

**MUDANÇAS NO ESTOQUE DE CARBONO DA VEGETAÇÃO LENHOSA DO
CERRADO E MODELAGEM DA BIOMASSA AÉREA COM AERONAVE
REMOTAMENTE PILOTADA (ARP) APÓS 15 ANOS DE EXTRAÇÃO
SELETIVA DE MADEIRA COM IMPACTO REDUZIDO**

PAOLA AIRES LÓCIO DE ALENCAR

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

FACULDADE DE TECNOLOGIA

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA



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

**MUDANÇAS NO ESTOQUE DE CARBONO DA VEGETAÇÃO LENHOSA DO
CERRADO E MODELAGEM DA BIOMASSA AÉREA COM AERONAVE
REMOTAMENTE PILOTADA (ARP) APÓS 15 ANOS DE EXTRAÇÃO
SELETIVA DE MADEIRA COM IMPACTO REDUZIDO**

Paola Aires Lócio de Alencar

Matrícula: 19/0005068

Orientadora: Prof. Dra. Alba Valéria Rezende

Coorientador: Prof. Dr. Marcus Vinício Neves d'Oliveira

Dissertação de Mestrado em Ciências Florestais

Publicação: PPGEFL. DM-x/2022

Brasília/DF Agosto de 2022

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

**MUDANÇAS NO ESTOQUE DE CARBONO DA VEGETAÇÃO LENHOSA DO
CERRADO E MODELAGEM DA BIOMASSA AÉREA COM AERONAVE
REMOTAMENTE PILOTADA (ARP) APÓS 15 ANOS DE EXTRAÇÃO
SELETIVA DE MADEIRA COM IMPACTO REDUZIDO**

PAOLA AIRES LÓCIO DE ALENCAR

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO ACADÊMICO SUBMETIDA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA, COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE MESTRE EM CIÊNCIAS FLORESTAIS.

APROVADA POR:

Profª. Dra. ALBA VALÉRIA REZENDE
Departamento de Engenharia Florestal – EFL/UnB
Orientadora

Prof. Dr. MARCUS VINICIO NEVES D'OLIVEIRA
EMBRAPA Manejo Florestal
Coorientador

Dr. SAMUEL DE PÁDUA CHAVES E CARVALHO
Universidade Federal do Mato Grosso – UFMT
Examinador Interno

Prof. Dr. GILENO BRITO DE AZEVEDO
Universidade Federal do Mato Grosso do Sul – UFMS
Examinador Externo

FICHA CATALOGRÁFICA

AA298m Aires Lócio de Alencar, Paola
MUDANÇAS NO ESTOQUE DE CARBONO DA VEGETAÇÃO LENHOSA DO CERRADO E MODELAGEM DA BIOMASSA AÉREA COM AERONAVE REMOTAMENTE PILOTADA (ARP) APÓS 15 ANOS DE EXTRAÇÃO SELETIVA DE MADEIRA COM IMPACTO REDUZIDO / Paola Aires Lócio de Alencar; orientador Alba Valéria Rezende; co-orientador Marcus Vinício Neves D'Oliveira. -- Brasília, 2022.
130 p.

Dissertação (Mestrado - Mestrado em Ciências Florestais)
- Universidade de Brasília, 2022.

1. Cerrado. 2. Dinâmica Florestal . 3. Extração seletiva com impacto reduzido . 4. Biomassa. 5. Sensoriamento Remoto. I. Valéria Rezende, Alba, orient. II. Vinício Neves D'Oliveira, Marcus , co-orient. III. Título.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

ALENCAR, P.A.L. 2022. **Mudanças no estoque de carbono da vegetação lenhosa do cerrado e modelagem da biomassa aérea com aeronave remotamente pilotada (ARP) após 15 anos de extração seletiva de madeira com impacto reduzido.** Dissertação de Mestrado em Ciências Florestais, Publicação Programa de Pós-graduação em Ciências Florestais Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília, Brasília, DF. 130 p.

CESSÃO DE DIREITOS

AUTORA: Paola Aires Lócio de Alencar

TÍTULO: Mudanças no estoque de carbono da vegetação lenhosa do Cerrado e modelagem da biomassa aérea com aeronave remotamente pilotada (ARP) após 15 anos de extração seletiva de madeira com impacto reduzido.

GRAU: Mestre ANO: 2022

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

Paola Aires Lócio de Alencar
paolaaires12@gmail.com

Brasília – DF, 29 de agosto de 2022

AGRADECIMENTOS

A minha mãe Susi Aires Cirqueira, inesgotável fonte de inspiração, que me apoiou em todos os momentos da minha vida.

Ao meu companheiro Alexandre Alencar, pelo amor, paciência e apoio, fundamentais para o sucesso dessa jornada. Que possamos trilhar nossos caminhos sempre ao lado um do outro.

À Universidade de Brasília e ao Programa de Pós Graduação em Ciências Florestais pela oportunidade de realizar o mestrado e ter me proporcionado oportunidades de crescer como pessoa e profissionalmente.

A professora Alba e ao professor Marcus Vinicio, pela orientação, amizade e todos os ensinamentos, dois exemplos de profissionalismo.

Aos amigos da pós-graduação, Kênia Brito, Hallefy Souza, Guido Briceno, por fazerem parte dessa caminhada rica em aprendizado, e também aos amigos Roberta Queiroz, Matheus Martins, Thiago Alencar pelo auxílio na coleta dos dados de campo.

Ao Seu Sebastião, da Fazenda Água Limpa – UNB, por todo cuidado conosco e por todo o conhecimento compartilhado nas atividades de campo.

A todos os professores que tive contato, pelas lições ensinadas. Aos funcionários da secretaria de pós-graduação, sempre solícitos.

A CAPES, pela bolsa de mestrado concedida.

Aos professores Gileno Brito de Azevedo e Samuel de Pádua Chaves e Carvalho, pelas contribuições e apontamentos.

A todos que direta ou indiretamente contribuíram para a concretização dessa jornada.

A todos vocês, muito obrigada!



*“Alguns homens vêem as coisas como são,
e dizem ‘Por quê?’ Eu sonho com as coisas
que nunca foram e digo ‘Por que não?’ ”*

George Bernard Shaw

“O conhecimento nos faz responsáveis”

Che Guevara

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO GERAL	15
REFERÊNCIAS	22
CAPÍTULO I	28
DINÂMICA DO ESTOQUE DE CARBONO DA VEGETAÇÃO LENHOSA DO CERRADO APÓS 15 ANOS DE EXTRAÇÃO SELETIVA DE MADEIRA COM IMPACTO REDUZIDO	28
1.1 Introdução	30
1.2 Material e Métodos	33
1.2.1 Área de Estudo	33
1.2.2 Delineamento Experimental e Coleta de Dados	35
1.2.3 Análise de Dados	41
1.2.3.1 Mudanças na produção em estoque de carbono em área experimental de cerrado <i>sensu stricto</i> após exploração com impacto reduzido da vegetação lenhosa.	41
1.2.3.2 Dinâmica do cerrado <i>sensu stricto</i> após exploração com impacto reduzido da vegetação lenhosa.	44
1.2.3.3 Dinâmica da comunidade lenhosa do cerrado <i>sensu stricto</i> , por classe de diâmetro, após exploração com impacto reduzido da vegetação.....	46
1.3 Resultados	47
1.3.1 Mudanças na produção em estoque de carbono após exploração com impacto reduzido da vegetação lenhosa	47
1.3.1.1 Mudanças em nível de comunidade.....	47
1.3.1.2 Mudanças em nível de espécies com potencial para produção de energia.....	52
1.3.2 Dinâmica do cerrado <i>sensu stricto</i> após exploração com impacto reduzido da vegetação lenhosa.	57
1.3.2.1 Dinâmica da comunidade lenhosa	57
1.3.2.2 Dinâmica do grupo de espécies com potencial para produção de energia (<i>Dalbergia miscolobium</i> , <i>Pterodon pubescens</i> e <i>Tachigali vulgaris</i>)	64
1.3.2.3. Dinâmica da comunidade lenhosa do cerrado <i>sensu stricto</i> , por classe de diâmetro, após exploração com impacto reduzido da vegetação.....	66
1.4 Discussão	73
1.5 Conclusões	79
REFERÊNCIAS	80

CAPÍTULO II.....	90
MODELAGEM DA BIOMASSA AÉREA USANDO IMAGENS DE CÂMERA RGB A BORDO DE AERONAVE REMOTAMENTE PILOTADA (ARP) NO CERRADO <i>SENSU STRICTO</i>	90
2.1 Introdução	92
2.2 Material e Métodos	94
2.2.1 Área de estudo	94
2.2.2 Inventário Florestal.....	95
2.2.4 Aeronave Remotamente Pilotada (ARP).....	99
2.2.5 Estimativa de biomassa aérea utilizando dados obtidos pela ARP	105
2.2.6 Espacialização da biomassa aérea	108
2.3 Resultados	108
2.3.1 Modelo Digital de Terreno	108
2.3.2 Seleção das métricas de altura geradas a partir da ARP para o ajuste do modelo de AGB.....	109
2.3.3 Ajuste do modelo de biomassa aérea em função de métricas de altura.....	110
2.3.4 Validação do modelo de AGB ajustado a partir dos dados da ARP	112
2.3.5 Estimativa dos estoques de biomassa aérea para a área experimental	112
2.3.6 Mapa da biomassa aérea estimada a partir dos dados da Aeronave Remotamente Pilotada.....	114
2.4 Discussão	115
2.4.1 Método SfM na construção do Modelo Digital de Terreno	115
2.4.2 Métricas da Aeronave Remotamente Pilotada.....	116
2.4.3 Modelagem e estimativa da biomassa seca com dados da Aeronave Remotamente Pilotada.....	117
2.5 Conclusões	119
REFERÊNCIAS	119

LISTA DE TABELAS

- Tabela 1. Descrição dos tratamentos aplicados às parcelas permanentes de 0,1 ha de cada bloco experimental instalado em área de cerrado *sensu stricto*, localizada na Fazenda Água Limpa (FAL), Distrito Federal, Brasil.....38
- Tabela 2. Espécies de cerrado *sensu stricto* selecionadas para o estudo, consideradas de interesse comercial por apresentarem maior produção de energia na forma de calor por hectare (VALE; BRASIL; LEÃO, 2000).40
- Tabela 3. Estoques de carbono total (Mg ha^{-1}) antes da exploração, em 2005, e estoques de carbono desbastados e remanescentes, em 2006, registrados para a comunidade lenhosa e para as espécies com potencial para produção de energia ($\text{Db} \geq 5 \text{ cm}$), na área experimental de cerrado *sensu stricto*, submetida a diferentes intensidades de desbaste com impacto reduzido (T1, T2, T3, T4, T5 e T6), localizada na Fazenda Água Limpa, Distrito Federal, Brasil.48
- Tabela 4. Resultado da análise de variância (ANOVA) em DBC, em esquema de parcelas subdivididas no tempo, para os estoques de carbono (Mg ha^{-1}) registrados na comunidade lenhosa ($\text{Db} \geq 5 \text{ cm}$) da área experimental de cerrado *sensu stricto*, localizada na Fazenda Água Limpa, Distrito Federal, Brasil, submetida a diferentes intensidades de desbaste com impacto reduzido (T1, T2, T3, T4, T5 e T6) e monitorada ao longo do tempo (2005, 2008, 2012, 2015 e 2021).49
- Tabela 5. Teste de Tukey aplicado aos estoques médios de carbono (Mg ha^{-1}) registrados na comunidade lenhosa ($\text{Db} \geq 5 \text{ cm}$) da área experimental de cerrado *sensu stricto*, localizada na Fazenda Água Limpa, Distrito Federal, Brasil, submetida a diferentes intensidades de desbaste com impacto reduzido (T1, T2, T3, T4, T5 e T6) e monitorada ao longo do tempo, em 2005, antes da exploração, e em 2008, 2012, 2015 e 2021, após a exploração.....50
- Tabela 6. Estoque de carbono (Mg ha^{-1}) por espécie e para árvores mortas em pé, registrado em 2005, na área experimental da comunidade lenhosa do cerrado *sensu stricto*, localizada na Fazenda Água Limpa, Distrito Federal, Brasil, destinada a implantação de diferentes tratamentos (T1, T2, T3, T4, T5 e T6) envolvendo diferentes intensidades de desbaste com impacto reduzido.53
- Tabela 7. Resultado da análise de variância (ANOVA) em DBC, em esquema de parcelas subdivididas no tempo, para os estoques de carbono (Mg ha^{-1}) registrados para o grupo de espécies lenhosas com potencial energético (*D. miscolobium*, *P. pubescens* e *T. vulgaris*) da comunidade lenhosa ($\text{Db} \geq 5 \text{ cm}$) da área experimental de cerrado *sensu stricto*, localizada na Fazenda Água Limpa, Distrito Federal, Brasil, submetida a diferentes intensidades de desbaste com impacto reduzido (T1, T2, T3, T4, T5 e T6) e monitorada ao longo do tempo, em 2005, antes da exploração, e em 2008, 2012, 2015 e 2021, após a exploração.....54
- Tabela 8. Teste Tukey aplicado aos estoques médios de carbono (Mg ha^{-1}) registrados para o grupo de espécies com potencial para produção de energia (*D. miscolobium*, *P. pubescens* e *T. vulgaris*) na comunidade lenhosa ($\text{Db} \geq 5 \text{ cm}$) da área experimental de cerrado *sensu stricto*, localizada na Fazenda Água Limpa, Distrito Federal, Brasil, submetida a diferentes intensidades de desbaste com impacto reduzido (T1, T2, T3, T4, T5 e T6) e monitorada ao longo do tempo, em 2005, antes da exploração, e em 2008, 2012, 2015 e 2021, após a exploração.....55

Tabela 9. Valores de ganho, perda e produtividade anual em estoque de carbono registrados na comunidade lenhosa ($Db \geq 5$ cm) da área experimental de cerrado *sensu stricto*, localizada na Fazenda Água Limpa, Distrito Federal, Brasil, submetida a extração seletiva de madeira com impacto reduzido (T1, T2, T3, T4, T5 e T6) e monitorada periodicamente entre 2005 e 2021.....62

Tabela 10. Valores de ganho, perda e produtividade anual em estoque de carbono registrados para o grupo de 3 espécies com potencial para produção de energia (*D. miscolobium*, *P. pubescens* e *T. vulgaris*), após a extração seletiva de madeira com impacto reduzido (T1, T2, T3, T4, T5 e T6), em área de cerrado *sensu stricto* na Fazenda Água Limpa – UnB, Distrito Federal, Brasil, monitorada periodicamente entre 2005 e 2021.65

Tabela 11. Métricas de altura extraídas da nuvem de pontos normalizada geradas para cada parcela amostrada em campo.104

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Mapa de localização da área experimental contendo as 18 parcelas de estudo na Fazenda Água Limpa (FAL), Distrito Federal, Brasil. Fonte: A autora (2021).	35
Figura 2. (a) Confecção das placas de alumínio contendo o número de identificação de cada indivíduo com $Db \geq 5$ cm; (b) Indivíduo devidamente demarcado em campo e (c) Medição do Db utilizando suta.	36
Figura 3. Croqui da área experimental, localizada na Fazenda Água Limpa (FAL), Distrito Federal, Brasil, indicando a distribuição dos tratamentos por bloco. Fonte: A autora (2021).	39
Figura 4. Valores de densidade de indivíduos lenhosos mortos e recrutados e correspondentes taxas de mortalidade e recrutamento registrados ao longo de quatro períodos de monitoramento (2005-2008, 2008-2012, 2012-2015 e 2015-2021), em área de cerrado <i>sensu stricto</i> , localizada na Fazenda Água Limpa – UnB, Distrito Federal, Brasil, submetida em 2006, a diferentes intensidades de desbaste com impacto reduzido (T1, T2, T3, T4, T5 e T6).	59
Figura 5. Dinâmica do estoque de carbono por classe de diâmetro, de uma comunidade lenhosa de cerrado <i>sensu stricto</i> , localizada na Fazenda Água Limpa – UnB, Distrito Federal, Brasil, durante o período de 2005 a 2008.	69
Figura 6. Dinâmica do estoque de carbono por classe de diâmetro de uma comunidade lenhosa de cerrado <i>sensu stricto</i> , localizada na Fazenda Água Limpa – UnB, Distrito Federal, Brasil, durante o período de 2008 a 2012.	70
Figura 7. Dinâmica do estoque de carbono por classe de diâmetro, de uma comunidade lenhosa de cerrado <i>sensu stricto</i> , localizada na Fazenda Água Limpa – UnB, Distrito Federal, Brasil, durante o período de 2012 a 2015.	71
Figura 8. Dinâmica do estoque de carbono por classe de diâmetro, de uma comunidade lenhosa de cerrado <i>sensu stricto</i> , localizada na Fazenda Água Limpa – UnB, Distrito Federal, Brasil, durante o período de 2015 a 2021.	72
Figura 9. Mapa de localização da área experimental contendo as 21 parcelas de estudo na Fazenda Água Limpa (FAL), Distrito Federal, Brasil. Fonte: A autora (2021).	95
Figura 10. a) Aeronave Remotamente Pilotado (ARP), DJI Phantom 4 Pro posicionada para iniciar o sobrevoo da área b) ARP após o sobrevoo da área e c) Controle Remoto e Apple iPad chip A8 de segunda geração.	99
Figura 11. a) Ponto de controle (GCP) no vértice da parcela permanente, confeccionado com cartolina e folha branca. O branco visa garantir uma boa reflectância para a identificação na imagem capturada pelo DJI PHANTOM4 Pro; b) DGPS geodésico coletando coordenadas X, Y e altitude Z dos vértices das parcelas permanentes; c) Visualização do alvo no ortomosaico.	101
Figura 12. Localização dos cinco pontos de controle (GCPs) e os 86 pontos DGPS que foram coletados nos vértices das parcelas em campo e em pontos específicos das estradas.	102
Figura 13. Fluxograma para a coleta e processamento de dados RGB provenientes da ARP. a) Coleta de dados de campo (esquerda); b) Coleta de dados por ARP (centro) e c) Mapa de AGB gerado a partir da equação selecionada (direita).	105

Figura 14. Gráfico de correlação dos valores de elevação do MDT produzido pelo Pix4D, através do método SfM, com os valores de elevação obtidos diretamente pelo DGPS em campo.	109
Figura 15. Representação gráfica da correlação de Pearson entre as métricas de altura geradas pela ARP e a AGB. A cor azul representa correlações positivas e vermelha negativas. A intensidade da cor indica a força da correlação, quanto mais intensa a cor do quadrado maior é a correlação.	110
Figura 16. a) Resíduos ($\text{Mg } 0,1 \text{ ha}^{-1}$) em função da AGB estimada a partir de métricas da ARP ($\text{Mg } 0,1 \text{ ha}^{-1}$); b) AGB observada ($\text{Mg } 0,1 \text{ ha}^{-1}$) por AGB estimada a partir de métricas da ARP ($\text{Mg } 0,1 \text{ ha}^{-1}$); e c) Distribuição de frequência dos resíduos por classe de resíduo.	112
Figura 18. Mapa de distribuição da biomassa aérea estimada (raster) para a área de voo da ARP (10,4 ha), com resolução espacial de 30 m, gerado a partir da equação de AGB ajustada com métricas da ARP.	115

INTRODUÇÃO GERAL



1 INTRODUÇÃO GERAL

As savanas são ecossistemas diversos, complexos, globalmente significativos e de grande relevância para as economias humanas (SANKARAN et al., 2005; SCHOLLES; ARCHER, 1997; WHITLEY et al., 2017), que ocupam aproximadamente 23 milhões de km² (cerca de um quinto da superfície terrestre) e encontram-se distribuídos pela África, Austrália, América do Sul e Ásia (LEHMANN et al., 2014).

Caracterizados por uma cobertura arbórea descontínua e um sub-bosque contínuo, esses ecossistemas variam de pastagens abertas e com poucas plantas lenhosas, a bosques ou florestas com uma camada gramínea (HOUSE et al., 2003), promovendo assim um contraste entre árvores e gramíneas ao longo da paisagem (RATNAM et al., 2011). A disponibilidade de recursos (água, sol, espaço) e regimes de perturbação (fogo, herbicidas) são considerados importantes na regulação da cobertura lenhosa (JELTSCH; WEBER; GRIMM, 2000). Em consequência de suas características, as savanas tornam-se responsáveis por suportar a maior parte da pecuária mundial, fornecer habitat, lenha e outros produtos (HOUSE et al., 2003; SANKARAN; RATNAM; HANAN, 2004; WHITE; MURRAY; ROHWEDER, 2000).

A vegetação da savana brasileira é chamada de Cerrado e representa o segundo maior bioma do país, depois da Amazônia (JESUS et al., 2017), abrangendo aproximadamente 24% da superfície total do Brasil (IBGE, 2020). As diferentes formações fitofisionômicas do Cerrado se desenvolvem sob um clima tropical e traduzem um ecossistema com enormes variações de estrutura e biomassa (DELITTI et al., 2006). Descritos como “lar” da flora mais rica do mundo, abrigam 12.669 espécies (sendo 4.215 endêmicas brasileiras), e são líderes mundiais em diversidade florística (FORZZA et al., 2012; KLINK et al., 2005).

Este bioma está representado por três tipos de formações: florestais (mata ciliar, mata de galeria, matas secas e cerradão), savânicas (cerrado *sensu stricto*, parque de cerrado, palmeiral e vereda) campestres (campo sujo, limpo e rupestre). Em especial, destaca-se o cerrado *sensu stricto*, que ocupa cerca de 70% do Cerrado e é composto por estratos arbóreos e arbustivo-herbáceos bem definidos, onde as árvores são relativamente baixas (< 6 metros), distribuídas de maneira aleatória, e possuem

troncos e galhos retorcidos, cascas espessas e folhas grossas (RIBEIRO; WALTER, 1998, 2008).

Além disso, cerca de 35% do total de espécies típicas do Cerrado, ocorrem nesta fitofisionomia (MENDONÇA et al., 2008). Conforme observado por Haridasan (2007), o cerrado *sensu stricto* ocorre sobre ampla variação de latitude, altitude e classes de solos. Esta fitofisionomia, geralmente, encontra-se associada à solos bem profundos, distróficos e de boa drenagem, e relevos que variam de plano a suave ondulado (OLIVEIRAFILHO; RATTER, 2002; GOMES et al., 2011). Ademais, grande parte da vegetação do cerrado *sensu stricto* se desenvolve em Latossolos Vermelho e Vermelho-Amarelo (RIBEIRO; WALTER, 2008).

A maioria dos ecossistemas em todo o mundo é dominada ou pelo menos influenciada por impactos humanos (BÜRGI; GIMMI; STUBER, 2013). O Cerrado já teve mais de 50% de sua vegetação nativa convertida em pastagens, culturas anuais e outros usos da terra nos últimos 50 anos, enquanto 19,8% permaneceram inalteradas (BROADBENT et al., 2019; DALLE LASTE; DURIGAN; ANDERSEN, 2019; KLINK et al., 2005; SANO et al., 2010). Apenas 2,9% da vegetação do bioma encontra-se protegida por Unidades de Conservação Federais (DRUMMOND et al., 2010). De 2002 a 2011, as taxas de desmatamento no Cerrado (1% ao ano) superaram em 2,5 vezes as da Amazônia (DALLE LASTE; DURIGAN; ANDERSEN, 2019). De acordo com Azevedo et al. (2020), a exploração de material lenhoso para fins energéticos e a ocupação de áreas naturais pela agricultura e pastagem estão entre os potenciais transformadores da paisagem natural do Cerrado.

Apesar de sua importância para a conservação das espécies e prestação de serviços ecossistêmicos, ações direcionadas à conservação do Cerrado ainda são muito menores do que para a Amazônia, a exemplo o Código Florestal Brasileiro ao exigir que apenas 35% das áreas correspondentes aos estabelecimentos agrícolas sejam preservadas como Reserva Legal no Cerrado, enquanto nas áreas da Floresta Amazônica exige-se 80% (KLINK et al., 2005). De modo geral, a conversão de áreas nativas de Cerrado em outros usos da terra acarreta grandes danos ambientais. A fragmentação e perda de habitat levam a extinção da biodiversidade, promovem invasão de espécies exóticas, erosão dos solos, poluição de corpos hídricos, desequilíbrios no ciclo do

carbono e inclusive possíveis modificações climáticas regionais (BONANOMI et al., 2019).

Técnicas de manejo auxiliam na diminuição do ritmo dos desmatamentos e da extensão de áreas desmatadas, pois visam perpetuar o ecossistema (FIGUEIREDO et al., 2010). As plantas lenhosas do Cerrado possuem espantosa capacidade de rebrotar sucessivas vezes após o corte, viabilizando o manejo sustentável da vegetação, que apresenta custos quase nulos e baixo impacto ambiental (DURIGAN, 2005). De acordo com Oliveira (2014), até hoje, muitos consideram, de uma maneira equivocada, que a vegetação natural do cerrado *sensu stricto* é inviável para o manejo econômico, ignorando o fato de que o potencial produtivo desta fitofisionomia já supriu e vem suprindo várias indústrias, com o carvão vegetal produzido por suas árvores.

Historicamente e tradicionalmente, a lenha, bem como diversos produtos não madeireiros do cerrado *sensu stricto*, são utilizados para atender à demanda de populações regionais e tradicionais. Contudo, para que a exploração ocorra de forma equilibrada, os Planos de Manejo Florestal Sustentável devem ser formulados obedecendo a ecologia destas formações, principalmente para que haja periodicidade na exploração dos produtos da floresta e, ao mesmo tempo, a proteção de desmatamentos e ocupações desordenadas.

De acordo com Figueiredo et al. (2010), áreas de Cerrado têm sido exploradas sob o rótulo de “Planos de Manejo”, uma vez que essa é uma imposição da legislação federal, que, através da Instrução Normativa nº 80 de 24/09/1991, reforçada pelo decreto nº 1282 de 19/10/1994, que normatiza o artigo 15 da Lei 4771 de 15/09/1965, declara que a exploração das florestas e demais formas de vegetação, no Brasil, somente pode ser realizada por intermédio de Plano de Manejo Florestal de Rendimento Sustentado. A época em que esses planos de manejo foram implementados, informações técnicas sobre o manejo do Cerrado eram incipientes, sendo, na sua maioria, voltadas para a tipologia florestal.

O novo Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651, de abril de 2012) define manejo sustentável como “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” O manejo sustentável, conforme descrito em lei, só é possível de ser colocado em prática mediante o planejamento de uso da floresta, por meio do Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS), também previsto da referida Lei federal, especificamente nos artigos 31, 32, 33 e 34 (Brasil, 2012).

A Portaria n° 113/1995 do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais (IBAMA) trata de forma genérica a exploração sustentável das florestas primitivas e demais formas de vegetação nas regiões Sul, Sudeste, Centro-Oeste e Nordeste (Brasil, 1995). Comparativamente, a Amazônia é o bioma que possui mais diretrizes, com instruções federais e estaduais (BRASIL, 2002; BRASIL, 2006a; BRASIL, 2006b; BRASIL, 2006c; BRASIL, 2009; BRASIL, 2010). O bioma Caatinga também é assegurado pela Instrução Normativa n° 1, de 25 de julho de 2009, que dispõe sobre os procedimentos técnicos para a elaboração, apresentação, execução e avaliação técnica de PMFS (BRASIL, 2009b). No entanto, o bioma Cerrado ainda não possui normativas federais exclusivas, definidas para PMFS. Devido às grandes diferenças ecológicas e estruturais em relação a outros biomas, como Amazônia e Mata Atlântica, o manejo no Cerrado requer certas especificidades.

Nesse sentido, é fundamental estabelecer estratégias buscando a utilização racional da vegetação do Cerrado e, para isso, é preciso compreender o funcionamento desta fitofisionomia, principalmente no que diz respeito às respostas aos distúrbios a que é submetida, como exploração e incêndios florestais. O fogo é, possivelmente, um fator cujo efeito está inserido na adaptação das espécies do Cerrado e na dinâmica deste ecossistema (PINHEIRO; DURIGAN, 2009). Apesar da resiliência deste bioma frente aos distúrbios, tanto a ocorrência como a ausência do fogo podem causar alterações na estrutura e composição da vegetação (EITEN, 1972; FELFILI et al. 2000). Segundo Oliveira (2014), diversos tipos de distúrbios antrópicos ou naturais podem causar enormes implicações para a conservação da sua diversidade biológica e para a sua sustentabilidade, influenciando diversos processos naturais, como a dinâmica da comunidade lenhosa.

Estudos de dinâmica utilizam, principalmente, informações obtidas pelas contagens, medições e posteriores recontagens e remedições da vegetação, bem como a avaliação das perdas e ganhos de indivíduos, podendo, assim, não apenas fornecer informações sobre o funcionamento da comunidade ao longo do tempo, como também apresentar respostas aos distúrbios ocasionais (LIBANO; FELFILI, 2006; WERNECK; FRANCESCHINELLI, 2004). Conforme Scariot, Felfili e Silva (2005), monitoramentos da vegetação realizados em longo prazo da dinâmica da floresta pós exploração, de forma periódica e contínua, são essenciais nos estudos de dinâmica. A periodicidade dos monitoramentos permite conhecer o crescimento, o recrutamento e a mortalidade dos indivíduos, além de identificar prováveis causas destas mudanças (DIONISIO et al., 2017; FRELICH, 2002).

O estudo da sucessão secundária na vegetação lenhosa do Cerrado está relacionado a uma série de adversidades que incluem, normalmente, a falta de registros sobre a história do distúrbio na vegetação e a lacuna de observações periódicas a longo prazo. Esses fatores dificultam o entendimento da dinâmica desta vegetação. O prognóstico do crescimento e da produção de formações vegetais manejadas e não manejadas é essencial para a credibilidade de um Plano de Manejo Florestal Sustentável (PMFS), uma vez que, as decisões de manejo são baseadas na taxa de crescimento e na produção que essas formações podem alcançar de acordo com essa taxa (FERREIRA, 1997; REZENDE, 2002).

Os métodos convencionais de coleta de dados biofísicos de árvores contam com equipamentos que medem os tamanhos e alturas das árvores, como fitas métricas e paquímetros. Com o avanço da tecnologia nos equipamentos, métodos modernos de coleta de dados de inventário florestal ganharam destaque (IIZUKA et al., 2018). Incluindo o uso do sensoriamento remoto para efeito de identificar, espacializar e monitorar as fitofisionomias do Cerrado, uma vez que, permite obter informações dos objetos da superfície através da interação eletromagnética, sem haver necessidade de contato com esses objetos (ROSA, 2009).

Esta tecnologia, segundo Matos e Kirchner (2008), tem papel crucial na quantificação e na estimativa indireta de biomassa e estoque de carbono, aplicando o resultado de modelos matemáticos em equações desenvolvidas com os valores

digitais dos sensores remotos. Além disso, a utilização de imagens de sensoriamento remoto permite a obtenção de dados sobre grandes áreas de formações vegetais nativas em um tempo reduzido e com menor custo quando comparado com as atividades em campo (DISPERATI et al., 2007; PINHEIRO; DURIGAN, 2009).

Dada a importância do bioma, faz-se necessário acompanhar a regeneração natural de áreas de Cerrado após intervenções silviculturais, compreendendo os processos e mecanismos mantenedores da comunidade e o comportamento da vegetação frente ao manejo adotado, assim como utilizar técnicas de sensoriamento remoto para monitorar as contínuas mudanças no crescimento, acúmulo de biomassa e carbono ocorrentes durante a dinâmica de um ecossistema florestal natural.

Com base no exposto, o presente estudo foi realizado com o objetivo de compreender o funcionamento da vegetação lenhosa do Cerrado, quando submetida a diferentes intensidades de exploração de baixo impacto e, desta forma, contribuir com o uso sustentável da vegetação do bioma Cerrado, principalmente na definição de procedimentos técnicos para PMFS a serem desenvolvidos para suas diferentes fitofisionomias, considerando a inexistência de normativas para o manejo sustentável desse bioma.

Este estudo está dividido em dois capítulos com os seguintes objetivos:

Capítulo I: DINÂMICA DO ESTOQUE DE CARBONO DA VEGETAÇÃO LENHOSA DO CERRADO APÓS 15 ANOS DE EXTRAÇÃO SELETIVA DE MADEIRA COM IMPACTO REDUZIDO

O objetivo geral deste capítulo foi avaliar a dinâmica do estoque de carbono e o potencial crescimento da comunidade e de espécies com propriedades para produção de energia, em área de cerrado *sensu stricto* localizado na Fazenda Água Limpa – UnB, Distrito Federal, Brasil, quinze anos após a implantação de diferentes níveis de intensidade de exploração de baixo impacto.

Os objetivos específicos foram:

- Avaliar como as diferentes intensidades de exploração de baixo impacto influenciaram na recuperação do estoque de carbono da comunidade lenhosa e do grupo de espécies com potencial para produção de energia (*Dalbergia miscolobium*, *Pterodon pubescens* e *Tachigali vulgaris*);
- Avaliar a dinâmica do estoque de carbono da vegetação lenhosa estabelecida após a exploração, durante o período de 2005 a 2021.

Capítulo II: MODELAGEM DA BIOMASSA AÉREA UTILIZANDO IMAGENS DE CÂMERA RGB A BORDO DE AERONAVE REMOTAMENTE PILOTADA (ARP) NO CERRADO SENSU STRICTO

O objetivo geral deste capítulo foi avaliar a aplicabilidade do uso de imagens de câmera RGB a bordo de Aeronave Remotamente Pilotada (ARP), utilizando a abordagem SfM, na construção de um modelo matemático que permita estimar a biomassa aérea em uma área de cerrado *sensu stricto*.

Os objetivos específicos foram:

- Testar a acurácia do Modelo Digital de Terreno (MDT) gerado pela ARP com dados coletados pelo DGPS (Differential Global Positioning System) em campo;
- Desenvolver um modelo de regressão linear para estimar a biomassa aérea em função das métricas de altura selecionadas;
- Validar o modelo com dados de uma área próxima de cerrado *sensu stricto*;
- Gerar um mapa de biomassa aérea para toda a área coberta pelo voo da ARP.

REFERÊNCIAS

- AZEVEDO, G. B.; REZENDE, A. V.; AZEVEDO, G. T. D. O. S.; MIGUEL, E. P. *et al.* Woody biomass accumulation in a cerrado of central Brazil monitored for 27 years after the implementation of silvicultural systems. **Forest Ecology and Management**, v. 455, p. 117718, 2020.
- BONANOMI, J.; TORTATO, F. R.; RAPHAEL DE SOUZA, R. G.; PENHA, J. M. *et al.* Protecting forests at the expense of native grasslands: Land-use policy encourages open-habitat loss in the Brazilian cerrado biome. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 1, p. 26-31, 2019.
- BRASIL, 2012: BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Lei nº 12.651, de 2012. Institui o novo Código Florestal Brasileiro. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, 2012.
- BRASIL. Casa Civil. **Lei nº 11.284**, de 2 de março de 2006. 2006a.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis-IBAMA. **Instrução Normativa nº 4**, de 4 de março de 2002 - 1ª parte- Dispõe sobre Manejo Florestal Sustentável de Uso Múltiplo na Amazônia Legal. 2002.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis-IBAMA. **Instrução Normativa nº 5/IBAMA**, de 11 de dezembro de 2006. 2006b.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis-IBAMA. **Instrução Normativa nº 93/IBAMA**, de 03 de março de 2006. 2006c.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente, Conselho Nacional de Meio Ambiente, CONAMA. **Resolução nº 406/CONAMA**, de 02 de fevereiro de 2009a.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Instrução Normativa nº 1** de 25 de julho de 2009. 2009b.
- BRASIL. Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária-INCRA. **Instrução Normativa nº 65/INCRA**, de 28 de dezembro de 2010. 2010.
- BÜRGI, M.; GIMMI, U.; STUBER, M. Assessing traditional knowledge on forest uses to understand forest ecosystem dynamics. **Forest Ecology and Management**, v. 289, p. 115-122, 2013.
- DALLE LASTE, K. C.; DURIGAN, G.; ANDERSEN, A. N. Biodiversity responses to land-use and restoration in a global biodiversity hotspot: Ant communities in Brazilian Cerrado. **Austral Ecology**, v. 44, n. 2, p. 313-326, 2019.

- DELITTI, W. B. C.; MEGURO, M.; PAUSAS, J. G. Biomass and mineralmass estimates in a " cerrado" ecosystem. **Brazilian Journal of Botany**, v. 29, p. 531-540, 2006.
- DIONISIO, L. F. S.; SCHWARTZ, G.; MAZZEI, L.; CARMO LOPES, J. *et al.* Mortality of stocking commercial trees after reduced impact logging in eastern Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 401, p. 1-7, 2017.
- DISPERATI, A.; SANTOS, J. D.; OLIVEIRA FILHO, P. D.; NEEFF, T. Aplicação da técnica “filtragem de locais máximas” em fotografia aérea digital para a contagem de copas em reflorestamento de *Pinus elliottii*. **Scientia Forestalis**, v. 76, n. 1, p. 45-55, 2007.
- DRUMMOND, J. A.; FRANCO, J. L. D. A.; OLIVEIRA, D. D. Uma análise sobre a história e a situação das unidades de conservação no Brasil. **Conservação da biodiversidade: legislação e políticas públicas. Brasília, DF: Câmara dos Deputados, Edições Câmara**, p. 341-385, 2010.
- DURIGAN, G. Cerrado: técnicas e normas podem reduzir desmatamento. **Visão Agrícola**, v. 2, n. 4, p. 20-23, 2005.
- EITEN, G. The cerrado vegetation of Brazil. **The Botanical Review**, v. 38, n. 2, p. 201-341, 1972.
- FELFILI, J. M.; REZENDE, A. V.; SILVA JÚNIOR, M. C.; SILVA, M. A. Changes in the floristic composition of cerrado *sensu stricto* in Brazil over a nine-year period. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, n. 4, p. 579-590, 2000.
- FERREIRA, M. E.; ALVES, L. R.; ALBUQUERQUE, R. W.; BROADBENT, E. *et al.* **Monitoring the Brazilian savanna with lidar and RGB sensors onboard remotely piloted aircraft systems.** In: **IGARSS 2019-2019 IEEE International Geoscience and Remote Sensing Symposium.** IEEE, 2019. p. 9240-9243.
- FERREIRA, R. L. C. **Estrutura e dinâmica de uma floresta secundária de transição, Rio Vermelho e Serra Azul de Minas, MG.** 1997. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Viçosa.
- FIGUEIREDO, M. A. P.; SOUZA, A. L. D.; MEIRA NETO, J. A. A.; SILVA, A. F. D. *et al.* Alteração estrutural de uma área de cerrado explorada sob regime de manejo no município de João Pinheiro-Minas Gerais-Brasil. **Revista Árvore**, v. 34, p. 521-528, 2010.
- FORZZA, R. C.; BAUMGRATZ, J. F. A.; BICUDO, C. E. M.; CANHOS, D. A. *et al.* New Brazilian floristic list highlights conservation challenges. **BioScience**, v. 62, n. 1, p. 39-45, 2012.
- FRELICH, L. E. **Forest dynamics and disturbance regimes: studies from temperate**

evergreen-deciduous forests. Cambridge University Press, 2002.

GOMES, L.; LENZA, E.; MARACAHIPES, L.; MARIMON, B. S. *et al.* Comparações florísticas e estruturais entre duas comunidades lenhosas de cerrado típico e cerrado rupestre, Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, p. 865-875, 2011.

HOUSE, J. I.; ARCHER, S.; BRESHEARS, D. D.; SCHOLES, R. J. *et al.* Conundrums in mixed woody–herbaceous plant systems. **Journal of Biogeography**, v. 30, n. 11, p. 1763-1777, 2003.

IIZUKA, Kotaro *et al.* Estimating tree height and diameter at breast height (DBH) from digital surface models and orthophotos obtained with an unmanned aerial system for a Japanese cypress (*Chamaecyparis obtusa*) forest. **Remote Sensing**, v. 10, n. 1, p. 13, 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). **Biomass brasileiros**. Disponível em: <<https://cnae.ibge.gov.br/en/component/content/94-7a12/7a12-vamos-conhecer-o-brasil/nosso-territorio/1465-ecossistemas.html?Itemid=101#cerrado>>. Acesso em: 18/10/2020.

JELTSCH, F.; WEBER, G. E.; GRIMM, V. Ecological buffering mechanisms in savannas: a unifying theory of long-term tree-grass coexistence. **Plant Ecology**, v. 150, n. 1, p. 161-171, 2000.

JESUS, T. C. L.; SENNA, M. C. A.; CATALDI, M.; PAIVA, C. M. *et al.* Impacto do aumento da concentração atmosférica de CO₂ no balanço hídrico climatológico do Cerrado. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 21, p. 313-326, 2017.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. A conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 147-155, 2005.

LEHMANN, C. E.; ANDERSON, T. M.; SANKARAN, M.; HIGGINS, S. I. *et al.* Savanna vegetation-fire-climate relationships differ among continents. **Science**, v. 343, n. 6170, p. 548-552, 2014.

LIBANO, A. M.; FELFILI, J. M. Mudanças temporais na composição florística e na diversidade de um cerrado *sensu stricto* do Brasil Central em um período de 18 anos (1985-2003). **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, p. 927-936, 2006.

MATOS, F. D. A.; KIRCHNER, F. F. Estimativa de biomassa da Floresta Ombrófila Densa de terra firme na Amazônia Central com o satélite IKONOS II. **Floresta**, 38, n. 1, p. 157-171, 2008.

MENDONÇA, R. D.; FELFILI, J. M.; WALTER, B. M. T.; SILVA-JÚNIOR, M. D. *et al.* Flora vascular do bioma Cerrado: checklist com 12.356 espécies. **Cerrado: ecologia e flora**, v. 2, p. 423-1279, 2008.

MIGUEL, E. P.; REZENDE, A. V.; LEAL, F. A.; MATRICARDI, E. A. T. *et al.* Redes neurais artificiais para a modelagem do volume de madeira e biomassa do cerradão com dados de satélite. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 50, p. 829-839, 2015.

OLIVEIRA, L. S. C. D. **Sucessão secundária em área de cerrado *sensu stricto* durante um período de 23 anos após intervenções silviculturais.** Tese (Doutorado em Ciências Florestais). – Universidade de Brasília, Brasília, DF. Brasília. 2014.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; RATTER, J. A. Vegetation physiognomies and woody flora of the Cerrado Biome. *In: The cerrados of Brazil*: Columbia University Press, 2002. p. 91-120.

PINHEIRO, E. D. S.; DURIGAN, G. Dinâmica espaço-temporal (1962-2006) das fitofisionomias em unidade de conservação do Cerrado no sudeste do Brasil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 32, p. 441-454, 2009.

RATNAM, J.; BOND, W. J.; FENSHAM, R. J.; HOFFMANN, W. A. *et al.* When is a 'forest' a savanna, and why does it matter? **Global Ecology and Biogeography**, v. 20, n. 5, p. 653-660, 2011.

REZENDE, A. V. **Diversidade, estrutura, dinâmica e prognose do crescimento de um cerrado *sensu stricto* submetido a diferentes distúrbios por desmatamento.** 2002. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Brasília.

RIBEIRO, J. F. & WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma Cerrado. 1998. **In Cerrado: ambiente e flora (S.M. Sano & S.P. Almeida, eds.)**. Embrapa-CPAC, Planaltina, p.89-166.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. *In: Cerrado: ecologia e flora*, v. 1, p. 151-212, 2008.

SANKARAN, M.; HANAN, N. P.; SCHOLLES, R. J.; RATNAM, J. *et al.* Determinants of woody cover in African savannas. **Nature**, v. 438, n. 7069, p. 846-849, 2005.

SANKARAN, M.; RATNAM, J.; HANAN, N. P. Tree–grass coexistence in savannas revisited—insights from an examination of assumptions and mechanisms invoked in existing models. **Ecology Letters**, v. 7, n. 6, p. 480-490, 2004.

SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L.; FERREIRA, L. G. Land cover mapping of the tropical savanna region in Brazil. **Environmental monitoring and assessment**, v. 166, n. 1, p. 113-124, 2010.

SCARIOT, A.; SEVILHA, A. C. Biodiversidade, estrutura e conservação de florestas estacionais decíduas no Cerrado. *In: SCARIOT, A. et al. (Orgs.) Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação.* Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente, 2005. p. 121-139.

SCHOLES, R. J.; ARCHER, S. Tree-grass interactions in savannas. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 28, p. 517-544, 1997.

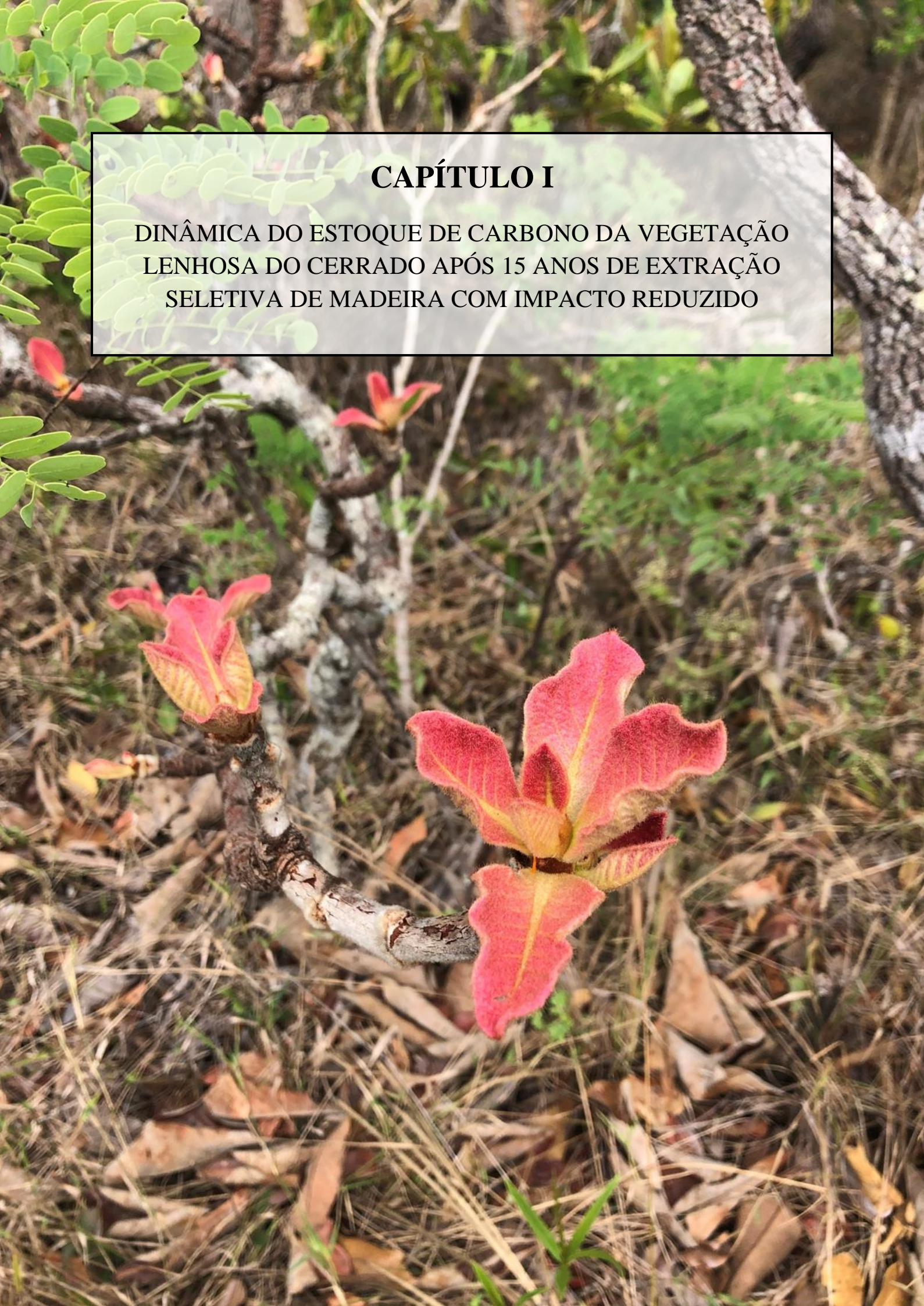
WERNECK, M. S.; FRANCESCHINELLI, E. V., Dynamics of a dry forest fragment after the exclusion of human disturbance in southeastern Brazil. **Plant Ecology**, v. 174, n. 2, p. 339-348, 2004.

WHITE, R. P.; MURRAY, S.; ROHWEDER, M.; PRINCE, S. *et al.* **Grassland ecosystems**. World Resources Institute Washington, DC, USA, 2000. 1569734615.

WHITLEY, R.; BERINGER, J.; HUTLEY, L. B.; ABRAMOWITZ, G. *et al.* Challenges and opportunities in land surface modelling of savanna ecosystems. **Biogeosciences**, v. 14, n. 20, p. 4711-4732, 2017.

CAPÍTULO I

**DINÂMICA DO ESTOQUE DE CARBONO DA VEGETAÇÃO
LENHOSA DO CERRADO APÓS 15 ANOS DE EXTRAÇÃO
SELETIVA DE MADEIRA COM IMPACTO REDUZIDO**



CAPÍTULO I

DINÂMICA DO ESTOQUE DE CARBONO DA VEGETAÇÃO LENHOSA DO CERRADO APÓS 15 ANOS DE EXTRAÇÃO SELETIVA DE MADEIRA COM IMPACTO REDUZIDO

Resumo: Este capítulo teve como objetivo descrever e analisar, no período de 2005 a 2021, as taxas de mortalidade, de recrutamento e o crescimento em estoque de carbono da comunidade lenhosa e de um grupo de 3 espécies (*D. miscolobium*, *P. pubescens* e *T. vulgaris*) com potencial para produção de energia do cerrado *sensu stricto*, estabelecidas após terem a sua vegetação original removida por extração seletiva de madeira com impacto reduzido em 2006. Desde então, toda a área encontra-se protegida de ações antrópicas, exceto a ocorrência de um incêndio florestal não planejado em 2012. A vegetação lenhosa presente na área, resultante do processo de regeneração natural, foi monitorada em quatro ocasiões: 2, 6, 9 e 15 anos após a exploração. Os indivíduos lenhosos com diâmetro tomado a 0,3 m do solo, igual ou superior a 5 cm tiveram seu diâmetro e altura registrados e foram identificados botanicamente. Os dados obtidos foram utilizados para avaliar as mudanças ocorridas ao longo do tempo em estoque de carbono da vegetação lenhosa regenerada com tendência de recuperação mais lenta de sua produção nas áreas com intervenções silviculturais mais intensas. Antes da exploração, o estoque médio de carbono na área era de $7,5 \text{ Mg ha}^{-1} \pm 1,3 \text{ Mg ha}^{-1}$, sendo que deste total, $2,6 \text{ Mg ha}^{-1} \pm 0,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ (34,3%) estavam concentrados no grupo das três espécies com maior potencial para produção de energia. O período de 15 anos foi suficiente para a vegetação lenhosa conseguir se recuperar em estoque de carbono, influenciada pelas altas taxas de recrutamento e pela baixa mortalidade em todas as áreas destinadas aos tratamentos. O tratamento T3, envolvendo a remoção de 50% da área basal dos indivíduos lenhosos pertencentes a espécies com potencial para produção de energia (*D. miscolobium*, *P. pubescens* e *T. vulgaris*) apresentou alto desempenho na recuperação do estoque de carbono, igualando-se estatisticamente aos estoques médios de carbono do tratamento T6 (Testemunha), em que não houve nenhum tipo de intervenção, em todos os períodos analisados. A comunidade apresenta-se em fase de regeneração com elevada taxa de recrutamento e baixas taxas de mortalidade, caminhando para a sua capacidade suporte. Estudos sobre o comportamento e manejo das espécies de acordo com os incrementos são importantes para manutenção ecológica e sustentável da vegetação, sendo indicador importante em planos de manejo florestal sustentável.

Palavras-chave: Savana, intensidade de desbaste, mortalidade, recrutamento, crescimento.

CHAPTER I

CARBON STOCK DYNAMICS OF THE CERRADO WOODY VEGETATION AFTER 15 YEARS OF SELECTIVE LOGGING WITH REDUCED IMPACT

Abstract: This chapter aimed to describe and analyze, in the period from 2005 to 2021, the mortality rates, recruitment and growth in carbon stock of the woody community and a group of 3 species (*D. miscolobium*, *P. pubescens* and *T. vulgaris*) with potential for energy production of the cerrado sensu stricto, established after having their original vegetation removed by selective logging with reduced impact in 2006. Since then, the entire area has been protected from anthropic actions, except for the occurrence of an unplanned forest fire in 2012. The woody vegetation present in the area, resulting from the process of natural regeneration, was monitored on four occasions: 2, 6, 9, and 15 years after logging. Woody individuals with a diameter taken at 0.3 m from the ground equal to or greater than 5 cm had their diameter and height recorded and were botanically identified. The data obtained were used to evaluate the changes occurring over time in carbon stock of regenerated woody vegetation with a tendency for slower recovery of its production in areas with more intense silvicultural interventions. Before logging, the average carbon stock in the area was $7.5 \text{ Mg ha}^{-1} \pm 1.3 \text{ Mg ha}^{-1}$, of which $2.6 \text{ Mg ha}^{-1} \pm 0.7 \text{ Mg ha}^{-1}$ (34.3%) were concentrated in the group of the three species with greatest potential for energy production. The 15-year period was sufficient for the woody vegetation to recover in carbon stock, influenced by high recruitment rates and low mortality in all treatment areas. Treatment T3, involving the removal of 50% of the basal area of woody individuals belonging to species with potential for energy production (*D. miscolobium*, *P. pubescens* and *T. vulgaris*) showed high performance in the recovery of carbon stock, being statistically equal to the average carbon stocks of treatment T6 (Witness), in which there was no intervention, in all periods analyzed. The community is in a regeneration phase with a high recruitment rate and low mortality rates, moving towards its carrying capacity. Studies on the behavior and management of the species according to the increments are important for the ecological and sustainable maintenance of the vegetation, being an important indicator in sustainable forest management plans.

Keywords: Savanna, thinning intensity, mortality, recruitment, growth.

1.1 Introdução

A contínua degradação dos ecossistemas florestais em regiões tropicais é extremamente preocupante, por reduzir as fontes de bens e serviços ecossistêmicos (TADESSE et al., 2014), comprometer o estoque de carbono global (BACCINI et al., 2017; NOOJIPADY et al., 2017) e ameaçar a manutenção da biodiversidade e a qualidade ambiental (SKOGEN et al., 2018). Segundo Gibbs et al. (2010), em regiões tropicais o desmatamento é a principal fonte de terras para o crescimento agrícola, entretanto, na América do Sul, a retirada de madeira para a indústria também contribui significativamente para a degradação dos ecossistemas florestais (FAO, 2011).

O Cerrado brasileiro é o segundo maior bioma da América Latina, composto de onze fitofisionomias distribuídas entre formações florestais, savânicas e campestres, que formam um mosaico de elevada biodiversidade (RIBEIRO; WALTER 2008). Por apresentar alta riqueza em biodiversidade, altos níveis de endemismo e funções ambientais de importância global, é considerado um dos *hotspots* mundiais para a conservação (STRASSBURG et al., 2017; GOMES et al., 2018). Contudo, as taxas de desmatamento do Cerrado têm sido muito elevadas em relação aos esforços para sua conservação, tornando-o altamente ameaçado (KLINK; MACHADO, 2005).

Grande parte da vegetação natural do Cerrado é explorada de forma predatória, onde normalmente o corte raso é aplicado, suprimindo toda vegetação nativa (BARREIRA et al., 2000). De acordo com Nasi e Frost (2009), o Manejo Florestal Sustentável ganhou força global como uma estratégia que pode alcançar objetivos ambientais, sociais e econômicos usando recursos florestais e mantendo a prestação de serviços ecossistêmicos relacionados. No Brasil, os estudos e aplicações do Manejo Florestal Sustentável estão concentrados na Amazônia, sendo poucas as aplicações nas fisionomias do bioma Cerrado (SILVA NETO et al., 2015).

Segundo Durigan (2005), a vegetação do Cerrado submetida ao corte raso e protegida contra incêndios leva uma média de trinta anos para estabilizar sua biomassa. Scolforo et al. (2008), ao testar diferentes intensidades de exploração para o manejo do Cerrado, verificaram um ciclo de corte de 18 anos para áreas que tiveram intervenções severas e de 12 anos para áreas que sofreram intervenções mais brandas. Deste modo,

observa-se que quanto maior o grau de intervenção, mais tempo a floresta precisa para se recuperar, e, conseqüentemente, maior será o ciclo de corte.

Anos depois, Azevedo et al. (2020) afirmaram que o período de 17 anos foi suficiente para que uma área recuperasse naturalmente o estoque original de biomassa lenhosa a nível de comunidade, após a implantação de diferentes sistemas silviculturais, no cerrado *sensu stricto*. Além disso, Azevedo et al. (2022) obtiveram a produção futura de biomassa, a partir de modelos de crescimento que estimam a produção em função de parâmetros observados em idades anteriores e encontraram que os estoques máximos de biomassa total acima do solo são esperados para um período entre 28 e 30 anos após a implementação dos sistemas de manejo, com incremento médio anual máximo entre 23 e 27 anos.

As florestas primárias não exploradas e não manejadas mostram valores máximos de estoque de biomassa e carbono, em relação a florestas que sofreram intervenções antrópicas, durante um longo tempo de sucessão. Assim, o tempo de sucessão afeta diretamente as taxas de crescimento, na qual o resultado líquido dos incrementos e o ingresso de indivíduos buscam compensar o que foi explorado, e não proporcionar o aumento do estoque de biomassa e carbono (SOUZA; SOARES, 2013).

Uma alternativa para diminuir a pressão sobre florestas primárias pode ser o aproveitamento de florestas secundárias. Ecossistemas em sucessão são bastante produtivos podendo oferecer produtos madeireiros e não madeireiros. Além disso, florestas secundárias desempenham importante papel ecológico, contribuindo para a fixação de carbono atmosférico e para a melhoria das condições ambientais, restituindo a fertilidade dos solos e oferecendo benefícios hidrológicos e de manutenção da biodiversidade (OLIVEIRA; SILVA, 2001; VENTUROLI et al., 2011; PARRON et al., 2015).

Acredita-se que ecossistemas florestais e savânicos estejam fortemente associados ao ciclo do carbono, pois promovem a assimilação e acumulação do carbono a partir de processos naturais ou influenciados por distúrbios antrópicos (PAIVA et al., 2011). A remoção e fixação do carbono se dá, especialmente, por meio da dinâmica de crescimento da floresta. De acordo com Watzlawick et al. (2002), o sequestro de

carbono ocorre enquanto as árvores estão crescendo, ou seja, ocorre um aumento considerável da biomassa e, conseqüentemente, do estoque de carbono fixado. Vale ressaltar ainda que, a quantificação da variável carbono pode ser obtida por meio de métodos diretos, que consistem no abate das árvores, e indiretos os quais empregam modelos matemáticos com a utilização das características mensuradas na floresta como o diâmetro e altura (QURESHI et al., 2012; RIBEIRO et al., 2017).

Segundo Lindenmayer et al. (2012), monitoramentos de longo prazo são fundamentais para o fornecimento de informações importantes para a ecologia, para os estudos sobre mudanças ambientais, para a gestão de recursos naturais e para a conservação da biodiversidade. Para isso, considera-se o uso de áreas permanentemente demarcadas em determinada vegetação e mensuradas periodicamente. O monitoramento de parcelas permanentes permite que pesquisadores avaliem de forma eficiente a dinâmica da vegetação arbórea (FELFILI; CARVALHO; HAIDAR, 2005). A maior parte das informações geradas sobre a dinâmica em florestas tropicais veio de estudos realizados adotando-se parcelas permanentes (SHEIL; MAY, 1996).

Estudos envolvendo o monitoramento da vegetação buscam entender o desenvolvimento e o crescimento das florestas, obter informações que direcionam para o emprego de ações mitigadoras a favor da diminuição dos impactos e conseqüente conservação da vegetação, seja pela preservação de áreas ou exploração sustentável (FRANÇOSO et al., 2015; ROQUETTE, 2018), permitindo assim compreender quais os mecanismos que mantêm a comunidade.

A principal técnica silvicultural usada como forma de intervenção no crescimento de uma floresta é conhecida como desbaste, consiste na retirada seletiva de indivíduos e visa promover o crescimento, aproveitamento econômico ou redução das taxas de mortalidade para melhorar a sanidade da floresta (SAFNET, 2013). Em áreas sob distúrbios naturais é possível gerar informações valiosas para a conservação (SALAMI et al., 2014). Quando em áreas sob regime de manejo florestal, em que há aplicação de diferentes níveis de intensidade de exploração, permite aos pesquisadores realizar inferências importantes, como qual o grau de intervenção aceitável, quais os impactos sobre o recrutamento e a mortalidade, e como se dá a variação do carbono presente na vegetação em determinado intervalo de tempo (VENTUROLI, 2008, 2010).

De forma geral, a dinâmica da vegetação do Cerrado associada a intervenções de manejo por longo prazo ainda é pouco documentada. Entretanto, especificamente em áreas de cerrado *sensu stricto*, destacam-se os estudos de dinâmica de Felfili et al. (2000), Rezende (2002), Paiva (2011), Azevedo et al. (2020, 2022) no Distrito Federal; Ferreira (2016) no Goiás, Cordeiro et al. (2018) em Minas Gerais; Aquino et al. (2007) no Maranhão; Roitman et al. (2008) na Bahia e Ribeiro et al. (2012) no Mato Grosso.

Diante disso, verifica-se a necessidade de mais estudos serem incentivados, pois o Cerrado pode contribuir no mercado madeireiro, sobretudo, em níveis local e regional, pois contém espécies que fornecem madeiras de alta qualidade, úteis para a produção de energia (VALE; BRASIL; LEÃO, 2003). É importante destacar que, além do aspecto econômico ligado à utilização energética pelas indústrias, tem-se o aspecto social, ou seja, a utilização de lenha como energético doméstico (BRITO; DEGLISE, 1991).

Sendo assim, faz-se necessário o desenvolvimento de estudos que auxiliem na compreensão da dinâmica da comunidade florestal. É importante que ações visando a conservação, recuperação e uso sustentável de áreas remanescentes do Cerrado se tornem mais efetivas e abrangentes. Este estudo foi realizado com o objetivo de descrever e analisar, no período de 2005 a 2021, as taxas de mortalidade, de recrutamento e o crescimento em estoque de carbono da comunidade lenhosa e de um grupo de 3 espécies com potencial para produção de energia do cerrado *sensu stricto*, estabelecidas após terem a sua vegetação original removida por diferentes níveis de intensidade de exploração em 2006. O conhecimento gerado através deste trabalho poderá contribuir para a elaboração de políticas relacionadas ao manejo da vegetação desta fitofisionomia.

1.2 Material e Métodos

1.2.1 Área de Estudo

Este estudo foi realizado na Reserva Ecológica e Experimental da Universidade de Brasília – Fazenda Água Limpa (FAL), Distrito Federal, Brasil (Figura 1), localizada a uma altitude média de 1.100 m, entre as coordenadas geográficas 15°56' - 15°59' S e 47°53' - 47°59' W. A FAL possui 4.340 ha de área e faz parte da Área de Proteção Ambiental Gama e Cabeça de Veado e está inserida na Reserva da Biosfera do Cerrado.

Segundo a classificação de Köppen o clima da região é do tipo Aw, com temperaturas médias variando de 12 °C a 28,5 °C (ALVARES et al., 2013). A precipitação média anual é de 1.600 mm, com uma estação seca bem definida nos meses de julho a setembro. Os solos são do tipo Latossolos, com alto teor de alumínio e baixos teores de cálcio e magnésio (ABDALA et al., 1998).

Grande parte da área total da FAL é coberta por fitofisionomias do Cerrado, sendo 2.340 ha destinados a preservação e 800 ha, a conservação. As fitofisionomias variam desde campo limpo até florestas de galeria, porém, o cerrado *sensu stricto* predomina no local, ocupando cerca de 1.480 ha. A flora local é rica, com a presença de espécies raras e endêmicas. Registros indicam que já foram identificadas na área cerca de 1.100 espécies de plantas distribuídas entre 135 famílias botânicas. Apenas nas áreas de cerrado *sensu stricto* ocorrem, em média, cerca de 66 espécies de plantas lenhosas, distribuídas entre 31 famílias (FELFILI et al., 1993).

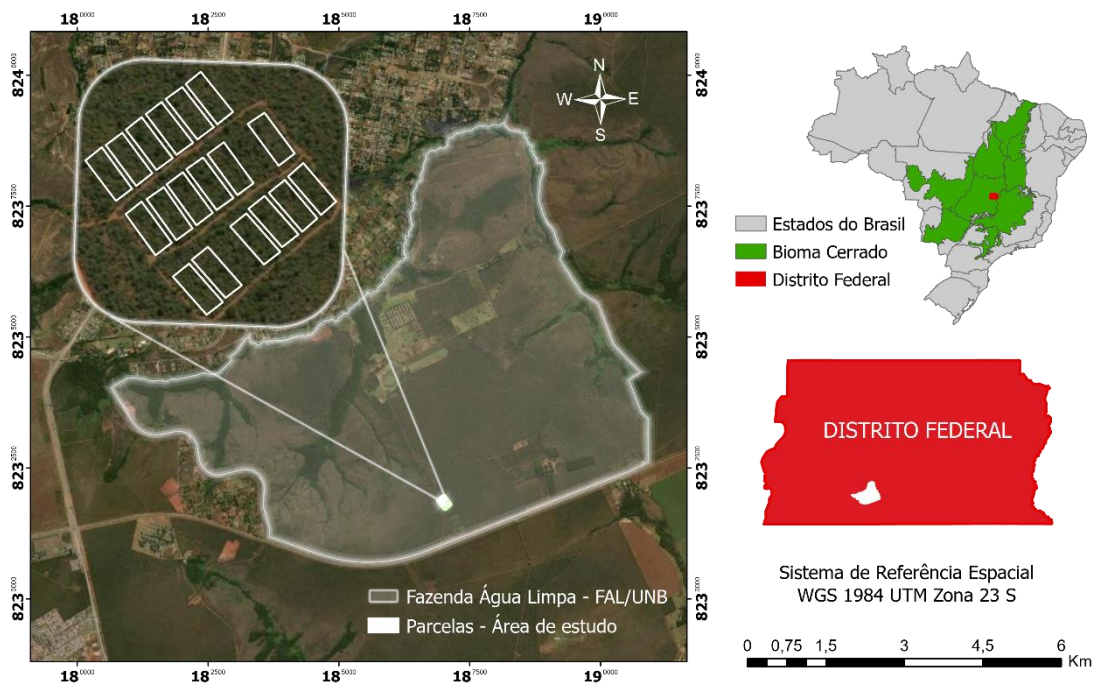


Figura 1. Mapa de localização da área experimental contendo as 18 parcelas de estudo na Fazenda Água Limpa (FAL), Distrito Federal, Brasil. Fonte: A autora (2021).

1.2.2 Delineamento Experimental e Coleta de Dados

Em 2005 foi implantado um experimento na FAL, em área de cerrado *sensu stricto* destinada a pesquisas silviculturais (PAIVA; REZENDE; PEREIRA, 2011). O experimento consistiu na demarcação de 3 (três) blocos de 0,93 ha cada (60 m x 155 m). A escolha do local de demarcação do primeiro bloco se deu de forma aleatória. Os demais blocos foram demarcados paralelamente ao primeiro, mantendo uma equidistância de 20 m entre blocos (Figura 1).

Na sequência, cada bloco foi dividido em 6 parcelas de 20 m x 50 m (0,1 ha), separadas uma das outras por um aceiro de 5 m x 50 m (250 m²), conforme observado na Figura 1. As parcelas foram instaladas de forma permanente, tendo os seus vértices demarcados por estacas de ferro pintadas com tinta branca. Cada parcela também foi subdividida em 10 subparcelas de 10 m x 10 m, cujos vértices também foram demarcados com estacas de ferro pintadas de branco, visando garantir a exata localização de cada subparcela, ao longo do tempo. Em função da proximidade, os

blocos apresentavam características bastante similares quanto à estrutura da vegetação e a composição florística.

Ainda no ano de 2005, após a implantação dos blocos e demarcação das parcelas e subparcelas, foi realizado o inventário florestal em cada parcela de 0,1 ha, considerando toda a vegetação lenhosa, arbórea e arbustiva, viva e morta em pé, com Db (diâmetro de base medido a 30 cm do nível do solo) igual ou superior a 5 cm (FELFILI; CARVALHO; HAIDAR, 2005). Todos os fustes, vivos e mortos em pé, com $Db \geq 5$ cm, foram etiquetados com uma pequena placa de alumínio contendo um número de identificação (Figuras 2a e 2b).

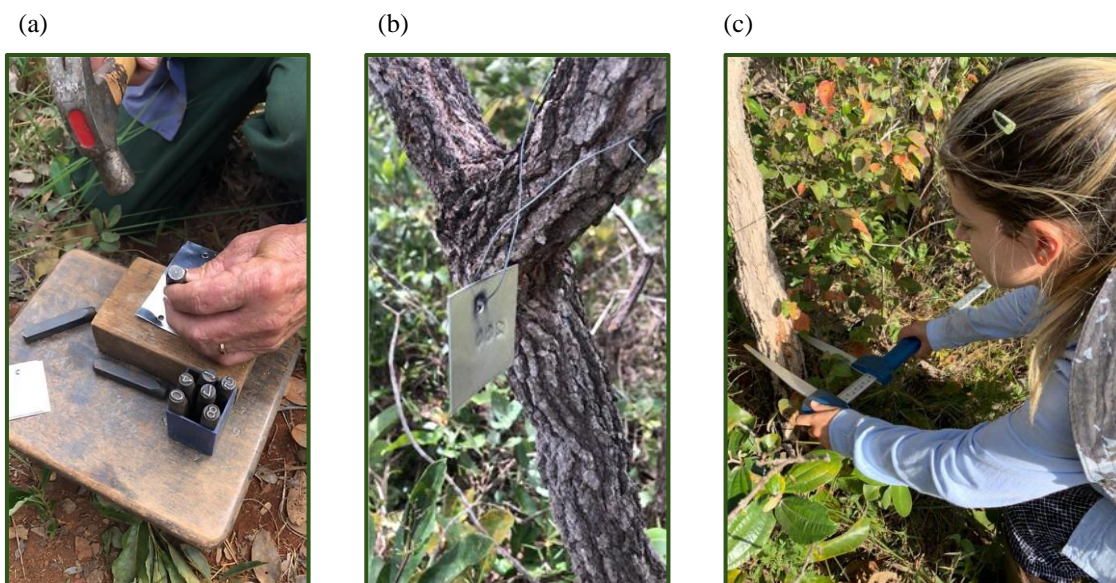


Figura 2. (a) Confeccção das placas de alumínio contendo o número de identificação de cada indivíduo com $Db \geq 5$ cm; (b) Indivíduo devidamente demarcado em campo e (c) Medição do Db utilizando suta.

Para o maior controle do inventário foram registradas as coordenadas X e Y, em metros, de cada indivíduo lenhoso mensurado por subparcela. O diâmetro (Db) de cada indivíduo foi mensurado com uma suta (Figura 2c), em duas direções perpendiculares e a média calculada. A altura total (Ht) foi tomada com o auxílio de uma régua telescópica de 12 m. Alturas superiores foram estimadas. Valores de diâmetro e altura foram arredondados para uma casa decimal. Indivíduos com mais de um fuste com $Db \geq$

5 cm, bifurcando abaixo de 30 cm do solo, foram mensurados separadamente.

Todos os indivíduos inventariados foram identificados botanicamente ao nível de família, gênero e espécie. As identificações foram realizadas em campo, quando possível, e a partir de consultas à literatura e especialistas. O sistema de classificação botânica adotado na época foi atualizado para o APG IV (Angiosperm Phylogeny Group) (GROUP et al., 2016) e a nomenclatura botânica foi conferida e atualizada com auxílio do Herbário Virtual Re flora (<http://reflora.jbrj.gov.br>), administrado pelo Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro.

Em 2006, após finalizado o inventário na área, foi implantado em cada bloco cinco níveis de intensidade de exploração da vegetação lenhosa (tratamentos), sendo um nível para cada parcela permanente de 0,1 ha. Uma parcela permanente de cada bloco foi mantida como controle (testemunha), ou seja, sem qualquer tipo de intervenção (Tabela 1). A distribuição dos tratamentos e da testemunha dentro de cada bloco se deu forma aleatória (Figura 3).

Os tratamentos testados buscaram simular diferentes estratégias de exploração da vegetação lenhosa do cerrado *sensu stricto*, visando subsidiar o manejo sustentável dessa importante fitofisionomia do Cerrado para fins de produção de energia. Em todos os tratamentos, o corte dos fustes foi realizado com motosserra, a 30 cm do solo, e considerou apenas os fustes com $Db \geq 5$ cm, já que para fins de produção de energia, todo material lenhoso com diâmetro inferior a 5 cm é, na maioria das vezes, transformado em cinzas durante a carbonização, não acarretando qualquer ganho significativo na produção de energia. Portanto, os indivíduos lenhosos com $Db < 5$ cm foram mantidos nas parcelas, com o objetivo de contribuir na dinâmica da comunidade remanescente, pós-exploração.

Durante o processo de exploração, todo material colhido (fuste e galhos) foi retirado e empilhado fora das parcelas. Nos tratamentos 1 e 2, que envolveram, respectivamente, o corte raso e 50% da área basal dos indivíduos lenhosos com $Db \geq 5$ cm, independente da espécie. Foram preservados todos os indivíduos de *Caryocar brasiliensis*, pelo fato dessa espécie estar entre as espécies do Cerrado tombadas como Patrimônio Ecológico do Distrito Federal (Decreto Nº 14.783 de 17 de junho de 1993),

e, portanto, legalmente imune ao corte.

Tabela 1. Descrição dos tratamentos aplicados às parcelas permanentes de 0,1 ha de cada bloco experimental instalado em área de cerrado *sensu stricto*, localizada na Fazenda Água Limpa (FAL), Distrito Federal, Brasil.

Tratamento	Descrição
T1	Corte raso de todos os indivíduos lenhosos com $Db \geq 5$ cm
T2	Desbaste de 50% da área basal dos indivíduos lenhosos com $Db \geq 5$ cm, independente da espécie
T3	Desbaste de 50% da área basal dos indivíduos lenhosos com $Db \geq 5$ cm, pertencentes a espécies com potencial para produção de energia (<i>D. miscolobium</i> , <i>P. pubescens</i> e <i>T. vulgaris</i>)
T4	Corte raso basal dos indivíduos lenhosos com $Db \geq 5$ cm, pertencentes a espécies com potencial para produção de energia (<i>D. miscolobium</i> , <i>P. pubescens</i> e <i>T. vulgaris</i>)
T5	Corte raso dos indivíduos lenhosos com $Db \geq 5$ cm, pertencentes a <i>T. vulgaris</i>
T6	Testemunha ou parcela controle, sem aplicação de qualquer tratamento.

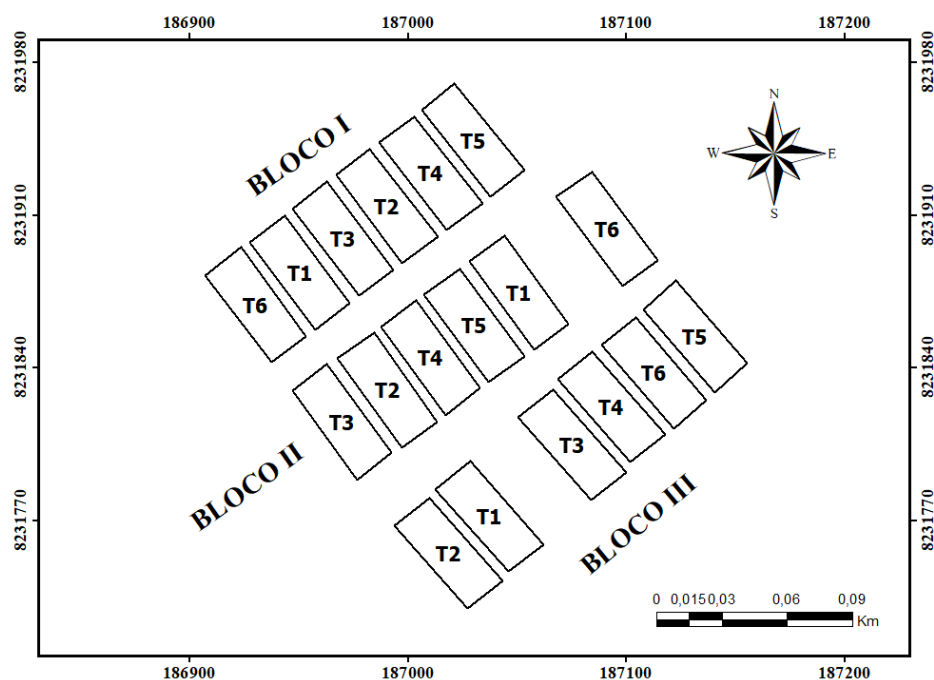


Figura 3. Croqui da área experimental, localizada na Fazenda Água Limpa (FAL), Distrito Federal, Brasil, indicando a distribuição dos tratamentos por bloco. Fonte: A autora (2021).

D. miscolobium e *P. pubescens*, que são espécies exclusivas dos tratamentos 3 e 4, também estão entre as espécies do Cerrado tombadas como Patrimônio Ecológico do Distrito Federal, porém, para efeito dessa pesquisa, o corte de indivíduos dessas espécies foi autorizado, considerando a importância do estudo para o manejo sustentável do Cerrado. De uma forma geral, a maioria das espécies do cerrado *sensu stricto* apresenta baixo poder carbonífero, contudo, *D. miscolobium* e *P. pubescens*, juntamente com *T. vulgaris* (Tabela 2), se destacam entre as poucas espécies do cerrado *sensu stricto* que possuem excelentes características, seja na produção de biomassa seca seja na qualidade de suas madeiras, e destacam-se como as maiores produtoras de energia (Tabela 2), comparadas às outras espécies da comunidade (VALE; BRASIL; LEÃO, 2000).

Tabela 2. Espécies de cerrado *sensu stricto* selecionadas para o estudo, consideradas de interesse comercial por apresentarem maior produção de energia na forma de calor por hectare (VALE; BRASIL; LEÃO, 2000).

Espécie	Quantidade de calor (MJ ha ⁻¹)
<i>Dalbergia miscolobium</i> Benth	28.223,0
<i>Pterodon pubescens</i> (Benth.) Benth	27.760,3
<i>Tachigali vulgaris</i> L.G.Silva & H.C.Lima	58.869,1

Portanto, o uso da madeira de todas as espécies lenhosas do cerrado *sensu stricto* para a produção de energia não se justifica, já que a maioria das espécies não contribui de forma significativa para a produção total de carvão, mesmo ocorrendo em alta densidade ou apresentando alta dominância na área.

A exploração realizada nas parcelas submetidas ao tratamento T1 buscou simular o corte raso da vegetação lenhosa, independente da espécie, conforme ocorre geralmente em áreas de cerrado *sensu stricto*, sendo eliminados 100% da área basal dos indivíduos. No T2, o objetivo da exploração foi avaliar a resposta da comunidade do cerrado *sensu stricto* no caso de ser retirado apenas 50% da área basal dos seus indivíduos, independente da espécie.

Por outro lado, a exploração nas áreas submetidas a T3 e T4 buscou examinar como a comunidade do cerrado *sensu stricto* responderia quando fossem colhidos apenas os indivíduos pertencentes às espécies consideradas potenciais para produção de energia (*D. miscolobium*, *P. pubescens* e *T. vulgaris*). Já o tratamento T5 avaliou a resposta da comunidade do cerrado *sensu stricto* quando a exploração envolveu apenas o desbaste de indivíduos da espécie *T. vulgaris* (100% da área basal), vulgarmente conhecida por carvoeiro, já que é a espécie com maior potencial para produção de energia nessa fisionomia.

A seleção de indivíduos desbastados nas parcelas dos tratamentos T2 e T3 atendeu o seguinte critério: distribuição dos indivíduos de cada parcela em classes de Db, com intervalo de classe de 5 cm; quantificação da área basal por classe de Db e

seleção aleatória dos indivíduos a serem removidos por classe. No caso específico do tratamento 2, a seleção dos indivíduos por classe buscou incluir o máximo possível de representantes das diferentes espécies.

Em 2008, dois anos após a exploração, foi realizado um novo inventário nas parcelas submetidas aos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5 e nas parcelas testemunhas (T6). As variáveis Db e altura total dos fustes, com $Db \geq 5$ cm, de todos os indivíduos vivos e mortos em pé, registrados em 2005, e que permaneceram nas parcelas após exploração em 2006, foram mensuradas. Também foram registrados os indivíduos com $Db \geq 5$ cm, que morreram ou que foram recrutados durante o período monitorado (2006 a 2008). Os indivíduos recrutados tiveram suas coordenadas X e Y registradas, foram identificados botanicamente, etiquetados com placa de alumínio contendo um número de identificação, e suas variáveis Db e altura total foram mensuradas.

Nos anos de 2012, 2015 e 2021, ou seja, seis, nove e quinze anos após a exploração, as parcelas de cada tratamento foram novamente remeidas, conforme procedimento adotado em 2008. Porém, é importante destacar que em setembro de 2011, no período da seca, todas as parcelas experimentais foram atingidas por um incêndio florestal não planejado e de difícil controle, que iniciou em uma área no entorno da FAL. O incêndio se propagou por grande parte da Fazenda, causando grande impacto na vegetação e na fauna silvestre, sendo, portanto, um efeito casual que não pode deixar de ser considerado na avaliação do experimento.

1.2.3 Análise de Dados

1.2.3.1 Mudanças na produção em estoque de carbono em área experimental de cerrado *sensu stricto* após exploração com impacto reduzido da vegetação lenhosa.

A partir dos dados coletados no levantamento realizado em 2005 (antes da exploração), nas áreas de cerrado *sensu stricto* destinadas a implantação aos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5 e nas áreas testemunhas (T6), foi estimado o estoque de carbono de cada indivíduo lenhoso, vivo e morto em pé, registrado em cada unidade amostral de 0, 1 ha. O mesmo procedimento foi seguido para estimar o estoque de carbono nas

mesmas parcelas, após a exploração, isto é, em 2008, 2012, 2015 e 2021, ou seja, dois, seis, nove e quinze anos, respectivamente.

O estoque de carbono foi estimado a partir de uma equação alométrica ajustada para o cerrado *sensu stricto* da FAL (REZENDE et al., 2006), que considera apenas a biomassa lenhosa aérea acima do nível solo, incluindo somente fustes com $Db \geq 5$ cm e galhos com diâmetro mínimo de 3 cm. O teor de carbono utilizado na determinação do estoque de carbono de cada indivíduo lenhoso utilizado no ajuste da equação foi igual a 50% da biomassa seca (BROWNING, 1963; BODIG; JAYNE, 1982). A equação alométrica é dada por:

$$EC = -0,24564 + 0,01456 \cdot Db^2 \cdot H$$

($R^2 = 98,29\%$ e $Sy_x = 25,79\%$)

em que EC é o estoque de carbono (kg) por fuste; Db é o diâmetro do fuste tomado a 30 cm do solo (cm); H é a altura total do fuste (m); R^2 é o coeficiente de determinação da equação e Sy_x é o erro-padrão da estimativa da equação.

A partir da estimativa do estoque de carbono de cada indivíduo lenhoso amostrado em cada parcela de 0,1 ha, foi estimado o estoque total de carbono por parcela e por tratamento (T1, T2, T3, T4, T5 e T6), antes (2005), e após a exploração da vegetação (2008, 2012, 2015 e 2021).

Para verificar se em 2005 (antes da exploração), os estoques médios de carbono da comunidade lenhosa do cerrado *sensu stricto* amostrada nos três blocos experimentais, eram estatisticamente iguais ($p > 0,05$), foi realizada a análise de variância (ANOVA) dos dados, considerando um delineamento em blocos casualizados com 3 blocos, 6 tratamentos e 10 repetições por tratamento. As 10 repetições foram representadas pelas 10 subparcelas de 10 m x 10 m de cada parcela de 0,1 ha. A mesma análise foi feita considerando apenas os dados de estoque de carbono referentes ao grupo das três espécies com potencial para produção de energia (*D. miscolobium*, *P. pubescens* e *T. vulgaris*), visando avaliar se o estoque médio total de carbono desse grupo de espécies era também estatisticamente igual na área, antes da aplicação das diferentes intensidades de exploração.

Porém, antes da realização das análises de variância, para atender os seus pressupostos básicos da ANOVA, os dados foram submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk e ao teste de homogeneidade das variâncias de Oneillmathews, ambos ao nível de 5% de significância. Quando não diagnosticada a distribuição normal, foi aplicada a transformação logarítmica (logaritmo neperiano) da variável estoque de carbono, visando garantir a normalidade dos dados. Todas as análises foram realizadas utilizando o Pacote Experimental Designs do software RStudio 4.1.2 (FERREIRA; PISCITELLI; NOGUEIRA, 2021).

Na sequência, os dados de estoque de carbono registrados nas áreas de cada tratamento, antes e após exploração, também foram analisados, considerando um delineamento experimental em blocos casualizados, em esquema de parcelas subdivididas no tempo (Split Plot) (NOBRE; SINGER, 2007; STEEL; TORRIE, 1980). O objetivo dessa análise foi examinar e comparar a tendência dos estoques de carbono acumulados pela vegetação em cada tratamento (diferentes intensidades de exploração) ao longo do tempo (período monitorado em anos), bem como a existência de interação significativa entre os tratamentos e o tempo, isto é, avaliar se a recuperação do estoque de carbono desbastado está sendo influenciada simultaneamente pelo nível de intensidade de exploração e pelo tempo. Isso pode envolver comparações entre tratamentos dentro de cada tempo ou comparações dentro de cada tratamento.

Dessa forma, o tratamento é o fator entre as parcelas e o tempo é o fator intraparcels. Além disso, com base nessa análise buscou-se saber qual intensidade de exploração (tratamento) conseguiu melhor recuperar o estoque de carbono original e se o tempo máximo de 15 anos após a exploração foi suficiente para recuperar o estoque desbastado nas áreas submetidas a alguma das cinco intensidades de exploração. A análise dos dados considerou o EC total da comunidade lenhosa arbórea arbustiva por subparcela (incluindo todas as espécies), assim como o EC total registrado apenas para o grupo de espécies consideradas potenciais para produção de energia. Todas as análises foram realizadas utilizando o Pacote Experimental Designs do software RStudio 4.1.2 (FERREIRA; PISCITELLI; NOGUEIRA, 2021).

Em todas as análises de variância realizadas, a comparação das médias entre tratamentos e entre tempos (anos), quando necessárias, foi examinada a partir do teste

de Tukey de comparação de médias ($p > 0,05$), utilizando o Pacote Experimental Designs do software RStudio 4.1.2 (FERREIRA; PISCITELLI; NOGUEIRA, 2021).

1.2.3.2 Dinâmica do cerrado *sensu stricto* após exploração com impacto reduzido da vegetação lenhosa.

A dinâmica da vegetação lenhosa do cerrado *sensu stricto* submetida aos diferentes níveis de intensidade de exploração (tratamentos) foi avaliada em função da densidade de indivíduos por hectare (ind ha^{-1}) e do estoque de carbono (Mg ha^{-1}), considerando os quatro períodos monitorados, ou seja, 2005-2008, 2008-2012, 2012-2015 e 2015-2021. Para cada período foram estimados o recrutamento, o incremento e a mortalidade, tanto para a comunidade (todas as espécies) quanto para o grupo de espécies potenciais para produção de energia (*D. miscolobium*, *P. pubescens* e *T. vulgaris*).

As taxas de mortalidade (Mo) e recrutamento (Re) foram obtidas, respectivamente, pelas expressões exponenciais propostas por Sheil et al. (1995, 2000), ou seja:

$$Mo = \left\{ 1 - \left[\frac{N_0 - N_m}{N_0} \right]^{1/t} \right\} \cdot 100$$
$$Re = \left\{ 1 - \left[1 - \frac{N_r}{N_t} \right]^{1/t} \right\} \cdot 100$$

em que Mo é a taxa de mortalidade ($\% \text{ ano}^{-1}$); Re é a taxa de recrutamento ($\% \text{ ano}^{-1}$); t é o tempo transcorrido entre duas medições (anos); N_0 é o número inicial de indivíduos (ind ha^{-1}); N_t é o número final de indivíduos (ind ha^{-1}); N_m é o número de indivíduos mortos no período (ind ha^{-1}) e N_r é o número de indivíduos recrutados no período (ind ha^{-1}).

Para comparar períodos com diferentes intervalos de medição foi aplicado um fator de correção nas taxas de mortalidade e de recrutamento, conforme sugerido por Lewis et al. (2004). O fator de correção é dado por:

$$\lambda_{\text{corrigido}} = \lambda \cdot t^{0,08}$$

em que λ é a taxa a ser corrigida e t é o tempo decorrido entre as medições, em anos.

Os incrementos líquido e bruto em estoque de carbono da vegetação lenhosa para cada período monitorado foram obtidos, respectivamente a partir das seguintes equações, conforme Finger (1992) e Scolforo et al. (1994), ou seja:

$$IPA_{\text{líquido}} = \frac{(R_e + C_r - M_P - M_C)}{t}$$

$$IPA_{\text{bruto}} = \frac{(R_e + C_r + M_P + M_C)}{t}$$

em que $IPA_{\text{líquido}}$ é o Incremento Periódico Anual líquido em estoque de carbono ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) durante o período monitorado; IPA_{bruto} é o Incremento Periódico Anual bruto em estoque de carbono ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) durante o período monitorado; R_e é o recrutamento em estoque de carbono (Mg ha^{-1}) durante o período monitorado; C_r é o incremento em estoque de carbono dos indivíduos remanescentes vivos (Mg ha^{-1}) durante o período monitorado; M_P é o estoque de carbono dos indivíduos que morreram durante o período monitorado, mas que permaneceram em pé; M_C é o estoque de carbono dos indivíduos que morreram durante o período monitorado, mas não permaneceram em pé e t é o intervalo de tempo (anos).

Indivíduos desbastados durante a exploração não foram contabilizados no estoque de carbono da mortalidade no primeiro período monitorado (2005-2008). Em todos os monitoramentos, o estoque de carbono de árvores mortas foi obtido a partir da contabilização dos estoques dos indivíduos que estavam vivos no início de um determinado período e que foram encontrados mortos em pé (M_P) ou mortos caídos ou que desapareceram (M_C) no final do período monitorado. O recrutamento (R_e) foi obtido a partir do estoque total de carbono dos indivíduos lenhosos que atingiram ou ultrapassaram o diâmetro mínimo de 5 cm num determinado período monitorado.

1.2.3.3 Dinâmica da comunidade lenhosa do cerrado *sensu stricto*, por classe de diâmetro, após exploração com impacto reduzido da vegetação.

Para cada tratamento, as variações temporais da produção em carbono acumulada pela comunidade lenhosa foram avaliadas por classe de diâmetro (Db), considerando os seguintes eventos: (i) incremento do estoque de carbono dentro da classe de diâmetro *i*; (ii) recrutamento em estoque de carbono decorrente da inclusão de novos indivíduos na comunidade; (iii) recrutamento em estoque de carbono decorrente da inclusão de novos fustes na comunidade; (iv) redução no estoque de carbono na classe de diâmetro *i* decorrente da mortalidade de indivíduos; (v) redução no estoque de carbono na classe de diâmetro *i* decorrente da mortalidade de fustes; (vi) ingresso do estoque de carbono (*ingrowth* – imigrante na classe de diâmetro *i*); e (vii) egresso do estoque de carbono (*outgrowth* – emigrante na classe de diâmetro *i*). Os dois últimos eventos podem ser caracterizados como sendo progressivos ou regressivos (LIEBERMAN et al., 1985).

Neste estudo, o ingresso foi separado em ingresso₁, ou seja, quando uma classe de diâmetro *i* recebe estoque de carbono proveniente de uma classe ou mais classes de diâmetro anteriores - progressivo), e ingresso₂, isto é, quando uma classe de diâmetro *i* recebe estoques de carbono provenientes de uma ou mais classes posteriores de diâmetro - regressivo). Por outro lado, o egresso representa a quantidade de carbono estocado na classe de diâmetro *i*, que sai dessa classe e vai para uma classe de diâmetro anterior ou posterior.

As classes de diâmetro foram definidas de 5 cm a 40 cm, com intervalos de 4 cm. A dinâmica foi avaliada para a comunidade de cada tratamento (incluindo todas as espécies), em todos os períodos monitorados: 2005-2008, 2008-2012, 2012-2015, 2015-2021.

1.3 Resultados

1.3.1 Mudanças na produção em estoque de carbono após exploração com impacto reduzido da vegetação lenhosa

1.3.1.1 Mudanças em nível de comunidade

Em 2005, antes da implantação dos tratamentos envolvendo diferentes intensidades de exploração de baixo impacto, a comunidade se caracterizava por indivíduos lenhosos com altura média igual a $3 \text{ m} \pm 1,3 \text{ m}$ e Db médio de $8,2 \text{ cm} \pm 4,1 \text{ cm}$. O estoque médio de carbono na área era de $7,5 \text{ Mg ha}^{-1} \pm 1,3 \text{ Mg ha}^{-1}$, sendo que deste total, $2,6 \text{ Mg ha}^{-1} \pm 0,7 \text{ Mg ha}^{-1}$ (34,3%) estavam concentrados no grupo das três espécies com maior potencial para produção de energia.

Antes da extração seletiva de madeira com impacto reduzido na área experimental, as quantidades médias de carbono concentradas nas comunidades lenhosas ($\text{Db} \geq 5 \text{ cm}$) dos três blocos experimentais, bem como nas unidades amostrais destinadas a implantação de cada tratamento (T1 a T6) eram estatisticamente iguais ($p > 0,05$), indicando a existência da similaridade da área experimental quanto ao carbono estocado na vegetação lenhosa da comunidade. Os dados de estoque de carbono foram transformados em logaritmo neperiano ($\text{LnEC}+2$) para atender as premissas de normalidade de resíduos pelo teste Shapiro Wilk ($p\text{-valor} = 0,5$), e de homogeneidade de variâncias pelo teste Oneilmathews ($p\text{-valor} = 1$), ambos a 5% de significância.

A exploração florestal realizada em 2006, nas áreas destinadas aos tratamentos T1 a T5, que envolveram diferentes intensidades de desbaste da vegetação lenhosa, extraiu entre $1,2 \text{ Mg ha}^{-1}$ (T3) e $7,1 \text{ Mg ha}^{-1}$ (T1) (Tabela 3). Nas áreas submetidas ao tratamento T1, houve um pequeno remanescente de estoque de carbono representado por indivíduos de *Caryocar brasiliensis*, com $\text{Db} \geq 5 \text{ cm}$, já que essa espécie é, por lei, imune ao corte no Distrito Federal, desde 1993.

Tabela 3. Estoques de carbono total (Mg ha^{-1}) antes da exploração, em 2005, e estoques de carbono desbastados e remanescentes, em 2006, registrados para a comunidade lenhosa e para as espécies com potencial para produção de energia ($\text{Db} \geq 5 \text{ cm}$), na área experimental de cerrado *sensu stricto*, submetida a diferentes intensidades de desbaste com impacto reduzido (T1, T2, T3, T4, T5 e T6), localizada na Fazenda Água Limpa, Distrito Federal, Brasil.

Tratamentos	EC (Mg ha^{-1}) da comunidade			EC (Mg ha^{-1}) das espécies com potencial para produção de energia		
	Antes da-exploração	Desbastado	Remanescente	Antes da-exploração	Desbastado	Remanescente
T1	7,3	7,1	0,2	2,4	2,4	-
T2	6,0	2,9	3,1	1,7	0,6	1,1
T3	8,0	1,2	6,7	2,6	1,2	1,4
T4	9,0	3,1	5,9	3,1	3,1	0,0
T5	8,6	2,6	6,0	3,5	2,6	1,0
T6	5,9	-	5,9	2,0	-	2,0

Os estoques de carbono registrados em 2005, nas áreas destinadas a cada tratamento, bem como os estoques registrados em 2008, 2012, 2015 e 2021, após a exploração, foram submetidos a ANOVA para delineamento em blocos casualizados, em esquema de parcelas subdivididas no tempo. Os dados foram transformados em logaritmo neperiano ($\text{LnEC}+2$) para atender as premissas de normalidade de resíduos pelo teste Shapiro Wilk ($p\text{-valor} = 0,5$), e de homogeneidade de variâncias pelo teste Oneilmathews ($p\text{-valor} = 1$), ambos ao nível de 5% de significância.

Os resultados da ANOVA dos estoques de carbono indicam que existem diferenças significativas entre os tratamentos, os tempos e entre a interação tratamento x tempo (Tabela 4). Portanto, as diferentes intensidades de exploração na comunidade lenhosa do cerrado *sensu stricto* têm efeitos distintos sobre os estoques médios de carbono acumulados pela vegetação, assim como a evolução do tempo afeta esses estoques médios e a interação tratamento x tempo age de forma dependente sobre eles.

Tabela 4. Resultado da análise de variância (ANOVA) em DBC, em esquema de parcelas subdivididas no tempo, para os estoques de carbono (Mg ha^{-1}) registrados na comunidade lenhosa ($\text{Db} \geq 5 \text{ cm}$) da área experimental de cerrado *sensu stricto*, localizada na Fazenda Água Limpa, Distrito Federal, Brasil, submetida a diferentes intensidades de desbaste com impacto reduzido (T1, T2, T3, T4, T5 e T6) e monitorada ao longo do tempo (2005, 2008, 2012, 2015 e 2021).

Fonte de Variação	GL	SQ	QM	Fc	P-Valor
Tratamento	5	179,6	35,9	33,9	$6e^{-06}$ ***
Bloco	2	10,5	5,3	5,0	0,03 *
Resíduo Tratamento	10	10,6	1,0		
Tempo	4	70,4	17,6	59,4	$< 2e^{-16}$ ***
Tratamento x Tempo	20	67,3	3,4	11,3	$< 2e^{-16}$ ***
Resíduo Tempo	858	254,3	0,3		

Em que GL é o grau de liberdade; SQ é a soma de quadrados; QM é o quadrado médio; Fc é o valor calculado do teste F de Snedecor; P-Valor é o nível de significância calculado; *** indica diferenças altamente significativas ao nível de 0,1% de significância ($\alpha = 0,001$) e * indica diferenças significativas ao nível de 5% de significância ($\alpha = 0,05$).

A partir do desdobramento da interação tratamento x tempo foi possível comparar os estoques médios de carbono de cada tratamento (T1, T2, T3, T4, T5 e T6) em cada ano monitorado (2005, 2008, 2012, 2015 e 2021), bem como os estoques médios de carbono acumulados a cada ano monitorado dentro de cada tratamento (Tabela 5).

Como observado anteriormente, em 2005, antes da exploração, os estoques médios de carbono nas áreas destinadas a cada tratamento não diferiram significativamente entre si pelo teste Tukey ($p\text{-valor} > 0,05$), comprovando que a comunidade lenhosa da área amostrada estoca quantidades similares de carbono em condições naturais. Porém, em 2008, isto é, 2 anos após a implantação dos tratamentos envolvendo diferentes intensidades de desbaste, o estoque médio de carbono apresentou uma variação percentual de, aproximadamente, 92% entre o tratamento T1, que estocou a menor quantidade de carbono ($0,7 \text{ Mg ha}^{-1}$), e o tratamento T6, que estocou a maior média ($7,8 \text{ Mg ha}^{-1}$).

Em 2008, os estoques médios de carbono registrados em T5 e T3 não diferiram significativamente da média de T6. Portanto, as médias desses três tratamentos foram as

maiores, seguidas das médias de T2 e T4 que também não diferiram significativamente entre si. O menor estoque médio de carbono acumulado registrado em T1 foi estatisticamente diferente dos demais.

Tabela 5. Teste de Tukey aplicado aos estoques médios de carbono (Mg ha⁻¹) registrados na comunidade lenhosa (Db ≥ 5 cm) da área experimental de cerrado *sensu stricto*, localizada na Fazenda Água Limpa, Distrito Federal, Brasil, submetida a diferentes intensidades de desbaste com impacto reduzido (T1, T2, T3, T4, T5 e T6) e monitorada ao longo do tempo, em 2005, antes da exploração, e em 2008, 2012, 2015 e 2021, após a exploração.

Tratamento	2005	2008	2012	2015	2021	P-valor	*P-valor
T1	6,7 ^{a A}	0,7 ^{d C}	1,2 ^{c C}	2,2 ^{b C}	5,4 ^{a B}	0,001	
T2	5,3 ^{b A}	3,5 ^{b B}	4,0 ^{b B}	5,1 ^{b B}	9,3 ^{a A}	0,548	
T3	7,2 ^{b A}	7,5 ^{b A}	7,6 ^{b A}	9,3 ^{ab A}	11,7 ^{a A}	0,311	
T4	7,9 ^{ab A}	6,0 ^{b B}	6,5 ^{b AB}	7,6 ^{ab AB}	10,7 ^{a A}	< 0,0001	< 0,0001
T5	8,0 ^{b A}	7,0 ^{b A}	7,2 ^{b A}	8,6 ^{ab AB}	12,6 ^{a A}	0,0008	
T6	5,7 ^{c A}	7,8 ^{bc A}	8,1 ^{bc A}	9,5 ^{ab A}	12,3 ^{a A}	< 0,0007	
P-valor	0,104	0,001	0,001	0,0001	< 0,0001		

P-valor do desdobramento da interação dos anos x tratamentos (P < 0,05); *P-valor da análise de variância dos tratamentos x anos. Médias seguidas de mesma letra minúscula em cada linha e maiúscula em cada coluna não diferem significativamente entre si, pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

Em 2012, seis anos após a exploração, essa variação reduziu para cerca de 86%, e T1 se manteve com a menor média (1,2 Mg ha⁻¹) e T6 com a maior (8,1 Mg ha⁻¹). Por outro lado, é possível observar que nesse período de 6 (seis) anos, além dos tratamentos T3 e T5 apresentarem estoques médios estatisticamente iguais ao do tratamento T6, que ainda se mantém com a maior média, o tratamento T4 também conseguiu acumular um estoque médio de carbono que o colocou entre os tratamentos cujas médias não diferem significativamente de T6. No entanto, a média de T4 continua sendo estatisticamente igual a média de T2. O tratamento T1 continua com o menor estoque médio do período, que se mantém estatisticamente diferente dos demais.

Nove anos após a exploração (2015), a variação da média do estoque de carbono entre T6, que tem se mantido com a maior média, e T1 que se mantém com a menor

média, reduziu para cerca de 77%, indicando, portanto, que um período de 9 anos após a exploração ainda não foi suficiente para que a área destinada ao tratamento T1, que removeu 100% da área basal lenhosa ($Db \geq 5$ cm) de todas as espécies, conseguisse recuperar, pelo menos, 50% do estoque médio de carbono registrado antes da exploração. Além disso, nesse período, os estoques médios de carbono registrados em T3, T4 e T5 continuaram sendo estatisticamente iguais ao estoque do T6, conforme observado em 2012, porém, os estoques médios de T4 e T5 também foram estatisticamente iguais ao estoque de T2. O tratamento T1 novamente apresentou a menor média do período, que diferiu significativamente das médias dos outros tratamentos.

Cerca de 15 anos após a exploração, ou seja, em 2021, é possível observar que, com exceção do tratamento T1, os estoques médios de carbono de todos os demais tratamentos já são estatisticamente iguais ao tratamento T6. Nesse período, a variação do estoque médio de carbono também reduziu entre os tratamentos T1 e T6, atingindo um patamar de 58%, indicando que T1 vem lentamente recuperando o seu estoque de carbono ao longo do tempo.

Quando se compara, pelo teste Tukey, ao nível de 5% de significância, as mudanças dos estoques médios de carbono da comunidade lenhosa de cada tratamento ao longo do tempo (2005, 2008, 2012, 2015 e 2021), é possível observar a ocorrência de incrementos contínuos de estoques médios de carbono não apenas nas áreas de todos os tratamentos que tiveram sua área basal reduzida em 2006, devido a extração seletiva de madeira com impacto reduzido (Tabela 5), mas também nas áreas testemunhas (T6), onde não houve qualquer redução da área basal.

Cerca de 15 anos após a exploração, os estoques médios de carbono registrados nas áreas dos tratamentos T1, T2, T3, T4 e T5 já eram todos, ou estatisticamente iguais ao estoque médio registrado em 2005 em suas áreas, como é o caso dos tratamentos T1 e T4, ou estatisticamente superiores, como é o caso do T2, T3 e T5. Nas áreas testemunhas (T6), o aumento do estoque médio de carbono nesses 15 anos também foi bastante significativo (127%). Portanto, com exceção do T1, todos os demais tratamentos que tiveram a área basal reduzida em 2006 conseguiram não apenas recuperar o estoque de carbono removido, como também ultrapassar o estoque original.

Porém, embora o estoque médio de carbono nas áreas do T1 tenha ficado abaixo do estoque original, registrado em 2005, a diferença não foi significativa.

É importante ressaltar ainda, que já em 2008, a comunidade lenhosa recrutada nas áreas da maioria dos tratamentos já tinha conseguido recuperar grande parte do estoque de carbono removido em 2006. Nas áreas dos tratamentos T2, T3, T4 e T5, os estoques médios registrados já eram estatisticamente iguais aos seus estoques médios registrados em 2005. Apenas T1, cuja intensidade de exploração foi maior, apresentou um estoque médio bem inferior àquele registrado em 2005. Nesse tratamento, a recuperação do estoque de carbono original havia sido de apenas 9,9% e somente em 2021 esse tratamento conseguiu atingir uma média estatisticamente igual a sua original. Portanto, os resultados mostram que em termos de recuperação do estoque médio de carbono, uma rotação de dois anos para os tratamentos seria suficiente para tratamentos que envolvem baixa intensidade de desbaste, como é o caso dos tratamentos T2, T3, T4 e T5. Porém, quando a intensidade é maior, como é o caso do T1, a rotação já passaria para cerca de 15 anos.

1.3.1.2 Mudanças em nível de espécies com potencial para produção de energia

Antes da implantação dos tratamentos, que envolveram diferentes intensidades de exploração de baixo impacto na vegetação lenhosa ($Db \geq 5$ cm) da área experimental de cerrado *sensu stricto*, as espécies *Tachigali vulgaris*, *Voschysia thyrsoidea*, *Acinodendron pohlianum*, *Dalbergia miscolobium*, *Caryocar brasiliensis* e *Qualea parviflora* se destacavam nas áreas destinadas a cada tratamento, principalmente devido a significativa contribuição de cada uma com o estoque de carbono da comunidade lenhosa. A Tabela 6 apresenta a contribuição dessas espécies com o estoque de carbono total.

É importante evidenciar também a contribuição dos indivíduos mortos (9,3%) nesse estoque, bem como a pequena contribuição das demais espécies da comunidade. Nota-se que poucas são as espécies que de fato contribuem com o carbono total estocado na vegetação lenhosa do cerrado *sensu stricto* e, entre elas estão as espécies com potencial para a produção de energia, ou seja, *D. miscolobium*, *P. pubescens* e *T. vulgaris*.

Tabela 6. Estoque de carbono (Mg ha^{-1}) por espécie e para árvores mortas em pé, registrado em 2005, na área experimental da comunidade lenhosa do cerrado *sensu stricto*, localizada na Fazenda Água Limpa, Distrito Federal, Brasil, destinada a implantação de diferentes tratamentos (T1, T2, T3, T4, T5 e T6) envolvendo diferentes intensidades de desbaste com impacto reduzido.

Espécies + Árvores	Estoque de carbono (Mg ha^{-1})					
	T1	T2	T3	T4	T5	T6
Mortas em pé						
<i>Tachigali vulgaris</i>	1,6	1,1	1,3	2,5	2,6	0,9
<i>Vochysia thyrsoidea</i>	0,9	0,4	0,9	2,4	1,1	0,3
<i>Acinodendron pohlianum</i>	0,7	0,6	0,9	0,5	0,7	0,6
<i>Dalbergia miscolobium</i>	0,7	0,5	0,9	0,4	0,6	0,9
Morta em pé	0,6	0,6	0,4	1,0	0,9	1,0
<i>Caryocar brasiliensis</i>	0,2	0,5	0,4	0,4	0,3	0,4
<i>Qualea parviflora</i>	0,4	0,3	0,5	0,4	0,4	0,3
<i>Pterodon pubescens</i>	0,1	0,1	0,4	0,2	0,4	0,1
Demais espécies (42)	2,7	2,4	2,7	2,3	2,5	2,4

As espécies *D. miscolobium*, *P. pubescens* e *T. vulgaris* possuem alta representatividade no estoque de carbono total da comunidade. Em média, em 2005, essas espécies respondiam por 31,2% do armazenamento total de carbono da comunidade lenhosa, na área experimental destinada a implantação de cada um dos tratamentos. Apenas a espécie *T. vulgaris* era responsável por 20,3% do estoque de carbono total encontrado em 2005. De acordo com Paiva et al. (2011), estas três espécies estão entre as 13 mais dominantes e mais abundantes da comunidade do cerrado *sensu stricto* estudado.

Os dados de estoque de carbono do grupo de espécies com potencial para a produção de energia (*D. miscolobium*, *P. pubescens* e *T. vulgaris*) registrados antes (2005) e após a exploração (2008, 2012, 2015 e 2021) da vegetação lenhosa, nas áreas destinadas aos tratamentos (T1, T2, T3, T4, T5 e T6), também foram submetidos a ANOVA para delineamento em blocos casualizados com parcelas subdivididas no tempo (Tabela 7). Antes, porém, os dados de estoque de carbono foram avaliados quanto a normalidade e a homoscedasticidade. Como os dados não atenderam as premissas de normalidade, foram testadas diversas transformações dos dados,

entretanto, a normalidade dos dados não foi atendida. Desta forma, em conformidade com o Teorema do Limite Central, assumiu-se que para dados contínuos e tamanho de amostra superior a 30 (trinta), a normalidade não é um pré-requisito fundamental (Almeida, 2019). Como o número de amostras era bem superior a 30 ($n = 900$), assumiu-se a normalidade dos dados. Quanto a homoscedasticidade pelo teste de Oneilmathews, ao nível de 5% de significância, as variâncias foram consideradas homogêneas ($p\text{-valor} = 0,2$).

Tabela 7. Resultado da análise de variância (ANOVA) em DBC, em esquema de parcelas subdivididas no tempo, para os estoques de carbono (Mg ha^{-1}) registrados para o grupo de espécies lenhosas com potencial energético (*D. miscolobium*, *P. pubescens* e *T. vulgaris*) da comunidade lenhosa ($\text{Db} \geq 5$ cm) da área experimental de cerrado *sensu stricto*, localizada na Fazenda Água Limpa, Distrito Federal, Brasil, submetida a diferentes intensidades de desbaste com impacto reduzido (T1, T2, T3, T4, T5 e T6) e monitorada ao longo do tempo, em 2005, antes da exploração, e em 2008, 2012, 2015 e 2021, após a exploração.

Fonte de Variação	GL	SQ	QM	Fc	P-Valor
Tratamento	5	56959	11391,8	8,8	0,002 **
Bloco	2	4368	2183,8	1,7	0,23 NS
Resíduo Tratamento	10	12970	1297,0		
Tempo	4	27873	6968,2	10,9	$< 2,2e^{-16}$ ***
Tratamento x Tempo	20	31639	1581,9	2,5	0,0003 ***
Resíduo Tempo	858	546232	636,6		

Em que GL é o grau de liberdade; SQ é a soma de quadrados; QM é o quadrado médio; Fc é o valor calculado do teste F de Snedecor; P-Valor é o nível de significância calculado; *** indica diferenças altamente significativas ao nível de 0,1% de significância ($\alpha = 0,001$); ** indica diferenças altamente significativas ao nível de 1% de significância ($\alpha = 0,01$) e NS indica diferenças não significativas.

Conforme os resultados da ANOVA (Tabela 7), a variação nos estoques de carbono para o grupo de espécies analisado é altamente significativa nos tratamentos, nos tempos e na interação tratamento x tempo. Quanto a fonte de variação blocos, não foi detectada qualquer diferença significativa pelo teste F ao nível de 5% de significância.

A partir do desdobramento da interação tratamento x tempo foi possível comparar pelo teste Tukey, ao nível de 5% de significância, os estoques médios de

carbono acumulados pelo grupo de espécies em cada tratamento (T1, T2, T3, T4, T5 e T6) durante cada ano monitorado (2005, 2008, 2012, 2015 e 2021), bem como os estoques médios de carbono acumulados por esse grupo em cada ano monitorado dentro de cada tratamento (Tabela 8).

Tabela 8. Teste Tukey aplicado aos estoques médios de carbono (Mg ha^{-1}) registrados para o grupo de espécies com potencial para produção de energia (*D. miscolobium*, *P. pubescens* e *T. vulgaris*) na comunidade lenhosa ($\text{Db} \geq 5 \text{ cm}$) da área experimental de cerrado *sensu stricto*, localizada na Fazenda Água Limpa, Distrito Federal, Brasil, submetida a diferentes intensidades de desbaste com impacto reduzido (T1, T2, T3, T4, T5 e T6) e monitorada ao longo do tempo, em 2005, antes da exploração, e em 2008, 2012, 2015 e 2021, após a exploração.

Tratamento	2005	2008	2012	2015	2021	<i>P</i> -valor	* <i>P</i> -valor
T1	2,4 ^{aA}	0,1 ^{bB}	0,2 ^{bB}	0,5 ^{bC}	1,4 ^{abB}	< 0,0001	
T2	1,7 ^{aA}	1,4 ^{aAB}	1,1 ^{aAB}	1,4 ^{aBC}	2,2 ^{aB}	< 0,0001	
T3	2,6 ^{aA}	2,0 ^{aAB}	1,9 ^{aAB}	2,6 ^{aAB}	3,1 ^{aAB}	0,002	
T4	3,1 ^{aA}	0,1 ^{bB}	0,2 ^{bB}	0,4 ^{bC}	1,1 ^{bB}	0,0007	< 0,0001
T5	3,5 ^{aA}	1,1 ^{bAB}	1,1 ^{bAB}	1,4 ^{bBC}	2,0 ^{abB}	0,0003	
T6	2,0 ^{bA}	2,8 ^{bA}	2,9 ^{abA}	3,6 ^{abA}	4,7 ^{aA}	< 0,0001	
<i>P</i>-valor	0,1096	< 0,0001	< 0,0001	< 0,0001	0,0001		

P-valor do desdobramento da interação dos anos x tratamentos ($P < 0,05$); **P*-valor da análise de variância dos tratamentos x anos. Médias seguidas de mesma letra minúscula em cada linha e maiúscula em cada coluna não diferem significativamente entre si, pelo teste de Tukey ($\alpha = 0,05$).

Em 2005, antes da exploração, os estoques médios de carbono acumulados pelo grupo formado pelas espécies lenhosas com potencial para produção de energia variaram de 1,7 a 3,5 Mg ha^{-1} , resultando em uma diferença de cerca de 53% entre o menor estoque médio acumulado (T2) e o maior estoque (T5). Porém, segundo o teste Tukey, as diferenças observadas entre os estoques médios acumulados nas áreas destinadas a implantação dos tratamentos não diferiram significativamente entre si (P -valor $> 0,05$), indicando que, em condições naturais, os estoques desse grupo de espécies (*D. miscolobium*, *P. pubescens* e *T. vulgaris*) são semelhantes na área experimental.

Em 2008, dois anos após a exploração, o estoque médio de carbono para esse grupo de espécies variou de 0,1 Mg ha⁻¹, nos tratamentos T1 e T4 a 2,8 Mg ha⁻¹ no tratamento T6, ou seja, uma diferença de, aproximadamente, 95% entre o menor e o maior estoque médio de carbono. O tratamento T6 apresentou o maior estoque médio de carbono para o grupo de espécies, contudo, tal estoque não diferiu significativamente dos estoques acumulados nas áreas dos tratamentos 2, 3 e 5. Nesse ano, os menores estoques médios de carbono foram registrados para as áreas dos tratamentos T1 e T4, e não diferiram significativamente entre si.

Ao avaliar as médias de estoque de carbono registradas em 2012, ou seja, seis anos após a exploração, é possível observar a mesma tendência verificada em 2008, em que o menor estoque médio (0,2 Mg ha⁻¹) ocorreu nas áreas dos tratamentos T1 e T4 e o maior estoque (2,9 Mg ha⁻¹), nas áreas do tratamento T6. Em 2012, a diferença entre o maior e o menor estoque ficou em torno de 93%. O estoque médio registrado em T6 foi estatisticamente igual aos estoques médios acumulados nos tratamentos T2, T3 e T5, assim como os menores estoques acumulados em T1 e T4 não diferiram significativamente entre si.

A partir de 2015, nove anos após a exploração, o estoque médio de carbono passa a ter um incremento positivo do grupo de espécies em todos os tratamentos. Esses estoques variaram de 0,4 Mg ha⁻¹ no tratamento T4 a 3,6 Mg ha⁻¹ no tratamento T6, ou seja, uma diferença de 88%, aproximadamente. O maior estoque médio, registrado em T6 foi estatisticamente igual ao estoque médio de T3, porém, este último também não diferiu significativamente dos estoques registrados no T2 e no T5. Da mesma forma, o menor estoque registrado no T4 foi estatisticamente igual aos dos tratamentos T1, T2 e T5.

Em 2021, cerca de quinze anos após a exploração, o estoque médio de carbono variou de 1,4 Mg ha⁻¹ no T1 a 4,6 Mg ha⁻¹ no T6, resultando numa diferença de cerca de 70% entre os dois estoques. Além do grupo de espécies potenciais para produção de energia terem acumulado maior quantidade de carbono nas áreas que não foram submetidas a qualquer intervenção de desbaste (T6), em nenhum dos outros tratamentos, o grupo de espécies conseguiu acumular um estoque de carbono que fosse estatisticamente igual ao registrado em T6. Todos os tratamentos apresentaram estoques

menores, porém, os tratamentos T2 e T3 conseguiram, no período de 15 anos, recuperar o estoque removido em suas áreas, em 2006.

Ao comparar as médias dos estoques de carbono para o grupo das três espécies, dentro de cada tratamento e ao longo do período monitorado, é possível observar (Tabela 8) que nas áreas testemunhas (T6), houve um incremento contínuo dos estoques de carbono desse grupo de espécies ao longo do período monitorado, sendo que, a partir de 2015, o estoque médio de carbono nessas áreas tende a ser cerca de duas vezes maior que o acumulado em 2005, indicando que tais espécies possuem um papel importante na dinâmica do estoque de carbono da comunidade do cerrado *sensu stricto* estudado. Nas áreas testemunhas, esse grupo de espécies respondeu por cerca de 36% do estoque total de carbono da comunidade do cerrado *sensu stricto*.

Em contrapartida, para os tratamentos onde houve o corte raso dos indivíduos de todas as espécies (T1), ou dos indivíduos do grupo de espécies com potencial para produção de energia (T3) ou simplesmente dos indivíduos de *T. vulgaris* (T5), a recuperação dos estoques de carbono do grupo de espécies ao longo do tempo tem sido lenta, e apenas em 2021, ou seja, 15 anos após a exploração, as médias de estoque de carbono tanto nas áreas do tratamento T1 quanto do T5 já passam a ser estatisticamente iguais às registradas em 2005 (antes da exploração). Já nas áreas onde houve a remoção de apenas 50% da área basal dos indivíduos de todas as espécies (T2) e dos indivíduos pertencentes ao grupo das três espécies (T4), a tendência foi de aumento dos estoques de carbono das espécies do grupo após a exploração, sendo que, ao longo do tempo, os estoques médios de carbono se mantiveram estatisticamente iguais aos valores registrados antes da exploração.

1.3.2 Dinâmica do cerrado *sensu stricto* após exploração com impacto reduzido da vegetação lenhosa.

1.3.2.1 Dinâmica da comunidade lenhosa

1.3.2.1.1 Mortalidade e Recrutamento

Durante o primeiro período monitorado, entre 2005 e 2008, quando se deu a implantação dos tratamentos envolvendo diferentes intensidades de desbaste da

vegetação lenhosa na comunidade, com impacto reduzido, a densidade de indivíduos mortos além de ter sido bastante variável, foi também bem elevada na maioria dos tratamentos. Foram registrados, respectivamente, 7, 7, 150, 187, 243 e 203 ind ha⁻¹, para os tratamentos T1, T2, T3, T4, T5 e T6 e tais densidades resultaram em taxas anuais médias de mortalidade iguais a, respectivamente, 5,1%; 0,4%; 3,5%; 5,4%; 6,1% e 5,1% (Figura 4).

A alta mortalidade encontrada na área testemunha (T6) se justifica pela morte de 61 indivíduos no período, sendo 45 mortos em pé e 16 mortos caídos, todos pertencentes às primeiras classes diamétricas (5-8,9; 9-12,9; 13-16,9). Esta taxa foi igual a taxa encontrada na área em que houve remoção de 100% da área basal dos indivíduos de todas as espécies (T1), devido à proporção entre indivíduos remanescentes e indivíduos mortos no período ser a mesma (7,5).

Por outro lado, entre 2008 e 2012, ou seja, no período de dois a seis anos após a exploração, houve redução na densidade de indivíduos mortos nas áreas da maioria dos tratamentos e, conseqüentemente, nas suas taxas médias anuais de mortalidade (Figura 4). Essa redução foi constatada justamente num período em que foi registrado um incêndio florestal (setembro de 2011) que atingiu grande parte da FAL, e, inclusive, toda a área experimental. O inventário de 2012, foi realizado um ano após esse incêndio, e poucos indivíduos, com Db \geq 5 cm, que haviam sido registrados como vivos em 2005, na maioria das áreas amostradas, estavam mortos em 2012, mesmo sendo atingidos pelo fogo. Muitos fustes apresentavam casca queimada ou ligeiramente queimada, porém haviam folhas novas verdes e novos ramos. A grande mortalidade foi observada principalmente em indivíduos mais jovens de algumas espécies, que provavelmente iriam ser recrutados no inventário de 2012, mas, que morreram com a ação do fogo.

No período de 2008 a 2012, as taxas médias anuais de mortalidade variaram entre 1,9% no tratamento T5 a 3,9% no tratamento T1, o que é de certa forma justificável, já que esse tratamento era representado, na sua maioria, por indivíduos jovens, recrutados em 2008.

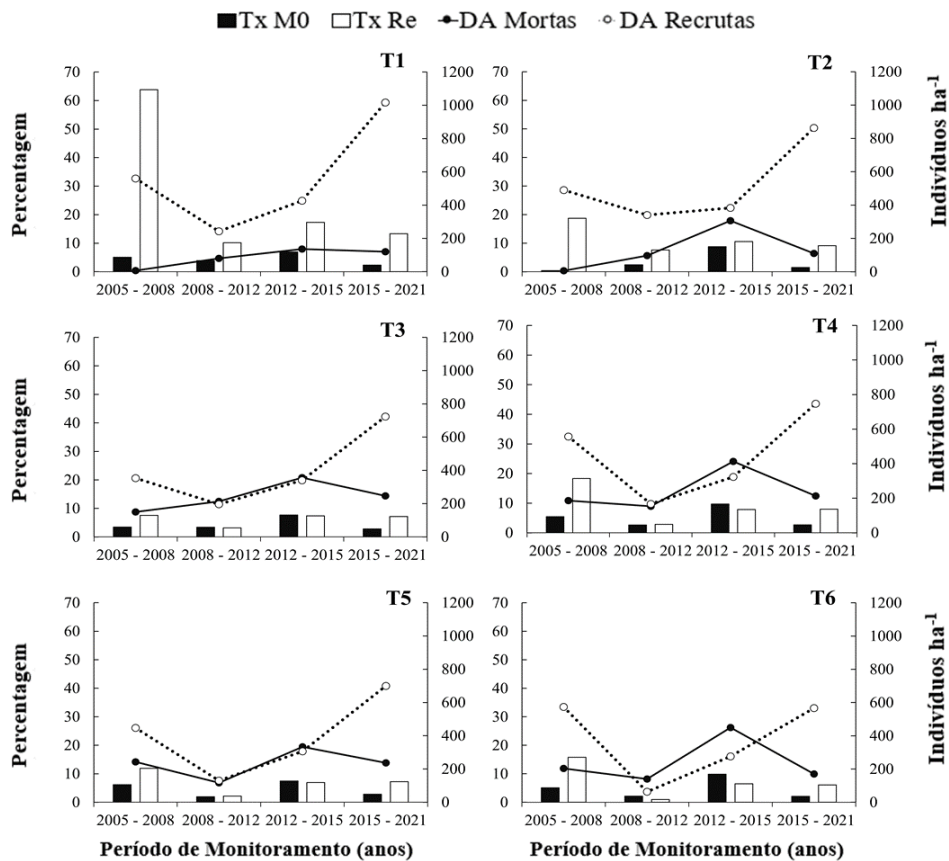


Figura 4. Valores de densidade de indivíduos lenhosos mortos e recrutados e correspondentes taxas de mortalidade e recrutamento registrados ao longo de quatro períodos de monitoramento (2005-2008, 2008-2012, 2012-2015 e 2015-2021), em área de cerrado *sensu stricto*, localizada na Fazenda Água Limpa – UnB, Distrito Federal, Brasil, submetida em 2006, a diferentes intensidades de desbaste com impacto reduzido (T1, T2, T3, T4, T5 e T6).

De 2012 a 2015, cerca de 6 a 9 anos após a exploração, houve um aumento significativo na densidade de indivíduos mortos nas áreas de cada tratamento, e, conseqüentemente, nas suas taxas médias anuais de mortalidade (Figura 4). Esse aumento é resultante do efeito do incêndio de 2011, já que muitas árvores de algumas espécies do cerrado *sensu stricto*, quando são atingidas pelo fogo tendem a morrer ao longo do tempo, devido à características intrínsecas da própria espécie (MIRANDA, 2010). A maior taxa anual média de mortalidade (9,8%) foi registrada no T6, e a menor (6,9%) no T1.

Entre 2015 e 2021, cerca de 9 a 15 anos após a exploração, as taxas médias anuais de mortalidade nas áreas de todos os tratamentos tenderam a uma redução, com valores semelhantes àqueles geralmente encontrados em áreas naturais de formações tropicais, como o Cerrado, sem presença de distúrbios antrópicos (Figura 4). A maior taxa média anual de mortalidade (2,8%) foi registrada no T5, e a menor taxa (1,5%) no T2.

Ao longo de todo o período monitorado (2005-2021), a menor taxa anual média de mortalidade (0,4%) foi observada no T2 (Desbaste de 50% da área basal de indivíduos independente da espécie), entre os anos 2005 e 2008, com 7 ind ha⁻¹ mortos. Por outro lado, a maior taxa média anual de mortalidade (9,8%) foi observada nas áreas do T6 (Testemunha), entre os anos de 2012 e 2015, com 450 ind ha⁻¹ mortos. De uma forma geral, ao comparar as taxas anuais médias de mortalidade de todos os tratamentos em cada período analisado (2005-2008, 2008-2012, 2012-2015 e 2015-2021), os resultados mostram que as menores taxas foram registradas no período de 2015 a 2021 e as maiores no período de 2012 a 2015.

O recrutamento foi outra variável da dinâmica bastante influenciada tanto pela ação dos tratamentos quanto pela ação do fogo acidental que atingiu toda a área experimental. Em todos os tratamentos analisados, e ao longo de todo o período monitorado (2005 a 2021), as maiores densidades de indivíduos recrutados ocorreram entre 2005 e 2008, período esse em que ocorreu a implantação dos tratamentos com diferentes intensidades de desbaste, com impacto reduzido (Figura 4). Durante esse período, a densidade de indivíduos recrutados, nos tratamentos T1, T2, T3, T4, T5 e T6 foi de, respectivamente, 560; 490; 353; 557; 447 e 573 ind ha⁻¹, resultando em taxas médias anuais de recrutamento iguais a, respectivamente, 63,8%; 18,7%; 7,5%; 18,3%; 11,9% e 15,8%. É importante destacar que nesse período, o recrutamento foi mais elevado principalmente nas áreas onde a intensidade de desbaste em área basal foi maior, ou seja, tratamentos T1, T2 e T4.

Por outro lado, entre 2008 e 2012 ocorreu significativa redução das taxas de recrutamento nas áreas de todos os tratamentos (Figura 4) e isto se deve ao incêndio registrado em 2011, que favoreceu a mortalidade de indivíduos jovens, que são pouco resistentes ao fogo. As taxas médias de recrutamento variaram de 1% (T6) a 10,2% (T1). Já entre 2012 e 2015, o recrutamento volta a aumentar nas áreas de todos os

tratamentos, com valores variando de 6,5% (T6) a 17,3 (T1), e isto se deve a elevada mortalidade no período, dos indivíduos com $Db \geq 5$ cm, que favoreceu recrutamento de novos indivíduos nas áreas.

No último período monitorado, os valores das taxas de recrutamento nos 6 tratamentos atingiram médias anuais em torno de 8,5%, que variaram de 6,1% (T6) a 13,3% (T1), superando as taxas de mortalidade (Figura 4).

1.3.2.1.2 Incrementos em estoque de carbono

A Tabela 9 apresenta os valores de produtividade anual em estoque de carbono, ou seja, os incrementos periódicos anuais (IPA) líquido e bruto para a área de cerrado *sensu stricto*, submetida aos tratamentos que envolveram diferentes intensidades de desbaste de baixo impacto ou impacto reduzido. Os valores de IPA foram calculados por tratamento e período monitorado.

Na determinação dos valores do IPA, os valores de crescimento em estoque de carbono (C_r) e recrutamento em estoque de carbono (R_e) foram definidos como ganhos, enquanto a mortalidade em estoque de carbono, seja dos indivíduos que morreram durante o período monitorado, mas que permaneceram em pé (M_p) ou dos indivíduos que morreram durante o período monitorado, mas não permaneceram em pé (M_C), ficou definida como perda.

No primeiro período monitorado (2005-2008), a produtividade anual em estoque de carbono nos tratamentos T1, T2 e T3 foi mais influenciada pelo recrutamento de novos indivíduos do que pela mortalidade. Os demais tratamentos apresentaram um equilíbrio entre ganhos e perdas. Nesse período, as áreas testemunhas apresentaram o maior incremento bruto ($1,1 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), decorrente, principalmente, do maior estoque de carbono dos indivíduos mortos ($0,3 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) registrado no período. Porém, com exceção do tratamento T1, todas as demais áreas submetidas a alguma intensidade de desbaste apresentaram um $\text{IPA}_{\text{Líquido}}$ próximo ao registrado na área testemunha e, em todos os casos, esse incremento foi favorecido principalmente pelo crescimento dos indivíduos vivos remanescentes de 2005.

O tratamento T1 apresentou o segundo maior recrutamento no período (0,21 Mg ha⁻¹ ano⁻¹), contudo, o baixo crescimento dos indivíduos remanescentes na área (0,01 Mg ha⁻¹ ano⁻¹), que nesse caso seria apenas pertencentes a espécie *Caryocar brasiliense*, limitou seu IPA_{Líquido}, fazendo com que esse tratamento fosse o menos produtivo do período.

Tabela 9. Valores de ganho, perda e produtividade anual em estoque de carbono registrados na comunidade lenhosa (Db ≥ 5 cm) da área experimental de cerrado *sensu stricto*, localizada na Fazenda Água Limpa, Distrito Federal, Brasil, submetida a extração seletiva de madeira com impacto reduzido (T1, T2, T3, T4, T5 e T6) e monitorada periodicamente entre 2005 e 2021.

Tratamento	Período (ano)	Ganho (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)		Perda (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)			Produtividade Anual em Estoque de Carbono (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	
		<i>R_e</i>	<i>C_r</i>	<i>M_c</i>	<i>M_p</i>	<i>M_{Total}</i>	<i>IPA_{Líquido}</i>	<i>IPA_{Bruto}</i>
T1	2005-2008	0,21	0,01	0,00	0,00	0,00	0,22	0,22
T2		0,20	0,28	0,00	0,00	0,00	0,47	0,48
T3		0,14	0,52	0,10	0,00	0,10	0,56	0,75
T4		0,20	0,49	0,15	0,04	0,19	0,50	0,88
T5		0,16	0,48	0,04	0,13	0,16	0,47	0,79
T6		0,28	0,53	0,04	0,24	0,28	0,53	1,09
T1	2008-2012	0,06	0,06	0,00	0,02	0,02	0,10	0,14
T2		0,09	0,17	0,17	0,04	0,21	0,05	0,47
T3		0,05	0,03	0,03	0,11	0,14	-0,06	0,22
T4		0,04	0,17	0,05	0,03	0,08	0,13	0,28
T5		0,03	0,14	0,09	0,01	0,10	0,07	0,27
T6		0,01	0,17	0,04	0,01	0,06	0,13	0,24
T1	2012-2015	0,15	0,27	0,01	0,03	0,04	0,38	0,46
T2		0,15	0,46	0,09	0,14	0,23	0,39	0,84
T3		0,12	0,68	0,07	0,24	0,31	0,49	1,11
T4		0,10	0,54	0,11	0,06	0,17	0,47	0,81
T5		0,10	0,57	0,08	0,12	0,19	0,48	0,86
T6		0,10	0,78	0,13	0,15	0,28	0,60	1,17
T1	2015-2021	0,25	0,34	0,02	0,01	0,03	0,56	0,62
T2		0,23	0,59	0,03	0,02	0,04	0,77	0,86
T3		0,18	0,53	0,10	0,05	0,15	0,56	0,86

T4	0,20	0,41	0,18	0,04	0,22	0,39	0,82
T5	0,21	0,62	0,09	0,06	0,15	0,68	0,98
T6	0,15	0,61	0,05	0,09	0,14	0,62	0,90

Em que T = tratamento; R = recrutamento; Cr = crescimento; MC = indivíduos mortos caídos; MP = indivíduos mortos em pé; IPA = incremento periódico anual e números em negrito representam maiores valores por tratamento e por período.

O segundo período monitorado (2008-2012) é caracterizado por uma baixa produtividade anual em EC em todos os tratamentos. Tanto os valores de $IPA_{Líquido}$ quanto de IPA_{Bruto} tiveram uma alta redução em relação ao período anterior. Tal redução é reflexo do incêndio registrado na área em 2011, que afetou, no período, principalmente o recrutamento de novos indivíduos e o crescimento dos indivíduos remanescentes de 2008. Entre 2008 e 2012, o recrutamento em estoque de carbono em todos os tratamentos foi baixo, variando de $0,01 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no T6 a $0,09 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no T2. O crescimento variou de $0,03 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no T3 a $0,17 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ no T6. Neste período, a mortalidade também foi bastante influente na produtividade anual, já que para todos os tratamentos, seus valores superaram os valores de recrutamento.

Entre 2012 e 2015, os ganhos em EC voltam a aumentar em todos os tratamentos, em função tanto do recrutamento quanto do crescimento. O maior EC proveniente do recrutamento ($0,15 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) ocorreu nas áreas do tratamento T2 e o menor estoque ($0,10 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) foi registrado nas áreas do tratamento T1. O maior EC proveniente do crescimento ($0,78 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) foi registrado nas áreas testemunhas e o menor estoque ($0,27 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) nas áreas do T1. Durante este período, as perdas também influenciaram de forma significativa na produtividade anual em estoque de carbono das áreas de todos os tratamentos. Tais perdas foram decorrentes da alta mortalidade de indivíduos que sofreram com a ação do fogo em 2011, mas, somente morreram após o inventário de 2012. As maiores perdas ($0,31 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) ocorreram nas áreas do tratamento T3.

Considerando as perdas e ganhos, as áreas testemunhas tiveram o maior $IPA_{Líquido}$ ($0,60 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) entre 2012 e 2015, porém, as áreas onde houve a remoção apenas de indivíduos com potencial para produção de energia (T3, T4 e T5) conseguiram ter no período incrementos em EC bem próximos aos das áreas

testemunhas (T6), indicando que tais tratamentos podem ser uma alternativa eficiente para o manejo do cerrado *sensu stricto*.

Comparado aos demais períodos monitorados, entre 2015 e 2021 foram registrados os maiores valores para recrutamento e crescimento em EC, para tratamentos onde houve desbaste. Quanto ao recrutamento, todos os tratamentos tiveram estoques de carbono superiores ao encontrado nas áreas testemunhas e quanto ao crescimento, os valores de EC foram próximos ao registrado nas áreas testemunha, com exceção do tratamento T1. Neste período, os ganhos superaram as perdas, permitindo que os valores do $IPA_{Líquido}$ de alguns tratamentos superassem o valor das áreas testemunhas ($0,62 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$), como é o caso dos tratamentos T2 e T5, que apresentaram valores de $IPA_{Líquido}$ iguais a respectivamente, $0,77 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $0,68 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$.

1.3.2.2 Dinâmica do grupo de espécies com potencial para produção de energia (*Dalbergia miscolobium*, *Pterodon pubescens* e *Tachigali vulgaris*)

A produtividade anual em EC foi analisada para o grupo das três espécies lenhosas com potencial para produção de energia, considerando cada tratamento e cada período monitorado (Tabela 10).

No primeiro período monitorado, o maior $IPA_{Líquido}$ em EC ($0,195 \text{ Mg ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$) do grupo de espécies foi registrado nas áreas submetidas ao tratamento T3, onde ocorreu o desbaste de 50% da área basal de indivíduos do grupo e tal incremento foi favorecido pelo ganho em crescimento das árvores remanescentes do desbaste, que não moreram durante o incêndio de 2011. As áreas testemunhas (T6) tiveram o maior IPA_{Bruto} , porém esse incremento se deve tanto ao alto EC proveniente do crescimento dos indivíduos na área quanto ao alto EC proveniente dos indivíduos mortos no período, em decorrência, principalmente do incêndio de 2011.

No segundo período monitorado (2008-2012), tal como observado na comunidade, o incêndio florestal que atingiu as áreas de todos os tratamentos e acabou afetando negativamente os incrementos em EC de todos tratamentos. Para muitos tratamentos, os estoques chegaram a ser negativos, já que muitos indivíduos acabaram reduzindo seus diâmetros devido a perda de casca e suas alturas, devido a queima das

copas. Além disso, houve decréscimo no EC proveniente do recrutamento dos indivíduos na maioria das áreas, sendo registrado o menor valor (0,001 Mg ha⁻¹ ano⁻¹) na área testemunha (T6), onde ocorreu o recrutamento de apenas um indivíduo de *P. pubescens*, e o maior valor (0,01 Mg ha⁻¹ ano⁻¹) no tratamento T3, resultante do recrutamento de três indivíduos de *D. miscolobium*, três de *P. pubescens* e cinco de *T. vulgaris*.

Tabela 10. Valores de ganho, perda e produtividade anual em estoque de carbono registrados para o grupo de 3 espécies com potencial para produção de energia (*D. miscolobium*, *P. pubescens* e *T. vulgaris*), após a extração seletiva de madeira com impacto reduzido (T1, T2, T3, T4, T5 e T6), em área de cerrado *sensu stricto* na Fazenda Água Limpa – UnB, Distrito Federal, Brasil, monitorada periodicamente entre 2005 e 2021.

Tratamento	Período (ano)	Ganho (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)		Perda (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)			Produtividade Anual em Estoque de Carbono (Mg ha ⁻¹ ano ⁻¹)	
		<i>R_e</i>	<i>C_r</i>	<i>M_C</i>	<i>M_P</i>	<i>M_{Total}</i>	<i>IPA_{Líquido}</i>	<i>IPA_{Bruto}</i>
T1	2005-2008	0,04	-	-	-	-	0,04	0,04
T2		0,03	0,07	-	-	-	0,10	0,10
T3		0,04	0,16	0,01	-	0,01	0,20	0,21
T4		0,04	0,00	-	-	-	0,04	0,04
T5		0,01	0,05	-	0,01	0,01	0,05	0,07
T6		0,07	0,21	-	0,18	0,18	0,11	0,46
T1	2008-2012	0,01	0,02	0,00	0,01	0,01	0,02	0,03
T2		0,01	0,01	0,09	0,03	0,12	-0,10	0,15
T3		0,01	-0,04	0,00	0,06	0,06	-0,09	0,03
T4		0,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,02	0,03
T5		0,01	-0,01	-	0,00	0,00	0,00	0,00
T6		0,00	0,07	0,00	0,00	0,01	0,06	0,07
T1	2012-2015	0,05	0,06	0,00	0,01	0,01	0,10	0,12
T2		0,03	0,09	0,01	0,07	0,07	0,05	0,19
T3		0,03	0,19	-	0,14	0,14	0,08	0,35
T4		0,01	0,07	-	0,00	0,00	0,08	0,08
T5		0,01	0,07	-	0,01	0,01	0,07	0,09
T6		0,02	0,31	0,02	0,04	0,06	0,27	0,39

T1		0,06	0,09	0,01	0,00	0,01	0,15	0,16
T2		0,04	0,13	0,00	0,00	0,00	0,17	0,17
T3	2015-2021	0,04	0,15	0,02	0,00	0,04	0,16	0,24
T4		0,03	0,09	0,00	0,00	0,00	0,11	0,12
T5		0,03	0,07	0,00	0,03	0,01	0,10	0,11
T6		0,02	0,20	0,00	0,06	0,03	0,19	0,25

Em que T = tratamento; R = recrutamento; Cr = crescimento; MC = indivíduos mortos caídos; MP = indivíduos mortos em pé; IPA = incremento periódico anual e números em negrito representam maiores valores por tratamento e por período.

A partir de 2012, os incrementos em estoque de carbono do grupo de espécies voltaram a aumentar em todas as áreas, principalmente devido ao aumento dos ganhos em crescimento e a redução das perdas. Para a maioria dos tratamentos onde houve o desbaste de indivíduos, ou da comunidade ou do grupo de espécies, o valores de $IPA_{Líquido}$ registrados no último período monitorado já se aproximam do valor registrado na área testemunha.

1.3.2.3. Dinâmica da comunidade lenhosa do cerrado *sensu stricto*, por classe de diâmetro, após exploração com impacto reduzido da vegetação.

As mudanças no estoque de carbono da comunidade do cerrado *sensu stricto*, por classe de diâmetro e ao longo do tempo, foram avaliadas nas áreas dos diferentes tratamentos, considerando as seguintes variáveis: crescimento (incremento em estoque de carbono na classe de diâmetro i), recrutamento de indivíduos (inclusão de estoque de carbono nas primeiras classes de diâmetro i , decorrente de novos indivíduos no inventário), recrutamento de fustes, mortalidade (estoque de carbono de árvores mortas que morreram e que caíram ou permaneceram em pé no período monitorado), ingresso₁ (estoque de carbono recebido de uma classe de diâmetro anterior), ingresso₂ (estoque de carbono recebido de uma classe de diâmetro posterior) e egresso (estoque de carbono transferido de uma determinada classe de diâmetro i , para uma ou mais classes anterior ou posterior).

No primeiro período monitorado (Figura 5), as variáveis da dinâmica do estoque de carbono nas áreas do tratamento T6 (testemunha) se distribuíram de forma mais

equilibrada ao longo das classes de diâmetro, diferentemente do que ocorreu nas áreas onde houve remoção por desbaste da área basal dos indivíduos com $Db \geq 5$ cm. Nota-se que o padrão de distribuição do estoque de carbono por classe de diâmetro nas áreas do tratamento T6, segue uma distribuição exponencial negativa.

Por outro lado, é possível observar que em especial, no caso do tratamento T1, onde houve o corte raso de todos os indivíduos, o recrutamento, principalmente na menor classe de diâmetro, foi a única variável que contribuiu com a dinâmica da comunidade. Nos demais tratamentos, onde também ocorreu remoção da área basal numa intensidade menor, o recrutamento na primeira classe de diâmetro também teve papel fundamental na dinâmica do estoque de carbono, porém, a variável que mais contribuiu com essa dinâmica foi o ingresso₁ e o egresso. Nesses tratamentos, essas variáveis ocorreram ao longo de todas as classes de diâmetro.

No segundo período monitorado (2008-2012), os estoques de carbono nas áreas dos diferentes tratamentos, distribuídos por classes de diâmetro, também foram afetados pelo incêndio florestal que ocorreu em 2011 (Figura 6). Em todos os tratamentos avaliados houve redução significativa desses estoques ao longo das várias classes de diâmetro, porém, apesar da ocorrência dessa redução, o ingresso₁ (ganho) e o egresso (perda) se mantiveram como sendo as variáveis que mais contribuíram com a dinâmica da vegetação nesse período.

Entre 2012 e 2015, as áreas dos diferentes tratamentos voltam a recuperar seus incrementos em estoque de carbono, no entanto, o tratamento T1 ainda manteve uma dinâmica mais lenta, comparada a dos demais tratamentos (Figura 7). Nesse tratamento, as variáveis que mais contribuíram com a dinâmica do carbono foram o recrutamento e o crescimento na primeira classe de diâmetro, além do ingresso₁ na segunda classe. Além disso, em todos os tratamentos, o estoque de carbono na primeira classe de diâmetro continuou tendo forte efeito do incêndio de 2011, com baixo recrutamento de indivíduos nas áreas, mas, por outro lado, o crescimento dos indivíduos que permaneceram vivos nessa classe, contribuiu com o seu estoque de carbono. O ingresso₁ (ganho) e o egresso (perda) se mantiveram nesse período, como as variáveis que mais contribuíram com a dinâmica do estoque de carbono em todas as classes de diâmetro de todos os tratamentos, contudo, a mortalidade também atuou de forma efetiva nessa fase

da dinâmica.

Analisando o último período monitorado (2015-2021) é possível observar que todos os tratamentos passaram a apresentar uma distribuição mais equilibrada dos estoques de carbono ao longo das suas classes de diâmetro, tendendo, na maioria dos casos, a uma distribuição exponencial negativa, conforme observado no período de 2005-2008, nas áreas testemunhas. Entre 2015-2021, os estoques de carbono do recrutamento continuaram aumentando nas primeiras classes de diâmetro, o ingresso₁ (ganho) e o egresso (perda) se mantiveram como variáveis que mais influenciam na dinâmica ao longo das classes de diâmetro e a mortalidade apresentou ligeira redução no período (Figura 8). Ao longo de todo o período monitorado e em todos os tratamentos, as variáveis ingresso₂ e recrutamento de fuste não se destacaram de forma significativa na dinâmica dos estoques de carbono por classe de diâmetro.

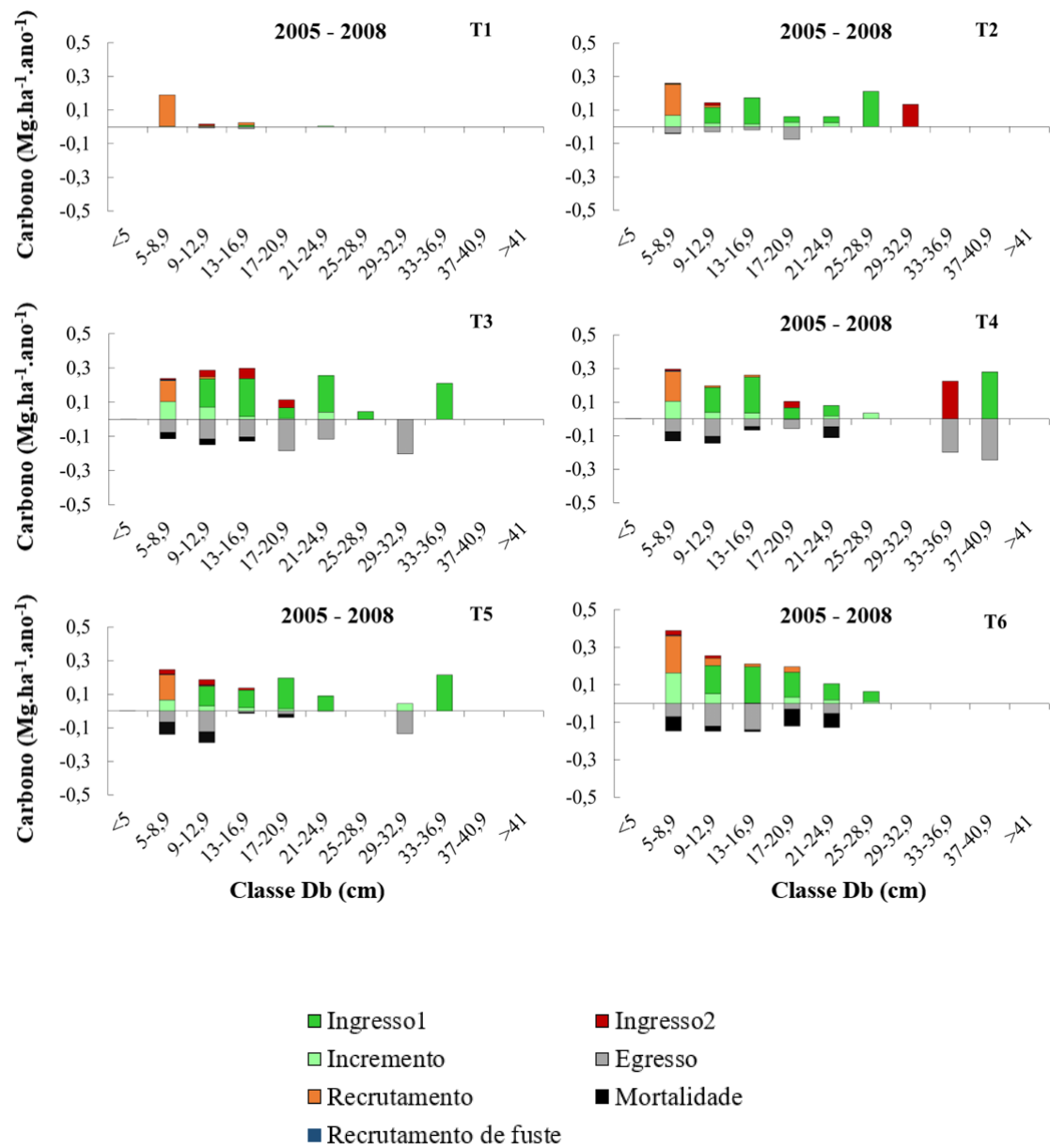


Figura 5. Dinâmica do estoque de carbono por classe de diâmetro, de uma comunidade lenhosa de cerrado *sensu stricto*, localizada na Fazenda Água Limpa – UnB, Distrito Federal, Brasil, durante o período de 2005 a 2008.

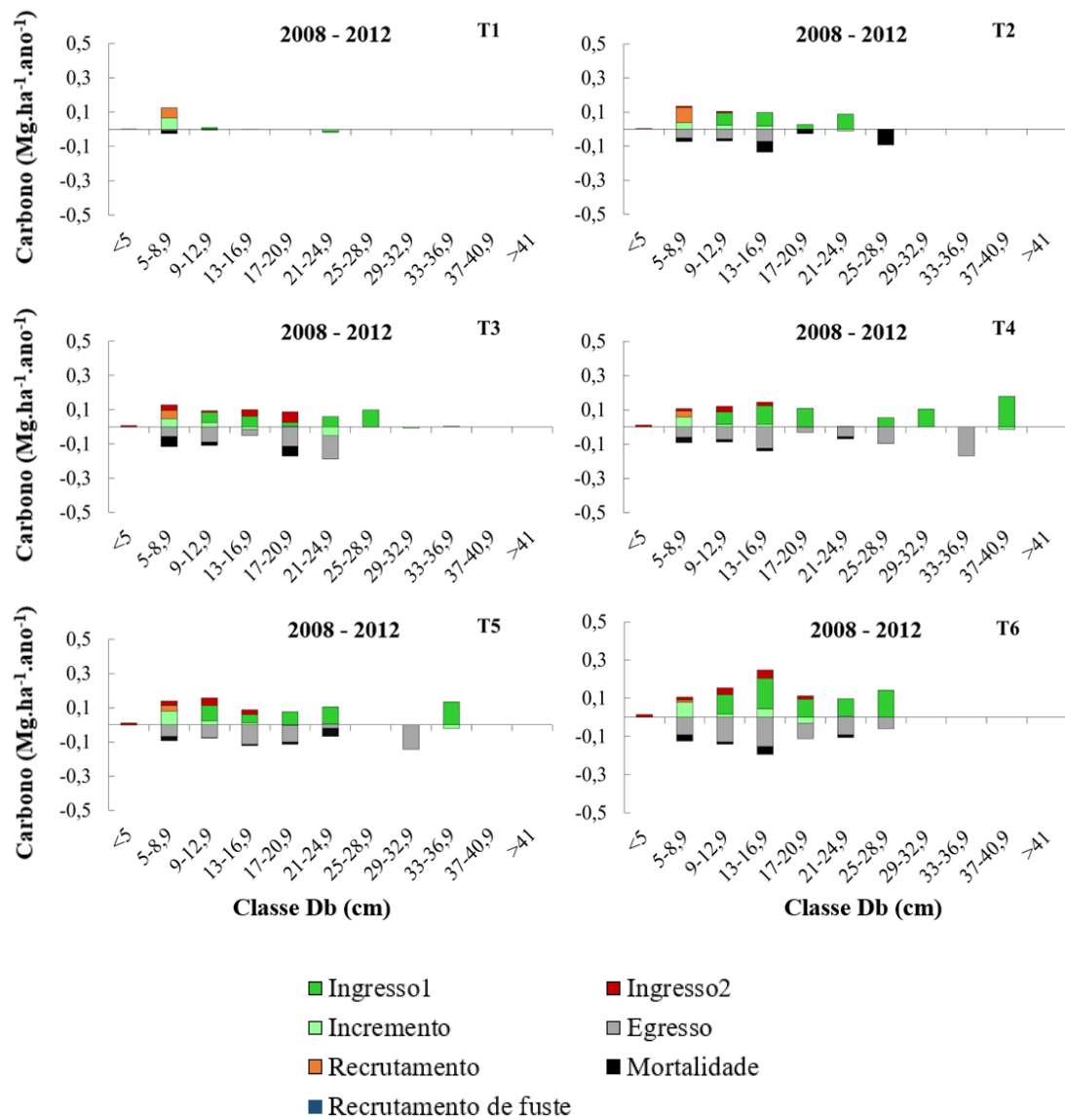


Figura 6. Dinâmica do estoque de carbono por classe de diâmetro de uma comunidade lenhosa de cerrado *sensu stricto*, localizada na Fazenda Água Limpa – UnB, Distrito Federal, Brasil, durante o período de 2008 a 2012.

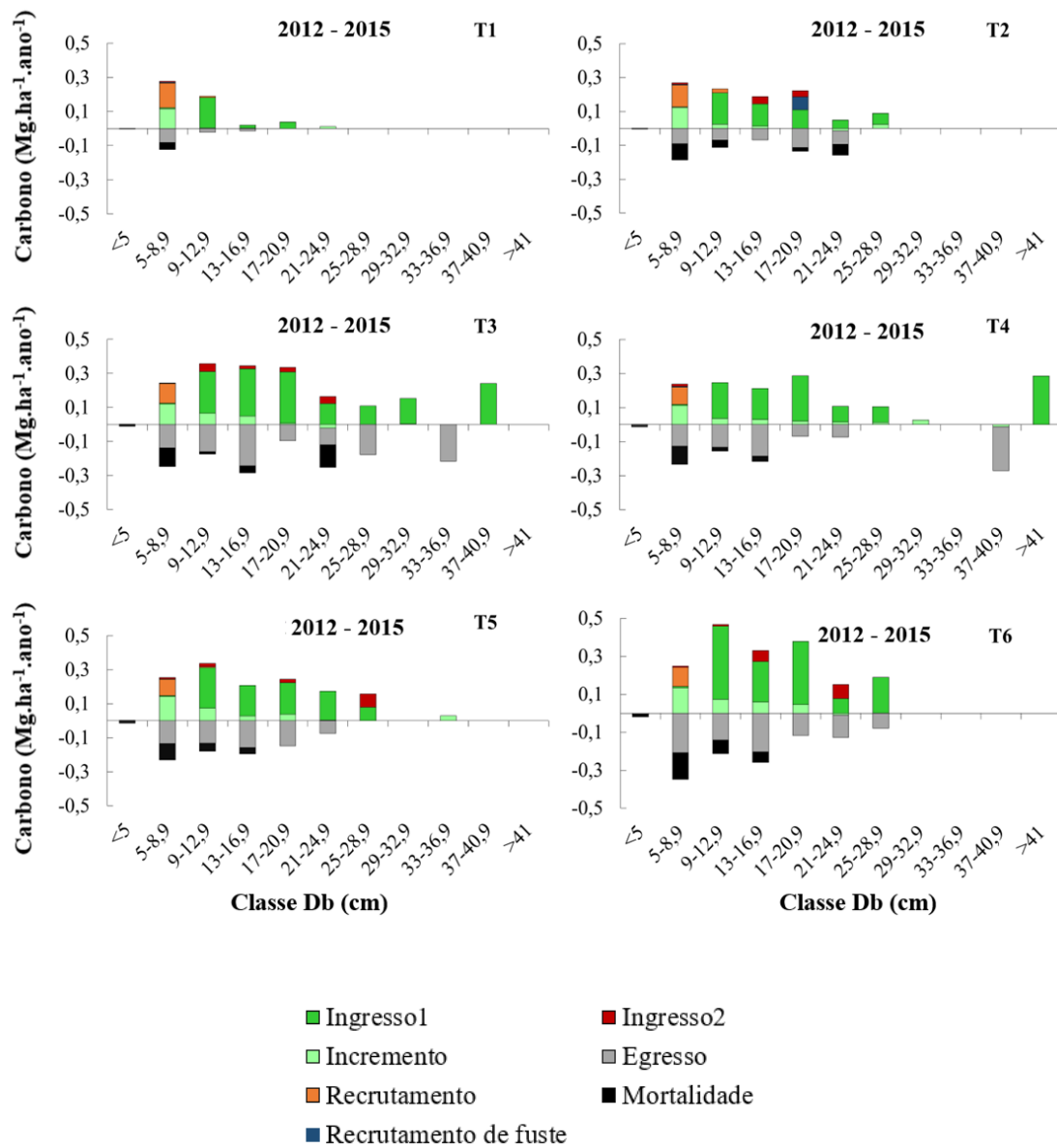


Figura 7. Dinâmica do estoque de carbono por classe de diâmetro, de uma comunidade lenhosa de cerrado *sensu stricto*, localizada na Fazenda Água Limpa – UnB, Distrito Federal, Brasil, durante o período de 2012 a 2015.

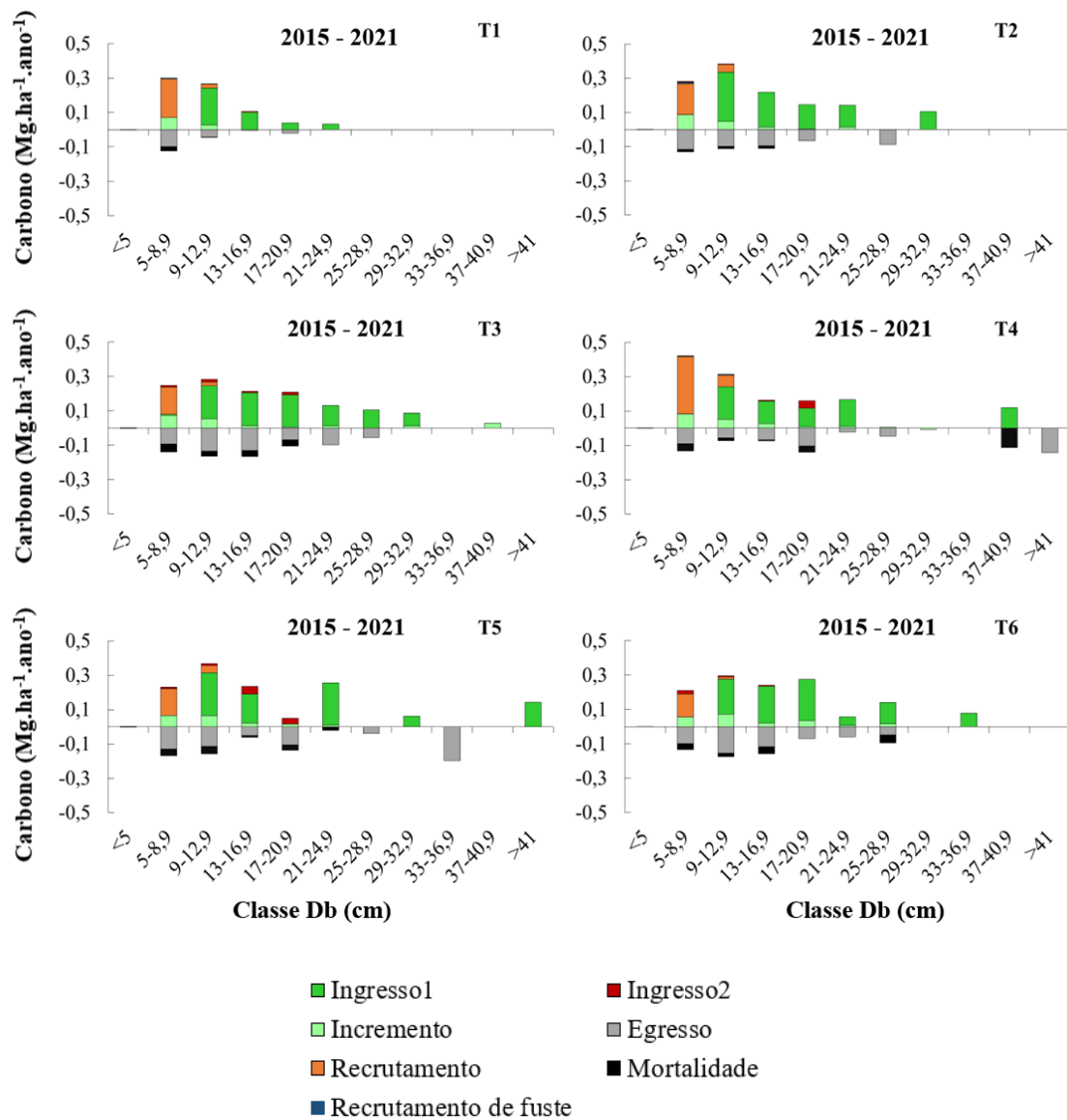


Figura 8. Dinâmica do estoque de carbono por classe de diâmetro, de uma comunidade lenhosa de cerrado *sensu stricto*, localizada na Fazenda Água Limpa – UnB, Distrito Federal, Brasil, durante o período de 2015 a 2021.

1.4 Discussão

Antes da extração seletiva de madeira com impacto reduzido (2005), o estoque médio de carbono da biomassa lenhosa aérea ($Db \geq 5\text{cm}$) da comunidade do cerrado *sensu stricto*, na área de estudo, era de $7,5 \text{ Mg ha}^{-1}$. Rezende et al. (2006) e Paiva et al. (2011) também estimaram o estoque de carbono da biomassa lenhosa aérea para áreas de cerrado *sensu stricto*, localizadas na Fazenda Água Limpa, circunvizinhas à área de estudo. Esses autores utilizaram a mesma equação alométrica para estimar o estoque de carbono e encontraram uma média igual a, respectivamente, 4,9 e $8,6 \text{ Mg ha}^{-1}$, para cada área. Scolforo et al. (2015) estimaram o valor de $9,0 \text{ Mg ha}^{-1}$ para o estoque de carbono da biomassa aérea de um Cerrado no Estado de Minas Gerais. De acordo com Santana et al. (2013), as variações que ocorrem nos valores das estimativas desses estoques possivelmente têm relação com a característica da fitofisionomia e com o estado de conservação da área.

A maioria das espécies da comunidade apresentaram baixa contribuição em estoque de carbono, conforme também observado por Paiva et al. (2011). Essa característica está relacionada com a baixa densidade básica da madeira da maioria das espécies do cerrado *sensu stricto*, e também com a baixa densidade de indivíduos (VALE; BRASIL; LEÃO, 2000), já que nesta fitofisionomia a grande maioria das espécies é considerada rara, com menos de um indivíduo por hectare (FELFILI, 1993).

Segundo Vale, Brasil e Leão (2000), o cerrado *sensu stricto* é composto por espécies que apresentam grande produção energética em função da alta produção de biomassa, entretanto, essas espécies não possuem madeira com características desejáveis para geração de calor, como é o caso da *Vochysia thyrsoidea*. Da mesma forma, algumas espécies dessa fitofisionomia possuem madeira com boas características para geração de energia, mas, que não se destacam na comunidade para produção energética devido à baixa produção de biomassa, como é o caso de *Acosmium dasycarpum*. O grupo de espécies consideradas ideais para produção de energia é composto por *D. miscolobium*, *P. pubescens* e *T. vulgaris*, que apresentam madeira com características desejáveis para geração de calor e com alta produção de biomassa seca.

Os resultados encontrados pela análise de variância mostram que a produtividade em estoque de carbono foi influenciada pelos diferentes níveis de intensidade de exploração (T1, T2, T3, T4, T5 e T6) e pelo tempo (anos de medição), tanto para a comunidade lenhosa arbóreo arbustiva como para o grupo de três espécies com potencial energético.

Utilizando um delineamento com parcelas subdividida no tempo para avaliar o desenvolvimento da área basal de um cerrado *sensu stricto* após intervenções, Scolforo et al. (2000) encontraram um coeficiente de variação de 38,9% para o tratamento (alocado nas parcelas) e de 16,8% para o tempo (alocado nas subparcelas). No presente estudo, essa variação foi de, respectivamente, 24,7% e 13,1%, quando a análise foi realizada em nível de comunidade. Por outro lado, ao avaliar o grupo de 3 espécies com potencial energético, a variação percentual foi bem superior, correspondendo a 196,8% para o tratamento e 137,9% para o tempo. Tanto no estudo realizado por Scolforo et al. (2000) quanto no presente estudo, para a comunidade e para as três espécies de interesse, a variação das subparcelas foi menor que a das parcelas, o que é esperado em análises de variância com parcelas subdivididas no tempo.

Observando as diferenças percentuais geradas entre os tratamentos de menor e de maior estoque médio de carbono por período (2008; 2012; 2015 e 2021), em relação ao inicial (2005), constata-se que os estoques de carbono tanto da comunidade quanto do grupo de três espécies com potencial energético têm aumentado ao longo do tempo, nos vários tratamentos. Apesar do incêndio florestal registrado em 2011 ter afetado a densidade de indivíduos e os estoques de carbono na comunidade de cada tratamento, causando a mortalidade de vários indivíduos, principalmente no período de 2012 a 2015, os estoques médios de carbono em todos os tratamentos em que houve remoção de área basal conseguiram em 15 anos atingir valores estatisticamente iguais àqueles registrados nas áreas testemunhas. Os tratamentos conseguiram não apenas recuperar o estoque de carbono removido em 2006, mas também ultrapassaram o estoque original. A única exceção foi o tratamento T1, onde houve o corte raso.

Ao longo de 15 anos de monitoramento, o grupo de espécies potenciais para produção de energia acumulou maior quantidade de carbono nas áreas testemunhas. Nessas áreas, o estoque de carbono desse grupo responde por 36% do estoque de

carbono total da comunidade, demonstrando a importância dessas espécies na dinâmica do estoque de carbono da comunidade do cerrado *sensu stricto* estudado. Embora as áreas dos demais tratamentos não conseguiram atingir o mesmo estoque encontrado nas áreas testemunha, os tratamentos T2 e T3 conseguiram, no período de 15 anos, recuperar o estoque removido em suas áreas, em 2006.

O sucesso no processo de recuperação de uma comunidade pode ser representado pela quantidade de indivíduos recrutados, em relação ao número de indivíduos mortos (ARANTES; SCHIAVINI, 2011). Em todos os períodos analisados, a dinâmica para os seis tratamentos apresenta desequilíbrio entre as taxas de mortalidade e recrutamento, com balanço positivo para o recrutamento. Porém, esse desequilíbrio se deve também a ocorrência do efeito fogo, em 2011, que foi um efeito aleatório, não controlado.

As altas taxas de recrutamento observadas mostram que a comunidade está em fase de reconstrução após as intervenções envolvendo a supressão da vegetação (CHAZDON et al., 2007). Essas taxas foram muito superiores às encontradas por estudos em área de cerrado *sensu stricto* em que não houve qualquer interferência de exploração (ROITMAN et al., 2007; MEWS et al., 2011; CARVALHO; FELFILI, 2011; RODRIGUES-SOUZA; JÚNIOR; VALE, 2015). A taxa de recrutamento anual máxima registrada nesses estudos foi de 6,7% ano⁻¹. Por outro lado, Oliveira (2014) encontrou uma taxa de recrutamento mínima de 10,2% ano⁻¹ e uma máxima de 46,1% ano⁻¹ em área de cerrado *sensu stricto* que sofreu distúrbios envolvendo a remoção da vegetação lenhosa. Esses valores são mais próximos dos encontrados nesta investigação (com taxa de recrutamento mínima de 1% e máxima de 63,8%). Altas taxas de recrutamento podem ser atribuídas a grande capacidade de rebrota a partir de caules, raízes e outros tipos de reprodução vegetativa inerentes a muitas espécies do cerrado *sensu stricto* (MEWS et al., 2011).

De acordo com Felfili (1995), valores de taxa de mortalidade próximos a 3,5% ano⁻¹ são típicos de áreas que sofreram distúrbios. Os valores encontrados nesta pesquisa condizem com valores registrados para comunidades de cerrado *sensu stricto* exploradas (AQUINO et al., 2007; REZENDE; PAPA, 2008), considerando que as taxas anuais de mortalidade variaram de 2,7% ano⁻¹ a 6,7%

ano⁻¹. Como os valores de taxa de mortalidade ficaram abaixo das taxas de recrutamento, as mudanças que ocorreram na comunidade foram positivas, e considera-se que o equilíbrio da recomposição da comunidade é dinâmico (CORRÊA; VAN DER BERG, 2002). Valores elevados de taxa de mortalidade e de recrutamento são esperados para ambientes submetidos a grandes perturbações, podendo representar um quadro de instabilidade ecológica (MIGUEL et al., 2011).

No terceiro período monitorado (2012-2015), a densidade de indivíduos mortos e, conseqüentemente, as taxas de mortalidade foram maiores para todos os tratamentos, e isto se deve ao incêndio que atingiu toda a área experimental em 2011. Embora algumas espécies do cerrado *sensu stricto* estejam adaptadas às queimadas, outras podem responder negativamente à ação do fogo (AQUINO et al., 2007). Argumenta-se na dificuldade de determinar com precisão qual o impacto das queimadas sobre as populações estudadas devido à complexidade do efeito do fogo, entretanto considera-se seu efeito para explicar a alta mortalidade.

No presente estudo foi investigado como a extração seletiva de madeira com impacto reduzido afetou o recrutamento, o crescimento e a recuperação dos estoques de carbono da comunidade e do grupo de espécies com potencial para produção de energia na área de cerrado *sensu stricto*, ao longo de 15 anos após a exploração. Deve-se considerar que o intervalo entre as medições pode influenciar a dinâmica de uma formação vegetal e gerar equívocos sobre os processos dinâmicos que estariam ocorrendo na floresta. De acordo com Lewis et al. (2004), conforme aumenta o período entre dois monitoramentos, sua representatividade é diminuída, devido ao fato de as florestas tropicais não apresentarem mortalidade, recrutamento e crescimento homogêneos. Portanto, segundo esses autores, para estudos sobre dinâmica de florestas recomenda-se intervalos curtos entre as medições, atrelados a longos períodos de monitoramento, confirmando a metodologia aplicada nesta pesquisa.

Ao avaliar o incremento periódico anual (IPA) líquido para a comunidade, considerando os quatro intervalos de mensuração (2005-2008; 2008-2012; 2012-2015; 2015-2021), constatou-se uma queda entre o primeiro e o segundo períodos analisados, para todos os tratamentos. Do segundo para o terceiro, e do terceiro para o quarto período houve um aumento progressivo em estoque de carbono, indicando que essa

comunidade se encontra em um processo dinâmico de crescimento e recrutamento de novos indivíduos lenhosos (REZENDE, 2002). No segundo período, o T3 apresentou um IPA líquido negativo, ou seja, a perda por mortalidade, majoritariamente por indivíduos mortos em pé, foi maior que o ganho por crescimento e recrutamento. Contudo, esses incrementos negativos se devem também ao incêndio registrado em 2011.

O grupo de 3 espécies com potencial energético seguiu a mesma tendência entre os períodos, exceto o T6 (Testemunha), em que o IPA líquido registrado para o último período foi menor que no período anterior. O segundo período (2008-2012) se caracterizou por apresentar o IPA negativo em T2, T3 e T5, caracterizando uma dificuldade desses tratamentos em estocar carbono neste período. Conforme observado por Rezende (2002), muitas vezes, reduções nos incrementos (incrementos negativos) não são causadas por erro de medição, mas sim por variações naturais no tamanho do fuste, queda natural de casca, ataque de pragas, doenças e herbivoria.

É interessante notar que a comunidade e o grupo de espécies com potencial para produção de energia não tiveram o mesmo ritmo de crescimento durante os 15 anos monitorados. A floresta cresceu em um ritmo mais elevado no primeiro (2005-2008) e no último (2015-2021) período monitorado. No primeiro período justifica-se pela floresta buscar recuperar o estoque de carbono que foi removido pela exploração de baixo impacto. Florestas secundárias jovens tendem a ser, geralmente, mais produtivas quando comparadas às florestas maduras (DRAKE et al., 2011; ARYAL et al., 2014).

Na dinâmica do estoque de carbono por classe de diâmetro foi observado que o recrutamento não ocorreu apenas nas primeiras classes de diâmetro, já que foi verificado até a classe 17-20,9 cm. Isto era esperado, pois indivíduos jovens de algumas espécies (*T. vulgaris* e *V. thyrsoidea*) apresentaram alto incremento em carbono durante o período de crescimento analisado. A grande concentração de estoque de carbono nas menores classes (5-8,9 cm a 21-24,9 cm), o pequeno número de classes de diâmetro sem indivíduos e a manutenção temporal do padrão de distribuição reforçam a ideia de que a comunidade está em bom estado de conservação e apresenta reposição contínua de indivíduos em função de uma reprodução satisfatória (SILVA-JÚNIOR & SILVA,

1988; FELFILI et al., 2000).

Assim como verificado neste estudo, Aquino et al. (2007) e Roitman; Felfili e Rezende (2008) também registraram maior mortalidade nas primeiras classes de diâmetro, o que pode estar relacionado à suscetibilidade dos indivíduos menores aos efeitos do fogo. Algumas adaptações características da vegetação do cerrado *sensu stricto* como a espessura da casca, presença de órgãos subterrâneos de reserva e tamanho crítico de escape ao fogo podem não estar bem desenvolvidos em indivíduos jovens, favorecendo a mortalidade (MIRANDA; BUSTAMANTE; HOFFMANN, 1998; MIRANDA; SATO, 2005). Após a queima, algumas espécies podem chegar a 100% de mortalidade (SATO; MIRANDA, 1996; HOFFMANN, 1998).

Mesmo que o fogo tenha causado impacto na mortalidade dos indivíduos com menores diâmetros, o cerrado *sensu stricto* apresenta maior resiliência em relação a diversas outras formações vegetais. Por se tratar de um ecossistema savânico, a vegetação apresenta características ecofisiológicas que permitem resistir a distúrbios adversos, como herbivoria, corte e fogo (LANGEVELDE et al., 2003; SAVADOGO et al., 2009).

Sendo assim, esta pesquisa demonstrou que a regeneração natural de áreas de cerrado *sensu stricto* submetidas a extração seletiva de madeira com impacto reduzido consiste em uma estratégia eficiente para a recuperação e acúmulo de carbono. O estoque de carbono registrado aos 15 anos após a exploração é, em média, 1,4 vezes maior que o registrada antes da implantação dos tratamentos, e um período de 15 anos é suficiente para a vegetação lenhosa do cerrado *sensu stricto* recuperar seus estoques iniciais de carbono.

É importante investigar o comportamento e manejo das espécies de acordo com os incrementos para a manutenção ecológica e sustentável da vegetação, pois o IPA é um indicador relevante em planos de manejo sustentável. De acordo com Levy-Tacher e Rivera (2005), as diferenças na recuperação de uma floresta não dependem apenas da natureza do distúrbio, mas principalmente da escala espacial, em termos de frequência e intensidade. Vale ressaltar ainda que em termos de critérios de inclusão de indivíduos, a falta de padronização nos períodos de avaliação e parâmetros utilizados

nos estudos, dificultam algumas comparações diretas entre eles (FELFILI et al., 2005).

1.5 Conclusões

Este estudo exemplifica o processo ao longo do qual uma área de cerrado *sensu stricto* se recupera após a aplicação de diferentes níveis de intensidade de exploração. As intensidades de exploração influenciaram diretamente na recuperação do estoque de carbono da comunidade lenhosa e do grupo de 3 espécies com potencial para produção de energia. Quanto mais intensiva a exploração, maior o tempo necessário para a recuperação do estoque inicial (antes da exploração).

O período de 15 anos foi suficiente para a vegetação lenhosa conseguir se recuperar em estoque de carbono, influenciada pelas altas taxas de recrutamento e pela baixa mortalidade em todas as áreas destinadas aos tratamentos (T2, T3, T4, T5 e T6).

O tratamento T3, envolvendo a remoção de 50% da área basal dos indivíduos lenhosos pertencentes a espécies com potencial para produção de energia (*D. miscolobium*, *P. pubescens* e *T. vulgaris*) apresentou alto desempenho na recuperação do estoque de carbono, igualando-se estatisticamente aos estoques médios de carbono do tratamento testemunha (T6), em que não houve nenhum tipo de intervenção.

É importante destacar que, nas áreas deste estudo, houve apenas uma exploração em 2006. Em seguida as áreas foram abandonadas e a vegetação passou a se restabelecer, com a comunidade ingressando em um processo dinâmico de recuperação, buscando o equilíbrio natural entre recrutamento e mortalidade. Pontua-se apenas a ocorrência de um incêndio florestal em 2011 que atingiu todas as parcelas experimentais. Acredita-se que, caso estas áreas fossem submetidas a explorações contínuas, provavelmente a vegetação lenhosa não estaria conseguindo se recuperar, considerando-se os limites da ecologia deste bioma, em que um ecossistema que sofre repetidos distúrbios antrópicos não consegue retornar a sua condição original.

Por fim, a comunidade apresenta-se em fase de regeneração com elevada taxa de recrutamento e baixas taxas de mortalidade, caminhando para a sua capacidade suporte. Estudos sobre o comportamento e manejo das espécies de acordo com os incrementos é importante para manutenção ecológica e sustentável da vegetação, sendo indicador

importante em planos de manejo florestal sustentável.

REFERÊNCIAS

ABDALA, G.; CALDAS, L.; HARIDASAN, M.; EITEN, G. Above and belowground organic matter and root:shoot ratio in a Cerrado in Central Brazil. **Brazilian Journal of Ecology**, v. 2, n. 1, p. 11–23, 1998.

ALMEIDA, C. Ensaio: da amostra ao teorema do limite central Um pouco dos fundamentos e uma aplicação prática. **Embrapa Mandioca e Fruticultura- Documentos (INFOTECA-E)**, 2019.

ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. D. M. *et al.* Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

AQUINO, F. D. G.; WALTER, B. M. T.; RIBEIRO, J. F. Dinâmica de populações de espécies lenhosas de Cerrado, Balsas, Maranhão. **Revista Árvore**, v. 31, p. 793-803, 2007a.

AQUINO, F. D. G.; WALTER, B. M. T.; RIBEIRO, J. F. Dinâmica de uma comunidade lenhosa em dois fragmentos de cerrado *stricto sensu* no período de sete anos (1995-2002), MA, Brasil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 30, p. 113-121, 2007b.

AQUINO, F. G.; WALTER, B. M. T.; RIBEIRO, J. F. Woody community dynamics in two fragments of cerrado *stricto sensu* over a seven-year period (1995-2002), MA, Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 30, n. 1, p. 113-121, 2007.

ARANTES, C. S.; SCHIAVINI, I. Estrutura e dinâmica da população de *Amaioua guianensis* Aubl. (Rubiaceae) em fragmento urbano de floresta estacional semidecidual - Uberlândia, Minas Gerais. **Bioscience Journal**, v. 27, n. 2, p. 312-321, 2011.

ARYAL, D. R.; JONG, B. H. J. DE; OCHOA-GAONA, S.; ESPARZA-OLGUIN, L. *et al.* Carbon stocks and changes in tropical secondary forests of southern Mexico. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 195, p. 220–230, 2014.

AZEVEDO, G. B.; REZENDE, A. V.; AZEVEDO, G. T. D. O. S.; MIGUEL, E. P. *et al.* Prognosis of aboveground woody biomass in a central Brazilian Cerrado monitored for 27 years after the implementation of management systems. **European Journal of Forest Research**, v. 141, n. 1, p. 1-15, 2022.

AZEVEDO, G. B.; REZENDE, A. V.; AZEVEDO, G. T. D. O. S.; MIGUEL, E. P. *et al.* Woody biomass accumulation in a cerrado of central Brazil monitored for 27 years after the implementation of silvicultural systems. **Forest Ecology and Management**, v. 455, p. 117718, 2020.

BACCINI, A.; WALKER, W.; CARVALHO, L.; FARINA, M. *et al.* Tropical forests are a net carbon source based on aboveground measurements of gain and loss. **Science**, v. 358, n. 6360, p. 230-234, 2017.

BARREIRA, S.; BOTELHO, S. A.; DE MELLO, J. M.; SCOLFORO, J. R. Efeito de diferentes intensidades de corte seletivo sobre a regeneração natural de cerrado. **Cerne**, v. 6, n. 1, p. 40-51, 2000.

BODIG, J.; JAYNE, B. A. *Mechanics of wood and wood composites*. 1982.

BRITO, J.O.; DEGLISE, X. Status and potential of using wood for energy in Brazil. Wood, a source of energy. Status and potential of using wood for energy in Brazil. **Révue Forestière Française, hors**, série n.6, p. -175-179, 1991.

BROWNING, B.L. *The chemistry of wood*. London: Interscience Publishers, 1963.

CARVALHO, F. A.; FELFILI, J. M. Variações temporais na comunidade arbórea de uma floresta decidual sobre afloramentos calcários no Brasil Central: composição, estrutura e diversidade florística. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, p. 203-214, 2011.

CHAZDON, R. L.; LETCHER, S. G.; VAN BREUGEL, M.; MARTÍNEZ-RAMOS, M. *et al.* Rates of change in tree communities of secondary neotropical forests following major disturbances. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 362, n. 1478, p. 273-289, 2007.

CORRÊA, B. S.; VAN DER BERG, E. Estudo da dinâmica da população de *Xylopia brasiliensis* Sprengel em relação a parâmetros populacionais e da comunidade em uma floresta de galeria em Itutinga, MG, Brasil. **Cerne**, v. 8, n. 1, p. 1–12, 2002.

DRAKE, J. E.; DAVIS, S. C.; RAETZ, L. M.; DELUCIA, E. H. Mechanisms of age-related changes in forest production: the influence of physiological and successional changes. **Global Change Biology**, v. 17, n. 4, p. 1522–1535, 2011.

DURIGAN, G. Cerrado: técnicas e normas podem reduzir desmatamento. **Visão Agrícola**, v. 2, n. 4, p. 20-23, 2005.

- ENCINAS, J.; RIBEIRO, G. S.; SANTANA, O. A. (Eds.). **Simpósio de Pós-Graduação em Ciências Florestais**, 5. Brasília: Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal, 963p. 2008.
- FAO. **State of the world's forests**. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2011.
- FELFILI, J. M. Growth, recruitment and mortality in the Gama gallery forest in central Brazil over a six-year period (1985–1991). **Journal of Tropical Ecology**, v. 11, n. 1, p. 67-83, 1995.
- FELFILI, J. M.; CARVALHO, F. A.; HAIDAR, R. F. **Manual para o monitoramento de parcelas permanentes nos biomas Cerrado e Pantanal**. Universidade de Brasília, Departamento de Engenharia Florestal, Brasília, 2005.
- FELFILI, J. M.; DA SILVA, M. C. A comparative study of cerrado (*sensu stricto*) vegetation in Central Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 9, n. 3, p. 277-289, 1993.
- FELFILI, J. M.; REZENDE, A. V.; SILVA JÚNIOR, M. C.; SILVA, M. A. Changes in the floristic composition of cerrado *sensu stricto* in Brazil over a nine-year period. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, n. 4, p. 579-590, 2000.
- FELFILI, J. M.; REZENDE, A. V.; SILVA JÚNIOR, M. C.; SILVA, M. A. Changes in the floristic composition of Cerrado *sensu stricto* in Brazil over a nine-year period. **Journal of Tropical Ecology**, v. 16, n. 4, p. 579-590, 2000.
- FERREIRA, E. B.; PISCITELLI, P. C.; NOGUEIRA, D. A. (2011). ExpDes.pt: Pacote Experimental Designs (Portugues). R package version 1.2.1. <https://CRAN.R-project.org/package=ExpDes.pt>
- FERREIRA, G. F. Floresta estacional secundária: aspectos da dinâmica e manejo no bioma Cerrado. 2016. 116 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2016.
- FINGER, M.; GABBAY, D. M. Adding a temporal dimension to a logic system. **Journal of Logic, Language and Information**, v. 1, n. 3, p. 203–233, 1992.
- FRANÇOSO, R. D., BRANDÃO, R., NOGUEIRA, C. C., SALMONA, Y. B., *et al.* Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado Biodiversity Hotspot. **Natureza e Conservação**, Goiás, v. 13, n. 1, p. 35–40, 2015.
- GIBBS, H. K.; RUESCH, A. S.; ACHARD, F.; CLAYTON, M. K. *et al.* Tropical

forests were the primary sources of new agricultural land in the 1980s and 1990s.

Proceedings of the National Academy of Sciences, v. 107, n. 38, p. 16732-16737, 2010.

GOMES, L.; MIRANDA, H. S.; BUSTAMANTE, M. M. C. How can we advance the knowledge on the behavior and effects of fire in the Cerrado biome? **Forest Ecology and Management**, v. 417, p. 281-290, 2018.

GROUP, A. P.; CHASE, M. W.; CHRISTENHUSZ, M. J.; FAY, M. F. *et al.* An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016.

HOFFMANN, W. A. Post-burn reproduction of woody plants in a neotropical savanna: the relative importance of sexual and vegetative reproduction. **Journal of Applied ecology**, v. 35, n. 3, p. 422-433, 1998.

KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of the Brazilian cerrado. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 707-713, 2005.

LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L.; SHEIL, D.; *et al.* Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. **Journal of Ecology**, v. 92, n. 6, p. 929-944, 2004.)

LIEBERMAN, D., LIEBERMAN, M., PERALTA, R.; HARTSHORN, S. Mortality patterns and stand turnover rates in a wet tropical forest in Costa Rica. **Journal of Ecology**, v. 73, p. 915-924, 1985.

LINDENMAYER, D. B.; LIKENS, G. E.; ANDERSEN, A.; *et al.* Value of long-term ecological studies. **Austral Ecology**, v. 37, n. 7, p. 745-757, 2012.

MEWS, H. A.; MARIMON, B. S.; MARACAHIPES, L.; FRAN CZAK, D. D. *et al.* Dinâmica da comunidade lenhosa de um Cerrado Típico na região Nordeste do Estado de Mato Grosso, Brasil. **Biota Neotropica**, 11, p. 73-82, 2011a.

MEWS, H. A.; MARIMON, B. S.; MARACAHIPES, L.; FRAN CZAK, D. D. *et al.* Dynamics of the woody community of a typical cerrado in Northeastern Mato Grosso, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 11, p. 73-82, 2011.

MIGUEL, A.; MARIMON, B. S.; OLIVEIRA, E. A. D.; MARACAHIPES, L. *et al.* Dinâmica da comunidade lenhosa de uma floresta de galeria na transição Cerrado-Floresta Amazônica no Leste de Mato Grosso, em um período de sete anos (1999 a

2006). **Biota Neotropica**, v. 11, p. 53-61, 2011.

MIRANDA, H. S. Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de cerrado: Resultados do projeto Fogo. **Brasília-DF, IBAMA**, 2010.

MIRANDA, H.S.; SATO, M.N. 2005. Efeitos do fogo na vegetação lenhosa do Cerrado. In: SCARIOT, A.; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Orgs.). **Cerrado: ecologia, biodiversidade e conservação**. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p. 93-105, 2005.

MIRANDA, H. S., BUSTAMANTE, M. M. C.; MIRANDA, A. C. The fire factor. In: OLIVEIRA, P. S.; MARQUIS, R. J. (Eds.). **Cerrados of Brazil: ecology and natural history a Neotropical Savanna**. Columbia University Press, New York, p. 51-68, 2002.

MMA. Uso sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira: atualização Portaria MMA no 09, de 23 de janeiro de 2007.

MONTEIRO, R. C. B.; FELFILI, J. M.; FRANCO, A. C.; SILVA, J. C. S. *et al.* Crescimento de *Dalbergia miscolobium* Benth. sob quatro níveis de sombreamento em viveiro. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer**, v. 11, 2003.

NASI, R.; FROST, P. G. Sustainable forest management in the tropics: is everything in order but the patient still dying? **Ecology and Society**, v. 14, n. 2, 2009.

NOBRE, S. J.; SINGER, M. J. Residual analysis for linear mixed models. **Biometrical Journal: Journal of Mathematical Methods in Biosciences**, v. 49, n. 6, p. 863-875, 2007.

NOOJIPADY, P.; MORTON, C. D.; MACEDO, N. M.; VICTORIA, C. D. *et al.* Forest carbon emissions from cropland expansion in the Brazilian Cerrado biome. **Environmental Research Letters**, v. 12, n. 2, p. 025004, 2017.

OLIVEIRA, L. C.; SILVA, J. N. M. Dinâmica de diferentes grupos ecológicos de espécies arbóreas em uma floresta secundária em Belterra, Pará. In: SILVA, J. N. M.; CARVALHO, J. O. P.; YARED, J. A. G. (Org.). **A silvicultura na Amazônia oriental: contribuições do projeto Embrapa/DFID**. Belém: EMBRAPA Amazônia Oriental/DFID, 2001. p. 393-410.

OLIVEIRA, L. S. C. D. **Sucessão secundária em área de cerrado sensu stricto durante um período de 23 anos após intervenções silviculturais**. 2014. Dissertação de Mestrado. Universidade de Brasília.

PAIVA, A. O.; REZENDE, A. V.; PEREIRA, R. S. Estoque de carbono em cerrado *sensu stricto* do Distrito Federal. **Revista Árvore**, v. 35, n. 3, p. 527-538, 2011.

PARRON, L. M.; GARCIA, J. R.; OLVEIRA, E. B. de; BROWN, G. G.; *et al.* (Orgs.). Avaliação de serviços ambientais no âmbito do projeto ServiAmbi. **In: Serviços Ambientais em Sistemas Agrícolas e Florestais do Bioma Mata Atlântica**. Brasília: EMBRAPA, 2015.p. 36–46.2015.

QURESHI, A.; BADOLA, R.; HUSSAIN, S. A. A review of protocols used for assessment of carbon stock in forested landscapes. **Environmental science & policy**, 16, p. 81-89, 2012.

REZENDE, A. V. **Diversidade, estrutura, dinâmica e prognose do crescimento de um cerrado sensu stricto submetido a diferentes distúrbios por desmatamento**. 2002. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Brasília.

REZENDE, A.V.; PAPA, D.A. Revegetação natural de áreas antropizadas. In: FONSECA, F.L. (Orgs.) **Águas Emendadas**. Brasília – DF:Atlhalia Gráfica e Editora Ltda, p. 199-205, 2008.

REZENDE, A. V.; VALE, A. T.; SANQUETTA, C. R.; FIGUEIREDO FILHO, A. *et al.* Comparação de modelos matemáticos para estimativa do volume, biomassa e estoque de carbono da vegetação lenhosa de um cerrado *sensu stricto* em Brasília, DF. **Scientia Forestalis**, v. 71, n. 2, p. 65-73, 2006.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As Principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: S. M. SANO; S. P. ALMEIDA; J. F. RIBEIRO (Eds.); **Cerrado: ecologia e flora**. Brasília - DF: Embrapa Informação Tecnológica, p. 151–212, 2008.

RIBEIRO, M. C.; SANCHEZ, M.; PEDRONI, F.; PEIXOTO, K. S. Fogo e dinâmica da comunidade lenhosa em cerrado sentido restrito, Barra do Garças, Mato Grosso. **Acta Botanica Brasílica**, v. 26, n. 1, p. 203217, 2012.

RIBEIRO, S. C.; JACOVINE, L. A. G.; TORRES, C. M. M. E.; SOUZA, A. L. Influence of interspecific variation on tree carbon stock of a Brazilian Cerrado. **Revista Árvore**, v. 41, p. 1-11, 2018.

RODRIGUES-SOUZA, J.; PRADO JUNIOR, J. A.; VALE, V. S.; SCHIAVINI, I. *et al.* Secondary forest expansion over a savanna domain at an ecological reserve in the Southeastern Brazil after 15 years of monitoring. **Brazilian Journal of Botany**, v. 38, n. 2, p. 311-322, 2015.

ROITMAN, I.; FELFILI, J. M.; REZENDE, A. V. Tree dynamics of a fire-protected Cerrado *sensu stricto* surrounded by forest plantations, over a 13-year period, 1991-2004, in Bahia, Brazil. **Plant Ecology**, v. 197, n. 2, p. 255-267, 2008.

SAFNET. The Dictionary of <<http://dictionaryofforestry.org/dict/term/thinning>>. . Forestry. 2013.

SALAMI, B.; HIGUCHI, P.; SILVA, A. C.; FERREIRA, T. S. *et al.* Influência de variáveis ambientais na dinâmica do componente arbóreo em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista em Lages, SC. **Scientia Forestalis**, v. 42, n. 102, p. 197-207, jun. 2014.

SANTANA, O. A.; ENCINAS, J. I.; INÁCIO, E. D. S. B.; AMORIM, L. B. D. *et al.* Relação entre o índice de avermelhamento do solo e o estoque de carbono na biomassa aérea da vegetação de cerrado. **Ciência Florestal**, v. 23, p. 783-794, 2013.

SATO, M.N.; MIRANDA, H.S. 1996. Mortalidade de plantas lenhosas do cerrado após duas queimadas prescritas. In: R. C. PEREIRA; L. C. B. NASSER (Eds.). **Simpósio sobre o cerrado: Biodiversidade e produção sustentável de alimentos e fibras nos cerrados**. Embrapa Cerrados. Planaltina, DF. p. 204-207. 1996.

SAVADOGO, P.; TIGABU, M.; SAWADOGO, L.; ODÉN, P. C. Examination of multiple disturbances effects on herbaceous vegetation communities in the Sudanian savanna-woodland of West Africa. **Flora-Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 204, n. 6, p. 409-422, 2009.

SCOLFORO, H. F.; SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, C. R.; MELLO, J. M. *et al.* Spatial distribution of aboveground carbon stock of the arboreal vegetation in Brazilian biomes of Savanna, Atlantic Forest and Semi-Arid Woodland. **PLoS One**, v. 10, n. 6, p. e0128781, 2015.

SCOLFORO, J. R. S.; DE MELLO, J. M.; DE OLIVEIRA, A. D.; DE MELLO, A. A. *et al.* Avaliação de diferentes níveis de intervenção no desenvolvimento da área basal e número de árvores de uma área de cerrado stricto sensu. **Revista Cerne**, v. 6, n. 2, p. 25-34, 2000.

SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M. DE; LIMA, C. S. DE A. Obtenção de relações quantitativas para estimativa de volume do fuste em floresta estacional semidecídua montana. **Revista Cerne**, v. 1, n. 1, p. 123-134, 1994.

SCOLFORO, J. R. S.; MELLO, J. M.; OLIVEIRA, A. D.; PEREIRA, R. M. *et al.* Volumetria, peso de matéria seca e carbono. In: J. R. SCOLFORO; J. M. MELLO; A. D. OLIVEIRA (Eds.). **Inventário Florestal de Minas Gerais: Cerrado - florística, estrutura, diversidade, similaridade, distribuição diamétrica e de altura, volumetria, tendências de crescimento e áreas aptas para manejo florestal.** Lavras:UFLA, p. 361–438, 2008.

SHEIL, D., JENNINGS, S.; SAVILL, P. Long-term permanent plot observations of vegetation dynamics in Budongo, a Ugandan rain forest. **Journal of Tropical Ecology** v. 16, p. 765-800, 2000.

SHEIL, D.; BURSLEM, D. F. R. P.; ALDER, D. The interpretation and misinterpretation of mortality rate measures. **The Journal of Ecology**, v. 83, n. 2, p. 331-333, 1995.

SHEIL, D.; MAY, R. Mortality and recruitment rate evaluations in heterogeneous tropical forests. **Journal of Ecology**, v. 84: 91-100. 1996.

SILVA JÚNIOR, M. C. D.; SILVA, A. F. D. Distribuição dos diâmetros dos troncos das espécies mais importantes do cerrado na Estação Florestal Experimental de Paraopeba (EFLEX) - MG. **Acta Botânica**, Brasílica, 2 (1-2), p. 107-126, 1998.

SILVA NETO, C. M.; VENTUROLI, F.; GONÇALVES, B. B.; FERREIRA, G. A. Incremento diamétrico de *Protium heptaphyllum* (aubl.) marchand em floresta estacional semidecídua sob manejo, em Pirenópolis, Goiás. **Interciência**, v. 40, n. 8, p. 564-569, agosto 2015.

SKOGEN, K.; HELLAND, H.; KALTENBORN, B. Concern about climate change, biodiversity loss, habitat degradation and landscape change: Embedded in different packages of environmental concern? **Journal for Nature Conservation**, v. 44, p. 12-20, 2018.

SOUZA, A. L. DE; SOARES, C. P. B. Florestas Nativas - estrutura, dinâmica e manejo. **Viçosa**, MG: UFV, 2013.

SOUZA, A. L.; SOARES, C. P. B. **Florestas nativas: estrutura, dinâmica e manejo.** Viçosa, MG: EDITORA UFV, p. 322, 2013.

STEEL, R. G.; TORRIE, J. K. **Principles and procedures of statistics: a biometrical approach.** 2. ed. Tokyo: McGraw-Hill, 1980. 633 p.

STRASSBURG, B. B.; BROOKS, T.; FELTRAN-BARBIERI, R.; IRIBARREM, A. *et*

al. Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 4, p. 1-3, 2017.

TADESSE, G.; ZAVALETA, E.; SHENNAN, C.; FITZSIMMONS, M. Prospects for forest-based ecosystem services in forest-coffee mosaics as forest loss continues in southwestern Ethiopia. **Applied Geography**, v. 50, p. 144-151, 2014.

VALE, A. T.; BRASIL, M. A. M.; LEÃO, A. L. Disponibilidade de energia na forma de calor da biomassa lenhosa de um cerrado *sensu stricto* da região de Brasília. In: **3º Encontro de Energia Rural**, AGRENER, 2000. Campinas - SP.

VENTUROLI, F.; FELFILI, J.M.; FAGG C.W. Avaliação temporal da regeneração natural em uma floresta estacional semidecídua secundária, em Pirenópolis, Goiás. **Árvore**, v. 35, p. 473-483, 2011.

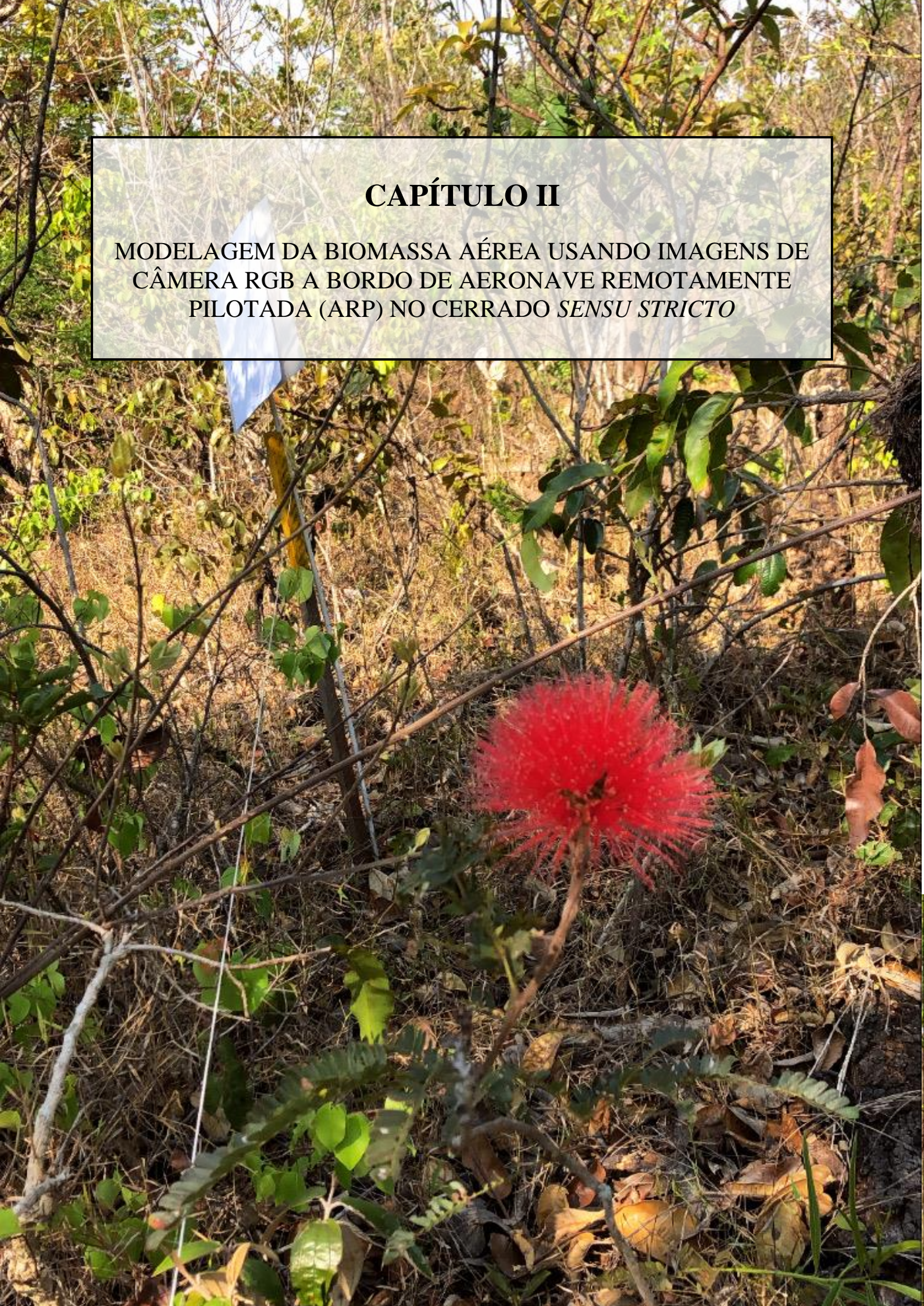
VENTUROLI, F.; CARVALHO, F. A.; MELO E SILVA NETO, C. D.; DE MORAES, D. C. *et al.* Forest management in the Cerrado biome: an option to conserve and to profit. **Scientia Forestalis**, v. 43, n. 107, p. 617-626, 2015.

VENTUROLI, F.; FAGG, C. W.; FELFILI, J. M. Crescimento de uma floresta estacional semidecídua secundária sob manejo em relação a fatores ambientais, em Pirenópolis, Goiás. **Revista de Biologia Neotropical**. v. 7, n. 2, p. 1-11, 2010.

WATZLAWICK, L. F., KIRCHNER, F. F.; SANQUETTA, C. A.; SCHUMACHER, M. V. Fixação de carbono em floresta ombrófila mista em diferentes estágios de regeneração. In: SANQUETTA, C. R., WATZLAWICK, L. F. BALBINOT, R. ZILIOOTTO, M. A., GOMES, F.S. (Orgs.). **As florestas e o carbono**. Curitiba: UFPR, 2002. p. 153-173.

CAPÍTULO II

MODELAGEM DA BIOMASSA AÉREA USANDO IMAGENS DE
CÂMERA RGB A BORDO DE AERONAVE REMOTAMENTE
PILOTADA (ARP) NO CERRADO *SENSU STRICTO*



CAPÍTULO II

MODELAGEM DA BIOMASSA AÉREA USANDO IMAGENS DE CÂMERA RGB A BORDO DE AERONAVE REMOTAMENTE PILOTADA (ARP) NO CERRADO *SENSU STRICTO*

Resumo: Este estudo teve como objetivo avaliar a aplicabilidade do uso de imagens de câmera RGB a bordo de Aeronave Remotamente Pilotada (ARP), utilizando a abordagem Structure for Motion (SfM), na construção de um modelo matemático que permita estimar a biomassa seca acima do solo (AGB) em área de cerrado *sensu stricto* do bioma Cerrado. Foi possível gerar um Modelo de Altura do Dossel (CHM) normalizado, subtraindo-se o Modelo Digital de terreno (MDT) do Modelo digital de Superfície (MDS). As métricas de altura foram extraídas do CHM e um modelo de regressão de mínimos quadrados ordinários foi ajustado para estimar a AGB utilizando dados de 21 parcelas de amostra de campo (20 m x 50 m). O modelo ajustado ($AGB = -2,73 - 0,54 \cdot Elev_{MAD\ MODE} + 2,56 \cdot Elev_{P99} + \varepsilon$, com $R^2 = 0,65$ e $RMSE\% = 18\%$) foi usado para mapear a AGB a partir de dados da ARP coletados na área amostrada (2,1 ha) e em toda a área imageada (10,4 ha) de cerrado *sensu stricto*. O modelo estimou para a área um valor médio de $25 (\pm) 6,4 \text{ Mg ha}^{-1}$ para AGB. Estes valores são consistentes com os obtidos pelos dados campo, provenientes do inventário florestal. Para a área total imageada pela ARP, a AGB total estimada foi de $24,6 \text{ Mg ha}^{-1}$. O modelo mostrou potencial de extrapolação para outras áreas com estrutura semelhante.

Palavras-chave: Savana, biomassa, sensoriamento remoto, monitoramento.

CHAPTER II

MODELING ABOVEGROUND BIOMASS (AGB) USING RGB CAMERA IMAGES ONBOARD REMOTELY PILOTED AIRCRAFT (RPA) IN THE CERRADO *SENSU STRICTO*

Abstract: This study aimed to evaluate the applicability of the use of RGB camera images aboard Remotely Piloted Aircraft (RPA), using the Structure for Motion (SfM) approach, in the construction of a mathematical model that allows estimating the aboveground biomass (AGB) in an area of cerrado *sensu stricto* of the Cerrado biome. It was possible to generate a normalized Canopy Height Model (CHM) by subtracting the Digital Terrain Model (DTM) from the Digital Surface Model (DSM). Height metrics were extracted from the CHM and an ordinary least squares regression model was fitted to estimate AGB using data from 21 field sample plots (20 m x 50 m). The fitted model ($AGB = - 2,73 - 0,54 \cdot Elev_{MAD\ MODE} + 2,56 \cdot Elev_{P99} + \varepsilon$, with $R^2 = 0,65$ and $RMSE\% = 18\%$) was used to map AGB from RPA data collected in the sampled area (2.1 ha) and the entire imaged area (10.4 ha) of cerrado *sensu stricto*. The model estimated for the area a mean value of $25 (\pm) 6.4 \text{ Mg ha}^{-1}$ for AGB. These values are consistent with those obtained by field data from the forest inventory. For the total area imaged by the RPA, the estimated total AGB was 24.6 Mg ha^{-1} . The model showed potential for extrapolation to other areas with similar structure.

Keywords: Savanna, biomass, remote sensing, monitoring.

2.1 Introdução

A constatação da influência humana sobre o sistema climático (aquecimento da atmosfera, oceanos e continentes) já é cientificamente comprovada. Segundo o quinto Relatório de Avaliação do Painel Intergovernamental de Mudanças Climáticas (IPCC), desde 1750, os aumentos observados nas concentrações de gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera foram causados por atividades humanas e cada uma das últimas quatro décadas foi sucessivamente mais quente do que qualquer outra década que a precedeu desde 1850 (SHUKLA et al., 2019).

O Cerrado brasileiro é a maior formação de savana neotropical da América (FURLEY, 1999). Representa pouco mais de 2 milhões de Km² da superfície do país (LAHSEN et al., 2016) e possui uma das maiores diversidades biológicas do planeta, com alto grau de endemismo de plantas e animais (DANTAS et al., 2018). Sua vegetação apresenta fisionomias que englobam formações florestais, savânicas e campestres (RIBEIRO e WALTER, 1998).

Apesar de sua importância, o bioma vem sofrendo com o aumento da exploração de seus recursos naturais (GOEDERT, 1989; MMA, 2011). Cerca de 50% de sua área total já foi convertida em pastagens plantadas, culturas anuais e outros tipos de uso do solo (SANO et al., 2010; BEUCHLE et al., 2015). O Relatório Anual do Desmatamento no Brasil 2020 apontou 432 mil hectares desmatados apenas neste ano (MAPBIOMAS, 2020).

Devido à sua larga extensão e diversidade biológica é imprescindível que se tomem medidas conservacionistas para o bioma, visando manter a qualidade ambiental global (BRASIL, 2011). Acredita-se que o Cerrado desenvolva um papel significativo no balanço global de carbono (POULTER et al., 2014), mesmo que as taxas de armazenamento e fixação de carbono ainda sejam pouco conhecidas para cada tipo de fitofisionomia (PUGH et al., 2019; DUVERT et al., 2020).

Muitas vezes a coleta de dados de campo em ambientes florestais é dificultada em consequência de alguns fatores como tempo e recursos financeiros disponíveis e obstáculos para acessar as áreas. Diante disso, novas tecnologias têm sido utilizadas

com intuito de minimizar esses problemas, gerando as informações necessárias com níveis de precisão aceitáveis (HOUGHTON, 2012; GONZÁLEZ-JARAMILLO; FRIES; BENDIX, 2019).

O sensor ativo LiDAR (Light Detection and Ranging) tem sido usado em larga escala na região amazônica para fins de pesquisa e em projetos de manejo florestal (LOCKS; MATRICARDI, 2017; REX et al., 2018; QU et al., 2018; PAOLUCCI et al., 2019; D'OLIVEIRA et al., 2021). Entretanto, seu uso encontra-se limitado a um alto custo de voo, inviabilizando o mapeamento em pequenas áreas (TAO; LEI; MOONEY, 2011; LIM et al., 2015).

Segundo Tang e Shao (2015), as medições florestais começaram a melhorar com uso do sensoriamento remoto por aeronaves remotamente pilotadas (ARPs). Embora as ARPs não ofereçam cobertura em nível global ou nacional, como os satélites, os benefícios dessas tecnologias incluem baixo custo material e operacional e possibilidade de flexibilizar a resolução espacial e temporal de acordo com os requisitos estabelecidos pelo usuário (MLAMBO et al., 2017). O uso da ARP surge como uma alternativa promissora para estudos em nível de paisagem (< 1000 ha), pois, devido à menor altitude para obtenção dos dados, oferece vantagens em relação ao nível de detalhamento (resolução espacial de 5 a 15 cm) quando comparadas às imagens de satélite (resolução espacial de 2 a 30 metros) (KOH; WICH, 2012; SHIN et al., 2018).

A ARP utiliza uma câmera digital (RGB) como sensor passivo para obter a modelagem tridimensional das árvores, por meio de imagens aéreas ortorretificadas (WATZLAWICK; KIRCHNER; SANQUETTA, 2009). Esta é uma técnica fotogramétrica de processamento de imagens conhecida como estrutura de movimento (SfM) (SNAVELY; SEITZ; SZELISKI, 2008), capaz de gerar nuvens de pontos 3D de alta qualidade, semelhantes às geradas pelo sensor LiDAR (MLAMBO et al., 2017).

A partir do Modelo de Altura do Dossel (CHM) gerado pelo método SfM é possível extrair as métricas de elevação que contêm as estatísticas (valores máximos, mínimos, variância, percentis, desvio padrão entre outros) capazes de descrever o conjunto de dados da ARP. Essas métricas são empregadas como variáveis preditoras na estimativa de parâmetros estruturais da floresta, fornecendo informações representativas

dos atributos florestais incluindo altura, dimensões do dossel, volume e biomassa (GIONGO et al., 2010; WALLACE et al., 2016).

Portanto, devido à sua natureza mais econômica, juntamente com sua facilidade de aplicação, o método SfM se apresenta como uma escolha acessível para medições florestais (FREY et al., 2018). De maneira geral, a integração de dados de sensoriamento remoto com equações alométricas adequadas e conjuntos de dados baseados em campo pode fornecer estimativas precisas de biomassa lenhosa acima do solo (ROITMAN et al., 2018).

Aprimorar as estimativas de biomassa no bioma Cerrado é crucial para quantificar os impactos das mudanças no uso da terra, e para entender e aumentar a conscientização sobre o papel desse importante ecossistema no ciclo global do carbono e, conseqüentemente, nas mudanças climáticas (BATLLE-BAYER; BATJES; BINDRABAN, 2010).

Este estudo se propõe a avaliar a aplicabilidade do uso de imagens de câmera RGB a bordo de Aeronave Remotamente Pilotada (ARP), utilizando a abordagem SfM, na construção de um modelo matemático que permita estimar a biomassa aérea (AGB) em uma área de cerrado *sensu stricto*. Para isso, elaboramos o seguinte ordenamento: (i) seleção das melhores métricas dos dados ARP para construir o modelo de AGB; (ii) estimativa da AGB e do C em nível de parcela; (iii) validação do modelo AGB e (iv) produção de um mapa de AGB para toda a área coberta pelo voo da ARP.

2.2 Material e Métodos

2.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na Reserva Ecológica e Experimental da Universidade de Brasília – Fazenda Água Limpa (FAL), Distrito Federal, Brasil (Figura 1), localizada a uma altitude média de 1.100 m, entre as coordenadas geográficas 15°56' - 15°59' S e 47°53' - 47°59' W. A FAL, que ocupa 4.340 ha, faz parte da Área de Proteção Ambiental Gama e Cabeça de Veado e está inserida na Reserva da Biosfera do Cerrado.

Segundo a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo Aw, com temperaturas médias variando de 12 °C a 28,5 °C (ALVARES et al., 2013). A

precipitação média anual é de 1.600 mm, com uma estação seca bem definida nos meses de julho a setembro. Os solos são do tipo Latossolos, com alto teor de alumínio e baixos teores de cálcio e magnésio (ABDALA et al., 1998).

Grande parte da área total da FAL é coberta por fitofisionomias do Cerrado, sendo 2.340 ha destinados a preservação e 800 ha, a conservação. As fitofisionomias variam desde campo limpo até florestas de galeria, porém, o cerrado *sensu stricto* predomina no local, ocupando cerca de 1.480 ha.

2.2.2 Inventário Florestal

Selecionamos para este estudo uma área de cerrado *sensu stricto* destinada a pesquisas envolvendo experimentação com tratamentos silviculturais. Em 2005 implantamos um experimento buscando simular, monitorar e avaliar diferentes estratégias de exploração da vegetação lenhosa do cerrado *sensu stricto*, na tentativa de subsidiar o manejo sustentável dessa importante fitofisionomia do Cerrado para fins de produção de energia.

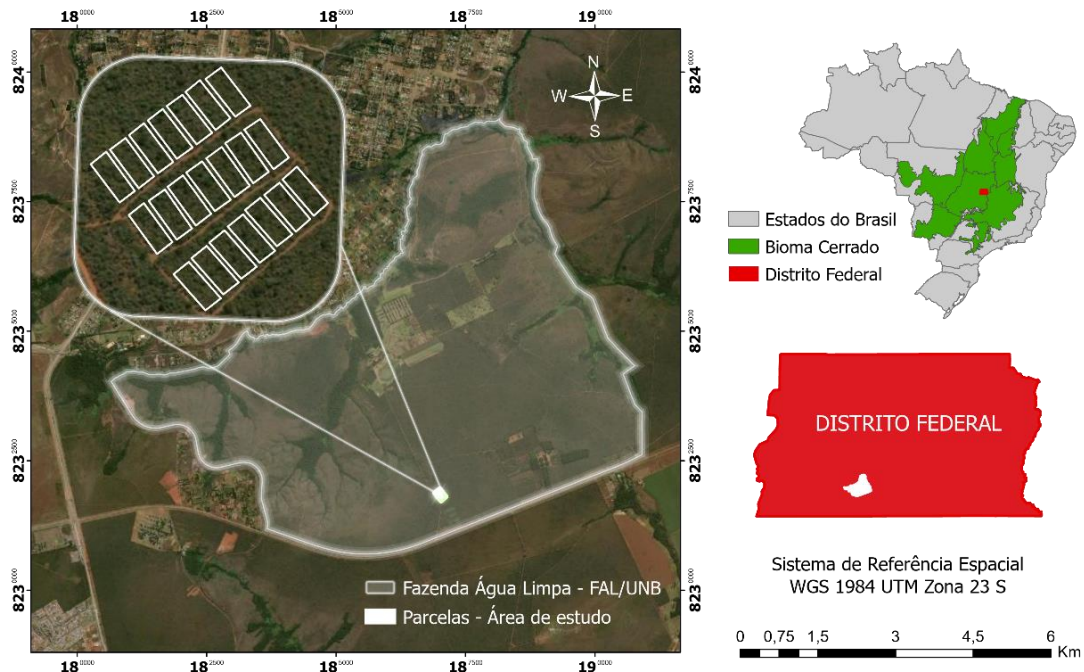


Figura 9. Mapa de localização da área experimental contendo as 21 parcelas de estudo na Fazenda Água Limpa (FAL), Distrito Federal, Brasil. Fonte: A autora (2021).

O experimento consiste em 3 (três) blocos de 0,85 ha (50 m x 170 m) distribuídos sistematicamente na área. A escolha do local de instalação do primeiro bloco se deu de forma aleatória e os demais foram demarcados paralelamente ao primeiro, mantendo uma equidistância mínima de 20 m entre blocos (Figura 9). Em 2005, a florística e estrutura da vegetação dos três blocos eram muito similares devido à proximidade dos blocos. Os valores de densidade, altura total e diâmetro da base medido a 30 cm do nível do solo (Db), de todos os indivíduos lenhosos com Db igual ou superior a 5 cm eram, em média, iguais a, respectivamente, 1.427 ind ha⁻¹, 3 m e 8,2 cm. Na época, a variabilidade registrada para cada uma dessas variáveis foi baixa, menor que 6%. A similaridade florística entre os três blocos era alta (0,9) pelo índice de Sørensen (MARGURRAN, 1988), com média de 49 espécies lenhosas por bloco.

Cada bloco foi dividido em 7 parcelas de 20 m x 50 m (0,1 ha), separadas uma das outras por um aceiro de 5 m x 50 m (250 m²), conforme Figura 9. As parcelas foram instaladas de forma permanente com os vértices demarcados com estacas brancas, de ferro, visando garantir os limites exatos de cada parcela ao longo do tempo. As parcelas foram ainda subdivididas em 10 subparcelas de 10 m x 10 m, cujos vértices também foram demarcados com estacas de ferro.

Ainda em 2005, após a implantação dos blocos e demarcação das parcelas e subparcelas, realizamos o inventário florestal nos três blocos, considerando toda vegetação lenhosa, arbórea e arbustiva, viva e morta em pé, com Db (diâmetro de base medido a 30 cm do nível do solo) igual ou superior a 5 cm. Como a tortuosidade dos fustes é uma característica natural da maioria dos indivíduos lenhosos do cerrado *sensu stricto* (GOMES et al. 2016) o valor de Db foi obtido a partir da média dos diâmetros tomados com suta, em duas direções perpendiculares ao fuste. A altura total (Ht) de cada fuste foi mensurada com régua telescópica de 12 m. Alturas superiores foram estimadas. Indivíduos com mais de um fuste despontando abaixo de 30 cm do solo, com $Db \geq 5$ cm, tiveram cada fuste mensurado separadamente. Todos os fustes foram etiquetados com placa de alumínio contendo um número de identificação. Identificamos botanicamente todos os indivíduos ao nível de família, gênero e espécie e registramos também suas coordenadas X e Y, em metros.

Em 2006 implantamos em cada bloco cinco tratamentos silviculturais simulando diferentes intensidades de exploração da vegetação lenhosa do cerrado *sensu stricto*. Cada tratamento foi implantado em uma parcela permanente de 0,1 ha de cada bloco. Duas parcelas permanentes de cada bloco foram mantidas como controle (testemunha), ou seja, sem qualquer tipo de intervenção. A distribuição dos tratamentos e das testemunhas dentro de cada bloco se deu forma aleatória. Os tratamentos implantados em cada bloco foram: T1 - corte raso dos indivíduos lenhosos com $Db \geq 5$ cm, independente da espécie; T2 - desbaste de 50% da área basal dos indivíduos lenhosos com $Db \geq 5$ cm, independente da espécie; T3 - desbaste de 100% da área basal dos indivíduos lenhosos com $Db \geq 5$ cm, pertencentes a espécies com potencial energético (*Tachigali vulgaris*, *Dalbergia miscolobium* e *Pterodon pubescens*); T4 - desbaste de 50% da área basal dos indivíduos lenhosos com $Db \geq 5$ cm, pertencentes a espécies com potencial energético (*Tachigali vulgaris*, *Dalbergia miscolobium* e *Pterodon pubescens*); T5 - desbaste de 100% da área basal dos indivíduos lenhosos com $Db \geq 5$ cm, pertencentes a *Tachigali vulgaris*; T6 e T7 - Áreas controle ou testemunha, sem qualquer intervenção silvicultural.

No T1, estamos avaliando ao longo do tempo, a resposta da comunidade lenhosa, após o corte raso da vegetação, independente da espécie, que é o tipo de exploração comumente realizado em áreas de cerrado *sensu stricto*. No T2, estamos avaliando o comportamento da comunidade no caso de retirar apenas 50% da área basal, independente da espécie. Quanto a implantação do T3 e do T4, buscamos avaliar a resposta da comunidade quando a exploração inclui apenas indivíduos pertencentes a espécies consideradas potenciais para produção de energia (*Dalbergia miscolobium*, *Pterodon pubescens* e *Tachigalli vulgaris*). O objetivo do T5 é avaliar ao longo do tempo, a resposta da comunidade quando a exploração envolve apenas o desbaste de indivíduos de *Tachigalli vulgaris* (100% da área basal), vulgarmente conhecida por carvoeiro, que é a espécie com maior potencial para produção de energia nessa fisionomia.

Nos anos de 2008, 2012, 2015 e 2021, ou seja, dois, seis, nove e quinze anos após a exploração, realizamos a remedição da vegetação lenhosa em todas as parcelas de cada bloco. As variáveis Db e altura total dos fustes, com $Db \geq 5$ cm, de todos os

indivíduos vivos e mortos em pé, registrados em uma medição anterior, e que permaneceram nas parcelas na medição seguinte foram mensuradas. Registramos também os indivíduos com $Db \geq 5$ cm, que morreram ou que foram recrutados durante cada período monitorado (2006 a 2008, 2008 a 2012, 2012 a 2015 e 2015 a 2021). Os indivíduos recrutados tiveram suas coordenadas X e Y registradas, foram identificados botanicamente, etiquetados com placa de alumínio contendo um número de identificação, e suas variáveis Db e altura total mensuradas.

A partir de 2012, o sistema de classificação botânica foi atualizado para o APG III (Angiosperm Phylogeny Group) (GROUP et al., 2016) e a nomenclatura botânica conferida e atualizada pelo Herbário Virtual Re flora (<http://reflora.jbrj.gov.br>), administrado pelo Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro.

Para efeito deste estudo utilizamos apenas os dados do levantamento realizado em 2021.

2.2.3 Estimativa da biomassa aérea a partir dos dados do Inventário Florestal

A partir dos dados do inventário de 2021, estimamos a biomassa lenhosa seca acima do solo de cada indivíduo lenhoso amostrado nas parcelas de 0,1 ha, utilizando uma equação alométrica ajustada para o cerrado *sensu stricto* local (REZENDE et al., 2006), dada por:

$$AGB = 0,4913 + 0,0291 .Db^2 .H$$
$$(R^2 = 98,28\% \text{ e } RMSE = 25,79\%)$$

em que AGB é a biomassa lenhosa seca acima do solo, por fuste, em Kg; Db é o diâmetro do fuste tomado a 0,30 m do solo (cm); H é a altura total do fuste (m); R^2 é coeficiente de determinação e RSME é o erro quadrático médio relativo.

Na sequência, estimamos a AGB total de cada parcela de 0,1 ha. Para efeito deste estudo, os estoques de AGB estimados a partir dos dados de campo (Db e H) serão nominados de valores de AGB observados.

Com base nos dados obtidos pelo inventário florestal de 2021 também comparamos estatisticamente os estoques de densidade de indivíduos lenhosos e de

AGB observada que foram registrados nas áreas submetidas a cada um dos 7 tratamentos silviculturais, com o objetivo de avaliar se esses estoques eram estatisticamente iguais, cerca de 15 anos após as intervenções por exploração. Portanto, os dados de densidade e AGB foram submetidos a análise de variância considerando um delineamento em blocos casualizados (ZAR, 1984) e um nível de significância de 5%. Os pressupostos de normalidade e homogeneidade de variâncias foram considerados nas análises e as médias dos tratamentos comparadas pelo teste Tukey (ZAR, 1984).

2.2.4 Aeronave Remotamente Pilotada (ARP)

Em outubro de 2020 realizamos o mapeamento fotogramétrico nas parcelas de 0,1 ha de cada bloco experimental, utilizando uma Aeronave Remotamente Pilotada (ARP), classe III, marca DJI, com multirotor Phantom 4 Pro, equipada com um sistema GNSS (GPS e Glonass) de alta sensibilidade, além de acelerômetro, barômetro, bússola, giroscópio e uma câmera RGB modelo FC330 3.6 4000x3000 de 20 megapixel, com lente de 24 mm (equivalente a de 35 mm), acoplada a um gimbal eletrônico de 3 eixos (Figura 10). A autonomia de voo máxima, segundo o fabricante da ARP, é de 30 minutos (DJI PHANTOM 4 Pro/Pro+, 2017).

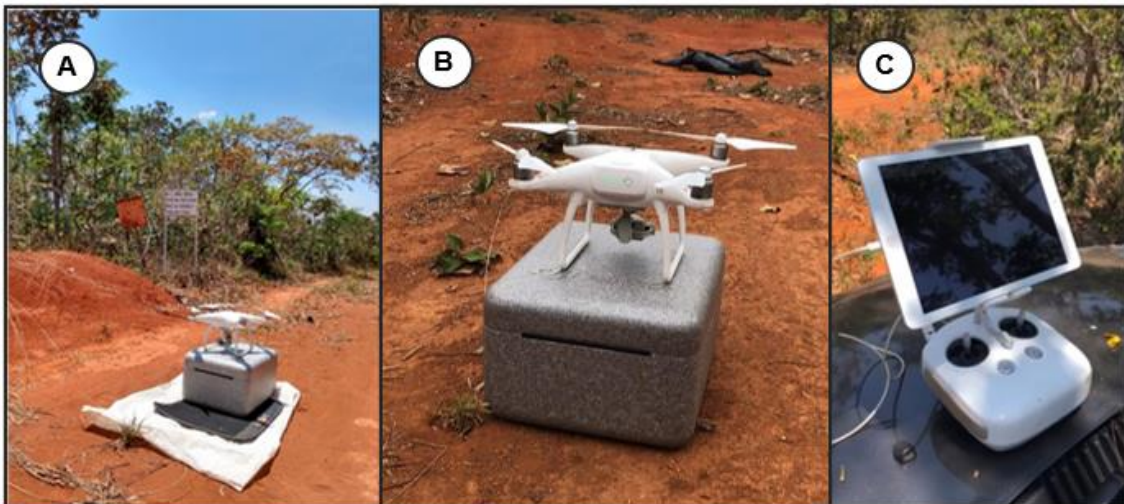


Figura 10. a) Aeronave Remotamente Pilotado (ARP), DJI Phantom 4 Pro posicionada para iniciar o sobrevoo da área b) ARP após o sobrevoo da área e c) Controle Remoto e Apple iPad chip A8 de segunda geração.

O controle remoto DJI Phantom 4 Pro é um dispositivo sem fio que integra o sistema de vídeo downlink de dupla frequência (2,4 e 5,8 GHz), com alcance de 7 Km (FCC), compatível com Android e IOF.

Realizamos o voo nadir (câmera apontada para baixo) de forma autônoma, com velocidade constante de 45 km h⁻¹, sobreposição (overlap) frontal e lateral de 85% entre as faixas e altura de 90 m acima do solo. Nessa altitude, a distância de amostragem do solo (GSD) das imagens foi de 3,9 cm. O voo teve duração de 12 minutos e cobriu uma área de 10,4 ha.

Para garantir a acurácia e precisão do processo, georreferenciamos os vértices de cada parcela em campo e pontos específicos nas estradas que contornam os blocos com o receptor GNSS (Global Navigation Satellite Systems), modelo Zênite II de dupla frequência (L1 e L2), com tempo de coleta entre 10 e 15 minutos (Figura 11), totalizando 86 DGPS (Differential Global Positioning System). Além disso, implantamos cinco pontos de controle (GCP's) bem distribuídos na área. O padrão de distribuição dos cinco GCP's buscou melhor contribuir com o georreferenciamento (Figura 12).



Figura 11. a) Ponto de controle (GCP) no vértice da parcela permanente, confeccionado com cartolina e folha branca. O branco visa garantir uma boa refletância para a identificação na imagem capturada pelo DJI PHANTOM4 Pro; b) DGPS geodésico coletando coordenadas X, Y e altitude Z dos vértices das parcelas permanentes; c) Visualização do alvo no ortomosaico.

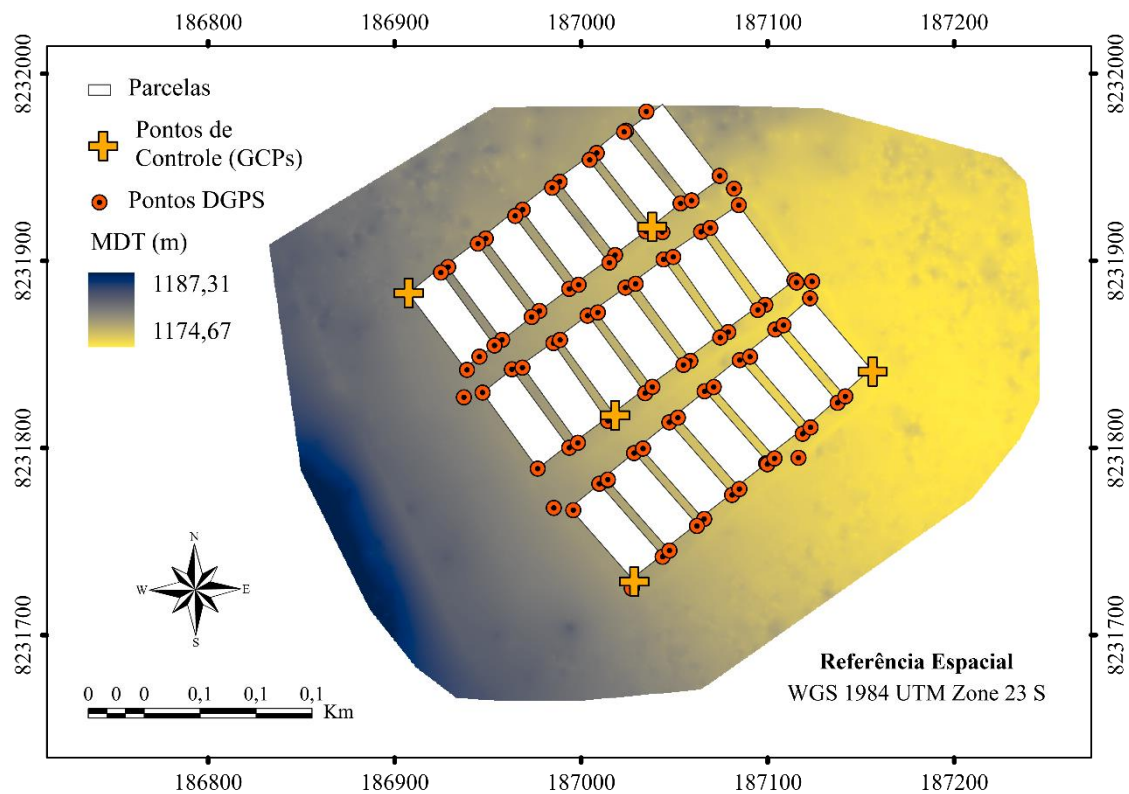


Figura 12. Localização dos cinco pontos de controle (GCPs) e os 86 pontos DGPS que foram coletados nos vértices das parcelas em campo e em pontos específicos das estradas.

Após o sobrevoo, processamos as imagens aéreas 2D, sobrepostas e deslocadas, usando o software Pix4D Mapper. Em seguida, aplicamos a técnica de estrutura de movimento (Structure from Motion - SfM) no conjunto de 158 imagens 2D produzidas, visando gerar as nuvens de pontos 3D dos seguintes produtos: (i) mosaico de ortofotografia; (ii) modelo digital de superfície (MDS); e (iii) modelo digital de terreno (MDT).

Utilizamos o algoritmo de transformação de características invariantes de escala SIFT (Scale-Invariant Feature Transform), cuja correspondência necessita de pontos-chave e requer texturas visualmente diferenciadas nas imagens (LOWE, 2004). O SIFT permite que posição, orientação e geometria da imagem sejam reconstruídas simultaneamente a partir da identificação automática de características correspondentes nas várias imagens, mesmo havendo grandes variações de escala (NYIMBILI et al., 2016).

Para a construção do MDT, seguimos o procedimento empregado por Mlambo et al. (2017) e Wallace et al. (2016), que não necessita de fontes externas de dados de elevação para modelagem, como por exemplo, dados LiDAR (D'OLIVEIRA et al., 2021), já que as áreas de cerrado *sensu stricto* possuem cobertura de copa inferior a 50%.

Portanto, baseamos a utilização direta do MDT nas seguintes características da área de estudo: 1) Tamanho relativamente pequeno da área; 2) Terreno plano e com solo exposto em vários pontos (com estradas contornando os blocos experimentais) e 3) Vegetação pouco densa e esparsa. Para validar o MDT produzido por fotogrametria, comparamos a elevação dos pontos coletados pelo DGPS com as do MDT produzido através da aplicação da correlação de Pearson.

Em seguida usamos o pacote FUSION LiDAR (USDA Forest Service) para processar os dados provenientes da ARP (MCGAUGHEY, 2009). Recortamos a nuvem de pontos 3D para as áreas referentes às parcelas (*Polyclipdata*). Para isso foram produzidos polígonos no ArcGIS PRO a partir das coordenadas dos vértices de cada parcela georreferenciada em campo. A seguir, realizamos a normalização da nuvem de pontos (*Subtractground*), para obter a altura dos alvos (eixo z) desconsiderando a elevação.

A partir dos arquivos MDT e MDS, produzidos na resolução espacial 1 x 1 m, geramos o modelo de altura do dossel ($CHM = MDS - MDT$). A Tabela 11 mostra as métricas extraídas da nuvem de pontos produzida (*Cloudmetrics*).

Com base no exposto, a Figura 13 apresenta uma visão geral do fluxo metodológico do levantamento de dados.

Tabela 11. Métricas de altura extraídas da nuvem de pontos normalizada geradas para cada parcela amostrada em campo.

Métrica	Descrição (Código)
1	Máxima (Elev.maximum)
2	Média (Elev.mean)
3	Moda (Elev.mode)
4	Moda dos desvios absolutos gerais (Elev.MAD.mode)
5	Desvio padrão (Elev.stddev)
6	Variância (Elev.variance)
7	Coefficiente de variação (Elev.CV)
8	Distância interquartil (Elev.IQ)
9	Assimetria/obliquidade (Elev.skewness)
10	Elev L1, L2, L3 e L4
11	Curtose (Elev.Kurtosis)
12	Elevação média quadrática (Elev.SQRT.mean.SQ)
13	Elevação média cúbica (Elev.CURT.mean.CUBE)
14	Canopy Relief Ratio (canopy.relief.ratio)
15	Percentis 5°, 10°, 20°, 25°, 30°, 40°, 50°, 60°, 70°, 75°, 80°, 90°, 95°, 99° (Elev.Px)

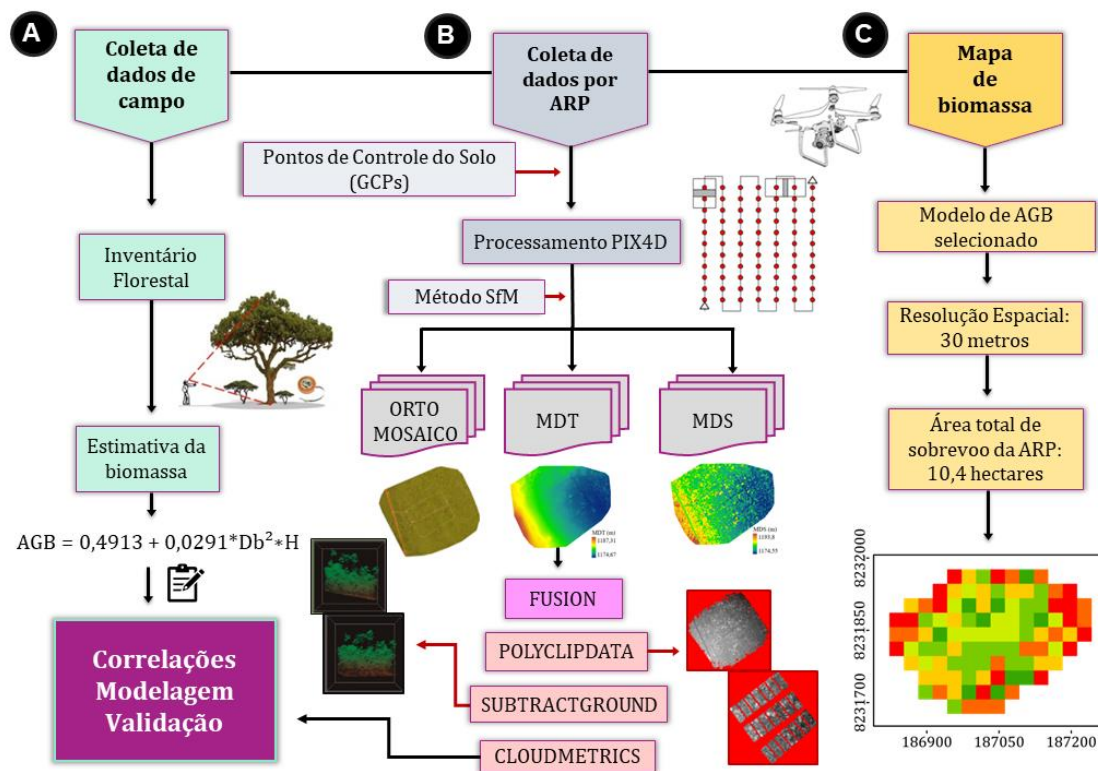


Figura 13. Fluxograma para a coleta e processamento de dados RGB provenientes da ARP. a) Coleta de dados de campo (esquerda); b) Coleta de dados por ARP (centro) e c) Mapa de AGB gerado a partir da equação selecionada (direita).

2.2.5 Estimativa de biomassa aérea utilizando dados obtidos pela ARP

Para a modelagem da AGB (variável resposta) em função das métricas de altura extraídas da nuvem de pontos normalizada (variáveis preditoras), consideramos os estoques de AGB obtidos para cada uma das 21 parcelas permanentes amostradas em campo, bem como os respectivos valores de suas métricas. Contudo, para obter um modelo mais preciso, incluímos ao banco de dados das 21 parcelas, um conjunto de 18 parcelas de 0,1 ha de cerrado *sensu stricto*, implantado a 2,5 km de distância da área experimental, com condições abióticas iguais e vegetação lenhosa similar estruturalmente e floristicamente. Os mesmos procedimentos adotados para obter os estoques de AGB e as métricas de altura para o conjunto das 21 parcelas amostrais foi utilizado para as novas 18 parcelas.

Antes da realização da modelagem, todos os dados das 39 parcelas foram

submetidos ao teste de normalidade de Shapiro-Wilk (SHAPIRO; WILK, 1965). Na sequência calculamos a correlação de Pearson entre todas as variáveis envolvidas na modelagem, visando avaliar a existência de multicolinearidade entre as variáveis preditoras e de alta correlação entre as variáveis preditoras e a variável resposta. Métricas (variáveis preditoras) multicolineares, com correlação (r) significativa (p -valor $< 0,05$) e superior a 0,7 foram excluídas da modelagem. Por outro lado, métricas cuja correlação com a variável resposta (AGB observada) foi significativa (p -valor $< 0,05$) e superior a 0,7 foram selecionadas. A análise dos dados foi realizada pelo software R (R CORE TEAM, 2015).

Outro critério utilizado na seleção das variáveis preditoras foi o fator de inflação da variância (VIF), que é uma segunda apuração da presença de multicolinearidade entre as variáveis preditoras. Quanto maior o VIF, mais severa é a multicolinearidade (NETER et al., 1996). Portanto, variáveis preditoras com VIF superior a 5 também foram excluídas da modelagem. O valor de VIF é dado por:

$$VIF_j = \frac{1}{(1-R_j^2)} \quad j = 1, 2, 3, \dots, p$$

em que R_j^2 é o coeficiente de correlação múltipla, resultante da regressão de X_j nas outras $p-1$ variáveis preditoras e p é o número de variáveis preditoras.

Definidas as variáveis preditoras, utilizamos o procedimento "Stepwise" de seleção de variáveis significativas (DRAPER; SMITH, 1998) para obter o modelo linear AGB, que pode ser expresso por:

$$Y = \beta_0 + \beta_1 \cdot X_1 + \beta_2 \cdot X_2 + \dots + \beta_i \cdot X_i + \varepsilon$$

em que Y é o valor da variável resposta (AGB); $\beta_0, \beta_1, \beta_2, \dots, \beta_i$ são parâmetros do modelo, sendo β_0 a constante (intercepto) e $\beta_1, \beta_2, \dots, \beta_i$, os coeficientes angulares; X_1, X_2, \dots, X_i são as métricas de altura obtidas com a ARP e ε = erro associado ao modelo.

Para avaliar a precisão do modelo de AGB ajustado consideramos as seguintes estatísticas de precisão: coeficiente de determinação ajustado (R^2_{aj}), erro quadrático médio absoluto (RMSE); erro quadrático médio relativo (RMSE%) e distribuição gráfica dos resíduos (DRAPER; SMITH, 1998). Além disso, utilizamos também o Critério de Informação de Akaike (AIC), que é uma medida de qualidade de ajuste que visa aperfeiçoar a seleção de modelos de regressão (AKAIKE, 1973) e é dado por:

$$AIC = - 2 \log (\hat{\theta}) + 2 (k)$$

em que $\hat{\theta}$ é o valor máximo da função de verossimilhança e k é o número de parâmetros a serem estimados no modelo.

Quanto menor o valor de AIC melhor a avaliação recebida pelo modelo (AKAIKE, 1973). Desse modo, a entrada de uma variável no modelo ocorre se o valor de AIC relacionado a essa variável for menor que o valor das demais variáveis. O valor de AIC do modelo geral deve diminuir com a entrada de mais variáveis.

Todas as análises de ajuste do modelo de AGB pelo procedimento "Stepwise" foram feitas a partir da função *lm* (de linear model) dos pacotes básicos de análise estatística do software R (R CORE TEAM, 2015).

Para validar o modelo ajustado de AGB utilizamos o método da validação cruzada leave-one-out (LOOCV), empregando as funções "trainControl" e "train" do pacote caret, disponíveis no software R (KUHNS, 2008). A validação cruzada LOOCV permite avaliar a capacidade de generalização de um modelo de regressão quando não se tem dados suficientes que possam ser utilizados na aplicação de testes estatísticos para a validação do modelo (PEDUZZI et al., 2012). Esse método de validação consiste em realizar várias interações e a cada interação criar um modelo com n-1 dados, considerando n o número total de dados, que no presente estudo é 39. Cada modelo ajustado com n-1 dados é validado com o dado não incluído no ajuste. Portanto, realizamos 39 interações e para cada interação calculamos as métricas RMSE (raiz do erro quadrático médio absoluto) e R^2 (coeficiente de determinação). O resultado da validação foi obtido a partir das médias dos 39 valores de cada métrica de precisão avaliada.

Uma vez validado o modelo ajustado, comparamos estatisticamente os valores de AGB estimados das parcelas submetidas aos 7 tratamentos silviculturais, com os valores de AGB, considerando um delineamento em blocos casualizados (ZAR, 1984), ao nível de 5% de significância. Os pressupostos de normalidade e homogeneidade de variâncias foram considerados na análise e as médias dos tratamentos comparadas pelo teste Tukey (ZAR, 1984).

2.2.6 Espacialização da biomassa aérea

Com base na nuvem de pontos com resolução de 30 m x 30 m, criamos camadas raster para as métricas de altura que foram selecionadas como variáveis preditoras no modelo de AGB ajustado. Em seguida, aplicamos o modelo de AGB validado em toda a área de 10,4 ha de cerrado *sensu stricto*, conforme metodologia detalhada por d'Oliveira; Figueiredo; Papa (2014).

2.3 Resultados

2.3.1 Modelo Digital de Terreno

Ao avaliar o resultado da análise de correlação entre os valores de elevação contidos no MDT, produzidos pelo software Pix4D por meio da técnica SfM, e os valores reais de elevação obtidos em campo, com DGPS, nos vértices das parcelas e em locais estratégicos das estradas que circundam os blocos experimentais (excluindo os GCP's), verificamos que a correlação de Pearson foi significativa (p -valor $< 0,05$) e forte ($r = 0,95$), para $n = 39$ dados de elevação. Por meio da regressão linear simples identificamos que existe relação de causa e efeito entre a elevação obtida pelo MDT e a elevação real, obtida em campo, considerando que cerca de 90% (coeficiente de determinação) da variabilidade da elevação obtida pelo MDT é explicada pela elevação obtida com DGPS ou vice-versa (Figura 14). O erro padrão da média indicou que os valores observados de elevação variam em, aproximadamente, 0,2 metros para mais ou para menos, em torno da linha média estimada.

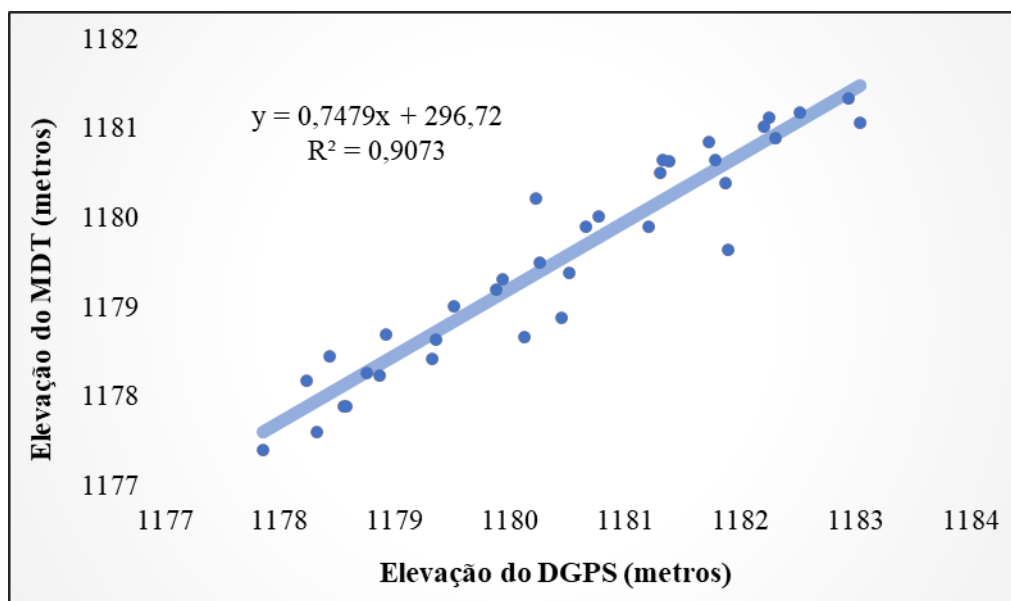


Figura 14. Gráfico de correlação dos valores de elevação do MDT produzido pelo Pix4D, através do método SfM, com os valores de elevação obtidos diretamente pelo DGPS em campo.

2.3.2 Seleção das métricas de altura geradas a partir da ARP para o ajuste do modelo de AGB

Do conjunto de métricas de altura que foram avaliadas, excluímos todas aquelas consideradas multicolineares, isto é, com correlação (r) significativa (p -valor $< 0,05$) e superior a 0,7, bem como aquelas com VIF superior a 5. As 14 métricas restantes foram correlacionadas com a AGB (Figura 15), sendo constatada a existência de alta correlação de Pearson ($r > 0,7$) entre AGB e métricas de altura geradas a partir da ARP.

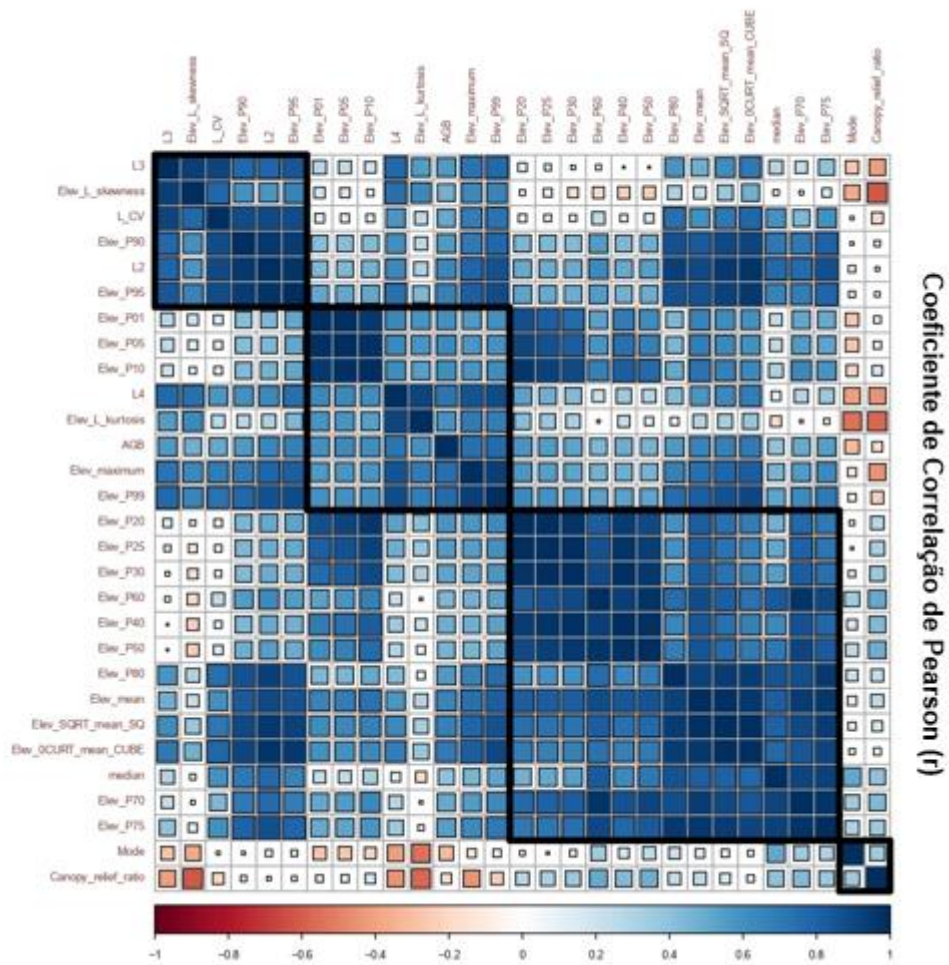


Figura 15. Representação gráfica da correlação de Pearson entre as métricas de altura geradas pela ARP e a AGB. A cor azul representa correlações positivas e vermelha negativas. A intensidade da cor indica a força da correlação, quanto mais intensa a cor do quadrado maior é a correlação.

2.3.3 Ajuste do modelo de biomassa aérea em função de métricas de altura

Os valores observados de AGB das 39 parcelas amostradas apresentaram distribuição normal pelo teste de Shapiro-Wilk ($W = 0,9$ e $p\text{-valor} = 0,1$).

O procedimento Stepwise apontou a combinação de métricas de altura com menor valor de AIC, e foi removendo do modelo completo, passo a passo, as métricas de altura (variáveis predictoras) não significativas ($p\text{-valor} > 0,05$), até obter o melhor ajuste para estimar a AGB em função de métricas de altura geradas pela ARP. Portanto,

o melhor ajuste foi obtido em função das métricas *Elev.MAD.mode* e *Elev.P99*, consideradas as mais significativas e melhores preditoras entre as métricas de altura avaliadas. O modelo ajustado é dado por:

$$\widehat{AGB} = -2,73 - 0,54 \cdot Elev_{MAD\ MODE} + 2,56 \cdot Elev_{P99}$$

($R^2_{aj} = 0,66$; RMSE = 0,4122 Mg 0,1 ha⁻¹; RMSE = 18,73%; AIC = 45,35)

em que \widehat{AGB} é a biomassa aérea seca por parcela (Mg 0,1 ha⁻¹); *Elev_{MAD MODE}* é a métrica da moda dos desvios gerais absolutos de elevação e *Elev_{P99}* é a métrica de elevação no percentil 99.

As estatísticas de precisão do modelo ajustado são consideradas satisfatórias para as condições analisadas, considerando que procedimentos de sensoriamento remoto por aeronaves remotamente pilotadas também incluem graus variáveis de imprecisão que podem estar relacionados a fatores como o sensor utilizado, a iluminação do meio e a interpretação da imagem.

A distribuição gráfica dos resíduos (Figura 16) e o valor de RMSE permitem avaliar a magnitude dos erros resultantes do modelo ajustado. O erro gerado pela equação ajustada é de aproximadamente 0,41 Mg ha⁻¹ ou 18,73% e, de acordo com a Figura 16a, os resíduos se distribuem de forma aproximadamente homogênea. A Figura 16b mostra que o modelo ajustado explica 66% da variação total dos dados, ao nível de 1% de significância, demonstrando, portanto, um bom grau de precisão da variável AGB em função das métricas *Elev.MAD.mode* e *Elev.P99*. A distribuição dos valores de AGB observados em relação aos valores estimados (Fig. 16b), assim como a distribuição de frequência dos valores residuais por classe de resíduo (Fig. 16c), mostram que a maior frequência desses valores ocorre próximo a zero.

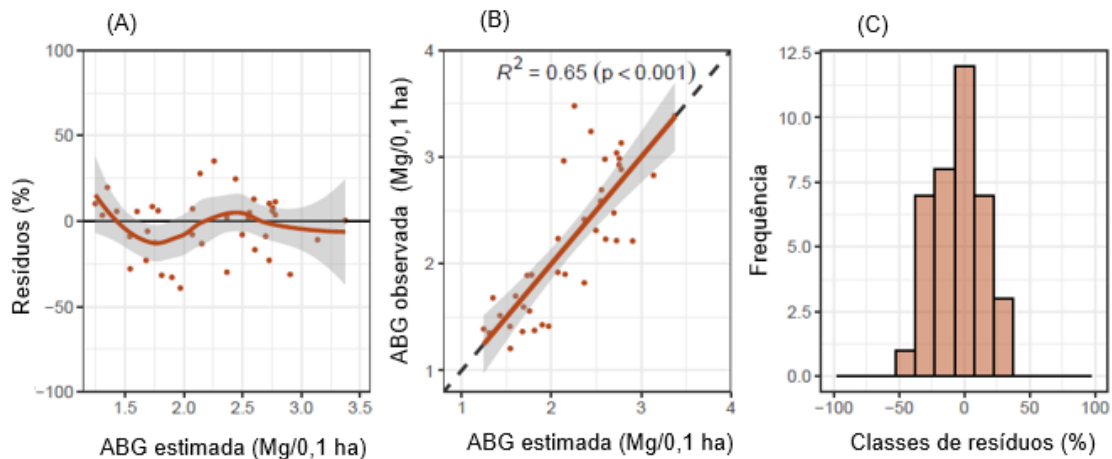


Figura 16. a) Resíduos ($\text{Mg } 0,1 \text{ ha}^{-1}$) em função da AGB estimada a partir de métricas da ARP ($\text{Mg } 0,1 \text{ ha}^{-1}$); b) AGB observada ($\text{Mg } 0,1 \text{ ha}^{-1}$) por AGB estimada a partir de métricas da ARP ($\text{Mg } 0,1 \text{ ha}^{-1}$); e c) Distribuição de frequência dos resíduos por classe de resíduo.

2.3.4 Validação do modelo de AGB ajustado a partir dos dados da ARP

Com base nos resultados da validação, verificamos que o erro de predição na estimativa da AGB obtido pelo método da validação cruzada LOOCV foi igual $4,198 \text{ Mg ha}^{-1}$, que corresponde a um erro médio relativo de 19,07%. Este erro é considerado bastante satisfatório já que o modelo ajustado é proveniente de um método indireto de obtenção de dados de AGB. Além disso, devemos considerar o tipo de vegetação analisado, que no caso é um cerrado sensu stricto, com distribuição espacial de indivíduos bastante heterogênea. A validação obteve um valor R^2 igual a 0,61, que é similar ao obtido pelo ajuste do modelo ($R^2 = 0,66$).

2.3.5 Estimativa dos estoques de biomassa aérea para a área experimental

Em média, registramos na área amostral $2.205,50 \text{ ind ha}^{-1}$ em 2021. A maior densidade ($2.383,33 \text{ ind ha}^{-1}$) foi observada nas parcelas submetidas ao tratamento 3 (desbaste de 100% da área basal dos indivíduos lenhosos com $\text{Db} \geq 5 \text{ cm}$, pertencentes a espécies com potencial energético: *Tachigali vulgaris*, *Dalbergia miscolobium* e

Pterodon pubescens) e a menor (2.060 ind ha⁻¹) nas parcelas submetidas ao tratamento 1 (corte raso dos indivíduos lenhosos com Db ≥ 5 cm, independente da espécie). Por outro lado, ao submeter os dados a análise de variância, considerando um delineamento em blocos casualizados, não detectamos qualquer diferença significativa entre as densidades de indivíduos registradas nos sete tratamentos analisados (p > 0,05), indicando que o período de 15 anos foi suficiente para a vegetação do cerrado *sensu stricto* nas áreas desbastadas recuperar a densidade de indivíduos registrada antes do corte.

Verificamos que os tratamentos 2 (desbaste de 50% da área basal dos indivíduos lenhosos com Db ≥ 5 cm, independente da espécie), 3 (desbaste de 100% da área basal dos indivíduos lenhosos com Db ≥ 5 cm, pertencentes a espécies com potencial energético: *Dalbergia miscolobium*, *Pterodon pubescens* e *Tachigali vulgaris*) e 4 (desbaste de 50% da área basal dos indivíduos lenhosos com Db ≥ 5 cm, pertencentes a espécies com potencial energético: *Dalbergia miscolobium*, *Pterodon pubescens* e *Tachigali vulgaris*) ultrapassaram a densidade média registrada em 2021 nas áreas testemunhas, T6 e T7 (2.141,67 ind ha⁻¹), com valores iguais a, respectivamente, 2.316,67 ind ha⁻¹, 2.383,33 ind ha⁻¹ e 2.266,67 ind ha⁻¹.

Os valores de AGB observados e estimados para as áreas submetidas aos 7 tratamentos silviculturais apresentaram comportamento semelhante ao da densidade de indivíduos, com valores médios estatisticamente iguais, 15 anos após as diferentes intensidades de desbaste aplicadas nas áreas (p > 0,05). Entretanto, é importante destacar que alguns tratamentos que envolveram o desbaste da vegetação lenhosa apresentaram estoques de AGB superiores aos das áreas testemunhas (T6 e T7), cujas médias foram de 26,65 Mg ha⁻¹ para a biomassa observada e 26,28 Mg ha⁻¹ para a biomassa estimada a partir dos dados da ARP. É o caso dos tratamentos 3 (desbaste de 100% da área basal dos indivíduos lenhosos com Db ≥ 5 cm, pertencentes as espécies com potencial energético: *Dalbergia miscolobium*, *Pterodon pubescens* e *Tachigali vulgaris*) e 5 (desbaste de 100% da área basal dos indivíduos lenhosos com Db ≥ 5 cm, pertencentes a *Tachigali vulgaris*). Para a AGB observada, obtida a partir do modelo alométrico, os estoques foram iguais a, respectivamente, 29,53 Mg ha⁻¹ e 29,80 Mg ha⁻¹, e para a AGB estimada a partir de dados da ARP, os estoques foram iguais a,

respectivamente, 31,07 Mg ha⁻¹ e 27,15 Mg ha⁻¹.

Ao comparar os estoques de AGB observados e estimados para os 7 tratamentos, utilizando a análise de variância, também constatamos que esses estoques são estatisticamente iguais, ou seja, os estoques médios de AGB, observados e estimados, nas áreas de cerrado *sensu stricto* submetidas aos 7 tratamentos silviculturais são estatisticamente iguais ($p > 0,05$).

2.3.6 Mapa da biomassa aérea estimada a partir dos dados da Aeronave Remotamente Pilotada

O mapa de biomassa com estimativas de AGB foi produzido para toda a área de sobrevoo da ARP (10,4 ha), considerando uma resolução de 30 m x 30 m (Figura 18). Estimamos para a área total 255,8 (\pm) 2,7 Mg de AGB ou 24,6 Mg ha⁻¹. Os valores de AGB por subunidade de 30 m x 30 m variaram de 10,5 a 24,7 Mg.

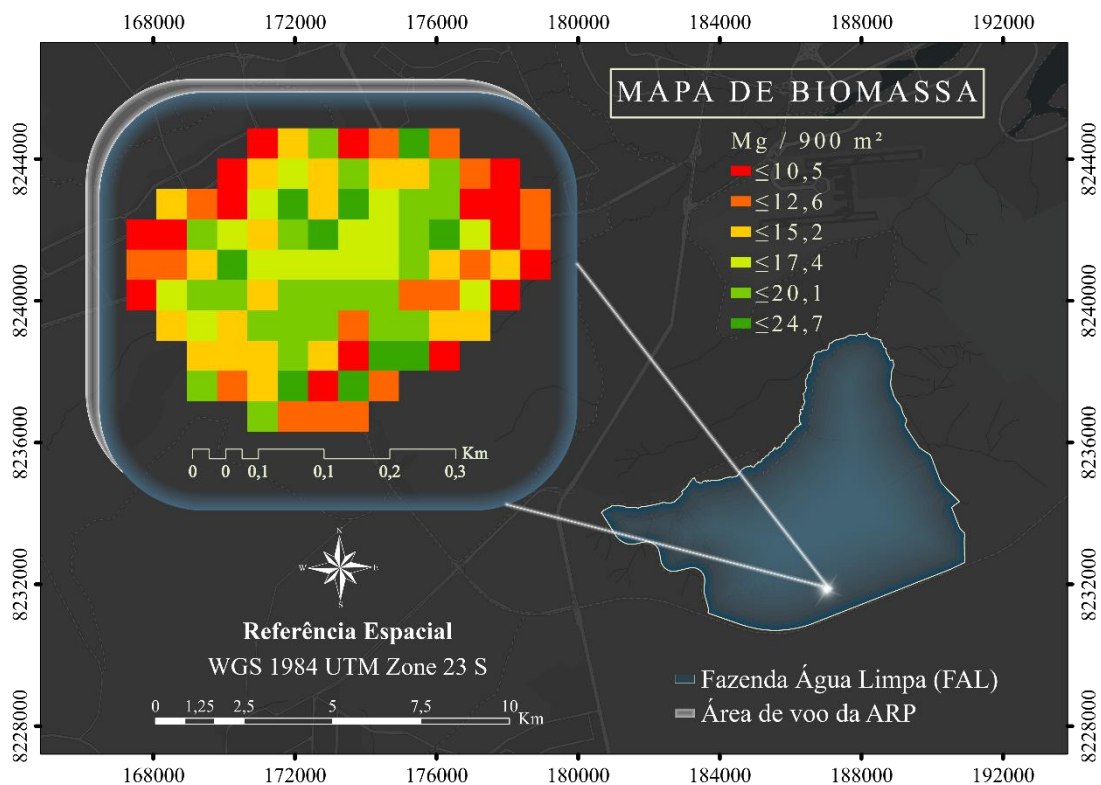


Figura 17. Mapa de distribuição da biomassa aérea estimada (raster) para a área de voo da ARP (10,4 ha), com resolução espacial de 30 m, gerado a partir da equação de AGB ajustada com métricas da ARP.

2.4 Discussão

2.4.1 Método SfM na construção do Modelo Digital de Terreno

O método de estrutura de movimento (SfM) é uma das novas abordagens para analisar estruturas e estimar parâmetros florestais a partir de imagens aéreas obtidas por câmera RGB a bordo da ARP. O sucesso dessas análises está condicionado à capacidade do sensor utilizado em capturar dados do solo, ou seja, a exatidão e precisão das estimativas finais de AGB são dependentes da qualidade do MDT (KACHAMBA et al., 2016).

Embora apresente limitações quando aplicado a florestas de copas fechadas, pela dificuldade do sensor em penetrar o dossel, pode ser considerado uma tecnologia autônoma de sensoriamento remoto capaz de capturar informações estruturais de florestas desde que sejam relativamente esparsas, como é o caso do cerrado *sensu*

stricto.

Considerando que mais da metade das áreas arborizadas do mundo têm menos de 50% de cobertura de dossel (HANSEN et al., 2013), incluindo as savanas, o SfM apresenta um grande potencial de uso (DANDOIS; ELLIS, 2010; MLAMBO et al., 2017).

Se as imagens capturadas contiverem a exata posição geográfica e orientação do sensor espectral, o processamento SfM fornece alta fidelidade geométrica (AASEN et al., 2018). Por ser uma área pequena (10,4 ha) os 5 GCP's coletados foram suficientes.

A sobreposição (overlap) das imagens e a distância de amostragem do solo (GSD) afetam a qualidade da reconstrução da imagem 2D em 3D (FREY et al., 2018), portanto, para obter melhores resultados na reconstrução, é recomendável que a sobreposição de imagens e a resolução espacial sejam altas (Pix4D Mapper 3.3 USER MANUAL, 2017). Outros estudos utilizaram overlap frontal e lateral entre 60 e 85% em área de savana brasileira (Cerrado) e garantiram uma correspondência de pontos suficiente no pós-processamento (BATISTOTI et al., 2019; KOLARIK et al., 2020).

Visando obter melhores estimativas de biomassa, Mlambo et al. (2017) compararam o método de varredura a laser (LiDAR) com o método de estrutura de movimento (SfM) para obter informações estruturais tridimensionais de um pequeno lote de floresta (2,3 ha) com estrutura de dossel esparsa, no Reino Unido. Por fim, os autores consideraram o SfM como uma alternativa adequada e de baixo custo para levantamentos florestais em áreas de dossel aberto em países em desenvolvimento.

2.4.2 Métricas da Aeronave Remotamente Pilotada

Identificamos as melhores métricas derivadas da ARP para produzir um modelo que permite estimar com precisão a distribuição da AGB em área de cerrado *sensu stricto* e produzir mapas de AGB para a área total imageada.

Um estudo realizado em área de Cerrado, utilizando dados LiDAR, selecionou as métricas H98TH e COV, que representam a altura e cobertura do dossel para compor

o modelo (COSTA et al., 2021), enquanto outro estudo realizado em área de savana na Austrália selecionou a média quadrática da altura do dossel (QMCH) como variável mais explicativa (GOLDBERGS et al., 2018).

Nossa abordagem de estimativa de AGB selecionou as métricas *Elev.MAD.mode* e *Elev.P99* como sendo as mais explicativas, o que é consistente com outros estudos que visavam estimar volume e biomassa seca acima do solo (HERNÁNDEZ-STEFANONI et al., 2014; HIRIGOYEN et al., 2020).

2.4.3 Modelagem e estimativa da biomassa seca com dados da Aeronave Remotamente Pilotada

Considerado a segunda maior fonte de emissões de carbono no Brasil, o Cerrado contribui com cerca de 16,8% das emissões (METZGER et al., 2019). Assim, estudos que quantificam a biomassa de forma precisa são fundamentais para avaliar a capacidade das florestas em armazenar e emitir carbono para a atmosfera (ROQUETTE, 2018). Modelos adequados de gestão, conservação e restauração de carbono da vegetação dependerão da confiabilidade dessas informações (BISPO et al., 2020).

Estudos realizados em área de cerrado *sensu stricto* na Fazenda Água Limpa – FAL, quantificaram a AGB utilizando medidas diretas (corte e pesagem). Vale; Fiedler; Silva (2005) registraram uma produção média de 12,4 Mg ha⁻¹ para AGB e Rezende et al. (2006) registraram 9,9 ± 1,1 Mg ha⁻¹ para AGB e 4,9 ± 0,5 Mg ha⁻¹ para EC. Os valores de AGB verificados no presente estudo ultrapassaram cerca de 50% do valor encontrado por Vale; Fiedler; Silva (2005), e quase 60% do valor encontrado por Rezende et al. (2006).

Acentuamos que as variações desiguais observadas na quantificação dos estoques de biomassa do presente estudo em relação aos anteriormente mencionados, estão possivelmente relacionadas ao crescimento da comunidade lenhosa ao longo do tempo, a grande diversidade de espécies, a alta variabilidade de forma de fuste e copa das árvores, ao estado de conservação da área, a proteção da área contra os incêndios florestais e as variações do clima.

Visando otimizar o tempo e o custo gastos em estimativas obtidas por métodos diretos, modelos estatísticos que integram medições de sensoriamento remoto e parcelas de campo têm sido aplicados com sucesso tanto na Amazônia (ESPINDOLA et al., 2012; CHEN et al., 2015; D'OLIVEIRA et al., 2021), quanto no Cerrado (BISPO et al., 2020; COSTA et al., 2021; RIBEIRO et al., 2011).

Utilizando apenas dados LiDAR para mapear a biomassa total de uma área que abrange as três fitofisionomias do Cerrado (floresta, savana e campo), nos estados do Goiás e Minas Gerais, Costa et al. (2021) ajustaram um modelo geral com R^2 aj. de 0,8 e um RMSE% de 33,4%. Os autores avaliaram o erro da estimativa para cada formação separadamente, e encontraram um RMSE% de 43,96% para área de savana. O modelo desenvolvido nesse estudo apresentou maior precisão (RMSE% = 18%), talvez devido ao tamanho da área, com pequena variação de estrutura. Quanto à estimativa média de biomassa, Costa et al. (2021) encontraram 41 Mg ha⁻¹ para AGB, superando em cerca de 40% a estimativa encontrada neste estudo (25 Mg ha⁻¹), o que pode ser explicado pelo fato de Costa et al. (2021) ter incluído a vegetação não lenhosa na estimativa.

Outros autores produziram modelos mais precisos e confiáveis quando combinaram dados LiDAR e fotogrametria RGB em florestas naturais (OTERO et al., 2018; MCCLELLAND; VAN AARDT; HALE, 2019; D'OLIVEIRA et al., 2021). Ao combinar o uso de parcelas de campo, dados LiDAR e imagens de satélite (Landsat8 e ALOS-2/Palsar-2), Bispo et al. (2020) encontraram R^2 aj = 0,9 e RMSE% = 13% indicando forte relação entre os dados de campo e as variáveis de sensoriamento remoto. Posteriormente, Bispo et al. (2020) produziram um mapa de biomassa de alta resolução (30 m) para prever a biomassa total presente em uma região da bacia hidrográfica do Rio Vermelho – GO (área coberta pelo voo do LiDAR: 1.082.460 ha) e encontraram uma média de 18,66 Mg ha⁻¹, variando de 0 a 90 Mg ha⁻¹ por pixel. Esses resultados não são comparáveis aos encontrados para o mapa de AGB do presente estudo devido aos diferentes sensores utilizados (LiDAR x ARP) e aos discrepantes tamanhos das áreas (1.082.460 ha x 10,4 ha).

A utilização da tecnologia LiDAR é limitada, devido aos altos custos de aquisição de dados. Por outro lado, com custos relativamente baixos, as aeronaves remotamente pilotadas (ARPs) têm sido cada vez mais utilizadas em florestas de

pequeno porte e com cobertura de copa inferior a 50% (KACHAMBA et al., 2016; TANG; SHAO, 2015). Para o Cerrado, encontramos estudos utilizando imagens RGB a bordo de ARP para detectar plantas invasoras (NASCENTE et al., 2022), ou utilizando índices de vegetação para monitoramento (GONZÁLEZ-JARAMILLO; FRIES; BENDIX, 2019), ou para estimar o material combustível do bioma (SOUZA et al., 2018).

2.5 Conclusões

Nosso estudo demonstrou que a técnica SfM com dados da ARP para geração de nuvens de pontos de alta densidade apresenta alto potencial para monitorar biomassa aérea em áreas de cerrado *sensu stricto*. Pesquisas voltadas à produção de mapas de biomassa de alta resolução também serão úteis para quantificar as emissões de carbono e permitir avaliar os níveis de degradação do Cerrado em escalas locais e regionais.

REFERÊNCIAS

- AASEN, H.; HONKAVAARA, E.; LUCIEER, A.; ZARCO-TEJADA, P. J. Quantitative remote sensing at ultra-high resolution with UAV spectroscopy: a review of sensor technology, measurement procedures, and data correction workflows. **Remote Sensing**, v. 10, n. 7, p. 1091, 2018.
- ABDALA, G. C.; CALDAS, L. S.; HARIDASAN, M.; EITEN, G. Above and belowground organic matter and root: shoot ratio in a cerrado in Central Brazil. **Brazilian Journal of Ecology**, v. 2, n. 1, p. 11-23, 1998.
- AKAIKE, H. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. In: International Symposium On The Information Theory, 2., 1973, Budapest. **Proceedings...** Budapest: Academiai Kiado, 1973. p. 267-281.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. D. M. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/05>.
- BATISTOTI, J.; MARCATO JUNIOR, J.; ÍTAVO, L.; MATSUBARA, E. et al. Estimating pasture biomass and canopy height in Brazilian savanna using UAV photogrammetry. **Remote Sensing**, v. 11, n. 20, p. 2447, 2019. <https://doi.org/10.3390/rs11202447>
- BATLLE-BAYER, L.; BATJES, N. H.; BINDRABAN, P. S. Changes in organic carbon stocks upon land use conversion in the Brazilian Cerrado: a review.

Agriculture, Ecosystems & Environment, v. 137, n. 1-2, p. 47-58, 2010.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.02.003>

BEUCHLE, R.; GRECCHI, R. C.; SHIMABUKURO, Y. E.; SELIGER, R. *et al.* Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. **Applied Geography**, 58, p. 116-127, 2015. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2015.01.017>

BISPO, P. D. C.; RODRÍGUEZ-VEIGA, P.; ZIMBRES, B.; MIRANDA, C. *et al.* Woody aboveground biomass mapping of the Brazilian savanna with a multi-sensor and machine learning approach. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2685, 2020.
<https://doi.org/10.3390/rs12172685>.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano de ação para prevenção e controle do desmatamento e das queimadas: cerrado**. Brasília: MMA, 2011. 200 p.

BROWNING, B. L. The chemistry of wood. London: Interscience, 1963. 699p.

CHEN, Q.; LU, D.; KELLER, M.; DOS-SANTOS, M. N. *et al.* Modeling and mapping agroforestry aboveground biomass in the Brazilian Amazon using airborne lidar data. **Remote Sensing**, v. 8, n. 1, p. 923-932, 2015. <https://doi.org/10.3390/rs8010021>

COSTA, M. B. T.; SILVA, C. A.; BROADBENT, E. N.; LEITE, R.V., *et al.* Beyond trees: Mapping total aboveground biomass density in the Brazilian savanna using high-density UAV-lidar data. **Forest Ecology and Management**, P. 491, 2021.
<https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119155>

d'OLIVEIRA, M. V. N.; FIGUEIREDO, E. O.; ALMEIDA, D. R. A.; OLIVEIRA, L. C. *et al.* Impacts of selective logging on Amazon forest canopy structure and biomass with a LiDAR and photogrammetric survey sequence. **Forest Ecology and Management**, p. 500, 2021. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2021.119648>

d'OLIVEIRA, M. V. N.; FIGUEIREDO, E. O.; PAPA, D. de A. Uso do LIDAR como Ferramenta para o Manejo de Precisão em Florestas Tropicais. **Embrapa Acre - Livro Técnico**, 131 p., 2014.

DANDOIS, Jonathan P.; ELLIS, Erle C. Remote sensing of vegetation structure using computer vision. **Remote Sensing**, v. 2, n. 4, p. 1157-1176, 2010.
<https://doi.org/10.3390/rs2041157>

DANTAS, D.; SOUZA, M. J.; VIEIRA, A.; PEREIRA, I. *et al.* Soil influences on tree species distribution in a rupestrian cerrado area. **Floresta e Ambiente**, 25 p., 2018.
<https://doi.org/10.1590/2179-8087.060517>

DJI. Phantom 4 Pro/Pro+ User Manual. 2017.

DRAPER, N. R.; SMITH, H. **Applied regression analysis**. John Wiley & Sons, 1998.

DUVERT, C.; HUTLEY, L. B.; BERINGER, J.; BIRD, M. I. et al. Net landscape carbon balance of a tropical savanna: Relative importance of fire and aquatic export in offsetting terrestrial production. **Global Change Biology**, v. 26, n. 10, p. 5899-5913, 2020. <https://doi.org/10.1111/gcb.15287>

ESPINDOLA, G. M.; DE AGUIAR, A. P. D.; PEBESMA, E.; CÂMARA, G. et al. Agricultural land use dynamics in the Brazilian Amazon based on remote sensing and census data. **Applied Geography**, v. 32, n. 2, p. 240-252, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2011.04.003>

FREY, J.; KOYACH, K.; STEMMLER, S.; KOCH, B. UAV photogrammetry of forests as a vulnerable process. A sensitivity analysis for a structure from motion RGB-image pipeline. **Remote Sensing**, v. 10, n. 6, p. 912, 2018. <https://doi.org/10.3390/rs10060912>

FURLEY, P. A. The nature and diversity of neotropical savanna vegetation with particular reference to the Brazilian cerrados. **Global Ecology and Biogeography**, v. 8, n. 3-4, p. 223-241, 1999. <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.1999.00142.x>

GIONGO, M. KOEHLER, H. S.; MACHADO, A. S.; KIRCHNER, F. F. et al. LiDAR: princípios e aplicações florestais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 63, p. 231-231, 2010. <https://doi.org/10.4336/2010.pfb.30.63.231>

GOEDERT, W. Cerrado region: agricultural potential and policy for its development. **Pesquisa Agropecuária Brasileira** (Brazil), v. 24, p. 1-17, 1989.

GOLDBERGS, G.; MAIER, S. W.; LEVICK, S. R.; EDWARDS, A. Efficiency of individual tree detection approaches based on light-weight and low-cost UAS imagery in Australian Savannas. **Remote Sensing**, v. 10, n. 2, p. 161, 2018. <https://doi.org/10.3390/rs10020161>

GOMES, L.; MARACAHIPES, L.; REIS, S. M.; MARIMON, B. S. et al. Dynamics of the woody vegetation of two areas of Cerrado *sensu stricto* located on different substrates. **Rodriguésia**, v. 67, p. 859-870, 2016. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201667401>

GONZÁLEZ-JARAMILLO, V.; FRIES, A.; BENDIX, J. AGB estimation in a tropical mountain forest (TMF) by means of RGB and multispectral images using an unmanned aerial vehicle (UAV). **Remote Sensing**, v. 11, n. 12, p. 1413, 2019. <https://doi.org/10.3390/rs11121413>

GROUP, A. P.; CHASE, M. W.; CHRISTENHUSZ, M. J.; FAY, M. F. et al. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, p. 1-20, 2016.

HANSEN, M. C.; POTAPOV, P. V.; MOORE, R.; HANCHER, M. et al. High-resolution global maps of 21st-century forest cover change. **Science**, v. 342, n. 6160, p. 850-853, 2013. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>

HERNÁNDEZ-STEFANONI, J. L.; DUPUY, J. M.; JOHNSON, K. D.; BIRDSEY, R. et al. Improving species diversity and biomass estimates of tropical dry forests using airborne LiDAR. **Remote Sensing**, v. 6, n. 6, p. 4741-4763, 2014. <https://doi.org/10.3390/rs6064741>

HIRIGOYEN, A.; VARO-MARTINEZ, M. A.; RACHID-CASNATI, C.; FRANCO, J. et al. Stand Characterization of *Eucalyptus* spp. Plantations in Uruguay Using Airborne Lidar Scanner Technology. **Remote Sensing**, v. 12, n. 23, p. 3947, 2020. <https://doi.org/10.3390/rs12233947>

HOUGHTON, R. A. Balancing the global carbon budget. **Annual Review of Earth and Planetary Sciences**, v. 35, p. 313-347, 2007. <https://doi.org/10.1146/annurev.earth.35.031306.140057>

KACHAMBA, D. J.; ØRKA, H. O.; GOBAKKEN, T.; EID, T. et al. Biomass estimation using 3D data from unmanned aerial vehicle imagery in a tropical woodland. **Remote Sensing**, v. 8, n. 11, p. 968, 2016. <https://doi.org/10.3390/rs8110968>

KOH, LIAN PIN; WICH, SERGE A. Dawn of drone ecology: low-cost autonomous aerial vehicles for conservation. **Tropical Conservation Science**, v. 5, n. 2, p. 121-132, 2012. <https://doi.org/10.1177/194008291200500202>

KOLARIK, N. E.; GAUGHAN, A. E.; STEVENS, F. R.; PRICOPE, N. G. et al. A multi-plot assessment of vegetation structure using a micro-unmanned aerial system (UAS) in a semi-arid savanna environment. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 164, p. 84-96, 2020. <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2020.04.011>

KUHN, M. Construindo modelos preditivos em R usando o pacote caret. **Journal of Statistical Software**, v. 28, n. 5, p. 1-26, 2008.

LAHSEN, M.; BUSTAMANTE, M. M. C.; DALLA-NORA, E. L. Undervaluing and overexploiting the Brazilian Cerrado at our peril. **Environment: Science and Policy for Sustainable Development**, v. 58, n. 6, p. 4-15, 2016. <https://doi.org/10.1080/00139157.2016.1229537>

LIM, Y. S.; LA, P. H.; PARK, J. S.; LEE, M. H. et al. Calculation of tree height and canopy crown from drone images using segmentation. **Journal of the Korean Society of Surveying, Geodesy, Photogrammetry and Cartography**, v. 33, n. 6, p. 605-614, 2015. <https://doi.org/10.7848/ksgpc.2015.33.6.605>

LOCKS, C. J.; MATRICARDI, E. A. T. Estimativa de impactos da extração seletiva de madeiras na Amazônia utilizando dados LIDAR. **Ciência Florestal**, v. 29, p. 481-495, 2019. <https://doi.org/10.5902/1980509826007>

LOWE, D. G. Distinctive image features from scale-invariant keypoints. **International Journal of Computer Vision**, v. 60, n. 2, p. 91-110, 2004. <https://doi.org/10.1023/B:VISI.0000029664.99615.94>

MAPBIOMAS, **Relatório Anual do Desmatamento no Brasil 2020** - São Paulo, Brasil, 2021 - 93 páginas. Disponível em: < <http://alerta.mapbiomas.org> >. Acesso em: 17 mar. 2021.

MAGURRAN, A. E. **Ecological diversity and its measurement**. Princeton university press, 1988.

MCCLELLAND, M. P.; VAN AARDT, J.; HALE, D. Manned aircraft versus small unmanned aerial system—forestry remote sensing comparison utilizing lidar and structure-from-motion for forest carbon modeling and disturbance detection. **Journal of Applied Remote Sensing**, v. 14, n. 2, p. 022202, 2019. <https://doi.org/10.1117/1.JRS.14.022202>

MCGAUGHEY, R. J. FUSION/LDV: Software for LIDAR data analysis and visualization. **US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station: Seattle, WA, USA**, v. 123, n. 2, p. 2018, 2009.

METZGER, J. P.; BUSTAMANTE, M. M.; FERREIRA, J.; FERNANDES, G. W. *et al.* Why Brazil needs its legal reserves. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 91-103, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.07.002>

MLAMBO, R.; WOODHOUSE, I. H.; GERARD, F.; ANDERSON, K. Structure from motion (SfM) photogrammetry with drone data: A low cost method for monitoring greenhouse gas emissions from forests in developing countries. **Forests**, v. 8, n. 3, p. 68, 2017. <https://doi.org/10.3390/f8030068>

MMA, Ministério do Meio Ambiente. **Monitoramento do desmatamento nos biomas brasileiros por satélite: Monitoramento do Bioma Cerrado**. Secretaria de Biodiversidade e Florestas, IBAMA, Brasília. 65p., 2011.

NASCENTE, J. C.; FERREIRA, M. E.; NUNES, G. M. Integrated fire management as a renewing agent of native vegetation and inhibitor of invasive plants in Vereda habitats: Diagnosis by Remotely Piloted Aircraft Systems. **Remote Sensing**, v. 14, n. 4, p. 1040, 2022. <https://doi.org/10.3390/rs14041040>

NETER, J.; KUTNER, M. H.; NACHTSHEIM, C. J.; WASSERMAN, W. **Applied Linear Statistical Models**. 4.ed. Boston: McGraw-Hill, 1996, 1408 p.

NYIMBILI, P. H.; DEMIREL, H.; SEKER, D. Z.; ERDEN, T. Structure from motion (SfM)-approaches and applications. In: **Proceedings of the International Scientific Conference on Applied Sciences, Antalya, Turkey**. 2016. p. 27-30.

OTERO, V.; VAN DE KERCHOVE, R.; SATYANARAYANA, B.; MARTÍNEZ-ESPINOSA, C. *et al.* Managing mangrove forests from the sky: Forest inventory using field data and Unmanned Aerial Vehicle (UAV) imagery in the Matang Mangrove Forest Reserve, peninsular Malaysia. **Forest Ecology and Management**, v. 411, p. 35-45, 2018. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2017.12.049>

PAOLUCCI, L. N.; PEREIRA, R. L.; RATTIS, L.; SILVÉRIO, D. V. et al. Lowland tapirs facilitate seed dispersal in degraded Amazonian forests. **Biotropica**, 51, n. 2, p. 245-252, 2019. <https://doi.org/10.1111/btp.12627>

PEDUZZI, A.; WYNNE, R. H.; THOMAS, V. A.; NELSON, R. F., et al. Combined use of airborne lidar and DBInSAR data to estimate LAI in temperate mixed forests. **Remote Sensing**, 4, n. 6, p. 1758-1780, 2012. <https://doi.org/10.3390/rs4061758>

Pix4Dmapper 3.3 USER MANUAL. Pix4D SA: Lausanne, Switzerland, 2017.

POULTER, B.; FRANK, D.; CIAIS, P.; MYNENI, R. B., et al. Contribution of semi-arid ecosystems to interannual variability of the global carbon cycle. **Nature**, v. 509, n. 7502, p. 600-603, 2014. <https://doi.org/10.1038/nature13376>

PUGH, T. A.; LINDESKOG, M.; SMITH, B.; POULTER, B. et al. Role of forest regrowth in global carbon sink dynamics. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 116, n. 10, p. 4382-4387, 2019. <https://doi.org/10.1073/pnas.1810512116>

QU, Y.; SHAKER, A.; SILVA, C. A.; KLAUBERG, C., et al. Remote sensing of leaf area index from LiDAR height percentile metrics and comparison with MODIS product in a selectively logged tropical forest area in Eastern Amazonia. **Remote Sensing**, v. 10, n. 6, p. 970, 2018. <https://doi.org/10.3390/rs10060970>

R CORE TEAM: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org/>, 2013.

REX, F. E.; DALLA CORTE, A. P.; DEBASTIANI, A. B.; KAZAMA, V. S. et al. Uso de dados LiDAR na estimativa de variáveis biofísica na Amazônia, sob diferentes resoluções espaciais. **Nativa**, 6, p. 841-847, 2018. <https://doi.org/10.31413/nativa.v6i0.6312>

REZENDE, A. V.; VALE, A.D.; SANQUETTA, C. R.; FIGUEIREDO FILHO, A., et al. Comparison of mathematical models to volume, biomass and carbon stock estimation of the woody vegetation of a cerrado sensu stricto in Brasília, DF. **Scientia Forestalis**, v. 71, n. 2, p. 65-73, 2006.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. **Fitofisionomias do bioma Cerrado**. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (eds.). Cerrado: Ambiente e Flora, EMBRAPA-CPAC, Planaltina (BR), p. 89-166, 1998.

ROITMAN, I.; BUSTAMANTE, M. M.; HAIDAR, R. F.; SHIMBO, J. Z., et al. Optimizing biomass estimates of savanna woodland at different spatial scales in the Brazilian Cerrado: Re-evaluating allometric equations and environmental influences. **PLoS One**, v. 13, n. 8, p. e0196742, 2018. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0196742>

SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. Land cover mapping of

the tropical savanna region in Brazil. **Environmental monitoring and assessment**, v. 166, n. 1, p. 113-124, 2010. <https://doi.org/10.1007/s10661-009-0988-4>

SHAPIRO, S. S.; WILK, M. B. An analysis of variance test for normality (complete samples). **Biometrika**, v. 52, n. 3/4, p. 591-611, 1965.

SHIN, P.; SANKEY, T.; MOORE, M.M.; THODE, A. E. Evaluating unmanned aerial vehicle images for estimating forest canopy fuels in a ponderosa pine stand. **Remote Sensing**, v. 10, n. 8, p. 1266, 2018. <https://doi.org/10.3390/rs10081266>

SHUKLA, P. R.; SKEG, J.; BUENDIA, E. C.; MASSON-DELMOTTE, V., *et al.* (eds) Climate Change and Land: An IPCC Special Report on Climate Change, Desertification, Land Degradation, Sustainable Land Management, Food Security, and Greenhouse Gas Fluxes in Terrestrial Ecosystems; Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC): Geneva, Switzerland, 2019; in press.

SOUZA, I. V.; SANTOS, M. M.; GIONGO, M.; CARVALHO, E. V., *et al.* Estimativa do material combustível em área de Cerrado campo sujo a partir de imagens do sensor RGB. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 38, 2018. <https://doi.org/10.4336/2018.pfb.38e201801706>

TANG, L.; SHAO, G. Drone remote sensing for forestry research and practices. **Journal of Forestry Research**, v. 26, n. 4, p. 791-797, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11676-015-0088-y>

TAO, W.; LEI, Y.; MOONEY, P. Dense point cloud extraction from UAV captured images in forest area. In: **Proceedings 2011 IEEE International Conference on Spatial Data Mining and Geographical Knowledge Services**. IEEE, 2011. p. 389-392. 10.1109/ICSDM.2011.5969071

VALE, A. T.; FIEDLER, N. C.; SILVA, G. F. Avaliação energética da biomassa do cerrado em função do diâmetro das árvores. **Ciência Florestal**, v. 12, p. 115-126, 2005. <https://doi.org/10.5902/198050981686>

WALLACE, L.; LUCIEER, A.; MALENOVSKÝ, Z.; TURNER, D., *et al.* Assessment of forest structure using two UAV techniques: A comparison of airborne laser scanning and structure from motion (SfM) point clouds. **Forests**, v. 7, n. 3, p. 62, 2016. <https://doi.org/10.3390/f7030062>

WATZLAWICK, L. F.; KIRCHNER, F. F.; SANQUETTA, C. R. Estimativa de biomassa e carbono em floresta com araucária utilizando imagens do satélite IKONOS II. **Ciência florestal**, v. 19, n. 2, p. 169-181, 2009. <https://doi.org/10.5902/19805098408>

ZAR, J. H. Bioestatistical analysis. 2 ed. Englerwood Chiffs: Printice-Hall. 1984, 718p.