

FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE REGIONAL DE BLUMENAU – FURB
CENTRO DE CIÊNCIAS TECNOLÓGICAS – CCT
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENGENHARIA AMBIENTAL – PPGEA
MESTRADO EM ENGENHARIA AMBIENTAL

JANINE KERVALD LIKOSKI

MANEJO DE FLORESTAS SECUNDÁRIAS NA REGIÃO NORTE CATARINENSE,
COM ÊNFASE EM LICURANA (*Hyeronima alchorneoides* Allemão)

BLUMENAU

2020

JANINE KERVALD LIKOSKI

**MANEJO DE FLORESTAS SECUNDÁRIAS NA REGIÃO NORTE CATARINENSE,
COM ÊNFASE EM LICURANA (*Hyeronima alchorneoides* Allemão)**

Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, do Centro de Ciências Tecnológicas, da Fundação Universidade Regional de Blumenau - FURB

Orientador: Prof. Dr. Alexander Christian Vibrans

BLUMENAU

2020

Ficha catalográfica elaborada por Everaldo Nunes - CRB 14/1199
Biblioteca Universitária da FURB

L727m

Likoski, Janine Kervald, 1993-

Manejo de florestas secundárias na região norte catarinense, com ênfase em licurana (*Hyeronima alchomeoides* Allemão) / Janine Kervald Likoski. - Blumenau, 2020.

186 f. : il.

Orientador: Alexander Christian Vibrans.

Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Centro de Ciências Tecnológicas, Universidade Regional de Blumenau, Blumenau.

Inclui bibliografias.

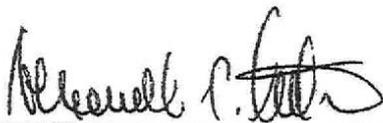
1. Engenharia ambiental. 2. Mata Atlântica. 3. Florestas. 4. Florestas - Reprodução. 5. Manejo florestal. 6. Agrossilvicultura. 7. Reflorestamento. 8. Produtos florestais. I. Vibrans, Alexander Christian, 1959-. II. Universidade Regional de Blumenau. Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental. III. Título.

CDD 634.9

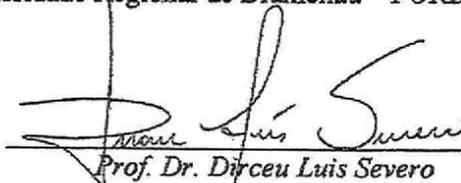
**“MANEJO DE FLORESTAS SECUNDÁRIAS NA
REGIÃO NORTE CATARINENSE, COM ÊNFASE EM
LICURANA (*Hyeronima alchorneoides* Allemão)”.**

Por Janine Kervald Likoski

Dissertação aprovada como requisito para obtenção do título de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental na Universidade Regional de Blumenau – FURB.

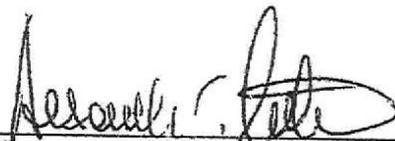


Prof. Dr. Alexander Christian Vibrans
Orientador

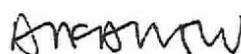


Prof. Dr. Dirceu Luis Severo
Coordenador

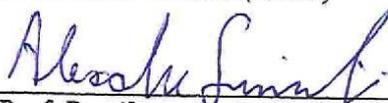
Banca examinadora:



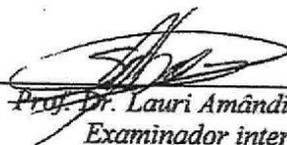
Prof. Dr. Alexander Christian Vibrans
Presidente



Prof. Dr. Alfredo Celso Fantini
Examinador externo (UFSC)



Prof. Dr. Alexandre Siminski
Examinador externo (UFSC)



Prof. Dr. Lauri Amândio Schorn
Examinador interno

Blumenau, 26 de fevereiro de 2020.

“The creation of a thousand forests is in one acorn”.
Ralph Waldo Emerson

AGRADECIMENTOS

Antes de tudo, agradeço ao meu orientador, professor Alexander Christian Vibrans, que acreditou em minha capacidade desde o início do curso. Além de me tornar uma discente melhor, sua sabedoria, apoio, *feedbacks* e exemplos constantes durante o desenvolvimento da pesquisa e processo de escrita foram indispensáveis.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e a Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina (FAPESC) pela concessão da bolsa durante o período do mestrado.

Ao professor Alfredo Fantini e equipe, por ter nos dado a oportunidade de realizar os plantios e os diversos levantamentos de dados na área de estudo 1, de propriedade da família Bisewski, e de ter cedido a possibilidade de estudar as rebrotas de licurana na propriedade do Sr. Joel.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental (PPGEA), e aos professores, pelo conhecimento a mim transmitido. Agradeço ainda ao Eduardo André Busse, secretário do PPGEA, pelos prontos atendimentos.

Aos professores Eduardo Adenisky Filho, Lauri Amândio Schorn, Julio César Refosco e Tatiele Anete Bergamo Fenili por toda a colaboração para aprimorar o estudo.

Ao Sr. Clemente Bisewski e Família, bem como Sr. Joel, proprietários das florestas estudadas.

A Daniel Augusto da Silva, pela enorme paciência, auxílio em campo e sobretudo pelas contribuições na conclusão deste manuscrito.

A Heitor Felipe Uller, por toda ajuda com o inventário da regeneração e identificação de plantas e, as palhaçadas que tornaram muitos dos nossos dias mais leves.

A minha mãe, Marizete, por suportar meu frequente mau-humor e continuar a me amar mesmo assim.

Ao meu namorado, Fabiano Favarin, por toda compreensão e incentivo. Também por melhorar os meus dias na fase final da pós-graduação.

Aos demais colegas do Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (IFFSC), do curso de mestrado de engenharia ambiental (em especial ao Jacksonildo de Lima do Carmo, Leondiniz Gomes de Sousa Júnior, Mateus Nascimento Vieira de Melo e Matheus Oliveira Ramos), e do Departamento de Engenharia Florestal, pela ajuda na coleta e análise de dados.

E a todos que, de uma forma ou de outra, participaram do desenvolvimento e da finalização deste trabalho.

APRESENTAÇÃO E ESTRUTURA DA DISSERTAÇÃO

Esta dissertação tem como ênfase a análise da utilização de florestas secundárias para o manejo florestal sustentável madeireiro. Nela apresento resultados de estudos realizados em duas áreas distintas, ambas propriedades privadas localizadas no município de Guaramirim, na região Norte Catarinense. Uma área corresponde à uma floresta secundária com cerca de 40 anos, originada do plantio das espécies *Miconia cinammomifolia* (DC.) Naudin, *Hyeronima alchorneoides* e *Nectandra* spp., realizado no fim da década de 1970, e regeneração natural. A outra área consiste na regeneração de *Hyeronima alchorneoides* após corte de um reflorestamento de *Eucalyptus grandis* W. Hill. ex. Maiden. O primeiro local de estudo está inserido no Projeto Bases Ecológicas para o Manejo Sustentável de Florestas Secundárias da Mata Atlântica em SC, realizado em parceria entre a Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), Universidade Regional de Blumenau (Furb) e o Instituto do Meio Ambiente de SC (IMA), desde 2012, com o objetivo de demonstrar o potencial de produção madeireira sustentável de espécies nativas e a viabilidade do manejo na Mata Atlântica em formações florestais secundárias.

Esta dissertação apresenta quatro capítulos na forma de artigos científicos, a fim de agilizar seu encaminhamento para publicação após a defesa. Os artigos são independentes, mas como os dados referem-se sobretudo à estrutura do dossel e dos estratos das árvores adultas e das regenerantes, e, portanto, foram obtidos na mesma área, algumas informações se repetem, principalmente quanto aos materiais e métodos. A dissertação está estruturada em sete capítulos:

- Os capítulos um e dois trazem a contextualização, hipóteses e objetivos, além dos elementos bibliográficos que auxiliam a compreensão do estudo. Nele abordamos temas como a formação das florestas, o histórico de regulamentações sobre manejo florestal na Mata Atlântica, as principais técnicas de manejo, os efeitos da colheita sobre o regime de luz na floresta e as características ecológicas da licurana (*Hyeronima alchorneoides*).
- O terceiro capítulo reúne toda a metodologia utilizada neste estudo;
- O quarto, quinto e sexto capítulos tratam dos efeitos da colheita seletiva de madeira sobre a estrutura do dossel, o estrato das árvores adultas e da regeneração natural. Neles apresentamos e discutimos as alterações observadas após o manejo da floresta;
- O sétimo capítulo contém os resultados do incremento de mudas plantadas a pleno sol e de rebrotas de licurana.

- No fim, apresentamos as conclusões obtidas dos diversos estudos, em especial referente a possibilidades de uso e manejo de florestas secundárias e da espécie licurana.

RESUMO

O manejo florestal e a silvicultura de espécies nativas economicamente importantes, como *Hyeronima alchorneoides* Allemão, podem agregar valor à floresta secundária e seus produtos, constituindo um mecanismo de redução do desmatamento, da conservação e geração de renda para as populações locais. Dados de florestas manejadas são essenciais para verificar os efeitos da exploração madeireira na estrutura, função e composição das espécies, direcionar a condução, planejamento e estratégias para o manejo florestal, além de, ajudar a entender se as florestas são resilientes à colheita. Este estudo verificou o comportamento dos indivíduos adultos e regenerantes sob regime de corte seletivo com diferentes intensidades de colheita, sobretudo o potencial de manejo de licurana em florestas secundárias catarinenses. Analisamos a recuperação da estrutura do dossel, mais especificamente o grau de abertura do dossel (GAD), o índice de área foliar (IAF) e a fração de radiação fotossinteticamente ativa absorvida difusa (FAPAR_{dif}), por meio de fotos hemisféricas. Inventariamos a floresta por meio de nove parcelas de 1.600 m² cada uma e duas parcelas controle, medidas antes, logo após e quatro anos depois da colheita de madeira. Esta consistiu na redução da área basal entre 21,8 e 51,1%. Avaliamos a dinâmica da floresta considerando indivíduos com DAP > 5 cm, os danos às árvores remanescentes, e a regeneração natural das espécies com altura superior a 0,5 m. Em outra parcela foi realizado um corte raso no primeiro bimestre de 2018. Na regeneração natural que se instalou nesta área, realizamos um plantio de adensamento com mudas de licurana, para verificar o incremento em diâmetro e altura desta espécie. Em uma terceira área registramos e conduzimos as rebrotas de licurana em sete parcelas de 100 m². Nessa, investigamos o desenvolvimento de variáveis dendrométricas em um ano. Verificamos que GAD, IAF e FAPAR_{dif} recuperaram ou excederam os valores de pré colheita durante um período de quatro anos após desta. As intensidades de colheita ainda influenciam na dinâmica da floresta, sobretudo nas taxas de recrutamento e ganho de área basal. Uma intensidade de corte de 35% aparenta ser ideal para limitar o ingresso de espécies pioneiras e manter níveis de crescimento similares às áreas controle. A proporção de danos em árvores remanescentes foi de 8 % da área basal remanescente. A colheita estimulou o recrutamento e o crescimento em altura das espécies regenerantes, aumentando a densidade de plântulas, especialmente a proporção das espécies secundárias e climácicas. A colheita modificou a dinâmica da floresta, mas espécies comerciais foram mantidas. As intensidades de exploração não excederam a capacidade de resiliência da floresta e existem evidências de um processo de sucessão florestal em curso. Salientamos a importância do acompanhamento da área em longo prazo. O plantio de adensamento de licurana mostrou-se viável, com baixa taxa de mortalidade. Os tratamentos silviculturais realizados na condução das rebrotas de licurana favorecem o incremento do diâmetro e área basal dos indivíduos quando comparados com as áreas controle. Estudos de longa duração são necessários para acompanhar o plantio de adensamento e a área das rebrotas.

Palavras-chave: Mata atlântica. Estrutura do dossel. Dinâmica florestal. Regeneração natural. Talhadia.

ABSTRACT

Forest management and silviculture of economically important native species, such as *Hyeronima alchorneoides* Allemão, can add value to the secondary forest and its products, constituting a mechanism to reduce deforestation, as well as promoting conservation and income generation for local populations. Data from managed forests are essential to verify the effects of logging on the structure, function and composition of species, direct the management, planning and strategies for forest management, in addition to helping to understand whether forests are resilient to harvesting. This study verified the behavior of adult and regenerating individuals under selective harvesting regime with different harvest intensities, especially the potential of licurana management in secondary Santa Catarina forests. We analyzed the recovery of the canopy structure, more specifically the degree of canopy opening (GAD), the leaf area index (IAF) and the fraction of diffuse photosynthetically active radiation (FAPAR_{dif}), through hemispherical photos. We invented the forest through nine parcels of 1,600 m² each and two control parcels, measured before, shortly after and four years after the harvest of wood. This consisted of a reduction in the basal area between 21.8 and 51.1%. We evaluated the dynamics of the forest considering individuals with DBH > 5 cm, the damage to the remaining trees, and the natural regeneration of species over 0.5 m in height. In another plot, a shallow cut was carried out in the first two months of 2018. In the natural regeneration that took place in this area, we carried out a planting of density with licuran seedlings, to verify the increase in diameter and height of this species. In a third area, we registered and conducted licuran sprouts in seven 100 m² plots. Here, we investigate the development of dendrometric variables in one year. We found that GAD, IAF and FAPAR_{dif} recovered or exceeded the pre-harvest values during a period of four years after this. Harvest intensities still influence the dynamics of the forest, especially in recruitment rates and gain in basal area. A cut intensity of 35% appears to be ideal for limiting the entry of pioneer species and maintaining growth levels similar to the control areas. The proportion of damage to remaining trees was 8% of the remaining basal area. The management stimulated the recruitment and growth in height of the regenerating species, increasing the density of seedlings, especially the proportion of secondary and climatic species. The harvest changed the dynamics of the forest, but commercial species were maintained. The exploration intensities did not exceed the forest's resilience capacity and there is evidence of an ongoing forest succession process. We emphasize the importance of monitoring the area in the long term. Planting of licuran density appears to be feasible, with a low mortality rate. The silvicultural treatments carried out in the conduction of licurana regrowths favor the increase of the diameter and basal area of the individuals when compared with the control areas. Long-term studies are necessary to monitor the planting of thickening and the area of regrowth.

Keywords: Atlantic forest. Canopy structure. Forest dynamics. Natural regeneration. Coppice.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Remanescentes florestais e áreas naturais da Mata Atlântica – 2017.....	27
Figura 2 - Perfil esquemático da Floresta Ombrófila Densa	29
Figura 3 - Folha jovem de <i>Hyeronima alchorneoides</i> . A – Face adaxial; B – Face abaxial. C – Filotaxia.....	46
Figura 4 – Locais de ocorrências confirmadas Licurana. A – América do Sul; B – Brasil.....	49
Figura 5 – Localização da área de estudo em Santa Catarina, sul do Brasil	56
Figura 6 - Mapa da área de estudo e localização das parcelas	57
Figura 7 - Distribuição diamétrica dos indivíduos antes da colheita.....	58
Figura 8 - Linha do tempo das principais atividades e amostragens realizadas.....	61
Figura 9 - Croqui de plantio de adensamento, em nível de subparcela.....	67
Figura 10 - Plantio de <i>H. alchorneoides</i> . A – Alinhamento do plantio; B – Plantio da espécie	67
Figura 11 - Área de estudo. A – Início do reflorestamento (2005); B – Próximo à colheita (2014); C – Dois anos após abandono (2016); D – Situação da área em 2018	69
Figura 12 - Mapa da área de estudo e localização das parcelas	70
Figura 13 - Aplicação do T1. A – Antes da aplicação; B – Posteriormente à aplicação do tratamento.....	71
Figura 14 - Realização da desrama. A – Realização da operação; B – Posteriormente à desrama	72
Figura 15 - Realização da amostragem de solo. A – Coleta para realização de análise química; B – Coleta para realização de análise física	72
Figura 16 - Localização da área de estudo em Santa Catarina, sul do Brasil.....	111
Figura 17 -Valores médios de grau de abertura do dossel (GAD), índice de área foliar (IAF) e fração de radiação fotossinteticamente ativa absorvida difusa (FAPAR _{dif}) (médias e erro padrão) antes, logo após e quatro anos após a colheita	114
Figura 18 - Correlação linear (<i>r</i>) entre grau de abertura do dossel (GAD), índice de área foliar (IAF) e fração de radiação fotossinteticamente ativa absorvida difusa (FAPAR _{dif}) e e variáveis estruturais da floresta.....	116
Figura 19 - Localização da área de estudo em Santa Catarina, sul do Brasil.....	128
Figura 20 - Mortalidade, recrutamento, ganho e perda de área basal (%/ano) em parcelas manejadas quatro anos após colheita de madeira	132

Figura 21 – Relação entre as taxas de mudança de variáveis da floresta e a área basal colhida (g)	134
Figura 22 - Distribuição dos indivíduos remanescentes danificados pela colheita de madeira	135
Figura 23 - Área basal, número de regenerantes e mortalidade de <i>Hyeronima alchorneoides</i> antes e quatro anos após a colheita de madeira	136
Figura 24 - Localização da área de estudo em Santa Catarina, sul do Brasil	145
Figura 25 - Médias (“x”) das alturas da regeneração natural antes (2014), logo após (2015) e quatro anos após a colheita (2019), por grupo ecológico	148
Figura 26 - Distribuição dos indivíduos entre as classes de altura antes (2014), logo após (2015) e quatro anos após a colheita (2019)	149
Figura 27 - Distribuição dos indivíduos nas classes ecológicas antes (2014), logo após (2015) e quatro anos após a exploração (2019) madeireira nas parcelas controle e nas manejadas.....	149
Figura 28 - Correlações significativas entre a intensidade de colheita, número de árvores colhidas, GAD e a densidade, altura média e riqueza da regeneração natural quatro anos após a colheita, por grupo ecológico	157
Figura 29 - Localização da área de estudo em Santa Catarina, sul do Brasil	168
Figura 30 - Diâmetro à altura do solo e altura no período inicial, e seis e 12 meses após o plantio; diferença em diâmetro à altura do solo e altura nos intervalos de medição	172
Figura 31 - Taxa de mortalidade de <i>H. alchorneoides</i> aos seis e 12 meses após o plantio....	173
Figura 32 - Distribuição e médias (“x”) para as variáveis dendrométricas de <i>H. alchorneoides</i> em regime de talhadia.....	174

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 - Período de floração e frutificação de <i>Hyeronima alchorneoides</i>	47
--	----

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Crescimento observado para <i>Hyeronima alchorneoides</i> na região Huetar Norte da Costa Rica.....	53
Tabela 2 - Principais propriedades físicas, químicas e mecânicas de <i>Hyeronima alchorneoides</i>	54
Tabela 3 - Parâmetros fitossociológicos do estrato arbóreo arbustivo antes da aplicação da colheita seletiva	59
Tabela 4 - Relações entre intensidade de colheita e danos sofridos pelos indivíduos remanescentes.....	60
Tabela 5 - Área basal (g) e número de indivíduos inicial e colhidos por parcela	62
Tabela 6 - Critérios de classificação para os danos de colheita no povoamento residual	64
Tabela 7 - Área basal (g) e número de indivíduos inicial e colhidos por parcela	112
Tabela 8 – Correlação linear (r) entre grau de abertura do dossel (GAD), índice de área foliar (IAF) e fração de radiação fotossinteticamente ativa absorvida difusa (FAPAR _{dif}) e variáveis estruturais da floresta.....	115
Tabela 9 - Critérios de classificação para os danos de colheita no povoamento residual	129
Tabela 10 - Média e desvio padrão das taxas anuais de mudança da floresta quatro anos após colheita de madeira.....	131
Tabela 11 - Coeficientes de correlação de Spearman (r_s) entre taxas anuais das variáveis de mudanças da floresta quatro anos após colheita de madeira e à intensidade de colheita e aos índices associados à estrutura do dossel.....	133
Tabela 12 - Mortalidade, recrutamento, ganho e perda de área basal (g) (%/ano) quatro anos após colheita de madeira em diferentes intensidades	133
Tabela 13 - Valores de altura total média (Ht), densidade (DA) e percentual de importância (PI) das cinco principais espécies da regeneração natural antes (2014), logo após (2015) e quatro anos após a colheita de madeira (2019).....	150
Tabela 14 - Espécies regenerantes encontradas antes (2014), logo após (2015) e quatro anos depois da colheita (2019).....	152
Tabela 15 - Coeficiente de correlação de Spearman (r_s) entre a intensidade de colheita, número de árvores colhidas, GAD e a densidade, altura média e riqueza da regeneração natural quatro anos após a colheita, por grupo ecológico.....	156

Tabela 16 - Médias de altura total (Ht), diâmetro à altura do peito (DAP) e número de indivíduos e rebroto de <i>Hyeronima alchorneoides</i> por parcela em propriedade no município de Guaramirim/SC.....	169
Tabela 17 - Médias de ICA e desvio padrão para as variáveis dendrométricas de <i>Hyeronima alchorneoides</i>	174

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

DA	Densidade absoluta
DAP	Diâmetro à altura do peito
\overline{DAP}	Média do diâmetro à altura do peito
DAS	Diâmetro ao nível do solo
DoA	Dominância absoluta
DoR	Dominância relativa
DR	Densidade relativa
FA	Frequência absoluta
FAPAR _{dif}	Fração de radiação fotossinteticamente ativa absorvida difusa
FH	Fotos hemisféricas
FR	Frequência relativa
g	Área basal
GAD	Grau de abertura do dossel
GE	Grupo ecológico
Ht	Altura total
\overline{Ht}	Média da altura total
IAF	Índice de área foliar
ICA	Incremento corrente anual
IVI	Índice de valor de importância
IVIR	Índice de valor de importância relativo
MFS	Manejo florestal sustentável
n	Número
P	Parcela
T1	Tratamento 1
TC	Tratamento controle

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO GERAL	21
1.1	PROBLEMA DE PESQUISA	23
1.2	HIPÓTESES	23
1.3	OBJETIVOS	24
1.3.1	Objetivo geral	24
1.3.2	Objetivos específicos	24
1.4	JUSTIFICATIVA	24
2	REFERENCIAL TEÓRICO	26
2.1	MATA ATLÂNTICA	26
2.2	FLORESTA OMBRÓFILA DENSA	28
2.2.1	Floresta Ombrófila Densa Submontana	30
2.3	FLORESTAS SECUNDÁRIAS.....	30
2.3.1	Manejo e dinâmica de florestas secundárias	31
2.4	LEGISLAÇÃO DO MANEJO FLORESTAL NA MATA ATLÂNTICA.....	34
2.5	TÉCNICAS DE MANEJO	37
2.5.1	Manejo convencional	38
2.5.2	Manejo florestal sustentável	39
2.5.2.1	Exploração de impacto reduzido	40
2.5.3	Sistemas de talhadia	42
2.6	EFEITOS DA COLHEITA SOBRE O REGIME DE LUZ NA FLORESTA	43
2.7	<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão.....	45
2.7.1	Taxonomia e nomenclatura	45
2.7.2	Descrição botânica	45
2.7.3	Biologia reprodutiva e eventos fenológicos	47
2.7.4	Aspectos Ecológicos	47
2.7.5	Ocorrência natural	48
2.7.6	Domínios e outras formações vegetacionais	49
2.7.7	Clima e solos	50
2.7.8	Silvicultura da espécie	51
2.7.8.1	Tecnologia de sementes.....	51
2.7.8.2	Produção de mudas.....	51
2.7.8.3	Plantios da espécie.....	51

2.7.8.4	Crescimento e produção	52
2.7.8.5	Principais pragas.....	53
2.7.9	Características da madeira.....	54
2.7.10	Utilização	55
3	METODOLOGIA	56
3.1.1	Caracterização da área de estudo 01	56
3.1.2	Caracterização da floresta antes e após a intervenção	58
3.1.3	Amostragem e coleta de dados	61
3.1.3.1	Estrutura do dossel	62
3.1.3.2	Inventário do estrato arbóreo.....	63
3.1.3.3	Inventário do estrato regenerante	65
3.1.3.4	Plantio de adensamento	66
3.1.4	Caracterização da área de estudo 02	68
3.1.5	Amostragem e coleta de dados	69
	REFERÊNCIAS	73
	APÊNDICE A – Croqui de localização dos rebrotes das parcelas 1 e 2.....	104
	APÊNDICE B – Croqui de localização dos rebrotes das parcelas 3 e 4.....	105
	APÊNDICE C – Croqui de localização dos rebrotes das parcelas 5 e 6.....	106
	APÊNDICE D – Croqui de localização dos rebrotes da parcela 7.....	107
4	RECUPERAÇÃO DO DOSSSEL APÓS COLHEITA DE MADEIRA INDICA RESILIÊNCIA DE FLORESTA SECUNDÁRIA NO SUL DO BRASIL	108
4.1	INTRODUÇÃO.....	108
4.1	MATERIAL E MÉTODOS.....	111
4.1.1	Área de estudo	111
4.1.2	Amostragem e coleta de dados	112
4.1.3	Análise dos dados.....	113
4.2	RESULTADOS	113
4.3	DISCUSSÃO.....	116
4.4	CONCLUSÃO.....	118
	REFERÊNCIAS	119
5	RECRUTAMENTO SUPERA MORTALIDADE EM FLORESTA SECUNDÁRIA QUATRO ANOS APÓS COLHEITA SELETIVA DE MADEIRA	125
5.1	INTRODUÇÃO.....	125
5.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	127

5.2.1	Área de estudo	127
5.2.2	Delineamento experimental	128
5.2.3	Análise dos dados.....	130
5.3	RESULTADOS	131
5.4	DISCUSSÃO.....	136
5.5	CONCLUSÃO.....	138
	REFERÊNCIAS	139
6	COLHEITA SELETIVA DE MADEIRA ESTIMULA RECRUTAMENTO E CRESCIMENTO DE REGENERANTES DE ESPÉCIES SECUNDÁRIAS E CLIMÁDICAS	143
6.1	INTRODUÇÃO.....	143
6.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	145
6.2.1	Área de estudo	145
6.2.2	Delineamento experimental	146
6.2.3	Análise dos dados.....	147
6.3	RESULTADOS	147
6.4	DISCUSSÃO.....	158
6.5	CONCLUSÕES.....	160
	REFERÊNCIAS	160
7	<i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão: ESTUDO COMPROVA APTIDÃO PARA PLANTIOS DE RESTAURAÇÃO E PRODUÇÃO DE MADEIRA NA MATA ATLÂNTICA?	165
7.1	INTRODUÇÃO.....	165
7.2	MATERIAL E MÉTODOS.....	167
7.2.1	Área de estudo 01	167
7.2.1.1	Plantio de mudas de <i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão	167
7.2.2	Amostragem e coleta de dados da área 01	168
7.2.3	Área de estudo 02	169
7.2.3.1	Condução de <i>Hyeronima alchorneoides</i> Allemão em regime de talhadia	169
7.2.4	Amostragem e coleta de dados da área 02	170
7.2.5	Análise dos dados.....	170
7.2.5.1	Área de estudo 01	170
7.2.5.2	Área de estudo 02	171
7.3	RESULTADOS	171

7.3.1	Plantio de adensamento	171
7.3.2	Povoamento submetido à talhadia	173
7.4	DISCUSSÃO.....	175
7.4.1	Plantio de adensamento	175
7.4.2	Povoamento submetido à talhadia	176
7.5	CONCLUSÃO.....	177
	REFERÊNCIAS	178
8	CONCLUSÃO GERAL	182
	APÊNDICE E – Saldo de área basal (g) quatro anos após a colheita madeireira.....	184
	APÊNDICE F – Propriedades químicas e físicas do solo determinadas em duas profundidades	185

1 INTRODUÇÃO GERAL

As florestas tropicais secundárias são prestadoras de benefícios sociais e ecológicos às sociedades locais e regionais, e à humanidade como um todo. Sua importância pode ser destacada pela contribuição ao controle do processo de erosão, que pode resultar em grandes acúmulos de sedimentos nos cursos d'água (TAMBOSI et al., 2015), à proteção dos recursos hídricos (GROOT et al., 2010), ao estoque e à fixação de carbono, conservação da biodiversidade (PAGIOLA; BISHOP; LANDELL-MILLS, 2002) e regulação do clima (BARÓ et al., 2014); além disso propiciam serviços associados aos valores e manifestações da cultura humana (PARRON et al., 2015) e constituem fontes de madeira (YAMADA, 2018; CUNISANCHEZ et al., 2016) e de produtos não madeireiros (MORAN, 2010). Considerando a rápida expansão destas áreas em detrimento das florestas primárias (GIBSON et al., 2011) e tendo em vista suas múltiplas funções, à sua manutenção vem sendo atribuída importância estratégica (FAO, 2012).

A área global coberta por florestas tem diminuído ao longo dos últimos anos. Atualmente, dos 3.695 milhões de hectares de florestas naturais existentes no mundo, 2.418 correspondem às florestas regeneradas naturalmente (secundárias). Na América do Sul, que apresenta uma cobertura vegetal de 827 milhões de hectares, cerca de 48% são florestas primárias, as demais áreas correspondem à floresta natural regenerada. No Brasil, um dos dez principais países por área florestal reportada em 2015, a cobertura primária é de 202.691 mil hectares (41,0%) (FAO, 2016; FAO, 2019).

Em Santa Catarina, aproximadamente um terço do território é coberto por florestas nativas, comumente distribuídas em pequenos fragmentos menores que 50 hectares. Destas, menos de 5% correspondem a florestas com características primárias ou maduras, enquanto mais de 95% são florestas secundárias que se encontram em estágio médio ou avançado de sucessão (VIBRANS et al., 2012). A estrutura dessas formações secundárias, procedentes de perturbações antrópicas, está relacionada ao uso anterior da área, ao grau de alteração que o meio foi submetido e suas implicações sobre as propriedades do solo, bem como ao banco de sementes, às condições climáticas regionais, à interação entre as espécies e à paisagem adjacente (CHAZDON; GUARIGUATA, 2016).

No estado catarinense essas formações florestais secundárias são resultantes, especialmente na Floresta Ombrófila Densa, do processo de revegetação observado a partir da roça de toco, caracterizado pela alternância entre cultivos agrícolas da terra por curto tempo e longos períodos de pousio (PIAZZA et al., 2017), e pelo abandono de áreas de uso agropecuário

pela migração de pequenos agricultores para as cidades. Nesse caso, o envolvimento das populações locais no manejo florestal pode agregar valor à floresta e seus produtos, constituindo um mecanismo importante de redução do desmatamento, da conservação em larga escala (SCHERR; WHITE; KAIMOWIT, 2002), além de contribuir para a geração de renda. No entanto, hoje os proprietários não se beneficiam do potencial econômico da floresta secundária, devido a i) falta de assistência técnica em técnicas de silvicultura e extração de madeira, ii) restrições legais ao manejo florestal e a resultante ausência de mercado para produtos de florestas naturais (FANTINI et al., 2017; BRITTO et al., 2017). Assim, as árvores maduras de rápido crescimento são inexploradas e morrem senescentes durante a sucessão (ZAMBLAZI, 2017).

O manejo florestal pode ser conceituado como o emprego de práticas e princípios de planejamento e conservação que visam assegurar que uma determinada floresta seja capaz de suprir, de forma contínua, um determinado produto ou serviço. De acordo com a Lei de Gestão de Florestas Públicas (Lei Federal 11.284/2006), em seu artigo 3º, inciso VI, manejo florestal é definido como a:

administração da floresta para a obtenção de benefícios econômicos, sociais e ambientais, respeitando-se os mecanismos de sustentação do ecossistema objeto do manejo e considerando-se, cumulativa ou alternativamente, a utilização de múltiplas espécies madeireiras, de múltiplos produtos e subprodutos não madeireiros, bem como a utilização de outros bens e serviços de natureza florestal (BRASIL, 2006c).

Entre as abundantes espécies economicamente importantes nas florestas secundárias catarinenses, produtoras de madeira, estão jacatirão-açu (*Miconia cinnamomifolia* (DC.) Naudin), licurana (*Hyeronima alchorneoides* Allemão), cedro (*Cedrela fissilis* Vell.), e canelas do grupo ferruginoso (*Nectandra* e *Ocotea*), atingindo densidades de até 300 indivíduos por hectare (DAP > 15 cm) (FANTINI; SIMINSKI, 2016). A licurana é uma árvore que pode atingir até 30 m de altura e 70 cm de diâmetro (CARVALHO 2008), cuja madeira tem uma densidade básica de 664,5 kg/m³ (OLIVEIRA et al., 2019) e atinge preços de até R\$ 1.200,00 (cerca de US \$ 300,00) por m³ de madeira serrada no mercado local. Como espécie secundária inicial, a licurana é abundante em estágios iniciais de sucessão, em toda a Floresta Ombrófila Densa de Santa Catarina, às vezes dominando essas formações (SIMINSKI et al., 2011). Essa espécie também é amplamente utilizada em plantios comerciais, puros ou em consórcio com outras espécies, na Costa Rica, onde fica evidente seu potencial de aproveitamento (BARRANCE et al., 2003).

Os dados das florestas manejadas são essenciais para verificar os efeitos da exploração madeireira na estrutura, função e composição das espécies (SHENKIN et al., 2015). Da mesma forma, a compreensão da dinâmica florestal, incluindo os fatores que determinam o crescimento, a mortalidade e as taxas de crescimento das árvores, é necessária para a condução, planejamento e o estabelecimento de estratégias para o manejo florestal (AMARAL et al., 2019; DIONISIO et al., 2018). Além de ajudar a entender se são realmente resistentes à colheita seletiva (OSAZUWA-PETERS et al., 2015).

1.1 PROBLEMA DE PESQUISA

Em especial, pretendemos entender quais são as principais resultantes da colheita madeireira, após um período de 4 anos, em uma floresta secundária e desenvolver diretrizes que podem ser utilizadas para o manejo florestal sustentável. Duas perguntas, em específico, pretendemos abordar: a) qual o comportamento da floresta secundária sob regime de corte seletivo com diferentes intensidades de colheita?; b) como *H. alchorneoides* se comporta ao ser plantada em condições de céu aberto e em regime de “talhadia”.

1.2 HIPÓTESES

H1: Em um curto período após a colheita madeireira, o Grau de Abertura do Dossel (GAD), Índice de Área Foliar (IAF) e a Fração de Radiação Fotossinteticamente Ativa Absorvida direta e difusa (FAPAR_{dif}) recuperaram os valores observados antes dessa e, portanto, a abertura do dossel é reversível;

H2: Maiores taxas de recrutamento, mortalidade, perda e ganho de área basal são favorecidas por maiores intensidades de colheita aplicadas;

H3: Diferentes intensidades de colheita criam uma heterogeneidade de ambientes o que favorece uma diversidade de espécies regenerantes.

H4: Os tratos silviculturais aplicados na condução de talhadia de *H. alchorneoides* favorecem o incremento de variáveis dendrométricas dos indivíduos.

1.3 OBJETIVOS

1.3.1 Objetivo geral

Compreender qual o comportamento da floresta secundária sob regime de corte seletivo com diferentes intensidades de colheita, com ênfase para o potencial de manejo de *H. alchorneoides* em florestas secundárias na região norte catarinense.

1.3.2 Objetivos específicos

- a) Quantificar o grau de restabelecimento da estrutura do dossel de uma floresta secundária após a colheita de madeira;
- b) Determinar a dinâmica de indivíduos adultos (recrutamento, mortalidade, perda e ganho de área basal) de uma floresta secundária submetida a diferentes intensidades de exploração seletiva de madeira com as alterações ocorridas no grau de abertura do dossel;
- c) Quantificar os danos mecânicos nos indivíduos adultos remanescentes impactados pela colheita madeireira quatro anos após o manejo;
- d) Investigar a influência das alterações da luminosidade na floresta ocorridas após a colheita de madeira sobre a composição e a dinâmica da regeneração natural, com ênfase nas espécies com potencial madeireiro.
- e) Verificar o potencial da utilização da rebrota e do plantio de mudas de licurana como formas de regeneração da espécie para fins de produção madeireira.

1.4 JUSTIFICATIVA

Os desafios encontrados referentes às florestas tropicais e subtropicais úmidas, como sua complexidade de composição e estrutura, pressão para mudança do uso da terra (desmatamento), perda de diversidade, dificuldades de manejo, necessidades de adaptação a possíveis mudanças climáticas globais, estimularam os estudos sobre esses ecossistemas (PUIG, 2008), bem como estudos para compreender a natureza e o funcionamento dessas (MARTINS, 2012).

O emprego das florestas para a produção de bens e serviços precisa estar precedido de um profundo conhecimento dos processos ecológicos e biológicos que lhes são subjacentes. A

riqueza de estudos destas categorias na Mata Atlântica, no entanto, é muito inferior que a representatividade e relevância das florestas secundárias neste domínio (FANTINI; SIMINSKI, 2016).

Considerando a predominância dessas florestas na região, na sua maioria em estágio médio e avançado de sucessão, e a dominância nelas de valiosas espécies madeireiras (FANTINI; GAIO, 2015), deve-se dirigir a atenção para as implicações, espaciais e temporais, das explorações que destes recursos podem ser feitas. As espécies que necessitam ter suas populações estudadas em termos dinâmicos são, sobretudo, aquelas com maior potencial de extração e comercialização e que, conseqüentemente, apresentam maior alteração de suas populações (CASTRO; CARVALHO, 2014).

O entendimento da dinâmica da floresta é essencial para subsidiar a definição das práticas de exploração florestal sustentável, conservação e recuperação de áreas degradadas (CHAZDON, 2014). Entretanto, pouco se sabe acerca do comportamento das espécies ao longo da sucessão após a colheita madeireira, o que dificulta um manejo apropriado dos remanescentes florestais.

Nas pesquisas relacionadas à ecologia florestal, Lortie et al. (2004) assinalam o déficit de estudos prognósticos. Em longo prazo, a análise das modificações estruturais e florísticas da regeneração pode elucidar a dinâmica, possibilitar a classificação das comunidades vegetais em estágios sucessionais, além de conjecturar sobre possíveis alterações da representatividade das espécies (GONÇALVES, 2018).

Diante da falta de informações técnicas e metodologias para o manejo de florestas secundárias brasileiras, baseadas em estudos de longo período e envolvendo observações de experimentos sobre técnicas silviculturais de espécies nativas, como *H. alchorneoides*, fornecedora de madeira comerciável e de alta densidade nas formações secundárias, a presente pesquisa foi desenvolvida. Esperamos contribuir para o avanço do conhecimento científico, cujas constatações ou predições darão suporte ao processo de tomada de decisões ou ações relacionadas ao manejo sustentável e a conservação dos ecossistemas naturais e da biodiversidade.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 MATA ATLÂNTICA

A Mata Atlântica brasileira é reconhecida por sua grande biodiversidade e alto grau de endemismo (MITTERMEIER et al., 2004), sendo, por isso, considerada como uma das cinco áreas prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade do país (BRASIL, 2004). Distribuída ao longo de uma ampla faixa latitudinal, do Rio Grande do Sul ao Rio Grande do Norte, e incluindo partes da Argentina e do Paraguai (CONAMA, 2003), a Mata Atlântica originalmente cobriu mais de 1,5 milhão de km², representando a segunda maior floresta tropical dos Neotrópicos (GALINDO-LEAL; CÂMARA, 2003).

A Constituição Federal de 1988 declarou a Mata Atlântica Patrimônio Nacional e determina que “[...] sua utilização far-se-á, na forma da lei, dentro de condições que assegurem a preservação do meio ambiente, inclusive quanto ao uso dos recursos naturais.” (BRASIL, 1988). Desta forma, para garantir a efetividade deste dispositivo constitucional, foram aprovadas, nas diferentes esferas governamentais, diversos instrumentos legais, constituídos por leis, decretos, resoluções e instruções normativas (DUTRA, 2013).

Este domínio compreende um conjunto diversificado de ecossistemas florestais, com significativas variações na estrutura e composição florística, no relevo e nos regimes pluviométricos (SILVA; CASTELETI, 2003; PEREIRA, 2009). A Lei n° 11.428, de 22 de dezembro de 2006 e o Decreto n° 6.660, de 21 de novembro de 2008, indicam as formações florestais nativas e os ecossistemas associados que compõem o domínio Mata Atlântica. O artigo 2° da popular Lei da Mata Atlântica apresenta a seguinte redação:

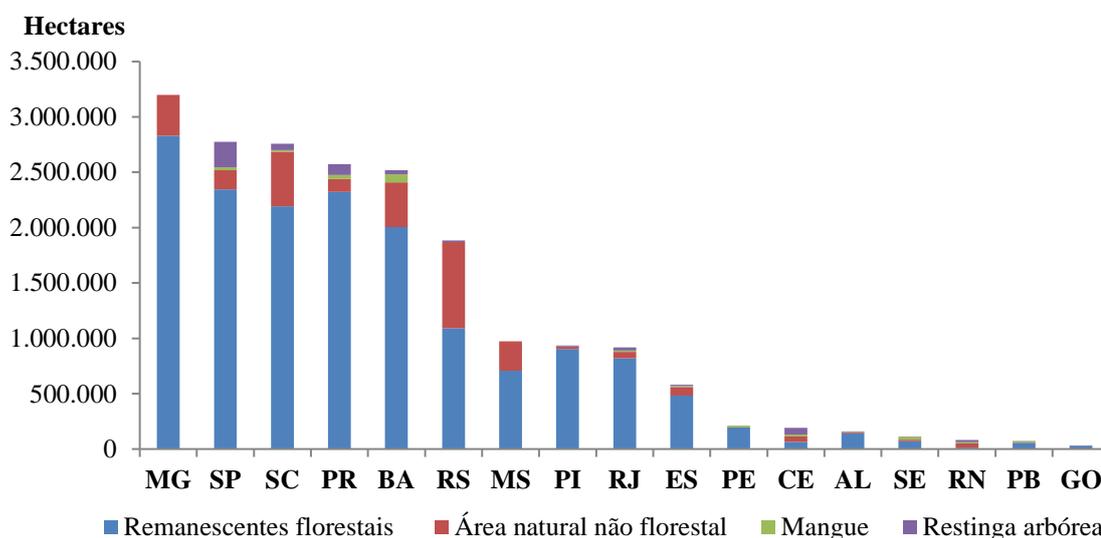
Art. 2º Para os efeitos desta Lei, consideram-se integrantes do Bioma Mata Atlântica as seguintes formações florestais nativas e ecossistemas associados, com as respectivas delimitações estabelecidas em mapa do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, conforme regulamento: Floresta Ombrófila Densa; Floresta Ombrófila Mista, também denominada de Mata de Araucárias; Floresta Ombrófila Aberta; Floresta Estacional Semidecidual; e Floresta Estacional Decidual, bem como os manguezais, as vegetações de restingas, campos de altitude, brejos interioranos e encaves florestais do Nordeste. (BRASIL, 2006a).

Em 2009, uma análise quantitativa da distribuição de Floresta Atlântica no Brasil realizada por Ribeiro et al. (2009) revelou que existiam em média 13,5% remanescentes de sua cobertura original. O estudo ainda apontou que a maioria (80%) dos fragmentos remanescentes

à época cobria menos de 50 ha, nos quais quase metade distava menos de 100 m das bordas de floresta.

Atualmente, de acordo com o Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica elaborado pela Fundação SOS Mata Atlântica e pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), restam 12,5% da área original do domínio em bom estado de conservação. No período de 2016 a 2017 foram suprimidos um total de 12.562 hectares, ou 125 km² de vegetação nativa, nos 17 estados do domínio. Em comparação ao período anterior (2015-2016), que registrou 29.075 hectares, no último ano houve uma queda de 56,8% na taxa de desmatamento (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2018). Os remanescentes florestais e as áreas naturais referentes ao ano base 2017 são exibidos na Figura 1.

Figura 1 - Remanescentes florestais e áreas naturais da Mata Atlântica – 2017



Fonte: Adaptado de Fundação SOS Mata Atlântica e INPE (2018).

A cobertura florestal de Santa Catarina foi estimada em 27.555 km², com um intervalo de confiança de 1.897 km², equivalentes a 28,9% de sua área original (VIBRANS et al., 2013b). Segundo Klein (1978), as florestas catarinenses são classificadas em: Floresta Ombrófila Mista, situada nas regiões de altitude; Floresta Ombrófila Densa, presente em áreas próximas da encosta atlântica, e; Floresta Estacional Decidual, característica do Oeste. Ainda, estão presentes os campos naturais, manguezais e as restingas. A análise dos remanescentes no estado por região fitoecológica indica que o maior percentual de cobertura florestal é representado por fragmentos de floresta ombrófila densa (40,5%) (VIBRANS et al., 2012).

A devastação e destruição generalizada da Mata Atlântica é um reflexo do histórico dos ciclos econômicos brasileiros, como pau-brasil, cana-de-açúcar, mineração, café e pecuária,

e a expansão urbana, essa última que, não planejada, ainda é um problema atualmente. Esses processos, que incluíram o desmatamento para culturas, pastagens, madeira e lenha, contribuíram significativamente para a drástica redução da cobertura vegetal natural (FONSECA, 1985; DEAN, 2004; CABRAL, 2014; ALMEIDA, 2016).

Diante deste contexto e da situação atual da Mata Atlântica, para garantir a funcionalidade dos ecossistemas e a manutenção dos serviços ecossistêmicos que ela presta, é necessária a implantação de ações integradas que objetivam sua proteção e recuperação da biodiversidade que a caracteriza. Tais ações ainda devem contribuir para que o país atinja o cumprimento dos compromissos inclusos na Convenção-Quadro sobre Mudança do Clima (CCS, 1992), e das Metas de Aichi (CBD, 2018), no âmbito da Convenção sobre Diversidade Biológica (MMA, 2013).

O futuro da Mata Atlântica, sem dúvida, dependerá do correto planejamento da expansão urbana e do manejo das espécies e ecossistemas para proteção de sua biodiversidade em longo prazo. De forma apropriada, o manejo pode contribuir na manutenção dos ecossistemas, como por exemplo, por meio da exploração sustentável, proteção dos fragmentos florestais remanescentes pelos proprietários de terras, aceleração da dinâmica florestal com a abertura de clareiras e plantios de enriquecimento de espécies comerciais. Entretanto, este é um enorme desafio, posto que as estratégias e intervenções necessárias esbarram na ausência de um conhecimento consistente sobre seu funcionamento, num ambiente sob forte pressão antrópica, marcado por complexas relações econômicas e sociais complexas (PINTO et al., 2006).

2.2 FLORESTA OMBRÓFILA DENSA

O termo “Floresta Ombrófila”, de origem grega, significa “amigo das chuvas”. Esta formação é característica em climas de temperaturas altas (médias de 25°C) e de precipitação elevada, bem distribuída durante o ano (de 0 a 60 dias secos), o que estabelece uma condição bioecológica praticamente sem período seco (IBGE, 2012).

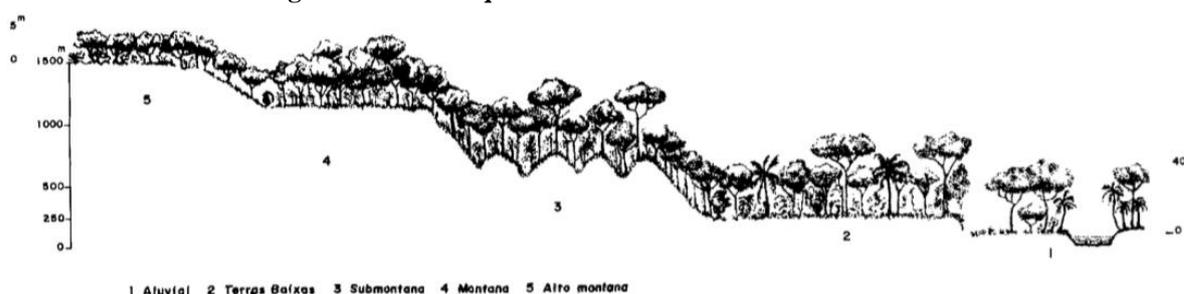
A Floresta Ombrófila Densa (FOD) está presente em áreas de influência do clima de monção (Am) e de climas temperados chuvosos e quentes (Cfa, Cfb). Porém, é mais abundante em locais de clima tropical chuvoso de floresta (Af), no qual não há estação seca, como na Mata Atlântica de parte do litoral sudeste do Brasil ou no domínio da Floresta Amazônica Ocidental (MARTINS, 2012). No domínio da Mata Atlântica, a FOD se estende do Rio Grande do Norte

ao Rio Grande do Sul, limitada às áreas de elevada pluviosidade umidade condicionadas pelo relevo (JOLY; LEITÃO FILHO; SILVA, 1991).

Conforme mapa fitogeográfico de Klein (1978), 29.282 km², ou seja, 31% do território catarinense era coberto originalmente por FOD. A avaliação dos remanescentes florestais do Estado realizada por Vibrans et al., (2013a) retratou que atualmente existem apenas cerca de 12.618,50 km² ou 13,2%, caracterizados por fragmentos diferentes idades, estrutura fitossociológica e composição florística.

Este tipo vegetacional foi subdividido em cinco formações ordenadas conforme hierarquia topográfica, que segundo as variações ecotípicas das faixas altimétricas condiciona fisionomias diferentes. Estão estabelecidas a Formação Aluvial, Formação das Terras Baixas, Formação Submontana, Formação Montana e Formação Alto-Montana (Figura 2). Os ambientes distintos variam cerca de 1°C para cada 100 m de altitude (VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991).

Figura 2 - Perfil esquemático da Floresta Ombrófila Densa



Fonte: Veloso, Rangel Filho e Lima (1991).

A FOD é caracterizada pela existência de árvores médio e grande portes, com altura entre 25 e 30 m, além de epífitas e lianas em abundância (LEITE; KLEIN, 1990; CAMPANILI; SCHAFFER, 2010). Destacam-se em sua flora a *Sloanea guianensis* (Aubl.) Benth. (sapopemba), *Caesalpinia echinata* Lam. (pau-brasil), *Cedrela fissilis* Vell. (cedro), *Cabrlea canjerana* (Vell.) Mart. (canjerana), *Caesalpinia ferrea* Mart. ex Tul. (pau-ferro), *Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake (guapuruvu), *Manilkara salzmannii* (A.DC.) H.J.Lam. (maçaranduba), *Dalbergia nigra* (Vell.) Allemão ex Benth. (jacarandá-da-bahia), *Euterpe edulis* Mart. (palmito-juçara), *Tibouchina mutabilis* Meyen (quaresmeira) e *Aspidosperma parvifolium* A. DC. (peroba) (MANTOVANI et al., 2003).

Em Santa Catarina, essa formação é caracterizada por espécies como *Alchornea triplinervia* (Spreng.) Müll.Arg., *Casaria sylvestris* Sw., *Cecropia glaziovii* Sneathl., *Miconia cabucu* Hoehne e *Miconia cinnamomifolia* (DC.) Naudin, características de áreas perturbadas.

Apesar de não aparecer nesta listagem, *H. Alchorneoides* é uma espécie frequentemente encontrada nesse tipo de floresta. Embora a expressiva diversidade florística apresentada, grande parte desta formação encontra-se em fragmentos isolados e dispersos com vegetação secundária em distintos estádios sucessionais (VIBRANS et al., 2013a; LINGNER et al., 2015).

2.2.1 Floresta Ombrófila Densa Submontana

As Florestas Ombrófilas Densas Submontanas ocorrem em áreas dissecadas dos relevos montanhosos e em planaltos com solos medianamente profundos. Situada entre 4° de latitude Norte e 16° de latitude Sul, a partir de 100 m até aproximadamente 600 m; de 16° de latitude Sul a 24° de latitude Sul, de 50 m até cerca de 500 m; de 24° de latitude Sul a 32° de latitude Sul, de 30 m até em torno de 400 m. Trata-se de uma formação cujo estágio climático é composto especialmente por fanerófitos de alto porte, até cerca de 50 m na Amazônia e não mais que 30 m nas outras partes do país. Já no sub-bosque, ocorrem plântulas de regeneração natural, poucos nanofanerófitos e caméfitos, e ainda são presentes palmeiras de pequeno porte, e em número mais elevado lianas herbáceas (IBGE, 2012).

Nas florestas catarinenses, Lingner et al. (2015) verificaram, através da análise de agrupamento de um conjunto de dados de 197 unidades amostrais disponibilizado pelo projeto Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (IFFSC), que a ocorrência das famílias Lauraceae, Arecaceae e Myrtaceae foram as mais abundantes nos patamares submontanos (30 – 500 m). Os autores ainda observaram que as espécies *H. alchorneoides*, *E. edulis*, *M. cinnamomifolia*, *A. triplinervia* e *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman. apresentaram maior valor de importância. Por sua vez, Colonetti et al. (2009) estudaram um remanescente desta formação circunjacente à barragem do rio São Bento, em Siderópolis, evidenciando que a área detém alta riqueza específica, sobretudo de Myrtaceae, Lauraceae, Fabaceae e Rubiaceae, com ênfase para os gêneros *Myrcia* e *Eugenia*.

2.3 FLORESTAS SECUNDÁRIAS

Diversos estudos têm sido realizados contemplando a temática das florestas secundárias, especialmente nos trópicos (ARYAL et al., 2014; PLIEGO et al., 2016; SAYER; BULLOCK; MARTIN, 2017; WANG et al., 2018). Porém, existem muitas divergências quanto à definição mais adequada para este recurso.

O termo “floresta secundária” é empregado para designar formações que se originaram de uma multiplicidade de maneiras e que, conseqüentemente, apresentam amplas características. A única concepção incontestável é que essa se refere ao produto da perturbação de outras florestas, primárias ou secundárias (CORLETT, 1995). Neste trabalho, florestas secundárias são definidas como a regeneração posterior às perturbações naturais e/ou antrópicas da floresta original, tais como corte extensivo, deslizamentos de terra, incêndios florestais e doenças (FORD-ROBERTSON, 1971; SIST; SABOGAL, 1999; VAN DER WAL, 1999), por um período em particular ou prolongado, que exhibe substancial diferença na composição ou estrutura em relação às florestas primárias próximas de sítios similares (CHAZDON et al., 2009).

Demais pesquisadores consideram como secundárias somente as florestas formadas em decorrência de impactos humanos diretos (GREIG-SMITH, 1952; SMITH et al., 1999; JONG et al., 2001). Outros referem-se às florestas secundárias como vegetação lenhosa que se estabelece em terras quase ou totalmente desmatadas (ou cerca de 90%) da floresta original (FINEGAN, 1992; CORLETT, 1994; SIST; SABOGAL, 1999; EMRICH; POKORNY; SEPP, 2000). Ainda, Brown e Lugo (1990) e Wadsworth (1997) atribuem florestas secundárias a todas as florestas perturbadas, independentemente da intensidade desse distúrbio.

Na legislação brasileira, a vegetação secundária é conceituada em várias resoluções do CONAMA. Em Santa Catarina a Resolução nº 004, de 04 de maio de 1994, no seu artigo 2º, resolve que “Vegetação secundária ou em regeneração é aquela resultante dos processos naturais de sucessão, após supressão total ou parcial da vegetação primária por ações antrópicas ou causas naturais, podendo ocorrer árvores remanescentes da vegetação primária.”. Ainda, define a categorização da regeneração da vegetação secundária em: estágio inicial, com fisionomia herbáceo/arbustiva de porte baixo; estágio médio, com espécies arbustivas e arbóreas predominando sobre a herbácea e; estágio avançado, com fisionomia arbórea dominante sobre as demais, formando um ambiente florestal desenvolvido e estruturado (CONAMA, 1994).

2.3.1 Manejo e dinâmica de florestas secundárias

O manejo de florestas secundárias desempenha, de acordo com Kammesheidt (2002), um importante papel na conservação da biodiversidade e na manutenção de um sistema produtivo sustentável para os pequenos agricultores. O Código Florestal Brasileiro define-o como sustentável quando há:

administração da vegetação natural para a obtenção de benefícios econômicos, sociais e ambientais, respeitando-se os mecanismos de sustentação do ecossistema objeto do manejo e considerando-se, cumulativa ou alternativamente, a utilização de múltiplas espécies madeireiras ou não, de múltiplos produtos e subprodutos da flora, bem como a utilização de outros bens e serviços. (BRASIL, 2012).

Neste mesmo contexto, a International Tropical Timber Organization (ITTO, 2016) conceitua manejo florestal sustentável como o processo de gerenciamento florestal para alcançar objetivos específicos, assegurando a produtividade de bens e serviços ambientais desejados sem redução de seus valores inerentes e produtividade futura. Para Sist et al. (1998), o princípio do manejo florestal sustentável é colher recursos florestais, incluindo os produtos não-madeireiros, sem comprometer o seu valor social e ecológico.

O manejo de florestas secundárias é relatado em poucos estudos, nos quais são praticamente inexistentes as experiências de sucesso na aplicação de diferentes sistemas silviculturais. Em âmbito internacional, comumente encontram-se estudos que analisam a recuperação dos ecossistemas florestais (NORDEN et al., 2009; ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2015; LIU et al., 2017; CHUA; POTTS, 2018). Já no Brasil, os trabalhos desenvolvidos objetivam principalmente descrever a riqueza de espécies, estrutura e composição florística a fim de verificar o potencial de uso das espécies encontradas (ALVINO; SILVA; RAYOL, 2005; CARIM; SCHWARTZ; SILVA, 2007; RUSCHEL et al., 2009; VENTUROLI; FELFILI; FAGG, 2011; FANTINI; SIMINSKI, 2016).

Por exemplo, Moonen et al. (2019) verificaram os efeitos do manejo sobre a biomassa em florestas secundárias criadas por corte e queimada na Bacia Central do Congo. Os resultados demonstraram que a produtividade e acúmulo de biomassa é afetado por mudanças nas propriedades da vegetação, incluindo composição e estrutura, e no solo. De forma geral, a biomassa acima do solo aumentou com a idade de recuperação, contudo uma variação considerável foi encontrada na dinâmica de sucessão. As taxas de acumulação de biomassa entre 5 e 10 anos pós-exploração variaram com o número de ciclos de corte e queima anteriores, com declínios notáveis no quarto ciclo.

Um estudo sobre os principais fatores ecológicos que influenciam a recuperação da riqueza de espécies madeireiras em florestas secundárias foi realizado na China. Um efeito positivo, sobretudo nas florestas de corte seletivo, foi exercido pelo banco de espécies regionais sobre a taxa de recuperação da riqueza de espécies. Esse mesmo efeito positivo foi observado para a complexidade da forma dos fragmentos florestais e a porcentagem de cobertura florestal na paisagem, enquanto a temperatura teve um efeito negativo (LIU et al., 2019).

Souza et al. (2002) avaliaram a dinâmica da composição florística de uma Floresta Ombrófila Densa, em área de Reserva Natural no Espírito Santo, após o corte de cipós, constatando que o controle destes influenciou a dinâmica da composição florística por meio do ingresso elevado de espécies preexistentes na área e, que as taxas de recrutamento e crescimento do estrato arbóreo foram superiores à de mortalidade, indicando o favorecimento da dinâmica sucessional.

Azevedo (2006) estudou a dinâmica de florestas submetidas a manejo (combinações de intensidades de exploração com intensidades de desbastes) na Amazônia Oriental, no estado do Amapá, por meio de inventário florestal contínuo. O autor concluiu que os diferentes tratamentos aplicados não influenciaram na diversidade de espécies e que a exploração de impacto reduzido (EIR) não estimula necessariamente o crescimento e deve levar a ciclos de corte superiores a trinta anos.

Jakovac et al. (2015) avaliaram as conseqüências do uso da terra na resiliência de florestas secundárias, 5 anos após o abandono, na bacia amazônica. Foi verificado que com alta intensidade de manejo a estrutura florestal recupera-se de forma mais lenta, o que pode levar o sistema a um estado de sucessão que detém um menor potencial para fornecer serviços ecossistêmicos, além disso, ocorreu redução da diversidade de espécies nas florestas secundárias com a diminuição da área de florestas vizinhas.

Em Guaramirim, no litoral Norte de SC, a colheita seletiva de madeira danificou 26% dos indivíduos remanescentes do estrato arbóreo, afetando principalmente pequenas árvores. Além disso, a frequência dos danos residuais não apresentou correlação com a intensidade de colheita, entretanto, os danos específicos (copa, fuste e inclinação da árvore) diminuíram consideravelmente com o aumento da intensidade de exploração (SILVA et al., 2017).

Quando submetidas à prática de manejo adequado as florestas secundárias podem ser muito produtivas. Uma das estratégias para aumentar a produtividade das espécies para fins madeireiros e não-madeireiros é a intensificação de tratamentos silviculturais. Essa pode ser realizada por meio de distúrbios organizados na floresta para proporcionar melhoria da regeneração natural, seguido de outras técnicas, como o plantio de enriquecimento em clareiras, condução de mudas de espécies comerciais naturalmente estabelecidas e densificação assistida de espécies com baixa densidade. Além desses tratamentos, pode ser executado um sistema agroflorestal cíclico dentro das clareiras, como implementado em florestas secundárias na região Nordeste do estado do Pará (SCHWARTZ; FERREIRA; LOPES, 2015).

2.4 LEGISLAÇÃO DO MANEJO FLORESTAL NA MATA ATLÂNTICA

A Mata Atlântica foi o primeiro conjunto ecossistêmico a sofrer com a exploração irracional dos recursos, entretanto, até recentemente a regulamentação de uso e proteção se restringia de fato ao estabelecido no Código Florestal, que apesar de avançado para sua época, não desempenhava efetivamente a proteção da biodiversidade existente nas florestas (FERREIRA, 2013).

Em 1934, surgia o Decreto Federal nº 23.793, que instituiu o Código Florestal brasileiro, elaborado por naturalistas preocupados com a conservação das funções básicas dos ecossistemas naturais (LINO et al., 2012), posteriormente revogado pela Lei nº 4.771/65. O novo regulamento definia as florestas como bens de interesse comum e permitia a supressão florestal e outras formas de vegetação nativa, excluídas as situadas em áreas de preservação permanente, desde que mantida a área de reserva legal específica (20% na Mata Atlântica) (BRASIL, 1965).

Até a década de 70, as normativas de proteção ambiental no Brasil objetivavam, principalmente, a prevenção do desabastecimento público de bens de interesse, como a madeira, e evitar conflitos vizinhos pela utilização desses recursos. Somente a partir da década de 80, seguindo tendências internacionalistas, que a legislação brasileira começou a se preocupar propriamente com a garantia do equilíbrio ecológico e assumir o direito da sociedade em usufruir dos serviços ambientais (CAMPANILI; SCHAFFER, 2010).

Em 1981, a Lei nº 6.938 estabeleceu a Política Nacional do Meio Ambiente, seus objetivos e mecanismos e constituiu o Sistema Nacional do Meio Ambiente (SISNAMA), o qual apresenta em sua estrutura como órgão superior o Conselho de Governo e como órgão consultivo e deliberativo o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) (BRASIL, 1981). A seguir, a Lei nº 7.511/86 alterou dispositivos da Lei nº 4.771/65 incluindo o manejo sustentado para exploração madeireira de florestas (BRASIL, 1986).

A Constituição Federal de 1988 considerou a Mata Atlântica como patrimônio nacional, e determinou que “sua utilização far-se-á, na forma da lei, dentro de condições que assegurem a preservação do meio ambiente, inclusive quanto ao uso dos recursos naturais.” (BRASIL, 1988). Dessa forma, para dar efetividade a esse dispositivo constitucional, diversos atos normativos foram aprovados nas esferas federal, estadual e municipal, entre estes os quais transformavam remanescentes de Mata Atlântica em áreas especialmente protegidas (CAPOBIANCO et al., 2001; DUTRA, 2013).

No ano seguinte, em 1989, é criado o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) (BRASIL, 1989a) e ocorre a publicação da legislação nº 7.803 de 1989 que revoga a Lei nº 7.511. Assim, a exploração de florestas e de formações sucessoras passou a sujeitar-se à aprovação desta autarquia, além da adoção de técnicas de condução, exploração, reposição florestal e manejo (BRASIL, 1989b).

A primeira legislação específica para a Mata Atlântica foi estabelecida em 1990, com a publicação do Decreto nº 99.547, que proibiu, por prazo indeterminado, total corte e utilização da vegetação nativa nesta ecorregião (BRASIL, 1990). Entretanto, as imprecisões desse Decreto induziram um movimento de reformulação e composição de novas redações a fim de substituí-lo (CONAMA, 2003).

Mais recentemente, o Decreto nº 750/93 trouxe a definição do domínio da Mata Atlântica, que compreendia diversas e diferenciadas formações florestais e ecossistemas associados, além de determinar a proteção da vegetação primária, e dos estágios avançado e médio de regeneração. Apesar do seu caráter preservacionista, o Decreto também trouxe a possibilidade de manejo seletivo nessas áreas:

Art. 2º A exploração seletiva de determinadas espécies nativas nas áreas cobertas por vegetação primária ou nos estágios avançado e médio de regeneração da Mata Atlântica poderá ser efetuada desde que observados os seguintes requisitos:

I - não promova a supressão de espécies distintas das autorizadas através de práticas de roçadas, bosqueamento e similares;

II - elaboração de projetos, fundamentados, entre outros aspectos, em estudos prévios técnico-científicos de estoques e de garantia de capacidade de manutenção da espécie;

III - estabelecimento de área e de retiradas máximas anuais;

IV - prévia autorização do órgão estadual competente, de acordo com as diretrizes e critérios técnicos por ele estabelecidos.

Parágrafo único. Os requisitos deste artigo não se aplicam à exploração eventual de espécies da flora, utilizadas para consumo nas propriedades ou posses das populações tradicionais, mas ficará sujeita à autorização pelo órgão estadual competente. (BRASIL, 1993).

A partir da demanda para classificação da vegetação primária e definição dos diferentes estágios da regeneração natural, em Santa Catarina, o CONAMA emitiu a Resolução nº 04 de maio de 1994 (CONAMA, 1994). Desta mesma forma, a fim de disciplinar a exploração de espécies florestais no Estado foi criada a Portaria Interinstitucional nº 1, de 04/06/96 entre IBAMA, FATMA e governo do estado (IBAMA SC, 1996). Esse instrumento estabelecia, dentre os diversos critérios, que para realizar manejo florestal sustentável a exploração era limitada a, no máximo, quatro espécies madeireiras em até 40% do estoque (volume) de árvores de cada espécie com diâmetro à altura do peito (DAP) igual ou maior que

40 cm. Ainda, considerava as propriedades com área inferior a 30 ha dispensadas da apresentação de plano de manejo, podendo fazê-lo através de processo simplificado.

Em 2006, após 14 anos de tramitação no Congresso Nacional foi sancionada a Lei Federal nº 11.428, que regula o uso e a proteção de suas diferentes formas de vegetação nativa. Em seu texto original, o Art. 27 permitia “[...] a exploração seletiva de espécies da flora nativa em área de vegetação secundária nos estágios inicial, médio ou avançado de regeneração do Bioma Mata Atlântica [...]” com finalidade comercial (BRASIL, 2006a). Entretanto, esse foi vetado conforme mensagem nº 1.164, de 22 de dezembro de 2006, alegando-se reduzido percentual de remanescentes e da “[...] insuficiência de conhecimentos científicos que possam garantir que o manejo comercial de espécies vegetais da Mata Atlântica seja realmente sustentável [...]” (BRASIL, 2006b). Desta forma:

Art. 14. A supressão de vegetação primária e secundária no estágio avançado de regeneração somente poderá ser autorizada em caso de utilidade pública, sendo que a vegetação secundária em estágio médio de regeneração poderá ser suprimida nos casos de utilidade pública e interesse social [...] (BRASIL, 2006a).

Apesar de não proibir definitivamente a supressão da vegetação, a legislação criou critérios bastante rígidos. Nos casos em se tratar de vegetação secundária no estágio inicial de regeneração, o corte, a supressão e a exploração poderão ser autorizadas por órgão estadual competente nos Estados em que existir mais de 5% de cobertura nativa do domínio Mata Atlântica remanescente (CAMPANILI; SCHAFFER, 2010).

O Decreto Federal nº 6.660/2008, regulamentou a Lei nº 11.428/2006 e estabeleceu as condições sob as quais pode ocorrer intervenção ou uso sustentável nos remanescentes nativos da Mata Atlântica. Segundo o Decreto, é permitido realizar corte de até 15 m³ de lenha por ano para uso na propriedade ou posse, independentemente de autorização dos órgãos competentes, bem como realizar reflorestamento ou plantio e enriquecimento ecológico de espécies nativas. Além disso, é permitido o corte e exploração comercial de espécies nativas comprovadamente plantadas, a exploração de espécies pioneiras em vegetação em estágio médio de regeneração com presença maior que 60% em relação às demais com autorização do órgão competente, e a supressão ou corte da vegetação secundária em estágio inicial de área submetida a pousio por pequenos produtores rurais e população tradicional, em áreas de até dois hectares anuais (BRASIL, 2008).

Há pouco tempo, em maio de 2012, foi sancionada a Lei nº 12.651/2012 oriunda do Projeto de Lei nº 1.876/99 que suscitou polêmica entre ambientalistas e ruralistas, substituindo o Código Florestal de 1965. Com relação à prática de manejo sustentável, a nova lei admite a

exploração econômica da Reserva Legal com e sem propósito comercial, e em áreas de inclinação até 45° (BRASIL, 2012). O manejo florestal sustentável com propósito comercial fica sujeito à autorização por órgão competente e deve manter a cobertura vegetal característica, sem prejudicar a conservação da vegetação da área, assegurando a manutenção da diversidade existente, com a adoção de medidas que favoreçam a regeneração de espécies nativas (BRASIL, 2012). Ainda, em relação à exploração florestal:

Art. 31. A exploração de florestas nativas e formações sucessoras, de domínio público ou privado, ressalvados os casos previstos nos arts. 21, 23 e 24, dependerá de licenciamento pelo órgão competente do Sisnama, mediante aprovação prévia de Plano de Manejo Florestal Sustentável - PMFS que contemple técnicas de condução, exploração, reposição florestal e manejo compatíveis com os variados ecossistemas que a cobertura arbórea forme. (BRASIL, 2012).

Diante deste contexto, é notória a tentativa de regulamentação de uso sustentável dos recursos florestais de florestas no domínio da Mata Atlântica, entretanto, gradativamente as legislações tornaram-se mais rígidas no que se refere à sua utilização. Embora o novo Código Florestal indique uma perspectiva de manejo sustentado, na prática as condições burocráticas e econômicas inviabilizam os produtores rurais a desenvolverem essa atividade (SCHMITZ, 2013).

2.5 TÉCNICAS DE MANEJO

Segundo Müller (1998), transcrito por Rockwell et al. (2007), o princípio da sustentabilidade determina que uma floresta para fins comerciais deve ser manejada para limitar ao máximo possível os danos indesejáveis à área remanescente e ao ecossistema, preceito justificado por razões econômicas e ecológicas. Para as atividades de manejo florestal sustentável, a percentagem de 30% de indivíduos remanescentes danificados pela colheita é aceitável em florestas tropicais (HUTH; DITZER, 2001; SIST; PICARD; GOURLET-FLEURY, 2003). Contudo, os danos podem atingir mais de 50% em áreas de manejo com florestas tropicais maduras (BISCHOFF et al., 2005; SIST; FERREIRA, 2007).

Nas florestas tropicais naturais em todo o mundo, a forma mais comum de extração de madeira é o corte seletivo (POUDYAL; MARASENI; COCKFIELD, 2018), que provoca significativa alteração da cobertura do dossel, compactação do solo (JOHNS; BARRETO; UHL, 1996; WHITMAN; BROKAW; HAGAN, 1997; PEREIRA et al., 2002), fragmentação da floresta (ASNER et al., 2009), reduz a diversidade faunística (JOHNS, 1991; THIOLLAY, 1992), e causa mudanças a longo prazo na composição de espécies arbóreas (MOLINO,

2001). A colheita convencional (não planejada) além de ocasionar danos desnecessários à floresta residual, compromete as chances de futura produção de madeira (PINARD et al., 1995). Em contrapartida, a extração seletiva controlada ou exploração de impacto reduzido (EIR) utiliza métodos que minimizam esses danos (BICKNELL; STRUEBIG; DAVIES, 2015).

As diferentes práticas e intensidades de exploração madeireira, acrescidas a fatores ambientais contribuem para variadas trajetórias e taxas de recuperação da floresta (EDWARDS et al., 2013; CHAZDON, 2014). Todavia, não há, ainda, consenso sobre as técnicas e os impactos da extração madeireira.

2.5.1 Manejo convencional

A exploração seletiva, ou seja, a colheita de árvores comerciais selecionadas dentro de florestas naturais, está aumentando mundialmente em intensidade e extensão (OSAZUWA-PETERS et al., 2015). Em florestas tropicais úmidas, esse sistema foi inicialmente utilizado de forma empírica (sem estratégias definidas) para manejar florestas na Malásia, Birmânia, Índia, e África Ocidental durante o período dos sistemas coloniais francês e britânico (PUETTMANN et al., 2015). Embora seja comumente adotada desde a década de 1950, as discussões relativas às preocupações referentes à eficácia dessa exploração como um sistema foram iniciadas na década de 1970 (SCHWAB; PULKKI; BULL, 2001).

Os efeitos em curto prazo da exploração seletiva têm sido largamente estudados (WHITE, 1994; BROWN et al., 2005; FIGUEIRA et al., 2008; RIST et al., 2012; FRANÇA et al., 2016), porém os impactos sobre a dinâmica da estrutura e composição florística da floresta ainda não são amplamente conhecidos. A compreensão dessas dinâmicas de longo prazo poderá indicar se as florestas tropicais são resilientes a esse tipo de manejo (OSAZUWA-PETERS et al., 2015).

A exploração florestal invariavelmente provoca danos aos indivíduos remanescentes, que estão associados especialmente à intensidade da colheita (PUTZ; BROKAW, 1989; WEBB, 1997; SIST; NGUYEN-THÉ, 2002; ROCKWELL et al., 2007; SIST, FERREIRA, 2007; MARTIN et al., 2015). As implicações ocasionadas em função dessa mudança na floresta abrangem desde a redução do incremento em anos subsequentes (VIDAL; VIANA; BATISTA, 2002; TAVANKAR et al., 2015) até defeitos na madeira de árvores potenciais remanescentes (JACKSON; FREDERICKSEN; MALCOLM, 2002) até a morte (SIST; NGUYEN-THÉ, 2002; FORSHED et al., 2006; PICARD, GOURLET-FLEURY; FORNI, 2012). Sob outra perspectiva, na Indonésia, Gaveau (2014) relata que a colheita das árvores nas concessões

madeireiras é seletiva. O autor aponta que são removidas entre duas e vinte árvores de cada hectare de floresta, uma vez a cada poucas décadas, o que geralmente deixa cerca de 90% de vegetação remanescente. Deste modo, o corte seletivo não apenas mantém a estrutura florestal, mas a conserva biologicamente rica.

2.5.2 Manejo florestal sustentável

O conceito de manejo florestal sustentável (MFS) tem sido um princípio aceito desde o século XVIII (WIERSUM, 1995), utilizado para abranger e reconciliar os diferentes interesses nas florestas (RAMETSTEINER; SIMULA, 2003). O MFS, como um conceito dinâmico e evolutivo, objetiva manter e valorizar os valores econômicos, sociais e ambientais de todos os tipos de florestas, em benefício das presentes e futuras gerações (UN, 2008). A promessa da sustentabilidade está estabelecida em duas premissas: de que os ecossistemas têm potencial de renovação e; que as atividades econômicas e concepções sociais que determinam a interação do homem com o meio ambiente podem ser modificadas para garantir a produtividade e a manutenção do ecossistema em longo prazo (MACDICKEN et al., 2015).

Diversos sistemas hierárquicos foram desenvolvidos para o conceito de MFS (JAFARI et al., 2018). Van Bueren e Blom (1997) indicaram um sistema padrão contendo princípios, critérios e indicadores (C&I). Os sistemas hierárquicos fornecem uma base para o monitoramento e avaliação florestal sustentável da qualidade do manejo. Os critérios são elementos-chave da sustentabilidade, que estabelecem condições gerais e alguns indicadores mensuráveis. Por sua vez, os indicadores definem diferentes aspectos e situações quantitativas nas florestas, compreendendo aspectos ambientais, sociais e econômicos, que são úteis para identificar mudanças e monitorar tendências na floresta (MENDOZA; PRABHU, 2003; MARTIRE; CASTELLANI; SALA, 2015; SINGH; PANDEY; PRAKASH, 2011).

A *International Tropical Timber Organization* (ITTO) foi pioneira no desenvolvimento de C&I para o MFS, no início da década de 1990. Recentemente, os C&I foram publicados em uma edição revisada, vinculados aos objetivos do MFS: fornecer condições necessárias para o MFS; garantir a vitalidade e saúde dos ecossistemas florestais; manter as múltiplas funções da floresta e; integrar aspectos sociais, econômicos e culturais para implementar o MFS (ITTO, 2016).

A implementação efetiva de práticas de MFS depende da realização de operações florestais de maneira sustentável. As práticas silviculturais das operações florestais também

podem ter um forte efeito sobre o desempenho ambiental, social e econômico e, consequentemente, sobre a sustentabilidade (MARCHI et al., 2018).

2.5.2.1 Exploração de impacto reduzido

A EIR tem sido tradicionalmente descrita como uma técnica que reduz os impactos da colheita de árvores e melhora a produtividade futura da floresta (BLAS; PÉREZ, 2008). Ao longo dos últimos anos, os conjuntos de procedimentos para a extração madeireira projetados para minimizar os impactos ambientais negativos do corte de árvores, operações de pátio e transporte passaram a se tornar conhecidas como técnicas de EIR (PUTZ et al., 2008).

Os sistemas EIR desenvolvem-se como resposta às demandas sociais pela proteção do ambiente e conservação florestal. Esse sistema aplica as melhores técnicas de colheita disponíveis, que restringem os danos ocasionados à vegetação remanescente, atenuam o risco de incêndios, o desgaste e a erosão do solo, protegem a qualidade da água, e potencialmente contribuem na manutenção da regeneração e também da proteção da diversidade biológica (GULLISON; HENDRISON, 1990; HARDNER, 1993; GRETZINGER, 1996; HOLDSWORTH; UHL, 1997; RICE; GULLISON; REID, 1997; UHL et al. 1997; BARRETO et al., 1998). Os procedimentos da EIR proposto não são prescrições fixas, por isso, e uma adaptação das técnicas de extração disponíveis é realizada de acordo com cada situação (HOLMES et al., 2004).

Em contraste com a colheita florestal convencional, as práticas de EIR regularmente incluem: a) realização de inventário completo da floresta ser explorada, a partir de um DAP mínimo; b) corte de lianas e trepadeiras antes da derrubada a fim de minimizar os danos residuais; c) derrubada direcional das árvores para infligir o menor impacto sobre as árvores próximas e reduzir a necessidade de trilhas de arraste; c) definição de áreas de proteção de bacias hidrográficas; d) emprego de tecnologias aprimoradas para minimizar os impactos no solo causados pela extração e arraste; d) planejamento das estradas e trilhas de arraste, com inclinação adequada para evitar o excesso de erosão e; e) redução do desperdício de madeira em áreas cortadas para aumentar a taxa de utilidade da madeira (HOLMES et al., 2004; GUSTAFSSON et al., 2007; MEWETT et al., 2017).

A EIR é uma prática bastante conhecida e aplicada em grande parte dos planos de manejo florestal sustentável na Amazônia (SILVA et al., 2018). Dentre os diversos estudos envolvendo a avaliação dos efeitos da EIR nesta região, Darrigo, Venticinque e Santos (2016) descreveram os efeitos na regeneração da floresta em decorrência do corte de impacto reduzido

na regeneração 11 anos após a extração. A pesquisa demonstrou que o desenvolvimento das plântulas foi afetado pelas alterações do habitat. Por até três anos, as taxas de crescimento de mudas foram melhoradas nas áreas exploradas, entretanto, em cinco de sete espécies arbóreas avaliadas, as taxas de mortalidade até onze anos foram superiores do que nas áreas controle. Para a maioria das espécies, a presença de uma fonte de sementes é o fator mais importante que determina o número de indivíduos em regeneração. Assim, em longo prazo o habitat torna-se menos adequado para a regeneração de espécies em áreas exploradas.

Holmes et al. (2004) compararam os custos e receitas de um sistema de EIR com um sistema de exploração convencional na região de Paragominas, PA. O estudo constatou que a renda líquida de uma EIR típica foi 19% superior do que a renda líquida de uma exploração convencional e, da mesma forma, o custo total médio foi 12% menor que o custo total médio de um sistema típico de manejo convencional. Os autores sugerem que os benefícios econômicos e ecológicos futuros provenientes das florestas remanescentes serão maiores com o emprego das técnicas de EIR.

A EIR e as práticas convencionais também foram comparadas por Sist et al. (2003) em uma floresta mista de espécies da família das Dipterocarpaceas no leste de Kalimantan, na Indonésia. Dentre os resultados encontrados, as técnicas de EIR reduziram quase em 50% o número de árvores remanescentes danificadas, diminuíram consideravelmente os danos ocasionados pelo arraste e apresentaram menores taxa média de abertura do dossel após exploração (13,3% em EIR e 19,2% na colheita convencional). Porém, sob alta intensidade de corte (mais de 8 árvores/ha), ambos os impactos com aplicação da EIR foram similares aos registrados na colheita convencional, o que possibilitou aos autores inferirem que a eficácia da EIR na redução de danos nas árvores é limitada.

Britto et al. (2017) avaliaram na região norte catarinense, as taxas de produção e custos associados de um método convencional (MC) de colheita de madeira, amplamente utilizado pelos proprietários de terras na região para operações de extração de madeira na Mata Atlântica, e um método alternativo (MA), com um operador treinado combinado com melhorias na aplicação da tecnologia como parte integrante da implementação do manejo florestal sustentável. Os resultados encontrados demonstraram que embora o método alternativo tenha produtividade geral mais baixa e custos mais altos, permitiu melhorias importantes em termos de saúde e segurança ocupacional. Os autores sugerem que um sistema de colheita adequado deve associar as experiências locais de MC e as propostas de melhorias técnicas de MA.

2.5.3 Sistemas de talhadia

O manejo florestal por talhadia é um sistema antigo adotado pela humanidade (ALMADO, 2013; FERRAZ FILHO; SCOLFORO; MOLA-YUDEGO, 2014). Sua aplicação caracteriza-se pela constituição de povoamentos novos com a condução da brotação da cepa posteriormente ao corte raso da floresta. Esse método tem sido adotado desde os tempos da idade do bronze, persistindo até hoje na Europa e América do Norte.

O emprego do sistema de talhadia no Brasil também não é recente. Estudos envolvendo a influência da idade de corte, idade de desbrota, número de brotos por cepa e fertilização de eucalipto iniciaram-se no final da década de 1970 e início de 1980 (COUTO et al., 1973; PAULA NETO et al., 1982; SIMOES; COTO, 1985). Posteriormente, com o desenvolvimento dos plantios clonais, ocorreu uma redução na condução das brotações (SILVA, 2013). Outros trabalhos envolvendo a talhadia voltaram a ser publicados a partir de 1990 (RIBEIRO et al., 1992; BARROS; TEIXEIRA; TEIXEIRA, 1997; CAMARGO; SILVA; STAPE, 1997; MIRANDA et al., 1998).

A utilização do manejo de florestas por talhadia se justifica, dentre outros, pelos seguintes aspectos: facilidade e simplicidade de execução; rápido crescimento inicial comparado à plantios realizados com mudas, que se deve à presença de um sistema radicular já estabelecido pelas cepas; dispensa a produção de mudas, preparo de solo e novo plantio e; redução dos custos por unidade de volume de madeira produzido (LAMPRECHT, 1990; EVANS, 1992; REIS; REIS, 1997; GONÇALVES et al., 2014). Em contrapartida, o sistema pode apresentar madeiras de baixo valor em virtude de suas menores dimensões, danificação das cepas e brotações pela colheita, maior remoção de nutrientes pois os ciclos de corte são mais curtos (MATTHEWS, 1994).

Para a adoção do sistema de talhadia sugere-se que sejam selecionadas espécies que apresentem boa capacidade de rebrota, áreas com mortalidade baixa, espaçamento adequado e material genético de qualidade. Diversos são os fatores que afetam a capacidade de rebrota, sobrevivência e produtividade das cepas, sendo sobretudo devido ao material genético, à altura de corte, à época de corte, ao diâmetro, à cobertura por galhadas, à mato-competição, aos danos às cepas e ao solo durante a colheita (IPEF, 2008; MEYER, 2015).

Nota-se, muitas vezes, uma grande quantidade de brotos por cepa, que provêm, em geral, de gemas dormentes imersas na casca ou de gemas adventícias que ocorrem a partir da diferenciação cambial (SMITH et al., 1997), sendo indispensável efetuar a operação de desbrota para a sua condução e retirada. É recomendável que seja mantido o número de brotos

equivalente à população original do povoamento e, no caso de falhas em cepa vizinha, devem ser conduzidas duas brotações por cepa, na cepa de maior diâmetro vizinha a falha, com seleção do(s) broto(s) dominante(s) e sadio(s) (CENIBRA, 2018).

Meyer (2015) também aponta que a talhadia é utilizada mais frequentemente em regiões mais frias, como Europa, Ásia, e América do Norte, para produção de madeira com fins energéticos, destacando-se os gêneros *Fagus*, *Quercus*, *Betula*, *Platanus* e outros. No Brasil, o sistema é comumente aplicado em erva-mate (*Ilex paraguariensis* A. St. -Hil.), caixeta (*Tabebuia cassinoides* (Lam.) DC.), pau-rosa (*Aniba rosaeodora* Ducke), Kiri-da-china (*Paulownia imperialis* Siebold & Zucc.) e em *Eucalyptus* spp.

2.6 EFEITOS DA COLHEITA SOBRE O REGIME DE LUZ NA FLORESTA

Em todas as florestas a atividade de exploração florestal promove a aberturas de clareiras e gera alterações ambientais. Isso resulta no crescimento dos indivíduos adultos remanescentes, na reativação do banco de sementes, desenvolvimento de plantas jovens e brotações de cepas que apresentam potencial vegetativo (ALVARENGA et al., 2003). Os indivíduos juvenis são os que exibem maior capacidade de reação a essas mudanças. Este processo de reativação mantém-se até o fechamento do dossel (PUIG, 2008). Ainda, a luz direta ou indireta pode interferir em outros fatores ambientais, como microclima, nitrogênio do solo, e pode ser um indicador efetivo das diferenças na estrutura entre florestas (BIANCHINI; PIMENTA; SANTOS, 2001; MELO; MIRANDA; DURIGAN, 2007; MUSCOLO et al., 2014). Deste modo, número, tamanho e distribuição de clareiras são fatores que regulam a regeneração da comunidade (SCHUPP et al., 1989).

Martins (2012) destaca que a compreensão da dinâmica de clareiras é essencial no manejo sustentável de florestas tropicais. De acordo com Pickett, Collins e Armesto (1987), para esclarecer ou prever os aspectos da sucessão faz-se necessário compreender o padrão temporal da mudança vegetação, as ações, agentes ou circunstâncias responsáveis pelos padrões sucessionais, e as interações que contribuem para tais alterações. Para tanto, o método mais satisfatório utilizado na obtenção destas informações é o mapeamento periódico da vegetação em parcelas permanentes (LONDO, 1974). Tal procedimento resulta na obtenção de uma série de informações fundamentais aos gestores, como crescimento, ingresso, mortalidade, ciclo de corte, sucessão e densidade de estoque (NATIVIDADE et al., 2018).

Compreender as alterações de luminosidade criadas pela exploração seletiva da floresta pode fornecer orientação para o desenvolvimento desejável do manejo florestal

sustentável, mas poucos estudos têm sido realizados nesse âmbito. Tal fato pode ser em decorrência das dificuldades de aplicação dos métodos de amostragem, visto que as metodologias empregadas para avaliar quantitativamente o regime de luz no ambiente de floresta são frequentemente indiretas, pois medidas diretas costumam ser trabalhosas e caras (ENGELBRECHT; HERZ, 2001), devido ao tempo considerável e variabilidade espacial deste fator ambiental (JARČUŠKA, 2008). Considerando esses aspectos, foram desenvolvidos diversos métodos indiretos que objetivam determinar a quantidade acessível de radiação solar, com base na avaliação da estrutura da copa. Entre esses, está o método com a avaliação de fotografias obtidas a 180°, através de lentes do tipo *fish eye* (JENNINGS; BROWN; SHEIL, 1999; CHIARUCCI; A CUTINI, 2012). Uma fotografia hemisférica mapeia o tamanho, magnitude e a disposição das aberturas da copa em relação ao local em que houve a captura da fotografia (JELASKA et al., 2006).

Além da avaliação indireta da luz do sub-dossel há também a possibilidade de o método ser empregado para avaliar as características da estrutura da copa, tais como a abertura do dossel e o índice de área foliar efetivo. Neste contexto, as fotografias hemisféricas são utilizadas para designar a geometria e a posição da abertura de dossel, a passagem da radiação solar direta e difusa em épocas sazonais, e posteriormente, determinar indiretamente múltiplos parâmetros de luminosidade abaixo do dossel, possibilitando compreender suas propriedades (ROXBURGH; KELLY, 1995).

Em estudos direcionados ao manejo florestal, comumente a análise da estrutura do dossel centraliza-se no Grau de Abertura do Dossel (GAD), definido como a porção do hemisfério zenital não obstruído pelo dossel florestal (ASNER; KELLER; SILVA, 2004) ou o percentual de céu visto abaixo do dossel (GOWER; KUCHARIK; NORMAN, 1999). A determinação do GAD a partir de fotografias hemisféricas possibilita inferir sobre a qualidade, quantidade e estrutura temporal e/ou espacial da penetração da radiação solar (RICH, 1990). Outros índices relacionados ao GAD são o Índice de Área Foliar (IAF) e a Fração de Radiação Fotossinteticamente Ativa Absorvida (FAPAR, na sigla em inglês) direta e difusa (GALVANI; LIMA, 2014).

O IAF de uma cobertura vegetal corresponde à quantidade de área foliar em um dossel, por unidade de superfície projetada no solo (m^2/m^2) (WATSON, 1947; ASNER; SCURLOCK; HICKE, 2003; FANG; LIANG, 2014). Esse índice é resultante das respostas ecofisiológicas das plantas às condições do microclima (umidade, temperatura e luminosidade), aos fatores físicos, biológicos e químicos do solo, e aos aspectos bióticos como herbivoria, competição e

às interdependências destes nos diferentes estágios sucessionais da vegetação (WANDELLI; MARQUES FILHO, 1999).

Já o índice FAPAR é geralmente definido como a fração de radiação fotossinteticamente ativa (PAR) absorvida pela vegetação (GOWER; KUCHARIK; NORMAN, 1999), na qual PAR é a fração do espectro da radiação solar global entre os comprimentos de 0,4 a 0,7 μm (FINCH et al., 2004). Ele divide-se em radiação direta, ou seja, é altamente dependente da posição do Sol, com elevada variação diária e anual, e radiação difusa, em que há pouca variação e relação com a estrutura do dossel e a atmosfera (ANDERSON, 1970). Portanto, o FAPAR está diretamente ligado ao processo de fotossíntese e é uma das poucas variáveis que relacionam a estrutura e a função do ecossistema (ASNER; WESSMAN; ARCHER, 1998).

2.7 *Hyeronima alchorneoides* Allemão

2.7.1 Taxonomia e nomenclatura

Segundo o sistema de classificação baseado no *The Angiosperm Phylogeny Group* (APG) IV (2016), a posição taxonômica de *H. alchorneoides* obedece à divisão das Angiospermas, ao clado Fabidae, à ordem Malpighiales, e à Família Phyllanthaceae. A sinonímia botânica compreende *H. caribaea* Urban; *H. chocoensis* Cuatrec.; *H. ferruginea* Tul.; *H. heterotrichia* Pax & Hoffm.; *H. laxiflora* Muell. Arg.; *H. mattogrossensis* Pax & Hoffm.; *H. mollis* Muell. Arg.; *H. ovatifolia* Lundell; *Stilaginella amazonica* Tul.; *S. ferruginea* Tul.; *S. Laxiflora* Tul. (BARRANCE et al., 2003).

A espécie é conhecida popularmente no Sul do país como licurana, lucurana e urucurana; no Sudeste como aricurana, iricurana, urinana, abacateiro-roxo, licurana, pau-de-quina, quina-vermelha, sangue-de-boi, goiabeira-brava e coquidá; no Centro-Oeste como urucurana e carne-de-vaca; no Nordeste cajueiro-bravo, pequi-de-zoada e urucurana e; no Norte como maubão, pau-pedra, mangonçalo e muiragonçalo. Enquanto no exterior é denominada vulgarmente de *pântano* na Colômbia, *pilón* na Costa Rica e *rosita* em Honduras (CARVALHO, 2008).

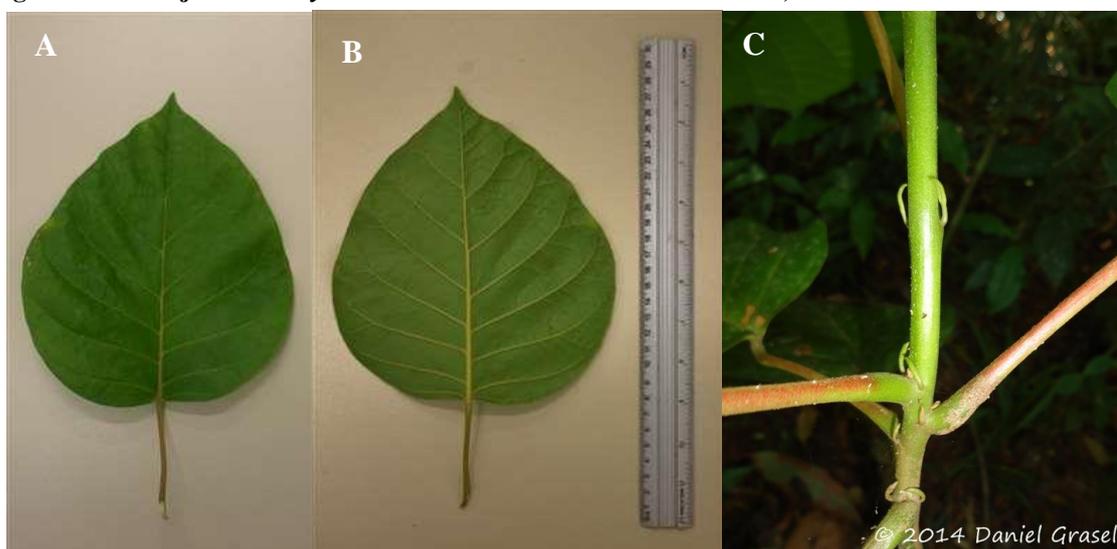
2.7.2 Descrição botânica

H. alchorneoides é uma árvore de grande porte, podendo atingir uma altura total de 30 m e tronco de até 70 cm de DAP (CARVALHO, 2008). O tronco é cilíndrico e reto ou

geralmente um pouco tortuoso, com sapopemas na base. Apresenta ramificação cimoso, esgalhamento largo e tortuoso, formando copa umbeliforme, tipo guarda-chuva (REITZ; KLEIN; REIS, 1979). A casca da licurana mede até 20 mm de espessura, na qual o ritidoma é de coloração cinzento-escuro, fissurada, com sulcos estreitos, longitudinais, e a casca interna é avermelhada e de sabor amargo (CARVALHO, 2008).

De acordo com Reitz, Klein e Reis (1979), as folhas dessa espécie são simples, alternas (Figura 3 – C) dotadas de estípulas deciduais escamosas, com lâminas grandes medindo comumente de 15 a 20 cm de comprimento por 10 a 15 cm de largura, sendo consideravelmente maiores nas plantas jovens. São inteiras, peninervadas, sub-orbiculares, oblongas, até ovado-elípticas, com ápice agudo ou obtuso, subcoriáceas ou membranáceas, disperso-escamosa na face superior (Figura 3 – A) e na face inferior completamente escamosa, apresentando de 7 a 10 nervuras laterais proeminentes na face inferior, com um pecíolo longo medindo de 5 a 10 cm de comprimento (Figura 3 – B). Quanto à coloração, são distintamente discolors verde claras em cima e acinzentadas em baixo, características pelas quais facilmente se identifica essa espécie, entretanto à medida que envelhecem vão assumindo uma coloração amarelada ou avermelhada (THIRAKUL, 1998).

Figura 3 - Folha jovem de *Hyeronima alchorneoides*. A – Face adaxial; B – Face abaxial. C – Filotaxia



Fonte: A e B: A autora (2019); C: Flora Digital (2020).

As inflorescências em densas panículas axilares, laxas, até 15 cm de comprimento são situadas nas pontas dos ramos, com numerosas flores (REITZ; KLEIN; REIS, 1979). Essas últimas por sua vez são unissexuais em árvores distintas, esverdeadas, muito pequenas, com perigônio cupuliforme com 4 estames nas flores masculinas e com brácteas espatuladas nas flores femininas (RIZZINI, 1978).

O fruto é uma drupa elipsoide indeiscente, variando de coloração verde a vermelho púrpura quando madura, com 3 a 5 mm de diâmetro. Geralmente, contém uma única semente viável, apesar de poder conter até seis, em uma polpa doce carnuda (BERNACCI et al., 2006).

2.7.3 Biologia reprodutiva e eventos fenológicos

Carvalho (2008) aponta que o sistema reprodutivo, isto é, sua dioicia, já a caracteriza como alógama, e que entre os vetores de polinização as abelhas são predominantes. A síndrome de dispersão dessa espécie é descrita como barocórica (por gravidade) (BERNACCI et al., 2006) e zoocórica (por intermédio de animais) (ROTHER, 2006; PINTO et al., 2005). Manhães (2003) observou o consumo dos frutos de licurana em MG pelas aves *Tangara desmaresti* (Vieillot, 1819), *Stephanophorus diadematus* (Temminck, 1823), *Dacnis cayana* (Linnaeus, 1766), *Trichothraupis melanops* (Vieillot, 1818) e *Tersina viridis* (Illiger, 1811).

Mantovani et al. (2003) efetuaram a caracterização da fenologia reprodutiva de espécies para produção de madeira ou lenha em formações secundárias da Floresta Ombrófila Densa, entre junho de 1998 e julho de 1999, em São Pedro de Alcântara-SC. De acordo com as observações desses autores, o período de floração da licurana compreende os meses de novembro e dezembro, já a presença de frutos nas plantas varia de dezembro a maio. Carvalho (2008) diverge apenas quando indica que a floração no estado acontece de outubro a fevereiro. Ainda, esses períodos podem ser comparados com outras informações encontradas na literatura, conforme Quadro 1.

Quadro 1 - Período de floração e frutificação de *Hyeronima alchorneoides*

Floração		Frutificação		Autor(es)
Início	Final	Início	Final	
Fevereiro	Março	Junho	Julho	Rizzini (1978)
Novembro	Fevereiro	Maio e junho em diante		Reitz; Klein; Reis (1979)
Outubro	Dezembro/Janeiro	Janeiro	Abril	Lorenzi (2002)

2.7.4 Aspectos Ecológicos

H. alchorneoides é pertencente ao grupo sucessional das secundárias (BERNACCI et al., 2006). Trata-se de uma planta perenifólia, heliófita ou esciófita, adaptada às florestas maduras, uma vez que é comumente encontrada nessas formações com representantes jovens, adultos e velhos, entretanto, seu desenvolvimento e agressividade máximos são verificados

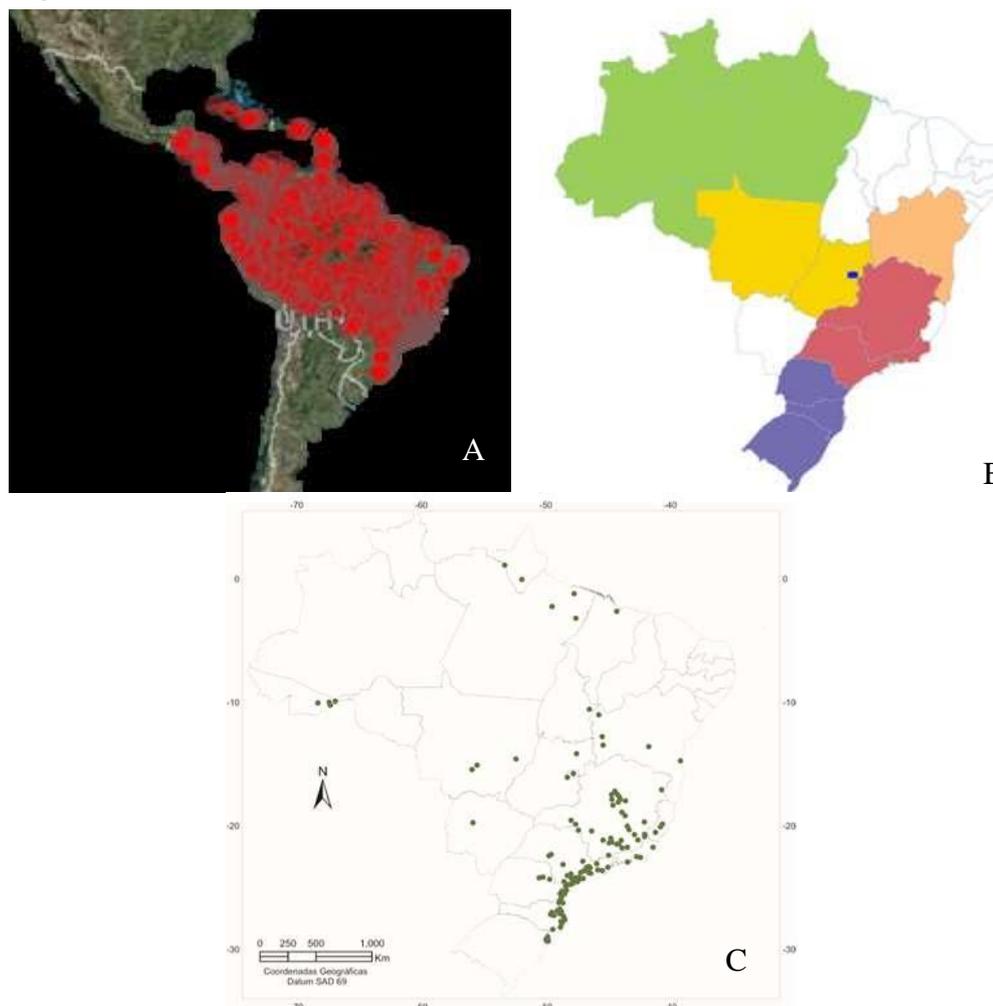
formações secundárias, na qual pode tornar-se uma das dominantes (GALVÃO; MEDEIROS, 2002). Ocorre em altitudes de 0 a 900 m (BARRANCE et al., 2003).

2.7.5 Ocorrência natural

A licurana exibe vasta distribuição, crescendo de forma natural desde o sul do México e Belize, ao longo da costa do Atlântico Central ao Panamá. Encontra-se nas ilhas do Caribe e na América do Sul desde a Colômbia até o Brasil e o Peru. A espécie foi plantada na Costa Rica e, em menor escala, em Honduras (BARRANCE et al., 2003).

No Brasil, ocorre desde a foz do Amazonas até o Nordeste do Rio Grande do Sul, tornando-se mais frequente nas formações florestais próximas à costa litorânea (GALVÃO; MEDEIROS, 2002). Carvalho (2008) apresenta a localização geográfica da espécie no Brasil em latitudes de 1°N, no Amapá a 29°50'S, no Rio Grande do Sul e, em altitudes de 5 m, no litoral das regiões Sul e Sudeste, até 1.500 m, no Pico das Almas, BA. A Figura 4 apresenta locais de ocorrências confirmadas de acordo com diversos autores. Notamos que existem divergências quanto a presença da espécie, especialmente no Nordeste brasileiro. Contudo, diversos estudos constataram a presença de *H. alchorneoides* na Bahia (LOBÃO, 2007), Pernambuco (COSTA JUNIOR et al., 2008), no Estado do Acre (ARAÚJO; SILVA, 2000), em São Paulo (COLLETTA et al., 2016), Distrito Federal (DIETZSCH et al., 2006), Mato Grosso (ARAÚJO, 2008), Minas Gerais (SILVA et al., 2004), Paraná (DICKOW et al., 2012), Rio de Janeiro (CARVALHO et al., 2006), Santa Catarina (BOSA et al., 2015), Tocantins (SANTOS; ADORNO; SANTOS, 2008), Espírito Santo (OLIVEIRA et al., 2013), Goiás (ENCINAS; PAULA, 1994) e Mato Grosso do Sul (LIMA; RANDO; BARRETO, 2015).

Figura 4 – Locais de ocorrências confirmadas Licurana. A – América do Sul; B – Brasil



Fonte: A: Oliveira-filho (2017); B: SECCO, HALL, ROSÁRIO (2019); C: CARVALHO (2009).

2.7.6 Domínios e outras formações vegetacionais

A espécie pode ser encontrada no domínio Mata Atlântica, em Floresta Estacional Semidecidual, nas formações Submontana e Montana, em Minas Gerais (BÔTREL et al., 2002). Ainda, em Floresta Ombrófila Densa nas formações das Terras Baixas, Submontana e Montana, no Paraná (SCHMIDLIN et al., 2005), no Estado do Rio de Janeiro (CARVALHO et al., 2006), em Santa Catarina (RUSCHEL et al., 2009), São Paulo (DIAS, 2005), e no Espírito Santo (OLIVEIRA et al., 2013). Também no domínio Amazônico, em Floresta Ombrófila Densa (Floresta Tropical Pluvial Amazônica) de Terra Firme, no Amapá e no Acre; em Floresta de Igapó, no Pará (CARVALHO, 2009).

Outros trabalhos apontam sua ocorrência em ambiente fluvial ou ripário (mata ciliar ou de galeria), no Distrito Federal (BAMBI et al., 2016), São Paulo (TEIXEIRA;

RODRIGUES, 2006), Tocantins (SANTOS; ADORNO; SANTOS, 2008); no cerrado, em Tocantins (CANDIDO et al., 2018), Mato Grosso do Sul (LIMA; RANDO; BARRETO, 2015); na Cabruca, isto é, na Floresta Atlântica raleada sob plantação de cacau, no sudeste da Bahia (LOBÃO, 2007); em floresta higrófila (mata de brejo), no Estado de São Paulo (IVANAUSKAS; RODRIGUES; NAVE, 1997) e; em vegetação com influência marinha (restinga), no Paraná (SCHMIDLIN et al., 2005).

2.7.7 Clima e solos

Em condições naturais Barrante et al. (2003) apontam o desenvolvimento da licurana em regiões com precipitação média anual de 2.000 a 5.000 mm e temperaturas de 24 a 32 °C. Carvalho (2009) menciona sua ocorrência no Brasil na Chapada Diamantina (BA) e na Serra de Paranapiacaba (SP), com precipitação média de 830 e 3.700 mm/ano, respectivamente, e em temperatura média anual de 18,1 °C em Diamantina (MG) e 26,1 °C em São Luís (MA).

No Brasil a espécie foi encontrada em diversos tipos de clima, segundo a classificação climática de Köppen. Entre estas, Af (tropical húmido) no Estado do Rio de Janeiro (SOLÓRZANO; GUEDES-BRUNI; OLIVEIR, 2012) e no sul da Bahia (AMORIM et al., 2009); Am (clima de monção) em Mato Grosso (ARAUJO et al., 2009); As (tropical com estação seca de verão) no Estado de Pernambuco (SILVA et al., 2012); Cfa (temperado húmido com verão quente) no Paraná (WOICIECHOWSKI, 2015) e Santa Catarina (Bosa et al., 2015); Cwa (temperado húmido com inverno seco e verão quente) em São Paulo (MARCHIORI et al., 2016), e Rio de Janeiro (CAMARA et al., 2017); Cwb (temperado húmido com inverno seco e verão temperado) em Minas Gerais (NAVES; BERG, 2012). Ainda, *H. alchorneoides* foi observada sob a ocorrência de geadas pouco frequentes no estado do Paraná (BIANCHIN et al., 2016; JASTER, 2002).

A espécie é frequentemente encontrada em locais hidromórficos (TEIXEIRA; RODRIGUES, 2006), em solos pedregosos e de aclave forte, sendo pouco exigente em relação ao húmus e solos maduros da floresta (REITZ; KLEIN; REIS, 1979). Barrante et al. (2003) apontam a preferência da espécie por solos com textura franco-arenosa a argilosa, e indicam seu desenvolvimento em solos ácidos.

2.7.8 Silvicultura da espécie

2.7.8.1 Tecnologia de sementes

Os frutos desta espécie podem ser coletados diretamente das árvores e postos para secar levemente à sombra. Não há necessidade de quebra de dormência das sementes, porém, é recomendável que se realize imersão em água por 3 a 7 dias, com substituição da água a cada 12 horas. Ainda, é aconselhável a produção de mudas seguidamente ao processo de leve secagem das sementes (GALVÃO; MEDEIROS, 2002), visto que a viabilidade dessa espécie em armazenamento é curta, não ultrapassando 6 meses (CARVALHO, 2008). De acordo com esse último autor, um quilograma de frutos secos contém aproximadamente 70.000 sementes.

2.7.8.2 Produção de mudas

Logo após a colheita as sementes devem ser postas a germinar em canteiros com substrato organo-argiloso. A emergência ocorre entre 20 e 30 dias, quando os canteiros são mantidos em meia sombra (REITZ; KLEIN; REIS, 1979), com taxa germinativa variando de 25% a 50% (CARVALHO, 2008).

O transplante das mudas para recipientes individuais, com dimensões mínimas de 20 cm de altura e 7 cm de diâmetro, é recomendado quando estas atingirem de 4 a 6 cm (GALVÃO; MEDEIROS, 2002). O plantio em campo deve ocorrer aos 6 meses, quando as mudas atingem porte adequado (RIZZINI, 1978).

A espécie pode ser produzida por pseudo-estacas e facilmente por meio do enraizamento de estacas juvenis (BARRANCE et al., 2003). Além de regenerar-se por brotações caulinares (CARVALHO, 2008), pode ser propagada pelo cultivo *in vitro*, sem adição de reguladores de crescimento nos estágios de brotação e multiplicação, apenas com o uso de ácido indol butírico (AIB) para promover melhor enraizamento (ABDELNOUR; AGUILAR; VALVERDE, 2011).

2.7.8.3 Plantios da espécie

A licurana pode ser utilizada em plantio puro em pleno sol, com espaçamento de 3 x 3 m, em plantio combinado com outras espécies que exibam maior crescimento em altura, ou ainda para enriquecimento de capoeiras ou capoeirões em formações secundárias (CARVALHO, 2008). Nesses plantios, o espaçamento pode chegar até 10 x 10 m, entretanto

bons resultados foram obtidos com 4 x 5 m, que elimina a necessidade de realização de um primeiro desbaste precoce.

No que se refere aos tratos silviculturais, indica-se efetuar de 2 a 3 limpezas anuais na área durante os dois anos iniciais, dependendo do uso anterior da área, e manter limpa a porção em torno das árvores de forma a evitar que a competição das plantas infestantes tenha interferência sobre as mudas plantadas. A licurana é uma espécie que manifesta brotação da cepa, não possui capacidade de desrama natural, e exige poda contínua e periódica. As podas devem ser realizadas entre um e dois anos de idade (BARRANCE et al., 2003).

De acordo com o guia silvicultural de 23 espécies florestais da floresta úmida de Honduras, o primeiro desbaste deve ser feito entre o sexto e sétimo ano, no qual são eliminados os indivíduos malformados; um segundo desbaste seletivo dos doze ao décimo quarto ano e; um último entre vinte e vinte e dois anos, restando cerca de 250 árvores/ha. Desta forma, com um manejo silvicultural adequado, o tempo previsto para exploração da madeira é de 30 anos (PROECEN; ESNACIFOR; OIMT, 2003)

Na costa Rica, para proporcionar um melhor crescimento das árvores, sugere-se realizar duas aplicações de fertilizantes, em torno de 50 g/indivíduo, com formulação rica em N-P-K, a primeira na época do plantio e a outros seis meses após (ACP, 2008). No Brasil, ainda são inexistentes recomendações de fertilização para a espécie, por isso, enquanto pesquisas de adubação não são feitas, inicialmente pode ser efetuada a correção do solo.

2.7.8.4 Crescimento e produção

Quando se trata do crescimento e produtividade para a espécie, destaca-se que há poucos dados divulgados no Brasil. Contudo, em plantios experimentais realizados em áreas degradadas por pastagem na baixada região do Caribe úmido da Costa Rica, América Central, aos 10 anos de idade, os indivíduos plantados com uma densidade inicial de 2 x 2 m, reduzida a 4 x 4 m com 6 anos, apresentavam em média 16,9 cm de DAP, 17,7 m de altura, área basal de 15,5 m²/hectare, volume comercial de 117 m³/hectare, IMA de volume de 11,7 m³/hectare, IMA de DAP de 1,7 cm/ano e IMA de altura de 1,8 m/ano (PETIT; MONTAGNINI, 2006).

Delgado et al. (2003) avaliaram o crescimento de *H. alchorneoides*, plantada com espaçamento de 3m x 3m, nas parcelas permanentes do Projeto de Espécies Nativas da Região Huetar Norte da Costa Rica do ITCR. Os resultados das variáveis analisadas por zona edafoclimática são resumidos na Tabela 1.

Tabela 1 - Crescimento observado para *Hyeronima alchorneoides* na região Huetar Norte da Costa Rica

Zona	Idade (anos)	N	AB (m ²)	DAP (cm)	H (m)	Vol. (m ³)	ICA			IMA		
							DAP (cm)	H (m)	Vol. (m ³)	DAP (cm)	H (m)	Vol. (m ³)
Inceptisol úmido	1	1100	0,1	1,3	0,9	0,1			0,1	1,3	0,9	0,1
	3	1083	1,8	4,6	2,9	2,6	2,0	0,7	2,6	1,5	1,0	0,9
	5	1061	4,6	7,4	6,3	14,3	1,4	1,7	11,6	1,5	1,3	2,8
	9	844	9,4	11,9	13,2	62,3	1,6	1,6	48,0	1,3	1,5	6,9
Inceptisol Muito úmido	1	823	0,3	2	1,2	0,2			0,2	2,0	1,2	0,2
	3	809	3,6	7,5	3,9	7,0	2,9	2,7	6,8	2,5	1,3	2,3
	5	768	6,8	10,6	9,9	33,9	1,3	2,9	26,9	2,1	2,0	6,8
	9	521	6,8	12,9	10,9	37,2	0,8	0,3	3,3	1,6	1,4	4,6
Ultisol úmido	1	1055	0,5	2,5	1,7	0,5			0,5	2,5	1,7	0,5
	3	1022	4,1	7,1	5,6	11,4	2,7	2,0	10,9	2,4	1,9	3,9
	5	821	7,3	10,6	10,1	36,6	1,7	2,5	25,2	2,1	2,0	7,3
	9	781	13,3	14,7	15,4	102,3	0,9	1,4	65,7	1,6	1,7	11,4
Ultisol muito úmido	1	1096	0,6	2,6	2,1	0,6			0,7	2,6	2,1	0,6
	3	1025	4,4	7,4	6,9	15,1	2,4	2,5	14,5	2,5	2,3	5,0
	5	939	8,1	10,5	11,7	48,0	1,1	2,0	32,9	2,1	2,3	9,6
	9	508	8,3	14,4	15,7	65,0	0,9	1,0	17,0	1,6	1,7	7,2

N: número de indivíduos; AB: área basal; DAP: Diâmetro a altura do peito; H: altura total; Vol.: volume total; ICA: incremento corrente anual; IMA: incremento médio anual. Fonte: Adaptado de Delgado et al. (2003).

Ainda na Costa Rica foram avaliados plantios puros e consorciados, nos quais aos dois anos de idade obtiveram-se 5,9 m e 5,4 m de altura e 6,9 cm e 7,7 cm de DAP, para ambos os sistemas, respectivamente. Em plantações manejadas com até seis anos de idade foi verificado um crescimento anual médio de 2,3 a 2,5 m de altura e 2,2 a 2,5 cm de DAP, entretanto aos nove anos estes valores decresceram para 1,8 m de altura e 1,7 cm de DAP, exibindo uma produtividade entre 8,5 e 10,2 m³/ha/ano (BARRANCE et al., 2003).

2.7.8.5 Principais pragas

Na Serra do Cipó (MG), foi notável a presença de um microhymenoptero da superfamília Chalcicoidea no interior dos frutos da licurana. Os frutos não exibiam sementes e nem cicatrizes no pericarpo, indicando que a infestação decorreria no estágio juvenil, pois apesar do inseto já se encontrar na fase adulta, externamente os frutos afetados eram análogos aos saudáveis (CORDEIRO, 1992).

Em Blumenau, no Estado de Santa Catarina, foram encontradas lagartas pertencentes ao gênero *Sibine* em mudas de dois anos da espécie no Horto Florestal Experimental da Universidade Regional de Blumenau (FURB). O presente gênero pertence à família Limacodidae, caracterizada por larvas polífugas, comumente coloridas, com diversas espécies

de coloração verde e vermelha (ORLANDIN et al., 2016). No Panamá foram identificadas diversas pragas que ocorrem na folhagem, entre essas, *Taeniopoda sp.*, a larva da *Rothschildia lebeau* (Guérin-Méneville, 1868), *Parasa sp.* e *Phobetron sp.* Ataques de ácaros, como *Tetranychus sp.*, também são citados (ACP, 2008).

2.7.9 Características da madeira

A madeira de *H. alchorneoides* é relativamente pesada, com uma densidade básica de $664,5 \text{ kg/m}^3$ (OLIVEIRA et al., 2019), dura, de cor vermelho-pardacenta, clara ou escura, às vezes pardo-rosada, uniforme, com superfície algo lustrosa e um tanto áspera (RIZZINI, 1978), apresentando durabilidade moderada quando exposta à umidade, ao ataque de cupins, e alta resistência ao ataque de xilófagos marinhos (CARVALHO, 2008).

A sua secagem deve ser efetuada lentamente, ao ar livre ou em estufas ou secadores, devido à baixa estabilidade dimensional, para evitar empenamentos e rachaduras. Não há dificuldades durante o processo de desdobro, a madeira é fácil de aplainar e de lixar, e apresenta um acabamento satisfatório (CARVALHO, 2008).

Tenorio et al. (2016) apresentam informações detalhadas sobre propriedades físicas, químicas e mecânicas de licurana (Tabela 2). Esses autores também observaram a penetração de preservativos, pelo sistema vácuo-pressão, de forma parcial e irregular, com absorção de $1,3 \text{ kg/m}^3$ de conservantes no alburno desta espécie.

Tabela 2 - Principais propriedades físicas, químicas e mecânicas de *Hyeronima alchorneoides*

	Força de Compressão (MPa)		Força de tensão perpendicular à fibra (MPa)						
	Paralela	Perpendicular	Tangencial		Radial				
Mecânicas	42,7	34,48	5,5		3,3				
	Força de tensão (MPa)		Flexão estática (MPa)		Resistência ao cisalhamento paralela à fibra (MPa)				
	Paralela		MOE	MOR	Tangencial	Radial			
	76,3		10424	109,9	15,6	12			
Físicas	Cerne (%)	Porosidade	Casca	Gravidade específica		TU inicial			
	8,5	0,30%	13,80%	49,0%		116,0%			
	Densidade verde (g/cm^3)	Encolhimento (%)							
1,08		radial	tangencial	volumétrico					
		3,6	5,5	12,30%					
Químicas	pH	Lignina (%)	Holocelulose (%)	N (%)	C (%)	Ca (%)	Mg (%)	K (%)	S (%)
	6,4	21,6	62	0,27	49,47	0,18	0,04	0,2	0,01

Fonte: Adaptado de Tenorio et al. (2016).

2.7.10 Utilização

A madeira é empregada na construção civil, especialmente para esteios e vigas, na confecção de postes, canoas, pontes, dormentes, em carpintaria, visto que é durável e bastante resistente ao ataque de cupins (CATIE, 2000). Além disso, na Costa Rica a madeira da espécie é amplamente utilizada na fabricação de móveis, pallets, portas, janelas, embalagens e ferramentas artesanais (MARTÍNEZ, 2014).

H. alchoneoides pode ser usada na produção de celulose (papel de média qualidade), para fins apícolas, visto que suas flores são melíferas (CARVALHO, 2008), e ainda possui potencial energético, como lenha e carvão (SMITH; DOWNS; KLEIN, 1988; CARVALHO et al., 2014). O uso do tanino é indicado no curtimento do couro e para a preparação de corantes (ITTO, 1999; BARRANCE et al., 2003). A espécie pode ser utilizada na arborização urbana, em função de sua copa, e em plantios de recuperação de matas ciliares (PETIT; MONTAGNINI, 2006).

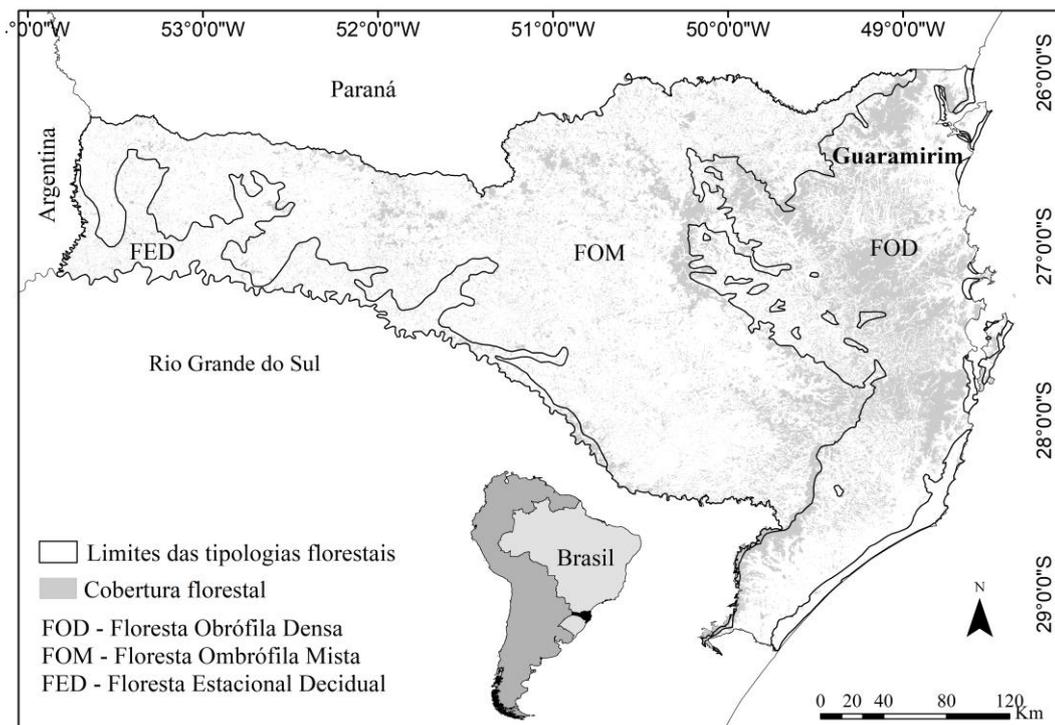
Poucos estudos têm sido direcionados à fitoquímica do gênero, entretanto há relatos que as sementes de *H. alchoneoides* contêm um óleo que é eficaz contra parasitas intestinais (CATIE, 2000).

3 METODOLOGIA

3.1.1 Caracterização da área de estudo 01

Este estudo foi realizado em uma floresta secundária no município de Guaramirim, região Norte do Estado de Santa Catarina, com área total de 41,9 hectares ($26^{\circ}31'57''\text{S}$ e $49^{\circ}02'32''\text{O}$, Figura 5). O clima local, segundo Köppen (ALVARES et al., 2013), é classificado como Cfa - mesotérmico úmido sem estação seca, com pluviosidade anual variando entre 1.700 mm e 1.900 mm e temperatura média de 19 a 20°C (PANDOLFO et al., 2002). A área apresenta altitude entre 160 e 500 metros a.n.m, com declividade entre 30% e 40% e exposição sul a sudeste. As principais classes de solo são Cambissolo e Argissolo (EMBRAPA, 2004).

Figura 5 – Localização da área de estudo em Santa Catarina, sul do Brasil

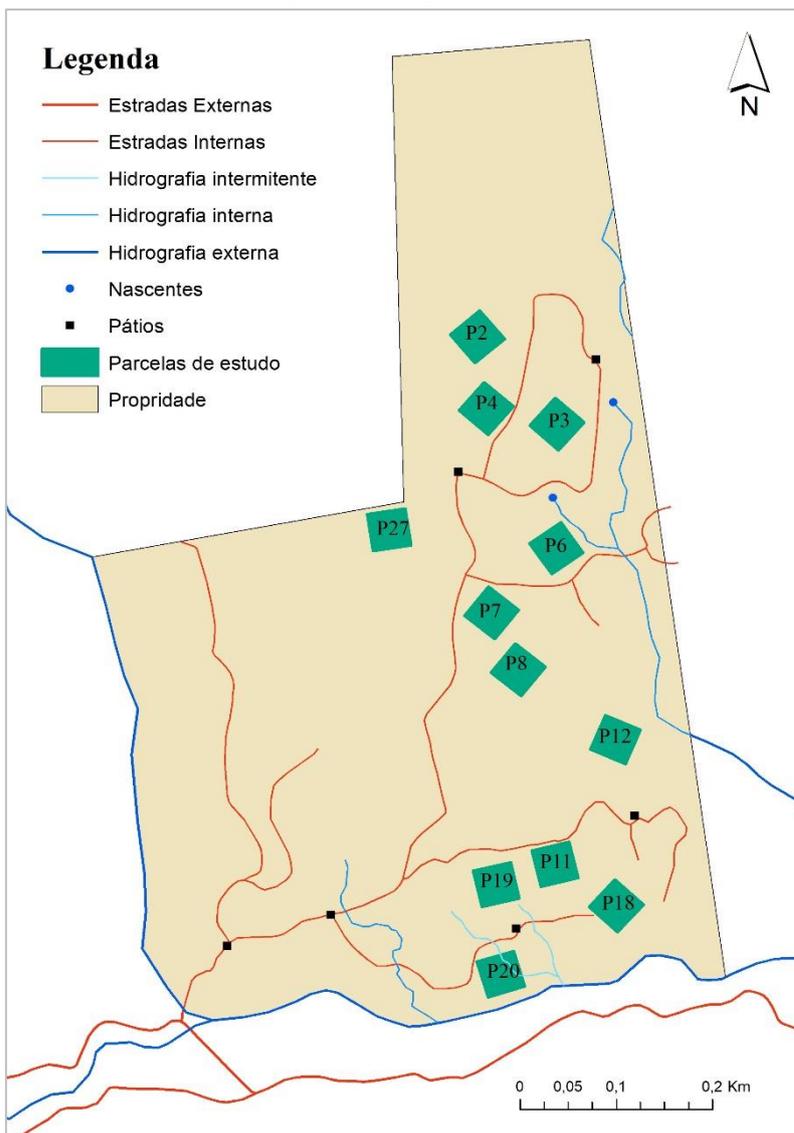


A floresta na área de estudo foi intensamente explorada até a década de 1970. Naquela época o que restou da floresta eram trechos de pastagem entremeados por capões de floresta em estágio inicial de regeneração e algumas árvores remanescentes. Um plantio de enriquecimento com mudas de três espécies nativas, *Miconia cinammomifolia* (DC.) Naudin, *Hyeronima alchorneoides* e *Nectandra* spp., foi realizado em 1978. O plantio foi realizado em espaçamento

irregular e recebeu tratos silviculturais (roçada de limpeza) durante os primeiros cinco anos após à implantação (SCHMITZ, 2013).

Atualmente, um trecho da floresta com área aproximada de 25 hectares está submetido à exploração por meio de manejo sustentável, autorizado pelo Instituto do Meio Ambiente (IMA), baseado no Art. 23 da Lei a Lei Federal nº 11.428/2006. Para realização deste estudo, foram instaladas 12 parcelas permanentes de 60 x 60 m, incluída uma borda de 10 m de largura, portanto com 1.600 m² de área útil cada uma, subdivididas em 16 subparcelas de 100 m², conforme Figura 6. Os tratamentos aplicados consistiram em diferentes intensidades de colheita, de 21,8 a 51,1% da área basal total para nove parcelas (P2, P3, P4, P7, P8, P11, P12, P18 e P19), variando de 0% a 98% da área basal em nível de subparcela, e de 100% para uma parcela (P27), além de duas parcelas controle (P6 e P20).

Figura 6 - Mapa da área de estudo e localização das parcelas



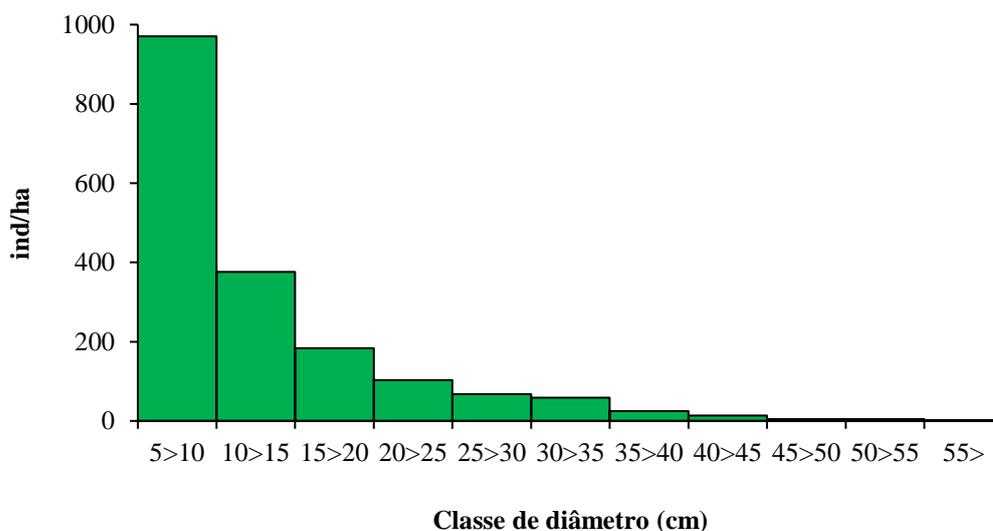
3.1.2 Caracterização da floresta antes e após a intervenção

Os inventários florestais do estrato regenerante e arbóreo, bem como a captura de fotografias hemisféricas utilizadas para a caracterização da floresta nos períodos pré e pós-colheita, 2014 e 2015, respectivamente, foram realizados por Silva (2016). Portanto, toda a descrição deste item corresponde aos resultados encontrados em sua pesquisa. Conforme descrito pelo autor, antes da intervenção a floresta da presente área de estudo apresentava uma área basal média de 32,31 (com erro padrão de 1,80) m²/ha. Dentre as espécies identificadas, destacavam-se os maiores valores de área basal para *H. alchorneoides* (7,48), *M. cinnamomifolia* (2,10) e *Annona neosericea* H.Rainer (1,42).

Em relação à densidade média, esta foi de 1807,64 (83,99) ind/ha, sendo *E. edulis* (269,44), *Cyathea* sp. (152,08) e *H. alchorneoides* (145,05) as três espécies mais densas na floresta. As duas primeiras são comumente encontradas em sub-bosque de mata nativa da região, e a presença elevada de *H. alchorneoides* pode ser justificada pelo seu plantio, realizado pelos proprietários da área, bem como por se tratar de uma espécie frequentemente observada em florestas secundárias.

O DAP médio encontrado na floresta foi de 12,68 (com erro padrão de 0,26) cm, com valor máximo observado de 55 cm. Ainda, ocorreu distribuição exponencial negativa diamétrica dos indivíduos, provável em florestas que se encontram em processo de regeneração (Figura 7).

Figura 7 - Distribuição diamétrica dos indivíduos antes da colheita



Fonte: Silva (2016).

Na área foram encontrados 158 táxons, pertencentes à 98 gêneros e 49 famílias. Um maior número de espécies foi observado para as Fabáceas (18), Myrtáceas (17) e Rubiáceas (11). *H. alchorneoides* foi a espécie que exibiu maior Índice de Valor de Importância Relativo (IVIR), com elevada densidade relativa (7,91%), área basal (23,15%) e frequência (presente em todas as parcelas inventariadas). Na sequência, destacaram-se *Euterpe edulis* e *Cyathea* sp., *M. cinnamomifolia* e *A. neosericea* (Tabela 3), que juntamente com a licurana concentraram 28,88% do IVIR. Espécies com valor comercial madeireiro também exibiram expressivos valores de importância, especialmente por conta de suas áreas basais, entre essas *Cabranea canjerana* (Vell.) Mart., *Nectandra membranacea* (Sw.) Griseb. e *C. fissilis*.

Tabela 3 - Parâmetros fitossociológicos do estrato arbóreo arbustivo antes da aplicação da colheita seletiva

Espécie	DA	DR	DoA	DoR	FA	FR	IVI	IVIR
<i>H. alchorneoides</i>	143,1	7,9	7,5	23,2	100,0	1,9	33,0	11,0
<i>Euterpe edulis</i>	269,4	14,9	1,2	3,8	100,0	1,9	20,6	6,9
<i>Cyathea</i> sp.	152,1	8,4	1,2	3,6	77,8	1,5	13,5	4,5
<i>Miconia cinnamomifolia</i>	43,8	2,4	2,1	6,5	77,8	1,5	10,4	3,5
<i>Annona neosericea</i>	53,5	3,0	1,4	4,4	100,0	1,9	9,3	3,1
<i>Virola bicuhyba</i>	40,3	2,2	1,3	4,0	100,0	1,9	8,1	2,7
<i>Bathysa australis</i>	81,9	4,5	0,6	1,9	77,8	1,5	7,9	2,7
<i>Cabranea canjerana</i>	44,4	2,5	1,0	3,0	100,0	1,9	7,4	2,5
<i>Psychotria nuda</i>	78,5	4,3	0,3	1,1	100,0	1,9	7,3	2,4
<i>N. membranacea</i>	27,8	1,5	1,1	3,4	100,0	1,9	6,8	2,3
<i>Casearia sylvestris</i>	38,9	2,2	0,9	2,8	88,9	1,7	6,7	2,2
<i>Casearia obliqua</i>	52,8	2,9	0,5	1,6	66,7	1,3	5,7	1,9
<i>Guapira opposita</i>	42,4	2,3	0,4	1,2	88,9	1,7	5,3	1,8
<i>Cupania oblongifolia</i>	25,7	1,4	0,7	2,2	77,8	1,5	5,1	1,7
<i>Psychotria suterella</i>	46,5	2,6	0,2	0,6	100,0	1,9	5,0	1,7
Outras	666,7	36,9	11,9	36,9	3922,2	74,3	148,1	49,4
Total	1807,6	100,0	32,3	100,0	5277,8	100,0	300,0	100,0

DA = densidade absoluta (n.ha⁻¹); DR = densidade relativa (%); DoA = dominância absoluta (m².ha⁻¹); DoR = dominância relativa (%); FA = frequência absoluta (%); FR = frequência relativa (%); IVI = índice de valor de importância (%); IVIR = índice de valor de importância relativo (%). Fonte: Silva (2016).

A formação vegetacional existente é jovem e encontra-se em transição entre uma composição constituída principalmente de espécies pioneiras, para uma floresta com maior número de espécies pertencentes aos grupos ecológicos das secundárias e climáticas. No local, 45% dos indivíduos arbóreos correspondiam às espécies pioneiras, 32% às secundárias e 23% às climáticas.

Posteriormente à colheita seletiva de madeira, a comunidade remanescente foi avaliada em relação aos danos causados pelas diferentes intensidades de exploração. O estrato arbóreo apresentou 26% de seus indivíduos danificados, em sua maioria danos leves, com maior frequência de danos no fuste, seguido por danos na copa e tombamento. Cabe destacar que somente os danos à copa exibiram correlação com a intensidade de colheita (Tabela 4), já os danos ao fuste indicam o elevado impacto das trilhas de arraste. Em média, para cada árvore colhida foram danificados 0,87 indivíduos. Este valor apresentou forte diminuição à medida que a intensidade de colheita era aumentada.

Alterações também foram constatadas no GAD da floresta, que exibiu aumento após a exploração e se relacionou positivamente com a intensidade de colheita aplicada. Por sua vez, o IAF e a FAPAR direta somente exibiram diminuição quando a intensidade foi superior à 36% da área basal retirada.

Tabela 4 - Relações entre intensidade de colheita e danos sofridos pelos indivíduos remanescentes

Relação	R ²	F (1, 7)	p
Danos (%) × g (%)	0.093	1.817	0.220 ^{ns}
Fuste (%) × g (%)	-0.139	0.023	0.883 ^{ns}
Copa (%) × g (%)	0.367	5.634	0.049*
Inclinação (%) × g (%)	0.140	2.299	0.173 ^{ns}
Danos (% g) × g (%)	-0.106	0.237	0.641 ^{ns}
Fuste (% g) × g (%)	-0.102	0.258	0.627 ^{ns}
Copa (% g) × g (%)	-0.020	0.841	0.390 ^{ns}
Inclinação (% g) × g (%)	0.233	3.429	0.107 ^{ns}
Danos / Ind.colhido × g (%)	0.633	14.780	0.006*
Fuste / Ind.colhido × g (%)	0.808	34.690	0.000*
Copa / Ind.colhido × g (%)	0.457	7.730	0.027*
Inclinação / Ind.colhido × g (%)	0.299	4.407	0.074 ^{ns}
Danos (g) / m ² .colhido × g (%)	0.465	7.956	0.026*
Fuste (g) / m ² .colhido × g (%)	0.472	8.160	0.024*
Copa (g) / m ² .colhido × g (%)	0.110	1.990	0.201 ^{ns}
Inclinação (g) / m ² .colhido × g (%)	-0.128	0.090	0.773 ^{ns}

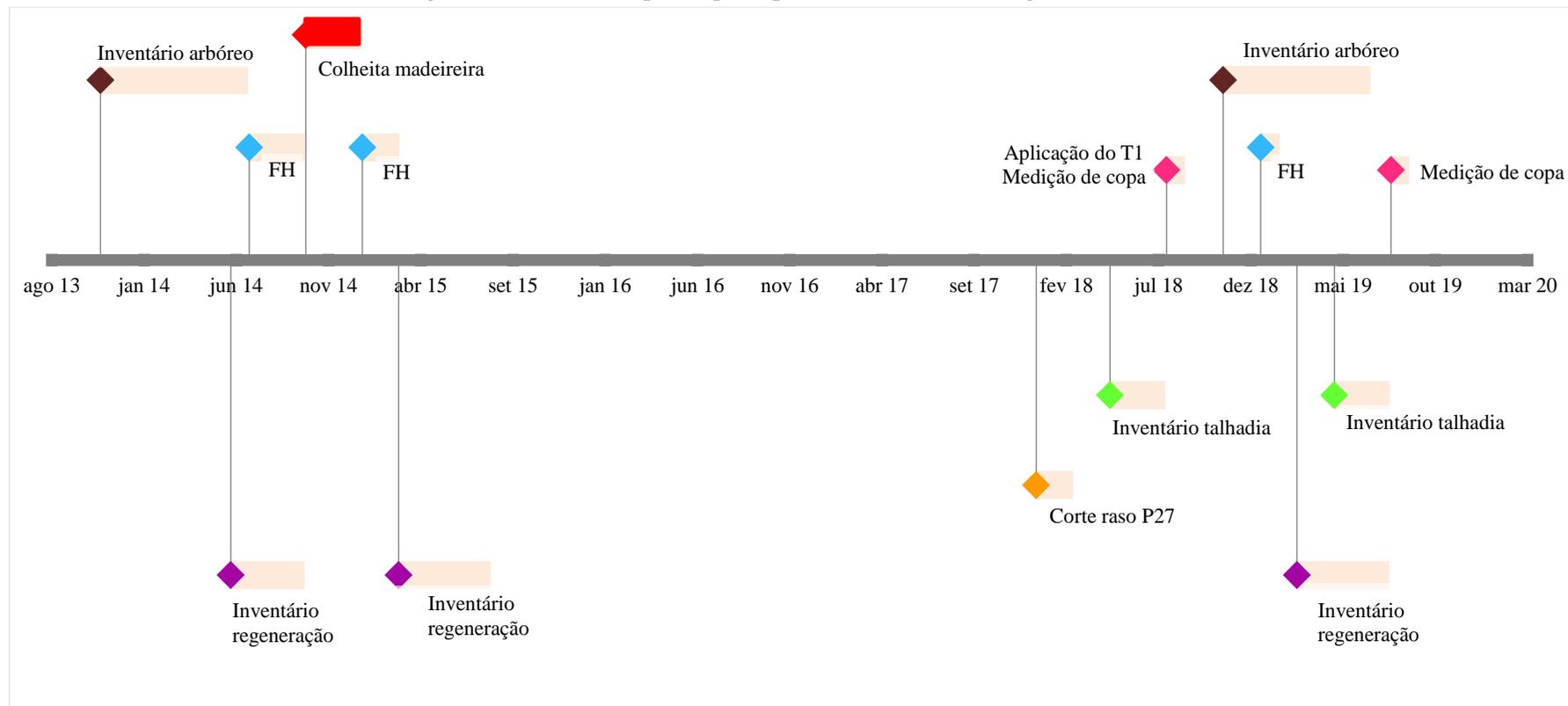
g (%) = percentual da área basal colhida; *significativo ao nível de p = 0,05; ^{ns} não significativo ao nível de p = 0,05. Fonte: Adaptado de Silva (2016).

O estudo da regeneração constatou um aumento da densidade total após a colheita e diminuição da altura média. Ambas mudanças se relacionaram com a intensidade de exploração, de forma positiva e negativa, respectivamente. Tais modificações se devem sobretudo pela grande colonização da área por espécies pioneiras, principalmente quando a intensidade de colheita foi elevada (ultrapassando 40% de retirada da área basal).

3.1.3 Amostragem e coleta de dados

Para melhor elucidar as atividades desenvolvidas durante esta pesquisa e as pesquisas desenvolvidas por Silva (2016) e Piazza (2014), apresentamos na Figura 8 uma linha temporal com as principais atividades e amostragens realizadas. Nos tópicos subsequentes essas são detalhadas.

Figura 8 - Linha do tempo das principais atividades e amostragens realizadas



FH: fotos hemisféricas.

3.1.3.1 Estrutura do dossel

Para realização deste estudo foram instaladas onze parcelas permanentes de 60 x 60 m, com 1.600 m² de área útil cada, divididas em 16 subparcelas de 100m² cada. Os tratamentos aplicados em 2014 consistiram em diferentes intensidades de colheita, de 21,8 a 51,1% da área basal total em nove parcelas, além de duas parcelas controle (Tabela 5).

Tabela 5 - Área basal (g) e número de indivíduos inicial e colhidos por parcela

Parcela	g inicial (m ² /ha)	g colhida (m ² /ha)	g colhida (%)	Densidade inicial (ind/ha ⁻¹)	Nº ind. colhidos (ind/ha ⁻¹)	Nº ind. colhidos (%)
6	29,2	0,0	0,0	1825,0	0	0,0
20	30,6	0,0	0,0	1575,0	0	0,0
4	24,5	6,8	27,8	1918,8	568	29,6
11	31,3	6,8	21,8	1643,8	212	12,9
8	31,0	6,9	22,4	1706,3	357	20,9
12	30,8	8,6	28,0	1750,0	238	13,6
19	25,3	10,3	40,7	1256,3	325	25,9
2	34,9	11,4	32,6	2018,8	569	28,2
3	33,4	12,5	37,4	1962,5	601	30,6
7	37,0	16,4	44,3	2168,8	781	36,0
18	43,1	22,0	51,1	1856,3	694	37,4
Média	32,1	9,3	27,8	1789,2	395,0	21,4

A estrutura do dossel foi inicialmente caracterizada por meio de fotografias hemisféricas zenitais por Silva (2016), antes (2014) e logo após (2015) a colheita. Novas fotografias foram capturadas em janeiro de 2019 (quatro anos após a intervenção de manejo na floresta), utilizando o mesmo conjunto de câmera *digital single-lens reflex* (DSLR) Nikon, modelo D3100, e lente Nikon Fish-eye Nikkor 10.5 mm. A câmera foi posicionada no eixo central de cada subparcelas de 10 x 10 m, fixada em um tripé a 1,3 m acima do solo, com a parte superior da câmera voltada para o norte magnético (N), segundo metodologia indicada por Rich (1990). Para evitar o efeito da anisotropia dos raios solares e os fluxos de dispersão na imagem digital, as capturas foram realizadas em dias nublados, ou logo ao início da manhã em dias ensolarados (GONSAMO; PELLIKKA, 2009).

A captura das fotografias seguiu metodologia adaptada de Macfarlane et al. (2014). A “regulagem base” da câmera antes da aquisição das fotografias hemisféricas foi efetuada no modo “Prioridade de abertura” (A), com ISO e abertura do obturador (F) fixos e velocidade de disparo (VD) controlada pelo *software* interno. Já a aquisição das fotografias foi realizada no

modo “Manual” (M), no qual é possível regular manualmente o ISO, F e VD. A câmera fotográfica seguiu as seguintes configurações: ISO 200; abertura do obturador (F) em 5, com valor aumentado, se necessário, em áreas com dossel mais aberto; velocidade de disparo (VD) ajustada conforme a luminosidade do local. Todas as fotografias foram tomadas com qualidade RAW + JPEG_{fine}.

Para determinar a exposição ideal foi tomada uma fotografia do dossel para verificar a VD estabelecida pela câmera no modo “A”, e em sequência, replicada a configuração no modo “M”. Após isso a VD foi aumentada de dois a cinco “cliques”. Em florestas que apresentam dossel mais fechado e em dias mais claros a subexposição foi maior (p.ex., cinco cliques). Já quando o dossel era mais aberto e em dias com nebulosidade densa a exigência de subexposição foi menor (p.ex., três cliques). O operador avaliou a foto quanto à existência de distorções da cor e/ou da cena (“blooming” causado pela superexposição de um sensor CCD) ou áreas do céu com luminosidade muito baixa. Na primeira ocasião a VD foi aumentada, e na segunda diminuída, observando os valores mínimo e máximo.

3.1.3.2 Inventário do estrato arbóreo

Para realização deste estudo, foram instaladas onze parcelas permanentes de 60 x 60 m, incluída uma borda de 10 m de largura, portanto com 1.600 m² de área útil cada uma, subdivididas em 16 subparcelas de 100m². Os tratamentos aplicados em 2014 consistiram em diferentes intensidades de colheita, de 21,8 a 51,1% da área basal total, variando de 0% a 98% da área basal em nível de subparcela, além de parcelas de controle.

Todas as árvores amostradas entre novembro de 2013 e junho de 2014, portanto antes da colheita, estão identificadas com uma plaqueta de alumínio afixada no caule, contendo o número da parcela e subparcela, além de número sequencial do indivíduo dentro da subparcela. Em 2018 e 2019, cinco anos após o primeiro levantamento e quatro anos após o manejo (realizado no segundo semestre de 2015), todos os indivíduos com DAP > 5 cm na área útil total das parcelas foram remeidos, incluídos os ingressos, isto é, aqueles que haviam atingido os critérios de inclusão em 2019. Os indivíduos mensurados nas outras ocasiões e não encontrados vivos em 2019 foram considerados mortos.

As variáveis dendrométricas coletadas e registradas para cada indivíduo do componente arbóreo foram: nome científico; DAP; número do fuste (para indivíduos com mais de um fuste); altura total e altura comercial (estimadas visualmente, quando estas diferiram

consideravelmente do observado no último levantamento ou quando se tratava de inclusão); qualidade do fuste; e sanidade da árvore. O DAP foi mensurado com fita diamétrica, de 1,0 mm de precisão, a 1,30 m do nível do solo, utilizando-se de gabarito sempre posicionado no lado superior da encosta, quando em terreno declivoso.

A qualidade do fuste foi determinada conforme metodologia adaptada das remedições dos conglomerados do Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (IFFSC), no qual os fustes foram classificados de acordo com a aparência externa: Classe I = fuste reto, próximo a um cilindro e desprovido de ramificações consideráveis; Classe II = fuste com ligeiras tortuosidades, próximo a um cilindro, desprovido de ramificações e com aproveitamento na serraria; Classe III = fuste com forte tortuosidade, quebrado ou rachado e sem aproveitamento na serraria. Já em relação aos danos sofridos pelos indivíduos remanescentes da colheita, se utilizou a classificação adotada na Tabela 6.

Tabela 6 - Critérios de classificação para os danos de colheita no povoamento residual

Classe do dano	Intensidade do dano		
	Leve	Moderada	Grave
Dano à copa	< 1/3 da copa	1/3 > 2/3 da copa	> 2/3 da copa
Dano ao fuste	Dano da casca	Dano na madeira superficial (tecido cambial)	Dano profundo na madeira (tecido sub cambial)
Inclinação da árvore	Ligeiramente inclinada	Parcialmente desenraizada	Totalmente desenraizada

Fonte: Silva et al. (2017).

A identificação do material botânico, em nível de espécie sempre que possível, foi realizada em campo por engenheiro florestal ou após coleta e herborização, mediante consulta ao Herbário Dr. Roberto Miguel Klein, da Universidade Regional de Blumenau (FURB) e quando necessário, através de consulta a especialistas. Além disso, todos os indivíduos amostrados foram classificados em grupos ecológicos (pioneiras, secundárias e climácicas), conforme metodologia adotada no Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (IFFSC) (VIBRANS et al., 2013) e pelo Projeto Madeira Santa Catarina (REITZ; KLEIN; REIS, 1979). Os indivíduos não identificados em nível de espécie foram designados como “Não Classificados” quanto ao grupo ecológico.

As variáveis da estrutura do dossel foram obtidas por meio de fotografias hemisféricas, capturadas em janeiro de 2019 com câmera *digital single-lens reflex* (DSLR) Nikon, modelo D3100, e lente Nikon Fish-eye Nikkor 10.5 mm. A câmera foi posicionada no eixo central de

cada subparcelas de 10 x 10 m, fixada em um tripé a 1,3 m acima do solo, com a parte superior da câmera voltada para o norte magnético (N), segundo metodologia indicada por Rich (1990). Para evitar o efeito da anisotropia dos raios solares e os fluxos de dispersão na imagem digital, as capturas foram realizadas em dias nublados, ou logo ao início da manhã em dias ensolarados (GONSAMO; PELLIKKA, 2009). A captura das fotografias seguiu a metodologia adaptada de Macfarlane et al. (2014), descrita por Silva e Vibrans (2019).

3.1.3.3 Inventário do estrato regenerante

Neste estudo foram instaladas onze parcelas permanentes de 60 x 60 m, incluída uma borda de 10 m de largura, portanto com 1600 m² de área útil cada uma, subdivididas em 16 subparcelas de 100m². Os tratamentos aplicados em 2014 consistiram em diferentes intensidades de colheita, de 21,8 a 51,1% da área basal total, variando de 0% a 98% da área basal em nível de subparcela, além de parcelas de controle.

O levantamento do estrato regenerante foi realizado entre março e julho de 2019, quatro anos após a intervenção de manejo na floresta. Consideramos neste estudo apenas espécies arbóreas com potencial de alcançar o dossel da floresta (Tabela 14); excluímos do levantamento as espécies arbustivas e todas aquelas que tem seu ciclo de vida restrito ao sub-bosque. Assim, todos os indivíduos das espécies citadas com DAP < 5 cm e altura > 50 cm existentes nas parcelas foram identificados e tiveram sua altura medida com ajuda de régua. A seleção das espécies com potencial madeireiro levou em consideração informações de usos contidas em bibliografias (REITZ; KLEIN; REIS, 1979; PIAZZA, 2014; SILVA, 2016) e a experiência do proprietário da área. A identificação do material botânico, em nível de espécie sempre que possível, foi realizada em campo por engenheiro florestal ou após coleta e herborização, mediante consulta ao Herbário Dr. Roberto Miguel Klein, da Universidade Regional de Blumenau (FURB).

Todos os indivíduos amostrados foram classificados em grupos ecológicos (pioneiras, secundárias e climácicas), conforme metodologia adotada no Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (IFFSC) (VIBRANS et al., 2013) e pelo Projeto Madeira Santa Catarina (REITZ; KLEIN; REIS, 1979). Os indivíduos não identificados em nível de espécie foram designados como “Não Classificados” quanto ao grupo ecológico.

As variáveis da estrutura do dossel foram obtidas por meio de fotografias hemisféricas, capturadas em janeiro de 2019 com câmera digital single-lens reflex (DSLR) Nikon, modelo

D3100, e lente Nikon Fish-eye Nikkor 10.5 mm. A câmera foi posicionada no eixo central de cada subparcelas de 10 x 10 m, fixada em um tripé a 1,3 m acima do solo, com a parte superior da câmera voltada para o norte magnético (N), segundo metodologia indicada por Rich (1990). Para evitar o efeito da anisotropia dos raios solares e os fluxos de dispersão na imagem digital, as capturas foram realizadas em dias nublados, ou logo ao início da manhã em dias ensolarados (GONSAMO; PELLIKKA, 2009). A captura das fotografias seguiu a metodologia adaptada de Macfarlane et al. (2014), descrita por Silva e Vibrans (2019).

3.1.3.4 Plantio de adensamento

Para a realização deste estudo, utilizamos uma parcela permanente de 60 x 60 m, incluída uma borda de 10 m de largura, portanto com 1.600 m² de área útil, subdividida em 16 subparcelas de 100 m². Essa parcela sofreu corte raso no primeiro bimestre de 2018, e a maior parte do material de biomassa foi mantido no local.

Em setembro de 2018 foi realizado o plantio de adensamento de *H. alchorneoides*, de nove mudas por subparcela, com mudas produzidas no Horto Florestal da FURB, a partir de sementes coletadas na área de estudo, com altura média de 1,0 m, com um ano e onze meses de idade, já rustificadas. A única operação realizada antes da implantação foi a limpeza da área, por meio de roçada manual, na qual foram mantidos apenas indivíduos regenerantes de interesse comercial. O plantio foi feito 2 m distante do limite da subunidade, em espaçamentos de 3 x 3m (Figura 9), delimitado com auxílio de cruzeta, trenas e corda (Figura 10). As covas foram abertas com o auxílio de pá de corte, com cerca de 30 cm de diâmetro x 30 cm de profundidade. Por se tratar de uma espécie florestal nativa que não apresenta parâmetro de adubação estabelecido, e de uma área que apresentava cobertura florestal nativa, optou-se pela não realização de fertilização.

Figura 9 - Croqui de plantio de adensamento, em nível de subparcela

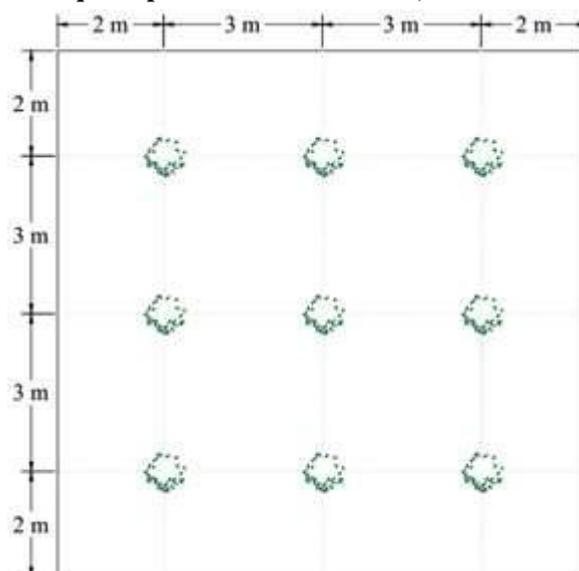


Figura 10 - Plantio de *H. alchorneoides*. A – Alinhamento do plantio; B – Plantio da espécie



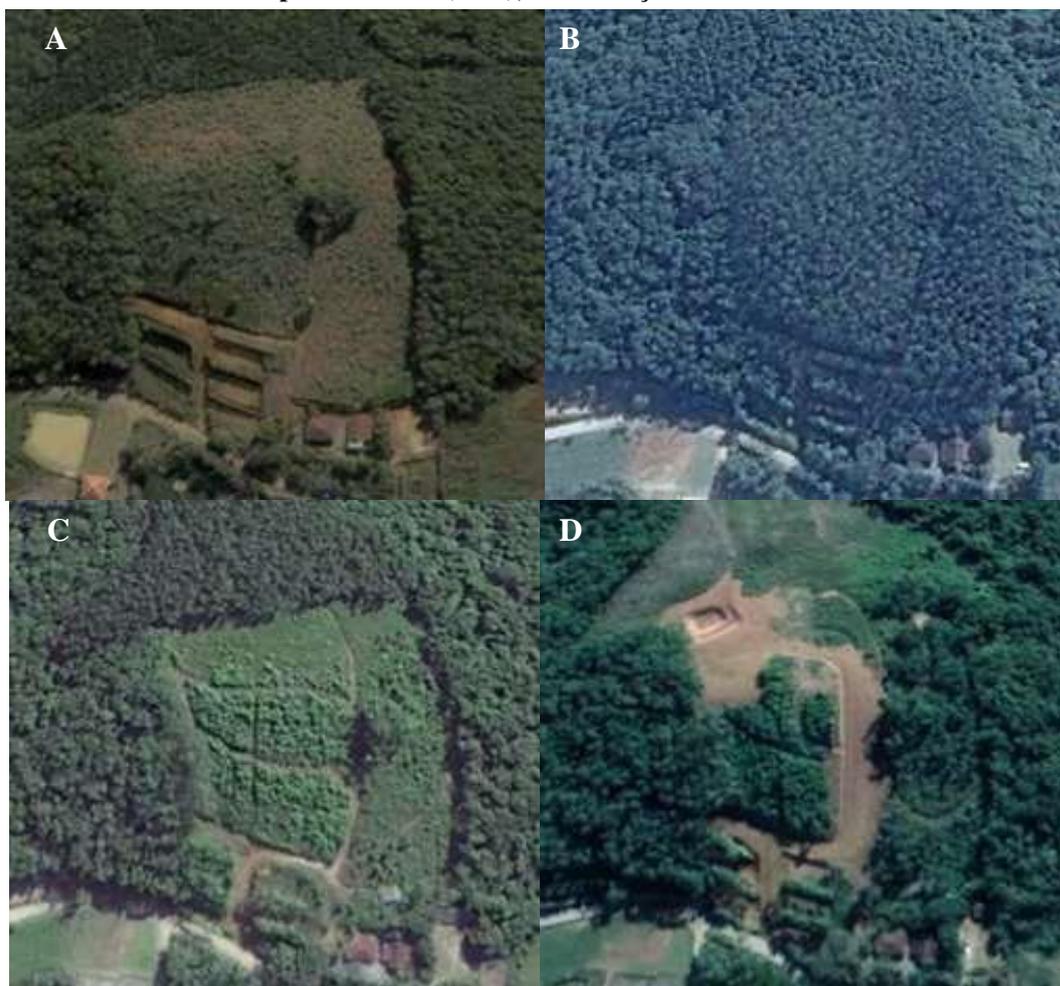
As mudas de *H. alchorneoides* foram plaqueteadas. Um mês, seis e doze meses após o plantio, foi realizada a substituição dos indivíduos mortos, a mensuração da altura total, determinada em centímetros com o emprego de régua topográfica, e do diâmetro ao nível do solo (DAS) com paquímetro de 0,01 mm de precisão. Também efetuamos semestralmente o monitoramento da área para controle de formigas e matocompetição, realizando roçada.

3.1.4 Caracterização da área de estudo 02

Este estudo foi realizado em uma floresta secundária no município de Guaramirim, região Norte do Estado de Santa Catarina, com área total de cerca de três hectares (26°32'49.30"S e 48°59'3.76"O), distante cerca de seis quilômetros da área de estudo 01. O clima local, segundo Köppen (ALVARES et al., 2013), é classificado como Cfa - mesotérmico úmido sem estação seca, com pluviosidade anual variando entre 1.700 mm e 1.900 mm e temperatura média de 19 a 20°C (PANDOLFO et al., 2002). As principais classes de solo são Cambissolo e Argissolo (EMBRAPA, 2004).

A área era utilizada como pastagem de gado até o ano de 2000; posteriormente, o proprietário implantou um povoamento de palmeira-real mantido até 2004. Em seguida, a área foi reflorestada com *Eucalyptus grandis* W. Hill. ex. Maiden (Figura 11 – A) e colhida em 2014 (Figura 11 – B). Durante o cultivo dessas culturas foi realizada calagem e adubação. Após a colheita verificou-se a regeneração espontânea de um elevado número de indivíduos de *H. alchorneoides* (Figura 11 – C). Tal fato, possivelmente ocorreu em decorrência da presença de fragmentos florestais nativos situados no entorno. Após o corte das rebrotas de eucaliptos e da licurana, apenas os tocos da licurana rebrotaram novamente. Estas rebrotas ocorreram em grande número e com surpreendente vigor (chamando a atenção do professor Dr. Alfredo Celso Fantini, que solicitou ao proprietário manter a área com as licuranas para fins de estudos científicos). Atualmente, ao menos em um terço da área total está mantido, enquanto o restante sofreu terraplanagem para implantação de um loteamento. Embora o corte das árvores jovens que resultou nas brotações tenha sido realizado para eliminar a planta e não para provocar as rebrotas após uma hipotética colheita de madeira (como em povoamentos de eucalipto em regime de talhadia), a situação encontrada configura numa inédita oportunidade de estudar o comportamento da licurana sob as condições descritas. Utilizamos daqui em diante neste estudo a expressão “povoamento submetido à talhadia”, mesmo consciente de que a “talhadia” foi mais um resultado do acaso do que uma prática silvicultural realizada de forma intencional.

Figura 11 - Área de estudo. A – Início do reflorestamento (2005); B – Próximo à colheita (2014); C – Dois anos após abandono (2016); D – Situação da área em 2018



Fonte: Google Earth (2018).

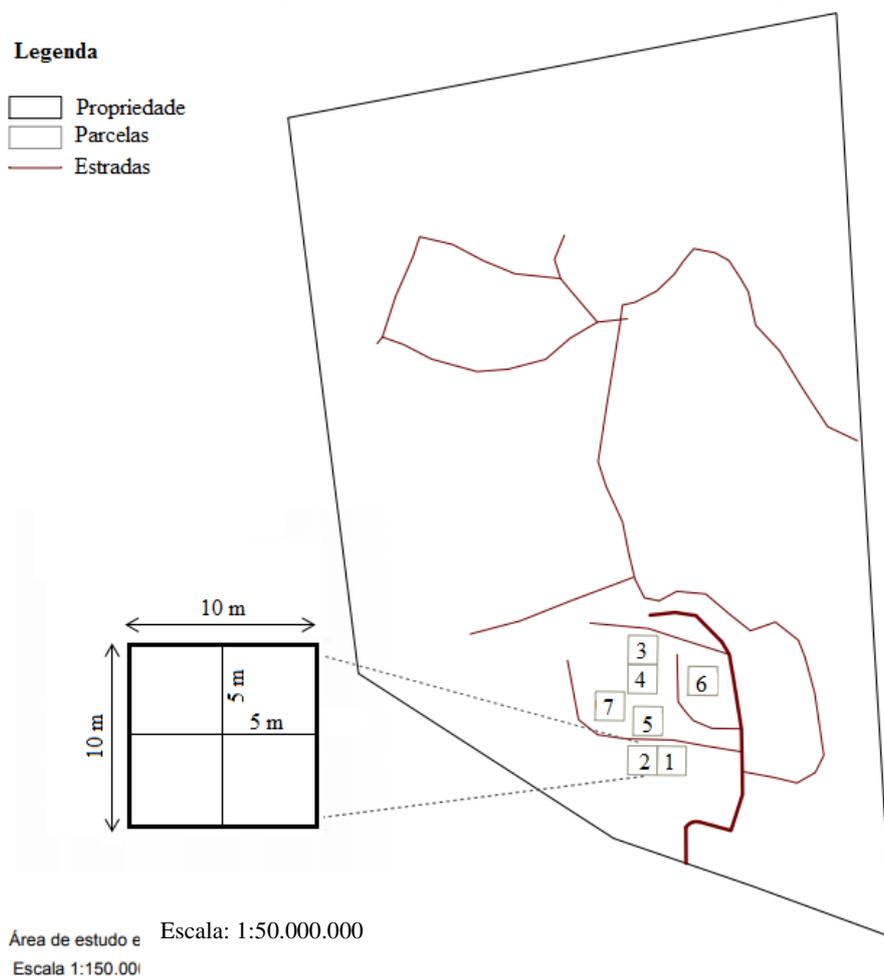
3.1.5 Amostragem e coleta de dados

Foram instaladas na área sete parcelas permanentes de 10 x 10 m, subdivididas em quatro subparcelas de 25 m². A instalação destas foi realizada com auxílio de balizas, cruzeta e trenas, em áreas com maior ocorrência de licurana, descartando-se áreas abertas, estradas e acessos internos (Figura 12).

Entre maio e julho de 2018 foram medidos e plaquetados todos os rebrotes vivos com altura superior a 1,50 m, sendo determinado o DAP com fita diamétrica de 1,0 mm de precisão, utilizando-se de gabarito posicionado no lado superior da encosta, quando em terreno declivoso. Mensuramos também a altura total, com o emprego de régua topográfica e quando superior a cinco metros, foi estimada. As brotações ramificadas abaixo de 1,30 m de altura tiveram os dados dendrométricos anotados individualmente. Os tratamentos foram aplicados de forma

aleatorizada (por sorteio) nas subunidades de 25m². Após a aplicação dos tratamentos, em cada subunidade, entre maio e julho de 2019 foi realizada a segunda medição.

Figura 12 - Mapa da área de estudo e localização das parcelas



Os tratamentos aplicados consistiram num conjunto de tratos silviculturais: desbrota seletiva, roçada da área e desrama dos fustes (Tratamento 1 - T1) e; tratamento controle (TC) (Figura 13 – A). No T1, em cada cepa foi selecionado um único rebroto a ser conduzido. Os critérios de escolha, em ordem de prioridade, foram: estado fitossanitário (ausência de injúrias); forma e qualidade do fuste; maior DAP e altura total. Os brotos foram cortados com motosserra e mantidos na área (Figura 13 – B). Durante a realização da desbrota foi efetuada limpeza para eliminar plantas indesejáveis e evitar a matocompetição nas subunidades de T1, homogeneizando as condições de crescimento. Após a realização do tratamento, foram registradas as coordenadas cartesianas de cada indivíduo dentro da subparcela, de modo a possibilitar a elaboração de um croqui de localização dos rebrotes (Apêndice A, B, C e D).

Figura 13 - Aplicação do T1. A – Antes da aplicação; B – Posteriormente à aplicação do tratamento



Em agosto de 2018 foi efetuada a operação de desrama seca e verde (Figura 14), isto é, uma poda visando eliminar galhos mortos, ladrões, injuriados, copas codominantes, e galhos vivos, visando a produção de madeira limpa, livre de nós, e com maior valor no mercado. Foi observado o critério de redução máxima da altura da copa em até um terço da altura total da árvore, que geralmente não afeta significativamente o crescimento das árvores (KRAMER; KOZLOWSKI, 1972). A operação foi feita com o auxílio de um serrote, seguindo as recomendações do Manual de Poda de Espécies Arbóreas Florestais (SEITZ, 1995). Posteriormente, medimos a altura da copa, determinada em centímetros, com o emprego de mira topográfica, e de quatro raios da copa, orientados pelos pontos cardeais, com o emprego de uma trena à laser, obtendo-se a média para estimar o diâmetro da copa. Após um ano, realizamos uma nova desrama e registramos as variáveis resposta novamente.

Figura 14 - Realização da desrama. A – Realização da operação; B – Posteriormente à desrama



Além disso, coletamos amostras simples de solo com trado holandês (Figura 15 – A), a duas profundidades (0-20 cm e 20-40 cm), no centro da parcela e de cada subparcela, obtendo desta forma uma amostra composta para cada profundidade em cada parcela. Ainda coletamos em cada parcela oito amostras de solo indeformadas simples com auxílio de enxada, utilizando anel volumétrico de 100 cm³, na profundidade de 0-5 cm (Figura 15 – B), próximo aos dois extremos da linha central de cada subunidade, no sentido norte-sul. Os anéis foram envolvidos com papel alumínio para preservar a umidade e estrutura física da amostra.

Figura 15 - Realização da amostragem de solo. A – Coleta para realização de análise química; B – Coleta para realização de análise física



REFERÊNCIAS

- ABDELNOUR, A.; AGUILAR, M. E.; VALVERDE, L. Micropropagación de Pilón (*Hieronyma Alchorneoides*). **Agronomía Costarricense**, San Pedro de Montes de Oca, v. 35, n. 2, p.9-19, dez. 2011. Disponível em: http://www.mag.go.cr/rev_agr/v35n02_009.pdf. Acesso em: 23 mar. 2020.
- ACP. **Manual de reforestación: especies maderables no tradicionales**. Panamá: Sibauste, 2008. 44 p. Disponível em: <http://www.micanaldepanama.com/wp-content/uploads/2012/06/manual-de-reforestacion-vol3.pdf>. Acesso em: 29 jun. 2018.
- ALMADO, R. P. Manejo de brotação em áreas da Arcelor Mittal BioFlorestas. In: Reunião técnico-científica do programa cooperativo sobre silvicultura e manejo, 48., 2013, Alagoinhas. **Anais...**São Paulo: IPEF, 2013. P. 34-38. Disponível em: <http://www.ipef.br/publicacoes/stecnica/nr42/st42.pdf>. Acesso em: 10 out. 2018.
- ALMEIDA, D. S. **Recuperação ambiental Mata Atlântica**. Ilhéus: Editus, 2016. 200 p. Disponível em: <http://books.scielo.org/id/8xvf4>. Acesso em: 18 abr. 2020.
- ALVARENGA, A. A. et al. Effects of different light levels on the initial growth and photosynthesis of *Croton urucurana* Baill. In southeastern Brazil. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 27, n. 1, p.53-57, fev. 2003. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622003000100007&lng=en. Acesso em: 22 abr. 2018.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, [S.l.], v. 22, n. 6, p. 711-728, 1 dez. 2013. Disponível em: https://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078/Koppen_s_climate_classification_map_for_Brazil. Acesso em: 18 abr. 2020.
- ALVINO, F. O.; SILVA, M. F. F.; RAYOL, B. P. Potencial de uso das espécies arbóreas de uma floresta secundária, na Zona Bragantina, Pará, Brasil. **Acta Amazônica**, [S.l.], v. 35, n. 4, p.413-420, dez. 2005. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0044-59672005000400005. Acesso em: 07 set. 2018.
- AMARAL, M. et al. Dynamics of Tropical Forest Twenty-Five Years after Experimental Logging in Central Amazon Mature Forest. **Forests**, [S.l.], v. 10, n. 2, p.89-106, 23 jan. 2019. Disponível em: <https://www.mdpi.com/1999-4907/10/2/89/htm#B14-forests-10-00089>. Acesso em: 19 dez. 2019.
- AMORIM, A. M. et al. Angiospermas em remanescentes de floresta montana no sul da Bahia, Brasil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 9, n. 3, p.313-348, jul. 2009. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032009000300028. Acesso em: 29 jun. 2018.

ANDERSON, M. C. Interpreting the fraction of solar radiation available in forest. **Agricultural Meteorology**, [S.l.], v. 7, p.19-28, jan. 1970. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0002157170900038>>. Acesso em: 25 abr. 2018.

APG. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of The Linnean Society**, [S.l.], v. 181, n. 1, p.1-20, mar. 2016. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/boj.12385>>. Acesso em: 16 maio 2018.

ARAÚJO, H. J. B.; SILVA, I. G. **Lista de espécies florestais do Acre: ocorrência com base em inventários florestais**. Rio Branco: Embrapa Acre, 2000. 77 p. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/496211/lista-de-especies-florestais-do-acre-ocorrencia-com-base-em-inventarios-florestais>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

ARAÚJO, R. A. et al. Florística e estrutura de fragmento florestal em área de transição na Amazônia Matogrossense no município de Sinop. **Acta Amazonica**, [S.l.], v. 39, n. 4, p.865-877, jan. 2009. Disponível em: <https://www.researchgate.net/profile/Alberto_Dorval/publication/250022032_Floristica_e_estrutura_de_fragmento_florestal_em_area_de_transicao_na_Amazonia_Matogrossense_no_municipio_de_Sinop/links/54c28edc0cf2911c7a4931d7.pdf>. Acesso em: 29 jun. 2018.

ARAÚJO, R. A. **Florística e estrutura da comunidade arbórea em fragmento florestal urbano no município de Sinop, Mato Grosso**. 2008. 131 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências Florestais e Ambientais, Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2008. Disponível em: <http://www.ufmt.br/ufmt/site/userfiles/file/fenf/posgraduacao/Dissertacao_Rosalia.pdf>. Acesso em: 31 maio 2018.

ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research. **Biological Reviews**, [S.l.], v. 92, n. 1, p.326-340, nov. 2015. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/brv.12231>>. Acesso em: 18 set. 2018.

ARYAL, D. R. et al. Carbon stocks and changes in tropical secondary forests of southern Mexico. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, [S.l.], v. 195, p.220-230, out. 2014. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880914003259>>. Acesso em: 04 set. 2018.

ASNER, G. P. et al. Selective logging and its relation to deforestation. **Amazonia And Global Change**, [S.l.], p.25-42, 2009. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/258357614_Selective_logging_and_its_relation_to_deforestation>. Acesso em: 19 set. 2018.

ASNER, G. P.; KELLER, M.; SILVA, J.N. M. Spatial and temporal dynamics of forest canopy gaps following selective logging in the eastern Amazon. **Global Change Biology**, [S.l.], v. 10, n. 5, p.765-783, maio 2004. Disponível em:

<<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1529-8817.2003.00756.x>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

ASNER, G. P.; SCURLOCK, J.M. O.; HICKE, J. A. Global synthesis of leaf area index observations: implications for ecological and remote sensing studies. **Global Ecology and Biogeography**, [S.l.], v. 12, n. 3, p.191-205, abr. 2003. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1046/j.1466-822X.2003.00026.x>>. Acesso em: 01 out. 2018.

ASNER, G. P.; WESSMAN, C. A.; ARCHER, S. Scale dependence of absorption of photosynthetically active radiation in terrestrial ecosystems. **Ecological Applications**, [S.l.], v. 8, n. 4, p.1003-1021, nov. 1998. Disponível em: <<https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1890/1051-0761%281998%29008%5B1003%3ASDOAOP%5D2.0.CO%3B2>>. Acesso em: 01 out. 2018.

AZEVEDO, C. P. **Dinâmica de florestas submetidas a manejo na Amazônia Oriental: experimentação e simulação**. 2006. 254 f. Tese (Doutorado) – Curso de Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006. Disponível em: <https://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/3462/tese_Floresta_CELSO%20PAULO.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 18 abr. 2020.

BAMBI, P. et al. Diversidade da flora fanerogâmica de três matas de galeria no bioma cerrado. **Heringeriana**, [S.l.], v. 10, n. 2, p.147-167, jan. 2016. Disponível em: <<http://revistas.jardimbotanico.ibict.br/index.php/heringeriana/article/view/224>>. Acesso em: 29 jun. 2018.

BARÓ, F. et al. Contribution of ecosystem services to air quality and climate change mitigation policies: the case of urban forests in Barcelona, Spain. **Ambio**, [S.l.], v. 43, n. 4, p.466-479, abr. 2014. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3989519/>>. Acesso em: 10 out. 2018.

BARRANCE, A. et al. **Árboles de Centroamérica: un manual para extensionistas**. Costa Rica: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, 2003. 1079 p.

BARRETO, P. et al. Costs and benefits of forest management for timber production in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 108, n. 1-2, p.9-26, ago. 1998. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S037811279700251X>>. Acesso em: 23 set. 2018.

BARROS, N. F.; TEIXEIRA, P. C.; TEIXEIRA, J. L. Nutrição e produtividade de povoamentos de eucalipto manejados por talhadia. **IPEF**, Piracicaba, v. 11, n. 30, p.79-88, maio 1997. Disponível em: <<http://www.ipef.br/PUBLICACOES/stecnica/nr30/cap7.pdf>>. Acesso em: 08 out. 2018.

BERNACCI, L. C. et al. O efeito da fragmentação florestal na composição e riqueza de árvores na região da Reserva Morro Grande (Planalto de Ibiúna, SP). **Revista do Instituto**

Florestal, São Paulo, v. 18, n. 1, p.121-166, dez. 2006. Disponível em: <http://www.iflorestal.sp.gov.br/publicacoes/revista_if/rev18-unicopdf/121-166.pdf>. Acesso em: 30 maio 2018.

BIANCHIN, J. E. et al. Deposição de fitomassa em formações secundárias na Floresta Atlântica do Paraná. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 23, n. 4, p.524-533, maio 2016. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2179-80872016000400524>. Acesso em: 28 jun. 2018.

BIANCHINI, E.; PIMENTA, J. A.; SANTOS, F. A. M. dos. Spatial and temporal variation in the canopy cover in a tropical semi-deciduous forest. **Brazilian Archives of Biology And Technology**, Curitiba, v. 44, n. 3, p.269-276, set. 2001. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1516-89132001000300008&lng=en>. Acesso em: 22 abr. 2018.

BICKNELL, J. E.; STRUEBIG, M. J.; DAVIES, Z. G. Reconciling timber extraction with biodiversity conservation in tropical forests using reduced-impact logging. **Journal of Applied Ecology**, [S.l.], v. 52, n. 2, p.379-388, fev. 2015. Disponível em: <<https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/1365-2664.12391>>. Acesso em: 19 set. 2018.

BISCHOFF, W. et al. Secondary succession and dipterocarp recruitment in Bornean rain forest after logging. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 218, n. 1-3, p.174-192, out. 2005. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112705004603>>. Acesso em: 19 set. 2018.

BLAS, D. E.; PÉREZ, M. R. Prospects for Reduced Impact Logging in Central African logging concessions. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 256, n. 7, p.1509-1516, set. 2008. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112708004143?via%3Dihub>>. Acesso em: 23 set. 2018.

BOSA, D. M. et al. Florística e estrutura do componente arbóreo de uma floresta ombrófila densa montana em Santa Catarina, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 39, n. 1, p.49-58, fev. 2015. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622015000100005&lng=pt&tlng=pt>. Acesso em: 31 maio 2018.

BOTREL, R. T. et al. Influência do solo e topografia sobre as variações da composição florística e estrutura da comunidade arbóreo-arbustiva de uma floresta estacional semidecidual em Ingaí, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, [S.l.], v. 25, n. 2, p.195-213, jun. 2002. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbb/v25n2/11455.pdf>>. Acesso em: 30 maio 2018.

BRASIL. **Constituição (1988)**. Constituição da República Federativa do Brasil – 1988, de 05 de outubro de 1988. Disponível em:

<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm>. Acesso em: 23 jul. 2018.

BRASIL. Decreto nº 5.092, de 21 de maio de 2004. Define regras para identificação de áreas prioritárias para a conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade, no âmbito das atribuições do Ministério do Meio Ambiente. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2004/decreto/d5092.htm>. Acesso em: 23 jul. 2018.

BRASIL. Decreto Nº 6.660, de 21 de novembro de 2008. Regulamenta dispositivos da Lei no 11.428, de 22 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica. Disponível em: (<http://www.planalto.gov.br/ccivil/Decreto/D6660.htm>). Acesso em: 16 jul. 2018.

BRASIL. Decreto nº 750, de 10 de fevereiro de 1993. Dispõe sobre o corte, a exploração e a supressão de vegetação primária ou nos estágios avançado e médio de regeneração da Mata Atlântica, e dá outras providências. Brasília, DF, Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Decreto/1990-1994/D750.htm>. Acesso em: 28 ago. 2018.

BRASIL. Decreto nº 99547, de 25 de setembro de 1990. Dispõe sobre a vedação do corte, e da respectiva exploração, da vegetação nativa da Mata Atlântica, e dá outras providências. Brasília, DF, Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Decreto/1990-1994/D99547.htm>. Acesso em: 28 ago. 2018.

BRASIL. Lei nº 11.284, de 2 de março de 2006. Dispõe sobre a gestão de florestas públicas para a produção sustentável; institui, na estrutura do Ministério do Meio Ambiente, o Serviço Florestal Brasileiro – SFB; cria o Fundo Nacional de Desenvolvimento Florestal – FNDF; altera as Leis nºs 10.683, de 28 de maio de 2003, 5.868, de 12 de dezembro de 1972, 9.605, de 12 de fevereiro de 1998, 4.771, de 15 de setembro de 1965, 6.938, de 31 de agosto de 1981, e 6.015, de 31 de dezembro de 1973; e dá outras providências.. Brasília, Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2006/Lei/L11284.htm>. Acesso em: 19 dez. 2019c.

BRASIL. Lei nº 11.428 de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Mata Atlântica e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil/_Ato2004-2006/2006/Lei/L11428.htm>. Acesso em: 16 jul. 2018a.

BRASIL. Lei nº 12651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Brasília, DF, Disponível em:

<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Acesso em: 01 set. 2018.

BRASIL. **Lei nº 4771, de 15 de setembro de 1965.** Institui o novo Código Florestal. Brasília, DF, Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L4771.htm>. Acesso em: 26 ago. 2018.

BRASIL. **Lei nº 6938, de 31 de agosto de 1981.** Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Brasília, DF, Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L6938.htm>. Acesso em: 26 ago. 2018.

BRASIL. **Lei nº 7511, de 7 de julho de 1986.** Altera dispositivos da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, que institui o novo Código Florestal. Brasília, DF, Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L7511.htm>. Acesso em: 26 ago. 2018.

BRASIL. **Lei nº 7735, de 22 de fevereiro de 1989.** Dispõe sobre a extinção de órgão e de entidade autárquica, cria o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis e dá outras providências. Brasília, DF, Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L7735.htm>. Acesso em: 26 ago. 2018a.

BRASIL. **Lei nº 7803, de 18 de julho de 1989.** Altera a redação da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e revoga as Leis nºs 6.535, de 15 de junho de 1978, e 7.511, de 7 de julho de 1986. Brasília, DF, Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L7803.htm>. Acesso em: 26 ago. 2018b.

BRASIL. **Mensagem nº 1164, de 22 de dezembro de 2006.** Brasília, DF, Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2004-2006/2006/Msg/Vep/VEP-1164-06.htm>. Acesso em: 31 ago. 2018b.

BRITTO, P. C. et al. Productivity assessment of timber harvesting techniques for supporting sustainable forest management of secondary Atlantic Forests in southern Brazil. **Annals of Forest Research**, v. 60, n. 2, p.203-215, 2017. Disponível em: <<http://afrjournal.org/index.php/afr/article/view/898>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

BROWN, S. et al. **Impact of selective logging on the carbon stocks of tropical forests.** Virginia: Winrock International, 2005. Disponível em: <<https://www.winrock.org/wp-content/uploads/2016/03/WI-USAID-Logging-Carbon-Congo-Field-Report-2005.pdf>>. Acesso em: 22 set. 2018.

BROWN, S.; LUGO, A. E. Tropical Secondary Forests. **Journal of Tropical Ecology**, [S.l.], v. 6, n. 1, p.1-32, 1990. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/2559366?seq=1#page_scan_tab_contents>. Acesso em: 04 set. 2018.

CABRAL, D. C. **Na Presença da Floresta: Mata Atlântica e História Colonial**. Rio de Janeiro: Garamond/FAPERJ, 2014. 536p.

CAMARA, R. et al. Effects of Natural Atlantic Forest Regeneration on Soil Fauna, Brazil. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 25, n. 1, p.1-10, dez. 2017. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/floram/v25n1/2179-8087-floram-25-1-e20160017.pdf>>. Acesso em: 29 jun. 2018.

CAMARGO, F. R. A.; SILVA, C. R.; STAPE, J. L. Resultados experimentais da fase de emissão de brotação em *Eucalyptus* manejado por talhadia. **IPEF**, [S.l.], v. 11, n. 30, p.115-122, maio 1997. Disponível em: <<http://www.ipef.br/publicacoes/tecnica/nr30/cap11.pdf>>. Acesso em: 08 out. 2018.

CAMPANILI, M.; SCHAFFER, W. B. **Mata Atlântica: manual de adequação ambiental**. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Núcleo Mata Atlântica e Pampa. Brasília: MMA/SBF, 2010. Disponível em: <<https://livroaberto.ibict.br/handle/1/985>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

CANDIDO, J. B. et al. Síndromes de dispersão de espécies arbustivo-arbóreas de uma área de cerrado sensu stricto, Gurupi – TO. **Global Science e Technology**, Rio Verde, v. 11, n. 1, p.67-76, jan. 2018. Disponível em: <<https://rv.ifgoiano.edu.br/periodicos/index.php/gst/article/view/934>>. Acesso em: 04 jun. 2018.

CAPOBIANCO, J. P. R. et al. **Dossiê Mata Atlântica 2001**. [S.l.]: Iphis Gráfica e Editora, 2001. Disponível em: <<https://www.socioambiental.org/pt-br/o-isa/publicacoes/dossie-mata-atlantica>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

CARIM, S.; SCHWARTZ, G.; SILVA, M. F. F. Riqueza de espécies, estrutura e composição florística de uma floresta secundária de 40 anos no leste da Amazônia. **Acta Botanica Brasilica**, [S.l.], v. 21, n. 2, p.293-308, jun. 2007. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0102-33062007000200005&script=sci_abstract&tlng=pt>. Acesso em: 07 set. 2018.

CARVALHO, A. et al. Comunidade arbórea de uma floresta de baixada aluvial no município de Campos dos Goytacazes, RJ. **Cerne**, Lavras, v. 12, n. 2, p.157-166, abr. 2006. Disponível em: <<http://www.redalyc.org:9081/articulo.oa?id=74412207>>. Acesso em: 30 maio 2018.

CARVALHO, A. F. et al. Propriedades físicas e energéticas da madeira e do carvão vegetal da espécie *Hyeronima alchorneoides*. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 34, n. 79, p.257-264, set. 2014. Disponível em: <<https://pfb.cnpf.embrapa.br/pfb3/index.php/pfb/article/view/662/378>>. Acesso em: 10 out. 2018.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. 593 p.

CASTRO, T. C.; CARVALHO, J. O. P. Dinâmica da população de *Manilkara huberi* (Ducke) A. Chev. Durante 26 anos após a exploração florestal em uma área de terra firme na Amazônia brasileira. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 1, p.161-169, mar. 2014. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1980-50982014000100161>. Acesso em: 16 abr. 2018.

CATIE. *Hyeronima alchorneoides* Allemão. [S. l.]: Danida Forest Seed Centre, 2000. Disponível em: <<https://sl.ku.dk/rapporter/seed-leaflets/filer/hyeronima-alchorneoides-47.pdf>>. Acesso em: 10 out. 2018.

CBD. **Aichi Biodiversity Targets**. 2018. Disponível em: <<https://www.cbd.int/sp/targets/>>. Acesso em: 10 out. 2018.

CCS. Climate Change Secretariat. **United Nations Framework Convention on Climate Change: Handbook**. Bonn: United Nations, 1992. 216 p. Disponível em: <<https://unfccc.int/resource/docs/publications/handbook.pdf>>. Acesso em: 01 jun. 2018.

CENIBRA. **Cartilha de Recomendações técnicas**. 2018. Disponível em: <<https://www.yumpu.com/pt/document/fullscreen/13036000/cartilha-de-recomendacoes-tecnicas-cenibra/2>>. Acesso em: 18 set. 2018.

CHAZDON, R. L. et al. The Potential for Species Conservation in Tropical Secondary Forests. **Conservation Biology**, [S.l.], v. 23, n. 6, p.1406-1417, dez. 2009. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1523-1739.2009.01338.x>>. Acesso em: 22 fev. 2019.

CHAZDON, R. L. **Second Growth: The promise of tropical forest regeneration in an age of deforestation**. Chicago: The University of Chicago Press, 2014. 449 p.

CHAZDON, R. L.; GUARIGUATA, M. R. Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges. **Biotropica**, [s.l.], v. 48, n. 6, p.716-730, nov. 2016. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/btp.12381>. Acesso em: 22 mar. 2020.

CHIANUCCI, F; A CUTINI,. Digital hemispherical photography for estimating forest canopy properties: current controversies and opportunities. **Iforest – Biogeosciences And Forestry**, [S.l.], v. 5, n. 6, p.290-295, 17 dez. 2012. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/233924250_Digital_hemispherical_photography_for_estimating_forest_canopy_properties_Current_controversies_and_opportunities>. Acesso em: 03 abr. 2019.

CHUA, S. C.; POTTS, M. D. The role of plant functional traits in understanding forest recovery in wet tropical secondary forests. **Science Of The Total Environment**, [S.l.], v. 642, p.1252-1262, nov. 2018. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718320540?via%3Dihub>>. Acesso em: 18 set. 2018.

COLLETTA, G. D. et al. Vascular flora of the Legado das Águas, Reserva Votorantim, municipalities of Tapiraí, Miracatú and Juquiá, São Paulo, Brazil. **Check List**, [S.l.], v. 12, n. 6, p.1-14, dez. 2016. Disponível em: <<https://www.biotaxa.org/cl/article/view/12.6.2020/25470>>. Acesso em: 02 out. 2018.

COLONETTI, S. et al. Florística e estrutura fitossociológica em floresta ombrófila densa submontana na barragem do rio São Bento, Siderópolis, Estado de Santa Catarina. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, Maringá, v. 31, n. 4, p.397-405, ago. 2009. Universidade Estadual de Maringá. <http://dx.doi.org/10.4025/actascibiols.v31i4.3345>. Disponível em: <<https://www.redalyc.org/html/1871/187115804008/>>. Acesso em: 10 jan. 2018.

CONAMA (Estado). **Resolução nº 4, de 4 de maio de 1994**. Brasília, DF, Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=145>>. Acesso em: 28 ago. 2018.

CONAMA. **Diretrizes para a política de conservação e desenvolvimento sustentável da Mata Atlântica**. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, 2003. Carderno nº 13. Disponível em: <http://www.rbma.org.br/rbma/pdf/caderno_13.pdf>. Acesso em: 17 jul. 2018.

CORDEIRO, I. Flora da Serra do Cipó, Minas Gerais: Euphorbiaceae. **Boletim de Botânica**, [S.l.], v. 13, p.169-217, jun. 1992. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/275609794_Flora_da_Serra_do_Cipo_Minas_Gerais_Euphorbiaceae>. Acesso em: 28 jun. 2018.

CORLETT, R. T. Tropical secondary forests. **Progress in Physical Geography**, [S.l.], v. 19, n. 2, p.159-172, jun. 1995. Disponível em: <<https://journals.sagepub.com/doi/abs/10.1177/030913339501900201>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

CORLETT, R. T. What is secondary forest? **Journal of Tropical Ecology**, [S.l.], v. 10, n. 03, p.445-447, ago. 1994. Disponível em: <<https://www.cambridge.org/core/journals/journal-of-tropical-ecology/article/what-is-secondary-forest/19E7A6F1340D0776DD990D7185F4077>>. Acesso em: 04 set. 2018.

COSTA JUNIOR, R. F. et al. Estrutura fitossociológica do componente arbóreo de um fragmento de Floresta Ombrófila Densa na mata sul de Pernambuco, nordeste do Brasil. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 18, n. 2, p.173-183, jun. 2008. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1980-50982008000200173&script=sci_abstract&tlng=pt>. Acesso em: 30 maio 2018.

COUTO, H. T. Z. et al. Condução da brotação de *Eucalyptus saligna* Smith. **IPEF**, [S.l.], n. 7, p.115-123, 1973. Disponível em: <<http://ipef.br/publicacoes/scientia/nr07/cap05.pdf>>. Acesso em: 08 out. 2018.

CUNI-SANCHEZ, Aida et al. Ethnic and locational differences in ecosystem service values: Insights from the communities in forest islands in the desert. **Ecosystem Services**, [S.l.], v. 19, p.42-50, jun. 2016. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2212041616300791>>. Acesso em: 02 abr. 2019.

DARRIGO, M. R.; VENTICINQUE, E. M.; SANTOS, F. A. M. Effects of reduced impact logging on the forest regeneration in the central Amazonia. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 360, p.52-59, jan. 2016. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112715005678>>. Acesso em: 23 set. 2018.

DEAN, W. **A ferro e fogo: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira**. São Paulo: Cia. Das Letras, 2004. 484 p.

DELGADO, A. et al. Crecimiento de especies forestales nativas. **Agronomía Costarricense**, [S.l.], v. 27, n. 1, p.63-78, jan. 2003.

DIAS, A. C. **Composição florística, fitossociologia, diversidade de espécies arbóreas e comparação de métodos de amostragem na floresta ombrófila densa do Parque Estadual Carlos Botelho/SP-Brasil**. 2005. 184 f. Tese (Doutorado) – Curso de Recursos Florestais, Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba, 2005. Disponível em: <<http://www.teses.usp.br/teses/disponiveis/11/11150/tde-12052005-143829/en.php>>. Acesso em: 31 maio 2018.

DICKOW, K. M. C. et al. Produção de serapilheira em diferentes fases sucessionais de uma floresta subtropical secundária, em Antonina, PR. **Cerne**, Lavras, v. 18, n. 1, p.75-86, mar. 2012. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/cerne/v18n1/10.pdf>>. Acesso em: 31 maio 2018.

DIETZSCH, L. et al. Caracterização da flora arbórea de dois fragmentos de mata de galeria do Parque Canjerana, DF. **Cerne**, Lavras, v. 12, n. 3, p.201-210, jul. 2006. Disponível em: <<http://cerne.ufla.br/site/index.php/CERNE/article/view/634/534>>. Acesso em: 31 maio 2018.

DIONISIO, L. F. S. et al. Growth, mortality, and recruitment of tree species in an Amazonian rainforest over 13 years of reduced impact logging. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 430, p.150-156, dez. 2018. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112718308788>>. Acesso em: 19 dez. 2019.

DUTRA, C. M. **Lições aprendidas na conservação e recuperação da Mata Atlântica: Planos Municipais de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica**. Brasília: MMA, 2013.

EDWARDS, D. P. et al. Land-sharing versus land-sparing logging: reconciling timber extraction with biodiversity conservation. **Global Change Biology**, [S.l.], v. 20, n. 1, p.183-191, nov. 2013. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/gcb.12353>>. Acesso em: 19 set. 2018.

EMBRAPA. **Solos do Estado de Santa Catarina**. Rio de Janeiro: Embrapa, 2004. 745 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 46).

EMRICH, A.; POKORNY, B.; SEPP, C. **The Significance of Secondary Forest Management for Development Policy**. Eschborn: Deutsche Gesellschaft Für Technische Zusammenarbeit, 2000. Disponível em: <<http://info.mrcmekong.org/assets/midocs/0001365-environment-the-significance-of-secondary-forest-management-for-development-policyeco-society-for-socio-ecological-programme-consultacy.pdf>>. Acesso em: 04 set. 2018.

ENCINAS, J. I.; PAULA, J. E. Fitosociologia de la regeneracion natural de un bosque de galeria. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 29, n. 3, p.355-362, mar. 1994. Disponível em: <<http://seer.sct.embrapa.br/index.php/pab/article/view/4062>>. Acesso em: 04 jun. 2018.

ENGELBRECHT, B. M. J.; HERZ, H. M. Evaluation of different methods to estimate understorey light conditions in tropical forests. **Journal of Tropical Ecology**, [S.l.], v. 17, n. 02, p.207-224, mar. 2001. Disponível em: <<https://www.cambridge.org/core/journals/journal-of-tropical-ecology/article/evaluation-of-different-methods-to-estimate-understorey-light-conditions-in-tropical-forests/A3A228168A37B7BC220FE6431ECDB3E3>>. Acesso em: 23 abr. 2018.

EVANS, J. **Plantation forestry in the tropics**. Oxford: Clarendon Press, 1992. 403p.

FANG, H.; LIANG, S. Leaf Area Index Models. **Reference Module In Earth Systems And Environmental Sciences**, [S.l.], p.2139-2148, 2014. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/B978012409548909076X>>. Acesso em: 01 out. 2018.

FANTINI, A. C. et al. The demise of swidden-fallow agriculture in an Atlantic Rainforest region: Implications for farmers' livelihood and conservation. **Land Use Policy**, v. 69, p.417-426, 2017. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S026483771630312X>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

FANTINI, A. C.; GAIO, M. F. **Projeto Madeira Nativa**. [S.l.], [s.n.], 2015. 12 p. Disponível em: <<http://www.redesulflorestal.com.br/wp-content/uploads/2016/04/relatorio-Fatma-2012-2015.pdf>>. Acesso em: 14 abr. 2018.

FANTINI, A. C.; SIMINSKI, A. Manejo de florestas secundárias da Mata Atlântica para produção de madeira: possível e desejável. **Revista Brasileira de Pós-graduação**, Brasília, v. 13, n. 32, p.673-698, set. 2016. Disponível em: <http://ojs.rbpg.capes.gov.br/index.php/rbpg/article/view/1013/pdf_1>. Acesso em: 14 abr. 2018.

FAO. **FAOSTAT**. 2019. Disponível em: <<http://www.fao.org/faostat/en/#data/RL/visualize>>. Acesso em: 19 dez. 2019.

FAO. **Global Forest Resources Assessment 2015: How are the world's forests changing?**. Roma: Food and Agriculture Organization of The United Nations, 2016. 54 p.

FAO. **State of the World's Forests**. Roma: Food and Agriculture Organization of The United Nations, 2012. 48 p. Disponível em: <<http://www.fao.org/3/a-i3010e.pdf>>. Acesso em: 26 abr. 2018.

FERRAZ FILHO, A. C.; SCOLFORO, J. R. S.; MOLA-YUDEGO, B. The coppice-with-standards silvicultural system as applied to Eucalyptus plantations: a review. **Journal of Forestry Research**, [S.l.], v. 25, n. 2, p.237-248, abr. 2014. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007%2Fs11676-014-0455-0>>. Acesso em: 10 out. 2018.

FERREIRA, L. I. **Avaliação de sustentabilidade e medição da captura de carbono na Floresta Atlântica Tropical: formulação de métricas e estudo de caso da Euterpe edulis Martius**. 2013. 89 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Metrologia, Puc-rio, Rio de Janeiro, 2013. Disponível em: http://www2.dbd.puc-rio.br/pergamum/tesesabertas/1121832_2013_completo.pdf. Acesso em: 23 mar. 2020.

FIGUEIRA, A. M. S. et al. Effects of selective logging on tropical forest tree growth. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, [S.l.], v. 113, n. 1, p.1-11, mar. 2008. Disponível em: <<https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/2007JG000577>>. Acesso em: 22 set. 2018.

FINCH, D. A. et al. Photosynthetically active radiation regimes in a southern African savanna environment. **Agricultural and Forest Meteorology**, [S.l.], v. 122, n. 3-4, p.229-238, abr. 2004. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0168192303002338>>. Acesso em: 02 out. 2018.

FINEGAN, B. The management potential of neotropical secondary lowland rain forest. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 47, n. 1-4, p.295-321, jan. 1992. Disponível em: <https://ac.els-cdn.com/037811279290281D/1-s2.0-037811279290281D-main.pdf?_tid=3c9897e5-4047-4a90-a39d-e1d6cbd1fb93&acdnat=1536071104_7bab4ee27604d08a535b0a9a963b87e1>. Acesso em: 04 set. 2018.

FLORA DIGITAL. **Hieronyma alchorneoides Allemão**. Disponível em: <http://www.ufrgs.br/fitoecologia/florars/open_sp.php?img=13279>. Acesso em: 04 fev. 2020.

FONSECA, G. A. B. The vanishing Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation**, [S.l.], v. 34, n. 1, p.17-34, 1985. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/0006320785900552>>. Acesso em: 20 ago. 2018.

FORD-ROBERTSON, F. C. **Terminology of forest science, technology, practice and products**. Washington: Society of American Foresters, 1971.

FORSLED, O. et al. Initial impact of supervised logging and pre-logging climber cutting compared with conventional logging in a dipterocarp rainforest in Sabah, Malaysia. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 221, n. 1-3, p.233-240, jan. 2006. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112705005852>>. Acesso em: 23 set. 2018.

FRANÇA, F. et al. Does selective logging stress tropical forest invertebrates? Using fat stores to examine sublethal responses in dung beetles. **Ecology and Evolution**, [S.l.], v. 6, n. 23, p.8526-8533, nov. 2016. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC5167030/pdf/ECE3-6-8526.pdf>>. Acesso em: 22 set. 2018.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica**: período 2016-2017. São Paulo: Fundação SOS Mata Atlântica, 2018. 63 p. Relatório Técnico. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/link/Atlas_Mata_Atlantica_2016-2017_relatorio_tecnico_2018_final.pdf>. Acesso em: 16 jul. 2018.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I. G. Atlantic Forest Hotspot Status: An Overview. In: **The Atlantic Forest of South America**: Washington: Island Press, 2003.

GALVANI, E.; LIMA, N. G. B. Fotografias hemisféricas em estudos microclimáticos: Referencial teórico-conceitual e aplicações. **Ciência e Nature**, [S.l.], v. 36, n. 3, p.215-221, out. 2014. Disponível em: <casavel.ufsm.br/revistas/ojs-2.2.2/index.php/cienciaenatura/article/.../13216/pdf>. Acesso em: 26 abr. 2018.

GALVÃO, A. P. M.; MEDEIROS, A. C. S. **Restauração da Mata Atlântica em áreas de sua primitiva ocorrência natural**. Colombo: Embrapa Florestas, 2002. 133 p. Disponível em: <<https://www.alice.cnptia.embrapa.br/handle/doc/292961>>. Acesso em: 04 jun. 2018.

GAVEAU, D. **How selective logging could help protect Indonesia's forests**: Recognizing the value of logged forests for biodiversity conservation in Indonesia. 2014. Disponível em: <<https://forestsnews.cifor.org/22924/how-selective-logging-could-help-protect-indonesias-forests?fnl=en>>. Acesso em: 21 set. 2018.

GIBSON, L. et al. Primary forests are irreplaceable for sustaining tropical biodiversity. **Nature**, [S.l.], v. 478, n. 7369, p.378-381, set. 2011. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/nature10425>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

GONÇALVES, J. L. M. et al. Nutrição e adubação da cultura do eucalipto manejada no sistema de talhadia. In: PRADO, R.M.; WADT, P.G.S. **Nutrição e Adubação de Espécies Florestais e Palmeiras**. Jaboticabal: FCAV/CAPES, 2014. 507p.

GONÇALVES, S. N. C. **Dinâmica da regeneração natural em um remanescente de floresta ombrófila mista no planalto sul de Santa Catarina.** 2018. 108 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Florestal, Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, 2018.

GONSAMO, A.; PELLIKKA, P. A new look at top-of-canopy gap fraction measurements from high-resolution airborne imagery. **Earsel Eproceedings**, [S.l.], v. 8, n. 1, p.64-74, jan. 2009. Disponível em:
<http://www.eproceedings.org/static/vol08_1/08_1_gonsamo1.pdf?SessionID=58f9db835b97ca898b030>. Acesso em: 11 set. 2018.

GOWER, S. T.; KUCHARIK, C. J.; NORMAN, J. M. Direct and Indirect Estimation of Leaf Area Index, fAPAR, and Net Primary Production of Terrestrial Ecosystems. **Remote Sensing of Environment**, [S.l.], v. 70, n. 1, p.29-51, out. 1999. Disponível em:
<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425799000565>>. Acesso em: 01 out. 2018.

GREIG-SMITH. Ecological Observations on Degraded and Secondary Forest in Trinidad, British West Indies: I. General Features of the Vegetation. **Journal Of Ecology**, [S.l.], v. 40, n. 2, p.283-315, 1952. Disponível em:
<https://www.jstor.org/stable/2256802?seq=1#page_scan_tab_contents>. Acesso em: 02 out. 2018.

GRETZINGER, S. P. **Evaluación de impactos ambientales en concesiones forestales en la reserva de la biosfera Maya, Peten, Guatemala.** Turrialba: CATIE, 1996. 58p. Disponível em:
<http://repositorio.bibliotecaorton.catie.ac.cr/bitstream/handle/11554/1933/Evaluacion_de_impactos_ambientales.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 23 set. 2018.

GROOT, R. S. et al. Challenges in integrating the concept of ecosystem services and values in landscape planning, management and decision making. **Ecological Complexity**, [S.l.], v. 7, n. 3, p.260-272, set. 2010. Disponível em:
<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1476945X09000968>>. Acesso em: 10 out. 2018.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 148, n. 1-3, p.185-206, jul. 2001. Disponível em:
<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112700005351>>. Acesso em: 19 set. 2018.

GULLISON, R. E.; HARDNER, J.J. The effects of road design and harvest intensity on forest damage caused by selective logging: empirical results and a simulation model from the Bosque Chimanes, Bolivia. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 59, n. 1-2, p.1-14, jun. 1993. Disponível em:
<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/037811279390067W>>. Acesso em: 23 set. 2018.

GUSTAFSSON, L. et al. **Logging for the ark: Improving the conservation value of production forests in South East Asia.** Indonésia: Cifor, 2007. 74 p. CIFOR Occasional Paper N°. 48.

HENDRISON, J. **Damage-controlled logging in managed tropical rain forest in Suriname.** Wageningen: Universidade de Wageningen, 1990. 204p. Disponível em: <<http://library.wur.nl/WebQuery/wurpubs/fulltext/202887>>. Acesso em: 23 set. 2018.

HOLDSWORTH, A. R.; UHL, C. Fire in amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction. **Ecological Applications**, [S.l.], v. 7, n. 2, p.713-725, maio 1997. Disponível em: <<https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.1890/1051-0761%281997%29007%5B0713%3AFIASLR%5D2.0.CO%3B2>>. Acesso em: 23 set. 2018.

HOLMES, T. P. et al. **Custos e benefícios financeiros da exploração de impacto reduzido em comparação à exploração florestal convencional na Amazônia Oriental.** Belém: Fundação Floresta Tropical, 2004, 66p.

HUSCH, B.; BEERS, T. W.; KERSHAW JR, J.A. **Forest Mensuration.** New Jersey: John Wiley & Sons, 2003. 456 p.

HUTH, A.; DITZER, T. Long-term impacts of logging in a tropical rain forest — a simulation study. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 142, n. 1-3, p.33-51, mar. 2001. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112700003388>>. Acesso em: 19 set. 2018.

IBAMA SC (Estado). **Portaria Interinstitucional nº 1, de 04 de junho de 1996.** Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/sophia/cnia/legislacao/IBAMA/PT0001-040696.PDF>>. Acesso em: 28 ago. 2018.

IBGE. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira.** Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2012. 271 p.

IPEF. **Silvicultura e manejo.** 2008. Disponível em: <<http://www.ipef.br/silvicultura/manejo.asp>>. Acesso em: 18 set. 2018.

ITTO. **Colección Maderas Tropicales de Honduras: *Hyeronima alchorneoides* Fr. All.** Lancetilla: Proecen, 1999. Ficha Técnica nº 3. Disponível em: <[http://www.itto.int/files/itto_project_db_input/2017/Technical/pd8-92-5-3%20rev2\(F\)%20s_Rosita_S.pdf](http://www.itto.int/files/itto_project_db_input/2017/Technical/pd8-92-5-3%20rev2(F)%20s_Rosita_S.pdf)>. Acesso em: 10 out. 2018.

ITTO. **Criteria and indicators for the sustainable.** Yokohama: International Tropical Timber Organization, 2016. 82 p. ITTO Policy Development Series 21.

IVANAUSKAS, N. M.; RODRIGUES, R. R.; NAVE, A. G. Aspectos ecológicos de um trecho de floresta de brejo em Itatinga, SP: florística, fitossociologia e seletividade de

espécies. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 20, n. 2, p.139-153, dez. 1997. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/rbb/v20n2/6496.pdf>>. Acesso em: 29 jun. 2018.

JACKSON, S. M; FREDERICKSEN, T. S.; MALCOLM, J. R. Area disturbed and residual stand damage following logging in a Bolivian tropical forest. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 166, n. 1-3, p.271-283, ago. 2002. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112701006818>>. Acesso em: 01 mar. 2019.

JAFARI, A. et al. Assessing the sustainability of community forest management: A case study from Iran. **Forest Policy And Economics**, [S.l.], v. 96, p.1-8, nov. 2018. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1389934117303465>>. Acesso em: 11 out. 2018.

JAKOVAC, C. C. et al. Loss of secondary-forest resilience by land-use intensification in the Amazon. **Journal of Ecology**, [S.l.], v. 103, n. 1, p.67-77, jan. 2015. Disponível em: <<https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/1365-2745.12298>>. Acesso em: 18 set. 2018.

JARČUŠKA, B. Methodological overview to hemispherical photography, demonstrated on an example of the software GLA. **Folia Oecologica**, [S.l.], v. 35, n. 1, p.66-69, jan. 2008. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/235247628_Methodological_overview_to_hemispherical_photography_demonstrated_on_an_example_of_the_software_GLA>. Acesso em: 26 abr. 2018.

JASTER, C. B. **A estrutura como indicadora do nível de desenvolvimento sucessional de comunidades arbóreas da restinga: uma proposta metodológica**. 2002. 198 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002. Disponível em: <[https://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/26586/T - JASTER, CHRISTOPH ERNHARD.pdf?sequence=1](https://acervodigital.ufpr.br/bitstream/handle/1884/26586/T_JASTER,_CHRISTOPH_ERNHARD.pdf?sequence=1)>. Acesso em: 28 jun. 2018.

JELASKA, S. D. et al. Responses of forest herbs to available understory light measured with hemispherical photographs in silver fir-beech forest in Croatia. **Ecological Modelling**, [S.l.], v. 194, n. 1-3, p.209-218, mar. 2006. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0304380005005181>>. Acesso em: 23 abr. 2018.

JENNINGS, S.; BROWN, N. D.; SHEIL, D. Assessing forest canopies and understorey illumination: canopy closure, canopy cover and other measures. **Forestry**, [S.l.], v. 72, n. 1, p.59-74, jan. 1999. Disponível em: <<https://academic.oup.com/forestry/article/72/1/59/589132>>. Acesso em: 15 abr. 2018.

JOHNS, A. D. Responses of Amazonian rain forest birds to habitat modification. **Journal Of Tropical Ecology**, [S.l.], v. 7, n. 04, p.417-437, nov. 1991. Disponível em: <<https://www.cambridge.org/core/journals/journal-of-tropical-ecology/article/responses-of-amazonian-rain-forest-birds-to-habitat-modification/CAD27935BD83A446C87C7F50E2917D0B>>. Acesso em: 19 set. 2018.

JOHNS, J. S.; BARRETO, P.; UHL, C. Logging damage during planned and unplanned logging operations in the eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 89, n. 1-3, p.59-77, dez. 1996. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112796038698>>. Acesso em: 19 set. 2018.

JOLY, C. A.; LEITÃO FILHO, H. F.; SILVA, S. M. O patrimônio florístico. In: **Mata Atlântica**. São Paulo: Fundação S.O.S. Mata Atlântica/Index, 1991. p. 97-107.

JONG, W. et al. Secondary forest dynamics in the Amazon floodplain in Peru. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 150, n. 1-2, p.135-146, set. 2001. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112700006873>>. Acesso em: 05 set. 2018.

KAMMESHEIDT, L. Perspectives on Secondary Forest Management in Tropical Humid Lowland America. **Ambio: A Journal of the Human Environment**, [S.l.], v. 31, n. 3, p.243-250, maio 2002. Disponível em: <<http://www.bioone.org/doi/pdf/10.1579/0044-7447-31.3.243>>. Acesso em: 17 set. 2018.

KLEIN, R. M. **Flora Ilustrada Catarinense**: Mapa fitogeográfico do Estado de Santa Catarina. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1978.

KRAMER, P. J.; KOZLOWSKI, T. **Fisiologia das árvores**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1972. 745 p.

LAMPRECHT, H. **Silvicultura nos trópicos**: ecossistemas florestais e respectivas espécies arbóreas. Eschborn: GTZ, 1990. 343p.

LEITE, P. F.; KLEIN, R.M. **Geografia do Brasil**: Região Sul. Rio de Janeiro: IBGE, 1990.

LIMA, R. A. F.; RANDO, J. G.; BARRETO, K. D. Composição e diversidade no cerrado do leste de Mato Grosso do Sul, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 39, n. 1, p.9-24, fev. 2015. Disponível em: <<http://www.redalyc.org/pdf/488/48838420002.pdf>>. Acesso em: 04 jun. 2018.

LINGNER, D. V. et al. Floresta ombrófila densa de Santa Catarina - Brasil: agrupamento e ordenação baseados em amostragem sistemática. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 4, p.933-946, dez. 2015. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/cflo/v25n4/0103-9954-cflo-25-04-00933.pdf>>. Acesso em: 24 ago. 2018.

LINO, C. F. et al. **Anuário Mata Atlântica**. [S.l.]: RBMA, 2012. Disponível em: <http://www.rbma.org.br/anuariomataatlantica/pdf/panorama_portugues.pdf>. Acesso em: 02 out. 2018.

LIU, X. et al. Main ecological drivers of woody plant species richness recovery in secondary forests in China. **Scientific Reports**, [S.l.], v. 9, n. 1, p.1-8, 22 jan. 2019. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/s41598-018-35963-7>>. Acesso em: 12 abr. 2019.

LIU, X. et al. Recovery of woody plant species richness in secondary forests in China: a meta-analysis. **Scientific Reports**, [S.l.], v. 7, n. 1, p.1-8, 6 set. 2017. Springer Nature. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-017-10898-7>. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/s41598-017-10898-7>>. Acesso em: 19 jul. 2018.

LOBÃO, A. É. V. P. **Agroecossistema cacauero da Bahia: cacauabruca e fragmentos florestais na conservação de espécies arbóreas**. 2007. 98 f. Tese (Doutorado) - Curso de Agronomia, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Jaboticabal, 2007. Disponível em: <https://repositorio.unesp.br/bitstream/handle/11449/105262/lobao_devp_dr_jabo.pdf?sequence=1&isAllowed=y>. Acesso em: 04 jun. 2018.

LONDO, G. Successive mapping of dune slack vegetation. **Vegetatio**, [S.l.], v. 29, n. 1, p.51-61, jul. 1974. Disponível em: <<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007%2FBF02390895.pdf>>. Acesso em: 16 jul. 2018.

LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas do Brasil**. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2002. 384 p.

LORTIE, C. J. et al. Rethinking plant community theory. **Oikos**, [S.l.], v. 107, n. 2, p.433-438, nov. 2004. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.0030-1299.2004.13250.x>>. Acesso em: 02 out. 2018.

MACDICKEN, K. G. et al. Global progress toward sustainable forest management. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 352, p.47-56, set. 2015. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112715000560>>. Acesso em: 11 out. 2018.

MACFARLANE, C. et al. Digital canopy photography: Exposed and in the raw. **Agricultural and Forest Meteorology**, [S.l.], v. 197, p.244-253, out. 2014. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0168192314001427>>. Acesso em: 11 set. 2018.

MANHÃES, M. A. Dieta de Traupíneos (Passeriformes, Emberizidae) no Parque Estadual do Ibitipoca, Minas Gerais, Brasil. **Iheringia. Série Zoologia**, Porto Alegre, v. 93, n. 1, p.59-73, mar. 2003. FapUNIFESP (SciELO). Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0073-47212003000100007&script=sci_abstract&tlng=pt>. Acesso em: 29 jun. 2018.

MANTOVANI, M. et al. Fenologia reprodutiva de espécies arbóreas em uma formação secundária da floresta Atlântica. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 27, n. 4, p.451-458, ago.

2003. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-67622003000400005&script=sci_abstract&lng=pt>. Acesso em: 15 maio 2018.

MARCHI, E. et al. Sustainable Forest Operations (SFO): A new paradigm in a changing world and climate. **Science of The Total Environment**, [S.l.], v. 634, p.1385-1397, set. 2018. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718312488>>. Acesso em: 15 out. 2018.

MARCHIORI, N. M. et al. Tree community composition and aboveground biomass in a secondary atlantic forest, Serra do Mar State Park, São Paulo, Brazil. **Cerne**, Lavras, v. 22, n. 4, p.501-514, out. 2016. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0104-77602016000400501&script=sci_arttext>. Acesso em: 29 jun. 2018.

MARTIN, P. A. et al. Impacts of tropical selective logging on carbon storage and tree species richness: A meta-analysis. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 356, p.224-233, nov. 2015. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112715003837>>. Acesso em: 22 set. 2018.

MARTÍNEZ, H. A. **Fomento de la reforestación comercial para la mejora y conservación de las reservas de carbono**. Moravia: Fondo Nacional de Financiamiento Foresta, 2014. 37 p. Disponível em: <http://www.fonafifo.go.cr/documentacion/biblioteca/consultorias_investigaciones/FF_5_reforestacion.pdf>. Acesso em: 10 out. 2018.

MARTINS, S. V. **Ecologia de florestas tropicais do Brasil**. Viçosa, MG: UFV, 2012. 371 p.

MARTIRE, S.; CASTELLANI, V.; SALA, S. Carrying capacity assessment of forest resources: Enhancing environmental sustainability in energy production at local scale. **Resources, Conservation and Recycling**, [S.l.], v. 94, p.11-20, jan. 2015. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344914002341>>. Acesso em: 15 out. 2018.

MATTHEWS, J. D. **Silvicultural systems**. Oxford: Clarendon Press, 1994. 283p.

MELO, A. C. G.; MIRANDA, D. L. C.; DURIGAN, G. Cobertura de copas como indicador de desenvolvimento estrutural de reflorestamentos de restauração de matas ciliares no Médio Vale do Paranapanema, SP, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 31, n. 2, p.321-328, abr. 2007. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622007000200015>. Acesso em: 15 abr. 2018.

MENDOZA, G. A.; PRABHU, R. Qualitative multi-criteria approaches to assessing indicators of sustainable forest resource management. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 174, n. 1-3, p.329-343, fev. 2003. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112702000440>>. Acesso em: 15 out. 2018.

MEWETT, G. et al. An Ecological, Socio-Economic and Silvicultural Assessment of the Sustainability of Reduced Impact Logging in Tropical Forests. **Annals Of Ecology And Environmental Science**, [S.l.], v. 1, n. 1, p.1-15, 2017. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/319469089_An_Ecological_Socio-Economic_and_Silvicultural_Assessment_of_the_Sustainability_of_Reduced_Impact_Logging_in_Tropical_Forests>. Acesso em: 02 out. 2018.

MEYER, E. A. **Produção de madeira em regime de talhadia na Floresta Estacional Decidual**. 2015. 108 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Florestal, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2015.

MIRANDA, G. A. et al. Produtividade de povoamentos de eucalipto em regime de talhadia, em função da adubação parcelada, no Vale do Jequinhonha-MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 22, n. 1, p.51-59, jan. 1998. Disponível em: <<https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=y3eaAAAIAAJ&oi=fnd&pg=PA51&dq=talhadia+de+eucalipto&ots=SZ2E1PpqJl&sig=8SivYv0aUag2ZsVk5EmhqZ1vYys#v=onepage&q=talhadia%20de%20eucalipto&f=false>>. Acesso em: 08 out. 2018.

MITTERMEIER, R. A. et al. **Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions**. [S.l.]: Cemex, 2004. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/275651117_Hotspots_Revisited_Earth%27s_Biologically_Richest_and_Most_Endangered_Terrestrial_Ecoregions>. Acesso em: 17 jul. 2018.

MMA. **Lições aprendidas na conservação e recuperação da Mata Atlântica: Sistematização de desafios e melhores práticas dos projetos-pilotos de Pagamentos por Serviços Ambientais**. Brasília: MMA, 2013. 84 p. Disponível em: <<http://www.terrabrasil.org.br/ecotecadigital/images/abook/pdf/Serie%20Biodiversidade%2045-Lies%20aprendidas%20na%20conservao%20e%20recuperao%20da%20Mata%20Atlntica.pdf>>. Acesso em: 20 ago. 2018.

MOLINO, J. F. Tree Diversity in Tropical Rain Forests: A validation of the intermediate disturbance hypothesis. **Science**, [S.l.], v. 294, n. 5547, p.1702-1704, 23 nov. 2001. Disponível em: <<http://science.sciencemag.org/content/294/5547/1702>>. Acesso em: 19 set. 2018.

MOONEN, P. C. J. et al. Disentangling how management affects biomass stock and productivity of tropical secondary forests fallows. **Science Of The Total Environment**, [S.l.], v. 659, p.101-114, abr. 2019. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.138>. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969718349702>>. Acesso em: 12 abr. 2019.

MORAN, E. F. **Meio ambiente & florestas**. São Paulo: SENAC, 2010. 224 p.

MUSCOLO, A. et al. A review of the roles of forest canopy gaps. **Journal of Forestry Research**, v. 25, n. 4, p.725-736, 2014.

NATIVIDADE, M. M. et al. Estrutura e dinâmica florestal, antes e após extração de madeira, em área de manejo florestal na Flona do Tapajós. **Revista Agroecossistemas**, [S.l.], v. 10, n. 2, p.113-124, nov. 2018. Disponível em: <<https://periodicos.ufpa.br/index.php/agroecossistemas/article/view/5183>>. Acesso em: 25 dez. 2019.

NAVES, R. P.; BERG, E. V. D. Caracterização de uma floresta estacional semidecidual em Varginha, MG. E comparação com remanescentes da região. **Cerne**, Lavras, v. 18, n. 3, p.361-370, jul. 2012. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/cerne/v18n3/a02v18n3>>. Acesso em: 29 jun. 2018.

NORDEN, N. et al. Resilience of tropical rain forests: tree community reassembly in secondary forests. **Ecology Letters**, [S.l.], v. 12, n. 5, p.385-394, maio 2009. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/epdf/10.1111/j.1461-0248.2009.01292.x>>. Acesso em: 17 set. 2018.

OLIVEIRA, B. R. et al. Florística e fitossociologia de uma Floresta Ombrófila Densa, Santa Teresa, Espírito Santo, Brasil. **Natureza On Line**, [S. l.], v. 4, n. 11, p.187-192, out. 2013. Disponível em: <http://www.naturezaonline.com.br/natureza/conteudo/pdf/07_OliveiraBRetal_187-192.pdf>. Acesso em: 04 maio 2018.

OLIVEIRA, L. Z. et al. Towards the Fulfillment of a Knowledge Gap: Wood Densities for Species of the Subtropical Atlantic Forest. **Data**, v. 4, n. 3, p.104-113, 2019.

OLIVEIRA-FILHO, A. T. **NeoTropTree**: Flora arbórea da Região Neotropical. 2017. Disponível em: <<http://www.neotropree.info/data/speciesearch>>. Acesso em: 12 abr. 2019.

ORLANDIN, E. et al. **Borboletas e mariposas de Santa Catarina**: uma introdução. Campos Novos: Mario Arthur Favretto, 2016. 213 p.

OSAZUWA-PETERS, O. L. et al. Selective logging: Do rates of forest turnover in stems, species composition and functional traits decrease with time since disturbance? – A 45year perspective. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 357, p.10-21, dez. 2015. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/26339115>>. Acesso em: 19 dez. 2019.

OSAZUWA-PETERS, O. L. et al. Selective logging: Do rates of forest turnover in stems, species composition and functional traits decrease with time since disturbance? – A 45year perspective. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 357, p.10-21, dez. 2015. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/26339115>>. Acesso em: 22 set. 2108.

PAGIOLA, S.; BISHOP, J. T.; LANDELL-MILLS, N. **Selling Forest Environmental Services**: Market-based mechanisms for conservation and development. New York: Earthscan, 2002.

PANDOLFO, C. et al. **Atlas climatológico do Estado de Santa Catarina**. Florianópolis: Epagri, 2002. CD-ROM.

PARRON, L. M. et al. **Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica**. Brasília: Embrapa, 2015. 372 p. Disponível em: <<https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1024082/1/LivroServicosAmbientaisEmbrapa.pdf>>. Acesso em: 11 out. 2018.

PAULA NETO, F. et al. Fatores que influem no desenvolvimento de brotações em povoamentos de eucaliptos. **SIF**, Viçosa, MG, v. 2, n. 6, p.133-139, jul. 1982. Disponível em: <https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=A0WaAAAAIAAJ&oi=fnd&pg=PT27&dq=talhadia+de+eucalipto&ots=QYLKZHuPFt&sig=f2ex9MB0-AgX6_aTLt8ouX1abUM#v=onepage&q=talhadia%20de%20eucalipto&f=false>. Acesso em: 08 out. 2018.

PEREIRA, A. B. Mata Atlântica: uma abordagem geográfica. **Nucleus**, [S.l.], v. 6, n. 1, p.27-52, abr. 2009.

PEREIRA, R. et al. Forest canopy damage and recovery in reduced-impact and conventional selective logging in eastern Para, Brazil. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 168, n. 1-3, p.77-89, set. 2002. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112701007320>>. Acesso em: 19 set. 2018.

PETIT, B.; MONTAGNINI, F. Growth in pure and mixed plantations of tree species used in reforesting rural areas of the humid region of Costa Rica, Central America. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 233, n. 2-3, p.338-343, set. 2006. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112706003380>>. Acesso em: 04 jun. 2018.

PIAZZA, G. E. et al. Regeneração natural de espécies madeireiras na floresta secundária da Mata Atlântica. **Advances in Forestry Science**, Cuiabá, v. 4, n. 2, p.99-105, jun. 2017. Disponível em: <<http://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/afor/article/view/4034>>. Acesso em: 14 abr. 2018.

PIAZZA, G. E. **Regeneração de espécies madeireiras na floresta secundária da Mata Atlântica**. 2014. 76 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Agroecossistemas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014.

PICARD, N.; GOURLET-FLEURY, S.; FORNI, E. Estimating damage from selective logging and implications for tropical forest management. **Canadian Journal of Forest Research**, [S.l.], v. 42, p.605-613, 2012.

PICKETT, S. T. A.; COLLINS, S. L.; ARMESTO, J. J. A hierarchical consideration of causes and mechanisms of succession. **Vegetatio**, [S.l.], v. 69, n. 1-3, p.109-114, abr. 1987.

Disponível em: <<https://link.springer.com/content/pdf/10.1007%2F00038691.pdf>>. Acesso em: 16 jul. 2018.

PINARD, M. et al. Creating timber harvest guidelines for a Reduced-Impact Logging Project in Malaysia. **Journal of Forestry**, Washington, v. 93, n. 10, p.41-45, jan. 1995. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/279674351_Creating_timber_harvest_guidelines_for_a_Reduced-Impact_Logging_Project_in_Malaysia>. Acesso em: 19 set. 2018.

PINTO, L. P. et al. Mata Atlântica brasileira: Os desafios para a conservação da biodiversidade de um hotspot mundial. In: ROCHA, Carlos Frederico Duarte et al. **Biologia da conservação: Essências**. São Carlos: Rima, 2006. p. 1-28. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/262910585_Mata_Atlantica_brasileira_Os_desafios_para_a_conservacao_da_biodiversidade_de_um_hotspot_mundial>. Acesso em: 20 ago. 2018.

PINTO, V. A. et al. Distribuição das espécies arbóreo-arbustivas ao longo do gradiente de umidade do solo de nascentes pontuais da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG. **Cerne**, Lavras, v. 11, n. 3, p.294-305, jul. 2005. Disponível em: <<http://www.redalyc.org/pdf/744/74411308.pdf>>. Acesso em: 05 jun. 2018.

PLIEGO, P. G. et al. Thermally buffered microhabitats recovery in tropical secondary forests following land abandonment. **Biological Conservation**, [S.l.], v. 201, p.385-395, set. 2016. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320716303032>>. Acesso em: 04 set. 2018.

POUDYAL, B. H.; MARASENI, T.; COCKFIELD, G. Evolutionary dynamics of selective logging in the tropics: A systematic review of impact studies and their effectiveness in sustainable forest management. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 430, p.166-175, dez. 2018. Disponível em: <<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2018.08.006>>. Acesso em: 22 set. 2018.

PROECEN; ESNACIFOR; OIMT. **Guias silviculturales de 23 especies forestales del bosque humedo de Honduras**. Siguatepeque: [S.n.], 2003. Disponível em: <http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/training_material/docs/Guias_silviculturales_de_23_especies.pdf>. Acesso em: 29 jun. 2018.

PUETTMANN, K. J. et al. Silvicultural alternatives to conventional even-aged forest management - what limits global adoption? **Forest Ecosystems**, [S.l.], v. 2, n. 1, p.1-16, abr. 2015. Disponível em: <<https://forestecosyst.springeropen.com/articles/10.1186/s40663-015-0031-x>>. Acesso em: 22 jun. 2018.

PUIG, H. **A floresta tropical úmida**. São Paulo: Unesp, 2008. 496 p.

PUTZ, F. E. et al. Reduced-impact logging: Challenges and opportunities. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 256, n. 7, p.1427-1433, set. 2008. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112708002892>>. Acesso em: 28 set. 2018.

PUTZ, F. E.; BROKAW, N. V. L. Sprouting of Broken Trees on Barro Colorado Island, Panama. **Ecology**, [S. l.], v. 70, n. 2, p.508-512, abr. 1989. Disponível em: <<https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/pdf/10.2307/1937555>>. Acesso em: 22 set. 2018.

RAMETSTEINER, E.; SIMULA, M. Forest certification: an instrument to promote sustainable forest management? **Journal Of Environmental Management**, [S.l.], v. 67, n. 1, p.87-98, jan. 2003. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0301479702001913>>. Acesso em: 11 out. 2018.

REIS, G. G.; REIS, M. G. F. Fisiologia da brotação de eucalipto com ênfase nas suas relações hídricas. **IPEF**, [S.l.], v. 11, n. 30, p.9-22, maio 1997. Disponível em: <<http://www.ipef.br/publicacoes/stecnica/nr30/cap1.pdf>>. Acesso em: 18 set. 2018.

REITZ, R.; KLEIN, R. M.; REIS, A. **Projeto Madeira Santa Catarina**. Florianópolis: Lunardelli, 1979. 320 p.

RIBEIRO, F. A. et al. Influência da anelagem e reguladores de crescimento na indução da brotação de cepas de *Eucalyptus grandis* W. Hill Ex. Maiden. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 16, n. 3, p.247-254, set. 1992. Disponível em: <<https://books.google.com.br/books?hl=pt-BR&lr=&id=qXuaAAAIAAJ&oi=fnd&pg=PA247&dq=talhadia+de+eucalipto&ots=xbPBoN15NV&sig=uihHObUgi6hzweXqiCriizrvxtU#v=onepage&q=talhadia%20de%20eucalipto&f=false>>. Acesso em: 08 nov. 2018.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, [S.l.], v. 142, n. 6, p.1141-1153, jun. 2009. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320709000974>>. Acesso em: 12 jul. 2018.

RICE, R. E.; GULLISON, R. E.; REID, J. W. Can sustainable management save tropical forests? **Scientific American**, n.4, p. 44-49, 1997. Disponível em: <<https://pdfs.semanticscholar.org/e97e/c885c6741be508fe75a43a99d60978a5ff35.pdf>>. Acesso em: 23 set. 2018.

RICH, P. M. Characterizing Plant Canopies with Hemispherical Photographs. **Remote Sensing Reviews**, v. 5, n. 1, p.13-29, jan. 1990.

RIST, L. et al. The impacts of selective logging on non-timber forest products of livelihood importance. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 268, p.57-69, mar. 2012. Disponível em:

<https://www.researchgate.net/publication/251586242_The_impacts_of_selective_logging_on_non-timber_forest_products_of_livelihood_importance>. Acesso em: 22 set. 2018.

RIZZINI, C. T. **Árvores e madeiras úteis do Brasil**: manual de dendrologia brasileira. São Paulo: Edgard Blücher Ltda., 1978. 296 p.

ROCKWELL, C. A. et al. Future crop tree damage in a certified community forest in southwestern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 242, n. 2-3, p.108-118, abr. 2007. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112706011534>>. Acesso em: 26 abr. 2018.

ROTHER, D. C. **Chuva de sementes e estabelecimento de plântulas em ambientes com bambus na Mata Atlântica**. 2006. 107 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Ciências Biológicas, Universidade Estadual Paulista, São Paulo, 2006. Disponível em: <<https://repositorio.unesp.br/handle/11449/87870>>. Acesso em: 31 maio 2018.

ROXBURGH, J. R.; KELLY, D. Short communication uses and limitations of Hemispherical photography for estimating forest light environments. **New Zealand Journal of Ecology**, New Zealand. v. 19, n. 2, p. 213-217, 1995. Disponível em:

<<https://newzealandecology.org/nzje/1981.pdf>>. Acesso em: 26 abr. 2018.

RUSCHEL, A. R. et al. Caracterização e dinâmica de duas fases sucessionais em floresta secundária da mata atlântica. **Árvore**, Viçosa, MG, v. 33, n. 1, p.101-115, fev. 2009. Disponível em: <<http://www.redalyc.org/pdf/488/48813386011.pdf>>. Acesso em: 30 maio 2018.

SANTOS, E. M.; ADORNO, L. F. M.; SANTOS, E. R. As fitofisionomias da rodovia TO 030 no trecho da APA Jalapão ao município de São Félix do Tocantins-TO. In: Simpósio Nacional Cerrado, 9., 2008, Brasília. **Anais [...]**. Brasília: Embrapa Cerrados, 2008. p. 1 - 7. Disponível em: <http://simposio.cpac.embrapa.br/simposio_pc210/trabalhos_pdf/00134_trab1_ap.pdf>. Acesso em: 04 jun. 2018.

SAYER, C. A.; BULLOCK, J. M.; MARTIN, P. A. Dynamics of avian species and functional diversity in secondary tropical forests. **Biological Conservation**, [S.l.], v. 211, p.1-9, jul. 2017. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320717307760>>. Acesso em: 04 set. 2018.

SCHERR, S. J.; WHITE, A.; KAIMOWIT, D. **Making markets work for forest communities**. Washington: **Forest Trends**, 2002. 24 p. Disponível em: <<https://www.forest-trends.org/publications/making-markets-work-for-forest-communities/>>. Acesso em: 14 abr. 2018.

SCHMIDLIN, L. A. J. et al. Mapeamento e caracterização da vegetação da Ilha de Superagüi utilizando técnicas de geoprocessamento. **Floresta**, Curitiba, v. 35, n. 2, p.303-315, maio

2005. Disponível em: <<https://revistas.ufpr.br/floresta/article/view/4618/3569>>. Acesso em: 29 jun. 2018.

SCHMITZ, H. M. **Produção de madeira em florestas secundárias de Santa Catarina: ecologicamente viável e socialmente desejável**. 2013. 114 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Agroecossistemas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

SCHUPP, E. W. et al. Arrival and Survival in Tropical Treefall Gaps. **Ecology**, [S.l.], v. 70, n. 3, p.562-564, jun. 1989. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/252322651_Arrival_and_Survival_in_Tropical_Treefall_Gaps>. Acesso em: 01 out. 2018.

SCHWAB, O.; PULKKI, R.; BULL, G. Q. **Reduced Impact Logging in Tropical Forests: Literature synthesis, analysis and prototype statistical framework**. Roma: FAO, 2001. Working Paper Series FOP/08. Disponível em: <<http://www.fao.org/docrep/007/ae359e/ae359e00.htm>>. Acesso em: 22 set. 2018.

SCHWARTZ, G.; FERREIRA, M. S.; LOPES, J. C. Silvicultural intensification and agroforestry systems in secondary tropical forests: a review. **Revista de Ciências Agrárias - Amazon Journal Of Agricultural And Environmental Sciences**, [S.l.], v. 58, n. 3, p.319-326, 2015. Disponível em: <<http://ajaes.ufra.edu.br/index.php/ajaes/article/view/1830/667>>. Acesso em: 17 set. 2018.

SECCO, R.S.; HALL, C.F.; Rosário, A.S. **Hyeronima in Flora do Brasil 2020 em construção**. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/reflora/floradobrasil/FB38473>>. Acesso em: 12 Abr. 2019

SEITZ, R. A. **Manual de Poda de Espécies Arbóreas Florestais**. Curitiba: FUPEF, 1995. Disponível em: <http://www.ipef.br/publicacoes/curso_arborizacao_urbana/cap08.pdf>. Acesso em: 03 set. 2018.

SHENKIN, A. et al. Fates of trees damaged by logging in Amazonian Bolivia. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 357, p.50-59, dez. 2015. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S037811271500434X>>. Acesso em: 19 dez. 2019.

SILVA, D. A. da. **Efeito da intensidade de colheita sobre a estrutura remanescente de uma floresta secundária manejada em Guaramirim – SC**. 2016. 85 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Florestal, Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, 2016.

SILVA, D. A. et al. Forest management in a secondary Atlantic Rainforest: assessing the harvest damage. **Advances in Forestry Science**, Cuiabá, v. 4, n. 4, p.187-193, dez. 2017. Disponível em: <<http://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/afor/article/view/5154>>. Acesso em: 07 set. 2018.

SILVA, D. A.; VIBRANS, A. C. Canopy Architecture After Selective Logging in a Secondary Atlantic Rainforest in Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 4, p.1-10, 2019.

SILVA, J. M. C.; CASTELETI, C. H. M. 2003. Status of the biodiversity of the Atlantic Forest of Brazil. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. **The Atlantic Forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook**. p. 43-59. Washington: D.C.

SILVA, N. F. **Produtividade, demanda e eficiência nutricional de clones de eucalipto em regime de alto fuste e talhadia**. 2013. 52 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Solos e Nutrição de Plantas, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2013. Disponível em: <<http://www.locus.ufv.br/bitstream/handle/123456789/5506/texto%20completo.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 18 set. 2018.

SILVA, N. R. S. et al. Composição florística e estrutura de uma floresta estacional semidecidual montana em Viçosa, MG. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 28, n. 3, p.397-405, jun. 2004. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-67622004000300011&script=sci_abstract&tlng=es>. Acesso em: 31 maio 2018.

SILVA, P. H. et al. Optimal selective logging regime and log landing location models: a case study in the Amazon forest. **Acta Amazonica**, [S.l.], v. 48, n. 1, p.18-27, mar. 2018. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0044-59672018000100018>. Acesso em: 21 set. 2018.

SILVA, R. K. S. et al. Estrutura e síndromes de dispersão de espécies arbóreas em um trecho de mata ciliar, Sirinhaém, Pernambuco, Brasil. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 32, n. 69, p.1-12, jan. 2012. Disponível em: <<https://pfb.cnpf.embrapa.br/pfb/index.php/pfb/article/view/284/241>>. Acesso em: 29 jun. 2018.

SIMOES, J. W.; COTO, N. A. S. Efeito do número de brotos e da fertilização mineral sobre o crescimento da brotação de *Eucalyptus saligna* Smith em segunda rotação. **IPEF**, [S.l.], n. 31, p.23-32, dez. 1985. Disponível em: <<http://ipef.br/publicacoes/scientia/nr31/cap02.pdf>>. Acesso em: 08 out. 2018.

SINGH, V. S.; PANDEY, D. N.; PRAKASH, N. P. What determines the success of joint forest management? Science-based lessons on sustainable governance of forests in India. **Resources, Conservation and Recycling**, [S.l.], v. 56, n. 1, p.126-133, nov. 2011. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0921344911001959>>. Acesso em: 15 out. 2018.

SIST, P. et al. Harvesting intensity versus sustainability in Indonesia. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 108, n. 3, p.251-260, ago. 1998. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S037811279800228X>>. Acesso em: 17 set. 2018.

SIST, P. et al. Reduced-impact logging in Indonesian Borneo: some results confirming the need for new silvicultural prescriptions. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 179, n. 1-3, p.415-427, jul. 2003. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112702005339>>. Acesso em: 28 set. 2018.

SIST, P.; FERREIRA, F. N. Sustainability of reduced-impact logging in the Eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 243, n. 2-3, p.199-209, maio 2007. Disponível em:

<https://aplicacoes.jbrj.gov.br/enbt/mestrado_profissional/seminario/29_Sist%20&%20Ferrei%202007.pdf>. Acesso em: 25 fev. 2019.

SIST, P.; NGUYEN-THÉ, N. Logging damage and the subsequent dynamics of a dipterocarp forest in East Kalimantan (1990–1996). **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 165, n. 1-3, p.85-103, jul. 2002. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112701006491>>. Acesso em: 23 set. 2018.

SIST, P.; PICARD, N.; GOURLET-FLEURY, S. Sustainable cutting cycle and yields in a lowland mixed dipterocarp forest of Borneo. **Annals of Forest Science**, [S.l.], v. 60, n. 8, p.803-814, dez. 2003. Disponível em: <<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00883755/document>>. Acesso em: 19 set. 2018.

SIST, P.; SABOGAL, C. **Management of secondary and logged-over forests in Indonesia: selected proceedings of an international workshop, 17-19 November 1997**. Bogor: Cifor, 1999. 113 p.

SMITH, David M. et al. **The Practice of Silviculture: Applied Forest Ecology**. New York: John Wiley and Sons, 1997. 537 p.

SMITH, J. et al. Dynamics of secondary forests in slash-and-burn farming: interactions among land use types in the Peruvian Amazon. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, [S.l.], v. 76, n. 2-3, p.85-98, nov. 1999. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880999000754>>. Acesso em: 04 set. 2018.

SMITH, L. B.; DOWNS, R. J.; KLEIN, R. M. Herbário Barbosa Rodrigues. **Euforbiáceas**. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 1988. 408p. (Flora ilustrada catarinense).

SOLÓRZANO, A.; GUEDES-BRUNI, R. R.; OLIVEIR, R. R. Composição florística e estrutura de um trecho de floresta ombrófila densa atlântica com uso pretérito de produção de banana, no Parque Estadual da Pedra Branca, Rio de Janeiro, RJ. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 36, n. 3, p.451-462, jan. 2012. Disponível em:

<<http://www.scielo.br/pdf/rarv/v36n3/v36n3a07>>. Acesso em: 29 jun. 2018.

SOUZA, A. L. et al. Dinâmica da composição florística de uma floresta ombrófila densa secundária, após corte de cipós, Reserva Natural da Companhia Vale do Rio Doce S.A., Estado do Espírito Santo, Brasil. **Revista Árvore**, [S.l.], v. 26, n. 5, p.549-558, out. 2002.

Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-67622002000500004&lng=pt&tlng=pt>. Acesso em: 07 set. 2018.

TAMBOSI, L. R. et al. Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. **Estudos Avançados**, São Paulo, v. 29, n. 84, p.151-162, ago. 2015. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0103-40142015000200151&script=sci_arttext&tlng=pt>. Acesso em: 11 out. 2018.

TAVANKAR, F. et al. Effect of logging wounds on diameter growth of beech (*Fagus orientalis* Lipsky) trees following selection cutting in Caspian forests of Iran. **New Zealand Journal of Forestry Science**, [S.l.], v. 45, n. 1, p.1-7, 29 out. 2015. Disponível em: <<https://nzjforestryscience.springeropen.com/track/pdf/10.1186/s40490-015-0052-9>>. Acesso em: 23 set. 2018.

TEIXEIRA, A. P.; RODRIGUES, R. R. Análise florística e estrutural do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta de galeria no Município de Cristais Paulista, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, São Paulo, v. 20, n. 4, p.803-813, dez. 2006. Disponível em: <<http://www.scielo.br/pdf/abb/v20n4/06.pdf>>. Acesso em: 04 jun. 2018.

TENORIO, C. et al. Evaluation of wood properties from six native species of forest plantations in Costa Rica. **Bosque**, Valdivia, v. 37, n. 1, p.71-84, 2016. Disponível em: <<http://www.redalyc.org/html/1731/173145672008/>>. Acesso em: 10 out. 2018

THIOLLAY, J. Influence of Selective Logging on Bird Species Diversity in a Guianan Rain Forest. **Conservation Biology**, [S.l.], v. 6, n. 1, p.47-63, mar. 1992. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1046/j.1523-1739.1992.610047.x>>. Acesso em: 19 set. 2018.

THIRAKUL, S. **Manual de dendrologia para 146 especies forestales del litoral atlantico de Honduras**. [S.l.]: Corporacion Hondureña de Desarrollo Forestal, 1998. 502 p. Disponível em: <[http://www.itto.int/files/itto_project_db_input/2017/Technical/pd8-92-4_rev2\(F\)_s_pg1-169_Manual_de_Dendrología_S.pdf](http://www.itto.int/files/itto_project_db_input/2017/Technical/pd8-92-4_rev2(F)_s_pg1-169_Manual_de_Dendrología_S.pdf)>. Acesso em: 30 maio 2018.

UHL, C. et al. Natural Resource Management in the Brazilian Amazon. **Bioscience**, [S.l.], v. 47, n. 3, p.160-168, mar. 1997.

UN. **Non-legally binding instrument on all types of forests**. New York: UN, 2008. 8 p. Disponível em: <https://digitallibrary.un.org/record/614195/files/A_RES_62_98-EN.pdf>. Acesso em: 11 out. 2018.

VAN BUEREN, E. M. L.; BLOM, E. M. **Hierarchical Framework for the Formulation of Sustainable Forest Management**. Netherlands: Veenman Drukkers, 1997. 82 p.

VAN DER WAL, H. **Chinantec shifting cultivation: Interactive landuse: a case-study in the Chinantla, Mexico, on secondary vegetation, soils and crop performance under indigenous shifting cultivation**. Netherlands: Treemail, 1999. 193 p. Treebook 3. Disponível em:

<https://www.researchgate.net/publication/40218219_Chinantec_shifting_cultivation_InTERAcTIVE_landuse_a_case-study_in_the_Chinantla_Mexico_on_secondary_vegetation_soils_and_crop_performance_under_indigenous_shifting_cultivation>. Acesso em: 04 set. 2018.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 123 p.

VENTUROLI, F.; FELFILI, J. M.; FAGG, C. W. Avaliação temporal da regeneração natural em uma floresta estacional semidecídua secundária, em Pirenópolis, Goiás. **Revista Árvore**, [S.l.], v. 35, n. 3, p.473-483, jun. 2011. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0100-67622011000300010&script=sci_abstract&tlng=pt>. Acesso em: 07 set. 2018.

VIBRANS, A. C. et al. Considerações finais e recomendações. In: VIBRANS, A.C. et al. **Inventário Florístico e Florestal de Santa Catarina: Diversidade e conservação dos remanescentes florestais**. Blumenau: Edifurb, 2012. p.333-336.

VIBRANS, A. C. et al. **IFFSC Vol. IV: Floresta Ombrófila Densa**. Blumenau: Edifurb, 2013a, 576 p.

VIBRANS, A. C. et al. Using satellite image-based maps and ground inventory data to estimate the area of the remaining Atlantic forest in the Brazilian state of Santa Catarina. **Remote Sensing Of Environment**, [S.l.], v. 130, p.87-95, mar. 2013. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0034425712004117>>. Acesso em: 10 out. 2018b.

VIDAL, E.; VIANA, V. M.; BATISTA, J. L. F. Crescimento de floresta tropical três anos após colheita de madeira com e sem manejo florestal na Amazônia oriental. **Scientia Forestalis**, [S.l.], v. 61, p.133-143, 2002. Disponível em: <<http://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr61/cap12.pdf>>. Acesso em: 23 set. 2018.

WADSWORTH, F. H. **Forest production for tropical America**. USA: Usda Forest Service Agriculture, 1997. 710 p. Handbook. Disponível em: <https://data.fs.usda.gov/research/pubs/iitf/forprotropical_ah710.pdf>. Acesso em: 04 set. 2018.

WANDELLI, E. V.; MARQUES FILHO, A. O. Medidas de radiação solar e índice de área foliar em coberturas vegetais. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 29, n. 1, p.57-57, mar. 1999. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S0044-59671999000100057&script=sci_abstract&tlng=pt>. Acesso em: 25 abr. 2018.

WANG, Q. et al. Microbial properties regulate spatial variation in the differences in heterotrophic respiration and its temperature sensitivity between primary and secondary forests from tropical to cold-temperate zones. **Agricultural and Forest Meteorology**, [S.l.], v. 262, p.81-88, nov. 2018. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0168192318302284>>. Acesso em: 04 set. 2018.

WATSON, D. J. Comparative physiological studies on the growth of field crops: variation in net assimilation rate and leaf area between species and varieties, and within and between years. **Annals of Botany**, [S.l.], v. 11, n. 1, p.41-76, jan. 1947.

WEBB, E. L. Canopy removal and residual stand damage during controlled selective logging in lowland swamp forest of northeast Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 95, n. 2, p.117-129, jul. 1997. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112797000200>>. Acesso em: 23 set. 2018.

WHITE, L. J. T. The effects of commercial mechanised selective logging on a transect in lowland rainforest in the Lopé Reserve, Gabon. **Journal of Tropical Ecology**, [S.l.], v. 10, n. 03, p.313-322, ago. 1994. Disponível em: <<https://www.cambridge.org/core/journals/journal-of-tropical-ecology/article/effects-of-commercial-mechanised-selective-logging-on-a-transect-in-lowland-rainforest-in-the-lope-reserve-gabon/06B202E44CB67D9A3BB50D37AE2A4E1E>>. Acesso em: 22 set. 2018.

WHITMAN, A. A.; BROKAW, N. V. I.; HAGAN, J. M. Forest damage caused by selection logging of mahogany (*Swietenia macrophylla*) in northern Belize. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 92, n. 1-3, p.87-96, maio 1997. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112796039412>>. Acesso em: 19 set. 2018.

WIERSUM, K. Freerk. 200 years of sustainability in forestry: Lessons from history. **Environmental Management**, [S.l.], v. 19, n. 3, p.321-329, maio 1995. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/BF02471975>>. Acesso em: 09 jan. 2020.

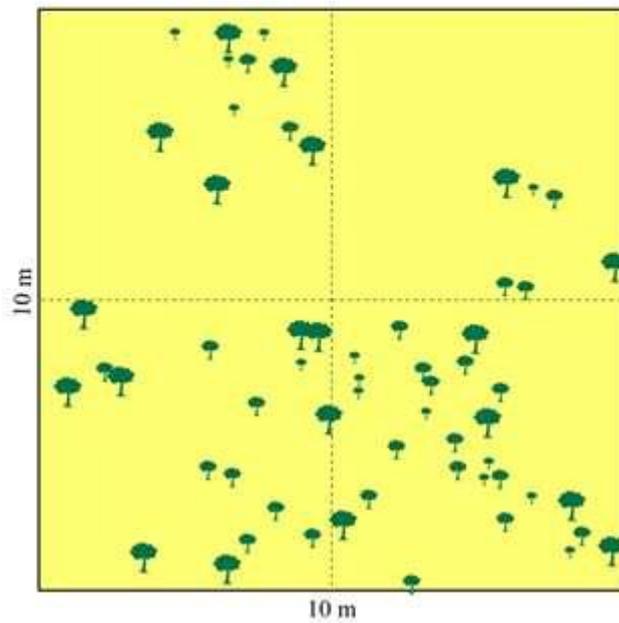
WOICIECHOWSKI, T. **Ciclagem de fitomassa e nutrientes na floresta ombrófila densa submontana no litoral do Paraná**. 2015. 133 f. Tese (Doutorado) - Curso de Engenharia Florestal, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2015.

YAMADA, Y. Can a regional-level forest management policy achieve sustainable forest management? **Forest Policy and Economics**, [S.l.], v. 90, p.82-89, maio 2018. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1389934117301533>>. Acesso em: 11 out. 2018.

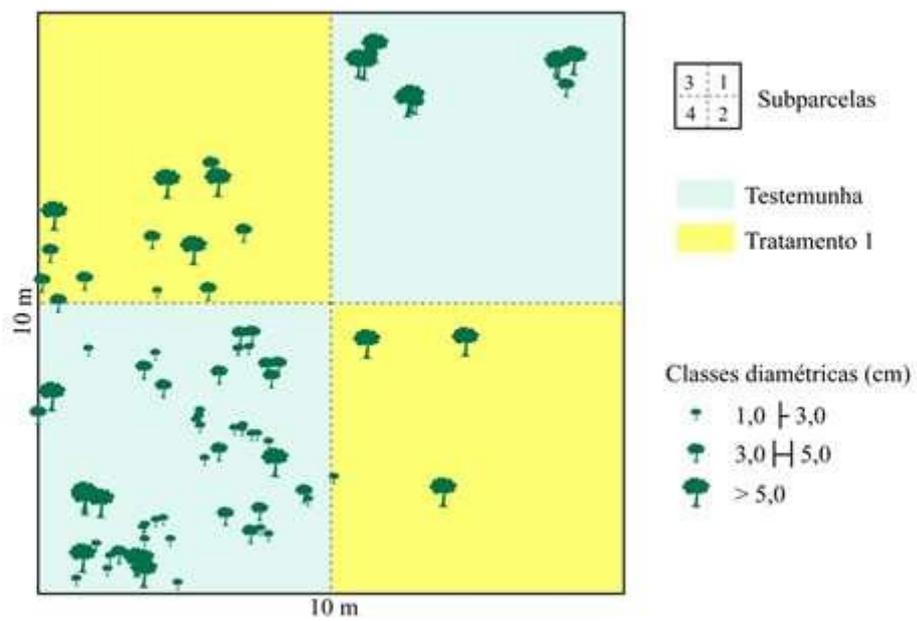
ZAMBIAZI, D. C. **Evolução do volume de madeira em floresta secundária da Mata Atlântica em Santa Catarina**. 2017. 95 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Agroecossistemas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2017. Disponível em: <<https://repositorio.ufsc.br/xmlui/bitstream/handle/123456789/179803/348915.pdf?sequence=1&isAllowed=y>>. Acesso em: 09 jan. 2020.

APÊNDICE A – Croqui de localização dos rebrotes das parcelas 1 e 2

PARCELA 1

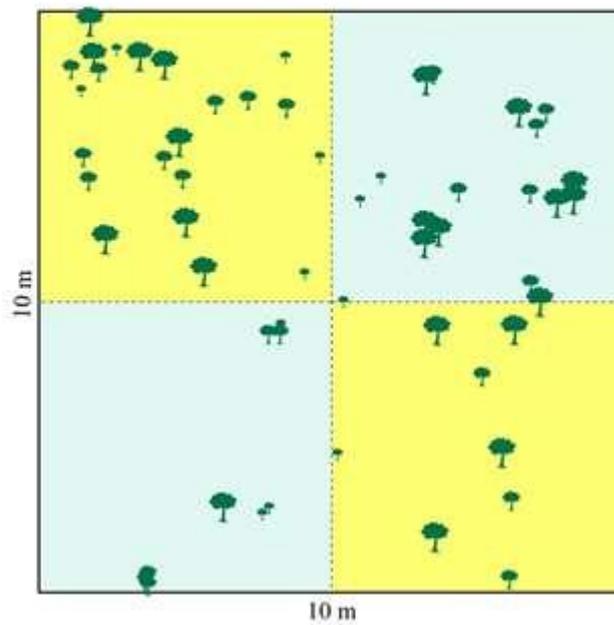


PARCELA 2

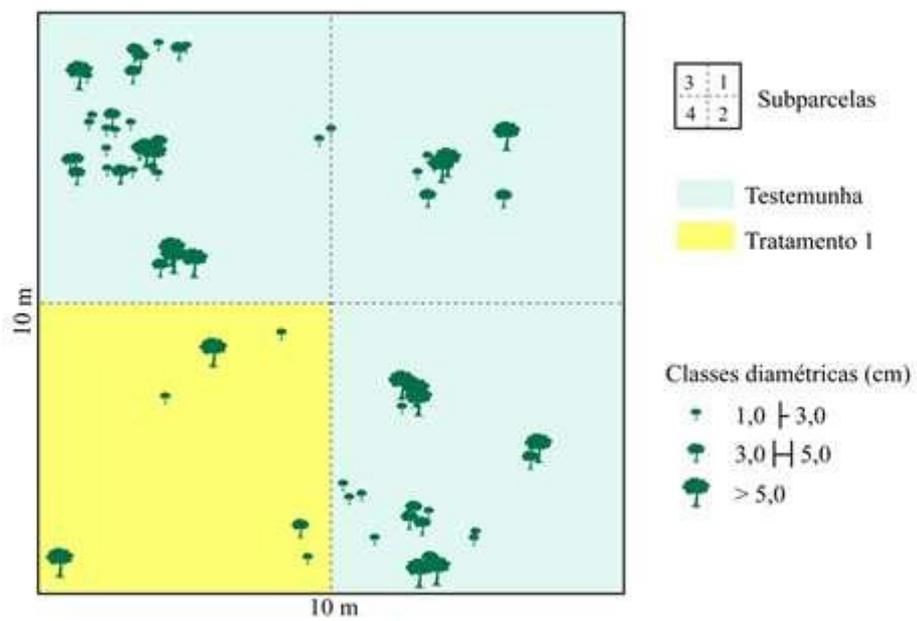


APÊNDICE B – Croqui de localização dos rebrotes das parcelas 3 e 4

PARCELA 3

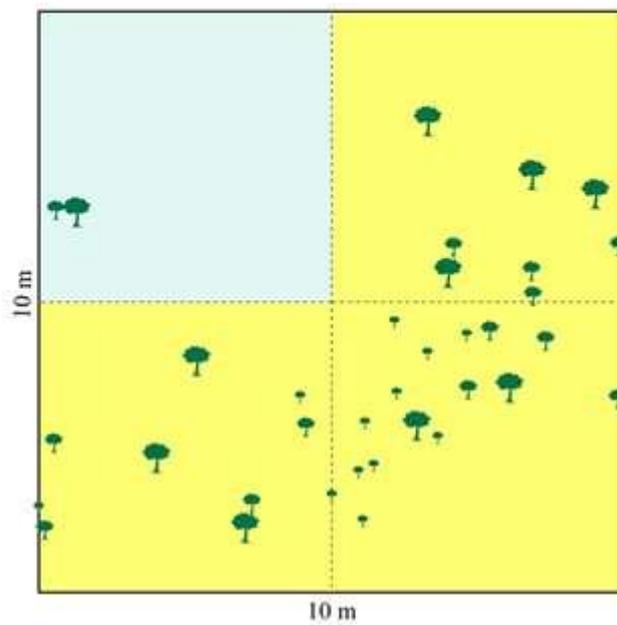


PARCELA 4

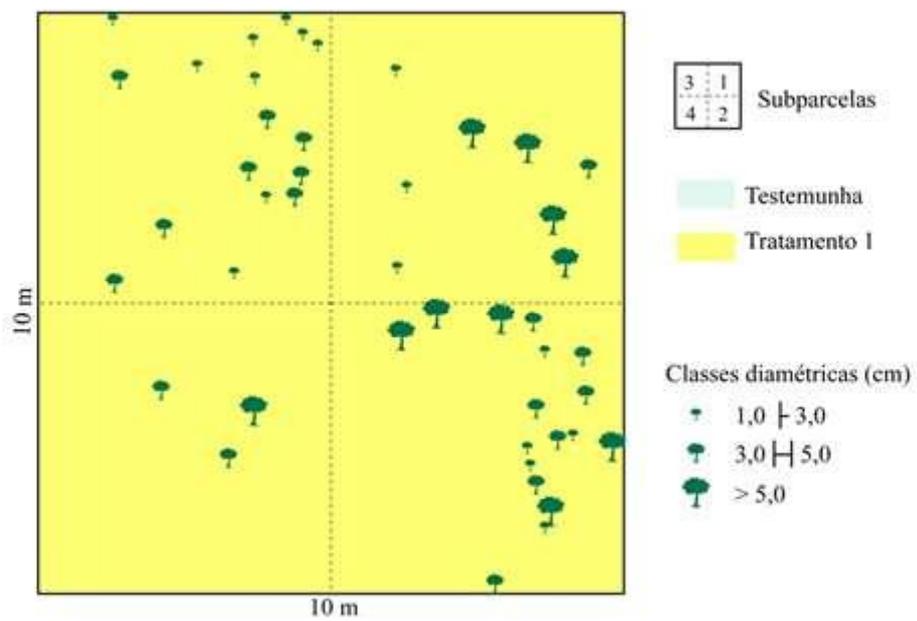


APÊNDICE C – Croqui de localização dos rebrotes das parcelas 5 e 6

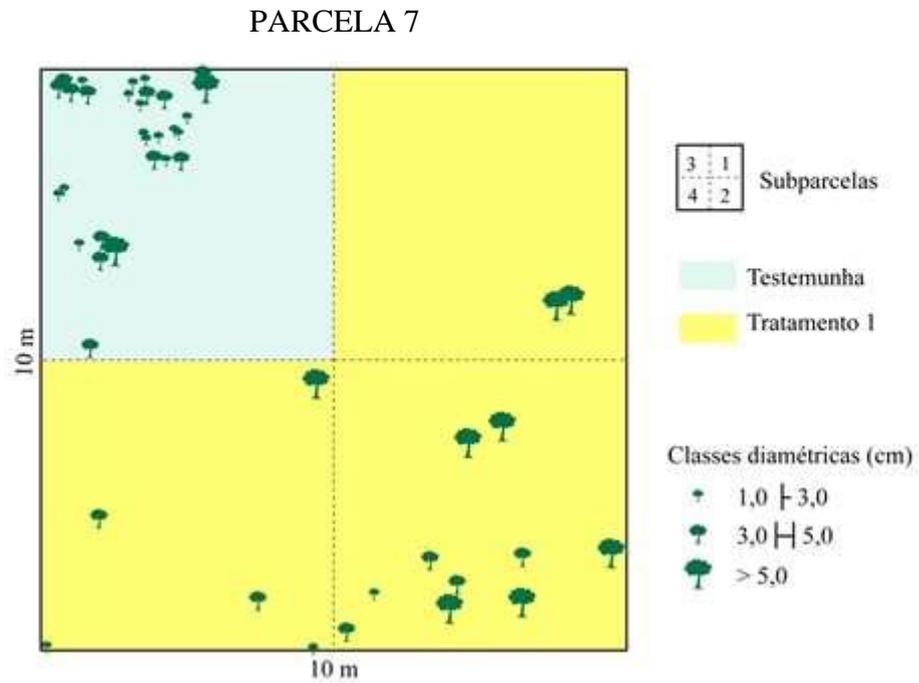
PARCELA 5



PARCELA 6



APÊNDICE D – Croqui de localização dos rebrotes da parcela 7



4 RECUPERAÇÃO DO DOSEL APÓS COLHEITA DE MADEIRA INDICA RESILIÊNCIA DE FLORESTA SECUNDÁRIA NO SUL DO BRASIL

RESUMO

Compreender a dinâmica da floresta após a exploração é essencial para definir ciclos e intensidades de manejo florestal. Na floresta secundária, especialmente no domínio da Mata Atlântica, esses estudos ainda são escassos. O monitoramento da estrutura do dossel após a colheita das árvores pode ser realizado por fotografias hemisféricas, onde a abertura do dossel é comumente analisada. Este estudo avaliou alterações na abertura do dossel quatro anos após a colheita das árvores em uma floresta tropical atlântica secundária no sul do Brasil. Nós usamos fotografias hemisféricas para determinar o grau de abertura do dossel (GAD), índice de área foliar (IAF) e fração de radiação fotossinteticamente ativa absorvida difusa (FAPAR_{dif}) em nove parcelas com área de 1.600m² cada uma, com redução entre 21,8 e 51,1% da sua área basal, e em duas parcelas controle. Descobrimos que a colheita resultou em um aumento momentâneo na abertura do dossel e na disponibilidade de luz no sub-bosque. Quatro anos após a colheita, GAD, IAF e FAPAR_{dif} recuperaram ou até excederam os valores originais da floresta. Observamos correlação significativa entre GAD e número de árvores colhidas com DAP >30 cm. Foram encontradas correlações fracas entre as variáveis relacionadas ao dossel e a intensidade de corte. Concluindo, reconhecemos que as mudanças de GAD, IAF e FAPAR_{dif} após a colheita da madeira apresentaram curta duração. Isso indica que as intensidades de exploração aplicadas não excederam a resiliência do dossel da floresta e que está se recuperando alguns anos depois.

Palavras-chave: Abertura do dossel. Índice de área foliar. Fração de radiação fotossinteticamente ativa absorvida. Manejo florestal sustentável.

4.1 INTRODUÇÃO

Florestas secundárias são frequentes ou até dominantes em muitas paisagens tropicais modificadas pelo homem (GARDNER et al., 2009; CHAZDON et al., 2009). Cerca de um terço das florestas desmatadas nos Neotrópicos passa por sucessão secundária anualmente (AIDE et al., 2013), e a maioria da cobertura florestal global se enquadra como florestas regeneradas naturalmente (74%) (FAO, 2016). Essas formações, são um repositório de biodiversidade e responsáveis por importantes serviços ecossistêmicos (POORTER et al., 2016; MELO et al., 2013; GILROY et al., 2014).

Além de sua crescente extensão nos trópicos, o manejo de florestas secundárias raramente é praticado e apenas poucos estudos sobre sistemas e regras de manejo foram desenvolvidos nos neotrópicos (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001; FREDERICKSEN, 1998). Como o manejo florestal visa otimizar o fornecimento a longo prazo de produtos madeireiros e não madeireiros, deve ser capaz de garantir a manutenção da floresta e gerar inúmeros benefícios ambientais. As regulamentações brasileiras também enfatizam em sua definição de gestão “cumulativo ou alternativamente, o uso de várias espécies”, além do “uso de outros bens e serviços” (BRASIL, 2012).

¹ Este capítulo foi submetido para publicação à revista CERNE, sob o título de “Canopy recovery four years after logging” e está em fase de avaliação na revista.

Portanto, o manejo de florestas secundárias desempenha um papel essencial na troca entre fornecimento de bens e manutenção de serviços ambientais (SIST et al., 2014). Para que os recursos madeireiros disponíveis sejam aproveitados sem prejudicar a dinâmica do ecossistema é essencial que sejam adotadas técnicas de planejamento baseadas em modelos matemáticos que permitem prever a produção sob efeito de intervenções na floresta (SCOLFORO, 1998; SCHMITZ, 2013). Contudo, há ainda um entendimento superficial dos padrões e fatores da dinâmica da floresta após a exploração, especialmente nas florestas secundárias da Mata Atlântica, onde poucos estudos científicos, e empreendimentos de manejo florestal foram desenvolvidos (ULLER et al., 2019; SILVA; VIBRANS, 2019; BRITTO et al., 2017).

Em nossa área de estudo, no estado de Santa Catarina, 95% dos remanescentes florestais são áreas secundárias, em estágio médio ou avançado de sucessão, localizados em fragmentos menores que 50 hectares (VIBRANS et al., 2012). Neste caso, o manejo florestal sustentável (MFS) realizado pelos produtores rurais pode conciliar a conservação dos recursos florestais e geração de renda (FANTINI; SIMINSKI, 2017; PIAZZA et al., 2017), como alternativa para o corte raso e às grandes explorações que acarretaram efeitos negativos no passado. No entanto, hoje os pequenos proprietários não se beneficiam do potencial econômico da floresta secundária, devido a i) falta de assistência técnica em técnicas de silvicultura e extração de madeira, ii) restrições legais do manejo florestal natural e a resultante ausência de mercado para produtos de florestas naturais (FANTINI et al., 2017; BRITTO et al., 2017). Entre as espécies economicamente importantes, destaca-se na região a licurana (*Hyeronima alchorneoides* Allemão), uma árvore que pode atingir até 30 m de altura e 70 cm de diâmetro (CARVALHO 2008), cuja madeira tem uma densidade básica de $664,5 \text{ kg/m}^3$ (OLIVEIRA et al., 2019) e atinge preços de até R\$ 1.200,00 por m^3 de madeira serrada no mercado local. Como espécie secundária inicial, a licurana é abundante em estágios iniciais de sucessão, em toda a Floresta Ombrófila Densa de Santa Catarina, às vezes dominando essas formações (SIMINSKI et al., 2011).

Um importante impacto gerado pela colheita de madeira, em função da metodologia e intensidade de manejo, é a abertura do dossel da floresta (GUITET et al., 2012). Diversos autores investigaram este assunto, utilizando vários métodos. Uma maneira de realizar o monitoramento da estrutura do dossel é por meio da tomada de fotografias hemisféricas (FH), nas quais a análise centraliza-se no Grau de Abertura do Dossel (GAD). O GAD é definido como a porção do hemisfério zenital não obstruído pelo dossel florestal (ASNER; KELLER; SILVA, 2004). A sua determinação por meio de fotografias hemisféricas possibilita inferir sobre a qualidade, quantidade e a estrutura temporal e/ou espacial da penetração da radiação

solar (RICH, 1990). Relacionado ao GAD, outras métricas que podem ser obtidas de FH são: o Índice de Área Foliar (IAF), que corresponde à quantidade de área foliar em um dossel, por unidade de superfície projetada no solo (m^2/m^2) (CHEN; BLACK, 1992), e a Fração de Radiação Fotossinteticamente Ativa Absorvida direta e difusa ($\text{FAPAR}_{\text{dir}}$ e $\text{FAPAR}_{\text{dif}}$) (GALVANI; LIMA, 2014). Essa última representa a capacidade da vegetação de absorver Radiação Fotossinteticamente Ativa (PAR), fração do espectro da radiação solar de 0,4 a 0,7 μm , responsável pela fotossíntese (GOWER; KUCHARIK; NORMAN, 1999). Tanto GAD, como IAF e FAPAR são importantes para caracterizar o dossel e suas funções, uma vez que alterações no dossel resultantes de operações de manejo resultam em modificações abióticas e bióticas abaixo dele; como microclima e propriedades biológicas do solo, influenciando a regeneração das espécies arbóreas (MUSCOLO et al., 2014). A colheita seletiva de madeira pode alterar a estrutura do dossel abrindo os dosséis e reduzindo o IAF (PFEIFER et al., 2016). Considerando o fato de que IAF e $\text{FAPAR}_{\text{dif}}$ estão inversamente correlacionadas com o GAD, a recuperação do fechamento do dossel implicará em maiores índices de área foliar e $\text{FAPAR}_{\text{dif}}$. O fechamento da abertura do dossel após perturbação ou colheita de madeira pode ser monitorado ao longo do tempo a partir de amostragens repetidas na mesma área, com imagens de lentes *fish eye* (SCHLEPPI; PAQUETTE, 2017).

Uma comparação entre as estimativas de abertura de copa em dois locais de MFS na Floresta Nacional Jamari, no Estado de Rondônia, foi realizada com o analisador óptico de dossel LAI-2000 e FH. Nesse estudo, dados mais consistentes, com menores desvios padrão e menor sensibilidade ao aumento da penetração da luz no dossel, foram obtidos com fotos hemisféricas (PINAGÉ et al., 2014). Alterações no dossel e seus efeitos sobre a regeneração, causadas pela colheita madeireira de impacto reduzido, foram investigadas na Amazônia central por Darrigo, Venticinque e Santos (2016), com o uso de FH. Os autores observaram que uma maior abertura do dossel persistiu até onze anos após a exploração de madeira. Esta abertura supostamente acelerou o crescimento de espécies como *Manilkara huberi*, *Minuartia guianensis*, *Zygia racemosa* e *Pouteria anomala* nos primeiros anos após o corte. Os estudos encontrados que envolvem a aplicação de FH citadas acima foram utilizadas no gerenciamento de florestas de crescimento antigo. Quanto ao nosso conhecimento, não existem pesquisas publicadas para florestas secundárias, que possuam estruturas de dossel, vertical e horizontal, muito diferentes das florestas maduras.

Baseados na premissa de que as florestas estão em complexas e contínuas mudanças ecológicas, compreendendo o crescimento, recrutamento e a mortalidade, nossa hipótese é de que o GAD, IAF e $\text{FAPAR}_{\text{dif}}$ recuperem os valores observados antes da colheita e que, portanto,

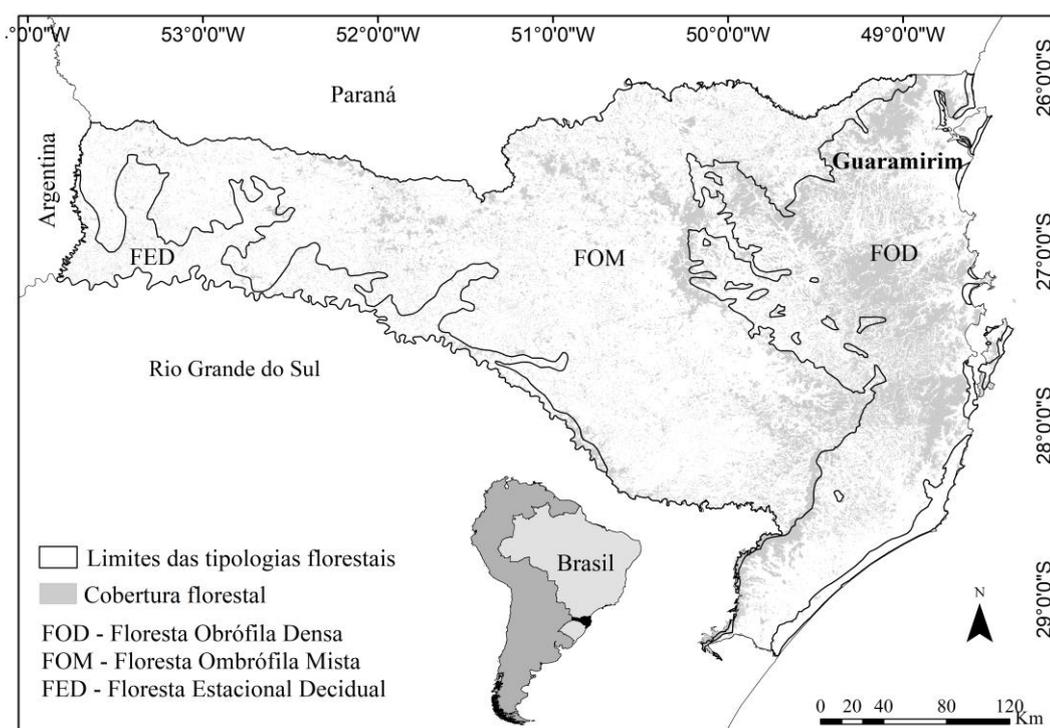
a abertura do dossel seria reversível, permitindo o desenvolvimento da floresta, tanto do seu estrato do dossel como do sub-bosque. Neste trabalho quantificamos o grau de restabelecimento da estrutura do dossel de uma floresta secundária após a colheita de madeira.

4.1 MATERIAL E MÉTODOS

4.1.1 Área de estudo

Este estudo foi realizado em uma floresta secundária na região Norte do Estado de Santa Catarina, no município de Guaramirim, com área total de 41,9 hectares ($26^{\circ}31'57''\text{S}$ e $49^{\circ}02'32''\text{O}$, Figura 16). O clima local, segundo Köppen (ALVARES et al., 2013), é classificado como Cfa - mesotérmico úmido sem estação seca, com pluviosidade anual variando entre 1.700 mm e 1.900 mm e temperatura média de 19 a 20°C (PANDOLFO et al., 2002). A área apresenta altitudes entre 160 e 500 metros a.n.m., com declividade entre 30% e 40%, exposição sul a sudeste. As principais classes de solo são Cambissolo e Argissolo (EMBRAPA, 2004).

Figura 16 - Localização da área de estudo em Santa Catarina, sul do Brasil



A floresta na área de estudo foi intensamente explorada até a década de 1970. Naquela época o que restou da floresta eram trechos de pastagem entremeada por fragmentos de floresta em estágio inicial de regeneração e algumas árvores remanescentes. Um plantio de enriquecimento com mudas de três espécies nativas, *Miconia cinammomifolia* (DC.) Naudin, *Hyeronima alchorneoides* e *Nectandra* spp., foi realizado em 1978. O plantio foi feito em espaçamento irregular, e recebeu tratos silviculturais (roçada de limpeza) durante os primeiros cinco anos após à implantação (SCHMITZ, 2013).

4.1.2 Amostragem e coleta de dados

Para realização deste estudo foram instaladas onze parcelas permanentes de 60 x 60 m, incluída uma borda de 10 m de largura, portanto com 1600 m² de área útil cada uma, subdivididas em 16 subparcelas de 100 m². Os tratamentos aplicados em 2014 consistiram em diferentes intensidades de colheita, de 21,8 a 51,1% da área basal total, variando de 0% a 98% da área basal em nível de subparcela, além de parcelas de controle (Tabela 7).

Tabela 7 - Área basal (g) e número de indivíduos inicial e colhidos por parcela

Parcela	g inicial (m ² /ha)	g colhida (m ² /ha)	g colhida (%)	Densidade inicial (ind/ha ⁻¹)	Nº ind. colhidos (ind/ha ⁻¹)	Nº ind. colhidos (%)
6	29,2	0,0	0,0	1825,0	0	0,0
20	30,6	0,0	0,0	1575,0	0	0,0
4	24,5	6,8	27,8	1918,8	568	29,6
11	31,3	6,8	21,8	1643,8	212	12,9
8	31,0	6,9	22,4	1706,3	357	20,9
12	30,8	8,6	28,0	1750,0	238	13,6
19	25,3	10,3	40,7	1256,3	325	25,9
2	34,9	11,4	32,6	2018,8	569	28,2
3	33,4	12,5	37,4	1962,5	601	30,6
7	37,0	16,4	44,3	2168,8	781	36,0
18	43,1	22,0	51,1	1856,3	694	37,4
Média	32,1	9,3	27,8	1789,2	395,0	21,4

A estrutura do dossel foi inicialmente caracterizada por meio de fotografias hemisféricas zenitais por Silva (2016), antes (2014) e logo após (2015) a colheita. Novas fotografias foram capturadas em janeiro de 2019 (quatro anos após a intervenção de manejo na floresta), utilizando o mesmo conjunto de câmera *digital single-lens reflex* (DSLR) Nikon, modelo D3100, e lente Nikon Fish-eye Nikkor 10.5 mm. A câmera foi posicionada no eixo central de cada subparcelas de 10 x 10 m, fixada em um tripé a 1,3 m acima do solo, com a

parte superior da câmera voltada para o norte magnético (N), segundo metodologia indicada por Rich (1990). Para evitar o efeito da anisotropia dos raios solares e os fluxos de dispersão na imagem digital, as capturas foram realizadas em dias nublados, ou logo ao início da manhã em dias ensolarados (GONSAMO; PELLIKKA, 2009). A captura das fotografias seguiu a metodologia adaptada de Macfarlane et al. (2014), descrita por Silva e Vibrans (2019).

4.1.3 Análise dos dados

As fotografias hemisféricas foram processadas no *software* CAN_EYE versão 6.3.8 (WEISS; BARET, 2017: <https://www6.paca.inra.fr/can-eye/>), com classificação automática para determinação das classes “vegetação” e “céu”, utilizando o algoritmo ISODATA (RIDLER; CALVARD, 1978). A partir desta, foram calculados pelo *software* o GAD (expresso em %), o IAF (expresso em $m^2.m^{-2}$) e a $FAPAR_{dif}$ (expressa em %).

A normalidade dos dados foi verificada com a utilização do teste de normalidade de Shapiro-Wilk e a presença de *outliers* observada por meio de *boxplot*. Para constatar se existiam diferenças significativas entre os valores médios observados antes, imediatamente e quatro anos após a colheita, foi realizada uma análise de variância simples (ANOVA) com medidas repetidas, ao nível de 5% de significância, seguida pelo teste de Tukey.

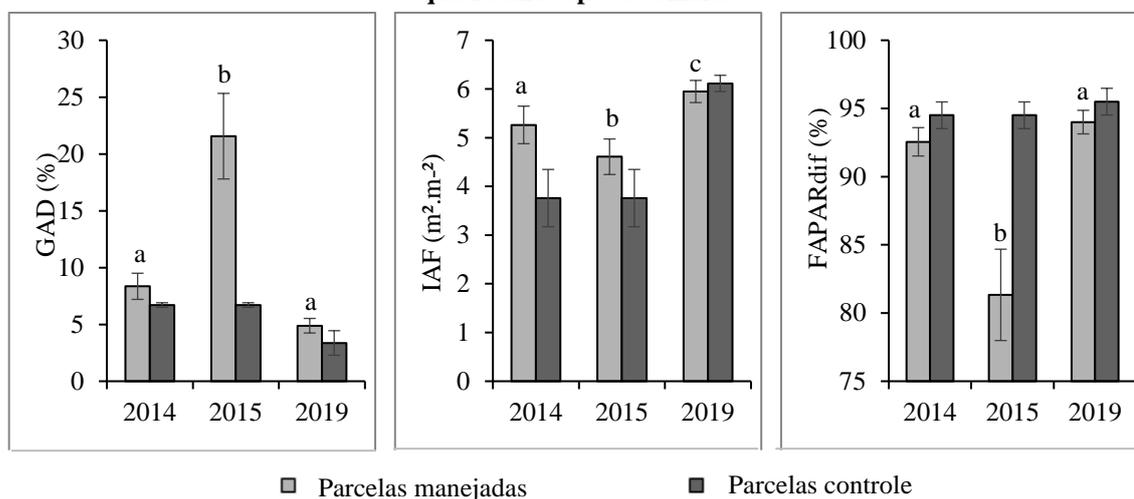
O coeficiente de correlação linear de Pearson foi utilizado para verificar a relação entre GAD, IAF e $FAPAR_{dif}$ atuais com i) número e área basal das árvores colhidas, ii) número e diâmetro médio de indivíduos colhidos com diâmetro na altura do peito (DAP) > 30 cm, iii) número e altura média de árvores colhidas com altura ≥ 20 m. Devido à alta frequência de *H. alchorneoides* entre as árvores colhidas, também estimamos a correlação entre GAD, IAF e $FAPAR_{dif}$ e o DAP e a altura média das árvores colhidas dessa espécie. Todas as análises foram realizadas com o *software* Past 3.25 (HAMMER, 2019: <https://folk.uio.no/ohammer/past/>).

4.2 RESULTADOS

Os dados de abertura da copa (GAD), índice de área foliar (IAF) e fração de radiação fotossinteticamente ativa absorvida difusa ($FAPAR_{dif}$) apresentaram distribuição normal. A colheita fez com que o GAD triplicasse, um aumento significativo, mas as aberturas foram revertidas após quatro anos para valores estatisticamente semelhantes aos observados antes da colheita. O mesmo padrão foi observado nos valores do $FAPAR_{dif}$. O IAF diminuiu significativamente pela colheita, como esperado, mas aumentou para um valor

significativamente maior que o original (Figura 17). Em geral, quatro anos após a colheita, as três variáveis do dossel equalizaram ou até excederam os valores dos níveis de pré-colheita.

Figura 17 - Valores médios de grau de abertura do dossel (GAD), índice de área foliar (IAF) e fração de radiação fotossinteticamente ativa absorvida difusa (FAPAR_{dif}) (médias e erro padrão) antes, logo após e quatro anos após a colheita



Barras de erro indicam o intervalo de confiança. Letras diferentes indicam uma diferença estatística pelo teste de Tukey entre os três períodos de medições ($\alpha = 0,05$). Valores médios para o tratamento controle foram duplicados nos períodos anterior e posterior à colheita.

Pela análise das correlações lineares entre GAD, IAF e FAPAR_{dif} atuais (2019) e a intensidade de colheita, nós observamos uma correlação significativa entre o GAD e o número de árvores colhidas com DAP > 30 cm (Tabela 8, Figura 18). Entretanto, foram observados valores de p próximos ao limite de significância para a correlação entre o IAF e o número de árvores colhidas com DAP > 30 cm, e entre FAPAR_{dif} e a média do diâmetro à altura do peito das árvores colhidas com DAP > 30 cm. Isto sugere que a colheita dessas árvores, que implica em maiores aberturas do dossel, foi o fator que mais interferiu na recuperação da estrutura do dossel. Não encontramos correlação significativa entre GAD, IAF e FAPAR_{dif} e o diâmetro e altura média dos indivíduos de *H. alchorneoides* colhidos.

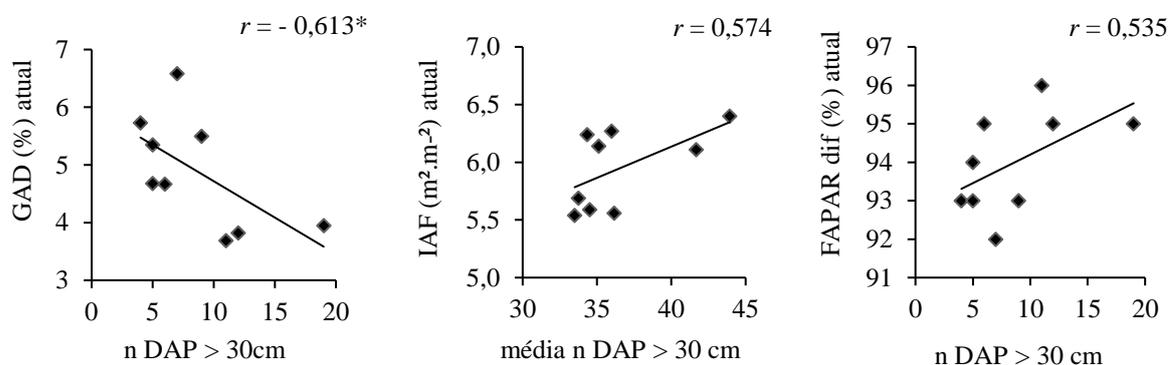
Tabela 8 – Correlação linear (r) entre grau de abertura do dossel (GAD), índice de área foliar (IAF) e fração de radiação fotossinteticamente ativa absorvida difusa (FAPAR_{dif}) e variáveis estruturais da floresta

Relação	r
GAD x g colhida (%)	0,345
GAD x n° árvores colhidas (%)	0,426
GAD x n° de árvores colhidas com DAP > 30 cm	- 0,613 *
GAD x $\overline{\text{DAP}}$ n° de árvores colhidas com DAP > 30 cm	- 0,303
GAD x n° de árvores colhidas com Ht \geq 20 m	- 0,090
GAD x $\overline{\text{Ht}}$ n° de árvores colhidas Ht \geq 20 m	0,277
IAF x g colhida (%)	0,000
IAF x n° árvores colhidas (%)	0,086
IAF x n° de árvores colhidas com DAP > 30 cm	0,261
IAF x $\overline{\text{DAP}}$ n° de árvores colhidas com DAP > 30 cm	0,574
IAF x n° de árvores colhidas com Ht \geq 20 m	0,078
IAF x $\overline{\text{Ht}}$ n° de árvores colhidas com Ht \geq 20 m	0,467
FAPAR _{dif} x g colhida (%)	- 0,214
FAPAR _{dif} x n° árvores colhidas (%)	- 0,295
FAPAR _{dif} x n° de árvores colhidas com DAP > 30 cm	0,535
FAPAR _{dif} x $\overline{\text{DAP}}$ n° de árvores colhidas com DAP > 30 cm	0,460
FAPAR _{dif} x n° de árvores colhidas com Ht \geq 20 m	- 0,067
FAPAR _{dif} x $\overline{\text{Ht}}$ n° de árvores colhidas com Ht \geq 20 m	- 0,031
GAD x $\overline{\text{DAP}}$ <i>Hyeronima alchorneoides</i> colhidas	- 0,071
GAD x $\overline{\text{Ht}}$ <i>Hyeronima alchorneoides</i> colhidas	0,265
IAF x $\overline{\text{DAP}}$ <i>Hyeronima alchorneoides</i> colhidas	- 0,470
IAF x $\overline{\text{Ht}}$ <i>Hyeronima alchorneoides</i> colhidas	- 0,155
FAPAR _{dif} x $\overline{\text{DAP}}$ <i>Hyeronima alchorneoides</i> colhidas	- 0,094
FAPAR _{dif} x $\overline{\text{Ht}}$ <i>Hyeronima alchorneoides</i> colhidas	- 0,373

g = área basal. DAP = diâmetro à altura do peito. $\overline{\text{DAP}}$ = média do diâmetro à altura do peito. Ht = altura total.

$\overline{\text{Ht}}$ = média da altura total. * = significativo ao nível de $p = 0,05$.

Figura 18 - Correlação linear (r) entre grau de abertura do dossel (GAD), índice de área foliar (IAF) e fração de radiação fotossinteticamente ativa absorvida difusa (FAPAR_{dif}) e e variáveis estruturais da floresta



n DAP > 30cm = n° de árvores colhidas com DAP > 30 cm. Média n DAP > 30 cm = média do DAP do n° de árvores colhidas com DAP > 30 cm. * = significativo ao nível de $p = 0,05$.

4.3 DISCUSSÃO

No presente estudo, encontramos evidências de recuperação do dossel em uma floresta secundária quatro anos após a exploração: GAD, IAF e FAPAR_{dif} atingiram ou até excederam os níveis de parcelas de pré-colheita e controle. Discutimos esses resultados principalmente em relação aos achados de florestas maduras devido à ausência de estudos de manejo em florestas secundárias.

Em relação ao IAF, observamos uma redução de seus valores médios imediatamente após a exploração, mas valores superiores aos da pré-colheita quatro anos após a exploração. Nossos resultados corroboram com o estudo de Carvalho et al. (2017) que avaliaram os impactos do corte seletivo na abertura do dossel até oito anos após a colheita, com intensidade de corte de 11,6, 13,3 e 10,5 m³ ha⁻¹ em cada unidade de produção anual, respectivamente, na Floresta Estadual Antimary (Acre). O GAD aumentou devido à colheita das árvores, mas quatro anos depois a abertura do dossel não excedeu mais de 10%, não mostrando diferença significativa em áreas inexploradas. A abertura do dossel está relacionada ao DAP da árvore derrubada (JACKSON et al., 2002), que neste caso explica em parte o menor GAD em relação à intensidade de corte aplicada em nosso estudo, uma vez que nossas árvores colhidas têm tamanhos muito menores do que as árvores colhidas nas florestas tropicais primárias.

O fechamento do dossel após a exploração pode ser creditado ao crescimento e arquitetura das copas dos indivíduos adultos remanescentes e sua distribuição espacial (BIANCHINI; PIMENTA; SANTOS, 2001). Ao mesmo tempo, o rápido crescimento de plântulas ou jovens pré-existentes no sub-bosque (REIS et al., 2014) pode contribuir para o

fechamento do dossel. Visto que nossas medições foram realizadas à 1,30 m do solo, a recuperação dos índices pode estar associada à regeneração de espécies pioneiras e pelo crescimento do sub-bosque. Nós evidenciamos que a altura média do estrato arbóreo alterou de 8,1 m para 10,0 m, e que os indivíduos regenerantes, sobretudo espécies tolerantes à luz, aumentaram sua altura de 1,53 para 1,96 m, ao longo dos quatro anos. O fechamento do dossel em parcelas de controle pode ser explicado pela dinâmica sucessional da floresta, principalmente pelo aumento da altura das árvores, o que possivelmente influenciou também uma maior IAF.

Após a extração de madeira, as florestas remanescentes devem exercer seu papel na manutenção e atualização de serviços ecossistêmicos, como a conservação de espécies e diversidade, de habitats florestais e a manutenção de estoques de madeira e sumidouros de CO₂ (ITTO, 2016; YAMADA, 2016). No presente estudo, a recuperação do GAD, IAF e FAPAR_{dif} indica que a floresta, após a colheita de madeira, parece manter suas múltiplas funções relacionadas à estrutura do dossel.

Evidências da literatura corroboram essa interpretação de nossos resultados. Por exemplo, IAF e FAPAR_{dif} são variáveis climáticas essenciais (BARET et al., 2013) que exercem controle sobre os fluxos de água, energia e CO₂ (ASNER; SCURLOCK; HICKE, 2003). Esses são, por sua vez, determinantes da produção primária líquida (NPP) dos ecossistemas terrestres (LIU et al., 2018), do microclima (HARDWICK et al., 2015) e do balanço hídrico da floresta (SILVA et al., 2017). Os dosséis das florestas criam em seu interior gradientes de luz verticais e minimizam os impactos da precipitação e temperatura, regulando a biodiversidade dependente da floresta (NAKAMURA et al., 2017).

Além disso, mesmo em florestas severamente danificadas a nova cobertura de folhas pode escurecer áreas de dossel abertas em poucos meses (ASNER; KELLER; SILVA, 2004). Proporcionalmente à recuperação da área foliar, aumentam também as taxas de fotossíntese e transpiração (MILLER et al., 2011), que podem aproximar-se dos níveis pré-exploração em até uma década após exploração seletiva (ASNER et al., 2010). Contudo, muitas outras funções associadas às florestas são recuperadas em diferentes escalas de tempo após grandes perturbações (TRUMBORE; BRANDO; HARTMANN, 2015), como a composição de espécies e a diversidade biológica. Estas podem regenerar mais lentamente e levar de décadas a séculos para recuperar o estado anterior a intervenção (PIPONIOT et al., 2016).

Assim, em nosso estudo os valores atuais de GAD, IAF e FAPAR_{dif} em geral apresentaram coeficientes de correlação baixos e não significativos com as diferentes intensidades de colheita (de 21,8 a 51,1% da área basal total, para $p = 0,05$). Essa ausência de

correlações significativas indica que certamente todas as diferentes intensidades de colheita permitiram a recuperação dos índices associados ao dossel da floresta, e que mesmo a maior intensidade de colheita não apresenta influência negativa ou impossibilita a recuperação da estrutura do dossel. Da mesma forma, a ausência de correlações significativas entre os índices de dossel e o número de árvores colhidas com altura total ≥ 20 m, ou com DAP > 30 cm, sugere que indivíduos maiores da floresta atlântica podem ser extraídos da floresta, sem causar impedimento para o reestabelecimento do GAD, IAF e FAPAR_{dif} em curto espaço de tempo (no nosso caso, quatro anos após a colheita). A recuperação do dossel após a colheita das árvores pode ser acelerada em florestas secundárias, onde a rotação de espécies e a dinâmica sucessional são naturalmente mais intensas do que nas florestas maduras.

Em estudo anterior realizado na mesma área, Silva (2016) observou intensa colonização por espécies pioneiras, sobretudo *Trema micrantha* (L.) Blume e *Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake, seis meses após o corte seletivo em locais com maior colheita. Posteriormente, essas espécies foram substituídas por *Myrcia spectabilis* DC. e *Cecropia glaziovii* Snethl. O ingresso destas espécies no sub-bosque pode explicar a correlação (positiva) próxima do nível de significância, entre IAF e FAPAR_{dif} e o número e média do diâmetro de árvores colhidas com DAP > 30 cm. Essa última correlação poderia estar relacionada também à quantidade mais alta de PAR ao nível do solo encontrada nas clareiras maiores e circulares do que em aberturas estreitas e irregulares, como relatado por Muscolo et al. (2014). Assim, uma abertura maior do dossel pode levar à ativação dos bancos de sementes e/ou de plântulas que colonizam o sub-bosque, alcançando quatro a cinco metros de altura quatro anos após a colheita. Como mencionado, as FH tomadas à 1,30 m do chão podem captar cobertura foliar também destas plantas, além do dossel propriamente dito.

A produtividade da planta ou a absorção de carbono pela vegetação está estreitamente relacionada à disponibilidade de PAR (MONTEITH, 1972). Nesse caso, pode-se inferir que a vegetação existente na área quatro anos após o manejo florestal, embora tenha recuperado os índices de absorção, ainda continua em desenvolvimento.

4.4 CONCLUSÃO

Este estudo investigou o restabelecimento da estrutura do dossel em uma floresta secundária após aplicação de diferentes intensidades de corte. Alterações no GAD, IAF e FAPAR_{dif}, antes, logo após e quatro anos após a colheita, apontam para a recuperação da estrutura do dossel, bem como GAD, IAF e FAPAR_{dif}. Encontramos apenas uma fraca

associação entre a recuperação da estrutura do dossel e as diferentes intensidades de colheita aplicadas. A colheita teve impacto imediato ou à curto prazo nas variáveis estudadas. Sob esta perspectiva, o manejo realizado não excedeu a resiliência do dossel da floresta. Contudo, ressaltamos que estudos adicionais da dinâmica da vegetação, como composição de espécies, estrutura vertical, produtividade e estabilidade da comunidade, devem ser feitos para a confirmação das tendências aqui observadas e para o aprimoramento do manejo de florestas secundárias na Mata Atlântica, uma vez que as fotografias hemisféricas foram realizadas a 1,30 m do solo e a regeneração de espécies pioneiras e o crescimento em altura do sub-bosque podem ter influenciado os resultados obtidos na avaliação da recuperação da estrutura do dossel.

REFERÊNCIAS

AIDE, T. Mitchell et al. Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001-2010). **Biotropica**, v. 45, n. 2, p.262-271, 2013. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1744-7429.2012.00908.x>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, [S.l.], v. 22, n. 6, p. 711-728, 1 dez. 2013. Disponível em: <https://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078/Koppen_s_climate_classification_map_for_Brazil>. Acesso em: 18 abr. 2020.

ASNER, G. P. et al. High-resolution forest carbon stocks and emissions in the Amazon. **Proceedings of The National Academy of Sciences**, v. 107, n. 38, p.16738-16742, 2010. Disponível em: <http://eebweb.arizona.edu/faculty/saleska/Ecol596L/Readings/asner_etal_PNAS_2010.pdf>. Acesso em: 18 abr. 2020.

ASNER, G. P.; KELLER, M.; SILVA, J.N. M. Spatial and temporal dynamics of forest canopy gaps following selective logging in the eastern Amazon. **Global Change Biology**, v. 10, n. 5, p.765-783, 2004. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1529-8817.2003.00756.x>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

ASNER, G. P.; SCURLOCK, J. M. O.; HICKE, J. A. Global synthesis of leaf area index observations: implications for ecological and remote sensing studies. **Global Ecology and Biogeography**, v. 12, n. 3, p.191-205, 2003. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1046/j.1466-822X.2003.00026.x>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

BARET, F. et al. GEOV1: LAI and FAPARDIF essential climate variables and FCOVER global time series capitalizing over existing products. Part1 Principles of development and production. **Remote Sensing of Environment**, v. 137, p.299-309, 2013. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0034425713000813>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

BIANCHINI, E.; PIMENTA, J. A.; SANTOS, F. A. M. Spatial and temporal variation in the canopy cover in a tropical semi-deciduous forest. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 44, n. 3, p.269-276, 2001. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1516-89132001000300008>. Acesso em: 18 abr. 2020.

BRASIL. **Lei nº 12651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, section 1, p. 1-11. 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Acesso em: 18 abr. 2020.

BRITTO, P. C. et al. Productivity assessment of timber harvesting techniques for supporting sustainable forest management of secondary Atlantic Forests in southern Brazil. **Annals of Forest Research**, v. 60, n. 2, p.203-2015, 2017. Disponível em: <<http://afrjournal.org/index.php/afr/article/view/898>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

CARVALHO, A. L. et al. Natural regeneration of trees in selectively logged forest in western Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 392, p.36-44, 2017. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112716311410>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Embrapa Informação Tecnológica, 2008. 593 p.

CHAZDON, R. L. et al. Beyond Reserves: A Research Agenda for Conserving Biodiversity in Human-modified Tropical Landscapes. **Biotropica**, v. 41, n. 2, p.142-153, 2009. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1744-7429.2008.00471.x>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

CHEN, J. M.; BLACK, T. A. Foliage area and architecture of plant canopies from sunfleck size distributions. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 60, n. 3-4, p.249-266, 1992. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/016819239290040B>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

DARRIGO, M. R.; VENTICINQUE, E. M.; SANTOS, F. A. M. Effects of reduced impact logging on the forest regeneration in the central Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 360, p.52-59, 2016. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112715005678>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

EMBRAPA. **Solos do Estado de Santa Catarina**. Embrapa, 2004. 745 p.

FANTINI, A. C. et al. The demise of swidden-fallow agriculture in an Atlantic Rainforest region: Implications for farmers' livelihood and conservation. **Land Use Policy**, v. 69, p.417-

426, 2017. Disponível em:

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S026483771630312X>. Acesso em: 18 abr. 2020.

FANTINI, A. C.; SIMINSKI, A. Manejo de florestas secundárias da Mata Atlântica para produção de madeira: possível e desejável. **Revista Brasileira de Pós-graduação**, v. 13, n. 32, p.673-698, 2017. Disponível em:

<https://www.researchgate.net/publication/315633487_Manejo_de_florestas_secundarias_da_Mata_Atlantica_para_producao_de_madeira_possivel_e_desejavel>. Acesso em: 18 abr. 2020.

FAO. **Global Forest Resources Assessment 2015: How are the world's forests changing?**. Roma: Food and Agriculture Organization of The United Nations, 2016. 54 p. Disponível em: <<http://www.fao.org/resources/infographics/infographics-details/en/c/325836>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

FREDERICKSEN, T. S. Limitations of Low-Intensity Selection and Selective Logging for Sustainable Tropical Forestry. **The Commonwealth Forestry Review**, v. 77, n. 4, pp. 262-266, 1998. Disponível em: <<https://www.jstor.org/stable/42608693?seq=1>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

GALVANI, E.; LIMA, N. G. B. Fotografias hemisféricas em estudos microclimáticos: Referencial teórico-conceitual e aplicações. **Ciência e Natura**, v. 36, n. 3, p.215-221, 2014. Disponível em: <<https://periodicos.ufsm.br/cienciaenatura/article/viewFile/13216/pdf>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

GARDNER, T. A. et al. Prospects for tropical forest biodiversity in a human-modified world. **Ecology Letters**, v. 12, n. 6, p.561-582, 2009. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1461-0248.2009.01294.x>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

GILROY, J. J. et al. Cheap carbon and biodiversity co-benefits from forest regeneration in a hotspot of endemism. **Nature Climate Change**, v. 4, n. 6, p.503-507, 2014. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/nclimate2200>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

GONSAMO, A.; PELLIKKA, P. A new look at top-of-canopy gap fraction measurements from high-resolution airborne imagery. **Earsel Eproceedings**, v. 8, n. 1, p.64-74, 2009. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/225298538_A_new_look_at_top-of-canopy_gap_fraction_measurements_from_high-resolution_airborne_imagery>. Acesso em: 18 abr. 2020.

GOWER, S. T.; KUCHARIK, C. J.; NORMAN, J. M. Direct and Indirect Estimation of Leaf Area Index, FAPARdif, and Net Primary Production of Terrestrial Ecosystems. **Remote Sensing of Environment**, v. 70, n. 1, p.29-51, 1999. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0034425799000565>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

GUARIGUATA, M. R.; OSTERTAG, R. Neotropical secondary forest succession: changes in structural and functional characteristics. **Forest Ecology and Management**, v. 148, n. 1-3, p.185-206, 2001. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112700005351>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

GUITET, S. et al. Impacts of logging on the canopy and the consequences for forest management in French Guiana. **Forest Ecology and Management**, v. 277, p.124-131, 2012.

Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112712002198>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

HAMMER, Øyvind. **PAST: Paleontological Statistics**. Natural History Museum, University Of Oslo, 2019. 275 p.

HARDWICK, S. R. et al. The relationship between leaf area index and microclimate in tropical forest and oil palm plantation: Forest disturbance drives changes in microclimate.

Agricultural and Forest Meteorology, v. 201, p.187-195, 2015. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0168192314002780>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

ITTO. **Criteria and indicators for the sustainable**. International Tropical Timber Organization, 2016. 82 p.

JACKSON, S. M; FREDERICKSEN, T. S.; MALCOLM, J. R. Area disturbed and residual stand damage following logging in a Bolivian tropical forest. **Forest Ecology and Management**, v. 166, n. 1-3, p.271-283, 2002. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0378112701006818>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

LIU, L. et al. Broad Consistency Between Satellite and Vegetation Model Estimates of Net Primary Productivity Across Global and Regional Scales. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 123, n. 12, p.3603-3616, 2018. Disponível em:

<<https://agupubs.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1029/2018JG004760>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

MACFARLANE, C. et al. Digital canopy photography: Exposed and in the raw. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 197, p.244-253, 2014. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0168192314001427>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

MELO, F. P. L. et al. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 28, n. 8, p.462-468, 2013. Disponível em:

<<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0169534713000037>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

MILLER, S. D. et al. Reduced impact logging minimally alters tropical rainforest carbon and energy exchange. **Proceedings of The National Academy of Sciences**, v. 108, n. 48, p.19431-19435, 2011. Disponível em:

<<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pmc/articles/PMC3228459/>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

MUSCOLO, A. et al. A review of the roles of forest canopy gaps. **Journal of Forestry Research**, v. 25, n. 4, p.725-736, 2014. Disponível em:

<https://www.researchgate.net/publication/278070270_A_review_of_the_roles_of_forest_canopy_gaps>. Acesso em: 18 abr. 2020.

NAKAMURA, A. et al. Forests and Their Canopies: Achievements and Horizons in Canopy Science. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 32, n. 6, p.438-451, 2017. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0169534717300599>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

OLIVEIRA, L. Z. et al. Towards the Fulfillment of a Knowledge Gap: Wood Densities for Species of the Subtropical Atlantic Forest. **Data**, v. 4, n. 3, p.104-113, 2019. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/2306-5729/4/3/104>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

PANDOLFO, C. et al. **Atlas climatológico do Estado de Santa Catarina**. Epagri, 2002. CD-ROM.

PFEIFER, M. et al. Mapping the structure of Borneo's tropical forests across a degradation gradient. **Remote Sensing of Environment**, v. 176, p.84-97, 2016. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S003442571630013X>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

PIAZZA, G. E. et al. Regeneração natural de espécies madeireiras na floresta secundária da Mata Atlântica. **Advances in Forestry Science**, v. 4, n. 2, p.99-105, 2017. Disponível em: <http://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/afor/article/view/4034>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

PINAGÉ, E. R. et al. Gap Fraction Estimates over Selectively Logged Forests in Western Amazon. **Natural Resources**, v. 05, n. 16, p.969-980, 2014. Disponível em: <<https://www.scirp.org/journal/PaperInformation.aspx?PaperID=52859>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

PIPONIOT, C. et al. Carbon recovery dynamics following disturbance by selective logging in Amazonian forests. **Elife**, v. 5, p.1-19, 2016. Disponível em: <<https://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/27993185>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

POORTER, L. et al. Biomass resilience of Neotropical secondary forests. **Nature**, v. 530, n. 7589, p.211-214, 2016. Disponível em: <<https://www.nature.com/articles/nature16512>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

REIS, L. P. et al. Crescimento de mudas de *Parkia gigantocarpa* Ducke, em um sistema de enriquecimento em clareiras após a colheita de madeira. **Ciência Florestal**, v. 24, n. 2, p.431-436, 2014. Disponível em: <<https://periodicos.ufsm.br/cienciaflorestal/article/view/14583>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

RICH, P. M. Characterizing Plant Canopies with Hemispherical Photographs. **Remote Sensing Reviews**, v. 5, n. 1, p.13-29, 1990.

RIDLER, T. W.; CALVARD, S. Picture Thresholding Using an Iterative Selection Method. **IEEE Transactions on Systems, Man, and Cybernetics**, v. 8, n. 8, p.630-632, 1978.

SCHLEPPI, P.; PAQUETTE, A. Solar Radiation in Forests: Theory for Hemispherical Photography. In: FOURNIER, R. A.; HALL, R. J. **Hemispherical Photography in Forest Science: Theory, Methods, Applications**. Springer, 2017. p. 15-52.

SCHMITZ, H. M. **Produção de madeira em florestas secundárias de Santa Catarina: ecologicamente viável e socialmente desejável**. 2013. 114 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Agroecossistemas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

SCOLFORO, J. R. S. **Manejo florestal**. UFLA/FAEPE, 1998. 438 p.

SILVA, B. et al. Area-wide evapotranspiration monitoring at the crown level of a tropical mountain rain forest. **Remote Sensing of Environment**, v. 194, p.219-229, 2017. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0034425717301268>>. Acesso em: 18 abr. 2020.

SILVA, D. A. **Efeito da intensidade de colheita sobre a estrutura remanescente de uma floresta secundária manejada em Guaramirim – SC**. 2016. 85 p. Masters dissertation. Universidade Regional de Blumenau, Blumenau.

SILVA, D. A.; VIBRANS, A. C. Canopy Architecture After Selective Logging in a Secondary Atlantic Rainforest in Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 4, p.1-10, 2019.

SIMINSKI, A. et al. Secondary Forest Succession in the Mata Atlantica, Brazil: Floristic and Phytosociological Trends. **Isrn Ecology**, v. 2011, p.1-19, 2011.

SIST, P. et al. The Tropical managed Forests Observatory: a research network addressing the future of tropical logged forests. **Applied Vegetation Science**, v. 18, n. 1, p.171-174, 2014.

TRUMBORE, S.; BRANDO, P.; HARTMANN, H. Forest health and global change. **Science**, v. 349, n. 6250, p.814-818, 2015.

ULLER, H. F. et al. Aboveground biomass quantification and tree-level prediction models for the Brazilian subtropical Atlantic Forest. **Southern Forests: a Journal of Forest Science**, v. 81, n. 3, p.261-271, 2019.

VIBRANS, A. C. et al. Insights from a large-scale inventory in the southern Brazilian Atlantic Forest. **Scientia Agricola**, v. 77, n. 1, p.1-12, 2019.

WEISS, M.; BARET, F. **CAN_EYE V6.4.91 User Manual**. UMT CAPTE / UMR1114 EMMAH, INRA, 2017. 56 p.

YAMADA, T. Long-term effects of selective logging on tropical forest ecosystems: a case study of the Pasoh Forest Reserve. **Japanese Journal of Ecology**, v. 66, n. 2, p.275-282, 2016.

YANG, X. et al. Solar-induced chlorophyll fluorescence that correlates with canopy photosynthesis on diurnal and seasonal scales in a temperate deciduous forest. **Geophysical Research Letters**, v. 42, n. 8, p.2977-2987, 2015.

5 RECRUTAMENTO SUPERA MORTALIDADE EM FLORESTA SECUNDÁRIA QUATRO ANOS APÓS COLHEITA SELETIVA DE MADEIRA

RESUMO

As intervenções de colheita madeireira podem modificar taxas de recrutamento, mortalidade, ganho e perda de área basal da floresta. Os estudos de dinâmica são fundamentais para condução, planejamento e estabelecimento de estratégias para o manejo. Nós examinamos a dinâmica de indivíduos adultos de uma floresta secundária submetida a diferentes intensidades de exploração com as alterações ocorridas no grau de abertura do dossel, e verificamos os danos nos indivíduos adultos remanescentes impactados pela colheita. Inventariamos a floresta (DAP > 5 cm) antes da colheita (nov/2013 – jun/2014) e quatro anos depois, em nove parcelas com área de 1.600m² cada uma, com redução entre 21,8 e 51,1% da sua área basal, e em duas parcelas controle. Foram calculadas taxas anuais de mortalidade, recrutamento, perda e ganho de área basal, e determinada a qualidade do fuste das árvores. O grau de abertura do dossel da floresta foi definido por meio de fotos hemisféricas. Relacionamos as taxas anuais de mudança da floresta com as intensidades de corte e índices associados à estrutura do dossel, por meio da correlação linear de *Spearman*. Verificamos que as diferentes intensidades de colheita ainda influenciam na dinâmica da floresta, sobretudo nas taxas de recrutamento e ganho de área basal, mas não há influência do grau de abertura do dossel propriamente definido. Uma intensidade de corte de 35% aparenta ser ideal para limitar o ingresso de espécies pioneiras e manter níveis de crescimento similares à floresta não manejada. De forma geral, a proporção de danos em árvores remanescentes foi diminuída.

Palavras-chave: Dinâmica florestal. Mortalidade. Recrutamento. Perda de área basal. Ganho de área basal.

5.1 INTRODUÇÃO

Boas práticas de manejo florestal são essenciais para promover a produtividade e qualidade da madeira produzida periodicamente. Para tanto, é necessário que sejam implementadas técnicas silviculturais que busquem minimizar os efeitos da colheita madeireira. Quando danos excessivos são ocasionados e ocorre mortalidade de árvores remanescentes, a produtividade futura da floresta pode ser comprometida (GUITET et al., 2012). Isso vale para a regeneração de espécies comerciais quando o recrutamento não acompanhar as taxas de mortalidade (OUÉDRAOGO et al., 2011). A remoção da cobertura do dossel da floresta também pode promover o crescimento e o ingresso de espécies que demandam luz plena, em detrimento de espécies tolerantes à sombra, podendo, em longo prazo, causar alteração na composição florística local (PUTZ et al., 2008).

As variações observadas nas técnicas de manejo, como a intensidade de corte, podem levar a variadas taxas de recuperação da floresta (DING et al., 2017). A estrutura da comunidade e a composição das espécies podem ser recuperadas de forma relativamente rápida quando ao menos parte da estrutura da floresta é mantida (GAVEAU, 2014). Entretanto, com cortes intensivos e frequentes, o processo de recuperação pode ser inibido (AVILA et al., 2015; PUTZ et al., 2012).

Os efeitos diretos da colheita sobre as árvores remanescentes são decorrentes da intensidade do corte e dos métodos de colheita, arraste e transporte das toras utilizadas. Danos causados pela colheita de árvores podem danificar as copas e os troncos dos remanescentes, além de danificar as árvores regenerantes. Indiretamente, são assim afetadas as taxas de mortalidade e de recrutamento (MARTIN et al., 2015). Da mesma forma, o crescimento das árvores remanescentes e regenerantes precisa ser monitorado após a colheita de madeira, uma vez que essas variáveis determinam a dinâmica do desenvolvimento futuro da floresta (SANTOS et al., 2018).

No Brasil, quase todos os estudos envolvendo manejo de florestas visando a produção madeireira estão sendo realizados na Amazônia. Nas demais regiões do país, existem poucas florestas maduras com estoques significativos de madeira; florestas secundárias, por outro lado, ainda não têm seus potenciais produtivos reconhecidos ou não são passíveis de manejo em função de restrições legais, como na Mata Atlântica (FANTINI et al., 2017).

Ensaio experimentais de sistemas de manejo na Amazônia foram iniciados em 1955, nas proximidades de Santarém (FEARNSIDE, 1989). Posteriormente, diversos experimentos foram conduzidos na região. Resultados obtidos pela EMBRAPA em 1995, mostravam que quando explorada empiricamente, a floresta precisava de 60 anos ou mais para produzir 40m³/ha de madeira comercial que viabilizasse um segundo corte. Contudo, com exploração de 40m³/ha por colheita, no prazo de 25 a 30 anos após o primeiro corte, seriam produzidos de 40 a 80m³/ha de madeira comercial (SILVA, 1996). Em estudo recente de Piponiot et al., 2019, modelos de bom uso das florestas amazônicas reconhecem a necessidade de adoção de ciclos de corte mais longos, de 65 anos, com redução da intensidade de exploração e de danos por meio de técnicas de colheita de impacto reduzido.

Outras recomendações são feitas a partir de pesquisas de longa data na floresta de Paracou, Guiana Francesa: não foram recomendados ciclos de corte além dos 50 anos para recuperar 100% do estoque inicial de árvores comerciais, porque árvores que poderiam ser colhidas podem morrer senescentes e a colheita estimula o crescimento dos indivíduos remanescentes durante 6 a 20 anos; limitações nas aberturas do dossel também devem ser verificadas, visando o crescimento de espécies comerciais; devem ser mantidas de uma a duas árvores futuras de colheita por hectare, produtoras de sementes, com espaçamento médio de 100 m, com DAP entre 35 cm e o limite de corte (GOURLET-FLEURY; GUEHL; LAROUSSINIE, 2004). No nordeste da Costa Rica, o crescimento (em diâmetro) em dois anos de quatro espécies comerciais de árvores após desbaste em uma floresta secundária, com 4,5 anos, aumentou significativamente em relação às áreas não manejadas. Contudo, as

intervenções nas florestas jovens dependem do ponto de vista biofísico, das espécies em consideração e de sua composição florística (GUARIGUATA, 1999).

Dado que a recuperação da floresta é dependente de diversos fatores, como a metodologia empregada na colheita e o sistema de regeneração, nossa hipótese é de que as taxas anuais de mudança da floresta ainda são influenciadas pelas diferentes intensidades de colheita aplicadas. Diante do acima exposto, nosso objetivo foi determinar a dinâmica de indivíduos adultos (recrutamento, mortalidade, perda e ganho de área basal) de uma floresta secundária submetida a diferentes intensidades de exploração seletiva de madeira com as alterações ocorridas no grau de abertura do dossel, e quantificar os danos mecânicos nos indivíduos adultos remanescentes impactados pela colheita.

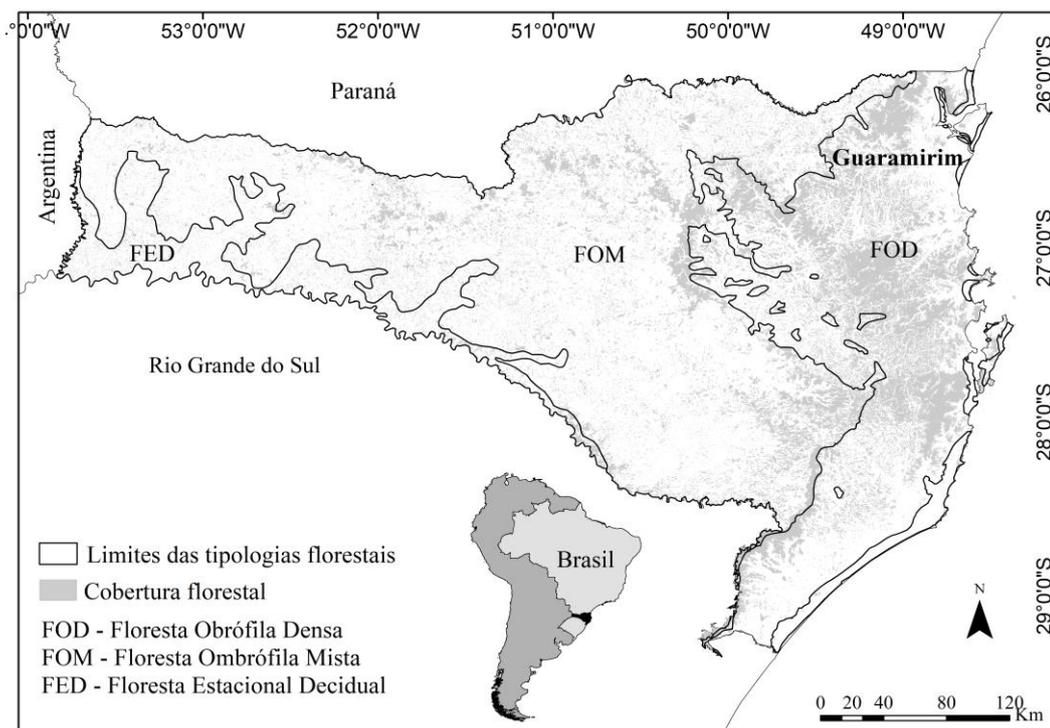
5.2 MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1 Área de estudo

Este estudo foi realizado em uma floresta secundária no município de Guaramirim, região Norte do Estado de Santa Catarina, com uma área total de 41,9 hectares (26°31'57"S e 49°02'32"O, Figura 19). O clima local, segundo Köppen (ALVARES et al., 2013), é classificado como Cfa - mesotérmico úmido sem estação seca, com pluviosidade anual variando entre 1.700 mm e 1.900 mm e temperatura média de 19 a 20°C (PANDOLFO et al., 2002). A área apresenta altitude entre 160 e 500 metros a.n.m, com declividade entre 30% e 40% e exposição sul a sudeste. As principais classes de solo são Cambissolo e Argissolo (EMBRAPA, 2004).

A floresta na área de estudo foi intensamente explorada até a década de 1970. Naquela época o que restou da floresta eram trechos de pastagem entremeada por capões de floresta em estágio inicial de regeneração e algumas árvores remanescentes. Um plantio de enriquecimento com mudas de três espécies nativas, *Miconia cinammomifolia* (DC.) Naudin, *Hyeronima alchorneoides* e *Nectandra* spp., foi realizado em 1978. O plantio foi feito em espaçamento irregular e recebeu tratos silviculturais (roçada de limpeza) durante os primeiros cinco anos após à implantação (SCHMITZ, 2013).

Figura 19 - Localização da área de estudo em Santa Catarina, sul do Brasil



5.2.2 Delineamento experimental

Para realização deste estudo, foram instaladas onze parcelas permanentes de 60 x 60 m, incluída uma borda de 10 m de largura, portanto com 1600 m² de área útil cada uma, subdivididas em 16 subparcelas de 100 m². Os tratamentos aplicados em 2014 consistiram em diferentes intensidades de colheita, de 21,8 a 51,1% da área basal total, variando de 0% a 98% da área basal em nível de subparcela, além de parcelas de controle.

Todas as árvores amostradas entre novembro de 2013 e junho de 2014, portanto antes da colheita, estão identificadas com uma plaqueta de alumínio afixada no caule, contendo o número da parcela e subparcela, além de número sequencial do indivíduo dentro da subparcela. Em 2018 e 2019, cinco anos após o primeiro levantamento e quatro anos após o manejo (realizado no segundo semestre de 2015), todos os indivíduos com DAP > 5 cm na área útil total das parcelas foram remeidos, incluídos os ingressos, isto é, aqueles que haviam atingido os critérios de inclusão em 2019. Os indivíduos mensurados nas outras ocasiões e não encontrados vivos em 2019 foram considerados mortos.

As variáveis dendrométricas coletadas e registradas para cada indivíduo do componente arbóreo foram: nome científico; DAP; número do fuste (para indivíduos com mais de um fuste); altura total e altura comercial (estimadas visualmente, quando estas diferiram

consideravelmente do observado no último levantamento ou quando se tratava de inclusão); qualidade do fuste; e sanidade da árvore. O DAP foi mensurado com fita diamétrica, de 1,0 mm de precisão, a 1,30 m do nível do solo, utilizando-se de gabarito sempre posicionado no lado superior da encosta, quando em terreno declivoso, e paralelo ao sentido do fuste.

A qualidade do fuste foi determinada conforme metodologia adaptada das remedições dos conglomerados do Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (IFFSC), no qual os fustes foram classificados de acordo com a aparência externa: Classe I = fuste reto, próximo a um cilindro e desprovido de ramificações consideráveis; Classe II = fuste com ligeiras tortuosidades, próximo a um cilindro, desprovido de ramificações e com aproveitamento na serraria; Classe III = fuste com forte tortuosidade, quebrado ou rachado e sem aproveitamento na serraria. Já em relação aos danos sofridos pelos indivíduos remanescentes da colheita, se utilizou a classificação adotada na Tabela 9.

Tabela 9 - Critérios de classificação para os danos de colheita no povoamento residual

Classe do dano	Intensidade do dano		
	Leve	Moderada	Grave
Dano à copa	< 1/3 da copa	1/3 > 2/3 da copa	> 2/3 da copa
Dano ao fuste	Dano da casca	Dano na madeira superficial (tecido cambial)	Dano profundo na madeira (tecido sub cambial)
Inclinação da árvore	Ligeiramente inclinada	Parcialmente desenraizada	Totalmente desenraizada

Fonte: Silva (2016).

A identificação do material botânico, em nível de espécie sempre que possível, foi realizada em campo por engenheiro florestal ou após coleta e herborização, mediante consulta ao Herbário Dr. Roberto Miguel Klein, da Universidade Regional de Blumenau (FURB) e quando necessário, através de consulta a especialistas.

Todos os indivíduos amostrados foram classificados em grupos ecológicos (pioneiras, secundárias e climácicas), conforme metodologia adotada no Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (IFFSC) (VIBRANS et al., 2013) e pelo Projeto Madeira Santa Catarina (REITZ; KLEIN; REIS, 1979). Os indivíduos não identificados em nível de espécie foram designados como “Não Classificados” quanto ao grupo ecológico.

As variáveis da estrutura do dossel foram obtidas por meio de fotografias hemisféricas, capturadas em janeiro de 2019 com câmera *digital single-lens reflex* (DSLR) Nikon, modelo D3100, e lente Nikon Fish-eye Nikkor 10.5 mm A câmera foi posicionada no centro de cada

subparcela nivelado sobre um tripé a 1,30 m do solo, direcionada para o norte magnético. Para evitar o efeito da anisotropia dos raios solares e os fluxos de dispersão na imagem digital, as capturas foram realizadas em dias nublados, ou em dias ensolarados logo ao início da manhã (RICH, 1990). A captura das fotografias seguiu a metodologia adaptada de Macfarlane et al. (2014), descrita por Silva e Vibrans (2019).

5.2.3 Análise dos dados

A normalidade dos dados foi verificada com a utilização do teste de normalidade de Shapiro-Wilk e a presença de *outliers* observada por meio de *boxplot*. Para avaliação da dinâmica do estrato arbóreo das parcelas, verificamos se havia diferença entre o saldo e o estoque inicial de área basal, por meio do teste T de comparação de médias. Também, foram calculadas as taxas anuais de mortalidade, recrutamento, perda e ganho de área basal (SHEIL; MAY, 1996) para o período de cinco anos. As médias das variáveis por grupo ecológico foram comparadas através de análise de variância simples (ANOVA), ao nível de 5% de significância, seguida pelo teste de Tukey.

As fotografias hemisféricas foram processadas no *software* CAN_EYE versão 6.3.8 (WEISS; BARET, 2017: <https://www6.paca.inra.fr/can-eye/>), com classificação automática para determinação das classes “vegetação” e “céu”, utilizando o algoritmo ISODATA (RIDLER; CALVARD, 1978). A partir desta, foram calculados pelo *software* o GAD (expresso em %), o IAF (expresso em m^2/m^2) e a FAPAR_{dif} (expressa em %). As taxas anuais de mortalidade, recrutamento, perda e ganho de área basal e as médias das variáveis por grupo ecológico foram correlacionadas com os valores de i) número de árvores colhidas, ii) área basal das árvores colhidas, e iii) as alterações na abertura do dossel, por meio do coeficiente de correlação linear de *Spearman*. A base de dados da estrutura da floresta e do dossel (2013 e 2014), utilizada neste trabalho para fins de correlação e análise de variância, foi obtida em estudos anteriores realizados por Piazza (2014) e Silva (2016).

A quantidade relativa de indivíduos remanescentes danificados pela colheita nos períodos de 2015 e 2018/19 foi verificada por meio de análise de distribuição. Os danos remanescentes foram correlacionados com as intensidades de corte aplicadas e o número de indivíduos colhidos, também por meio do coeficiente de correlação linear de *Spearman*. Todas estas análises foram realizadas no *software* Past 3.25 (HAMMER, 2019: <https://folk.uio.no/ohammer/past/>). Por fim, verificamos o saldo de indivíduos de *H. alchorneoides* existentes, e o seu incremento em área basal por parcela.

5.3 RESULTADOS

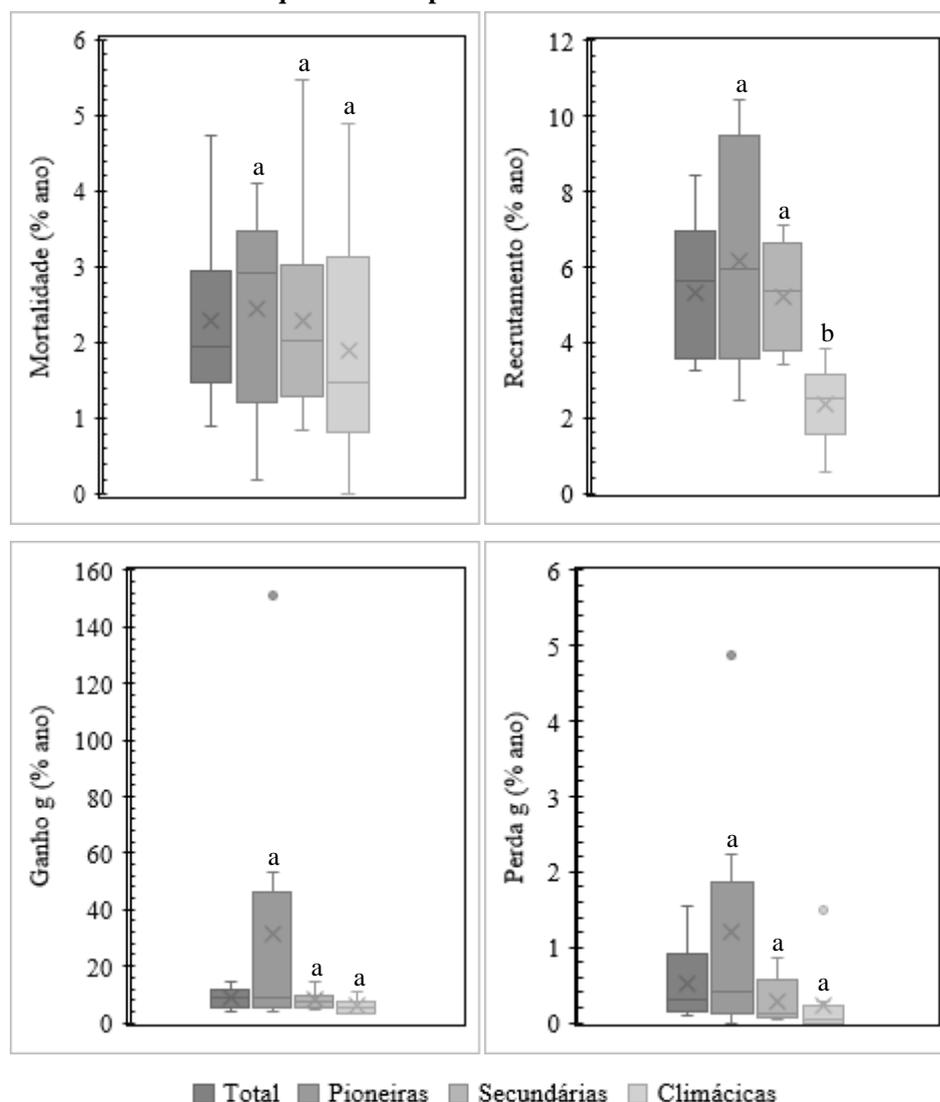
O teste de normalidade de Shapiro-Wilk demonstrou que a maioria dos dados das variáveis investigadas não têm distribuição normal. A presença de *outliers* foi observada para grande parte das variáveis. Uma análise geral dos parâmetros de mudança da floresta para o período total mostra que, quatro anos depois da colheita seletiva de madeira, não existem diferenças significativas entre o estoque inicial de área basal e o saldo de 2018/2019 ($n = 11$; $t = 0,6$; $p = 0,05$). Em 2014, as parcelas exploradas somavam 32,38 m²/ha, em 2019, o estoque encontrado era de 29,33 m²/ha (Apêndice E).

Os parâmetros de mudança da floresta após a colheita (Tabela 10, Figura 20) indicam que não houve alterações significativas nas taxas de mortalidade, ganho e perda de área basal (g) entre os grupos ecológicos, porém a maior mudança verificada foi o ganho de área basal, sobretudo de pioneiras. Notamos um número significativamente menor de recrutas (ingressos) anual de espécies climácicas, em comparação com as pioneiras e secundárias ($F = 7,415$; $p < 0,05$), também proporcional no Tratamento controle. Ainda, em relação às parcelas controle, a mortalidade de pioneiras pode ser destacada. De forma geral, as médias dos valores absolutos foram maiores nas parcelas colhidas, mas assemelham-se às taxas de mortalidade e perda de área de área basal em ambas áreas.

Tabela 10 - Média e desvio padrão das taxas anuais de mudança da floresta quatro anos após colheita de madeira

Parâmetros GE		Mortalidade	Recrutamento	Ganho g	Perda g
		% / ano			
Total	Parcelas controle	1,8 ± 0,5	2,8 ± 1,3	4,5 ± 1,3	0,4 ± 0,3
Pioneiras		3,7 ± 3,3	3,2 ± 2,0	4,8 ± 2,7	0,2 ± 0,0
Secundárias		1,5 ± 0,4	3,0 ± 1,2	4,9 ± 1,3	0,3 ± 0,1
Climácicas		1,7 ± 0,7	0,9 ± 0,4	3,4 ± 0,2	0,3 ± 0,0
Total	Parcelas manejadas	2,3 ± 1,2	5,3 ± 1,9	8,6 ± 3,5	0,5 ± 0,5
Pioneiras		2,4 ± 1,4 ^a	6,1 ± 3,0 ^a	31,4 ± 48,3 ^a	1,2 ± 1,6 ^a
Secundárias		2,3 ± 1,4 ^a	5,2 ± 1,4 ^a	8,0 ± 3,1 ^a	0,3 ± 0,3 ^a
Climácicas		1,9 ± 1,6 ^a	2,4 ± 1,0 ^b	5,7 ± 2,6 ^a	0,2 ± 0,5 ^a

Figura 20 - Mortalidade, recrutamento, ganho e perda de área basal (%/ano) em parcelas manejadas quatro anos após colheita de madeira



Linhas horizontais representam a mediana, caixas o intervalo interquartil, linhas contínuas os valores extremos, marcadores a média observada e os pontos os *outliers*. Letras diferentes indicam uma diferença estatística ($\alpha = 0,05$) pelo teste de Tukey entre os três grupos ecológicos.

Quando analisamos as variáveis com potencial de influenciar as taxas de mudança da floresta (Tabela 11, Figura 21), constatamos que a relação entre a área basal colhida e a taxa de recrutamento foi significativa e positiva (total e por grupo ecológico), bem como entre o ganho de área basal (com exceção das secundárias). Também verificamos correlação significativa, porém negativa, entre área basal colhida e a perda de área basal de espécies climáticas. E, entre o IAF e a perda de área basal de árvores pioneiras. Correlações próximas de significância são observadas entre o número de árvores colhidas e o ganho de área basal (pioneiras e climáticas).

Tabela 11 - Coeficientes de correlação de Spearman (r_s) entre taxas anuais das variáveis de mudanças da floresta quatro anos após colheita de madeira e à intensidade de colheita e aos índices associados à estrutura do dossel

		g colhida	n° indivíduos colhidos	GAD	FAPAR _{dif}	IAF
GE		(%)			m ² .m ²	
Mortalidade	Total	0,191	-0,009	0,232	-0,165	0,164
	Pioneiras	-0,292	-0,355	0,045	-0,080	-0,064
	Secundárias	0,296	0,005	0,027	-0,024	0,036
	Climácicas	-0,114	-0,360	-0,218	0,287	0,227
Recrutamento	Total	0,715*	0,469	0,036	-0,033	-0,145
	Pioneiras	0,779*	0,524	-0,073	0,094	0,000
	Secundárias	0,638*	0,364	0,118	-0,160	-0,282
	Climácicas	0,683*	0,437	0,264	-0,127	-0,009
Perda g	Total	0,178	0,405	-0,027	0,061	0,455
	Pioneiras	0,169	0,351	-0,245	0,287	0,618*
	Secundárias	0,005	0,251	0,173	-0,235	-0,064
	Climácicas	-0,630*	-0,396	-0,149	0,183	0,451
Ganho g	Total	0,670*	0,442	0,209	-0,221	-0,273
	Pioneiras	0,774*	0,610	0,118	-0,113	-0,064
	Secundárias	0,483	0,255	0,273	-0,334	-0,464
	Climácicas	0,747*	0,583	0,173	-0,184	-0,209

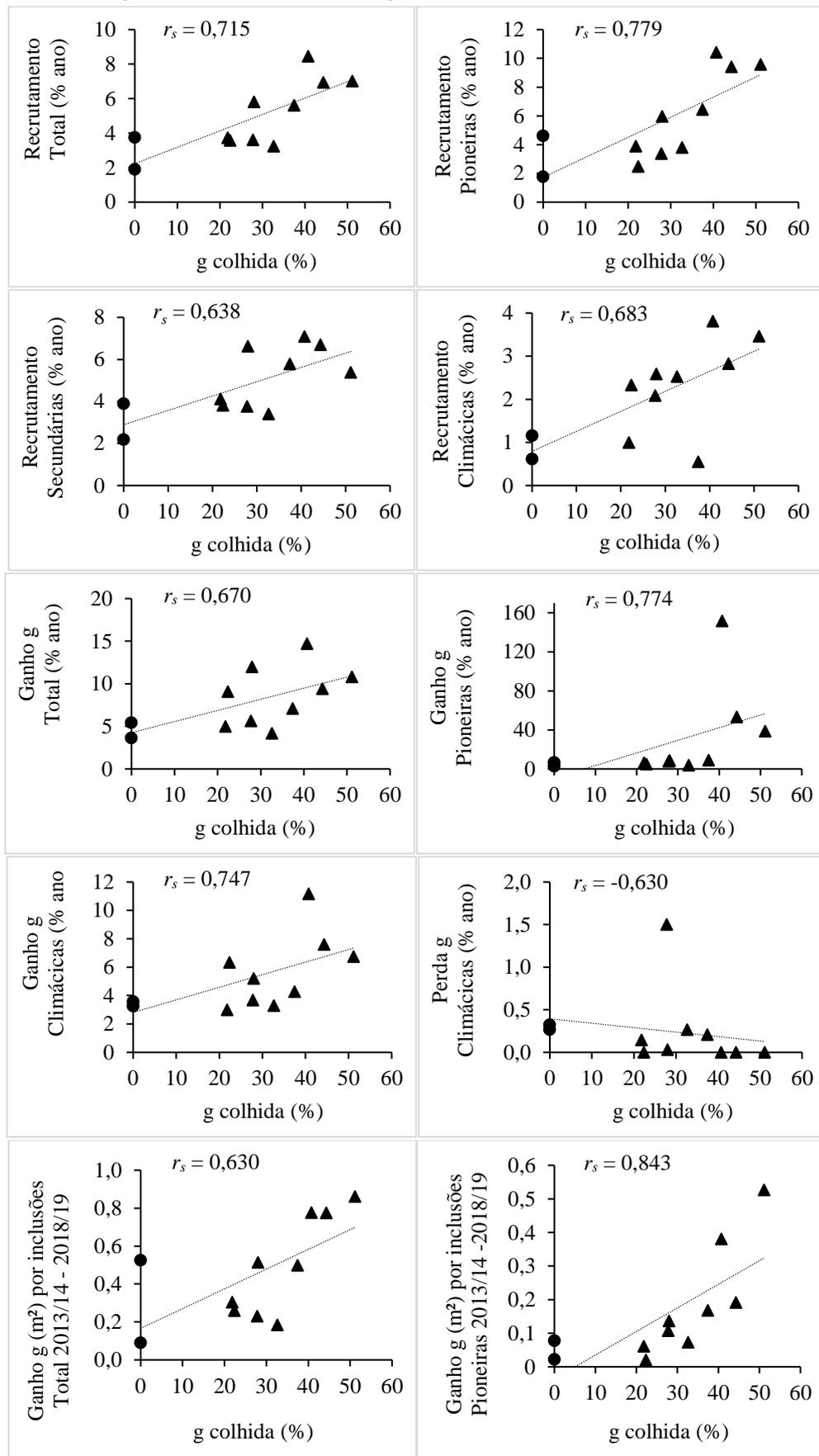
GE = grupo ecológico. g = área basal. GAD = grau de abertura do dossel. * = significativo ao nível de $p = 0,05$.

A análise dos resultados permite inferir que maiores taxas anuais de recrutamento e consequentemente de ganho em área basal são verificadas em parcelas com maior intensidade de corte (Tabela 12), com exceção da parcela 12, em que há maior taxa de mortalidade. Por sua vez, as maiores perdas de área basal foram verificadas nas parcelas 3 e 4, onde houve a colheita de cerca de 30% dos indivíduos existentes.

Tabela 12 - Mortalidade, recrutamento, ganho e perda de área basal (g) (%/ano) quatro anos após colheita de madeira em diferentes intensidades

Parcela	g colhida	n° ind. colhidos	Mortalidade	Recrutamento	Ganho g	Perda g
	(%)					
6	0	0	2,15	3,75	5,44	0,65
20	0	0	1,48	1,9	3,63	0,18
11	21,82	12,93	1,8	3,73	4,97	0,16
8	22,36	20,88	1,16	3,58	9,05	0,11
4	27,77	29,64	2,32	3,61	5,62	1,54
12	27,98	13,57	3,59	5,81	11,98	0,08
2	32,64	28,17	1,95	3,24	4,17	0,37
3	37,44	30,57	1,93	5,61	7,07	1,21
19	40,73	25,87	4,74	8,44	14,71	0,31
7	44,29	36,02	2,32	6,94	9,39	0,6
18	51,13	37,37	0,89	7,01	10,81	0,26
Total geral			2,19	5,00	7,38	0,46

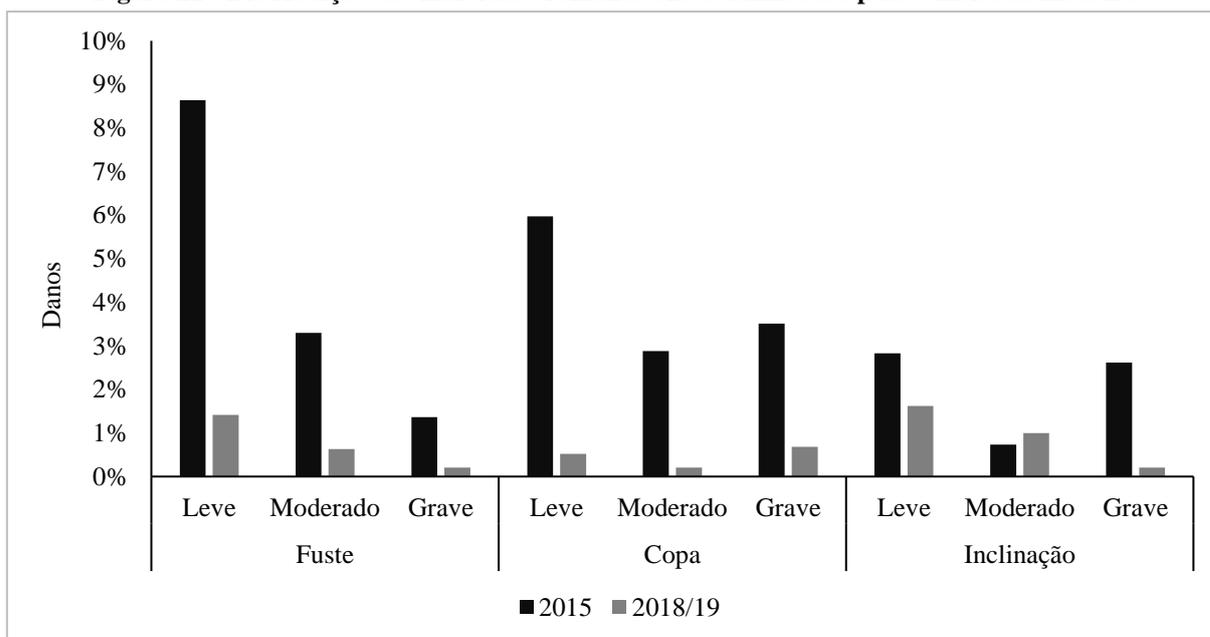
Figura 21 – Relação entre as taxas de mudança de variáveis da floresta e a área basal colhida (g)



Círculos: parcelas controle; triângulos: parcelas manejadas.

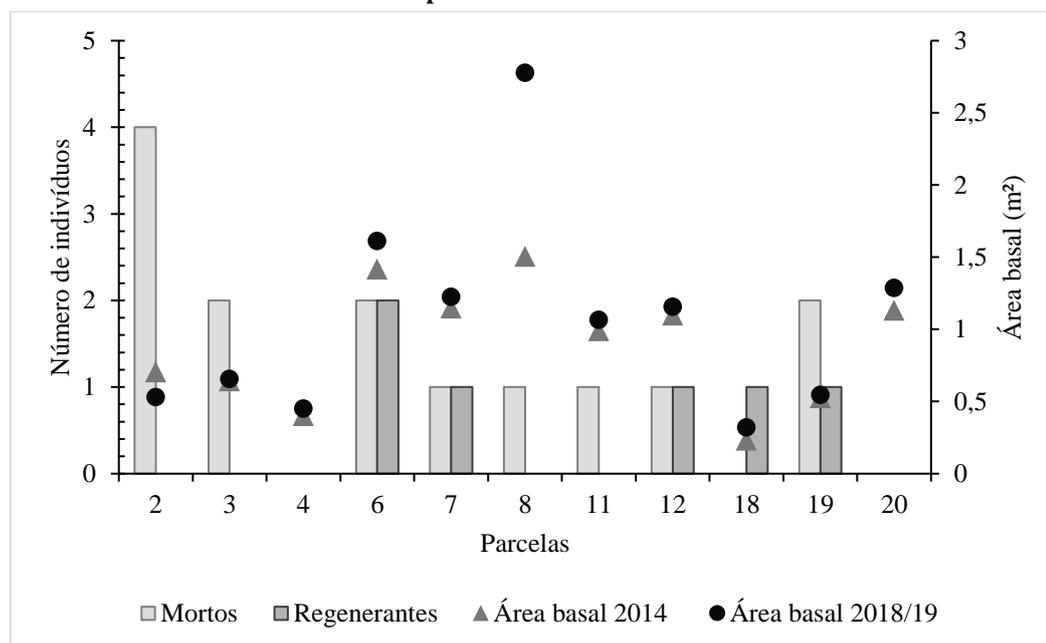
Encontramos 477 indivíduos danificados pelas as operações de colheita logo após a intervenção, que representavam 25% das árvores remanescentes e um total de 331 árvores por hectare. Em 2018/19, 386 indivíduos ainda exibem algum tipo de dano, o que representa uma diminuição da proporção para 20%. Em 2015 os danos somavam 6,99 m² de área basal (23% da área basal remanescente), entretanto, na avaliação recente (2018/19) representavam apenas 8%, ou 2,32 m². Também, notamos que a distribuição dos danos para fuste e copa diminuíram em todas as intensidades de colheita (Figura 22), enquanto verificamos para o dano do tipo inclinação um acréscimo na intensidade de dano moderada, provavelmente resultante do agravamento dos danos leves. É importante salientar que não observamos correlação significativa entre os danos remanescentes e as intensidades de corte aplicadas ou ao número de indivíduos colhidos ($p = 0,05$).

Figura 22 - Distribuição dos indivíduos remanescentes danificados pela colheita de madeira



No período que antecedia a colheita, 212 indivíduos de licurana se faziam presentes em todas as parcelas de estudo, com DAP médio de 22,79 cm. Quatro anos depois, o saldo (número de indivíduos existentes antes da exploração - o número de indivíduos mortos após a colheita + os regenerantes de licurana) indica a existência de 204 árvores, em média 24,43 cm de DAP, com regenerantes e árvores mortas distribuídas aleatoriamente nas parcelas (Figura 23). Apesar dessa redução, um incremento de 1,83 m² em área basal ao longo dos últimos quatro anos foi verificado.

Figura 23 - Área basal, número de regenerantes e mortalidade de *Hyeronima alchorneoides* antes e quatro anos após a colheita de madeira



5.4 DISCUSSÃO

A similaridade entre o estoque de área basal encontrado antes e quatro anos após a exploração da floresta, bem como os valores aproximados nas taxas anuais de mortalidade e perda de área basal em parcelas controle e manejadas, indicam que a colheita não causou danos excessivos sobre a floresta. A maior taxa de mortalidade de espécies pioneiras observada nas parcelas controle indica que, conforme previsto, à medida que acontece o processo sucessional e o dossel fecha, ocorre maior mortalidade de indivíduos desse grupo ecológico, enquanto o recrutamento diminui acentuadamente (VAN BREUGEL, 2007). Podemos afirmar que a colheita madeireira não beneficiou nenhum dos grupos ecológicos, mas aumentou, embora não significativamente, o ganho em área basal de espécies pioneiras, caracterizadas pelo rápido crescimento e ocupação de ambientes perturbados. Esse resultado já era esperado, uma vez que a taxa de recrutamento dessas espécies é favorecida com o aumento da exposição à luz solar pela abertura no dossel da floresta (AVILA et al., 2017).

Podemos inferir que as diferentes intensidades de corte (% da área basal colhida) ainda influenciam na sucessão após o manejo, validando nossa hipótese de pesquisa. Constatamos um aumento nas taxas de recrutamento em função da área basal removida. Contudo, outras interferências são observadas, por grupo ecológico, quando espécies climácicas tiveram uma taxa anual de recrutamento inferior a das pioneiras e secundárias, da mesma forma que foi

observado cinco anos após a exploração de impacto reduzido em uma floresta da Amazônia Oriental (DIONISIO, 2018). Isso supostamente ocorre porque o processo de recuperação de espécies climáticas é, em geral, lento, com taxas de ingresso e crescimento inferiores se comparadas a espécies pioneiras, sendo necessário um período maior para a recuperação do estoque retirado (REIS et al., 2013). Dessa forma, é necessária a continuidade desse estudo a fim de verificar a possível recomposição dessas espécies. Por outro lado, as aberturas do dossel também promovem a diminuição da competição por nutrientes e água, permitindo que árvores remanescentes invistam no crescimento (AMARAL et al., 2019), o que explica, de forma geral, a correlação significativa entre ganho e área basal removida. Também, a ausência de correlação significativa entre as taxas anuais de mudança da floresta e as variáveis associadas à estrutura do dossel indica que as alterações causadas no GAD, IAF e FAPAR_{dif} não são mais determinantes nos efeitos pós-exploratórios após quatro anos.

A correlação significativa e negativa com a perda de área basal de espécies climáticas indica que o corte realizado não prejudicou o crescimento das árvores remanescentes. Menores intensidades de corte podem ter causado mais danos às árvores não exploradas, causando redução do crescimento ou até mesmo a morte desses indivíduos. Em Paragominas (Amazônia Oriental), as taxas médias de mortalidade de árvores danificadas pela colheita de madeira, sobretudo porque geralmente continuaram a perder árvores com DAP ≥ 70 cm durante o primeiro ano posteriormente a exploração de impacto reduzido, foram extremamente altas (10,4% ano⁻¹), e responsável pelo saldo líquido negativo de biomassa (MAZZEI et al., 2010).

Definir a intensidade de exploração das florestas, para que essa seja economicamente viável, com danos mínimos e sem causar prejuízos ao restabelecimento e a produtividade futura, é uma das maiores dificuldades para a definição de práticas de manejo sustentado (FRANCEZ; CARVALHO; JARDIM, 2007). Embora reconheçamos a limitação da área amostrada neste estudo e, portanto, a necessidade de ampliação dos locais de estudo, consideramos importante indicar uma intensidade de corte limite. Silva (2016) apontou anteriormente um limiar de exploração de 40% de área basal, a partir do qual a colonização por espécies pioneiras ocorreu de forma acentuada. Com nossos resultados, sugerimos uma intensidade de corte de 35% da área basal inicial existente, que apresentaria taxas menores de recrutamento e conseqüentemente, ganho em área basal por inclusão dessas espécies. Ainda, ofereceria à floresta a possibilidade de manter um ganho em área basal (total) similar ao obtido em parcelas controle quatro anos após o manejo.

Em relação aos danos ocasionados pela colheita, notamos uma redução de 70% dos danos totais na área basal em relação ao período logo após a colheita. Isso sugere que a floresta

apresenta capacidade de recuperação. Apesar disso, danos do tipo inclinação, resultantes tanto pela derrubada de árvores quanto pelo arraste das toras, ainda são bastante presentes, indicando que um maior cuidado no direcionamento do abate das árvores deve ser tomado. No presente caso, o relevo acidentado dificultou o direcionamento da queda, a reutilização das trilhas de arraste e a maneabilidade das toras. A ausência de queda direcionada também pode interferir na manutenção de espécies comerciais no local próximos ao indivíduo abatido. Nesse caso, a aplicação de técnicas de impacto reduzido (EIR) pode ser uma importante ferramenta para contribuir na redução dos danos (KHAI et al., 2016). A distribuição dos danos moderados sofreu um acréscimo em sua representatividade, possivelmente pelo agrave de danos leves, ao tempo em que danos graves diminuíram consideravelmente, o que pode ser explicado pela morte dos indivíduos mais danificados. Árvores danificadas podem sofrer altas taxas de mortalidade até por décadas após o manejo, e as sobreviventes geralmente crescem lentamente, desenvolvem cavidades no caule, ou se recuperam em grande parte (SHENKIN et al., 2015).

Nosso estudo também mostrou que em parcelas manejadas houve maior mortalidade de *H. alchorneoides*. Isso também pode ter ocorrido especialmente pelos danos de corte nos remanescentes dessa espécie. Contudo, em parcelas nas quais não houve mortalidade, notamos um acréscimo de área basal. Por se tratar de uma espécie secundária, certamente o ingresso não foi favorecido por não serem criadas condições ideais para o seu desenvolvimento, ou foram criadas aberturas de dossel demasiadamente grandes, ou muito pequenas.

5.5 CONCLUSÃO

Este estudo demonstrou que as taxas anuais de mudança da floresta ainda são influenciadas pelas diferentes intensidades de colheita aplicadas. O manejo alterou a dinâmica da floresta, sobretudo por meio do aumento das taxas de recrutamento e ganho de área basal, persistindo até mesmo quatro anos após o manejo, mas não há influência do grau de abertura do dossel propriamente definido. Nossas descobertas apontam que uma intensidade de corte de 35% de redução de área basal possivelmente limitaria a taxa de recrutamento e ganho em área basal por inclusão de espécies pioneiras, com níveis de crescimento similares à floresta não manejada. Embora a proporção de danos nos indivíduos remanescentes tenha sido reduzida de forma geral, o aumento dos danos do tipo inclinação em intensidade moderada mostra que futuras árvores de corte podem ser perdidas nos próximos anos. Nossa análise revela que a regeneração natural de *H. alchorneoides* não foi favorecida pela exploração da floresta, contrariando nossa expectativa.

REFERÊNCIAS

- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, [S.l.], v. 22, n. 6, p. 711-728, 1 dez. 2013. Disponível em: <https://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078/Koppen_s_climate_classification_map_for_Brazil>. Acesso em: 18 abr. 2020.
- AMARAL, M. et al. Dynamics of Tropical Forest Twenty-Five Years after Experimental Logging in Central Amazon Mature Forest. **Forests**, [S.l.], v. 89, n. 10, p.1-17, jan. 2019. Disponível em: <<https://www.mdpi.com/1999-4907/10/2/89/htm>>. Acesso em: 17 dez. 2019.
- AVILA, A. L. et al. Medium-term dynamics of tree species composition in response to silvicultural intervention intensities in a tropical rain forest. **Biological Conservation**, [S.l.], v. 191, p.577-586, nov. 2015. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0006320715300550>>. Acesso em: 23 out. 2019.
- AVILA, A. L. de et al. Recruitment, growth and recovery of commercial tree species over 30 years following logging and thinning in a tropical rain forest. **Forest Ecology and Management**, [s.l.], v. 385, p.225-235, fev. 2017. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112716304935#b0305>>. Acesso em: 08 nov. 2019.
- DING, Y. et al. The impacts of selective logging and clear-cutting on woody plant diversity after 40 years of natural recovery in a tropical montane rain forest, south China. **Science of the Total Environment**, [S.l.], v. 579, p.1683-1691, fev. 2017. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0048969716326511#bb0050>>. Acesso em: 22 out. 2019.
- DIONISIO, L. F. S. **Dinâmica de uma floresta tropical na Amazônia oriental após a exploração de impacto reduzido**. 2018. 76 f. Tese (Doutorado) - Curso de Ciências Florestais, Universidade Federal Rural da Amazônia, Belém, 2018. Disponível em: <<http://repositorio.ufra.edu.br/jspui/handle/123456789/648>>. Acesso em: 11 dez. 2019.
- EMBRAPA. **Solos do Estado de Santa Catarina**. Rio de Janeiro: Embrapa, 2004. 745 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 46).
- FANTINI, A. C. et al. The demise of swidden-fallow agriculture in an Atlantic Rainforest region: Implications for farmers' livelihood and conservation. **Land Use Policy**, [S.l.], v. 69, p.417-426, dez. 2017.
- FEARNSIDE, P. M. Manejo Florestal na Amazônia: necessidade de novos critérios na avaliação de opções de desenvolvimento. **Pará Desenvolvimento**, [S.l.], n. 25, p.49-59, jan. 1989.
- FRANCEZ, L. M. B.; CARVALHO, J. O. P.; JARDIM, F. C. S. Mudanças ocorridas na composição florística em decorrência da exploração florestal em uma área de floresta de Terra firme na região de Paragominas, PA. **Acta Amazônica**, Manaus, v. 37, n. 2, p.219-228, jun.

2007. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0044-59672007000200007&lng=en&nrm=iso&tlng=en>. Acesso em: 10 dez. 2019.

GAVEAU, D. **How selective logging could help protect Indonesia's forests:** Recognizing the value of logged forests for biodiversity conservation in Indonesia. 2014. Disponível em: <<https://forestsnews.cifor.org/22924/how-selective-logging-could-help-protect-indonesias-forests?fnl=en>>. Acesso em: 21 set. 2018.

GOURLET-FLEURY, S.; GUEHL, J.; LAROUSSINIE, O. **Ecology and Management of a Neotropical Rainforest:** Lessons drawn from Paracou, a long-term experimental research site in French Guiana. Paris: Elsevier, 2004. 311 p.

GUARIGUATA, M. R. Early response of selected tree species to liberation thinning in a young secondary forest in Northeastern Costa Rica. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 124, n. 2-3, p.255-261, dez. 1999. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112799000729>>. Acesso em: 04 dez. 2019.

GUITET, S. et al. Impacts of logging on the canopy and the consequences for forest management in French Guiana. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 277, p.124-131, ago. 2012.

HAMMER, Øyvind. **PAST:** Paleontological Statistics. Natural History Museum, University Of Oslo, 2019. 275 p.

KHAI, T. C. et al. Effects of directional felling, elephant skidding and road construction on damage to residual trees and soil in Myanmar selection system. **International Forestry Review**, [S.l.], v. 18, n. 3, p. 296-305, set. 2016. Disponível em: <<https://www.ingentaconnect.com/contentone/cfa/ifr/2016/00000018/00000003/art00003>>. Acesso em: 11 dez. 2019.

MACFARLANE, C. et al. Digital canopy photography: Exposed and in the raw. **Agricultural and Forest Meteorology**, [S.l.], v. 197, p.244-253, out. 2014. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0168192314001427>>. Acesso em: 11 set. 2018.

MARTIN, P. A. et al. Impacts of tropical selective logging on carbon storage and tree species richness: A meta-analysis. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 356, p.224-233, nov. 2015. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112715003837>>. Acesso em: 22 out. 2019.

MAZZEI, L. et al. Above-ground biomass dynamics after reduced-impact logging in the Eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 259, n. 3, p.367-373, jan. 2010. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112709007737>>. Acesso em: 23 out. 2019.

OUÉDRAOGO, D. Y. et al. Thinning after selective logging facilitates floristic composition recovery in a tropical rain forest of Central Africa. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 262, n. 12, p. 2176-2186, dez. 2011. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112711004853>>. Acesso em: 22 out. 2019.

PANDOLFO, C. et al. **Atlas climatológico do Estado de Santa Catarina**. Florianópolis: Epagri, 2002. CD-ROM.

PIAZZA, G. E. **Regeneração de espécies madeireiras na floresta secundária da Mata Atlântica**. 2014. 76 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Agroecossistemas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014.

PIPONIOT, C. et al. Can timber provision from Amazonian production forests be sustainable? **Environmental Research Letters**, [S.l.], v. 14, n. 6, p.064014-064025, jun. 2019. Disponível em: <<https://iopscience.iop.org/article/10.1088/1748-9326/ab195e/meta>>. Acesso em: 04 dez. 2019.

PUTZ, F. E. et al. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. **Conservation Letters**, [S.l.], v. 5, n. 4, p.296-303, maio 2012. Disponível em: <<https://conbio.onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1755-263X.2012.00242.x>>. Acesso em: 22 out. 2019.

PUTZ, F.e. et al. Reduced-impact logging: Challenges and opportunities. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 256, n. 7, p.1427-1433, set. 2008. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112708002892>>. Acesso em: 16 out. 2019.

REIS, L. P. et al. Efeito da exploração de impacto reduzido em algumas espécies de sapotaceae no Leste da Amazônia. **Floresta**, Curitiba, v. 43, n. 3, p.395-406, jul. 2013. Disponível em: <<https://revistas.ufpr.br/floresta/article/view/30808/21084>>. Acesso em: 11 dez. 2019.

REITZ, R.; KLEIN, R. M.; REIS, A. **Projeto Madeira Santa Catarina**. Florianópolis: Lunardelli, 1979. 320 p.

RICH, P. M. Characterizing Plant Canopies with Hemispherical Photographs. **Remote Sensing Reviews**, v. 5, n. 1, p.13-29, jan. 1990.

RIDLER, T. W.; CALVARD, S. Picture Thresholding Using an Iterative Selection Method. **Ieee Transactions on Systems, Man, and Cybernetics**, [S.l.], v. 8, n. 8, p.630-632, 1978. Disponível em: <<https://ieeexplore.ieee.org/stamp/stamp.jsp?tp=&arnumber=4310039>>. Acesso em: 04 out. 2018.

SANTOS, M. F. dos et al. Estrutura, distribuição espacial e dinâmica florestal de duas espécies nativas após extração manejada de madeira na Flona do Tapajós. **Advances in**

Forestry Science, Cuiabá, v. 5, n. 2, p.351-356, jun. 2018. Disponível em:
<<http://periodicoscientificos.ufmt.br/ojs/index.php/afor/article/view/5921>>. Acesso em: 22 out. 2019.

SCHMITZ, H. M. **Produção de madeira em florestas secundárias de Santa Catarina: ecologicamente viável e socialmente desejável**. 2013. 114 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Agroecossistemas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

SHEIL, D.; MAY, R. M. Mortality and Recruitment Rate Evaluations in Heterogeneous Tropical Forests. **Journal of Ecology**, New York, v. 84, n. 1, p.91-100, fev. 1996. Disponível em:
<https://www.researchgate.net/publication/216814351_Mortality_and_Recruitment_Rate_Evaluations_in_Heterogeneous_Tropical_Forests>. Acesso em: 02 out. 2018.

SHENKIN, A. et al. Fates of trees damaged by logging in Amazonian Bolivia. **Forest Ecology And Management**, [S.l.], v. 357, p.50-59, dez. 2015. Disponível em:
<<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S037811271500434X>>. Acesso em: 19 dez. 2019.

SILVA, D. A. **Efeito da intensidade de colheita sobre a estrutura remanescente de uma floresta secundária manejada em Guaramirim – SC**. 2016. 85 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Florestal, Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, 2016.

SILVA, D. A.; VIBRANS, A. C. Canopy Architecture After Selective Logging in a Secondary Atlantic Rainforest in Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 4, p.1-10, 2019.
SILVA, J. N. M. **Manejo Florestal**. 2. ed. Brasília: Embrapa, 1996. 46 p. Disponível em:
<<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/916225/1/ManejoFlorestal.pdf>>. Acesso em: 03 set. 2019.

VAN BREUGEL, M. **Dynamics of secondary forests**. 2007. 240 f. Tese (Doutorado) - Curso de --, Wageningen University, Wageningen, 2007. Disponível em:
<http://lerf.eco.br/img/publicacoes/2007_09%20Dynamics%20of%20Secondary%20Forests.pdf>. Acesso em: 11 dez. 2019.

VIBRANS, A. C. et al. **IFFSC Vol. IV: Floresta Ombrófila Densa**. Blumenau: Edifurb, 2013, 576 p.

WEISS, M.; BARET, F. **CAN_EYE V6.4.91 User Manual**. UMT CAPTE / UMR1114 EMMAH, INRA, 2017. 56 p.

6 COLHEITA SELETIVA DE MADEIRA ESTIMULA RECRUTAMENTO E CRESCIMENTO DE REGENERANTES DE ESPÉCIES SECUNDÁRIAS E CLIMÁDICAS

RESUMO

As intervenções de colheita madeireira em florestas naturais podem modificar a composição e desenvolvimento de sua regeneração natural. Estudos dessa modificação geram conhecimentos fundamentais para definir estratégias de manejo florestal. Este trabalho avaliou os efeitos das alterações da luminosidade na floresta ocorridas quatro anos após a colheita madeireira sobre composição e dinâmica da regeneração natural numa floresta secundária da Mata Atlântica na região Norte Catarinense. Realizamos inventário dos indivíduos regenerantes com potencial madeireiro (DAP < 5 cm e altura > 50 cm), em nove parcelas com área de 1.600m² cada uma, que sofreram diferentes intensidades de colheita (entre 21,8 e 51,1% da sua área basal), e em duas parcelas controle. O grau de abertura do dossel da floresta foi determinado por meio de fotos hemisféricas. Foi comparada altura média e densidade da floresta por meio de ANOVA, antes, logo após e quatro anos depois da colheita. Relações entre densidade, altura média e riqueza, de um lado, e a intensidade da colheita, por outro, foram caracterizadas por meio do coeficiente de correlação linear de *Spearman*. Verificamos que o manejo da floresta estimulou o recrutamento e o crescimento em altura de todas as espécies, aumentando a densidade de plântulas. A proporção de espécies secundárias e climáticas aumentou quatro anos após a colheita, e de modo geral, a densidade das espécies comerciais foi mantida na área. A colheita de madeira modificou a dinâmica da floresta, com as consequências de tal intervenção ainda presentes, contudo, nosso trabalho indica um processo de sucessão florestal em curso.

Palavras-chave: Manejo florestal sustentável. Regeneração de espécies madeireiras. Dinâmica florestal. Abertura do dossel.

6.1 INTRODUÇÃO

Os efeitos das intervenções de manejo em florestas podem modificar a composição de sua regeneração natural de diferentes maneiras, como em relação à abundância e distribuição espacial de plântulas (GÓMEZ, 2011) e à mortalidade das mesmas (HERRERO-JÁUREGUI et al., 2011). A abertura do dossel é uma das principais forças que age sobre a dinâmica da regeneração de espécies, sobretudo porque é determinante para o microclima na floresta (HARDWICK et al., 2015). O grau de abertura do dossel (GAD) pode ser entendido como a porção do hemisfério zenital não obstruído pelo dossel florestal (ASNER; KELLER; SILVA, 2004). A sua determinação, por meio de fotografias hemisféricas (FH), possibilita inferir sobre a qualidade, quantidade e a estrutura temporal e/ou espacial da penetração da radiação solar na floresta (RICH, 1990).

Árvores remanescentes e novos indivíduos crescem para preencher as aberturas do dossel deixadas por árvores caídas por ação natural ou colhidas por intervenção de manejo (PIPONIOT et al., 2016). À medida que ocorre o preenchimento destas clareiras, o microclima e os nutrientes disponíveis do solo retornam gradualmente aos níveis pré-perturbação. As condições resultantes tendem a beneficiar um conjunto de espécies diferente do existente

anteriormente à colheita (MUSCOLO et al., 2014; ENQUIST; ENQUIST, 2010). Desse modo, a formação de aberturas de tamanhos variados pelo manejo pode ser apontada como um importante mecanismo de manutenção da diversidade da floresta (SCHLIEMANN; BOCKHEIM, 2011).

Para o manejo florestal é fundamental que as populações das espécies comerciais colhidas sejam mantidas em um nível adequado de estoque e de regenerantes, a fim de possibilitar alcançar rendimentos duradouros em futuros ciclos de colheita (PARK; JUSTINIANO; FREDERICKSEN, 2005). Schwartz et al. (2012) observaram um aumento do recrutamento e crescimento de espécies comercializáveis na Floresta Nacional do Tapajós durante o primeiro ano após exploração florestal de impacto reduzido; contudo, a médio prazo, as melhorias da colheita na regeneração desapareceram. Assim, tratamentos silviculturais adicionais, como a liberação de vegetação competitiva, são frequentemente sugeridos.

Um impacto negativo na riqueza de espécies arbóreas posterior à colheita de madeira em diversas florestas, tanto tropicais, como temperadas, foi constatado em trabalho de revisão por Clark e Covey (2012). Por outro lado, em Ghana, sete anos após a exploração madeireira de uma floresta tropical, a maioria dos indicadores de dinâmica dos indivíduos regenerantes, como mortalidade, ingresso e incremento, eram semelhantes às áreas de controle, possivelmente devido ao rápido fechamento do dossel (DUAH-GYAMFI et al., 2014).

Resumindo, os estudos acerca da composição e estrutura da regeneração em florestas tropicais após a colheita madeireira e sua relação com a abertura do dossel geraram resultados importantes para direcionar as tomadas de decisões silviculturais. Os trabalhos citados anteriormente sugerem que, se controlada adequadamente, a extração de madeira pode ser usada para produzir pequenas aberturas, preservando a regeneração avançada, e contribuindo para o ingresso de espécies comerciais. No entanto, especialmente nas florestas atlânticas e em florestas secundárias ainda é pouco compreendido como intervenções de manejo afetam a dinâmica da regeneração natural do conjunto de espécies e, em especial, das comercializáveis.

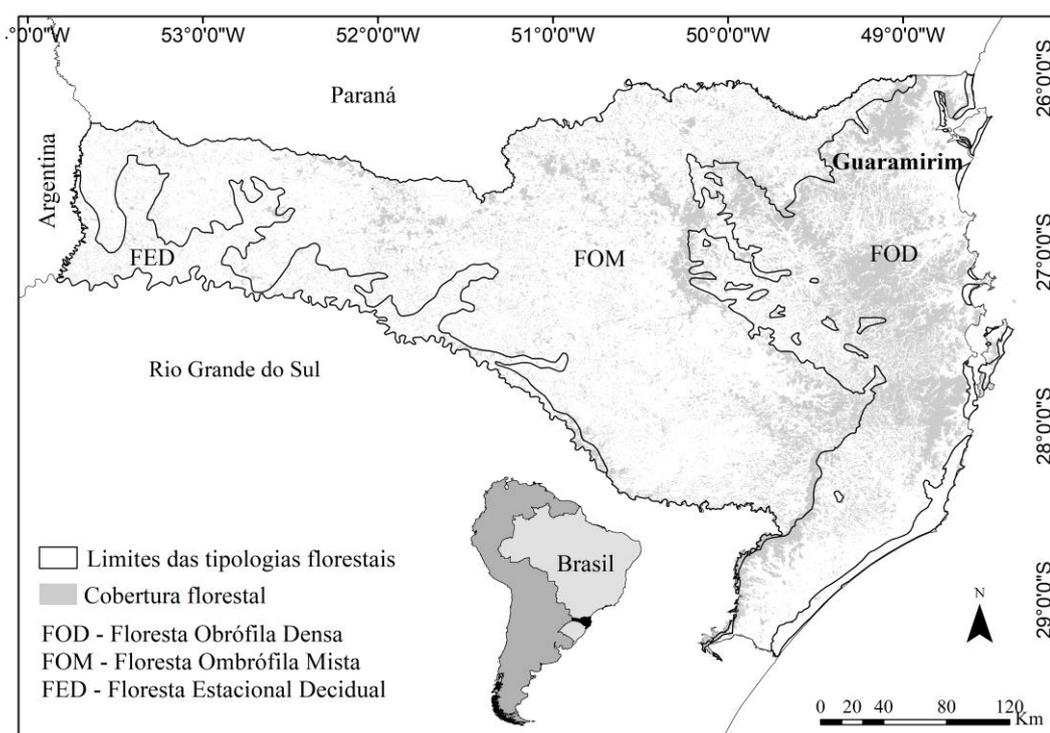
Baseado no acima exposto, a nossa hipótese de trabalho é de que diferentes intensidades de colheita criam uma heterogeneidade de ambientes o que favorece uma diversidade de espécies regenerantes. Visamos investigar, portanto, a influência das alterações da luminosidade na floresta ocorridas após a colheita de madeira sobre a composição e a dinâmica da regeneração natural, com ênfase nas espécies com potencial madeireiro.

6.2 MATERIAL E MÉTODOS

6.2.1 Área de estudo

Este estudo foi realizado em uma floresta secundária no município de Guaramirim, região Norte do Estado de Santa Catarina, com área total de 41,9 hectares ($26^{\circ}31'57''\text{S}$ e $49^{\circ}02'32''\text{O}$, Figura 24). O clima local, segundo Köppen (ALVARES et al., 2013), é classificado como Cfa - mesotérmico úmido sem estação seca, com pluviosidade anual variando entre 1.700 mm e 1.900 mm e temperatura média de 19 a 20°C (PANDOLFO et al., 2002). A área apresenta altitudes entre 160 e 500 metros a.n.m., com declividade entre 30% e 40%, exposição sul a sudeste. As principais classes de solo são Cambissolo e Argissolo (EMBRAPA, 2004).

Figura 24 - Localização da área de estudo em Santa Catarina, sul do Brasil



A floresta na área de estudo foi intensamente explorada até a década de 1970. Naquela época o que restou da floresta eram trechos de pastagem entremeada por capões de floresta em estágio inicial de regeneração e algumas árvores remanescentes. Um plantio de enriquecimento com mudas de três espécies nativas, *Miconia cinammomifolia* (DC.) Naudin, *Hyeronima alchorneoides* e *Nectandra* spp., foi realizado em 1978. O plantio foi feito em espaçamento

irregular, e recebeu tratos silviculturais (roçada de limpeza) durante os primeiros cinco anos após à implantação (SCHMITZ, 2013).

6.2.2 Delineamento experimental

Neste estudo foram instaladas onze parcelas permanentes de 60 x 60 m, incluída uma borda de 10 m de largura, portanto com 1600 m² de área útil cada uma, subdivididas em 16 subparcelas de 100 m². Os tratamentos aplicados em 2014 consistiram em diferentes intensidades de colheita, de 21,8 a 51,1% da área basal total, variando de 0% a 98% da área basal em nível de subparcela, além de parcelas de controle.

O levantamento do estrato regenerante foi realizado entre março e julho de 2019, quatro anos após a intervenção de manejo na floresta. Consideramos neste estudo apenas espécies arbóreas com potencial de alcançar o dossel da floresta (Tabela 14); excluímos do levantamento as espécies arbustivas e todas aquelas que tem seu ciclo de vida restrito ao sub-bosque. Assim, todos os indivíduos das espécies citadas com DAP < 5 cm e altura > 50 cm existentes nas parcelas foram identificados e tiveram sua altura medida com régua. A seleção das espécies com potencial madeireiro levou em consideração informações de usos contidas em bibliografias (REITZ; KLEIN; REIS, 1979; PIAZZA, 2014; SILVA, 2016) e a grande experiência do proprietário da área. A identificação do material botânico, em nível de espécie sempre que possível, foi realizada em campo por engenheiro florestal ou após coleta e herborização, mediante consulta ao Herbário Dr. Roberto Miguel Klein, da Universidade Regional de Blumenau (FURB).

Todos os indivíduos amostrados foram classificados em grupos ecológicos (pioneiras, secundárias e climácicas), conforme metodologia adotada no Inventário Florístico Florestal de Santa Catarina (IFFSC) (VIBRANS et al., 2013) e pelo Projeto Madeira Santa Catarina (REITZ; KLEIN; REIS, 1979). Os indivíduos não identificados em nível de espécie foram designados como “Não Classificados” quanto ao grupo ecológico.

A estrutura do dossel foi inicialmente caracterizada por meio de fotografias hemisféricas zenitais por Silva (2016), antes e logo após a colheita. Novas fotografias foram capturadas em janeiro de 2019, utilizando o mesmo conjunto de câmera *digital single-lens reflex* (DSLR) Nikon, modelo D3100, e lente Nikon Fish-eye Nikkor 10.5 mm, que em 2014 e 2015. A câmera foi posicionada no eixo central de cada subparcelas de 10 x 10 m, fixada em um tripé a 1,3 m acima do solo, com a parte superior da câmera voltada para o norte magnético (N), segundo metodologia indicada por Rich (1990). Para evitar o efeito da anisotropia dos raios

solares e os fluxos de dispersão na imagem digital, as capturas foram realizadas em dias nublados, ou logo ao início da manhã em dias ensolarados (GONSAMO; PELLIKKA, 2009). A captura das fotografias seguiu a metodologia adaptada de Macfarlane et al. (2014), descrita por Silva e Vibrans (2019).

6.2.3 Análise dos dados

A normalidade dos dados foi verificada com a utilização do teste de normalidade de Shapiro-Wilk e a presença de *outliers* observada por meio de *boxplot*. Modificações na composição de espécies foram avaliadas por meio do percentual de importância (PI) nos distintos períodos. As médias das variáveis por tratamento recebido e por grupo ecológico (GE) foram comparadas através de análise de variância com fator único (ANOVA).

As fotografias hemisféricas foram processadas no *software* CAN_EYE versão 6.3.8 (WEISS; BARET, 2017: <https://www6.paca.inra.fr/can-eye/>), com classificação automática para determinação das classes “vegetação” e “céu”, utilizando o algoritmo ISODATA (RIDLER; CALVARD, 1978). A partir desta, foi calculado o Grau de Abertura do Dossel (GAD) (expresso em %), por parcela.

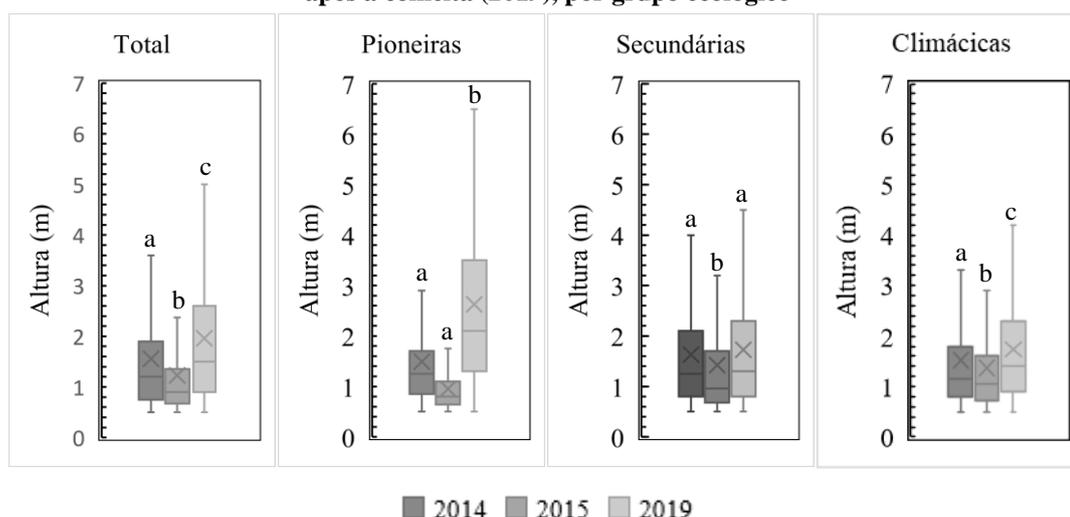
Analisamos a existência de relação entre densidade, altura média e riqueza (número de espécies) dos regenerantes quatro anos após o manejo e a intensidade de colheita, por meio do coeficiente de correlação linear de *Spearman*. Todas as análises estatísticas foram realizadas no *software* Past 3.25 (HAMMER, 2019: <https://folk.uio.no/ohammer/past/>). Os dados da regeneração natural da floresta medida em 2014 e 2015 foram obtidos de estudo realizado por Silva (2016).

6.3 RESULTADOS

O teste de normalidade de Shapiro-Wilk demonstrou que os dados das variáveis investigadas não apresentam distribuição normal. Ao observar a altura média dos regenerantes nas parcelas exploradas, é possível constatar que ocorreram alterações significativas no período das medições ($F = 30,03$; $p < 0,001$) (Figura 25). Antes da colheita, o estrato regenerante apresentava altura média total de 1,53 m; logo após a colheita este valor diminuiu para 1,23 m e; quatro anos após a exploração, ela aumentou para 1,96 m. Para o grupo das espécies pioneiras, em 2014, a altura era de 1,49 m; em 2015, passou para 0,95 m e em 2019, aumentou para 2,63 m, ocorrendo diferença significativa entre 2015 e 2019 ($F = 43,94$; $p < 0,001$) (Figura

25 – Pioneiras). As espécies secundárias apresentavam antes da exploração altura de 1,63 m, após a colheita 1,42 e quatro anos depois 1,72 m (Figura 25 – Secundárias) ($F = 23,2$; $p < 0,001$). As espécies climácicas também apresentaram diferenças significativas entre os três períodos ($F = 20,2$; $p < 0,001$) (Figura 25 – Climácicas): 2014: 1,52 m; 2015: 1,37 m e; 2019: 1,74 m.

Figura 25 - Médias (“x”) das alturas da regeneração natural antes (2014), logo após (2015) e quatro anos após a colheita (2019), por grupo ecológico



Letras diferentes indicam diferença estatística entre os três períodos de medições ($\alpha = 0,05$).

A distribuição dos regenerantes entre as classes de altura (Figura 26), permite inferir que, de forma geral, ocorreu uma diminuição na altura média total após a colheita de madeira, decorrente dos danos das operações que se distribuíram de forma similar entre as classes. Notamos que em 2019 houve um incremento nas maiores classes de alturas, com destaque para $150 > 200$ cm e $300 > 350$ cm, excedendo a distribuição observada antes do manejo. Por sua vez, as duas menores classes de altura sofreram diminuição do número de indivíduos.

Em relação à distribuição de indivíduos por classes ecológicas (Figura 27), nas parcelas controle o percentual de pioneiras na população total se manteve inalterado ao longo das medições (12%). As espécies secundárias aumentaram de 53% para 60% ao longo do período, enquanto as climácicas reduziram de 31% para 25%. O grupo de espécies não classificadas (NC), que totalizavam 4% na primeira e segunda medição, somaram 2% em 2019.

Nas parcelas manejadas, antes da colheita a maior proporção observada era de espécies secundárias (56%), mas logo após o manejo houve uma diminuição da proporção dessas espécies para 37% em detrimento das pioneiras (38%). Em 2019, o percentual de secundárias apresentou um aumento para 46%, enquanto o número de pioneiras diminuiu para 25%. As

espécies climáticas tiveram um decréscimo após a colheita em relação à 2014, contudo, quatro anos depois a proporção dessas (27%) já estava próxima à verificada no início das medições (29%). De forma geral, uma tendência de aumento da proporção de espécies secundárias, em ambos os tratamentos, foi notada. Essa substituição de regenerantes das diferentes classes nos leva a presumir que está ocorrendo sucessão vegetal na comunidade.

Figura 26 - Distribuição dos indivíduos entre as classes de altura antes (2014), logo após (2015) e quatro anos após a colheita (2019)

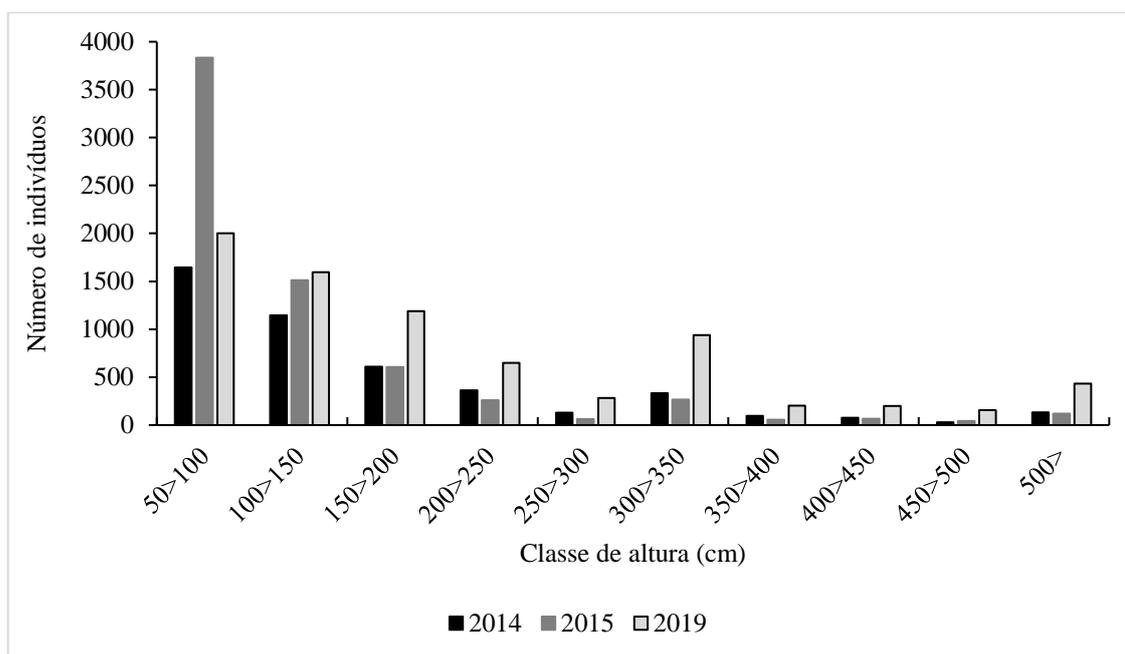
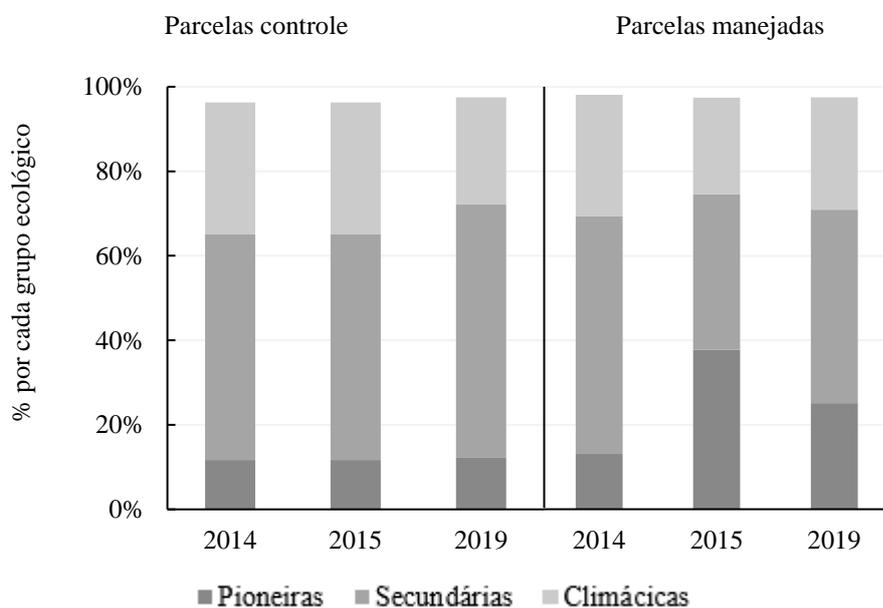


Figura 27 - Distribuição dos indivíduos nas classes ecológicas antes (2014), logo após (2015) e quatro anos após a exploração (2019) madeireira nas parcelas controle e nas manejadas



Quanto à densidade total dos regenerantes, constatou-se que após a colheita ocorreu aumento significativo no número total de indivíduos (Tabela 13). Em 2014 a densidade média era de 3.167 ind/ha e após a colheita de 4.740 ind/ha ($F = 10,72$; $p = 0,001$). No ano de 2019, a densidade foi maior (5.308 ind/ha), embora a diferença não tenha sido significativa ($p = 0,05$) em referência a 2015.

Em relação aos grupos ecológicos, observamos aumento significativo da densidade das espécies pioneiras logo após a colheita (2014: 414 ind/ha; 2015: 1.790 ind/ha; $F = 5,63$; $p = 0,0141$). Contudo, quatro anos após a exploração é verificada uma densidade menor, de 1.334 ind/ha. Espécies secundárias apresentavam 1.782 ind/ha em 2014, 1.747 ind/ha em 2015 e 2.431 ind/ha em 2019 ($F = 15,44$; $p < 0,001$). Espécies climácicas mantiveram a densidade média durante as duas primeiras medições. Em 2019, com 1.413 ind/ha, o aumento registrado apresentou significância ($F = 14,26$; $p < 0,001$).

Tabela 13 - Valores de altura total média (Ht), densidade (DA) e percentual de importância (PI) das cinco principais espécies da regeneração natural antes (2014), logo após (2015) e quatro anos após a colheita de madeira (2019)

Espécie	Ht (cm)			DA (ind/ha)			PI (%)			
	2014	2015	2019	2014	2015	2019	2014	2015	2019	
Parcelas manejadas	<i>Myrcia spectabilis</i>	147,9	129,7	187,1	383	487	488	6,9	5,9	5,2
	<i>Virola bicuhyba</i>	136,9	112,2	144,6	222	288	387	4,4	3,8	4,3
	<i>Cecropia glaziovii</i>	-	-	367,9	-	-	320	-	-	3,6
	<i>Guapira opposita</i>	140,5	115,9	160,9	220	310	317	4,3	4	3,6
	<i>Myrcia strigipes</i>	142,2	135,4	170,1	209	242	294	4,2	3,3	3,4
	<i>Euterpe edulis</i>	199,3	216,7	-	488	333	-	8,6	4,3	-
	<i>Trema micrantha</i>	-	79,8	-	-	783	-	-	8,9	-
	<i>Schizolobium parahyba</i>	-	93,8	-	-	375	-	-	4,7	-
Total	157,5 ^a	122,7 ^b	196,1 ^c	3167 ^a	4740 ^b	5307 ^b	100,0	100,0	100,0	
Parcelas Controle	<i>Myrcia strigipes</i>	-	145,6	-	1343	-	18,3			
	<i>Myrcia spectabilis</i>	173,8	200,4	328	447	5,2	6,7			
	<i>Euterpe edulis</i>	211,7	170,5	338	209	5,3	3,7			
	<i>Virola bicuhyba</i>	135,3	133,1	181	191	3,2	3,4			
	<i>Endlicheria paniculata</i>	163,2	150,9	213	175	3,6	3,2			
	<i>Trichilia pallens</i>	174,1	-	181	-	3,2	-			
	Total	164,5	160,5	3766	3891 ^{ns}	100,0	100,0			

Letras diferentes indicam uma diferença estatística entre os três períodos de medições ($\alpha = 0,05$). ^{ns} = não significativo ao nível de 0,05.

Entre as espécies regenerantes (Tabela 13), as secundárias *Myrcia spectabilis* DC., *Virola bicuhyba* (Schott ex Spreng.) Warb., *Myrcia strigipes* Mart., *Euterpe edulis* Mart. e *Endlicheria paniculata* (Spreng.) J. F. Macbr foram as espécies que exibiram maiores percentuais de importância (PI) nos três períodos de medições e em ambos tratamentos. Em 2014, *E. edulis* apresentou o maior PI nas parcelas controle (5,3%) e nas parcelas colhidas (8,6%). Quatro anos após o manejo, maior PI foi observado para *Myrcia spectabilis* (5,2% nas parcelas colhidas) e *Myrcia strigipes* (18,3% nas parcelas controle). As pioneiras, *Cecropia glaziovii* Snethl., *Guapira opposita* (Vell.) Reitz, *Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake e *Trema micrantha* (L.) Blume, mostraram maior importância após a colheita de madeira, em 2015 e em 2019.

Antes da colheita tinham sido registradas 132 espécies de plântulas pertencentes a 89 gêneros na área amostrada e, em 2015, observamos 123 espécies de 86 gêneros. Quatro anos mais tarde, a riqueza de espécies entre os regenerantes foi recuperada, com 135 espécies de 93 gêneros (Tabela 14). As famílias mais comuns foram: Myrtaceae (com 26, 20 e 12 espécies, nas três avaliações, respectivamente); Fabaceae (com 20 espécies no primeiro levantamento, 22 no segundo e 19 na última medição); e Lauraceae (com 12 espécies encontradas em 2014, 11 no ano de 2015 e 10 em 2019). Também verificamos que o número de espécies com maior interesse madeireiro, como *Cedrela fissilis*, *Cabralea canjerana* e *Ocotea catharinensis*, ainda é mantido quatro anos após a colheita.

Tabela 14 - Espécies regenerantes encontradas antes (2014), logo após (2015) e quatro anos depois da colheita (2019)

(continua)

Espécie	Família	Grupo ecológico	Número de indivíduos			Interesse madeireiro
			2014	2015	2019	
<i>Actinostemon concolor</i>	Euphorbiaceae	Secundária			1	3
<i>Aegiphila integrifolia</i>	Lamiaceae	Pioneira		3	67	3
<i>Alchornea glandulosa</i>	Euphorbiaceae	Pioneira		5	52	2
<i>Alchornea sidifolia</i>	Euphorbiaceae	Pioneira			1	2
<i>Alchornea triplinervia</i>	Euphorbiaceae	Secundária		28	34	2
<i>Allophylus edulis</i>	Sapindaceae	Secundária			1	3
<i>Allophylus petiolulatus</i>	Sapindaceae	Clímax			167	3
<i>Alseis floribunda</i>	Rubiaceae	Clímax	1			3
<i>Andira fraxinifolia</i>	Fabaceae	Pioneira	13	17	11	1
<i>Aniba firmula</i>	Lauraceae	Secundária	40	54	51	1
<i>Annona cacans</i>	Annonaceae	Pioneira			1	2
<i>Annona emarginata</i>	Annonaceae	Pioneira	3	5		3
<i>Annona neosericea</i>	Annonaceae	Pioneira			20	3
<i>Annona rugulosa</i>	Annonaceae	Pioneira			4	3
<i>Aspidosperma australe</i>	Apocynaceae	Secundária	5	11	8	1
<i>Balfourodendron riedelianum</i>	Rutaceae	Secundária	1	1	2	1
<i>Bathysa australis</i>	Rubiaceae	Clímax			121	3
<i>Bauhinia forficata</i>	Fabaceae	Pioneira	1	11	9	3
<i>Brosimum glaziovii</i>	Moraceae	Secundária			6	2
<i>Brosimum lactescens</i>	Moraceae	Clímax	1	3	3	2
<i>Byrsonima ligustrifolia</i>	Malpighiaceae	Secundária		1	1	3
<i>Cabralea canjerana</i>	Meliaceae	Secundária	111	123	144	1
<i>Calyptranthes brasiliensis</i>	Myrtaceae	Clímax	6	6		3
<i>Calyptranthes lucida</i>	Myrtaceae	Clímax	33	36	44	3
<i>Calyptranthes strigipes</i>	Myrtaceae	Clímax	94	84	60	3
<i>Campomanesia guaviroba</i>	Myrtaceae	Clímax			3	2
<i>Campomanesia laurifolia</i>	Myrtaceae	Secundária		1		2
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	Myrtaceae	Secundária	7	7	14	2
<i>Cariniana estrellensis</i>	Lecythidaceae	Secundária	10	7	11	2
<i>Casearia decandra</i>	Salicaceae	Secundária	24	44	16	3
<i>Casearia obliqua</i>	Salicaceae	Secundária	23		18	3
<i>Casearia sylvestris</i>	Salicaceae	Secundária	18	36	28	3
<i>Cecropia glaziovii</i>	Urticaceae	Pioneira			461	3
<i>Cedrela fissilis</i>	Meliaceae	Secundária	1	9	6	1
<i>Centrolobium microchaete</i>	Fabaceae	Secundária			1	3
<i>Centrolobium robustum</i>	Fabaceae	Secundária	1	3		1
<i>Cestrum euanthes</i>	Solanaceae	Secundária	4			3
<i>Cestrum intermedium</i>	Solanaceae	Secundária	6		31	3
<i>Chrysophyllum inornatum</i>	Sapotaceae	Secundária	7	5	8	3
<i>Chrysophyllum viride</i>	Sapotaceae	Clímax	7	7	5	2
<i>Cinnamodendron dinisii</i>	Canellaceae	Pioneira	2	22	20	3
<i>Citharexylum myrianthum</i>	Verbenaceae	Pioneira	4	14	18	2
<i>Citronella paniculata</i>	Cardiopteridaceae	Secundária	14	15	13	3
<i>Coccoloba warmingii</i>	Polygonaceae	Clímax	1	1	6	3
<i>Copaifera trapezifolia</i>	Fabaceae	Clímax	9	8	8	1
<i>Cordia silvestris</i>	Boraginaceae	Secundária	19	55	41	3
<i>Cordia concolor</i>	Rubiaceae	Clímax	4			3
<i>Coussapoa microcarpa</i>	Urticaceae	Secundária		2	1	3
<i>Cryptocarya aschersoniana</i>	Lauraceae	Secundária			24	1

Tabela 14 - Espécies regenerantes encontradas antes (2014), logo após (2015) e quatro anos depois da colheita (2019)

Espécie	Família	Grupo ecológico	Número de indivíduos			Interesse madeireiro
			2014	2015	2019	
<i>Cryptocarya mandioccana</i>	Lauraceae	Clímax	6	23		1
<i>Cupania oblongifolia</i>	Sapindaceae	Clímax	61	71	142	2
<i>Cupania vernalis</i>	Sapindaceae	Pioneira	12	1		1
<i>Dahlstedtia muehlbergiana</i>	Fabaceae	Secundária		1	1	3
<i>Dahlstedtia pinnata</i>	Fabaceae	Secundária	1	3	26	3
<i>Dalbergia brasiliensis</i>	Fabaceae	Pioneira	1	5	1	2
<i>Dalbergia frutescens</i>	Fabaceae	Secundária	2	26	24	2
<i>Endlicheria paniculata</i>	Lauraceae	Secundária	259		234	3
<i>Erythroxylum cuspidifolium</i>	Erythroxylaceae	Secundária	1			3
<i>Eugenia bacopari</i>	Myrtaceae	Secundária			31	3
<i>Eugenia beaurepairiana</i>	Myrtaceae	Pioneira	2			3
<i>Eugenia brasiliensis</i>	Myrtaceae	Secundária		2		3
<i>Eugenia brevistyla</i>	Myrtaceae	Clímax	1		1	3
<i>Eugenia burkartiana</i>	Myrtaceae	Clímax	19	13	10	3
<i>Eugenia catharinensis</i>	Myrtaceae	Secundária	28	44	43	3
<i>Eugenia cerasiflora</i>	Myrtaceae	Clímax	19	34	25	3
<i>Eugenia cereja</i>	Myrtaceae	Clímax	1	1		3
<i>Eugenia concolor</i>	Myrtaceae	Secundária	1			3
<i>Eugenia melanogyna</i>	Myrtaceae	Secundária	10	17	3	3
<i>Eugenia multicostata</i>	Myrtaceae	Clímax	2			3
<i>Eugenia uniflora</i>	Myrtaceae	Pioneira		1	3	3
<i>Eugenia verticillata</i>	Myrtaceae	Clímax	8	2		3
<i>Euterpe edulis</i>	Arecaceae	Secundária	703	480	362	3
<i>Ficus adhatodifolia</i>	Moraceae	Pioneira	6	13	27	3
<i>Ficus luschnathiana</i>	Moraceae	Secundária		4	1	3
<i>Garcinia gardneriana</i>	Clusiaceae	Secundária	19	18	7	2
<i>Guapira opposita</i>	Nyctaginaceae	Pioneira	317	447	457	3
<i>Guarea macrophylla</i>	Meliaceae	Secundária	14			2
<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	Euphorbiaceae	Pioneira			27	3
<i>Handroanthus albus</i>	Bignoniaceae	Pioneira		2		2
<i>Heisteria silvianii</i>	Olacaceae	Pioneira	60	80	76	3
<i>Hirtella hebeclada</i>	Chrysobalanaceae	Clímax	6	3	4	2
<i>Hyeronima alchorneoides</i>	Phyllanthaceae	Secundária	18	20	187	2
<i>Inga edulis</i>	Fabaceae	Secundária	2		1	3
<i>Inga marginata</i>	Fabaceae	Pioneira	97	113	115	3
<i>Jacaranda micrantha</i>	Bignoniaceae	Secundária	2	5	7	2
<i>Jacaranda puberula</i>	Bignoniaceae	Secundária	1			2
<i>Jacaratia spinosa</i>	Caricaceae	Clímax			1	2
<i>Luetzelburgia guaissara</i>	Fabaceae	Secundária	1	1		2
<i>Machaerium hatschbachii</i>	Fabaceae	Secundária	2			3
<i>Machaerium hirtum</i>	Fabaceae	Secundária	2	8	6	3
<i>Machaerium stipitatum</i>	Fabaceae	Secundária			1	3
<i>Maclura tinctoria</i>	Moraceae	Pioneira			1	2
<i>Magnolia ovata</i>	Magnoliaceae	Secundária	33	35	41	2
<i>Matayba intermedia</i>	Sapindaceae	Secundária	46	82	94	2
<i>Maytenus gonoclada</i>	Celastraceae	Clímax	26	19	22	3
<i>Meliosma sellowii</i>	Sabiaceae	Clímax	6	4	3	3
<i>Miconia cabucu</i>	Melastomataceae	Pioneira	13	24	48	2
<i>Miconia cinnamomifolia</i>	Melastomataceae	Secundária	4	11	128	2

Tabela 14 - Espécies regenerantes encontradas antes (2014), logo após (2015) e quatro anos depois da colheita (2019)

Espécie	Família	Grupo ecológico	Número de indivíduos			Interesse madeireiro
			2014	2015	2019	
<i>Miconia pusilliflora</i>	Melastomataceae	Pioneira	5			3
<i>Miconia valtheri</i>	Melastomataceae	Clímax			3	3
<i>Mouriri chamissoana</i>	Melastomataceae	Clímax	2	2	2	3
<i>Muelleria campestris</i>	Fabaceae	Secundária	4	12	31	3
<i>Myrceugenia miersiana</i>	Myrtaceae	Secundária	1	3	3	3
<i>Myrceugenia myrcioides</i>	Myrtaceae	Clímax	16			3
<i>Myrcia aethusa</i>	Myrtaceae	Secundária	5			3
<i>Myrcia eugeniopsoides</i>	Myrtaceae	Clímax		3		3
<i>Myrcia ferruginosa</i>	Myrtaceae	Clímax	2	2	2	3
<i>Myrcia glabra</i>	Myrtaceae	Pioneira		2	1	3
<i>Myrcia hatschbachii</i>	Myrtaceae	Secundária	1	2		3
<i>Myrcia neoglabra</i>	Myrtaceae	Secundária		3		3
<i>Myrcia neoriedeliana</i>	Myrtaceae	Clímax	6	8	24	3
<i>Myrcia pubipetala</i>	Myrtaceae	Secundária	61	86	151	3
<i>Myrcia spectabilis</i>	Myrtaceae	Secundária	551	701	703	3
<i>Myrcia splendens</i>	Myrtaceae	Secundária	193	222	241	3
<i>Myrcia strigipes</i>	Myrtaceae	Secundária	301	348	424	3
<i>Myrcia tijuensis</i>	Myrtaceae	Secundária	5	4	9	3
<i>Myrocarpus frondosus</i>	Fabaceae	Secundária	9	14	7	1
<i>Myrsine coriacea</i>	Primulaceae	Pioneira	4	6	10	3
<i>Myrsine hermogenesii</i>	Primulaceae	Secundária	4	7	6	3
<i>Myrsine umbellata</i>	Primulaceae	Secundária	1			2
<i>Nectandra leucantha</i>	Lauraceae	Clímax	2	10	21	2
<i>Nectandra membranacea</i>	Lauraceae	Secundária	94	168	232	2
<i>Nectandra oppositifolia</i>	Lauraceae	Secundária	11	12	19	2
<i>Neomitranthes glomerata</i>	Myrtaceae	Pioneira	5			3
<i>Ocotea aciphylla</i>	Lauraceae	Secundária		1		2
<i>Ocotea catharinensis</i>	Lauraceae	Clímax	5	4	5	1
<i>Ocotea indecora</i>	Lauraceae	Secundária	1	2		2
<i>Ocotea mandioccana</i>	Lauraceae	Secundária	4	7	9	1
<i>Ocotea puberula</i>	Lauraceae	Secundária	19	4	4	2
<i>Ocotea silvestris</i>	Lauraceae	Clímax	1			2
<i>Ocotea teleiandra</i>	Lauraceae	Clímax	5	3	4	2
<i>Ormosia arborea</i>	Fabaceae	Secundária	1	1		1
<i>Pausandra morisiana</i>	Euphorbiaceae	Clímax	17	13	8	3
<i>Pera glabrata</i>	Peraceae	Secundária	8	5	7	3
<i>Piptadenia gonoacantha</i>	Fabaceae	Secundária	3	6	1	2
<i>Piptadenia paniculata</i>	Fabaceae	Secundária	8	9	9	2
<i>Piptocarpha axillaris</i>	Asteraceae	Secundária	1	6	41	3
<i>Pisonia ambigua</i>	Nyctaginaceae	Secundária			29	3
<i>Platymiscium floribundum</i>	Fabaceae	Secundária	11	3	4	1
<i>Posoqueria latifolia</i>	Rubiaceae	Pioneira	26	23	36	3
<i>Pouteria venosa</i>	Sapotaceae	Clímax	1	2	4	2
<i>Protium kleinii</i>	Burseraceae	Secundária	8	10	18	1
<i>Prunus myrtifolia</i>	Rosaceae	Secundária	20	16	10	2
<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	Malvaceae	Pioneira	3	6	8	2
<i>Pseudolmedia hirtula</i>	Moraceae	Clímax	1			3
<i>Psidium cattleianum</i>	Myrtaceae	Secundária			2	3
<i>Psychotria carthagenensis</i>	Rubiaceae	Secundária	15	15	14	3

Tabela 14 - Espécies regenerantes encontradas antes (2014), logo após (2015) e quatro anos depois da colheita (2019)

Espécie	Família	Grupo ecológico	Número de indivíduos			Interesse madeireiro
			2014	2015	2019	
<i>Pterocarpus rohrii</i>	Fabaceae	Pioneira	27	27	26	3
<i>Quiina glazovii</i>	Quiinaceae	Secundária	18	18	16	3
<i>Roupala montana</i> var. <i>brasiliensis</i>	Proteaceae	Secundária	8	11	9	1
<i>Ruprechtia laxiflora</i>	Polygonaceae	Secundária	16	2		3
<i>Sapium glandulosum</i>	Euphorbiaceae	Pioneira	1	15	38	2
<i>Schefflera morototoni</i>	Araliaceae	Secundária	1			2
<i>Schizolobium parahyba</i>	Fabaceae	Pioneira		540	74	2
<i>Sequoiaria langsdorffii</i>	Phyllanthaceae	Clímax	2	1	3	3
<i>Senna multijuga</i>	Fabaceae	Pioneira		41	87	2
<i>Sloanea garckeana</i>	Elaeocarpaceae	Clímax	1			3
<i>Sloanea guianensis</i>	Elaeocarpaceae	Clímax	34	35	32	2
<i>Solanum mauritianum</i>	Solanaceae	Secundária			11	3
<i>Solanum pseudoquina</i>	Solanaceae	Secundária			18	2
<i>Solanum sanctae-catharinae</i>	Solanaceae	Secundária			2	3
<i>Sorocea bonplandii</i>	Moraceae	Secundária	117	153	139	3
<i>Symplocos estrellensis</i>	Symplocaceae	Clímax	2			3
<i>Tabernaemontana catharinensis</i>	Apocynaceae	Pioneira	1	1	3	3
<i>Tetrorchidium rubrivenium</i>	Euphorbiaceae	Secundária	28	32	42	2
<i>Trema micrantha</i>	Cannabaceae	Pioneira		1128	115	3
<i>Trichilia lepidota</i>	Meliaceae	Clímax	95	131	136	2
<i>Vernonanthura discolor</i>	Myristicaceae	Secundária	2			2
<i>Vernonanthura puberula</i>	Asteraceae	Pioneira	11	51	183	3
<i>Viola bicuhyba</i>	Myristicaceae	Secundária	319	415	557	2
<i>Xylopia brasiliensis</i>	Annonaceae	Secundária	1	1	2	2
<i>Xylosma prockia</i>	Salicaceae	Clímax	4		6	3
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	Rutaceae	Secundária	8	14	37	2
<i>Zollernia ilicifolia</i>	Fabaceae	Clímax	53	51	64	3
Número total de espécies			132	123	135	

Foram contabilizados somente os indivíduos identificados em nível de espécie. **Classe 1:** espécies de alto valor comercial; usadas na produção de madeira serrada; com madeira empregada como matéria prima na construção civil, como acabamentos internos, na fabricação de móveis finos e instrumentos musicais. **Classe 2:** espécies de médio valor comercial; usadas na produção de madeira serrada; com madeira usada como matéria prima em obras de construção civil, como forros, na fabricação de móveis baratos, fabricação de chapas e embalagens. **Classe 3:** espécies de baixo valor comercial ou sem informações, utilizadas para lenha.

Em relação às principais espécies plantadas na área em 1978, verificamos um aumento em suas abundâncias posteriormente ao manejo: *N. membranacea* esteve presente nas nove parcelas durante os três períodos de medição (2014: 65,28 ind/ha; 2015: 116,67 ind/ha; 2019: 161,11 ind/ha);, *H. alchorneoides* apresentava 12,50 ind/ha antes da colheita, 13,89 ind/ha logo após a colheita e 129,86 ind/ha quatro anos depois, estando presente em oito parcelas; *M. cinammomifolia* apresentava somente 2,79 ind/ha e 7,64 ind/ha em quatro parcelas em 2014 e 2015, respectivamente; contudo, em 2019 a espécie apresentou uma abundância de 88,89 ind/ha e estava presente em todas as nove parcelas.

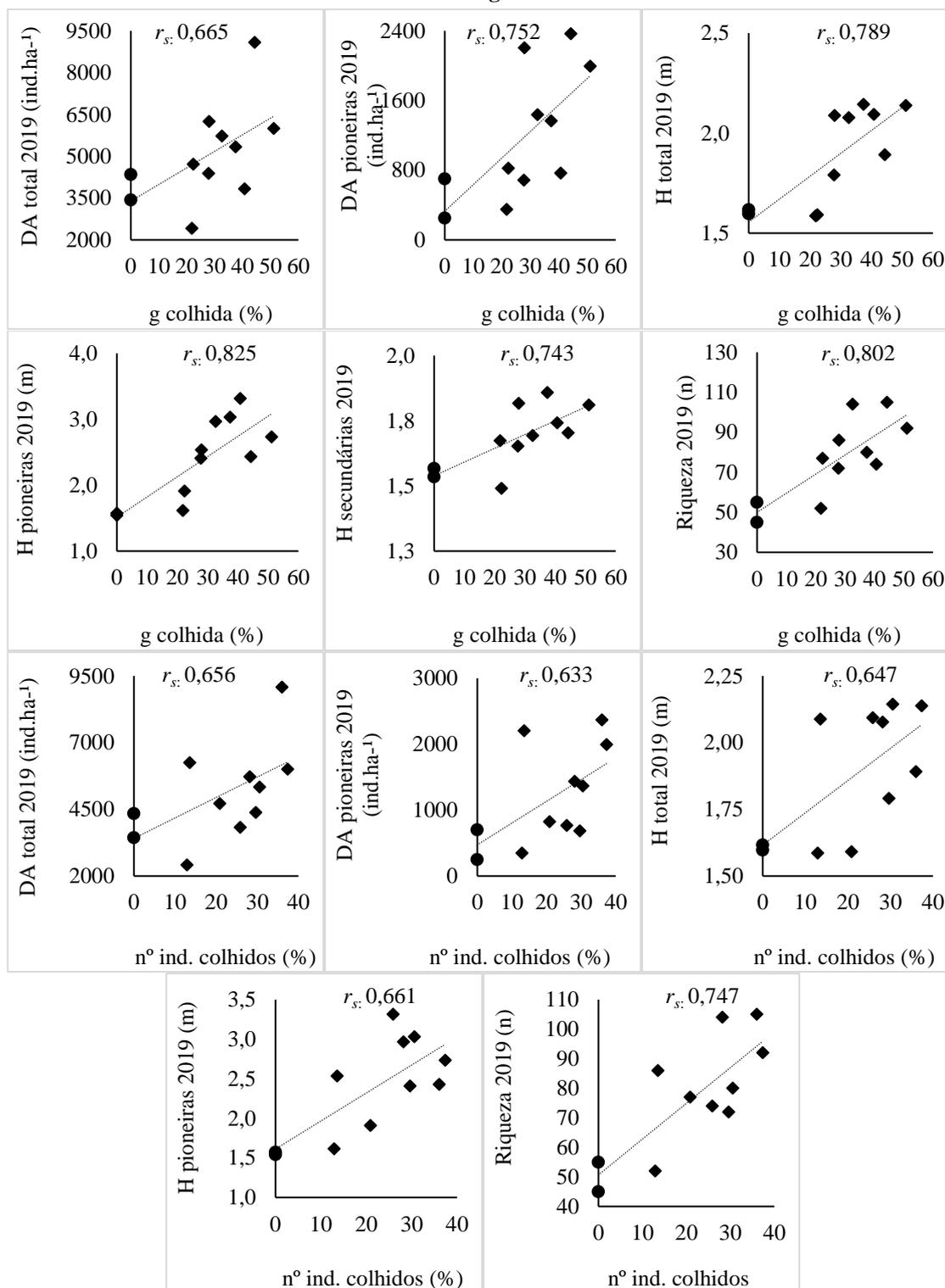
Os coeficientes de correlação de *Spearman*, resultantes da relação entre densidade, altura média e riqueza (quatro anos após o manejo) e a intensidade de colheita são apresentados na Tabela 15 e na Figura 28. Verificamos correlações positivas significativas entre a área basal colhida e densidade total, densidade de regenerantes pioneiras, altura total, altura de regenerantes pioneiras e secundárias, e a riqueza total. Da mesma forma, com exceção da altura de regenerantes secundárias, observamos correlação significativa entre o número de indivíduos colhidos e as demais variáveis. Assim, é possível afirmar que as diferentes intensidades de corte tendem a influenciar o estabelecimento, crescimento e a diversidade de espécies regenerantes após a colheita.

Tabela 15 - Coeficiente de correlação de Spearman (r_s) entre a intensidade de colheita, número de árvores colhidas, GAD e a densidade, altura média e riqueza da regeneração natural quatro anos após a colheita, por grupo ecológico

Grupo de espécies	Densidade (ind/ha) x		
	g colhida (%)	GAD (%)	n° indivíduos colhidos (%)
Total	0,665*	0,473 ^{ns}	0,656*
Pioneiras	0,752*	0,436 ^{ns}	0,633*
Secundárias	0,465 ^{ns}	0,027 ^{ns}	0,519 ^{ns}
Climácicas	0,287 ^{ns}	0,573 ^{ns}	0,278 ^{ns}
Grupo de espécies	Altura (cm) x		
	g colhida (%)	GAD (%)	n° indivíduos colhidos (%)
Total	0,789*	-0,201 ^{ns}	0,647*
Pioneiras	0,825*	-0,109 ^{ns}	0,661*
Secundárias	0,743*	-0,018 ^{ns}	0,560 ^{ns}
Climácicas	0,432 ^{ns}	-0,287 ^{ns}	0,267 ^{ns}
Grupo de espécies	Riqueza (n) x		
	g colhida (%)	GAD (%)	n° indivíduos colhidos (%)
Total	0,802*	0,382 ^{ns}	0,747*

g = área basal colhida. GAD = alteração no grau de abertura do dossel. * = significativo ao nível de $p = 0,05$. ^{ns} = não significativo ao nível de $p = 0,05$.

Figura 28 - Correlações significativas entre a intensidade de colheita, número de árvores colhidas, GAD e a densidade, altura média e riqueza da regeneração natural quatro anos após a colheita, por grupo ecológico



g = área basal colhida. GAD = alteração no grau de abertura do dossel. Círculos representam as parcelas controle; triângulos representam parcelas manejadas.

6.4 DISCUSSÃO

Constatamos que quatro anos após o corte seletivo, o estrato regenerante apresenta altura total maior do que no período que antecedia a colheita, o que demonstra que os danos causados pelo manejo na regeneração foram temporários e superados. Espécies pioneiras e climácicas foram os grupos ecológicos com maior incremento em altura. O maior desempenho das espécies pioneiras (+ 1,14 m) certamente foi favorecido pela abertura de clareiras, enquanto o crescimento das climácicas (+ 0,22 m) pode ser relacionado ao espaço liberado no dossel pelo corte de árvores e ao desenvolvimento natural da floresta.

O aumento do número de regenerantes nas menores classes, logo após a colheita, é resultado da intensa colonização de espécies pioneiras nas áreas com maior intensidade de corte (SILVA, 2016). Outro fator que indica que a floresta está em desenvolvimento é o aumento do número de indivíduos com altura maior que 150 cm, representado por plântulas beneficiadas pela entrada maior de luminosidade. Conforme relatado em outro estudo, regenerantes de 0,5 a 1,0 m de altura são mais abundantes um ano após a exploração, enquanto indivíduos de 1,0 a 3,0 m de altura são mais abundantes quatro e oito anos após a exploração (CARVALHO et al., 2017).

Quando a distribuição desses indivíduos por grupo ecológico (GE) nas parcelas controle é analisada, nota-se que as espécies secundárias foram as únicas que apresentaram incremento entre os anos de 2014/15 e 2019. Por outro lado, nas parcelas manejadas, a proporção dos GE foi alterada, nos três períodos. A colheita aumentou significativamente o recrutamento de pioneiras, e a intensidade de corte aplicada promoveu, quatro anos depois, recuperação parcial de espécies secundárias e climácicas em relação aos valores pré-exploratórios. Esse resultado é consistente ao observado em uma área de manejo em Ghana, onde também foi verificado um crescimento temporário de espécies heliófitas, enquanto espécies não pioneiras mostraram maior abundância quatro anos após a colheita de madeira (DUAH-GYAMFI et al., 2014). Quando ocorre, por outro lado, o fechamento do dossel, há aumento da competição por recursos e, assim, as taxas de recrutamento e crescimento das espécies pioneiras são menores (AVILA et al., 2017).

Outras observações puderam ser feitas em relação ao aumento significativo da densidade total das espécies entre os períodos pré- e pós-colheita. Nas parcelas em que ocorreu corte seletivo, ao final de quatro anos, 2.140 ind/ha ingressaram no local, enquanto apenas 125 novos ind/ha estabeleceram-se nas parcelas controle. Isso, provavelmente está relacionado à maior disponibilidade de luz nas clareiras abertas pela colheita de árvores do que no sub-bosque

da floresta não manejada (LAMPRECHT, 1989). Por outro lado, é importante mencionar que as elevadas taxas de recrutamento e crescimento tem caráter temporário e podem cessar antes de uma década após as intervenções silviculturais (DE GRAAF; VAN ELDIK, 2011; SCHWARTZ et al., 2012, VATRAZ et al., 2016).

Outra diferença entre as áreas controle e as áreas manejadas pôde ser notada: as cinco espécies com maior percentual de importância (PI) que compõem as áreas controle são espécies secundárias; nas áreas manejadas, no entanto, foram encontradas pioneiras e secundárias. Isso nos leva a supor que a colheita de madeira pode ter alterado a dinâmica da floresta, uma vez que ela modificou a composição de espécies. A abertura excessiva do dossel em florestas secundárias pode promover o desenvolvimento de espécies indesejáveis, dificultando a regeneração natural das espécies comerciais (FREITAS, 2004). De acordo com um estudo realizado no estado do Acre, na Amazônia Ocidental, no quinto ano após a criação de aberturas artificiais do dossel, sete das dez espécies mais comuns foram pioneiras; no décimo segundo ano, todavia, nenhuma espécie pioneira estava ainda presente (D'OLIVEIRA; RIBAS, 2011). Por isso, o inventário do estrato regenerante deve ser realizado periodicamente para que o efeito da colheita de árvores possa ser avaliado continuamente.

Ademais, evidenciamos que a riqueza de espécies entre as regenerantes diminuiu em 2015, o que pode ser resultante dos danos do manejo. Porém, em 2019 a quantidade de espécies encontradas assemelha-se aos números observados antes da colheita, indicando a manutenção da diversidade da flora local.

Existe consenso na literatura de que as alterações ocasionadas pela colheita na composição da comunidade vegetal são determinantes para a composição florística e estrutura futura da floresta (KARSTEN et al., 2013). Em seu estudo sobre as perspectivas de exploração sustentável de florestas tropicais, Zimmerman e Kormos (2012) apontam que, no entanto, o recrutamento de espécies comerciais é limitado em clareiras de colheita florestal, em virtude da competição com espécies oportunistas; estas são espécies que formam bancos de plântulas que aguardam a espera da oportunidade de crescerem em uma clareira. De forma geral, observamos que a colheita não prejudicou o ingresso de espécies importantes sob o aspecto econômico (classes 1 e 2), com um número bastante elevado de indivíduos ingressantes de *H. alchorneoides*. E, em se tratando de florestas secundárias, é essencial que ocorra a continuidade da sucessão florestal. Para tanto, o controle da intensidade de colheita, da abertura do dossel e a aplicação de tratamentos silviculturais adicionais para liberação de indivíduos potenciais do sub-bosque podem contribuir para que essa seja mantida.

As diferentes intensidades de colheita realizadas estimularam o ingresso e favoreceram o incremento em altura de todas as espécies, sobretudo de pioneiras. Isso pode ser explicado pelo estímulo gerado à sua germinação e desenvolvimento. Consequentemente, houve aumento da densidade total das espécies, com destaque para as heliófitas, e maior riqueza e densidade na regeneração da área.

6.5 CONCLUSÕES

A colheita de madeira estimulou o recrutamento dos indivíduos da regeneração e o seu crescimento em altura. As variações na intensidade de corte criaram condições favoráveis especialmente ao estabelecimento de espécies pioneiras, causando mudanças na composição florística da floresta. Essas implicações se mantêm quatro anos após a exploração, contudo, o incremento maior de espécies secundárias e climáticas no local indica que a floresta está em processo de sucessão. A colheita também não parece ter causado efeitos adversos nas espécies comerciais. Entendemos que para conciliar a colheita de madeira e a manutenção de espécies importantes é necessário entender melhor a dinâmica de regeneração a longo prazo e avaliar se as intensidades de corte aplicadas podem prejudicar permanência das espécies comerciáveis na floresta manejada.

REFERÊNCIAS

- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, [S.l.], v. 22, n. 6, p. 711-728, 1 dez. 2013. Disponível em: <https://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078/Koppen_s_climate_classification_map_for_Brazil>. Acesso em: 18 abr. 2020.
- ASNER, G. P.; KELLER, M.; SILVA, J.N. M. Spatial and temporal dynamics of forest canopy gaps following selective logging in the eastern Amazon. **Global Change Biology**, [S.l.], v. 10, n. 5, p.765-783, maio 2004. Disponível em: <<https://onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1111/j.1529-8817.2003.00756.x>>. Acesso em: 18 abr. 2020.
- AVILA, A. L. de et al. Recruitment, growth and recovery of commercial tree species over 30 years following logging and thinning in a tropical rain forest. **Forest Ecology and Management**, [s.l.], v. 385, p.225-235, fev. 2017. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112716304935#b0305>>. Acesso em: 08 nov. 2019.

CARVALHO, A. L. de et al. Natural regeneration of trees in selectively logged forest in western Amazonia. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 392, p.36-44, maio 2017. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112716311410>>. Acesso em: 13 nov. 2019.

CLARK, J. A.; COVEY, K. R. Tree species richness and the logging of natural forests: A meta-analysis. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 276, p.146-153, jul. 2012. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112712001958>>. Acesso em: 07 out. 2019.

D'OLIVEIRA, Marcus V. N.; RIBAS, L. A. Forest regeneration in artificial gaps twelve years after canopy opening in Acre State Western Amazon. **Forest Ecology And Management**, [S.l.], v. 261, n. 11, p.1722-1731, jun. 2011. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112711000521>>. Acesso em: 13 nov. 2019.

DE GRAAF, N. R; VAN ELDIK, T. Precious Woods, Brazil. In: WERGER, Marinus J.a. **Sustainable Management of Tropical Rainforests: The CELOS Management System**. Paramaribo, Suriname: Tropenbos International, 2011. p. 186-199. Disponível em: <<https://www.tropenbos.org/resources/publications/sustainable+management+of+tropical+rainforests%3A+the+celos+management+system>>. Acesso em: 08 nov. 2019.

DUAH-GYAMFI, A. et al. Can harvesting for timber in tropical forest enhance timber tree regeneration? **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 314, p.26-37, fev. 2014. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112713007809#f0005>>. Acesso em: 07 out. 2019.

EMBRAPA. **Solos do Estado de Santa Catarina**. Rio de Janeiro: Embrapa, 2004. 745 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 46).

ENQUIST, B. J.; ENQUIST, C. A. F. Long-term change within a Neotropical forest: assessing differential functional and floristic responses to disturbance and drought. **Global Change Biology**, [S.l.], v. 17, n. 3, p.1408-1424, out. 2010. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/227743483_Long-term_change_within_a_Neotropical_forest_Assessing_differential_functional_and_floristic_responses_to_disturbance_and_drought>. Acesso em: 10 abr. 2019.

FREITAS, J. V. **Improving tree selection for felling and retention in natural forest in Amazônia through spatial control and targeted seed tree retention: a case study of a forest management project in Amazonas State, Brazil**. 2004, 190p. Tese (Doutorado), University of Aberdeen, Aberdeen, 2004.

GÓMEZ, J. W. L. Regeneración natural de nueve especies maderables en un bosque intervenido de la Amazonia Boliviana. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 41, n. 1, p.135-142, mar. 2011. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0044-59672011000100016>. Acesso em: 25 set. 2019.

GONSAMO, A.; PELLIKKA, P. A new look at top-of-canopy gap fraction measurements from high-resolution airborne imagery. **Earsel Eproceedings**, [S.l.], v. 8, n. 1, p.64-74, jan. 2009. Disponível em: <http://www.eproceedings.org/static/vol08_1/08_1_gonsamo1.pdf?SessionID=58f9db835b97ca898b030>. Acesso em: 11 set. 2018.

HAMMER, Øyvind. **PAST: PAleontological STatistics**. Natural History Museum, University Of Oslo, 2019. 275 p.

HARDWICK, S. R. et al. The relationship between leaf area index and microclimate in tropical forest and oil palm plantation: Forest disturbance drives changes in microclimate. **Agricultural and Forest Meteorology**, [S.l.], v. 201, p.187-195, fev. 2015. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0168192314002780>>. Acesso em: 07 out. 2019.

HERRERO-JÁUREGUI, C. et al. Recruitment dynamics of two low-density neotropical multiple-use tree species. **Plant Ecology**, [S.l.], v. 212, n. 9, p.1501-1512, maio 2011. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s11258-011-9924-0>>. Acesso em: 25 set. 2019.

KARSTEN, R. J. et al. Regeneration in canopy gaps of tierra-firme forest in the Peruvian Amazon: Comparing reduced impact logging and natural, unmanaged forests. **Forest Ecology and Management**, v. 310, p.663-671, 2013.

Lamprecht, H. **Silviculture in the Tropics: Tropical Forest Ecosystems and Their Tree Species – Possibilities and Methods for Their Long-Term Utilization**. Deutsche Gesellschaft für Technische Zusammenarbeit, Eschborn, 1989.

MACFARLANE, C. et al. Digital canopy photography: Exposed and in the raw. **Agricultural and Forest Meteorology**, [S.l.], v. 197, p.244-253, out. 2014. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0168192314001427>>. Acesso em: 11 set. 2018.

MUSCOLO, A. et al. A review of the roles of forest canopy gaps. **Journal of Forestry Research**, [S.l.], v. 25, n. 4, p.725-736, nov. 2014. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s11676-014-0521-7>>. Acesso em: 01 abr. 2018.

PANDOLFO, C. et al. **Atlas climatológico do Estado de Santa Catarina**. Florianópolis: Epagri, 2002. CD-ROM.

PARK, A.; JUSTINIANO, M. J.; FREDERICKSEN, T. S. Natural regeneration and environmental relationships of tree species in logging gaps in a Bolivian tropical forest. **Forest Ecology And Management**, [S.l.], v. 217, n. 2-3, p.147-157, out. 2005. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112705003932>>. Acesso em: 25 set. 2019.

PIAZZA, G. E. **Regeneração de espécies madeireiras na floresta secundária da Mata Atlântica**. 2014. 76 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Agroecossistemas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2014.

PIPONIOT, C. et al. Carbon recovery dynamics following disturbance by selective logging in Amazonian forests. **Elife**, [S.l.], v. 5, p.1-19, dez. 2016. Disponível em: <<https://cdn.elifesciences.org/articles/21394/elifesciences-21394-v2.pdf>>. Acesso em: 25 set. 2019.

REITZ, R.; KLEIN, R. M.; REIS, A. **Projeto Madeira Santa Catarina**. Florianópolis: Lunardelli, 1979. 320 p.

RICH, P. M. Characterizing Plant Canopies with Hemispherical Photographs. **Remote Sensing Reviews**, v. 5, n. 1, p.13-29, jan. 1990.

RIDLER, T. W.; CALVARD, S. Picture Thresholding Using an Iterative Selection Method. **Ieee Transactions on Systems, Man, And Cybernetics**, [S.l.], v. 8, n. 8, p.630-632, 1978. Disponível em: <<https://ieeexplore.ieee.org/stamp/stamp.jsp?tp=&arnumber=4310039>>. Acesso em: 04 out. 2018.

SCHMITZ, H. M. **Produção de madeira em florestas secundárias de Santa Catarina: ecologicamente viável e socialmente desejável**. 2013. 114 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Agroecossistemas, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2013.

SCHLIEMANN, S. A.; BOCKHEIM, J. G. Methods for studying treefall gaps: A review. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 261, n. 7, p.1143-1151, abr. 2011. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112711000247>>. Acesso em: 09 abr. 2011.

SCHWARTZ, G. et al. Mid-term effects of reduced-impact logging on the regeneration of seven tree commercial species in the Eastern Amazon. **Forest Ecology and Management**, [S.l.], v. 274, p.116-125, jun. 2012. Disponível em: <<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378112712001041#b0135>>. Acesso em: 07 out. 2019.

SILVA, D. A. da. **Efeito da intensidade de colheita sobre a estrutura remanescente de uma floresta secundária manejada em Guaramirim – SC**. 2016. 85 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Florestal, Universidade Regional de Blumenau, Blumenau, 2016.

SILVA, D. A.; VIBRANS, A. C. Canopy Architecture After Selective Logging in a Secondary Atlantic Rainforest in Brazil. **Floresta e Ambiente**, v. 26, n. 4, p.1-10, 2019.
SILVA, J. N. M. **Manejo Florestal**. 2. ed. Brasília: Embrapa, 1996. 46 p. Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/916225/1/ManejoFlorestal.pdf>>. Acesso em: 03 set. 2019.

VATRAZ, S. et al. Efeito da exploração de impacto reduzido na dinâmica do crescimento de uma floresta natural. **Scientia Forestalis**, [S.l.], v. 44, n. 109, p.261-271, mar. 2016.

Disponível em: <<https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr109/cap25.pdf>>. Acesso em: 08 nov. 2019.

VIBRANS, A. C. et al. **IFFSC Vol. IV: Floresta Ombrófila Densa**. Blumenau: Edifurb, 2013, 576 p.

WEISS, M.; BARET, F. **CAN_EYE V6.4.91 User Manual**. UMT CAPTE / UMR1114 EMMAH, INRA, 2017. 56 p.

ZIMMERMAN, B. L.; KORMOS, C. F. Prospects for Sustainable Logging in Tropical Forests. **Bioscience**, [S.l.], v. 62, n. 5, p.479-487, maio 2012. Disponível em: <<https://academic.oup.com/bioscience/article/62/5/479/236463>>. Acesso em: 13 nov. 2019.

7 *Hyeronima alchorneoides* Allemão: ESTUDO COMPROVA APTIDÃO PARA PLANTIOS DE RESTAURAÇÃO E PRODUÇÃO DE MADEIRA NA MATA ATLÂNTICA?

RESUMO

A utilização de espécies florestais nativas, como *Hyeronima alchorneoides*, em plantios de adensamento e/ou enriquecimento de áreas degradadas, ou plantios comerciais a céu aberto, pode ser uma alternativa à conversão de florestas naturais em plantios de espécies exóticas. Este estudo verificou o potencial da utilização da rebrota e do plantio de mudas como formas de regeneração de licurana para restauração e produção madeireira. Em uma parcela de 1.600 m² realizamos um plantio de adensamento com mudas da espécie, para verificar o seu crescimento por determinação do diâmetro à altura do solo (DAS) e altura. Também conduzimos uma área de regeneração natural por meio de talhadia, em sete parcelas de 100 m², com aplicação de desbrota seletiva e desrama, além do tratamento controle. Nessas parcelas, analisamos incremento de DAP, volume, altura total, altura e diâmetro médio de copa, e as condições físicas e químicas do solo. O plantio de mudas de licurana mostrou baixa taxa de mortalidade (< 10%), incremento de DAS de 9,90 mm e 52 cm em altura total, em 12 meses. Na talhadia, encontramos incremento médio de DAP de 0,64 e 0,37 mm e 0,26 e 0,30 m em altura, nas parcelas com tratamentos silviculturais e nas parcelas controle, respectivamente, havendo diferenças significativas de incremento em DAP e área basal nas áreas tratadas. A fertilidade solo é muito baixa e inadequada para plantios florestais. Nós sugerimos a continuação das medições pelos próximos anos dos dois experimentos. Em termos gerais, os incrementos da espécie confirmaram o potencial da licurana para plantios na Mata Atlântica.

7.1 INTRODUÇÃO

A silvicultura tropical, por meio do manejo da regeneração natural, de plantios de enriquecimento e adensamento, de plantios puros ou consorciados a céu aberto, constitui importante alternativa para a conservação florestal (KAGEYAMA; CASTRO, 1989). Dentre os domínios da vegetação brasileira, a Mata Atlântica sofre os maiores impactos das atividades humanas, levando a fragmentação e degradação florestal (RIBEIRO et al. 2009). No estado de Santa Catarina, cerca de 95% dos remanescentes florestais são formações secundárias (VIBRANS et al., 2012), onde espécies pioneiras e secundárias iniciais dominam o processo sucessional (SIMINSKI; FANTINI 2004, SCHORN; GALVÃO 2006). Estas espécies, como *Hyeronima alchorneoides* Allemão, *Miconia cinnamomifolia* (DC) Naudin., *Nectandra* spp. e *Ocotea* spp., apresentam rápido crescimento e produzem madeira de boa qualidade, o que torna o manejo de florestas secundárias ou plantações destas espécies atraentes para os proprietários de terras (FANTINI; SIMINSKI; GAIO, 2016; SIMINSKI; SANTOS; WENDT, 2016).

A licurana destaca-se por ser uma árvore que pode atingir até 30 m de altura e 70 cm de diâmetro (CARVALHO 2008), cuja madeira tem uma densidade básica de 664,5 kg/m³ (OLIVEIRA et al., 2019) e é vendida atualmente a preços de até R\$ 1.200,00 por m³ de madeira serrada no mercado local (comunicação pessoal do proprietário da área de estudo). A espécie tunha *status* de “madeira-de lei”, definido pela carta-regia de Maria I de 1783 (CARUSO,

1983), dada a sua importância para a construção naval. É abundante em estágios secundários iniciais de sucessão; ocorre sobretudo na Mata Atlântica, mas também na Amazônia, estendendo sua distribuição até a Guatemala na América Central (CARVALHO, 2008; BARRANCE et al., 2003). Em muitos casos, a espécie domina as formações florestais secundárias, como no estado de Santa Catarina (SIMINSKI et al., 2011). Apesar de sua silvicultura ser bem estudada (REITZ; KLEIN; REIS, 1979; BARRANCE et al., 2003; CARVALHO, 2008), esses conhecimentos não levaram à prática de sua utilização, nem por meio do manejo de florestas (por restrições ambientais na Mata Atlântica e pela falta de necessidade dada a abundância de florestas maduras na Amazônia), nem em plantios, sejam estes puros ou consorciados, em vegetação existente ou a pleno sol. Por essa razão, estudos com objetivos de acompanhar o desenvolvimento de florestas manejadas e de plantios conduzidos, confirmar seu potencial de produção e de industrialização de sua madeira e elaborar recomendações práticas para as diversas regiões de sua ocorrência, são fundamentais para tornar a ampla utilização da licurana possível.

No manejo florestal, a colheita de madeira pode empobrecer a floresta e afetar a capacidade de regeneração de espécies exploradas, contudo, tratamentos silviculturais, como o condução da regeneração, o plantio de adensamento e o aproveitamento da rebrota do troncos ou de raízes, podem ser realizados para favorecer estas espécies, mantendo a estrutura das populações das espécies de interesse (NEPSTAD et al., 1999). Na região Amazônica, há diversos exemplos de uso eficiente do plantio de mudas de espécies nativas em florestas exploradas. Em um experimento de enriquecimento de clareiras conduzido em Paragominas, PA, após colheita de madeira, cerca de 12 meses após o plantio, várias espécies apresentaram desempenho satisfatório, chegando a taxas de sobrevivência acima de 90% (GOMES et al., 2010). No estado do Acre, resultados preliminares após plantios de enriquecimento com espécies florestais madeireiras de alto valor comercial em áreas de manejo florestal, alcançam uma taxa de sobrevivência de 76,5%, considerada como adequada pelos autores, em razão de que as mudas não tiveram qualquer tipo de defesa química ou física, estando expostas às condições naturais na floresta. Da mesma forma, o incremento das mudas, 0,19 m em altura e 0,24 cm em diâmetro, foi considerado regular tendo em vista o curto período de 11 meses do plantio (ARAUJO et al., 2013).

Não foi encontrada evidências na literatura nacional e estrangeira do potencial de talhadia de licurana, porém, na floresta úmida de Honduras, *H. alchorneoides* apresentava boa capacidade de rebrota nas parcelas experimentais estabelecidas (PROECEN; ESNACIFOR; OIMT, 2003). Essa mesma publicação aponta a necessidade de desbrota, desrama, raleio e

limpeza dos plantios. Em uma avaliação de plantios da espécie no Norte da Costa Rica, com idade entre seis e 11 anos, foi observada uma taxa de crescimento anual média de 1,7 m de altura e 1,8 cm em DAP, e incremento médio anual em volume de 10,2 m³/ha.ano. Também são estimados ciclos entre 15 e 25 anos para obter 250-300 árvores/ha com um DAP médio de 40 cm (BARRANCE et al., 2003). Outros autores descrevem a influência da zona edafoclimática no crescimento e incremento da espécie, indicando sua adaptabilidade às condições locais, como solos argilosos, mal drenados, com alta acidez e baixa fertilidade (DELGADO et al., 2003).

Neste trabalho, pretendemos: a) verificar o potencial da utilização da rebrota e do plantio de mudas de licurana como formas de regeneração da espécie para fins de produção madeireira; b) testar a hipótese de que os tratamentos silviculturais aplicados na condução de talhadia de *H. alchorneoides* favorecem o incremento de variáveis dendrométricas dos indivíduos.

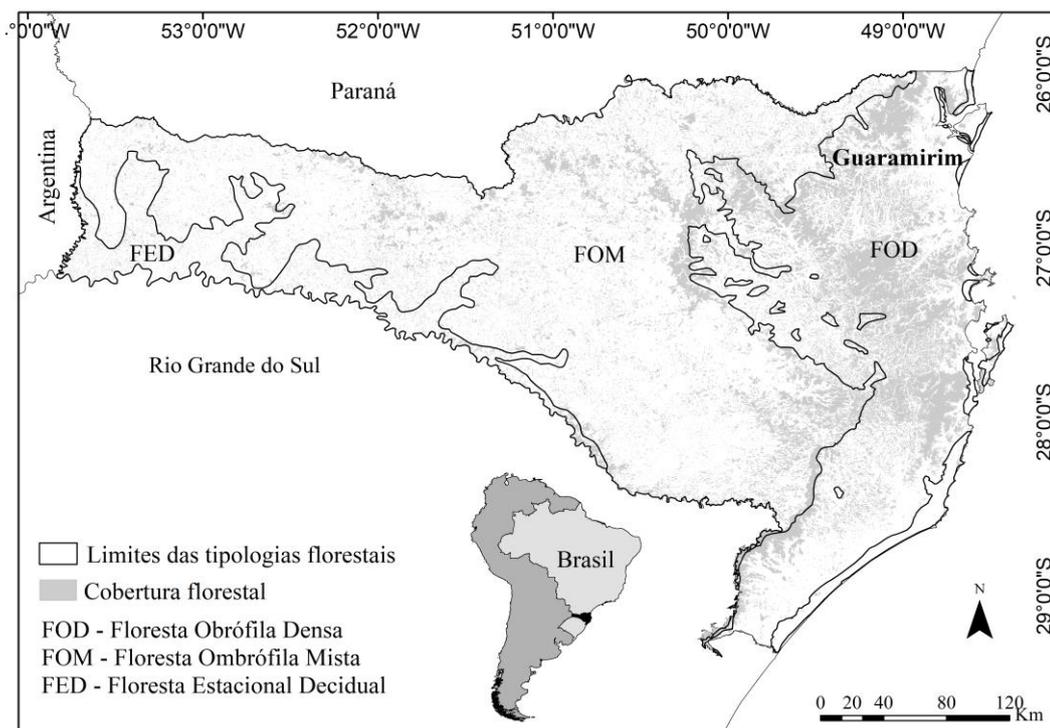
7.2 MATERIAL E MÉTODOS

7.2.1 Área de estudo 01

7.2.1.1 Plantio de mudas de *Hyeronima alchorneoides* Allemão

Este estudo foi realizado em uma floresta secundária localizada na região Norte do Estado de Santa Catarina, no município de Guaramirim, com uma área total de 41,9 hectares (26°31'57"S e 49°02'32"O, Figura 29). O clima local, segundo Köppen (ALVARES et al., 2013), é classificado como Cfa - mesotérmico úmido sem estação seca, com pluviosidade anual variando entre 1.700 mm e 1.900 mm e temperatura média de 19 a 20°C (PANDOLFO et al., 2002). A área apresenta altitude entre 160 e 500 metros a.n.m, com declividade entre 30% e 40% e exposição sul a sudeste. As principais classes de solo são Cambissolo e Argissolo (EMBRAPA, 2004).

Figura 29 - Localização da área de estudo em Santa Catarina, sul do Brasil



7.2.2 Amostragem e coleta de dados da área 01

Foi instalada uma parcela experimental de 60 x 60 m, incluída uma borda de 10 m de largura, portanto com 1.600 m² de área útil, subdividida em 16 subparcelas de 100 m². Essa parcela sofreu corte raso da floresta existente no primeiro bimestre de 2018; apenas parte da madeira aproveitável na serraria foi retirada, enquanto a maior parte da biomassa ficou no local.

Em setembro de 2018 foi realizado o plantio de nove mudas de *H. alchorneoides* por subparcela, com cerca de 1,0 m de altura, produzidas com o uso de sementes coletadas na própria área de estudo. A única operação realizada antes da implantação foi a limpeza da área, por meio de roçada manual, na qual foram mantidos apenas indivíduos regenerantes de espécies de interesse comercial. O plantio foi feito 2 m distante do limite de cada subunidade, em espaçamento aproximado de 3 x 3m, em covas de cerca de 30 cm de diâmetro e 30 cm de profundidade. Não foi realizada adubação, por tratar-se de área florestal com solo intacto.

As mudas de *H. alchorneoides* foram plaqueteadas e a mensuração da altura total foi realizada com o emprego de régua, e do diâmetro ao nível do solo (DAS) com paquímetro digital. Semestralmente foram executados controle de formigas (mediante isca formicida), de matocompetição (mediante roçada) e replantio de árvores mortas.

7.2.3 Área de estudo 02

7.2.3.1 Condução de *Hyeronima alchorneoides* Allemão em regime de talhadia

Este estudo foi realizado em área reflorestada abandonada após a colheita, localizada a aproximadamente seis quilômetros da área de estudo 01. A área era utilizada como pastagem de gado até o ano de 2000; posteriormente, o proprietário implantou um povoamento de palmeira-real (*Archontophoenix* spp.) mantido até 2004. Em seguida, a área foi reflorestada com *Eucalyptus grandis* W. Hill. ex. Maiden e colhida em 2014. Durante o cultivo dessas culturas foi realizada calagem e adubação. Após a colheita verificou-se a regeneração espontânea de um elevado número de indivíduos de *H. alchorneoides*. Tal fato, possivelmente ocorreu em decorrência da presença de fragmentos florestais nativos situados no entorno. Após o corte das rebrotas de eucaliptos e da licurana, apenas os tocos da licurana rebrotaram novamente. Estas rebrotas ocorreram em grande número e com surpreendente vigor. Atualmente, ao menos em um terço da área total está mantido, enquanto o restante sofreu terraplanagem para implantação de um loteamento. Após um levantamento inicial, encontramos em 0,07 ha, 586 rebrotas, com média de 1,52 rebrotas por toco, 5,1 m de altura média e 3,8 cm de DAP (Tabela 16). Embora o corte das árvores jovens que resultou nas brotações tenha sido realizado para eliminar a planta e não para provocar as rebrotas após uma hipotética colheita de madeira (como em povoamentos de eucalipto em regime de talhadia), a situação encontrada configura numa inédita oportunidade de estudar o comportamento da licurana sob as condições descritas. Utilizamos daqui em diante neste estudo a expressão “*povoamento submetido à talhadia*”, mesmo consciente de que a “talhadia” foi mais um resultado do acaso do que uma prática silvicultural realizada de forma intencional.

Tabela 16 - Médias de altura total (Ht), diâmetro à altura do peito (DAP) e número de indivíduos e rebroto de *Hyeronima alchorneoides* por parcela em propriedade no município de Guaramirim/SC

Parcela	Média de Ht	Média de DAP	Nº ind/ha	Nº rebrotos/ha	Nº rebrotos/ind
	(m)	(cm)			
1	5,2	3,9	6.000	11.500	1,92
2	4,8	3,8	9.300	10.000	1,08
3	4,7	3,9	5.700	9.600	1,68
4	5,0	3,7	6.700	6.700	1,00
5	5,5	4,0	3.500	5.500	1,57
6	5,4	3,5	4.500	10.700	2,38
7	5,3	3,9	4.600	4.600	1,00
Média geral	5,1	3,8	5.757	8.371	1,52
Desvio padrão	0,3	0,2	1.894	2.727	0,53

7.2.4 Amostragem e coleta de dados da área 02

Foram instaladas na área sete parcelas permanentes de 10 x 10 m, subdivididas em quatro subparcelas de 25 m². Entre maio e julho de 2018 foram medidos e plaquetados todos os rebrotes vivos com altura superior a 1,50 m, sendo determinado o DAP com fita diamétrica. Mensuramos também a altura total, com o emprego de régua topográfica. As brotações ramificadas abaixo de 1,30 m de altura tiveram os dados dendrométricos anotados individualmente. Os tratamentos foram aplicados de forma aleatorizada nas subunidades de 25m². Após 12 meses foi realizada a segunda medição.

Os tratamentos aplicados consistiram num conjunto de tratos silviculturais: desbrota seletiva, roçada da área e desrama dos fustes (Tratamento 1 - T1) e; tratamento controle (TC). No T1, em cada cepa foi selecionado um único rebroto a ser conduzido. Os critérios de escolha, em ordem de prioridade, foram: estado fitossanitário (ausência de injúrias); forma e qualidade do fuste; DAP e altura total. Os brotos foram cortados com motosserra e mantidos na área. Durante a realização da desbrota foi efetuada limpeza para eliminar plantas indesejáveis e evitar a matocompetição nas subunidades de T1, homogeneizando as condições de crescimento.

Ao mesmo tempo foi efetuada a operação de desrama seca e verde, observando-se o critério de redução máxima da altura da copa em até um terço da altura total da árvore (cerca de 4,0 m), com o auxílio de um serrote. Posteriormente, medimos a altura da copa, com o emprego de régua topográfica, e os quatro raios da copa, orientados pelos pontos cardeais, com o emprego de uma trena à laser. Após 12 meses, realizamos uma nova desrama e registramos as variáveis resposta novamente. Também, foram coletadas amostras compostas de solo com trado holandês, em duas profundidades (0-20 cm e 20-40 cm), e oito amostras de solo indeformadas simples com auxílio de anel volumétrico de 100 cm³, na profundidade de 0-5 cm.

7.2.5 Análise dos dados

7.2.5.1 Área de estudo 01

Para análise do plantio de adensamento, nós excluimos as mudas que eventualmente foram roçadas e/ou replantadas aos seis ou doze meses. Verificamos a taxa de mortalidade por subparcela e calculamos as médias de DAS e altura total inicial, aos seis e doze meses após o plantio das mudas; foi realizada ANOVA, com medidas repetidas, por subparcela, a fim de verificar se houve diferença estatística significativa entre os valores das diferentes datas, bem

como do crescimento em diâmetro e altura. Essas análises foram realizadas no *software* Past 3.25 (HAMMER, 2019: <https://folk.uio.no/ohammer/past/>).

7.2.5.2 Área de estudo 02

A normalidade dos dados da condução de licurana em regime de talhadia foi verificada com a utilização do teste de normalidade de Shapiro-Wilk e a presença de *outliers* observada por meio de *boxplot*. Calculamos a taxa de mortalidade para o T1, bem como o diâmetro médio da copa, a área basal (HUSCH; BEERS; KERSHAW JR, 2003) e o volume total com casca, empregando o fator de forma de 0,72, para ambos tratamentos. Determinamos o incremento corrente anual (ICA) (CAMPOS; LEITE, 2017) médio de DAP, volume, altura total, altura de copa e diâmetro médio da copa. Diferenças significativas entre os tratamentos foram investigadas mediante teste T de comparação de médias. Todas as análises foram realizadas com ajuda do *software* Past 3.25 (HAMMER, 2019: <https://folk.uio.no/ohammer/past/>).

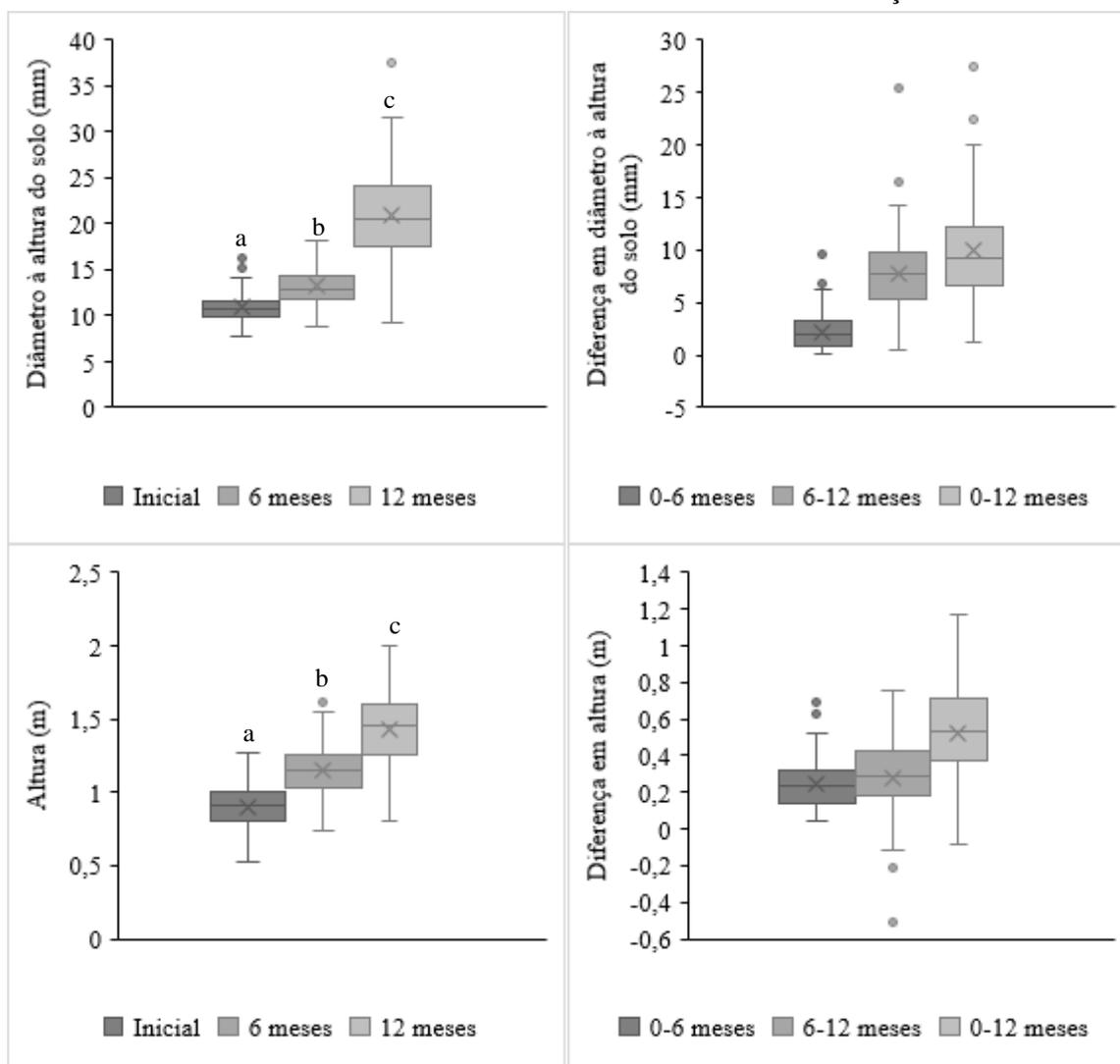
A análise dos atributos químicos do solo foi realizada pelo Laboratório de Análise do Solo (Química) do CAV/UEDESC, em Lages-SC, e a caracterização dos atributos físicos foi efetuada no Laboratório de Edafologia da Universidade Regional de Blumenau, ambas elaboradas de acordo com o manual de métodos de análise de solo proposto Teixeira et al. (2017).

7.3 RESULTADOS

7.3.1 Plantio de adensamento

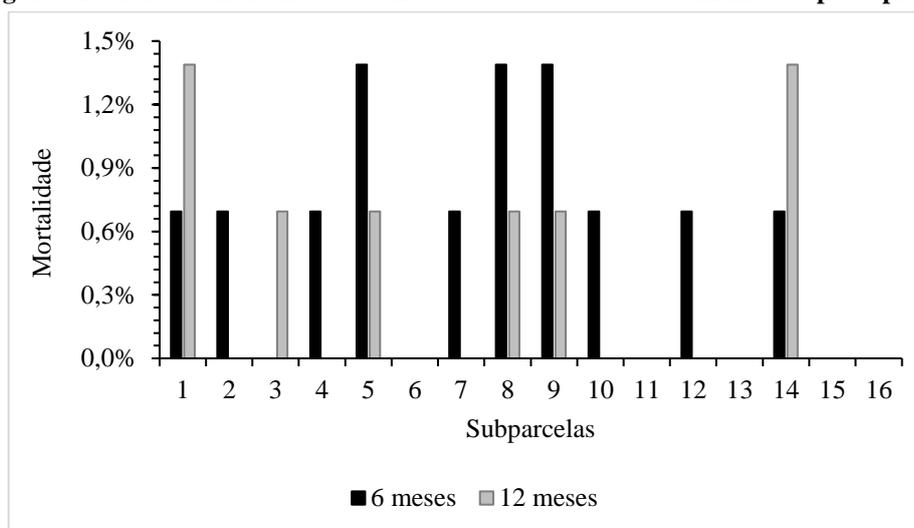
As médias observadas de diâmetro à altura do solo (DAS) e altura (Figura 30), por subparcela, apresentaram diferença significativa entre os três períodos de medição ($F = 152,3$; $F = 108,2$, respectivamente e $p < 0,01$ para ambos). Para DAS, observamos maior incremento do período pós plantio até os seis meses, enquanto maior diferença entre as médias de altura é notada no período de 12 meses.

Figura 30 - Diâmetro à altura do solo e altura no período inicial, e seis e 12 meses após o plantio; diferença em diâmetro à altura do solo e altura nos intervalos de medição



Letras diferentes indicam uma diferença estatística entre os três períodos de medições ($\alpha = 0,05$).

Nós encontramos uma taxa de mortalidade de 9,0% aos seis após o plantio de adensamento das mudas e de 5,5% dos seis até os 12 meses. O número de indivíduos mortos em cada subparcela (Figura 31), por período, demonstra que, na maioria dos casos, ocorreu mortalidade na mesma área nos dois períodos de medição. Verificamos que as subparcelas 1, 8 e 9 são locais mais sombreados pela floresta existente na borda e com maior declividade. Na subparcela 14 existia antigamente uma estrada de acesso para o interior da floresta, o que pode ter compactado o solo e dificultado o estabelecimento das mudas, enquanto na subparcela cinco, encontramos grande quantidade de capim-navalha (*Paspalum virgatum* L.).

Figura 31 - Taxa de mortalidade de *H. alchorneoides* aos seis e 12 meses após o plantio

O número de indivíduos mortos na figura refere-se à os valores semestrais, isto é, não acumulados.

7.3.2 Povoamento submetido à talhadia

Em relação à condução de *H. alchorneoides* em regime de talhadia, encontramos uma taxa de mortalidade de 1,89% no T1, enquanto não ocorreu mortalidade nas áreas controle. De forma geral, foi possível verificar que na medição inicial, os valores médios das variáveis analisadas eram maiores no T1 do que em relação ao TC (Figura 32).

Ao comparar os dois tratamentos de condução, foram registradas médias superiores de ICA dos indivíduos no T1, com exceção da altura total, com a aplicação do conjunto de tratamentos silviculturais (da desbrota seletiva, limpeza da área e desrama) (Tabela 16). Foram encontradas diferenças significativas entre T1 e TC em relação ao DAP ($p = 0,005$) e à área basal ($p = 0,003$). Altura total e volume apresentaram incrementos estatisticamente iguais ($p = 0,816$ e $p = 0,007$, respectivamente).

As propriedades químicas e físicas do solo (APÊNDICE F), interpretadas segundo Alvarez et. al (1999) e a Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (2004), demonstram que a área apresenta elevada acidez e grande compactação. Trata-se de um solo com alto teor de argila, distrófico, com acidez potencial (H+Al trocáveis) muito alta, porém elevados teores de micronutrientes.

Figura 32 - Distribuição e médias (“x”) para as variáveis dendrométricas de *H. alchorneoides* em regime de talhadia

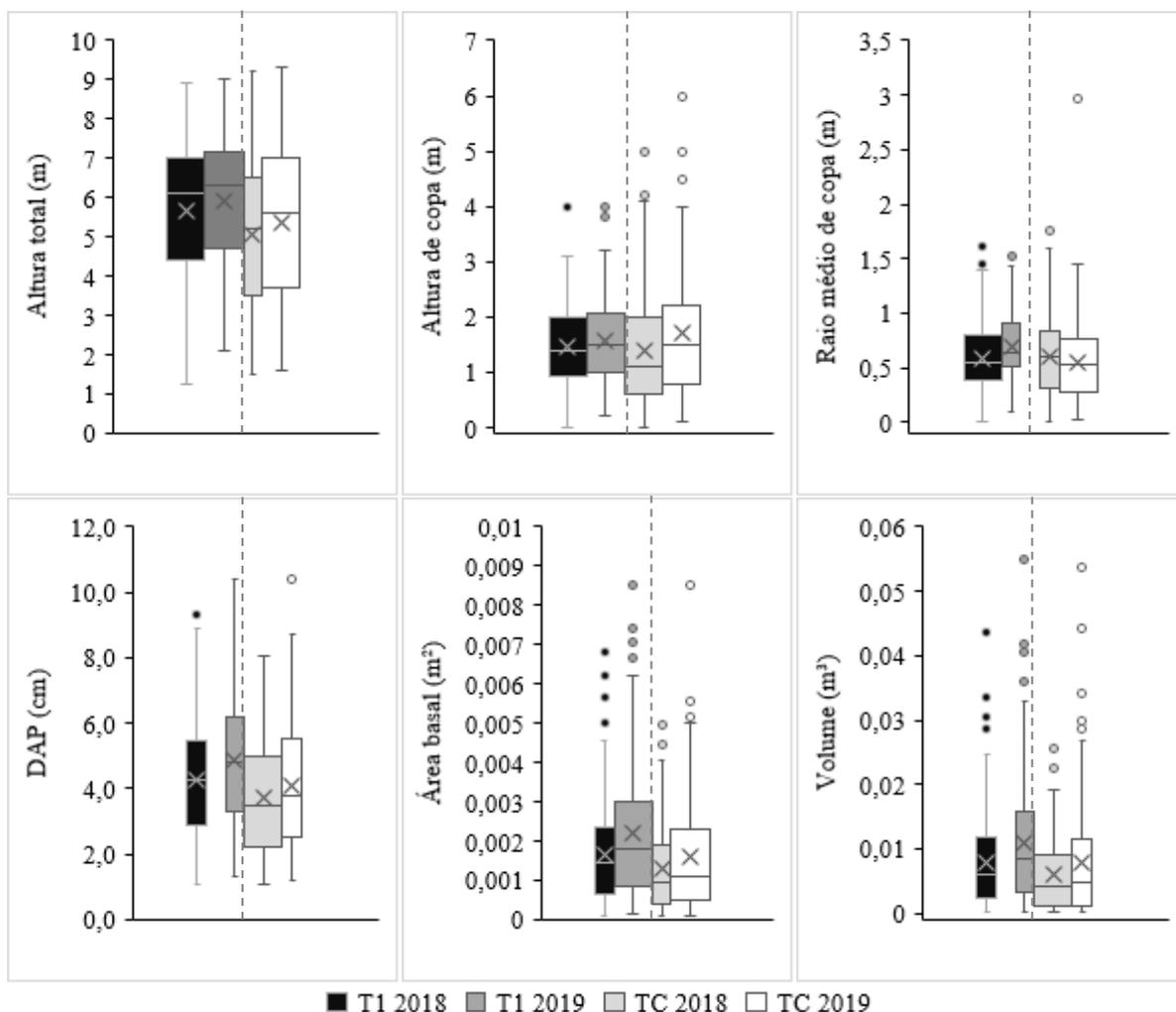


Tabela 17 - Médias de ICA e desvio padrão para as variáveis dendrométricas de *Hyeronima alchorneoides*

	Treatment	H total (m)	DAP (cm)	g (m ²)	Vol (m ³)
	T1	0,26 ± 0,17^a	0,64 ± 0,20^a	0,00054 ± 0,00015^a	0,00287 ± 0,00079^a
Parcela	1	0,24	0,43	0,00040	0,00239
	2	0,15	0,65	0,00065	0,00344
	3	0,42	0,57	0,00045	0,00254
	4	0,57	0,99	0,00074	0,00373
	5	0,05	0,59	0,00048	0,00224
	6	0,36	0,93	0,00071	0,00329
	7	0,26	0,72	0,00074	0,00439
	TC	0,30 ± 0,11^a	0,37 ± 0,12^b	0,00032 ± 0,00012^b	0,00189 ± 0,00055^a
Parcela	2	0,24	0,36	0,00034	0,00200
	3	0,40	0,40	0,00028	0,00169
	4	0,27	0,46	0,00041	0,00230
	5	0,20	0,35	0,00032	0,00196
	7	0,46	0,14	0,00009	0,00086

Letras iguais indicam ausência de diferença estatística entre os tratamentos ($\alpha = 0,05$).

7.4 DISCUSSÃO

7.4.1 Plantio de adensamento

As diferenças estatísticas observadas para altura e DAS, durante os três períodos de medição, indicam o crescimento das mudas no plantio de adensamento. Inicialmente, um maior investimento foi realizado em diâmetro e, depois em altura. Os incrementos negativos observados nessa última se devem à seca das ponteiros das mudas, contudo, houve posterior rebrota.

Em geral, o incremento do DAS ($9,90 \text{ mm} \pm 1,18$) assemelha-se à média obtida de dez espécies florestais madeireiras comerciais ($7,9 \text{ mm}$), em plantios de enriquecimento de florestas de produção nos municípios de Xapuri, Brasiléia e Rio Branco, no estado do Acre (ARAÚJO; SILVA, 2017). O incremento observado para altura após 12 meses, $52 \text{ cm} \pm 5,62$, também é similar ao incremento no primeiro ano de mudas de *Parkia gigantocarpa* Ducke, cerca de 50 cm, em plantio de enriquecimento em clareiras, após exploração madeireira, em Paragominas (REIS et al., 2014). Contudo, são díspares quando comparamos ao incremento de plantios na Costa Rica, também com um ano de idade, mas provavelmente originado de sementes melhoradas, em que foram obtidos crescimento médio de 21 mm em diâmetro e 1,4 m em altura (DELGADO et al., 2003). O crescimento em altura de licurana pode ter sido prejudicado pela presença de lianas, uma vez que durante a roçada muitas mudas foram quebradas. É recomendado que mesmo em plantios com espécies de crescimento rápido seja realizado o controle de espécies competidoras (ENGEL; FONSECA; OLIVEIRA, 1998). Como foi realizada roçada semestral, julgamos interessante diminuir o intervalo para períodos trimestrais, uma vez que, na fase inicial, as mudas investem no desenvolvimento do sistema radicular para depois alocar recursos no crescimento da parte aérea (VENTUROLI; FAGG; FELFILI, 2011).

A taxa de mortalidade é similar à observada em plantios de enriquecimento de clareiras (com área de 200 a 400 m²) de manejo na Amazônia, com *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex Ducke) Barneby, de 8,4% dos indivíduos, após um ano (GOMES et al., 2019). A redução da mortalidade, seis meses após o plantio, possivelmente se deve ao maior vigor das mudas estabelecidas, após um período mais crítico de adaptação e competição com a regeneração de outras espécies.

7.4.2 Povoamento submetido à talhadia

Na área de talhadia de licurana, a ocorrência de mortalidade em áreas com aplicação de tratamento silvicultural, pode estar relacionada à ação do vento sobre as plantas com maior espaçamento devido à desbrota e conseqüentemente à quebra das rebrotas. Quando é mantido apenas um broto em talhadia de *Eucalyptus saligna* Smith também observou-se um aumento das falhas no decorrer do tempo (COUTO et al., 1973). E novos estudos podem ser desenvolvidos com o objetivo de avaliar o espaçamento mais adequado. A sobrevivência de plantas posteriormente à desbrota em locais produtivos é importante para manter a produtividade da floresta em rotações futuras, além de reduzir os custos com reforma do povoamento e, conseqüentemente, de produção (CAMARGO; SILVA; STAPE, 1997).

Quando comparamos as médias iniciais de altura (TC = 5,0 m e T1 = 5,6 m) e DAP (TC = 3,7 cm e T1 = 4,2 cm) encontradas em nosso estudo, que possui rebrotas com cerca de quatro anos de idade, com plantios puros e consorciados de *H. alchorneoides* na Costa Rica, com dois anos de idade, que obtiveram 5,9 m e 5,4 m de altura e 6,9 cm e 7,7 cm de DAP, respectivamente (BARRANCE et al., 2003), é evidente que existe uma diferença de produtividade entre estes sítios. Ela poder ser causada pelo material genético usado, o sistema de cultivo, a fertilidade do solo e as condições climáticas.

As médias de incremento das variáveis dendrométricas analisadas no presente estudo apontaram maior desenvolvimento em diâmetro e, conseqüentemente, da área basal das rebrotas que receberam aplicação de trato silvicultural. Por sua vez, a ausência de diferença significativa para altura, pode ser explicada pelo investimento dos indivíduos em diâmetro e restabelecimento desses em função da desrama realizada. Na zona de Sarapiquí (Costa Rica), o incremento anual de altura é de 1,6 m nos primeiros 3 anos e o diâmetro aumenta 2,2 cm anualmente nos plantios da espécie (VOZZO, 2004). Os incrementos registrados por nós também não são similares aos mencionados anteriormente. A ausência de diferença significativa de altura entre nossos tratamentos, considerando o menor crescimento dos rebrotas em nossa floresta, pode se relacionar à demora para resposta ao tratamento, especialmente sob condições de desrama e não realização de correção e fertilização do solo.

Em relação às condições de solo, Delgado et. al (2003) afirmam a adaptabilidade de licurana às condições locais, como solos argilosos, solos ácidos com baixa fertilidade e problemas de drenagem; julgamos, no entanto, imprescindível a aplicação de corretivos e fertilizantes, uma vez que árvores sob regime de talhadia têm a vantagem de possuírem um sistema radicular bem desenvolvido, explorando grande volume de solo. No presente caso, a

área experimental já se encontrava “implantada” e foi aproveitada para a pesquisa, além disso, havia pouco tempo hábil para a realização do manejo do solo. Dessa forma, futuramente, julgamos interessante, para fins científicos, testar e conhecer as demandas nutricionais da espécie em viveiro sob condições controladas e após, conduzir experimentos em campo, uma vez que, com base nas culturas de talhadia de eucalipto, uma resposta positiva à adubação na talhadia é esperada (CIPRIANI et al., 2015).

7.5 CONCLUSÃO

O plantio de adensamento de licurana mostrou resultados positivos devido à baixa taxa de mortalidade encontrada e as taxas de incremento similares à plantios de outras espécies nativas em outras áreas dos neotrópicos. Assim, a espécie pode ser utilizada para adensar e/ou enriquecer áreas exploradas ou degradadas, em regeneração mesmo após retirada de toda cobertura florestal natural. Neste estudo, também evidenciamos o ineditismo de um povoamento de licurana submetido à talhadia. Nossas observações são uma oportunidade de estudar essa espécie com grande potencial de aproveitamento para produção de madeira. Foi constatada uma intensa rebrota de plantas cortadas há quatro anos, o que não tinha sido relatado pela literatura. No povoamento resultante destas rebrotas, os tratamentos silviculturais de desbrota seletiva, roçada e desrama na condução de talhadia de *H. alchorneoides* mostraram efeitos positivos sobre o incremento em diâmetro e área basal das plantas, indicando a vantagem da sua realização. Embora em ambos os estudos realizados, o tempo de avaliação seja curto, é possível afirmar que a licurana é uma espécie com um grande potencial silvicultural: tanto pela robustez das mudas plantadas, como pelo seu ritmo de crescimento/incremento, como também pela abundância e vigor com que plantas jovens rebrotam após o corte. Assim como a licurana, inúmeras são as espécies nativas existentes na Mata Atlântica que deveriam ter sua silvicultura estudada a fim de estimular seu uso para gerar renda aos proprietários locais, além do apreço pela floresta e reverter processos de conversão para outros usos da terra. O curto tempo de avaliação ainda não permite quantificar o desenvolvimento do plantio de adensamento por mudas, nem a influência de tratamentos silviculturais no povoamento das brotações. Os resultados experimentais apresentados são preliminares e de curto prazo; espera-se que seja possível manter as áreas de estudo sob cuidados e que futuras avaliações dos povoamentos sejam possíveis. Além disso, sugerimos em futuros estudos incluir análises econômicas para verificar se ao final a implantação ou condução da espécie é vantajosa em relação ao uso das espécies exóticas ou uso de madeiras do norte do país.

REFERÊNCIAS

- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, [S.l.], v. 22, n. 6, p. 711-728, 1 dez. 2013. Disponível em: <https://www.schweizerbart.de/papers/metz/detail/22/82078/Koppen_s_climate_classification_map_for_Brazil>. Acesso em: 18 abr. 2020.
- ALVAREZ, V. et al. **Interpretação dos resultados das análises de solos**. In: RIBEIRO, A. C.; GUIMARAES, P. T. G.; ALVAREZ V., V. H. Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5a aproximação. Viçosa: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais, 1999. p. 2532.
- ARAUJO, H. J. B. de et al. **Plantios de enriquecimento em florestas de produção no Acre**. Rio Branco: Embrapa Acre, 2013. 18 p. Circular técnica, 66. Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/handle/doc/982061>>. Acesso em: 23 dez. 2019.
- ARAUJO, H. J. B. de; SILVA, Y. F. da. Restauração de florestas acreanas exploradas seletivamente. In: QUIRÓS, R. R. **Tierra: naturaleza, biodiversidad y sustentabilidad**. San José, Costa Rica: Jade, 2017. p. 726-735. Disponível em: <<https://www.embrapa.br/busca-de-publicacoes/-/publicacao/1072846/restauracao-de-florestas-acreanas-exploradas-seletivamente>>. Acesso em: 05 jan. 2019
- BARRANCE, A. et al. **Árboles de Centroamérica: un manual para extensionistas**. Costa Rica: Centro Agronómico Tropical de Investigación y Enseñanza, 2003. 1079 p.
- CAMARGO, F. R. A.; SILVA, C.R.; STAPE, J.L. Resultados experimentais da fase de emissão de brotação em Eucalyptus manejado por talhadia. *Série Técnica – IPEF*, v.11, n.30, p.115-122, 1997. Disponível em: <https://www.ipef.br/publicacoes/stecnica/nr30/cap11.pdf>. Acesso em: 05 jan. 2020.
- CAMPOS, J. C. C.; LEITE, H. G. **Mensuração Florestal**. Viçosa, MG: UFV, 2017. 636 p.
- CARUSO, M. M. L. **O desmatamento da Ilha de Santa Catarina de 1500 aos dias atuais**. Florianópolis: Ed. da UFSC, 1983. 158 p.
- CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. 593 p.
- CIPRIANI, H. N. et al. **Cultivo do eucalipto para madeira em Rondônia**. Porto Velho, RO: Embrapa Rondônia, 2015. 85 p. Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/infoteca/bitstream/doc/1080777/1/SP35Sistemadeprduc807a771odoEucalipto.pdf>>. Acesso em: 09 jan. 2020.
- COUTO, H. T. Z. et al. Condução da brotação de Eucalyptus saligna Smith. *IPEF*, [S. l.], n. 7, p.115-123, 1973. Disponível em: <<https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr07/cap05.pdf>>. Acesso em: 05 jan. 2020.

DELGADO, A. et al. Crecimiento de especies forestales nativas. **Agronomía Costarricense**, [S.l.], v. 27, n. 1, p.63-78, jan. 2003.

EMBRAPA. **Solos do Estado de Santa Catarina**. Rio de Janeiro: Embrapa, 2004. 745 p. (Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento 46).

ENGEL, V. L.; FONSECA, R. C. B.; OLIVEIRA, R. E. Ecologia de lianas e o manejo de fragmentos florestais. Série Técnica IPEF, Piracicaba, v. 12, n. 32, p. 43-64, 1998. Disponível em: <<https://www.ipef.br/publicacoes/stecnica/nr32/cap04.pdf>>. Acesso em: 04 jan. 2019.

FANTINI, A. C.; SIMINSKI, A.; GAIO, M. F. Agropecuária Catarinense. **Agropecuária Catarinense**, [S.l.], p.15-18, maio 2016. Disponível em: <<http://publicacoes.epagri.sc.gov.br/index.php/RAC/article/view/76>>. Acesso em: 07 jan. 2020.

GOMES, J. M. et al. *Schizolobium parahyba* var. *amazonicum* (Huber ex Ducke) Barneby can be used in enrichment planting in gaps caused by logging in Amazonia. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 29, n. 1, p.417-424, abr. 2019. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?pid=S1980-50982019000100417&script=sci_arttext&tlng=pt>. Acesso em: 04 jan. 2020.

GOMES, J. M. et al. Sobrevivência de espécies arbóreas plantadas em clareiras causadas pela colheita de madeira em uma floresta de terra firme no município de Paragominas na Amazônia brasileira. *Acta Amazônica*, v. 40, n. 1, p. 171-178, mar. 2010.

HAMMER, Øyvind. **PAST: PAleontological STatistics**. Natural History Museum, University Of Oslo, 2019. 275 p.

HUSCH, B.; BEERS, T. W.; KERSHAW JR, J.A. **Forest Mensuration**. New Jersey: John Wiley & Sons, 2003. 456 p.

KAGEYAMA, P. Y.; CASTRO, C. F. A. Sucessão secundária, estrutura genética e plantações de espécies arbóreas nativas. **IPEF**, [S. l.], v. 41/42, p.83-93, jan. 1989. Disponível em: <<https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr41-42/cap11.pdf>>. Acesso em: 23 dez. 2019.

KRAMER, P. J.; KOZLOWSKI, T. **Fisiologia das árvores**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 1972. 745 p.

MANTOVANI, E. C. Compactação do solo. **Inf. Agropec.**, Belo Horizonte, v. 147, n. 13, p.52-55, mar. 1987. Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/66338/1/Compactacao-solo.pdf>>. Acesso em: 20 ago. 2018.

NEPSTAD, D. et al. Large-scale impoverishment of Amazonian Forest by logging and fire. *Nature*, v. 398, p. 505-508, abr. 1999.

OLIVEIRA, L. Z. et al. Towards the Fulfillment of a Knowledge Gap: Wood Densities for Species of the Subtropical Atlantic Forest. **Data**, v. 4, n. 3, p.104-113, 2019.

PANDOLFO, C. et al. **Atlas climatológico do Estado de Santa Catarina**. Florianópolis: Epagri, 2002. CD-ROM.

PROECEN; ESNACIFOR; OIMT. **Guias silviculturales de 23 especies forestales del bosque humedo de Honduras**. Siguatepeque: [S.n.], 2003. Disponível em: <[http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/training_material/docs/Guias silviculturales de 23 especies.pdf](http://www.fao.org/fileadmin/user_upload/training_material/docs/Guias_silviculturales_de_23_especies.pdf)>. Acesso em: 29 jun. 2018.

REIS, L. P. et al. Crescimento de mudas de parkia gigantocarpa ducke, em um sistema de enriquecimento em clareiras após a colheita de madeira. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 2, p.431-436, abr. 2014. Disponível em: <<https://www.redalyc.org/pdf/534/53431140016.pdf>>. Acesso em: 05 jan. 2019.

REITZ, R.; KLEIN, R. M.; REIS, A. **Projeto Madeira Santa Catarina**. Florianópolis: Lunardelli, 1979. 320 p.

RIBEIRO, M. C. et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, [S.l.], v. 142, n. 6, p.1141-1153, jun. 2009. Disponível em: <https://www.academia.edu/2027601/The_Brazilian_Atlantic_Forest_How_much_is_left_and_how_is_the_remaining_forest_distributed_Implications_for_conservation>. Acesso em: 07 jan. 2020.

SCHORN, L. A.; GALVÃO, F. Dinâmica da regeneração natural em três estágios sucessionais de uma floresta ombrófila densa em Blumenau, SC. **Floresta**, [S.l.], v. 36, n. 1, p.59-74, ago. 2006. Disponível em: <<https://revistas.ufpr.br/floresta/article/view/5508>>. Acesso em: 07 jan. 2020.

SIMINSKI, A. et al. Secondary Forest Succession in the Mata Atlantica, Brazil: Floristic and Phytosociological Trends. **Isrn Ecology**, v. 2011, p.1-19, 2011.

SIMINSKI, A.; FANTINI, A. C. Classificação da Mata Atlântica do litoral catarinense em estádios sucessionais: ajustando a lei ao ecossistema. **Floresta e Ambiente**, [S.l.], v. 11, n. 2, p.20-25, ago. 2004. Disponível em: <<https://www.floram.org/article/588e2209e710ab87018b4613>>. Acesso em: 07 jan. 2020.

SIMINSKI, A.; SANTOS, K. L. dos; WENDT, J. G. N. Rescuing agroforestry as strategy for agriculture in Southern Brazil. **Journal of Forestry Research**, [S.l.], v. 27, n. 4, p.739-746, abr. 2016. Disponível em: <<https://link.springer.com/article/10.1007/s11676-016-0232-3>>. Acesso em: 23 dez. 2019.

SOCIEDADE BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO. **Manual de adubação e de calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina**. Porto Alegre: Comissão de Química e Fertilidade do Solo, 2004. 400 p.

TEIXEIRA, P. C. et al. **Manual de métodos de análise de solo**. Brasília: Embrapa, 2017. 573 p.

VENTUROLI, F.; FAGG, C. W.; FELFILI, J. M. Desenvolvimento inicial de *Dipteryx alata* Vogel e *Myracrodruon urundeuva* Allemão em plantio de enriquecimento de uma floresta estacional semidecídua secundária. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v. 27, n. 3, p.482-493, maio 2011. Disponível em: <<http://www.seer.ufu.br/index.php/biosciencejournal/article/view/7634>>. Acesso em: 04 jan. 2019.

VIBRANS, A. C. et al. Considerações finais e recomendações. In: VIBRANS, A.C. et al. **Inventário Florístico e Florestal de Santa Catarina: Diversidade e conservação dos remanescentes florestais**. Blumenau: Edifurb, 2012. p.333-336.

VOZZO, J. A. **Tropical tree seed manual**. Washington: USDA Forest Service, 2004. 899 p. Disponível em: <<https://rngr.net/publications/ttsm>>. Acesso em: 06 jan. 2020.

8 CONCLUSÃO GERAL

A dinâmica da floresta, quatro anos após a colheita seletiva de madeira, foi avaliada nesta pesquisa por meio de observações na estrutura do dossel, estrato arbóreo e regenerantes. As alterações causadas no GAD, IAF e FAPAR_{dif} apontam que a floresta recuperou ou até excedeu os valores observados antes da colheita e que, portanto, a abertura do dossel é rapidamente revertida. No estrato arbóreo, constatamos efeitos persistentes das diferentes intensidades de colheita, sobretudo nas taxas de recrutamento e ganho de área basal, mas não há influência do grau de abertura do dossel propriamente definido. Nós sugerimos uma intensidade de corte de 35% da área basal existente, que possivelmente limitaria a taxa de recrutamento e ganho em área basal por inclusão de espécies pioneiras, e apresentaria níveis de crescimento similares à floresta não manejada. Embora tenha ocorrido uma redução dos números totais de danos nas árvores remanescentes após quatro anos, o possível agravamento de danos leves na inclinação dos indivíduos e a morte das árvores mais danificadas indicam que a adoção de técnicas de colheita que minimizem esses danos seria benéfica, assim como a colheita de impacto reduzido.

Em relação ao estrato regenerante, a colheita estimulou o recrutamento e o crescimento em altura de todas as espécies, aumentando a densidade de plântulas. A regeneração de espécies pioneiras e o crescimento em altura do sub-bosque podem ter influenciado os resultados obtidos na avaliação da recuperação da estrutura do dossel, uma vez que as fotografias hemisféricas foram realizadas a 1,30 m do solo. Portanto, são necessários mais estudos para confirmar o reestabelecimento GAD, IAF e FAPAR_{dif}. Recomendamos utilizar outra metodologia, como o Laser Scanner Terrestre (TLS). A proporção de espécies regenerantes secundárias e climácicas aumentou quatro anos após a colheita, tornando a floresta mais próxima da condição original. De modo geral, a densidade das espécies comerciais na área foi mantida, contudo um maior planejamento da colheita, visando por exemplo manter as espécies madeireiras de regenerantes economicamente importantes, por meio da redução dos danos residuais, também seria benéfica, possibilitando um futuro ciclo de corte mais curto.

Em suma, nossos resultados evidenciam que as diferentes intensidades de corte interferem na recuperação e desenvolvimento da floresta, mas aparentemente o manejo não causou danos que excedam a capacidade de recuperação das árvores remanescentes. Além disso, existem várias evidências do processo de sucessão florestal em curso. É essencial que haja acompanhamento da área em longo prazo. As respostas da dinâmica da floresta serão bastante importantes para definir ciclos e intensidades de corte ideais com maior precisão.

Não evidenciamos ingresso significativo de *H. alchorneoides* no estrato arbóreo após a colheita. Por outro lado, foram encontrados muitos indivíduos ingressos desta espécie na regeneração quatro anos após a colheita. Tendo em vista seu potencial de manejo, o monitoramento desses regenerantes é essencial para examinar a necessidade de adoção de tratamentos silviculturais, como a liberação de lianas e cipós, que possam assegurar o estabelecimento da espécie. Em relação ao plantio de adensamento de licurana, este aparenta ser viável, com baixa taxa de mortalidade e crescimento semelhante à outras espécies nativas plantadas em áreas de colheita madeireira na Amazônia. Os tratamentos silviculturais realizados na condução de talhadia de *H. alchorneoides*, por sua vez, mostraram efeitos positivos sobre o incremento em diâmetro e área basal das plantas comparados com as áreas controle, indicando a vantagem da sua realização. A condução dessas rebrotas está sendo realizada em um solo de baixa fertilidade, com a maioria das propriedades inadequadas para cultivo, por isso sugerimos realizar pesquisas para verificar a necessidade de correção e fertilização. Nossos resultados experimentais são de curto prazo, por isso faz-se necessário o estudo dos incrementos diamétricos e em altura de ambos experimentos por períodos mais longos. Além disso, sugerimos em futuros estudos incluir análises econômicas para verificar se ao final a implantação ou condução de *H. alchorneoides* é vantajosa em relação ao uso das espécies exóticas ou uso de madeiras do norte do país.

APÊNDICE E – Saldo de área basal (g) quatro anos após a colheita madeireira

P	g inicial	g colhida 2014	g colhida	g mortas	decréscimo g	ganho g inclusões	ganho g crescimento	Saldo g 2018/19
	m ²		%			m ²		
6	4,68	0	0	0,05	0,09	0,53	0,71	5,77
20	4,89	0	0	0,04	0	0,09	0,84	5,78
11	5,01	1,09	21,82	0,02	0,01	0,3	0,72	4,91
8	4,96	1,11	22,32	0,01	0,01	0,26	1,85	5,94
4	3,93	1,09	27,73	0,16	0,02	0,23	0,54	3,42
12	4,93	1,38	27,98	0,01	0	0,51	1,79	5,84
2	5,59	1,82	32,64	0,03	0,03	0,18	0,56	4,45
3	5,35	2	37,44	0,16	0,02	0,5	0,63	4,3
19	4,04	1,65	40,73	0,02	0,01	0,78	0,54	3,68
7	5,92	2,62	44,29	0,04	0,05	0,78	0,62	4,6
18	6,89	3,52	51,13	0,02	0,02	0,86	0,9	5,09
Total Geral	56,19 ^a	16,29	306,09	0,57	0,26	5,01	9,70	53,78 ^a
Média	5,11	1,48	27,83	0,05	0,02	0,46	0,88	4,89

Letras iguais indicam ausência de diferença estatística entre os valores no período ($\alpha = 0,05$).

APÊNDICE F – Propriedades químicas e físicas do solo determinadas em duas profundidades

Parcela e profundidade	pH H ₂ O (1:1)	Índice SMP	Ca	Mg	Al	H+Al	CTC efet.	M.O	C.O	Argila	Umidade volumétrica	Porosidade
			cmolc/dm ³						%			
P 1 00- 20 cm	3,9	4,7	0,1	0,3	2,5	19,4	3,0	2,0	1,2	34,0	33,2	9,6
P1 20 - 40 cm	3,7	4,8	0,1	0,1	2,3	17,3	2,7	1,1	0,6	50,0		
P2 00 - 20 cm	3,8	4,6	0,2	0,2	6,2	21,8	6,7	3,8	2,2	34,0	31,2	9,4
P2 20 - 40 cm	3,9	5,0	0,2	0,1	2,4	13,7	2,8	1,1	0,6	50,0		
P3 00 - 20 cm	3,7	4,6	0,2	0,3	3,0	21,8	3,6	2,4	1,4	28,0	28,8	8,5
P3 20 - 40 cm	3,8	4,8	0,2	0,2	2,2	17,3	2,7	1,7	1,0	46,0		
P4 00 - 20 cm	3,7	4,6	0,2	0,3	2,8	21,8	3,4	1,8	1,0	31,0	32,7	9,5
P4 20 - 40 cm	3,6	4,9	0,3	0,1	2,6	15,4	3,2	1,2	0,7	40,0		
P5 00 - 20 cm	3,5	4,5	0,3	0,2	3,4	24,4	4,0	2,8	1,6	34,0	32,5	9,7
P5 20 - 40 cm	3,8	4,7	0,3	0,1	2,7	19,4	3,2	1,9	1,1	43,0		
P6 00 - 20 cm	3,7	4,5	0,2	0,2	2,7	24,4	3,2	2,2	1,3	34,0	35,7	10,3
P6 20 - 40 cm	3,7	4,4	0,2	0,2	2,4	27,4	2,8	1,6	0,9	40,0		
P7 00 - 20 cm	3,7	4,4	0,2	0,2	3,0	27,4	3,5	2,7	1,6	34,0	33,1	9,7
P7 20 - 40 cm	3,7	4,7	0,2	0,1	2,9	19,4	3,3	1,7	1,0	40,0		

Parcela e profundidade	Saturação (%)		CTC pH 7,0	K	P*	Na	K	Cu*	Zn*	Fe*	Mn
	Al	Bases									
P 1 00- 20 cm	82,18	2,72	19,94	0,12	0,20	1	48	1,4	1,7	134,7	2,2
P1 20 - 40 cm	84,62	2,35	17,72	0,17	3,50	1	65	1,7	1,5	189,7	3,2
P2 00 - 20 cm	92,69	2,21	22,29	0,14	1,60	1	56	1,7	1,5	261,3	3,0
P2 20 - 40 cm	86,74	2,66	14,07	0,05	4,70	1	21	1,7	1,4	185,6	3,2
P3 00 - 20 cm	83,52	2,65	22,39	0,10	1,90	1	40	1,4	1,6	300,2	2,2
P3 20 - 40 cm	82,22	2,72	17,78	0,06	3,40	1	25	1,5	1,8	193,6	2,5
P4 00 - 20 cm	83,58	2,46	22,35	0,10	2,30	1	39	1,6	1,5	281,8	2,1
P4 20 - 40 cm	82,97	3,37	15,94	0,13	0,60	1	50	1,7	1,6	217,1	2,7
P5 00 - 20 cm	85,04	2,42	25,00	0,10	1,00	1	37	1,6	2,0	250,1	2,6
P5 20 - 40 cm	84,74	2,47	19,89	0,08	0,40	1	32	1,8	1,7	171,7	2,9
P6 00 - 20 cm	83,18	2,16	24,94	0,14	0,80	1	54	1,6	1,4	356,0	2,6
P6 20 - 40 cm	84,59	1,55	27,83	0,06	3,00	1	24	1,7	1,7	229,7	2,8
P7 00 - 20 cm	85,06	1,88	27,92	0,10	0,60	1	37	1,7	1,5	216,1	2,3
P7 20 - 40 cm	87,69	2,01	19,80	0,06	1,50	1	23	1,8	1,4	225,1	2,8

*Mehlich