

TRABALHO DE CONCLUSÃO DE CURSO

ENGENHARIA FLORESTAL

**ZONA DE AMORTECIMENTO DO PARQUE ESTADUAL DA LAPA GRANDE:  
EFETIVIDADE DA PROTEÇÃO DAS ÁREAS DE CERRADO *STRICTO SENSU***

LORENA MOUTINHO COSTA ORNELAS RIOS



**Lorena Moutinho Costa Ornelas Rios**

ZONA DE AMORTECIMENTO DO PARQUE ESTADUAL DA LAPA GRANDE:  
EFETIVIDADE DA PROTEÇÃO DAS ÁREAS DE CERRADO *STRICTO SENSU*

Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Instituto de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Minas Gerais, como requisito parcial, para a obtenção do título de Bacharel em Engenharia Florestal.

Orientador: Prof. Christian Dias Cabacinha

Montes Claros – MG

2023

## **AGRADECIMENTOS**

A Deus por ter me dado a graça da vida e saúde durante todos esses anos para não desistir dos meus objetivos.

Aos meus pais, Francisco e Célia, por terem sido presentes em toda a minha educação, me apoiando nas minhas escolhas e me proporcionando o melhor, bem como por todo amor e carinho proporcionado durante a minha trajetória, principalmente nos momentos difíceis.

A Pedro, meu namorado, por todo incentivo e apoio, estando ao meu lado em todos os momentos.

Aos meus avós, Rita, Lucimar, Guiomar e Everardo, por me acolherem e me incentivarem durante toda a minha vida.

Aos meus amigos e familiares que torcem pelo meu sucesso.

Ao meu orientador, Christian Cabacinha, por todo o apoio, paciência e conhecimento compartilhado durante a execução deste trabalho.

A todos os professores que contribuíram na minha formação acadêmica.

À UFMG, pela estrutura adequada para que eu pudesse adquirir o conhecimento necessário.

A banca de professores, por aceitarem me auxiliar nessa etapa final do curso.

Muito obrigada!

## RESUMO

O cerrado é um importante bioma brasileiro. Além de ser abrigo para uma grande biodiversidade da flora e da fauna, possui elevada quantidade de espécies endêmicas em sua área, ocupando mais de 21% do território nacional. Todavia, mesmo sendo mundialmente reconhecido como um *hotspots* mundial para conservação, o bioma ainda é alvo de muitas intervenções antrópicas que reduzem a sua extensão. Nesse contexto, as Unidades de Conservação (UCs), bem como suas zonas de amortecimento, são criadas para proteger e conservar a diversidade biológica e os recursos naturais do bioma. Neste viés, a fim de estimar a efetividade da zona de amortecimento na proteção da área de reserva, o objetivo deste trabalho foi avaliar a distribuição diamétrica, a partir de modelos de distribuição diamétrica (MDD), função de densidade probabilística e índices da composição florística de fragmentos florestais, em uma unidade de conservação e no seu entorno, identificados como cerrado *stricto sensu*. O estudo foi realizado com amostras do Parque Estadual da Lapa Grande (PELG) e da sua zona de amortecimento (ZA-PELG), a partir de um levantamento em campo com coleta de dados em parcelas lançadas aleatoriamente do diâmetro à altura do peito (DAP)  $\geq 3$  cm e identificação dos indivíduos, para avaliação dos MDDs, Exponencial de Meyer; Potencial de Mervart e da função de densidade probabilística Weibull 2P, buscando representação da distribuição diamétrica. Para avaliação da aderência dos ajustes, bem como para a escolha dos melhores modelos, foi utilizado o teste de Kolmogorov-Smirnov a 1% de probabilidade de erro. Para análise da composição florística foi utilizado o coeficiente de Sorensen (SO) para medir a similaridade entre as áreas; o índice de Shannon ( $H'$ ) para medir a diversidade; e, o índice de equabilidade de Pielou para medir a homogeneidade na distribuição das espécies dentro da população. Para a comparação de índice de diversidade de comunidades foi utilizado a estatística t. A fim de comparar os dados estruturais e fitossociológicos das duas áreas, foi utilizado o teste de *Hotelling*, com nível de significância a 5% de probabilidade de erro. A função de densidade probabilística Weibull 2P e o modelo Exponencial de Meyer obtiveram melhores desempenhos nas modelagens de distribuição diamétrica analisadas neste estudo, visto que se aderiram às frequências observadas nas áreas analisadas. A aderência dos modelos demonstram que os locais avaliados possuem estruturas diamétricas balanceadas. As áreas apresentaram uma similaridade mediana ( $SO_{ij} = 0,42$ ) entre si. A ZA-PELG apresentou uma diversidade e equabilidade maior do que o PELG. O teste t foi significativo e retornou um valor igual a 67,39, mostrando que as diversidades entre as duas áreas são diferentes. Entretanto, os resultados não significativos no teste de *Hotelling*

mostram que as duas áreas de estudo não possuem diferença entre a vegetação, sugerindo que a zona de amortecimento do Parque Estadual da Lapa Grande está cumprindo o seu exercício de proteger as áreas prioritárias para conservação.

**Palavras-chave:** cerrado *strictu sensu*; áreas protegidas; distribuição diamétrica; modelo de distribuição diamétrica.

## **LISTA DE FIGURAS**

Figura 1: Fitofisionomias do Bioma Cerrado.

Figura 2: Distribuição diamétrica observada e distribuição estimada com as funções Weibull 2P, Exponencial de Meyer e Potencial de Mervart para as áreas de amostragem do Parque Estadual da Lapa Grande e sua Zona de amortecimento, no município de Montes Claros - MG.

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Critérios quantitativos para separação das fisionomias e variações no domínio Cerrado (Scolforo et al., 2008a).

Tabela 2. Modelos para caracterizar a distribuição de diâmetros para as duas áreas de estudo: Parque Estadual da Lapa Grande e sua zona de amortecimento, Montes Claros, MG, Brasil.

Tabela 3. Análise inicial da vegetação.

Tabela 4. Estatística dos modelos de Exponencial de Meyer, Potencial de Mervart e Weibull 2P para as distribuições diamétricas das áreas estudadas (PELG e ZA-PELG).

Tabela 5. Índice de similaridade de Sorensen ( $SO_{ij}$ ).

Tabela 6. Resultados da análise da composição florística, comparando os valores do PELG e da sua ZA.

Tabela 7. Classificação de espécies segundo o grupo ecológico em cerrado *stricto sensu*.

Tabela 8. Resultados teste de *Hotelling* para as duas áreas de estudo multivariadas.

Tabela 9. Lista florística das espécies identificadas na UC (PELG) e zona de amortecimento (ZA-PELG).

## **LISTAS DE ABREVIATURAS E SIGLAS**

DAP – Diâmetro à altura do Peito.

CCDAP – Centro de Classe de DAP.

MDD – Modelagem de Distribuição Diamétrica.

UC – Unidade de Conservação.

PELG – Parque Estadual da Lapa Grande.

ZA-PELGE – Zona de Amortecimento do Parque Estadual da Lapa Grande.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

MMA – Ministério do Meio Ambiente.

SNUC - Sistema Nacional de Unidades de Conservação.

## SUMÁRIO

<b>1. INTRODUÇÃO .....</b>	<b>9</b>
<b>2. REFERENCIAL TEÓRICO .....</b>	<b>12</b>
2.1- O cerrado .....	12
2.2 - Fitofisionomias do cerrado .....	12
2.3 - Unidades de conservação .....	15
2.4 - Zona de Amortecimento .....	16
2.5 - Estrutura diamétrica .....	17
2.6 - Estrutura diamétrica balanceada.....	18
2.7 - Composição Florística.....	19
<b>3. METODOLOGIA.....</b>	<b>20</b>
3.1 - Área de estudo .....	20
3.2 - Caracterização dos dados .....	20
3.3 - Análise de dados.....	21
<b>4. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>26</b>
<b>5. CONCLUSÃO.....</b>	<b>35</b>
<b>6. REFERÊNCIAS .....</b>	<b>36</b>
<b>7. ANEXOS .....</b>	<b>43</b>

## 1. INTRODUÇÃO

O Cerrado possui cobertura abrangendo pouco mais de 21% do território brasileiro, com mais de 2 milhões de km<sup>2</sup> de extensão, distribuídos em estados distintos do Brasil. É conhecido por sua elevada taxa de biodiversidade de flora e de fauna, além de conter em sua área um número considerável de espécies endêmicas (STRASSBURG et al., 2017). O domínio Cerrado possui dentre as suas principais fitofisionomias, a mata ciliar, campos rupestres, campos e matas. Segundo Myers et al., (2000), o bioma é considerado um dos *hotspots* mundiais para conservação devido a abundância de espécies endêmicas e a área ocupada, além de ser o habitat de uma grande biodiversidade da fauna e da flora, com espécies medicinais, lenhosas, ornamentais e frutíferas. A preservação do domínio tem grande importância também para a conservação dos recursos hídricos (FERREIRA et al., 2016). Com cerca de 11.627 espécies já identificadas e catalogadas de espécies de plantas nativas, o cerrado brasileiro é considerado a savana mais biodiversa do planeta (MYERS et al., 2000; DA SILVA; BATES, 2002),

Nesse sentido, as Unidades de Conservação (UC), bem como suas zonas de amortecimento, foram criadas com o objetivo de proteger e conservar a diversidade biológica e os recursos naturais do bioma, bem como garantir a manutenção dos processos ecológicos essenciais para sua preservação. As UCs têm como objetivo principal assegurar a perpetuação das espécies animais e vegetais nativas, além de promover o uso sustentável dos recursos naturais presentes em seu território. Dessa forma, as UCs para o Cerrado são importantes instrumentos para a conservação da biodiversidade e do patrimônio natural e cultural desse bioma, contribuindo para o desenvolvimento sustentável da região e a melhoria da qualidade de vida das populações locais.

O conhecimento da composição florística e das características dendrométricas de cada área é fundamental para a conservação da flora nativa, pois permite inferir sobre o comportamento de cada componente dentro da comunidade. Essas informações, tanto qualitativas quanto quantitativas, estão intimamente relacionadas à conservação da biodiversidade (OLIVEIRA et al., 2008).

No Cerrado os fatores que influenciam a distribuição da vegetação desempenham papéis distintos (SILVA et al., 2006). Estudos têm demonstrado que em uma escala mais

ampla, a vegetação é influenciada pela proximidade com outros biomas e pela altitude (FRANÇOSO *et al.*, 2020). Por outro lado, em uma escala local, as condições edáficas (NERI *et al.*, 2012) e o regime de fogo (MIRANDA, 2010) são os principais determinantes da vegetação. Dessa forma, o efeito dos fatores bióticos e abióticos isoladamente, assim como suas complexas interações, definem a variação florística e estrutural, bem como o funcionamento da vegetação no Cerrado.

Atividades humanas também influenciam as características da vegetação. Em fragmentos inseridos em uma matriz antrópica como pastagens e campos agrícolas, muitas espécies apresentam dificuldades de adaptação. A vegetação pode ser tomada por organismos invasores, como plantas rasteiras, trepadeiras, capim e alterações na fauna local (agentes polinizadores e dispersores de propágulos) também são observadas.

Compreender a dinâmica das comunidades vegetais é uma das funções da obtenção de dados diamétricos em uma floresta. De acordo com Scolforo (2006), a avaliação desse parâmetro permite a identificação de tipologias distintas, a mensuração do estoque de crescimento e a força da regeneração natural em nível de espécie e floresta. Além disso, a distribuição diamétrica de fragmentos florestais nativos é uma ferramenta importante para a avaliação da estrutura da floresta, pois, conforme Souza e Jesus (1994), esses fragmentos apresentam indivíduos de diferentes famílias, idades, condições fitossanitárias e classes de diâmetro, o que contribui para a avaliação das condições de uma unidade de conservação.

Normalmente, em florestas tropicais sem grandes intervenções humanas, é comum encontrar uma distribuição diamétrica em formato de J-invertido, onde a maioria dos indivíduos se concentra nas classes de tamanho mais baixas (HESS *et al.*, 2010). A estrutura diamétrica é balanceada, ou seja, o decréscimo da frequência de indivíduos a medida que o diâmetro aumenta, ocorre em uma progressão geométrica (DE LIOCOURT, 1898). Por meio do uso de modelos matemáticos ou funções probabilísticas é possível modelar distribuição do diâmetro e avaliar seu balanceamento.

Indicadores ecológicos também expressam as condições da conservação da vegetação. Parâmetros que caracterizam a composição florística, a diversidade de espécies, a fitossociologia, entre outros são bastante utilizados e citados na literatura como ferramentas para análise em todas as formações florestais.

Neste sentido, objetivou-se com este trabalho estudar a distribuição diamétrica, a partir de funções, bem como índices da composição florística de fragmentos florestais identificados como cerrado *stricto sensu* do Parque Estadual da Lapa Grande, a fim de avaliar a efetividade da zona de amortecimento na proteção da unidade de conservação.

A pergunta central que direcionou este estudo foi a seguinte: Como na zona de amortecimento são permitidas atividades que provocam alterações na vegetação, a estrutura diamétrica e a composição florística de áreas de cerrado *stricto sensu*, do interior e zona de amortecimento do parque, são diferentes?

## **2. REFERENCIAL TEÓRICO**

### **2.1- O cerrado**

O cerrado é o bioma brasileiro que ocupa a segunda posição em extensão territorial, sendo ultrapassado apenas pela floresta Amazônica (SILVA; AZEVEDO; SILVEIRA, 2011). Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE (2004), o domínio abrange os estados de Minas Gerais, São Paulo, Tocantins, Piauí, Bahia, Goiás, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Paraná, Maranhão, e o Distrito Federal, dados também citados por Sano *et al.*, (2008). No estado de Minas Gerais, região objeto do estudo, cerca de 368.398,44 km<sup>2</sup>, 56% de sua área, é composto pelo bioma Cerrado (IBGE, 2004). Segundo o Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2017), além da sua grande importância territorial, este domínio possui características bióticas, físicas, socioeconômicas, e ecossistêmicas exclusivas que representam importância estratégica para o Brasil.

O Cerrado é composto por um mosaico de vegetação, com diferentes formações vegetais, devido à grande diversidade do clima e dos solos presentes nessa área (ALHO; MARTINS, 1995). Os levantamentos florísticos que já foram realizados identificam a grande diversidade de espécies e que ocorre no domínio uma variação na composição florística em toda extensão (RATTER *et al.*, 2000).

Um estudo realizado por Strassburg (2017) sobre o futuro Cerrado trouxe dados alarmantes. Neste estudo, o autor estima que o bioma pode ter um colapso ecossistêmico devido à exploração intensiva dos recursos naturais. Nas atuais circunstâncias é esperado que até 2050 haja um declínio entre 31 e 34 % deste bioma, levando à extinção de aproximadamente 480 espécies de plantas, uma extinção em massa que modificará o funcionamento dos ecossistemas locais.

### **2.2 - Fitofisionomias do cerrado**

A diferenciação das fitofisionomias das formações do Cerrado tem sido foco de estudo de muitos pesquisadores. Esta formação vegetal compreende uma variada gama de fitofisionomias, com áreas desde campos com arbustos longe um do outro e pequenas árvores

até uma formação florestal fechada, com árvores de 8 a 13 m de altura (RATTER *et al.*, 2006).

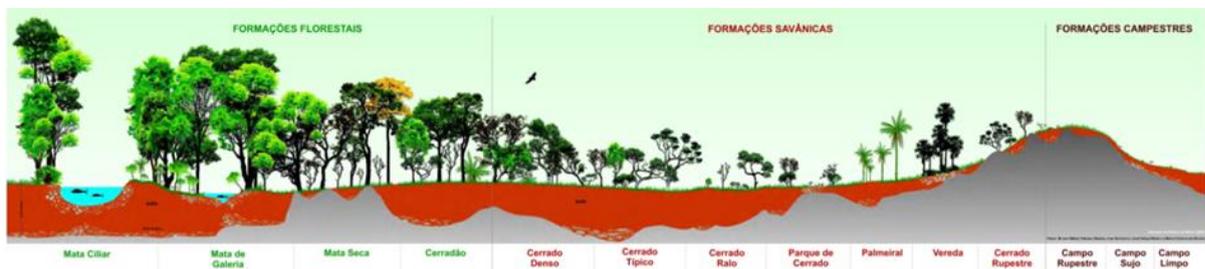
Para criar uma classificação a fim de separar os tipos fisionômicos principais do cerrado, Ribeiro e Walter (2008) realizaram um estudo no qual utilizam de critérios como a estrutura, possíveis modificações estacionais, meios de crescimento que dominam, fatores edáfoclimáticos e composição florística. Como resultado, são caracterizados 11 tipos de fitofisionomias, agrupadas em formações savânicas (árvores esparsas sobre estrato gramíneo), florestais (árvores formam estrato contínuo) e campestres (sem a presença de indivíduos arbóreos). As formações savânicas do Cerrado contêm quatro fitofisionomias. São elas: Cerrado *stricto sensu*, o Parque de Cerrado, o Palmeiral e a Vereda. No Parque de Cerrado há uma concentração de árvores locais específicas da área. O Cerrado *stricto sensu* é caracterizado principalmente por estratos arbóreos e herbáceo-arbustivo bem determinados, com as árvores divididas de forma aleatória na área com densidades diferentes, sem a formação de um dossel contínuo. Conforme a densidade, ou com o meio em que está inserida, o Cerrado *stricto sensu* apresenta quatro subtipos: Cerrado Típico, Cerrado Denso, Cerrado Ralo e Cerrado Rupestre. A formação do Palmeiral é visualizada em áreas mal drenadas e em áreas bem drenadas. Nela há a significativa presença de uma espécie de palmeira, e as árvores de outras espécies, as dicotiledôneas, não são comumente destacantes. Esta fitofisionomia possui quatro subtipos principais, diferenciados pela espécie que domina: Babaçual, Guerobal, Buritizal e Macaubal.

A Vereda é diferenciada pela presença de somente uma espécie de palmeira, denominada buriti, ocorrente em menor densidade que no Palmeiral.

Nas formações florestais predominam espécies arbóreas na sua vegetação, que formam um dossel contínuo. O cerradão e a Mata Seca são fitofisionomias mais comuns no norte de Minas Gerais, acontecem em áreas elevadas entre dois vales, em terrenos com boa drenagem, e não estão associados a cursos de água. O Cerradão é subdividido em dois tipos: Distrófico ou Mesotrófico. A Mata de Galeria e a Mata Ciliar são associadas a cursos de água, que podem acontecer em áreas mal drenadas ou bem drenadas. A Mata Seca possui três subtipos, a Semidecídua, Sempre-Verde e a Decídua. Já a Mata de Galeria possui dois, o Inundável e não-Inundável.

A fisiologia vegetal das formações do Cerrado é dividida em três tipos distintos e mais importantes: Campo Limpo, Campo Sujo e Campo Rupestre. Em Campo Limpo, a presença de arbustos é comum. Campo Sujo caracteriza-se por arbustos e subarbustos nitidamente intercalados numa camada arbusto-grama. O Campo Rupestre tem uma estrutura semelhante ao Campo Limpo ou Campo Sujo, no entanto, distingue-se por um substrato composto por afloramentos rochosos e uma flora que inclui muitas espécies endêmicas. Campo Limpo e Campo Sujo podem ter, cada um, mais de três subtipos, dependendo do clima do solo ou da topografia do local. São chamados: Campo Limpo Úmido, Campo Limpo Seco e Campo Limpo com Murundus; e Campo Sujo Úmido, Campo Sujo Seco e Campo Sujo com Murundus. A figura 1 demonstra de forma ilustrativa as diferentes características fisiológicas das plantas do Cerrado.

Figura 1 - Fitofisionomias do Bioma Cerrado.



Fonte: Adaptado de Ribeiro 2008 - Embrapa Florestas.

Segundo levantamento realizado no Inventário Florestal de Minas Gerais (Scolforo *et al.*, 2008), a classificação das fisionomias do cerrado é feita de forma quantitativa por meio de levantamentos florestais (Tabela 1).

Tabela 1. Critérios quantitativos para separação das fisionomias e variações no domínio Cerrado (Scolforo *et al.*, 2008).

Fitofisionomia	Critérios Quantitativos			
	N ha <sup>-1</sup>	G (m <sup>2</sup> ) ha <sup>-1</sup>	dg (cm)	R (%)
<b>Campo cerrado</b>	166-515	2,2-4,4	10,4-12,9	<70
<b>Cerrado <i>sensu stricto</i> RM</b>	767-1827	4,4-10,8	8,0-8,9	>80
<b>Cerrado <i>sensu stricto</i> RA</b>	707-1532	4,6+10,9	9,0-10,5	>70 e <80
<b>Cerrado <i>sensu stricto</i> FA</b>	407-623	4,9-7,9	11,4-12,7	<60
<b>Cerrado <i>sensu stricto</i> MA/NA</b>	670-1322	5,4-11,5	10,2-13,1	<60
<b>Cerrado denso RA</b>	1645-2316	11,5-17,2	9,3-10,0	>70

<b>Cerrado denso</b>	1449-1783	13,8-17,8	10,2-11,6	<70
<b>Cerradão RA</b>	1665-1680	16,1-16,9	11,1-11,4	>65 e <75
<b>Cerradão</b>	1180-2034	15,3-21,7	11,7-13,2	<65

Em que: N = número de indivíduos; G = área basal; Dg = diâmetro médio quadrático; R = razão entre o número de indivíduos na classe de 5 a 10 cm de diâmetro em relação ao número total; RM = regeneração média; RA = regeneração avançada; FA = fortemente antropizado; MA = moderadamente antropizado; e NA = não antropizado.

Fonte: Adaptado de SCOLFORO *et al.*, 2008.

### 2.3 - Unidades de conservação

Com a antropização de áreas naturais em atividades humanas, tem-se observado uma significativa fragmentação dos habitats naturais remanescentes do Cerrado, interferindo na manutenção e reprodução de espécies e na sua conservação (GARCIA; FERREIRA; LEITE, 2011). Por isso, devido às suas características ambientais e às pressões decorrentes da ocupação, o Cerrado foi classificado como uma das regiões prioritárias para a conservação da diversidade biológica, sendo considerado um dos *hotspots* mundiais (MYERS *et al.*, 2000).

Com o intuito de mitigar os efeitos resultantes da conversão de áreas com vegetação nativa para outros fins, foi progressivamente estabelecido um conjunto de áreas protegidas (DE MARQUES; PERES, 2015). Através da lei nº 9.985/2000, instituiu-se o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), que estabelece diretrizes para a criação, implementação e gestão de Unidades de Conservação (UCs) (BRASIL, 2000).

As Unidades de Conservação (UCs) são mecanismos que podem auxiliar na proteção da biodiversidade, tendo o papel de conservar e preservar a natureza. As UCs são espaços territoriais com características naturais relevantes para assegurar a manutenção das condições ecológicas e garantir as condições de perpetuação das espécies animais e vegetais (BRASIL, 2000). Nesse sentido, as UCs desempenham um papel importante na conservação e preservação da natureza.

No Brasil, as Unidades de Conservação são divididas em dois grupos: (i) Unidades de Proteção Integral, cujo objetivo é preservar a natureza, sendo admitido apenas o uso indireto de seus recursos naturais, com exceção dos casos previstos na lei. Essas unidades são compostas pelas seguintes categorias: Estação Ecológica, Reserva Biológica, Parque

Nacional, Monumento Natural e Refúgio de Vida Silvestre; e (ii) Unidades de Uso Sustentável, cujo objetivo é compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parte de seus recursos naturais. Essas unidades são compostas por Área de Proteção Ambiental, Área de Relevante Interesse Ecológico, Floresta Nacional, Reserva Extrativista, Reserva de Fauna, Reserva de Desenvolvimento Sustentável e Reserva Particular do Patrimônio Natural (BRASIL, 2000).

Atualmente, o Cerrado conta com 8,21% de seu território legalmente protegido por Unidades de Conservação, sendo que apenas 2,85% dessas áreas são de Proteção Integral. Esse percentual torna o Cerrado o bioma com a menor porcentagem de áreas sob proteção integral dentre todos os *hotspots* mundiais (MMA, 2019). Além disso, todas as unidades de conservação, com exceção da Área de Proteção Ambiental e da Reserva Particular do Patrimônio Natural, devem possuir uma zona de amortecimento.

#### **2.4 - Zona de Amortecimento**

Segundo a lei nº 9.985/2000, as zonas de amortecimento são áreas de transição ao redor de unidades de conservação (UCs), como parques nacionais, reservas biológicas e outras áreas protegidas. Essas zonas têm o objetivo de minimizar os impactos negativos de atividades humanas externas na UC e de promover a conservação da biodiversidade em suas áreas adjacentes (BEIROZ, 2015).

As zonas de amortecimento podem variar em tamanho e formato, dependendo das características da UC e das atividades humanas presentes em suas proximidades. Elas são estabelecidas por meio de instrumentos de gestão, como os planos de manejo, e podem incluir medidas como restrições de atividades econômicas, fiscalização ambiental, incentivos a práticas de conservação e restauração ambiental, e outras estratégias de manejo (PERELLO, 2012).

A zona de amortecimento das unidades de conservação, uma vez definida formalmente, não pode ser transformada em zona urbana. Neste sentido, as intervenções que podem ser feitas nessas áreas dependem das características da unidade de conservação (UC) e das atividades humanas presentes em suas proximidades. Atividades que gerem riscos às Unidades de Conservação podem ser restringidas para que não possam causar impactos

negativos na UC, como desmatamento, mineração, caça, pesca predatória, entre outras (ICMBIO, 2020).

## 2.5 - Estrutura diamétrica

Alvarenga, *et al.*, (2006) definem a distribuição diamétrica de um povoamento florestal como a distribuição do número de árvores, por classe de diâmetro e por hectare.

A análise da distribuição diamétrica é fundamental para compreender os aspectos ecológicos das espécies florestais em uma determinada área, o que resulta nas melhores formas de manejo e monitoramento florestal (DARDENGO *et al.*, 2017). A obtenção da distribuição diamétrica de fragmentos florestais nativos é crucial para avaliar a estrutura da floresta, uma vez que esses fragmentos abrigam indivíduos pertencentes a diferentes famílias, idades, condições fitossanitárias e classes de diâmetro, apresentando grande biodiversidade (SOUZA; JESUS, 1994).

De acordo com Scolforo (2006), a análise desse parâmetro possibilita identificar tipologias distintas, mensurar o estoque de crescimento e a força da regeneração natural em nível de espécie e floresta. A distribuição diamétrica também permite avaliar as condições dinâmicas da floresta, permitindo o prognóstico sobre o desenvolvimento das comunidades e populações (GÜL *et al.*, 2005).

A coleta de dados dos diâmetros dos indivíduos arbóreos em um inventário florestal possibilita conhecer a distribuição diamétrica de um povoamento. A estrutura diamétrica de um fragmento de cerrado caracterizado como *stricto sensu* é essencial para o conhecimento da floresta, como o estado de conservação do fragmento, os estágios sucessionais, possíveis usos da floresta e manejo adequado dos recursos, grupos ecológicos de espécies, dinâmica de crescimento, entre outros (SOUZA *et al.*, 2012). No entanto, segundo Souza *et al.* (2012), ainda não há estudos suficientes para o entendimento das dinâmicas da fitofisionomia *cerrado stricto sensu*, quando comparado a outras coberturas vegetais.

Estudos para análises de distribuição diamétrica vêm sendo realizados em diferentes fitofisionomias para compreensão de parâmetros importantes quanto à dinâmica (FELFILI, 1997; FERREIRA; SOUZA; JESUS, 1998), organização (SOUZA *et al.*, 2006;

ALVES JÚNIOR *et al.*, 2007; FERREIRA *et al.*, 2023) e sucessão (PAULA *et al.*, 2004; SIMINSKI *et al.*, 2004) do componente arbóreo.

## 2.6 - Estrutura diamétrica balanceada

Os fragmentos florestais nativos são caracterizados por uma grande diversidade de indivíduos arbóreos, que apresentam classes de diâmetros distintos, características ecofisiológicas variantes e diferentes idades (OLIVEIRA *et al.*, 2012). Em geral, os grupos de espécies ou comunidades arbóreas em florestas tropicais apresentam uma distribuição diamétrica na forma exponencial negativa, com a maior frequência de indivíduos nas classes de diâmetros menores, o que se assemelha a um J-invertido (HARPER, 1990; ASSMANN, 1970). No entanto, fatores como exigências ecofisiológicas e intervenção antrópica podem interferir nesse padrão de distribuição (CALLEGARO *et al.*, 2012).

As estruturas em diâmetro das florestas naturais estudadas por Souza *et al.*, (2020), apresentaram distribuição com maior número dos indivíduos nas menores classes diamétricas, concluindo que houve um equilíbrio no balanceamento nas distribuições. Isso se dá devido à disposição de regeneração das espécies nativas do Cerrado (SOUZA *et al.*, 2020). Segundo Hess *et al.* (2010), a distribuição diamétrica de florestas tropicais sem alterações antrópicas significativas, apresentam o formato de J-invertido.

A distribuição diamétrica na forma exponencial negativa também foi descrita em estudos realizados por Vieira *et al.* (2014) e Moraes *et al.*, (2017). Conforme descrito pelos autores, essa distribuição é considerada comum em florestas inequiâneas. Nesses casos acontece uma redução gradativa do número de árvores conforme se aumenta o valor do DAP.

Segundo Pereira-Silva (2004), a distribuição de forma exponencial negativa sugere que as populações que formam uma comunidade são estáveis e auto regenerativas e que existe um balanço entre mortalidade e o recrutamento dos indivíduos. A distribuição diamétrica em fragmentos de vegetação nativa pode muitas vezes não ser balanceada (PEREIRA-SILVA, 2004).

A distribuição decrescente do número de indivíduos com o aumento do DAP em florestas nativas, descrita por Townsend *et al.*, (2006), é atribuída à forte pressão seletiva. No

entanto, a parcela da população que supera as idades críticas apresenta baixa taxa de mortalidade, o que parece ser comum na natureza.

## 2.7 - Composição Florística

A variabilidade da vegetação e a presença de fatores ambientais favoráveis à regeneração natural são indicadores biológicos que podem fornecer informações valiosas para o desenvolvimento de planos de manejo, práticas de restauração de ecossistemas degradados e definição de estratégias econômicas (FERNANDES *et al.*, 2018). Esses indicadores biológicos podem oferecer *insights* sobre as condições do ecossistema e auxiliar na tomada de decisões para promover a recuperação e conservação da biodiversidade.

A composição florística é um elemento que pode indicar o nível de conservação de uma determinada área (FRANCO *et al.*, 2007). Quanto menor for a presença de espécies exóticas invasoras em termos de diversidade e abundância, maior será o grau de conservação da área (PARKER; REICHARD, 1998). Essa relação sugere que a ausência ou redução significativa de espécies invasoras pode ser um indicativo positivo do estado de preservação e integridade do ecossistema. Esses indicadores florísticos fornecem informações importantes para avaliar o impacto humano e a eficácia das medidas de conservação implementadas em uma determinada região.

### 3. METODOLOGIA

#### 3.1 - Área de estudo

O estudo foi realizado com dados de levantamento de inventário florestal realizado no município de Montes Claros - MG. O estudo analisou dados de fragmentos do Parque Estadual da Lapa Grande, bem como de sua zona de Amortecimento. O Parque Estadual da Lapa Grande é uma unidade de conservação de proteção integral localizada no estado de Minas Gerais, Brasil. Foi criada a partir de um decreto em 2006 com o objetivo de proteger a fauna e a flora da região, bem como seus recursos hídricos e culturais. O parque possui uma área de cerca de 15.360,43 hectares, com uma variedade de ecossistemas, incluindo cerrado, mata seca, campos rupestres e afloramentos rochosos.

Segundo a classificação de Köppen, Montes Claros - MG possui clima classificado como Aw - Clima tropical, inverno seco. A temperatura média anual é 23 °C, precipitação média anual de 1.084 mm e altitude variando de 680 m a 1.028 m (ALVARES *et al.*, 2013). Já o IDE-Sisema de Minas Gerais classifica o Índice de Umidade do município de Montes Claros - MG como Subúmido Seco (C1). O IDE-Sisema apresenta as temperaturas médias entre 24,1 a 26,2 °C, o balanço hídrico registra entre 1.158 mm a 1.202 mm e precipitação de 1.191 mm a 1.305 mm.

#### 3.2 - Caracterização dos dados

Os dados foram coletados através de levantamento, por meio de amostragem, em áreas caracterizadas como cerrado *stricto sensu*, dentro da unidade de conservação e do seu entorno. A coleta de dados foi realizada por meio de amostragem aleatória. Foram mensurados todos os indivíduos, encontrados dentro das parcelas lançadas, com diâmetro à 1,30 metros do solo (DAP)  $\geq 3$  cm.

Ao todo foram mensuradas 12 parcelas no interior do Parque Estadual da Lapa Grande, e 12 parcelas na sua zona de amortecimento, com 400 m<sup>2</sup> cada, amostrando ao todo 4800 m<sup>2</sup> em cada uma das áreas. Durante o levantamento foram coletados dados de diâmetro com o auxílio de fita métrica, bem como a identificação de cada indivíduo arbóreo,

classificado com o valor de diâmetro mínimo estabelecido para o critério de inclusão. Em anexo, na Tabela 9, estão listados os indivíduos amostrados, bem como a quantidade de cada espécie encontrada em cada uma das duas áreas.

### 3.3 - Análise de dados

#### Modelagem da distribuição diamétrica

Os dados foram agrupados em classes diamétricas de 4cm de amplitude. Foram ajustados dois modelos matemáticos e uma Modelagem de distribuição diamétrica (MDD) (Tabela 2) para cada uma das áreas, mediante a frequência de árvores em função do Centro de Classe de DAP (CCDAP cm).

Tabela 2. Modelos para caracterizar a distribuição de diâmetros para as duas áreas de estudo: Parque Estadual da Lapa Grande e sua zona de amortecimento, Montes Claros - MG, Brasil.

Nº	Modelo	Relação Funcional
1	Exponencial de Meyer	$N_j = \beta_0 e^{\beta_1 D_j} \varepsilon_j$
2	Potencial de Mervart	$N_j = \beta_0 D_j^{\beta_1} \varepsilon_j$
3	Weibull com 2 parâmetros	$F(D_j) = 1 - \exp\left(-\left(\frac{D_j}{\beta}\right)^\gamma\right)$

$DA_j = N_j = Y_j$  = número de árvores por hectare na j-ésima classe de dap;  $D_j = X_j$  = diâmetro centro da j-ésima classe de dap, em cm;  $F(D_j) = F(X_j)$  probabilidade acumulada até a j-ésima classe de DAP; e  $\beta_0$ ,  $\beta$ , e  $\gamma$  são os parâmetros a serem estimados.

Fonte: Da autora, 2023.

#### Teste de Aderência

O teste de Kolmogorov-Smirnov (K-S) com nível de significância de 1% foi utilizado para selecionar o melhor modelo e verificar a qualidade dos ajustes em diferentes intervalos de classes, além de avaliar a aderência de cada distribuição. Esse teste é amplamente utilizado por diversos autores para comparar a precisão de valores estimados por meio de distribuições probabilísticas com as respectivas frequências observadas acumuladas.

O valor "Dcalc" de K-S é calculado com base na classe que apresenta a maior divergência entre as distribuições (BILA *et al.*, 2018; REIS *et al.*, 2018).

$$D_{calc} = (>|F_{obs} - F_{est}|)/n$$

$$D_n (1\%) = 1,62/\sqrt{n}$$

Em que:

$D_{calc}$  = valor calculado de Kolmogorov-Smirnov;

$D_n (1\%)$  = valor de KS tabelado em nível  $\alpha$  de probabilidade;

$>|F_{obs} - F_{est}|$  = Maior diferença em módulo, perante todas as classes, entre frequência observada acumulada e frequência estimada acumulada;

$n$  = número de indivíduos.

O teste K-S é uma escolha mais adequada em relação ao teste do Qui-quadrado, especialmente para amostras com número de observações por classe abaixo de cinco, já que essas amostras podem apresentar tendências nos valores e afetar as comparações entre modelos (SCOLFORO, 2006).

### **Índice de similaridade**

O índice de similaridade de Sorensen ( $SO_{ij}$ ) compara qualitativamente a presença e ausência de espécies na área. Este índice varia em uma escala de 0 a 1, sendo que a similaridade é considerada elevada se os valores superarem 0,5 (MAGURRAN, 1998).

Para quantificar a similaridade entre as áreas, foi utilizado o coeficiente de Sorensen (SO), que se destaca para este cálculo e é dado pela fórmula:

$$SO_{ij} = \frac{2c}{a + b}$$

Em que:

$a$  = número de espécies ocorrentes na área 1;

$b$  = número de espécies ocorrentes na área 2; e

$c$  = número de espécies comuns às duas comunidades.

### **Índice de diversidade**

Os índices de diversidade combinam dois atributos de uma comunidade biológica: o número de espécies e sua equabilidade. Este segundo componente refere-se ao quão parecidas as espécies estão representadas na comunidade. Caso todas as espécies possuam a representatividade ou importância iguais (MELO, 2008), a equabilidade será máxima.

O índice de Shannon ( $H'$ ) é utilizado para medir a diversidade de dados categóricos, sendo o mais amplamente utilizado para medir a biodiversidade. Sua principal vantagem é que leva em consideração tanto a riqueza de espécies como suas densidades. Quanto maior o valor de  $H'$ , maior será a diversidade florística da população em estudo (SHANNON, 1948; BROWER; ZAR, 1984).

O índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ) é estimado pela equação:

$$H' = - \sum_{i=1}^S P_i \cdot \ln(P_i)$$

Em que:

$$P_i = n_i/N;$$

$n_i$  = número de indivíduos da  $i$ -ésima espécie;

$N$  = número total de indivíduos amostrados;

$S$  = número total de espécies amostradas;

$\ln$  = logaritmo neperiano.

### **Índice de equabilidade**

O índice de equabilidade de Pielou mede a homogeneidade na distribuição das espécies dentro da população. Pertence ao intervalo [0,1], em que 1 representa a máxima equabilidade, ou seja, todas as espécies são igualmente abundantes (PIELOU, 1975; ODUM, 1985).

O índice de equabilidade de Pielou é dado pela expressão:

$$J = \frac{H'}{H'_{max}}$$

Em que:

$H'$  = índice de diversidade de Shannon da comunidade;

$H'_{max}$  = Diversidade máxima =  $\ln(S)$ ;

$S$  = número total de espécies amostradas.

### Comparação de índices de diversidade de comunidades

Para a comparação de índice de diversidade de comunidades foi utilizado a estatística  $t$ . O teste “ $t$ ” é dado pela equação:

A estatística “ $t$ ” é dada por:

$$t = \frac{H'_1 - H'_2}{\sqrt{VarH'_1 + VarH'_2}}$$

$$VarH'_1 = \frac{\sum_{i=1}^S P_i \cdot [\ln(P_i)]^2 - \frac{(\sum_{i=1}^S \ln(P_i))^2}{N_1}}{N_1^2}$$

$$VarH'_2 = \frac{\sum_{i=1}^S P_i \cdot [\ln(P_i)]^2 - \frac{(\sum_{i=1}^S \ln(P_i))^2}{N_2}}{N_2^2}$$

Com os seguintes graus de liberdade (gl):

$$\frac{(VarH'_1 + VarH'_2)}{\frac{(VarH'_1)^2}{N_1} + \frac{(VarH'_2)^2}{N_2}}$$

Em que:

$VarH'_1$  = variação do índice de diversidade na área 1.

$Varh'_2$  = variação do índice de diversidade na área 2.

$N_1$  = número total de indivíduos amostrados na área 1.

$N_2$  = número total de indivíduos amostrados na área 2.

O teste “ $t$ ” significativo indica que há diferença estatística entre os valores analisados, ou seja, há diferença entre as áreas estudadas.

### Comparação de dados estruturais e fitossociológicos

Para comparar os dados estruturais e fitossociológicos das duas áreas, foi utilizado o teste de *Hotelling*, com nível de significância a 5% de probabilidade, realizado no software

Bioestat 3.0 (AYRES; AYRES JÚNIOR *et al.*, 2003). Esse teste é aplicado para comparar duas amostras multivariadas, cada uma contendo o mesmo número de variáveis (duas ou mais). Ele se baseia na generalização do teste t de *Student*, especificamente no quadrado dessa estatística, sendo simbolizado pelo  $T^2$ . A probabilidade do teste, conhecida como valor-p, é calculada usando a estatística F resultante da transformação de  $T^2$ .

A fim de medir a compatibilidade das áreas através de múltiplos dados avaliados, foram utilizados os seguintes parâmetros: número de indivíduos; riqueza (S); DAP médio; DAP mínimo; e DAP máximo. Todos os valores utilizados para realizar o teste de *Hotelling* foram calculados para cada parcela nas duas áreas de estudo.

#### 4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

O estudo amostrou um total de 2.760 indivíduos, distribuídos em 191 espécies distintas, sendo que 59 dessas espécies, consideradas diferentes entre si, não foram identificadas e, em sua maioria, estavam dentro da Zona de Amortecimento. Para a área do Parque Estadual da Lapa Grande (PELG), foram coletados dados de 1.413 indivíduos, distribuídos em 109 espécies, enquanto que para a área da sua Zona de Amortecimento (ZA - PELG) foram coletados dados de 1.347 indivíduos, com 133 espécies distintas. A área do PELG apresentou maior valor de diâmetro médio e menor desvio padrão quando comparado aos valores encontrados na ZA, assim como mostra a tabela 3.

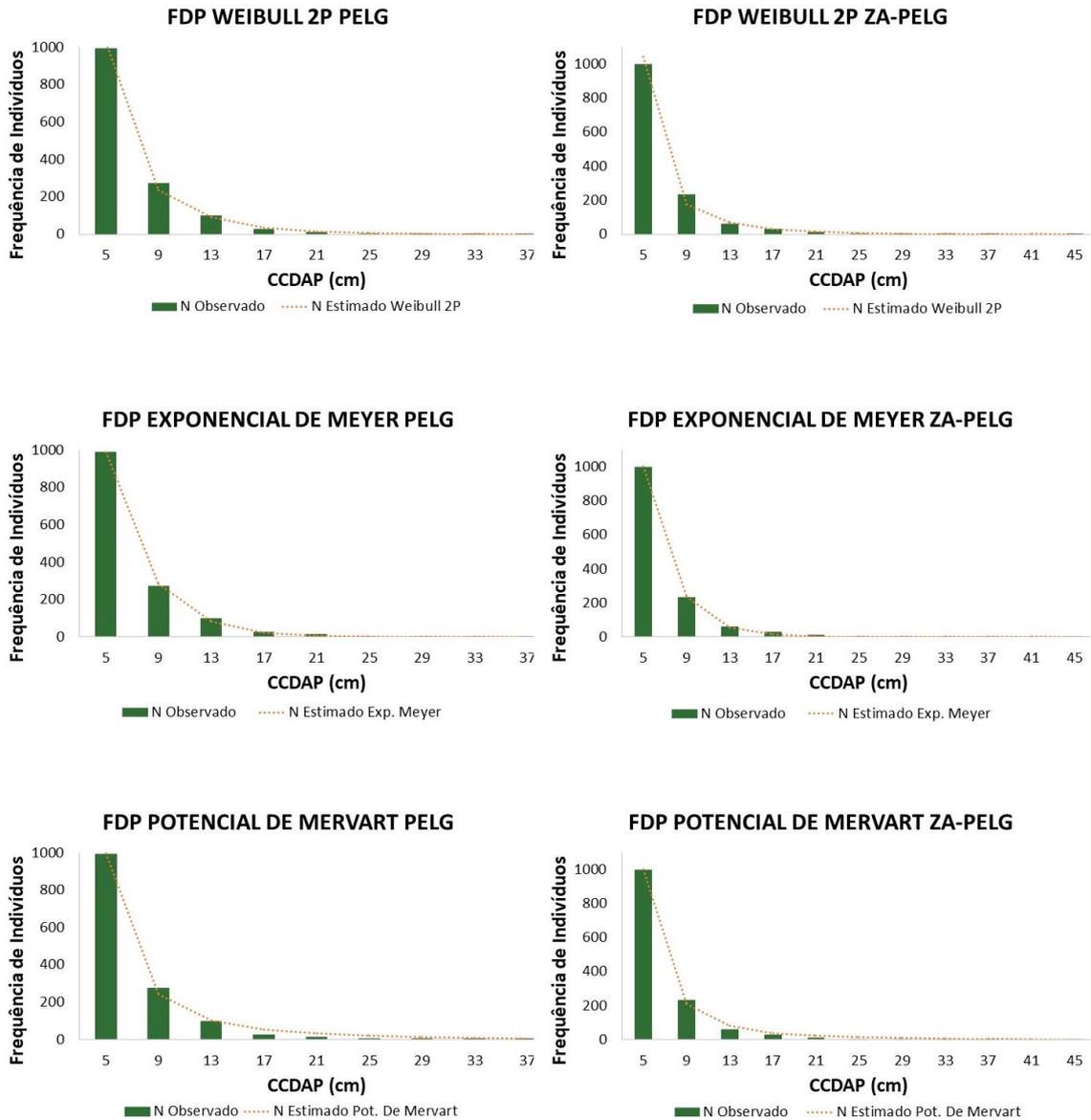
Tabela 3. Análise inicial da vegetação.

	<b>Parque Estadual da Lapa Grande (PELG)</b>	<b>Zona Amortecimento (ZA-PELG)</b>
<b>N° de indivíduos</b>	1413	1347
<b>N° de espécies</b>	109	133
<b>Diâmetro Médio (cm)</b>	6,64	6,17
<b>Menor Diâmetro (cm)</b>	3,18	3,00
<b>Maior Diâmetro (cm)</b>	36,99	55,54
<b>Desvio Padrão (<math>S^2</math>)</b>	3,6165	3,9246

Fonte: Da autora, 2023.

Com o cálculo do desvio padrão dos diâmetros para cada uma das áreas, as frequências da distribuição das espécies foram distribuídas utilizando a função análise de dados do Excel. As distribuições diamétricas foram estimadas para cada uma das frequências obtidas, a partir das funções Exponencial de Meyer, Potencial de Mervart e Weibull 2P (Figura 2), utilizando o centro das classes do agrupamento de diâmetros (CCDAP cm) estimados para cálculo.

Figura 2: Distribuição diamétrica observada e distribuição estimada com as funções Weibull 2P, Exponencial de Meyer e Potencial de Mervart para as áreas de amostragem do Parque Estadual da Lapa Grande e sua Zona de amortecimento, no município de Montes Claros - MG.



Fonte: Da autora, 2023.

De acordo com Cruz *et al.*, (2021), a abordagem mais eficaz atualmente para descrever a estrutura diamétrica de uma floresta ou espécie é a utilização de Funções de Densidade Probabilística. Essa metodologia permite obter a probabilidade de ocorrência de árvores em intervalos específicos de diâmetro.

As estatísticas e coeficientes das funções ajustadas podem ser observadas na Tabela 4. As funções Weibull 2P e Exponencial de Meyer apresentaram resultados satisfatórios na modelagem da distribuição diamétrica das áreas do PELG, (Weibull 2 P - Dn.

= 0,0431 > Dcal. = 0,0233); (Exponencial de Meyer - Dn. = 0,0433 > Dcal. = 0,0210), e ZA - PELG (Weibull 2 P - Dn. = 0,0441 > Dcal. = 0,0323); (Exponencial de Meyer - Dn. = 0,0444 > Dcal. = 0,0262). Já a distribuição Potencial de Mervart não aderiu a distribuição diamétrica em nenhuma das áreas.

Tabela 4: Estatística dos modelos de Exponencial de Meyer, Potencial de Mervart e Weibull 2P para as distribuições diamétricas das áreas estudadas (PELG e ZA-PELG).

<b>Parque Estadual da Lapa Grande (PELG)</b>						
<b>MDD</b>	<b><math>\beta_0</math></b>	<b><math>\beta_1</math></b>	<b>Lâmbida</b>	<b>Beta</b>	<b>Dn</b>	<b>Dcal</b>
Exponencial de Meyer	4692,55	-0,3111			0,0433	0,0210 <sup>ns</sup>
Potencial de Mervart	46422,55	-2,387			0,0426	0,0618*
Weibull 2P			0,9358	3,8020	0,0431	0,0233 <sup>ns</sup>
<b>Zona de Amortecimento (ZA-PELG)</b>						
<b>MDD</b>	<b><math>\beta_0</math></b>	<b><math>\beta_1</math></b>	<b>Lâmbida</b>	<b>Beta</b>	<b>Dn</b>	<b>Dcal</b>
Exponencial de Meyer	6013	-0,3585			0,0444	0,0222 <sup>ns</sup>
Potencial de Mervart	71630	-2,65			0,0437	0,0480*
Weibull 2P			0,7894	2,9990	0,0441	0,0323 <sup>ns</sup>

$\beta_0$ ,  $\beta_1$ , Lâmbida e Beta = parâmetros estimados; RMSE (%) = Dn. = Valor de D calculado para o teste de KS ( $\alpha = 0,01$ ); Dcal. = valor de D calculado para o teste de KS. \* = significativo ao nível de 1% de probabilidade. ns = Não significativo.

Fonte: Da autora, 2023.

A partir da observação dos gráficos (figura 2), é possível notar a aderência das funções a partir da distribuição da frequência de indivíduos observada. Percebe-se que o gráfico obtido para a função Potencial de Mervart, tanto para a área do Parque Estadual da Lapa Grande, quanto para a Zona de Amortecimento, apresentaram pontos que superestimaram os valores, conforme o valor de CCDAP diminui. A baixa aderência dessa função é comprovada pelos resultados do teste K-S (tabela 5).

O teste de Kolmogorov-Smirnov (K-S) é uma ferramenta amplamente utilizada para avaliar a aderência de funções de densidade probabilística. Ele oferece várias vantagens em relação a outros testes, como o teste qui-quadrado. Uma das principais vantagens do teste K-S é a sua capacidade de replicação em amostras de diferentes tamanhos, permitindo a análise de conjuntos de dados agrupados ou individuais (MIGUEL *et al.*, 2010). Isso o torna uma opção viável tanto para estudos com pequenas amostras quanto para pesquisas envolvendo grandes conjuntos de dados.

As funções Weibull 2P e Exponencial de Meyer apresentaram uma distribuição mais uniforme para as duas áreas estudadas, de modo que a curva de valores estimados da frequência de indivíduos se adere melhor à frequência observada. Ambos apresentaram aderência conforme teste K-S.

Conforme mencionado por Scolforo (2006), algumas funções probabilísticas, como Weibull, são altamente flexíveis e capazes de assumir diferentes formas e graus de assimetria para se ajustarem a diferentes tipos de curvas. Essas funções são aplicáveis tanto em plantios florestais quanto em florestas nativas, permitindo o ajuste adequado dos dados e a análise das distribuições de frequência encontradas. A partir dos resultados observados na tabela é possível concluir que as funções Weibull 2P e Exponencial de Meyer demonstraram aderência às frequências observadas.

De acordo com Guilherme (2020), uma grande variação em características como altura e diâmetro tem um impacto direto na estimativa dos parâmetros e, conseqüentemente, na adequação de funções de densidade probabilísticas pouco flexíveis. No entanto, é relevante avaliar o desempenho de diferentes funções probabilísticas na modelagem de variável como diâmetro das espécies, tanto de forma individual quanto em diferentes biomas. Isso contribui para enriquecer a literatura sobre o assunto. Além disso, essa pesquisa pode subsidiar as atividades de exploração e monitoramento de áreas importantes de forma mais precisa e individualizada.

Segundo Cysneiros *et al.* (2017), as florestas nativas possuem uma formação vegetal altamente heterogênea devido à variabilidade de idade entre os indivíduos, diferentemente dos plantios florestais. Isso caracteriza as florestas nativas como multiâneas. De acordo com Lima e Leão (2013), essas florestas são caracterizadas por uma grande diversidade de espécies, amplamente distribuídas devido a várias condições de luminosidade e

outros fatores que contribuem para a falta de uniformidade entre os indivíduos. Isso resulta em valores consideravelmente elevados de variância e coeficiente de variação das variáveis dendrométricas, especialmente o diâmetro.

Em florestas inequiâneas, geralmente, observa-se um padrão exponencial decrescente no formato das classes diamétricas, conforme constatado por Cysneiros *et al.* (2017) e Reis *et al.* (2018), indicando áreas com baixos níveis de perturbação antrópica, e essa tendência foi observada na distribuição diamétrica das espécies na área de estudo. Como é possível observar nos gráficos de distribuição (Figura 2), as áreas apresentaram um formato de “j” invertido, conforme é observado em áreas de vegetação nativa, com uma maior concentração de indivíduos nas primeiras classes diamétricas. A aderência das funções em ambas as áreas estudadas, também mostra que a estrutura diamétrica da comunidade está balanceada, o que conseqüentemente indica que a vegetação está em um bom estado de conservação em relação a distribuição diamétrica.

O cálculo da similaridade entre nas áreas estudadas resultou em um  $SO_{ij}$  de 0,42 (Tabela 5), mostrando que as áreas apresentaram similaridade mediana, uma vez que o valor encontrado é bem próximo de 0,5, com 51 espécies em comum, das 191 amostradas.

Tabela 5. Índice de similaridade de Sorensen ( $SO_{ij}$ ).

<b>Índice de similaridade de Sorensen (<math>SO_{ij}</math>)</b>	
A	133
B	109
C	51
<b><math>SO_{ij}</math></b>	<b>0,42</b>

a, b e c = número de espécies ocorrentes na ZA-PELG; número de espécies ocorrentes No PELG; e número de espécies comuns às duas áreas, respectivamente;  $SO_{ij}$  = índice de similaridade de Sorensen.

Fonte: Da autora, 2023.

A variação das espécies presentes entre diferentes comunidades pode ser representada e quantificada de várias maneiras, sendo que os índices de diversidade são os mais comumente utilizados.

O índice de diversidade de Shannon ( $H'$ ) foi utilizado para estimar os valores de diversidade do PELG e da ZA-PELG. O índice de Shannon assume que, ao realizar uma amostragem aleatória de uma biocenose infinita, todas as espécies estão representadas na amostra. Isso implica que a correlação amostral é positiva, ou seja, o número de diferentes classes de parcelas aumenta à medida que a distribuição de áreas entre essas classes se torna equitativa (KREBS, 2013). Em outras palavras, o índice de Shannon considera que uma amostra bem representativa captura a diversidade total das espécies presentes na biocenose.

A diversidade de espécies abrange dois conceitos importantes: a riqueza e a uniformidade, que podem ser obtidas por meio de uma escala hierárquica, desde diversidade genética até a diversidade de ecossistemas (ODUM, 1971).

A riqueza é uma medida que se refere ao número de espécies presentes na flora de uma determinada área. Por outro lado, a uniformidade está relacionada ao grau de dominância de cada espécie nessa mesma área. Em princípio, a diversidade pode ser quantificada considerando-se qualquer componente biológico, conforme destacado por Souza e Soares (2013). Dessa forma, os índices de diversidade nos fornecem uma medida quantitativa da complexidade biológica e da variedade de organismos presentes em diferentes comunidades.

A área do entorno do parque (ZA-PELG) apresentou uma maior diversidade de espécies com  $H'=4,18$  (Tabela 6), diferentemente do que era esperado, visto que a conservação e a rigorosidade quanto a intervenção antrópica é menor nesta área. Uma possível explicação para esse resultado é o fato de que na área da Zona de Amortecimento foram amostrados um considerável número de indivíduos que não foram identificados. Esses indivíduos elevaram o valor da diversidade da área, já que, como não identificados, foram considerados como pertencentes a espécies diferentes. No entanto, o número de espécies distintas poderia ser reduzido com a identificação desses indivíduos. A área do PELG apresentou um índice de diversidade inferior com  $H'=3,89$ .

O índice de equabilidade de Pielou ( $J$ ) foi utilizado para estimar a homogeneidade na distribuição das espécies dentro da população. O  $J$  derivado do índice de diversidade de Shannon, permite representar a uniformidade da distribuição dos indivíduos entre as espécies existentes (PIELOU, 1966). Seu valor apresenta uma amplitude de 0 (uniformidade mínima) a 1 (uniformidade máxima).

O valor encontrado para a ZA-PELG foi maior ( $J=0,85$ ) do que o valor encontrado para o PELG ( $J=0,83$ ), mostrando que a área analisada do interior do parque apresenta menor uniformidade quando comparada a área amostrada no seu entorno.

Tabela 6. Resultados da análise da composição florística, comparando os valores do PELG e da sua ZA.

	PELG	ZA-PELG
<i>H'</i>	3,89	4,18
<i>H' max</i>	4,69	4,89
<i>J</i>	0,83	0,85
<i>VarH'</i>	8,18511E-06	1,02639E-05
<i>GL</i>		2709,75
<i>T calc</i>		67,39*
<i>T tab</i>		1,960

*H'* = índice de diversidade de Shannon; *H' max* =  $\ln(S)$ ; S = número total de espécies amostradas; *J* = índice de equabilidade de Pielou; *VarH'* = variação do índice de diversidade; GL = graus de liberdade; T calc = ; T tab ; \* = significativo ao nível de 5% de probabilidade.

Fonte: Da autora, 2023.

O teste t, para a comparação dos índices de diversidade de comunidades, retornou um valor igual a 67,39, foi significativo, mostrando que as diversidades entre as duas áreas são diferentes.

Apesar de a área do entorno (ZA-PELG) ter apresentado maior diversidade quando comparada a área do interior (PELG), é possível observar que a área do PELG, apresentou maior número de espécies caracterizadas como clímax e como secundárias tardias, representando 32% do total de espécies (Tabela 7), enquanto que a ZA-PELG apresentou apenas 18% de espécies caracterizadas nesses grupos ecológicos. A área do PELG contendo maior número de indivíduos caracterizados como clímax e secundárias pode ser um indicativo de que a área se encontra em um estágio mais avançado de sucessão.

Tabela 7. Classificação de espécies segundo o grupo ecológico em cerrado *stricto sensu*.

Grupo Ecológico	PELG	ZA-PELG	PELG (%)	ZA-PELG (%)
P	37	43	34	32

<b>SI</b>	18	16	17	12
<b>ST</b>	28	18	26	14
<b>CL</b>	7	5	6	4
<b>SC</b>	19	51	17	38
<b>Total</b>	109	133	-	-

P= pioneira; SI = secundária inicial; ST = secundária tardia; CL = clímax; e SC = sem classificação.

Fonte: Da autora, 2023.

A Zona de Amortecimento (ZA) refere-se a uma área contígua a uma unidade de conservação, como o Parque Estadual da Lapa Grande, que tem a finalidade de reduzir os impactos negativos provenientes do exterior sobre a área protegida. Essa zona desempenha um papel crucial na conservação da biodiversidade, atuando como um *buffer* ou “zona tampão” entre a unidade de conservação e as atividades humanas realizadas nas suas proximidades.

Na ZA do Parque Estadual da Lapa Grande, são permitidas atividades econômicas e humanas de baixo impacto. No entanto, é importante que essas atividades sejam realizadas de forma planejada e sustentável, levando em consideração os impactos que podem causar sobre o ambiente natural. Por se tratar de uma área que pode ser antropizada, espera-se que apresente menores índices de conservação e diversidade que a unidade de conservação.

A Zona de amortecimento apresentou elevado número de espécies sem classificação, aproximadamente 38% (Tabela 7), ou seja, grande parte das espécies encontradas nessa área não foram identificadas, podendo ter influenciado no resultado da diversidade. Além disso, parte dessas espécies podem ser classificadas como pioneiras quanto ao estágio de sucessão ecológica, mostrando que a área se encontra em estágio menos avançado, quando comparado ao parque.

A análise do Teste de *Hotelling* (Tabela 8) indicou que não há diferença significativa entre as duas áreas, com base na matriz de dados que inclui as variáveis: N° de indivíduos; Diversidade (S); DAP médio, DAP mínimo; e DAP máximo. Isso significa que os parâmetros estruturais e ecológicos avaliados nessas áreas são semelhantes e não apresentam divergências estatisticamente significantes.

Tabela 8. Resultados teste de *Hotelling* para as duas áreas de estudo multivariadas.

	<b>N° de Indivíduos</b>	<b>S</b>	<b>DAP Médio</b>	<b>DAP Min</b>	<b>DAP Max</b>
<b>Média PELG</b>	118	25	6,5275	3,2683	23,9767
<b>Variância PELG</b>	2745	87	1,4078	0,0337	64,1975
<b>Tamanho PELG</b>	12	12	12	12	12
<b>Média ZA-PELG</b>	113	28	6,1417	3,0292	24,8483
<b>Variância ZA-PELG</b>	2316	83	0,8743	0,0003	160,0371
<b>Tamanho ZA-PELG</b>	12	12	12	12	12
<b>T<sup>2</sup> (Hotelling)</b>	39,4709 <sup>ns</sup>				
<b>F</b>	6,4589				
<b>Graus de liberdade (n,d)</b>	5,18				
<b>(p)</b>	0,9987				

S = diversidade de espécies; \* = significativo ao nível de 5% de probabilidade. <sup>ns</sup> = Não significativo.

Fonte: Da autora, 2023.

Apesar de as áreas terem apresentado similaridade mediana de acordo com o índice de Sorensen, o resultado não significativo do teste de Hotelling, comparando diferentes parâmetros das duas áreas de estudo, mostram que elas são semelhantes entre si. A semelhança estatística entre os locais pode ser um indicativo de que a zona de amortecimento do Parque Estadual da Lapa Grande está cumprindo o seu papel de proteger as áreas naturais adjacentes ao parque, proporcionando um *buffer* entre as atividades humanas e o ecossistema sensível, não tendo impactos que reflitam no PELG. Além disso, esses resultados podem significar também que as intervenções antrópicas realizadas no entorno do parque estão respeitando os limites estabelecidos pela legislação para que a unidade de conservação não seja atingida pelas atividades realizadas na ZA.

Existem projetos de educação ambiental realizados com a população residente no entorno do PELG com o objetivo de conscientizar a população para o correto uso da área. A semelhança entre PELG e o seu entorno, de acordo com os parâmetros estudados, pode sinalizar que esses projetos estão sendo eficazes para a conservação das áreas protegidas.

## 5. CONCLUSÃO

A função de densidade probabilísticas Weibull 2P e o modelo Exponencial de Meyer demonstraram aderência às frequências observadas tanto para a área amostrada do Parque Estadual da Lapa Grande, quanto para a área amostrada no seu entorno, sendo as melhores modelagens de distribuição diamétrica analisadas neste estudo. A aderência dos modelos evidenciam que as estruturas diamétricas estão balanceadas.

Recomenda-se o uso dessas abordagens para outras áreas da fitofisionomia do cerrado *strictu sensu* para identificar se o comportamento apresenta-se de maneira semelhante.

A modelagem da variável diâmetro de áreas do cerrado *strictu sensu*, mediante a utilização de funções de densidade de probabilidade, consiste em uma importante contribuição para a literatura que envolve o bioma, além de subsidiar as atividades de exploração e monitoramento de áreas relevantes para a conservação ambiental.

A ausência de resultados significativos no teste de *Hotelling*, que comparou diferentes parâmetros das duas áreas de estudo e o balanço das estruturas diamétricas, indicam que a resposta para a pergunta que direcionou este estudo é que não há diferenças entre a vegetação do parque e sua zona de amortecimento.

Isso sugere que a zona de amortecimento do Parque Estadual da Lapa Grande está desempenhando efetivamente seu papel de proteger as áreas naturais próximas ao parque, servindo como uma barreira entre as atividades humanas e o ecossistema delicado. Além disso, esses resultados também podem indicar que as atividades realizadas pela sociedade nas proximidades do parque estão respeitando os limites estabelecidos pela legislação, garantindo que as atividades realizadas na zona de amortecimento não provoquem alterações na vegetação da unidade de conservação.

## 6. REFERÊNCIAS

- ALHO, C. J. R.; MARTINS, E. de S. **De grão em grão, o cerrado perde espaço: cerrado – impactos do processo de ocupação.** Brasília, DF: WWF: Fundo Mundial para a Natureza, 1995.
- ALVARENGA, A. P.; BOTELHO, S. A.; PEREIRA, I. M. Avaliação da regeneração natural na recomposição de matas ciliares em nascentes na região sul de Minas Gerais. **Cerne**, Lavras, v.12, n. 4, p. 360-372, out. 2006.
- ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L.; SPAROVEK, G. Mapa de classificação climática de Köppen para o Brasil. **Meteorologische zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.
- ALVES JÚNIOR, F. T. Estrutura diamétrica e hipsométrica do componente arbóreo de um fragmento de Mata Atlântica, Recife-PE. **Cerne**, Lavras v. 13, n. 1, p. 83-95, mar. 2007.
- ASSMANN, E. **Os princípios do estudo do rendimento florestal: estudos na produção orgânica, estrutura, incremento e rendimento dos povoamentos florestais.** Braunschweig: Pergamon; 1970.
- AYRES, M.; AYRES JÚNIOR, M. AYRES, D. L, SANTOS, A. S. **BioEstat 3.0: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas.** 2003. Belém: Sociedade Civil Mamirauá; Brasília CNPq; 2003.
- BEIROZ, H. Zonas de amortecimento de Unidades de Conservação em ambientes urbanos sob a ótica territorial: reflexões, demandas e desafios. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, Rio de Janeiro, v. 35, p. 275-286, dez. 2015.
- BILA, J. M.; SANQUETTA, C. R.; CORTE, A. P. D.; DE FREITAS, L. J. M. Distribuição diamétrica e principais espécies arbóreas presentes nos ecossistemas de Miombo, Mopane e Mecrusse em Moçambique. **Pesquisa Florestal Brasileira**, [S. l.], v. 38, 2018. Disponível em: <<https://pfb.cnpf.embrapa.br/pfb/index.php/pfb/article/view/1523>>. Acesso em: 21 jun. 2023.
- BRASIL. **Lei nº 9.985/00**, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Brasília, 2000. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/19985.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19985.htm)>. Acesso em: 21 jun. 2023.
- BROWER, J. E.; ZAR, J. H. **Field & laboratory methods for general ecology.** 2. ed. Dubuque: Wm. C. Brown Publishers, 1984. p. 226.
- CALLEGARO, R. M.; LONGHI, S. J.; ARAUJO, A. C. B.; KANIESKI, M. R.; FLOSS, P. A.; GRACIOLI, C. R. Estrutura do componente arbóreo de uma floresta estacional decidual ripária em Jaguari, RS. **Revista Ciência Rural**, Santa Maria, v. 42, n. 2, p. 305 – 311, fev.

2012. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/cr/a/qL8F67cnZjgsQppxX857LXj/abstract/?lang=pt>>. Acesso em: 25 mar. 2023.

CRUZ, L. L. NAKAJIMA, N. Y., SILVA, R. M. D., HOSOKAWA, R. T., JARDIM, F. C. D. S., & CORTE, A. P. D. Distribuição diamétrica de três espécies de Lecythidaceae após exploração de impacto reduzido na Amazônia Oriental. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 31, n. 1, p. 171-190, jan./mar. 2021. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/cflo/a/TjPjqc9GvxzgKFWpsZ9bWJp/abstract/?lang=pt>>. Acesso em: 07 jan. 2023.

CYSNEIROS, V. C.; PELISSARI, A. L.; MACHADO, S. D.; FIGUEIREDO FILHO, A.; SOUZA, L. Modelos genéricos e específicos para estimativa do volume comercial em uma floresta sob concessão na Amazônia. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 45, n. 114, p. 295-304, 2017. Disponível em: <<https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr114/cap06.pdf>>. Acesso em: 21 jun. 2023.

DA SILVA, J. M. C.; BATES, J. M. Padrões biogeográficos e conservação no Cerrado sul-americano: um hotspot de savana tropical: o Cerrado, que inclui habitats de floresta e savana, é o segundo maior bioma sul-americano e um dos mais ameaçados do continente. **BioScience**, v. 52, n. 3, pág. 225-234, 2002.

DARDENGO, J. de F. E.; ROSSI, A. A. B.; SILVA, C. J. D.; SILVEIRA, M. Estrutura espacial de *Theobroma subincanum* mart. e *Theobroma speciosum* willd. ex spreng. no Parque Nacional do Juruena, Mato Grosso. **Revista Árvore**, v. 41, n. 1, 2017.

DE LIOCOURT, F. De l'aménagement des sapinières. Tradução Maria Nygren. **Société Forestière de Franche-Comté et Belfort**, Bulletin trimestriel, p.396-409, juillet 1898.

DE MARQUES, A. A. B.; PERES, C. A. Ameaças legais generalizadas às áreas protegidas no Brasil. **Oryx**, v. 49, n. 1, pág. 25-29, 2015.

FELFILI, J. M. Distribuição de diâmetros e alturas em uma comunidade arbórea de mata ciliar e algumas de suas principais espécies no Brasil central durante um período de seis anos (1985-1991). **Revista Brasileira de Botânica**, v.20, n.2, p.155-162, 1997.

FERNANDES, D. A. J. VITORINO, M.I.; JARDIM, M.A.G. Efeito da radiação solar sobre a regeneração natural de manguezal em Cuiarana, Salinópolis, Pará Brasil. **Brazilian Journal of Environmental Sciences (RBCIAMB)**, Rio de Janeiro, n. 49, p. 108–122, set. 2018. Disponível em: <[https://www.rbciamb.com.br/Publicacoes\\_RBCIAMB/article/view/41](https://www.rbciamb.com.br/Publicacoes_RBCIAMB/article/view/41)>. Acesso em: 21 jun. 2023.

FERREIRA, R. L. C.; SOUZA, A. L.; JESUS, R. M. Dinâmica da estrutura de uma floresta secundária de transição: II. distribuição diamétrica. **Revista Árvore**, [S.I.], v. 22, n. 3, p. 331-344, 1998.

FERREIRA, R. Q. DE S.; CAMARGO, M. O.; TEIXEIRA, P. R.; DE SOUZA, P. B.; VIANA, R. H. O. Uso potencial e síndromes de dispersão das espécies de três áreas de cerrado sensu stricto, Tocantins. **Global Science and Technology**, Brasília, v. 09, n. 03, p.73 - 86, set./dez. 2016.

FERREIRA, F. R. DE L.; PELISSARI, A. L.; CYSNEIROS, V.C.; RODRIGUES, C. K; MOURA, L. A.; MARQUES, E. R. G. Modelagem da distribuição diamétrica de espécies arbóreas em fragmento de florestas estacional semidecidual. **Revista Árvore**, v. 47, 2023. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/rarv/a/bzKrVBC453yxkQ7XrKcnQwc/abstract/?lang=pt>>. Acesso em: 20 fev. 2023.

FRANCO, G. A. D. C.; SOUZA, F. M.; IVANAUSKAS, N. M.; MATTOS, I. F. A.; BAITELLO, J. B.; AGUIAR, O. T.; CATARUCCI, A. F. M.; POLISEU, R. T. Importância dos remanescentes florestais de Embu (SP, Brasil) para a conservação da flora regional. **Biota Neotropica** v. 7, p. 145-161, 2007. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/bn/a/gTBn9ppNc8SrVJK8T3gtbnx/abstract/?lang=pt>>. Acesso em: 20 mai. 2023.

FRANÇOSO, R. D.; DEXTER, K. G.; MACHADO, R. B.; PENNINGTON, R. T.; PINTO, J. R.; BRANDÃO, R. A.; RATTER, J. A. Delimitação de distritos biogeográficos florísticos do Cerrado e avaliação de seu estado de conservação. . **Biodiversity and Conservation**, [S.I.], v. 29, n. 5, p. 1477–1500, 2020. Disponível em: <[https://ore.exeter.ac.uk/repository/bitstream/handle/10871/38023/Francoso\\_BIOC-D-18-00138\\_R3.pdf?sequence=1](https://ore.exeter.ac.uk/repository/bitstream/handle/10871/38023/Francoso_BIOC-D-18-00138_R3.pdf?sequence=1)>. Acesso em: 21 jun. 2023.

GARCIA, F. N.; FERREIRA, L. G.; LEITE, J. F. Áreas Protegidas no Bioma Cerrado: fragmentos vegetacionais sob forte pressão. In: Congresso, 2011, Curitiba. **Anais do XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. Disponível em: <<http://marte.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/marte/2011/06.22.18.20/doc/p0361.pdf>>. Acesso em: 5 jan. 2023.

GUILHERME, S. S. **Aderência de funções densidade de probabilidade em diferentes amplitudes de classes diamétricas**, 2011. 28 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Florestal) – Instituto de Florestas, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011. Disponível em: <<http://novorima.im.ufrj.br:8080/jspui/handle/1235813/5496>>. Acesso em: 21 jan 2023.

GÜL, A. U.; MISIR, M.; MISIR, N.; YAVUZ, H. Cálculo de estruturas de estandes de idade desigual com distribuição de diâmetro exponencial negativa e regra de densidade de competição modificada de Sterba. **Ecologia e manejo florestal**, [S.I.], v. 214, n. 1-3, p. 212-220, 2005.

HARPER, J. L. **Biologia populacional de plantas**. Londres: Academic Press, 1990.

HESS, A. F.; CALGAROTTO, A. R.; PINHEIRO, R.; WANGINIAC, T. C. R. Proposta de manejo de *Araucaria angustifolia* utilizando o quociente de Liocourt e análise de incremento,

em propriedade rural no município de Lages, SC. **Pesquisa Florestal Brasileira**, [S. l.], v. 30, n. 64, p. 337, 2010. Disponível em: <<https://pfb.cnpf.embrapa.br/pfb/index.php/pfb/article/view/143>>. Acesso em: 22 jun. 2023.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa de biomas do Brasil**. IBGE, 2004. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/informacoes-ambientais/15842-biomas.html>>. Acesso em: 18 abr. 2023.

ICMBIO. **Guia de Restauração Ecológica para Gestores de Unidades de Conservação**. Brasília: ICMBio, 2020. Disponível em: [https://www.icmbio.gov.br/cbc/images/stories/Publica%C3%A7%C3%B5es/restaura%C3%A7%C3%A3o/Guia-de-Restauracao-Ecologica\\_digital.pdf](https://www.icmbio.gov.br/cbc/images/stories/Publica%C3%A7%C3%B5es/restaura%C3%A7%C3%A3o/Guia-de-Restauracao-Ecologica_digital.pdf). Acesso em: 18 abr. 2023.

KREBS, C. J. **Ecological methodology**. New York, Harper & Row, USA, 2013.

LIMA, J. P. C.; LEÃO, J. R. A. Dinâmica de crescimento e distribuição diamétrica de fragmentos de florestas nativa e plantada na Amazônia Sul Ocidental. **Floresta e Ambiente**, [S.I.], v. 20, n. 1, p. 70-79, 2013. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/floram/a/7WqCCRCRjC9s87F5BDfCstF/abstract/?lang=pt>> . Acesso em: 21 jan. 2023.

MAGURRAN, A. E. Diferenciação populacional sem especiação. **Transações Filosóficas da Royal Society of London. Série B: Ciências Biológicas**, v. 353, n. 1366, pág. 275-286, 1998. Disponível em: <<https://royalsocietypublishing.org/doi/abs/10.1098/rstb.1998.0209>>. Acesso em: 10 mai. 2023.

MELO, A. S. O que ganhamos confundindo riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade?. **Biota Neotropica**, v. 8, p. 21-27, 2008.

MIGUEL, E. P.; MACHADO, S. A.; FIGUEIREDO FILHO, A.; ARCE, J. E. Utilização da função Wweibull para prognóstico de produtividade por classes de diâmetro em povoamentos de *Eucalyptus urophylla*. **Cerne**, Viçosa, v. 16, n. 1, p. 94-104, 2010.

MIRANDA, H. S. Projeto fogo. **Efeitos do regime do fogo sobre a estrutura de comunidades de cerrado**. Brasília: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – Ibama, 2010. p. 15-22. Disponível em: <[https://queimadas.dgi.inpe.br/~rqueimadas/material3os/2010\\_Miranda\\_et al\\_FogoEstruturaCerrado\\_IBAMA\\_DE3os.pdf](https://queimadas.dgi.inpe.br/~rqueimadas/material3os/2010_Miranda_et al_FogoEstruturaCerrado_IBAMA_DE3os.pdf)>. Acesso em: 30 jan. 2023.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Iniciativa Cerrado Sustentável**. MMA, 2017. Disponível em: <<https://antigo.mma.gov.br/biomas/cerrado/iniciativa-cerrado-sustentavel.html>>. Acesso em: 15 jun. 2023.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **O Bioma Cerrado**. MMA, 2019. Disponível em: <<https://antigo.mma.gov.br/biomas/cerrado.html#startOfPageId199>>. Acesso em: 15 jun. 2023.  
MORAES, GISELLI; SCHORR, L. P.; AGUIAR, J. CUCHI, T.; MELO, L. Mudanças na estrutura diamétrica e no arranjo espacial de *Manilkara elata* em área manejada na Floresta

Nacional do Tapajós. **Enciclopédia Biosfera**, v. 14, n. 25, 2017. Disponível em: <https://conhecer.org.br/ojs/index.php/biosfera/article/view/900>. Acesso em: 18 jun. 2023.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Pontos críticos de biodiversidade para prioridades de conservação. **Nature**, v. 403, p. 853-8, 2000. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/35002501>. Acesso em: 18 jun. 2023.

NERI, A. V.; SCHAEFER, C. E. G. R.; SILVA, A. F.; SOUZA, A. L.; FERREIRA-JUNIOR, W. G.; MEIRA-NETO, J. A. A. A influência dos solos na composição florística e na estrutura da comunidade de uma área de cerrado brasileiro. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 69, n. 1, p. 1–27, 2012.

ODUM, E. P.; BARRETT, G. W. **Fundamentos de ecologia**. Filadelfia: Saunders, 1971.

ODUM, E.P. 1985. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Discos CBS. 1985.

OLIVEIRA, A. N.; AMARAL, I. L.; RAMOS, M. B. P.; NOBRE, A. D.; COUTO, L. B.; SAHDO, R. M. Composição e diversidade florística estrutural de um hectare de floresta densa de terra firme na Amazônia Central, Amazonas, Brasil. **Acta Amazonica**, v. 38, n. 4, p. 627-642, 2008. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/aa/a/FwWLG9G9Mm7bD8MYkdP8vy/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 05 fev. 2023.

OLIVEIRA, T. M.; ALVES, A. R.; AMARAL, G. C.; ALMEIDA, K. N. S. de; SOUZA, K. B.; AGUIAR, A. S.; ARAÚJO, E. F.; FARIAS, S. G. G. Análise da estrutura vegetacional em uma área de transição Cerrado-Caatinga no município de Bom Jesus-PI. **Scientia Plena**, v. 8, n. 4(b), 2012. Disponível em: <https://www.scientiaplena.org.br/sp/article/view/1407>. Acesso em: 22 jun. 2023.

PARKER, I.M.; REICHARD, S.H. Critical Issues in Invasion Biology for Conservation Science. In: **Conservation Biology**. Boston: Springer, 1998. p. 283-305.

PAULA, A.; SILVA, A. F. D.; MARCO JÚNIOR, P. D.; SANTOS, F. A. M. D.; SOUZA, A. L. D. Sucessão ecológica da vegetação arbórea em uma floresta estacional semidecidual, Viçosa, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.18, n.3, p. 407-423, 2004. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/abb/a/CHZv58cNQ3wVDVLLyYZ9rrz/?format=pdf&lang=pt>. Acesso em: 5 fev. 2023.

PEREIRA-SILVA, E. F. L. **Alterações temporais na distribuição dos diâmetros de espécies arbóreas**. 2004. 17 f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal), Universidade Estadual de Campinas, São Paulo. 2004.

PERELLO, L. F. C. Princípios ecológicos, legais e metodológicos do planejamento de Zonas de Amortecimento. In: Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, 2012, Natal. **Anais do VII CBUC**. Natal, 2012.

PIELOU, Evelyn C. Diversidade de espécies e diversidade de padrões no estudo da sucessão ecológica. **Journal of theoretical biology**, v. 10, n. 2, p. 370-383, 1966.

PIELOU, E.C. **Ecological Diversity**. New York: Wiley InterScience, 1975. 165p.

RATTER, J. A.; BRIDGEWATER, S.; RIBEIRO, J. F.; DIAS, T. A. B.; DA SILVA, M. R. Estudo preliminar da distribuição das espécies lenhosas da fitofisionomia cerrado sentido restrito nos estados compreendidos pelo bioma Cerrado. **Boletim do Herbário Ezechias Paulo Heringer**, v. 5, 2000.

RATTER, J. A.; BRIDGEWATER, S.; RIBEIRO, J. F. Padrões de biodiversidade da vegetação lenhosa do Cerrado brasileiro. In: **Savanas neotropicais e florestas sazonalmente secas**. Imprensa CRC, 2006. p. 31-66.

REIS, L. P.; DE SOUZA, A. L.; DOS REIS, P. C. M.; MAZZEI, L.; BINOTI, D. H. B.; LEITE, H. G. Prognose da distribuição diamétrica na Amazônia utilizando redes neurais artificiais e autômatos celulares. **Revista Floresta**, v. 48, n. 1, p. 93-102, 2018. Disponível em: <<https://revistas.ufpr.br/floresta/article/view/52748>>. Acesso em: 05 fev. 2023.

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

SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G.; Mapeamento Semidetalhado do Uso da Terra do Bioma Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 43, p. 153-156, 2008. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/pab/a/d849WYR63MFQSN9wVx7ZtYn/abstract/?lang=pt>>. Acesso em: 17 jan. 2023.

SCOLFORO, J. R. et al. Crescimento e Produção Florestal. In: **Biometria florestal: crescimento e produção florestal**. UFLA/FAEPE MG, 2006. p. 393.

SCOLFORO, J. R. S. Características e produção das fisionomias do cerrado em Minas Gerais. **Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócio e recursos naturais**. Brasília: EMBRAPA, 2008. p. 505-610.

SHANNON, C. E. A. Mathematical theory of communication. **Bell System Technical Journal, Murray Hill**, v.27, p.379-423, 1948.

SILVA, J. F.; ARIÑAS, M. R.; FELFILI, J. M.; KLINK, C. A. Heterogeneidade espacial, uso e conservação da terra na região do cerrado brasileiro. **Journal of Biogeography**, v. 33, n. 3, p. 536-548, 2006. Disponível em: <[https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1365-2699.2005.01422.x?casa\\_token=cvkbc0Vx3rEAAAAA%3Adnmiu9ynhlzC-CBZOxAEm5YFxfkbscfw-1RnuUdUo7g4sAjfeb1pmbkQJBmdWl\\_IUu4MphcxwKTro6j\\_Jg](https://onlinelibrary.wiley.com/doi/full/10.1111/j.1365-2699.2005.01422.x?casa_token=cvkbc0Vx3rEAAAAA%3Adnmiu9ynhlzC-CBZOxAEm5YFxfkbscfw-1RnuUdUo7g4sAjfeb1pmbkQJBmdWl_IUu4MphcxwKTro6j_Jg)>. Acesso em: 23 mai. 2023.

SILVA, S. DE S.; AZEVEDO, G.G.; SILVEIRA, O.T. Vespas sociais de duas localidades do Cerrado no nordeste do estado do Maranhão, Brasil (Hymenoptera, Vespidae, Polistinae).

**Revista Brasileira de Entomologia**, v. 55, n. 4, p. 597–602, dez. 2011. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/rbent/a/5sC6B6xbr7RnDdw8XWNdYbb/?format=html&lang=en>>. Acesso em: 24 jan. 2023.

SIMINSKI, A.; MANTOVANI, M.; REIS, M. S. D.; FANTINI, A. C. Sucessão florestal secundária no município de São Pedro de Alcântara, litoral de Santa Catarina: estrutura e diversidade. **Ciência Florestal**, v.14, n.1, p. 21-33, 2004. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/cflo/a/8DWDNZQBRM7vz4fG67MPYzz/abstract/?lang=pt>. Acesso em: 15 jan. 2023.

SOUZA, A. L.; JESUS, R. M. 1994. **Distribuição diamétrica de espécies arbóreas da Floresta Atlântica: análise de agrupamento**. Viçosa, MG: Sociedade de Investigações Florestais (Boletim Técnico, 10). 30p. il.

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

## 7. ANEXOS

Lista florística das espécies identificadas na UC (PELG) e zona de amortecimento (ZA-PELG).

ESPÉCIE	PELG	ZA-PELG	TOTAL
<i>Aegiphila verticillata</i>	3	3	6
<i>Agonandra brasiliensis</i>	4	1	5
<i>Albizia niopoides</i>	3		3
<i>Alibertia edulis</i>	8	5	13
<i>Anadenanthera colubrina</i>	2		2
<i>Annona emarginata</i>	5		5
<i>Annona leptopetala</i>	2		2
<i>Aspidosperma macrocarpon</i>		12	12
<i>Aspidosperma pyriformium</i>	41	6	47
<i>Aspidosperma sp</i>	1		1
<i>Aspidosperma subincanum</i>	1		1
<i>Aspidosperma tomentosum</i>	10		10
<i>Astronium fraxinifolium</i>	24	18	42
<i>Bauhinia forficata</i>		7	7
<i>Bowdichia virgilioides</i>	18	21	39
<i>Brosimum gaudichaudii</i>	6	29	35
<i>Buchenavia tomentosa</i>		1	1
<i>Byrsonima coccolobifolia</i>		2	2
<i>Byrsonima verbascifolia</i>	16	3	19
<i>Callisthene minor</i>		1	1
<i>Campomanesia eugenioides</i>		15	15
<i>Campomanesia guazumifolia</i>	1		1

<i>Caryocar brasiliense</i>	3	3	6
<i>Casearia sylvestris</i>	1	6	7
<i>Chamaecrista sp.</i>	7	39	46
<i>Cipó</i>	1		1
<i>Clethra scabra</i>	1		1
<i>Coccoloba rosea</i>	2		2
<i>Coccoloba sp</i>		2	2
<i>Combretum duarteanum</i>	1		1
<i>Copaifera langsdorffii</i>	56	84	140
<i>Cordia trichotoma</i>	73	24	97
<i>Cordia sessilis</i>	29	27	56
<i>Curatella americana</i>	9	15	24
<i>Dalbergia decipularis</i>	1		1
<i>Dalbergia miscolobium</i>	5		5
<i>Davilla rugosa</i>	4		4
<i>Dimorphandra gardneriana</i>	18	18	36
<i>Diospyros hispida</i>		6	6
<i>Enterolobium contortisiliquum</i>		1	1
<i>Enterolobium gummiferum</i>	6	2	8
<i>Eremanthus sp.</i>		1	1
<i>Eriotheca pentaphylla</i>	4		4
<i>Eriotheca pubescens</i>	1		1
<i>Erythroxylum argentinum</i>	1		1
<i>Erythroxylum deciduum</i>	8	12	20
<i>Erythroxylum suberosum</i>	2		2
<i>Erythroxylum tortuosum</i>		1	1
<i>Eugenia dysenterica</i>	27	26	53
<i>Eugenia speciosa</i>	32		32
<i>Ficus gomelleira</i>		3	3

<i>Geoffroea spinosa</i>	2	1	3
<i>Guapira graciliflora</i>		13	13
<i>Guapira noxia</i>	30		30
<i>Guarea guidonia</i>	25		25
<i>Guazuma ulmifolia</i>	14		14
<i>Handroanthus chrysotrichus</i>	8	13	21
<i>Handroanthus serratifolius</i>		1	1
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i>	24	36	60
<i>Himatanthus obovatus</i>		22	22
<i>Hymenaea stigonocarpa</i>	29	11	40
<i>Hymenolobium heringeranum</i>		8	8
<i>Kielmeyera coriacea</i>	1	5	6
<i>Lafoensia pacari</i>	7	17	24
<i>Lamanonia ternata</i>	1		1
<i>Lantana sp.</i>	5	16	21
<i>Leptolobium dasycarpum</i>	10	16	26
<i>Licania humilis</i>	1	22	23
<i>Lithrea brasiliensis</i>	43		43
<i>Lithrea molleoides</i>	2	13	15
<i>Luehea grandiflora</i>	28	1	29
<i>Machaerium opacum</i>	51	11	62
<i>Machaerium villosum</i>		7	7
<i>Magonia pubescens</i>	83	70	153
<i>Maytenus aquifolia</i>	1		1
<i>Maytenus floribunda</i>		1	1
<i>Miconia albicans</i>	1		1
<i>Miconia burchellii</i>		10	10
<i>Miconia ferruginata</i>		1	1
<i>Miconia ligustroides</i>	1		1

<i>Miconia sp.</i>	3		3
<i>Mimosa laticifera</i>	3		3
<i>Myracrodruon urundeuva</i>	29	14	43
<i>Myrcia fenzliana</i>		1	1
<i>Myrcia hartwegiana</i>		8	8
<i>Myrcia tomentosa</i>	15		15
<i>Myrciaria floribunda</i>	2	25	27
<i>Ouratea hexasperma</i>	10	10	20
<i>Ouratea sp.</i>		9	9
<i>Pera sp</i>	1		1
<i>Piptocarpha rotundifolia</i>	10		10
<i>Plathymenia reticulata</i>	12	8	20
<i>Plenckia populnea</i>		3	3
<i>Plinia cauliflora</i>	4		4
<i>Pouteria ramiflora</i>	7		7
<i>Pseudobombax longiflorum</i>	94	45	139
<i>Pseudobombax marginatum</i>		10	10
<i>Psidium myrsinites</i>		9	9
<i>Psidium pohlianum</i>		1	1
<i>Pterogyne nitens</i>	1		1
<i>Qualea dichotoma</i>	11	1	12
<i>Qualea grandiflora</i>	119	94	213
<i>Qualea multiflora</i>	27	13	40
<i>Qualea multiflora subsp. Pubescens</i>	1		1
<i>Qualea parviflora</i>		23	23
<i>Randia ferox</i>	8		8
<i>Roupala montana</i>	12	14	26
<i>Schefflera macrocarpa</i>	5		5
<i>Schinopsis brasiliensis</i>	1	2	3

<i>Schinus terebinthifolius</i>		17	17
<i>Schwartzia adamantium</i>	1		1
<i>Simarouba versicolor</i>	12		12
<i>Sp</i>		3	3
<i>sp 1</i>	1		1
<i>Sp 10</i>	2		2
<i>Sp 15</i>	1		1
<i>Sp 18</i>	22		22
<i>sp 2</i>	1		1
<i>Sp 20</i>	2		2
<i>Sp 23</i>	1		1
<i>Sp 25</i>	22		22
<i>sp 6</i>	8		8
<i>sp 7</i>	2		2
<i>sp10</i>		14	14
<i>sp11</i>		2	2
<i>sp12</i>		2	2
<i>sp13</i>		1	1
<i>sp14</i>		2	2
<i>sp15</i>		2	2
<i>sp16</i>		11	11
<i>sp17</i>		7	7
<i>sp18</i>		2	2
<i>sp19</i>		7	7
<i>sp2</i>		1	1
<i>sp20</i>		3	3
<i>sp21</i>		30	30
<i>sp22</i>		1	1
<i>sp23</i>		14	14

<i>sp24</i>	1	1
<i>sp25</i>	6	6
<i>sp26</i>	9	9
<i>sp27</i>	3	3
<i>sp28</i>	3	3
<i>sp29</i>	6	6
<i>sp3</i>	10	10
<i>sp30</i>	2	2
<i>sp31</i>	5	5
<i>sp32</i>	1	1
<i>sp33</i>	1	1
<i>sp34</i>	6	6
<i>sp35</i>	2	2
<i>sp36</i>	5	5
<i>sp37</i>	1	1
<i>sp38</i>	4	4
<i>sp39</i>	1	1
<i>sp4</i>	4	4
<i>sp40</i>	1	1
<i>sp41</i>	2	2
<i>sp43</i>	2	2
<i>sp44</i>	1	1
<i>sp45</i>	7	7
<i>sp46</i>	1	1
<i>sp47</i>	1	1
<i>sp48</i>	1	1
<i>sp5</i>	3	3
<i>sp50</i>	1	1
<i>sp51</i>	18	18

<i>sp6</i>		2	2
<i>sp7</i>		2	2
<i>sp8</i>		2	2
<i>sp9</i>		3	3
<i>Stryphnodendron adstringens</i>	4	1	5
<i>Swartzia flaemingii</i>		4	4
<i>Swartzia langsdorffii</i>	2	3	5
<i>Swartzia multijuga</i>	2	5	7
<i>Tachigali aurea</i>	1		1
<i>Tachigali sp</i>	2		2
<i>Terminalia argentea</i>	12	7	19
<i>Terminalia fagifolia</i>	4		4
<i>Terminalia januariensis</i>		2	2
<i>Tocoyena formosa</i>	1	4	5
<i>Vatairea macrocarpa</i>		1	1
<i>Vernonia sp</i>	1		1
<i>Virola sebifera</i>	52	87	139
<i>Vochysia elliptica</i>	5	2	7
<i>Vochysia thyrsoidea</i>	1		1
<i>Vochysia tucanorum</i>		13	13
<i>Xylopia aromatica</i>	8		8
<i>Xylopia frutescens</i>	52	4	56
<i>Zanthoxylum riedelianum</i>	7	1	8
<i>Zeyheria tuberculosa</i>	2		2
<i>Zollernia ilicifolia</i>	1		1
<b>Total Geral</b>	<b>1413</b>	<b>1349</b>	<b>2762</b>

SOUZA, D. R.; SOUZA, A. L.; LEITE, H. G.; YARED, J. A. G. Análise estrutural em Floresta Ombrófila Densa de Terra Firme não explorada, Amazônia Oriental. **Revista Árvore**, v.30, n.1, p.75-87, 2006. Disponível em: <<https://www.scielo.br/j/rarv/a/vgcB7NkVT6fdBb8r9jFcPBc/abstract/?lang=pt>>. Acesso em: 17 fev. 2023.

SOUZA, P.B.; MEIRA NETO, J.A.A; SOUZA, A.L. Diversidade florística e estrutura fitossociológica de um gradiente topográfico em Floresta Estacional Semidecidual Submontana, MG. **Cerne**, Lavras, v. 19, p.489-499, 2012.

SOUZA, R. B. B.; JUNIOR, F. R. F.; DE ALMEIDA NETO, P. P.; BRANDÃO, P. R. B. Dinâmica de crescimento e distribuição diamétrica de fragmentos de floresta nativa do Cerrado na região oeste da Bahia, Brasil. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 5, p. 423-436, 2020. Disponível em: <<https://www.sustenere.co/index.php/rica/article/view/CBPC2179-6858.2020.005.0039>>. Acesso em: 20 jan. 2023.

STRASSBURG, B. B. N., et al. Momento da verdade para o hotspot do Cerrado. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 0099, p. 1-3, 2017. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s41559-017-0099>>. Acesso em: 15 mai. 2023.

TOWNSEND, C. R.; BEGON, M.; HARPER, J. P. **Fundamentos em Ecologia**. ARTMED: Porto Alegre, 2006. 98 p.

VIEIRA, D. S.; GAMA, J. R. V.; DE ANDRADE, D. F. C. Estrutura populacional e padrão de distribuição espacial de *Pouteria cladantha* Sandwith em uma floresta sob regime de manejo sustentável, Pará. **Biota Amazônia**. v. 4, n. 3, p. 42-47, 2014. Disponível em: <<https://periodicos.unifap.br/index.php/biota/article/view/914>>. Acesso em: 22 jan. 2023.