198,599	3215,236
<i>C. floribundus</i>	23,455	40,462	8,746	76,221	0,566	2574,357	2590,556
<i>B. forficata</i>	5,163	22,106	4,569	59,855	0,528	2013,955	2030,749
<i>M. scabrella</i>	20,823	29,196	5,539	54,286	0,650	2618,331	2634,473
<i>I. uruguensis</i>	19,536	33,353	8,568	49,752	0,738	460,008	469,779
<i>G. ulmifolia</i>	13,418	26,957	6,899	56,464	0,638	2834,607	2851,661
<i>Z. rhoifolium</i>	12,149	42,925	9,603	56,444	0,714	320,787	330,558
<i>S. mauritianum</i>	25,553	20,662	4,969	37,435	0,699	3301,248	3318,194
<i>G. polymorpha</i>	11,939	29,466	7,786	36,400	0,800	340,593	350,220
<i>T. micrantha</i>	109,168	60,431	15,549	54,141	0,636	3238,476	3255,044
<i>P. sellowii</i>	5,045	40,123	11,849	54,154	0,657	245,757	256,411
<i>C. americana</i>	4,181	37,178	8,095	77,682	0,581	330,874	341,888
<i>C. trichotoma</i>	4,694	28,386	6,591	60,096	0,632	323,656	333,871
Espécie	Gompertz						
	$\beta_0$	$\beta_1$	$\beta_2$	$S_{yx}$	$R^2$	AIC	BIC
<i>S. terebinthifolius</i>	14,948	6,031	0,915	46,336	0,641	3075,676	3093,059
<i>C. urucurana</i>	37,504	5,822	0,941	56,059	0,625	3189,298	3205,935
<i>C. floribundus</i>	41,861	7,127	0,958	76,100	0,567	2573,016	2589,215
<i>B. forficata</i>	5,448	13,192	0,876	59,688	0,531	2011,207	2028,000
<i>M. scabrella</i>	23,154	14,916	0,903	54,187	0,652	2616,811	2632,953
<i>I. uruguensis</i>	23,127	6,764	0,939	48,833	0,747	456,838	466,608
<i>G. ulmifolia</i>	14,800	7,869	0,917	55,623	0,648	2818,849	2835,902
<i>Z. rhoifolium</i>	31,400	6,459	0,968	56,385	0,714	320,612	330,383
<i>S. mauritianum</i>	26,383	10,466	0,846	37,376	0,700	3299,652	3316,598
<i>G. polymorpha</i>	14,173	6,037	0,935	36,290	0,802	340,093	349,720
<i>T. micrantha</i>	233,100	5,177	0,979	53,885	0,640	3234,061	3250,630
<i>P. sellowii</i>	9,557	4,593	0,969	53,965	0,660	245,016	255,670
<i>C. americana</i>	6,600	7,199	0,950	77,629	0,581	330,717	341,732

<i>C. trichotoma</i>	5,358	8,782	0,919	59,418	0,640	321,501	331,716
Espécie	Chapman-Richards						
	$\beta_0$	$\beta_1$	$\beta_2$	$S_{yx}$	$R^2$	AIC	BIC
<i>S. terebinthifolius</i>	15,600	0,073	3,960	46,294	0,642	3074,648	3092,030
<i>C. urucurana</i>	38,000	0,047	3,480	54,160	0,602	3001,208	3017,609
<i>C. floribundus</i>	84,300	0,020	3,370	76,056	0,567	2572,530	2588,729
<i>B. forficata</i>	5,500	0,123	10,800	59,675	0,531	2010,994	2027,787
<i>M. scabrella</i>	23,500	0,095	12,300	54,194	0,651	2616,912	2633,054
<i>I. uruguensis</i>	27,700	0,043	3,860	48,617	0,749	456,084	465,855
<i>G. ulmifolia</i>	15,800	0,070	5,130	55,486	0,651	2816,264	2833,318
<i>Z. rhoifolium</i>	38,800	0,020	3,470	56,497	0,714	320,948	330,719
<i>S. mauritianum</i>	26,500	0,127	8,960	37,386	0,700	3299,930	3316,875
<i>G. polymorpha</i>	15,700	0,050	3,650	36,320	0,801	340,231	349,858
<i>T. micrantha</i>	97,895	0,017	2,069	54,057	0,638	3237,014	3253,582
<i>P. dubium</i>	30,612	0,020	2,869	56,989	0,655	346,496	356,172
<i>P. sellowii</i>	8,160	0,024	2,040	54,349	0,655	246,522	257,176
<i>C. americana</i>	9,370	0,030	3,840	77,639	0,581	330,745	341,760
<i>C. trichotoma</i>	5,740	0,069	5,820	59,325	0,641	321,201	331,416

Nota:  $\beta$  = parâmetros da regressão não linear;  $S_{yx}$  = erro padrão da estimativa (%);  $R^2$  = coeficiente de determinação; AIC = Critério de Informação de Akaike; BIC = Critério de Informação Bayesiano.

O modelo Chapman-Richards foi o que apresentou melhores estatísticas de ajuste para a variável volume de copa em 12 das 15 espécies: *S. terebinthifolius*, *C. urucurana*, *B. forficata*, *M. scabrella*, *I. uruguensis*, *G. ulmifolia*, *Z. rhoifolium*, *G. polymorpha*, *T. micrantha*, *P. dubium*, *C. americana* e *C. trichotoma* (Tabela 7). Por outro lado, o modelo de Gompertz foi o que apresentou melhor estatísticas para o volume de copa das espécies *S. mauritianum* e *P. sellowii*. O modelo logístico foi o melhor ajustado aos dados do volume de copa somente para a espécie *C. floribundus*.

**Tabela 7** - Estimativas dos parâmetros e as estatísticas de ajuste para os modelos ajustados da variável volume de copa (m<sup>3</sup>) para as diferentes espécies estudadas e para as quais foi possível ajustar os modelos respectivos.

Espécie	Logístico						
	$\beta_0$	$\beta_1$	$\beta_2$	$S_{yx}$	$R^2$	AIC	BIC
<i>S. terebinthifolius</i>	33,428	27,867	8,195	67,545	0,508	4317,776	4335,158
<i>C. floribundus</i>	116,883	48,151	8,218	101,577	0,521	3706,601	3722,800
<i>M. scabrella</i>	70,072	31,051	5,611	69,041	0,578	3755,394	3771,536
<i>I. uruguensis</i>	54,082	38,432	8,388	61,889	0,710	624,547	634,318
<i>G. ulmifolia</i>	62,265	36,249	8,709	82,061	0,542	4405,751	4422,805
<i>G. polymorpha</i>	32,798	36,358	8,375	51,149	0,749	505,311	514,939
<i>P. sellowii</i>	28,935	53,099	9,740	80,350	0,654	495,486	506,139
<i>C. trichotoma</i>	13,060	36,857	7,288	63,252	0,705	449,769	459,984
Espécie	Gompertz						
	$\beta_0$	$\beta_1$	$\beta_2$	$S_{yx}$	$R^2$	AIC	BIC
<i>S. terebinthifolius</i>	38,461	5,458	0,934	66,952	0,517	4307,726	4325,108
<i>C. floribundus</i>	100,500	9,187	0,975	101,598	0,521	3706,756	3722,955
<i>M. scabrella</i>	80,647	15,877	0,908	68,772	0,581	3752,126	3768,268
<i>I. uruguensis</i>	80,179	7,471	0,951	61,512	0,713	623,510	633,281
<i>G. ulmifolia</i>	79,546	6,922	0,945	81,625	0,547	4400,160	4417,214
<i>S. mauritianum</i>	950,300	5,103	0,984	65,069	0,510	4797,850	4814,795
<i>G. polymorpha</i>	47,990	6,786	0,950	50,913	0,752	504,581	514,208
<i>P. sellowii</i>	977,200	9,481	0,984	80,346	0,654	495,476	506,129
<i>C. trichotoma</i>	18,277	9,402	0,941	63,041	0,707	449,137	459,352
Espécie	Chapman-Richards						
	$\beta_0$	$\beta_1$	$\beta_2$	$S_{yx}$	$R^2$	AIC	BIC
<i>S. terebinthifolius</i>	47,200	0,042	2,820	66,767	0,519	4304,569	4321,952
<i>C. urucurana</i>	195,900	0,0417	5,625	73,011	0,585	4088,090	4104,491
<i>C. floribundus</i>	89,796	0,061	10,000	103,558	0,502	3722,986	3739,185
<i>B. forficata</i>	149,280	0,013	3,088	94,137	0,462	2961,558	2978,352
<i>M. scabrella</i>	82,600	0,088	12,700	68,761	0,581	3751,992	3768,134
<i>I. uruguensis</i>	114,000	0,031	3,980	61,399	0,715	623,198	632,968
<i>G. ulmifolia</i>	103,000	0,036	3,790	81,502	0,548	4398,573	4415,627
<i>Z. rhoifolium</i>	100,000	0,041	9,390	74,046	0,727	511,087	520,858
<i>S. mauritianum</i>	95,918	0,061	3,877	65,949	0,497	4811,584	4828,529
<i>G. polymorpha</i>	68,000	0,030	3,550	50,868	0,752	504,435	514,062
<i>T. micrantha</i>	887,692	0,018	3,621	69,838	9,609	4498,776	4515,344

<i>P. dubium</i>	100,000	0,041	7,347	77,109	0,676	590,643	600,318
<i>P. sellowii</i>	95,900	0,020	4,690	80,820	0,650	496,722	507,376
<i>C. americana</i>	44,897	0,020	4,693	89,554	0,583	408,825	419,825
<i>C. trichotoma</i>	21,300	0,046	5,950	63,016	0,707	449,059	459,275

Nota:  $\beta$  = parâmetros da regressão não linear;  $S_{yx}$  = erro padrão da estimativa (%);  $R^2$  = coeficiente de determinação; AIC = Critério de Informação de Akaike; BIC = Critério de Informação Bayesiano.

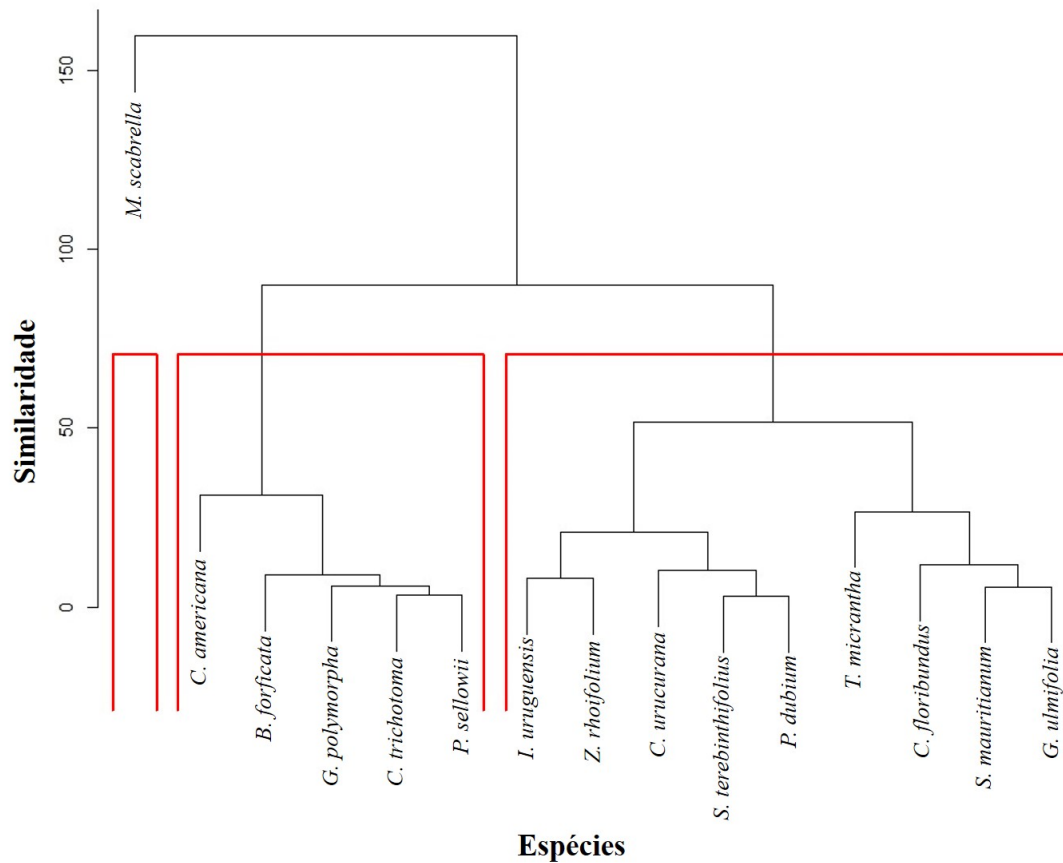
As funções ajustadas para o volume de copa estão associadas a elevados valores de erro-padrão da estimativa, que variou, respectivamente, de 51,14% a 101,57% (logístico), 50,91% a 101,59% (Gompertz), 61,40% a 103,56% (Chapman-Richards). O erro padrão determina a precisão do ajuste, quanto menor, melhor é a sua precisão. Acredita-se que o erro-padrão elevado seja resultado da elevada variabilidade do conjunto de dados para esta variável que influenciou diretamente o ajuste das funções encontradas.

#### 5.4. AGRUPAMENTO (CLUSTER)

O dendrograma das 15 espécies avaliadas permitiu determinar diferentes agrupamentos das espécies expressa pelo crescimento médio durante o período de avaliação (48 meses) das variáveis avaliadas e descritas neste trabalho (diâmetro do colo, altura total, área de projeção de copa e volume de copa) (Figura 9).

Observa-se a formação de três grupos distintos para níveis de similaridade (ou distância) intermédios. Pelo seu mais elevado crescimento, a espécie *M. scabrella* que apresentou melhor desempenho silvicultural em altura, diâmetro e área de projeção de copa, constitui um grupo isolado. O segundo grupo, formado por *C. americana*, *B. forficata*, *G. polymorpha*, *C. trichotoma* e *P. sellowii*, foi o grupo que apresentou menor desempenho em termos de crescimento do diâmetro do colo, altura total, área de projeção de copa e volume de copa. Já o terceiro grupo formado, à direita, por *I. uruguensis*, *Z. rhoifolium*, *C. urucurana*, *S. terebinthifolius*, *P. dubium*, *T. micranta*, *C. floribundus*, *S. mauritanum* e *G. ulmifolia*, foi o que apresentou um desempenho intermédio nos índices avaliados. Além da similaridade de crescimento, estas espécies

foram agrupadas por possuírem valores médios semelhante em crescimento em diâmetro do colo, altura total e área de copa.



**Figura 9** - Dendrograma da análise de clusters (hierárquico, distância Euclidiana) das variáveis dendrométricas para quinze espécies florestais nativas em área de restauração florestal.

O fato de espécies da família Fabaceae apresentarem um crescimento muito superior às demais reforça os resultados do estudo Chada et al. (2004), de acordo com o qual espécies dessa família apresentam rápido crescimento em ambientes adversos devido, principalmente à capacidade de se associarem a fungos micorrízicos e bactérias do gênero *Rhizobium* e por isso são fundamentais para a utilização em projetos de restauração ecológica. Diversas pesquisas (Franco et al., 2003; Machado et al., 2014; Stolarski, 2015; Balieiro et al., 2017) sugerem a utilização de espécies de rápido crescimento, que sejam capazes de gerar aporte de N e C ao solo degradado e aumentar

consequentemente a disponibilidade dos demais nutrientes, matéria orgânica e reciclagem de nutrientes.

De acordo com Gonçalves Alvim et al. (2002), a utilização de espécies leguminosas na restauração de áreas degradadas é conhecida pela eficiência na fixação de N que, em geral, é muito pouco disponível ou ausente nessas áreas. Por outro lado, raízes de leguminosas contribuem para melhorar a agregação do solo, facilitando a colonização de espécies regenerantes.

As espécies *C. americana*, *B. forficata*, *G. polymorpha*, *C. trichotoma* e *P. sellowii*, apresentaram um baixo crescimento, porém o alto percentual de sobrevivência, somada à característica de algumas espécies produzirem frutos para a fauna, torna estas espécies de suma importância no processo de restauração do ecossistema. De acordo com Almeida (2016), a utilização espécies nativas frutíferas em área degradadas é um modelo de restauração interessante para proporcionar alimento e atração à fauna silvestre. Este modelo pode ser aplicado em áreas próximas a fragmentos florestais, onde vai fomentar a migração de animais de outras áreas florestais para a área em restauração. Esta migração tem como objetivo trazer propágulos da floresta original para o ecossistema em recuperação. É indicado a utilização de espécies frutíferas com capacidade de alimentar vários grupos de fauna (aves, morcegos, roedores etc.), desde que ocorra uma conectividade com os fragmentos florestais nos quais existam estes grupos de animais.

## 6. CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos neste estudo, pode-se concluir que:

- Para cada espécie e variável foi possível obter um modelo de crescimento particularmente bem ajustado de entre os diferentes modelos não lineares testados, com destaque o modelo logístico para a variável diâmetro do colo, do modelo Gompertz para as variáveis altura total e área de copa e o modelo Chapman-Richards com melhores ajustes para a variável volume de copa.

- O percentual de sobrevivência foi elevado para a maioria das espécies, com destaque para *S. mauritianum*, *C. americana*, *G. polymorpha*, *I. uruguensis*, *P. dubium*, *P. sellowii* e *Z. rhoifolium*. O menor percentual de sobrevivência foi registrado por *C. floribundus* e *S. terebinthifolius*, sendo uma taxa de sobrevivência baixa, que pode comprometer a integridade e qualidade em projetos de restauração florestal na região.

- Observou-se alta rusticidade das espécies no seu estabelecimento, característica fundamental para o sucesso de projetos de restauração florestal. As espécies que se destacaram no crescimento em diâmetro do colo, altura total, área de projeção de copa e volume de copa, foram *M. scabrella*, *I. uruguensis*, *Z. rhoifolium*, *C. urucurana*, *S. terebinthifolius*, *P. dubium*, *T. micranta*, *C. floribundus*, *S. mauritianum* e *G. ulmifolia*, espécies altamente recomendadas em ambientes com condições ambientais iguais ou semelhantes aos da área estudada.

- Das espécies classificadas como de preenchimento, as que apresentaram melhor desempenho silvicultural e cumprem com o papel de apresentar crescimento rápido e alta capacidade como espécie sombreadora, foram: *M. scabrella*, *T. micranta*, *S. mauritianum*, *C. floribundus* e *C. urucurana*. No entanto, as espécies *Z. rhoifolium* e *I. uruguensis*, classificadas como de diversidade, apresentaram características desejáveis para espécies de preenchimento, ou seja, apresentaram rápido crescimento de área e de densidade de copa.

- As espécies que apresentaram baixo desempenho silvicultural foram: *C. americana*, *B. forficata*, *G. polymorpha*, *C. trichotoma* e *P. sellowii*. Destacando-

se a espécie *B. forficata*, como a espécie de preenchimento que apresentou baixo crescimento.

- Com base nos resultados recomenda-se o monitoramento a longo prazo para caracterizar melhor o comportamento do crescimento das espécies avaliadas no ecossistema em restauração, além de realizar novos estudos de fenologia das espécies e o processo de regeneração natural na área de estudo.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AKAIKE, H. **Information theory and an extension of the maximum likelihood principle**. In B. N. Petrov & F. Caski (Eds.), *Proceedings of the Second International Symposium on Information Theory* (pp. 267–281). Budapest: Akademiai Kiado. 1973.

ALMEIDA, D. S. **Alguns princípios de sucessão natural aplicados ao processo de recuperação**. In: *Recuperação ambiental da Mata Atlântica* [online]. 3rd ed. rev. and enl. Ilhéus, BA: Editus, 2016, pp. 48-75.

ALVARES, C. A.; SENTELHAS, P. C.; STAPE, J. L. Modeling monthly meteorological and agronomic frost days, based on minimum air temperature, in Center-Southern Brazil. **Theoretical and Applied Climatology**, v. 113, n. 3-4, p. 1-15, 2017.

ALVES, J. D. A., CALEGARIO, N., ROSADO, S. C. D. S., SILVA, G. A., POSSATO, E. L., MELO, E. D. A. Equações hipsométricas para *Toona ciliata* com inclusão de covariantes. **Ciência Florestal**, v. 27, n. 2, p. 581-595, 2017.

ANDERSON, M. L. Spaced-Group planting. **Unasyuva**, Roma, v. 7, n. 2, p. 1-15, June 1953.

ANDREASEN, J.K.; O'NEILL, R.V.; NOSS, R. SLOSSER, N.C. Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. **Ecological Indicators**, v.1, p. 21-35, 2001.

ARONSON, J., DURIGAN, G., BRANCALION, P. H. S. Conceitos e definições correlatos à ciência e à prática da restauração ecológica. **IF Série Registros**, v. 44, p. 1-38, 2011.

BALIEIRO, F. D. C., COSTA, C. A., OLIVEIRA, R. B. D., OLIVEIRA, R. D., DONAGEMMA, G. K., ANDRADE, A. G. D., CAPECHE, C. L. Estoque de carbono

em áreas de mineração recuperada com leguminosas arbóreas e lodo. **Revista Árvore**, v.41, n. 6, 2017.

BECHARA, F. C. **Unidades Demonstrativas de Restauração Ecológica através de Técnicas Nucleadoras: Floresta Estacional Semidecidual, Cerrado e Restinga**. 2006. Dissertação (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura “Luis de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba.

BECHARA, F. C., CAMPOS FILHO, E. M., BARRETTO, K. D., GABRIEL, V. D. A., ANTUNES, A. Z., REIS, A. Unidades demonstrativas de restauração ecológica através de técnicas nucleadoras de biodiversidade. **Revista Brasileira de Biociências**, Porto Alegre, v. 5, n. 1, p. 9-11, jul. 2007.

BECHARA, F. C., DICKENS, S. J., FARRER, E. C., LARIOS, L., SPOTSWOOD, E. N., MARIOTTE, P., SUDING, K. N. Neotropical rainforest restoration: comparing passive, plantation and nucleation approaches. **Biodiversity and Conservation**, v.25, n.11, p. 2021-2034, 2016.

BECHARA, F. C., FERNANDES, G. D., SILVEIRA, R. L. Quebra de dormência de sementes de *Chamaecrista flexuosa* (L.) Greene Leguminosae visando a restauração ecológica do cerrado. **Revista de Biologia Neotropical**, v. 4, n. 1, p. 58-63, 2007.

BEISEGEL, B. M. Shelter availability and use by mammals and birds in an Atlantic forest area. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 6, n. 1, p. 1-16, 2006.

BEISEGEL, B. M. Shelter availability and use by mammals and birds in an Atlantic forest area. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 6, n. 1, p. 1-16, 2006.

BELLOTTO, A.; VIANI, R. A. G.; NAVE, A. G.; GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R. R. **Monitoramento das áreas restauradas como ferramenta para avaliação da efetividade das ações de restauração e para redefinição metodológica**. São Paulo: LERF/ESALQ, Instituto BioAtlântica, 2009.

BENINI, R.; SANTANA, P.; BORGIO, M.; GIRÃO, V.; CAMPOS, M.; KLEIN, F.; KUMMER, O. P.; NETTO, D. S. A.; RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G.; GANDOLFI, S. Manual de Restauração da vegetação nativa, Alto Teles, MT. **The Nature Conservancy**, Alta Floresta, p. 114, 2016.

BRASIL. Lei n. 9985, de 18 de julho de 2000. **Sistema Nacional de Unidades de Conservação**. Brasília, MMA, 2000, cap.1, p.15, 2000.

BURTON, C. M.; BURTON, P. J.; HEBDA, R.; TURNER, N. J. Determining the optimal sowing density for a mixture of native plants used to revegetate degraded ecosystems. **Restoration Ecology**, Oxford, v.14, n.3, p.379-390, 2006.

CAIRNS JÚNIOR, J. **Aumento da Diversidade Através da Restauração de Ecossistemas Danificados**. In: WILSON, E.O. (Org.) Biodiversidade. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997.

CARON, B. O.; SOUZA, V. Q.; ELOY, E.; BEHLING, A.; SCHMIDT, D.; TREVISAN, R. Resistência inicial de quatro espécies arbóreas em diferentes espaçamentos após ocorrência de geada. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 41, n. 5, p. 817-822, 2011.

CARPANEZZI, A. A.; CARPANEZZI, O. T. **Espécies nativas recomendadas para recuperação ambiental no estado do Paraná, em solos não degradados**. Documentos. Colombo: Embrapa Florestas, 57 p., 2006.

CARPANEZZI, A. A.; COSTA, L. G. S.; KAGEYAMA, P. Y.; CASTRO, C. F. A. Espécies pioneiras para recuperação de áreas degradadas: a observação de laboratórios naturais. In: Congresso Florestal Brasileiro, 6, Campos do Jordão, 1990. **Anais...** São Paulo: SBA/SBEF, 1990. p. 329-336.

CARVALHO, J. O. P. **Análise estrutural da regeneração natural em floresta tropical densa na região do Tapajós no Estado do Pará.** Curitiba: UFPR, 1982. 128 p. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Universidade Federal do Paraná, 1982.

CHADA, S. S.; CAMPELLO, E. F. C.; FARIA, S. M. Sucessão vegetal em uma encosta reflorestada com leguminosas arbóreas em Angra dos Reis, RJ. **Revista Árvore**, v.28, n.6, p.801-809, 2004.

CHAZDON, R. L. Tropical forest recovery: legacies of human impact and natural disturbances. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics (PPEES)**, v. 6, p.51-71, 2003.

CURY, R. T.; CARVALHO JR, C. J. **Manual para restauração florestal: florestas de transição.** Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia. 2011.

DURIGAN, G. **O uso de indicadores para monitoramento de áreas em recuperação.** In: GANDARA, F. B.; UEHARA, T.H.K. (Org.). Monitoramento de áreas em recuperação: subsídios à seleção de indicadores para avaliar o sucesso da restauração ecológica. São Paulo:SMA, 2011.

DURIGAN, G.; CONTIERI, W. A.; MELO, A. C. G.; NAKATA, H. Crescimento e Sobrevivência de Espécies Arbóreas Plantadas em Terreno Permanente Úmido em Região de Cerrado. In: VILAS BÔAS, O. e DURIGAN, G. **Pesquisas em Conservação e Recuperação Ambiental no Oeste Paulista (resultado da Cooperação Brasil/Japão).** São Paulo: Instituto Florestal, Ed. Páginas e Letras, 2004, p.451.

DURIGAN, G.; ENGEL, V. L. **Restauração de Ecossistemas no Brasil: Onde estamos e para onde podemos ir?.** In: MARTINS, S.V. (Ed.). Restauração Ecológica de Ecossistemas Degradados. Viçosa, MG: Editora UFV, 2012.

ENGEL, V. L.; PARROTTA, J. A. Definindo a restauração ecológica: tendências e perspectivas mundiais. In: P.Y. KAGEYAMA, R.E. OLIVEIRA, L.F.D. MORAES, V.L. ENGEL & F.B. GANDARA (eds.). Restauração Ecológica de Ecossistemas Naturais, **Anais**. Botucatu, pp. 1-26, 2003.

FAO. 2000. Land resource potential and constraints at regional and country scales. **World Soil Resource Report**, 90. Roma. 122p

FERREIRA, W. C.; BOTELHO, S. A.; DAVIDE, A. C.; FARIA, J. M. R. Avaliação do crescimento do estrato arbóreo de área degradada revegetada à margem do rio grande, na usina Hidrelétrica de Camargos, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 31, n. 1, p. 177-185, 2007.

FLORIANO, E. P., MÜLLER, I., FINGER, C. A. G., SCHNEIDER, P. R. Ajuste e seleção de modelos tradicionais para série temporal de dados de altura de árvores. **Ciência Florestal**, v. 16, n. 2, p. 177-199, 2006.

FRANCO, A. A.; RESENDE, A. S. de; CAMPELLO, E. F. C. **Importância das leguminosas arbóreas na recuperação de áreas degradadas e na sustentabilidade de sistemas agroflorestais**. In: Sistemas Agroflorestais e Desenvolvimento Sustentável, Mato Grosso do Sul, p. 1-24, 2003.

GONÇALVES-ALVIM, S. J.; ALMEIDA, C.; KRAFETUSKI, A. C., FERNANDES, F., CLETO, S. FERNANDES, G. W. Diversidade de plantas em áreas degradadas no quadrilátero ferrífero, Minas Gerais. In: Simpósio nacional sobre Recuperação de Áreas Degradadas "Água e Biodiversidade", 5., 2002, Belo Horizonte, MG. **Anais...** Belo Horizonte: SOBRADE, p.152-154, 2002.

HOLL, K.D.; LOIK, M. E.; LIN, E. H. V.; SAMUELS, I. A. Tropical Montane Forest Restoration in Costa Rica: overcoming barriers to dispersal and establishment. **Restoration Ecology**, v. 8, n. 4, p. 339-349, 2000.

IBAMA. **Manual de recuperação de áreas degradadas pela mineração**. Brasília. 1990, 96p.

IGNÁCIO, É. D.; ATTANASIO, C. M.; TONIATO, M. T. Z. Monitoramento de plantios de restauração de florestas ciliares: microbacia do ribeirão São João, Mineiros do Tietê, SP. **Instituto Florestal**, São Paulo, v. 19, n. 2, p. 137-148, 2007.

IMAÑA-ENCINAS, J.; SILVA, G. F.; PINTO, J. R. R. Idade e crescimento das árvores. **Comunicações Técnicas Florestais**. Brasília, v. 7, n. 1, 40p., 2005.

KOZLOWSKI, T. T.; KRAMER, P. J.; PALLARDY, S. G. **Physiological ecology of woody plants**. Academic Press, New York, 1991. 657p.

LINDEN, Ricardo. Técnicas de agrupamento. **Revista de Sistemas de Informação da FSMA**. Macaé, n. 4, p. 18-36, 2009.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras**: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Nova Odessa, Editora Plantarum, 1992, p.178.

MACHADO, D. F. T., CONFESSOR, J. G., RODRIGUES, S. C. Processo inicial de recuperação de área degradada a partir de intervenções físicas e utilização de leguminosas. **Caderno de Geografia**, v. 24, n. 1, 42-54, 2014.

MACHADO, I. E. S., DE OLIVEIRA MEDEIROS, P. C. A., CARVALHO, M. G. C., PEREZ, C. A. M., SANTANA, T. F., & DE LIMA ANDRADE, V. C. Modelos hipsométricos ajustados para um fragmento de cerrado *Sensu stricto* tocantinense. **Revista Agrogeoambiental**, v.11, n.1, 2019.

MACHADO, I. E. S., MEDEIROS, P. C. A. D. O., CARVALHO, M. G. C., PEREZ, C. A. M., SANTANA, T. F., ANDRADE, V. C. D. L. Modelos hipsométricos ajustados para um fragmento de cerrado *Sensu stricto* tocantinense. **Revista Agrogeoambiental**. Pouso Alegre, v. 11, n. 1 2019.

MACHADO, S. D. A., SOUZA, R. F. D., APARECIDO, L. M. T., RIBEIRO, A., CZELUSNIAK, B. H. Evolução das variáveis dendrométricas da bracatinga por classe de sítio. **Cerne**, v.21, n.2, p.199-207, 2015.

MAESTRI, R., SANQUETTA, C. R., SCOLFORO, J. R., DO AMARAL MACHADO, S., & DALLA CORTE, A. P. Modelagem do crescimento florestal considerando variáveis do ambiente: revisão. **Scientia Agraria**, v.14, n.3, 2013.

MAJER, J. D. **Fauna studies and land reclamation technology: review og the history and need for such studies.** In: Majer, J.D. (coord.): *Animais in primary sucession: the role of fauna in reclaimed lands.* London: Cambridge Univ. Press. p 3-33, 1989.

MARTINS, S. V. **Recuperação de Áreas degradadas: Ações em Áreas de Preservação Permanente, voçorocas, taludes, rodoviários e de mineração.** Viçosa – MG: Ed. Aprenda Fácil. 2013, 264p.

MATTEI, V. L. Avaliação de protetores físicos em semeadura direta de *Pinus taeda* L. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v.7, n.1, p.91-100, 1997.

McDONNELL, M. J.; STILES, S. W. The structural complexity of old field vegetation and the recruitment of bird-dispersed plant species. **Oecologia**, Berlin, v. 56, n. 1, p. 109-116, 1983.

MEA – Millennium Ecosystem Assessment. **Ecosystems and human well-being: multiscale assessments.** Washington: Island Press, 2005. (Synthesis Report Series, v. 4).

MELO, M. F. F.; ZICKEL, C. S. Os gêneros *Zanthoxylum* L. e *Esenbeckia* Kunth (Rutaceae) no Estado de Pernambuco, Brasil. **Acta botânica brasílica**, Belo Horizonte, v. 18, n. 1, p. 73-90, 2004.

MENDONÇA, A. V. R. **Reabilitação de cavas de extração de argila e tolerância de espécies florestais a salinidade**. 2006. 120 f. Tese. (Doutorado em Produção Vegetal) - Universidade Estadual do Norte Fluminense Darcy Ribeiro - UENF, Campos dos Goytacazes, 2006.

MERGANICOVÁ, K. et al. **Deadwood in forest ecosystems**. In: BLANCO, J. A.; LO, Y. H. (Eds). *Forest Ecosystems - more than just trees*. Rijeka: InTech, 2012. p. 81-108.

MERGANIČOVÁ, K., MERGANIČ, J., SVOBODA, M., BAČE, R., ŠEBEŇ, V. **Deadwood in forest ecosystems**. In: BLANCO, J. A.; LO, Y. H. (Eds). *Forest Ecosystems - more than just trees*. Rijeka: InTech, 2012. p. 81-108.

MILANI, E. J., SCHNEIDER, P. R., CUNHA, T. A. D. Crescimento em diâmetro de árvores de *Podocarpus lambertii* em duas regiões fitogeográficas no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Ciência Florestal**, v. 23, n. 2, p. 443-448, 2013.

MORAES, L. F. D., ASSUMPÇÃO, J. M., PEREIRA, T. S., LUCHIARI, C. Manual técnico para a restauração de áreas degradadas no Estado do Rio de Janeiro: Jardim Botânico. **Embrapa Agrobiologia-Livro científico (ALICE)**, 2013.

MORAES, L. F. D.; ASSUMPÇÃO, J. M.; LUCHIARI, C.; PEREIRA, T. S. Plantio de espécies arbóreas nativas para a restauração ecológica na reserva biológica de poço das antas, rio de janeiro, Brasil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 57, n. 3, p. 477-489, 2005.

MIRANDA, C. C., ROPPA, C., PONCIANO, J. D. C., SILVA, I. F. D. O., OTOGALI, T. D. C. R., & MENEZES, C. E. G. Sistema Agroflorestal como alternativa para restauração de mata ciliar, na região do Médio Paraíba do Sul: avaliação inicial de espécies florestais. **Cadernos de Agroecologia**, v.13, n.1, 2018.

NAVE, A. G. **Banco de sementes autóctone e alóctone, resgate de plantas e plantio de vegetação nativa na fazenda Intermontes, município de Ribeirão Grande, SP.**

2005. 218f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2005.

NAVE, A. G.; RODRIGUES, R. R. Combination of species into filling and diversity groups as forest restoration methodology. High Diversity Forest Restoration in Degraded Areas. **Nova Science Publishers**, New York, 103-126, 2007.

NICODEMO, M. L. F.; VINHOLIS, M. D.; SANTOS, P. M.; RASSINI, J.; PORFIRIO-DA-SILVA, V.; FREITAS, A. Sobrevivência inicial de espécies florestais nativas em sistemas agrossilvipastoris. In *Embrapa Pecuária Sudeste-Artigo em anais de congresso (ALICE)*. In: Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia, 45., 2008, Lavras, MG. **Anais...** Lavras: SBZ: UFLA, 2008.

NÓBREGA, A. M. F. D.; VALERI, S. V.; PAULA, R. C. D.; SILVA, S. A. D. Regeneração natural em remanescentes florestais e áreas reflorestadas da várzea do rio Mogi-Guaçu, Luiz Antônio-SP. **Revista Árvore**, v. 32, n. 5, 909-920, 2008.

PAIVA SOBRINHO, S. D.; SIQUEIRA, A. G. D. Caracterização morfológica de frutos, sementes, plântulas e plantas jovens de mutamba (*Guazuma ulmifolia* Lam.-Sterculiaceae). **Revista Brasileira de Sementes**, v. 30, n.1, p. 114-120, 2008.

PETERNELLI, L. A. **Regressão linear e correlação**. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Informática–Centro de Ciências Exatas e Tecnológicas. Minas Gerais, 2013.

PINTO, L. P.; HIROTA, M.; CALMON, M.; RODRIGUES, R. R.; ROCHA, R. Referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. In: RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERHAGEN, I. (Orgs.). **Pacto para a restauração da Mata Atlântica**: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. São Paulo: Instituto Bio Atlântica, 2009. p.14.

POESTER, G. C. **Crescimento inicial e sobrevivência de espécies florestais nativas em reflorestamento de mata ciliar, no Município de Maquiné, RS.** 2012. 22f. Trabalho de Conclusão de Curso (Ciências Biológicas) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2012.

REIS, A., BECHARA, F. C., TRES, D. R. Nucleation in tropical ecological restoration. **Scientia Agricola**, Piracicaba, v. 67, n.2, p. 244-250, 2010.

REIS, A., TRES, D.R.; BECHARA, F.C. A Nucleação como novo paradigma na restauração ecológica: “Espaço para o impossível”. In: Simpósio sobre recuperação de áreas degradadas com ênfase em matas ciliares, Instituto de Botânica, São Paulo, **Anais...** 2006.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S. **Conceitos, tendências e ações para a recuperação de florestas ciliares.** In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (Ed). *Matas Ciliares: Conservação e Recuperação*. São Paulo: FAPESP, 2000. p. 241-243.

RODRIGUES, R. R.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G.; ARONSON, J.; BARRETO, T. E.; VIDAL, C. Y.; BRANCALION, P. H. S. Large-scale ecological restoration of high-diversity tropical forests in SE Brazil. **Forest Ecology and Management**, Cambridge, v. 26, p. 1605-1613, 2011.

RODRIGUES, R. R.; LIMA, R. A. F.; GANDOLFI, S.; NAVE, A. G. On the restoration of high diversity forests: 30 years of experience in the Brazilian Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, p. 242-251, 2009.

ROIZMAN, L. G. **Fitossociologia e dinâmica do banco de sementes de populações arbóreas de florestas secundárias em São Paulo, SP** (dissertação). São Paulo: Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo; 1993.

RUSCHEL, A. R.; NODARI, R. O. *Solanum mauritianum*: Fumo-brabo. In: CORADIN, L.; SIMINSKI, A.; REIS, A. (Org.). **Espécies nativas da flora brasileira**

**de valor econômico atual ou potencial:** plantas para o futuro – Região Sul. Brasília: MMA, 2011, v. 1, p. 692-700.

SAUVAIN, R. B. **Dead wood in managed forests: how much and how much is enough? Development of a snag quantification method by remote sensing & GIS and snag targets based on three-toed woodpeckers' habitat requirements.** 2003. 184f. Tese (Doutorado) - École Polytechnique Fédérale de Lausanne, Lausanne, 2003.

SAYÃO, L. F. Modelos teóricos em ciência da informação-abstração e método científico. **Ciência da informação**, v.30, n.1, p.82-91, 2001.

SCHNEIDER, L. C. A., SILVA, M. T. D., AGOSTINETTO, L., & SIEGLOCH, A. E. Deforestation in mixed ombrophilous forest in the serrana region of Santa Catarina. **Revista Árvore**, v.42, n.2, 2018.

SCHORN, L. A.; GALVÃO, F. Dinâmica do estrato arbóreo em três estádios sucessionais de uma Floresta Ombrófila Densa em Blumenau, SC. **Cerne**, Lavras, v. 15, n. 2, p. 221-235, 2009.

SCHORN, L. A.; GALVÃO, F. Dinâmica do estrato arbóreo em três estádios sucessionais de uma Floresta Ombrófila Densa em Blumenau, SC. **Cerne**, v. 15, n. 2, p. 221-235, 2009.

SCHWARZ, G. Estimating the dimension of a model. **Annals of Statistics**, Philadelphia, v. 6, p. 461-464, 1978.

SER. Princípios da SER *International* sobre a restauração ecológica. **Society for Ecological Restoration International**. Grupo de Trabalho sobre Ciência e Política, Arizona, v.2, 2004, p.2.

SGARBI, A. S. **Avaliação de crescimento inicial de espécies nativas em plantio misto de restauração florestal em Dois Vizinhos, PR.** Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Tecnológica Federal do Paraná, 2013.

SHIELS, A. B.; WALKER, L. R. Bird perches increase forest seeds on Puerto Rican landslides. **Restoration Ecology**, Malden, v. 11, n. 4, p. 457-465, Dec. 2003.

SILVA, G. F. D., SOARES, C. P. B., CHICHORRO, J. F., DE MENDONCA, A. R. **Caracterização dendrométrica e crescimento de dez espécies florestais nativas em plantios homogêneos no estado do Espírito Santo** (Master's thesis, Universidade Federal do Espírito Santo), 2016.

SILVA, J. A. A., DA ROCHA, K. D., FERREIRA, R. L. C., TAVARES, J. A. Modelagem do crescimento volumétrico de clones de eucalipto (*Eucalyptus urophylla*) no Polo Gesseiro do Araripe-PE. **Anais**. Academia Pernambucana de Ciência Agronômica, v. 13, p. 173-190, 2018.

SILVA, W. R. A importância das interações planta-animal nos processos de restauração. In: Restauração ecológica de ecossistemas naturais. (Org.) KAGEYAMA, P.; OLIVEIRA, R. E.; MORAES, L. F. D.; ANGEL, V. L.; GANDARA, F. B. **Anais**, Botucatu, SP. Ed. FEPAF, 2003. 340p

SMA. Resolução SMA nº 32, de 03 de abril de 2014. Estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no Estado de São Paulo, e dá providências correlatas. **Publicada no Diário Oficial do Estado (DOE)**. São Paulo, 2014, seção 1, p.36-37.

SOARES, P. G.; RODRIGUES, R. R. Semeadura direta de leguminosas florestais: efeito da inoculação com rizóbio na emergência de plântulas e crescimento inicial no campo. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v.36, n.78, p.115-121, jun. 2008.

SOUZA, A. J.; ZEN, S.; GIBERTONI, P. E.; SANCHEZ, A. O. Observações preliminares de alguns fatores que afetam a brotação do eucalipto. **Circular Técnica**, v. 177, p.1-9, 1991.

STOLARSKI, O. C. **Desempenho silvicultural de espécies arbóreas de rápido crescimento em área de restauração florestal no sudoeste do Paraná** (Bachelor's thesis, Universidade Tecnológica Federal do Paraná), 2015.

STURGESS, P.; ATKINSON, D. The clear-felling of sand-dune plantations: soil and vegetational processes in habitat restoration. **Biological Conservation**, London, v. 66, n. 3, p. 171-183, June 1993.

TEAM, R. Studio. **RStudio: Integrated Development for R**. R Studio, Inc., Boston, MA, USA. 2015.

TERBORCH, J.; PETREN, K. **Development of habitat structure through succession in an Amazonian floodplain forest**. In: Bell S, Mccoy E, Mushinsky H. Habitat structure: the physical arrangement of objects in space. London: Chapman & Hall, p.28-46, 1991.

TONINI, H.; FINGER, C. A. G.; SCHNEIDER, P. R. O crescimento da *Nectandra megapotamica* Mez., em floresta nativa na depressão central do Estado do Rio Grande do Sul. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 33, n. 1, p. 85-90, 2003.

TOPANOTTI, L. R.; GERBER, D.; STOLARSKI, O. C.; TRENTIN, B. E.; PERTILLE, C. T.; SCHORR, L. P. B.; GORENSTEIN, M. R.; NICOLETTI, M. F.; BECHARA, F. C. Initial growth performance of valuable timber species in southern Brazil: *Araucaria Angustifolia*, *Balfourodendron Riedelianum*, and *Parapiptadenia Rígida*. **Revista Árvore**, v. 43, n. 4, p. 1-10, 2019.

TRENTIN, B. E., ESTEVAN, D. A., ROSSETTO, E. F. S., GORENSTEIN, M. R., BRIZOLA, G. P., BECHARA, F. C. Restauração florestal na Mata Atlântica: passiva, nucleação e plantio de alta diversidade. **Ciência Florestal**, v.28, n.1, p.160-174, 2018.

TRES, D. R. Tendências da restauração ecológica baseada na Nucleação. In: Conferencia Plenária e Simpósio do 57º Congresso Nacional de Botânica, Gramado. **Anais...** Gramado, 2006, p.2.

VENDRUSCOLO, D. G. S., CHAVES, A. G. S., MEDEIROS, R. A., SILVA, R. D., SOUZA, H. S., DRESCHER, R., LEITE, H. G. Estimativa da altura de árvores de *Tectona grandis* Lf utilizando regressão e redes neurais artificiais. **Nativa**, v. 5, n. 1, 2017.

VENDRUSCOLO, D. G. S., DRESCHER, R., SOUZA, H. S., Moura, J. P. V. M., MAMORÉ, F. M. D., SIQUEIRA, T. D. S. Estimativa da altura de eucalipto por meio de regressão não linear e redes neurais artificiais. **Revista Brasileira de Biometria**, v. 33, n.4, 556-569, 2015.

VENTICINQUE, E. M.; CARNEIRO, J. S.; MOREIRA, M. P.; FERREIRA, L. O uso de regressão logística para espacialização de probabilidades. **Megadiversidade**, Belo Horizonte, v. 3, n. 1-2, p. 25-26, 2007.

WISHNIE, M. H.; DENT, D. H.; MARISCAL, E.; DEAGO, J.; CEDENO, N.; IBARRA, D.; ASHTON, P. M. Initial performance and reforestation potential of 24 tropical tree species planted across a precipitation gradient in the Republic of Panama. **Forest Ecology and Management**, v. 243, p. 39-49, 2007.

WWF-Brasil. **Restauração Ecológica no Brasil:Desafios e Oportunidades**, 2017. Disponível em: <https://www.wwf.org.br/?60742/Restaurao-ecologica-no-Brasil-desafios-e-oportunidades>: Acesso em: 22 jul. 2020.