



LIDIANY CAROLINA ARANTES DA SILVA

**CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO NO SOLO COMO
INDICATIVO DE ABSCISÃO FOLIAR EM FLORESTAS
TROPICAIS**

**LAVRAS – MG
2024**

LIDIANY CAROLINA ARANTES DA SILVA

**CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO NO SOLO COMO INDICATIVO DE ABSCISÃO
FOLIAR EM FLORESTAS TROPICAIS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Botânica Aplicada, área de concentração em Botânica Aplicada, para a obtenção do título de Mestre.

Orientador
Prof. Dr. Rubens Manoel dos Santos

**LAVRAS – MG
2024**

Ficha catalográfica elaborada pelo Sistema de Geração de Ficha Catalográfica da
Biblioteca Universitária da UFLA, com dados informados pelo(a) próprio(a)
autor(a).

Silva, Lidiany Carolina Arantes da.

Concentração de Fósforo no Solo como Indicativo de
Abscisão Foliar em Florestas Tropicais / Lidiany Carolina
Arantes da Silva. - 2024.

77 p.

Orientador(a): Rubens Manoel dos Santos.

Dissertação (mestrado acadêmico) - Universidade
Federal de Lavras, 2024.

Bibliografia.

1. Deciduidade Foliar. 2. Florestas Tropicais. 3.
Fósforo. I. dos Santos, Rubens Manoel. II. Título.

LIDIANY CAROLINA ARANTES DA SILVA

**CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO NO SOLO COMO INDICATIVO DE ABSCISÃO
FOLIAR EM FLORESTAS TROPICAIS**

**PHOSPHORUS CONCENTRATION IN SOIL AS AN INDICATOR OF LEAF
ABSCISSION IN TROPICAL FORESTS**

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Botânica Aplicada, área de concentração em Botânica Aplicada, para a obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 20 de fevereiro de 2024.
Dr. Rubens Manoel dos Santos UFLA
Dr. Felipe de Carvalho Araújo UFLA
Dr. Jean Daniel Morel SEE MG

Prof. Dr. Rubens Manoel dos Santos
Orientador

**LAVRAS – MG
2024**

AGRADECIMENTOS

À Universidade Federal de Lavras (UFLA), ao Departamento de Ciências Florestais (DCF), ao Programa de Pós-Graduação em Botânica Aplicada, e ao Laboratório de Fitogeografia e Ecologia Evolutiva pela oportunidade e apoio.

À Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo financiamento de projetos e, em especial, à Capes pela concessão da bolsa de estudos permitindo que a pesquisa fosse desenvolvida. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

Ao professor Rubens Manoel dos Santos pela paciência, empatia, disposição, orientação, dedicação e ensinamento.

À minha família, aos amigos e colegas do Laboratório de Fitogeografia e Ecologia Evolutiva pelos ensinamentos transmitidos e convivência, a minha gratidão a todos, ou tudo, que cruzou meu caminho neste tempo, deixando marcas mais ou menos profundas. Sem vocês nada disso seria possível.

RESUMO

As florestas tropicais são ambientes de grande interesse devido à sua notável diversidade biológica. Os processos evolutivos, históricos e a biodiversidade dessas florestas tem sido amplamente estudados. Essas florestas apresentam estrutura da vegetação e a diversidade de espécies influenciadas pelas características de solo, que é um fator crucial na formação e heterogeneidade dos habitats. Além disso, a disponibilidade hídrica também exerce um papel fundamental nessas formações, em florestas decíduas a caducifolia é presente devido à baixos índices de precipitação, por outro lado as semidecíduas e sempre-verdes, mantêm ou perde parcialmente suas folhas. O fósforo (P) é um nutriente essencial e exerce um papel fundamental na nutrição das plantas. Quando sua disponibilidade é limitada, as plantas realizam adaptações bioquímicas para compensar essa escassez. Esse macronutriente é um recurso não renovável e, tem se tornado uma preocupação cada vez mais presente no início deste novo milênio. As variadas condições ambientais levam as comunidades a ajustarem suas características morfológicas e fisiológicas, baseando-se na capacidade adaptativa de cada espécie para sua sobrevivência ou crescimento, e as características funcionais são essenciais nessa adaptação. As plantas investem em características funcionais de acordo com suas estratégias ecológicas, contudo compreender as táticas de aquisição de nutrientes como características funcionais em comunidades de plantas em escala mundial constitui um desafio complexo. Todavia, estudar as características funcionais relacionados à aquisição de fósforo fornecerá insights valiosos sobre as estratégias de sobrevivência das plantas. O objetivo deste estudo foi compreender a conexão entre o investimento em características foliares e a disponibilidade de fósforo no solo em florestas tropicais. Além disso, buscou-se analisar se grupos constituídos pelas características funcionais ligadas à longevidade foliar, exibem padrões distintos em relação à biomassa e abundância. Foram analisados dados de 86 áreas com diferentes ambientes, incluindo informações sobre a quantidade de espécies e biomassa, juntamente com atributos funcionais de 1700 indivíduos. Utilizou-se a Média Ponderada da Comunidade (CWM) para correlacionar os dados, a Análise de Componentes Principais (PCA) para o solo e Modelos Lineares Generalizados Mistos (GLMM) para modelagem. Os resultados revelaram uma relação entre a disponibilidade de fósforo (P) e a perda de folhas, além de destacarem a influência da precipitação na ciclagem de nutrientes em cada localidade, enfatizando a complexidade das respostas das plantas às condições ambientais. Concluiu-se também que a abundância é a melhor estratégia de representatividade dos indivíduos. A resposta deste trabalho contribui para o entendimento da capacidade adaptativa e processos ecológicos de comunidades em diferentes ambientes de florestas tropicais.

Palavras-chave: características funcionais; deciduidade; formações florestais; investimento foliar.

ABSTRACT

Tropical forests are environments of great interest due to their remarkable biological diversity. The evolutionary, historical processes, and biodiversity of these forests have been widely studied. Vegetation structure and species diversity in these forests are influenced by soil characteristics, which are a crucial factor in habitat formation and heterogeneity. Additionally, water availability also plays a fundamental role in these formations; deciduous forests are present due to low precipitation, while semi-deciduous and evergreen forests maintain or partially lose their leaves. Phosphorus (P) is an essential nutrient and plays a key role in plant nutrition. When its availability is limited, plants undergo biochemical adaptations to compensate for this scarcity. This macronutrient is a non-renewable resource and has become an increasingly prominent concern in the early years of this millennium. The varied environmental conditions lead communities to adjust their morphological and physiological characteristics based on the adaptive capacity of each species for survival or growth, and functional traits are essential in this adaptation. Plants invest in functional traits according to their ecological strategies; however, understanding nutrient acquisition tactics as functional traits in plant communities on a global scale constitutes a complex challenge. Nevertheless, studying functional traits related to phosphorus acquisition will provide valuable insights into plant survival strategies. The aim of this study was to understand the connection between investment in leaf traits and soil phosphorus availability in tropical forests. Additionally, we sought to analyze whether groups composed of functional traits related to leaf longevity exhibit distinct patterns in terms of biomass and abundance. Data from 86 areas with different environments were analyzed, including information on species abundance and biomass, along with functional attributes of 1700 individuals. Community Weighted Mean (CWM) was used to correlate the data, Principal Component Analysis (PCA) for soil, and Generalized Linear Mixed Models (GLMM) for modeling. The results revealed a relationship between phosphorus availability and leaf loss, highlighting the influence of precipitation on nutrient cycling in each location, emphasizing the complexity of plant responses to environmental conditions. It was also concluded that abundance is the best strategy for representing individuals. The findings contribute to understanding the adaptive capacity and ecological processes of communities in different tropical forest environments.

Keywords: functional traits; deciduousness; forest formations; leaf investment.

INDICADORES DE IMPACTO

As descobertas deste estudo contribuem para a compreensão da capacidade adaptativa e dos processos ecológicos de comunidades em diferentes ambientes de florestas tropicais. A disponibilidade de água influencia na ciclagem, afetando a concentração de fósforo no solo disponível para as plantas. No entanto, devido às variações nos padrões de precipitação em diferentes ambientes, cada local pode estar respondendo de maneira única a essa relação com o fósforo no solo. Essas interações ressaltam a complexidade dos mecanismos de resposta a condições ambientais específicas em diversas espécies de plantas. Preservar e estabilizar o clima são elementos essenciais para concretizar o potencial de adaptação climática das florestas tropicais. Os resultados desta pesquisa podem oferecer uma compreensão mais profunda das interações complexas entre esses processos ecológicos, podendo levar a novos modelos e teorias. Eles também podem fornecer informações valiosas para a elaboração de políticas ambientais, inspirar o desenvolvimento de novas tecnologias de monitoramento que auxiliam na gestão e mitigação de impactos, além de contribuir para uma maior conscientização da sociedade sobre questões ecológicas críticas. Assim, essas constatações ressaltam a urgência de adotar medidas de preservação que assegurem a saúde ambiental dos ecossistemas, em linha com os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável. Isso implica intervenções diretas na biodiversidade terrestre - Objetivo 15 - e pode também colaborar com iniciativas de combate às mudanças climáticas globais - Objetivo 13 -, além de impactar positivamente a saúde e o bem-estar das comunidades - Objetivo 3.

IMPACT INDICATORS

The findings of this study contribute to the understanding of the adaptive capacity and ecological processes of communities in different tropical forest environments. Water availability influences cycling, affecting the concentration of phosphorus in the soil available to plants. However, due to variations in precipitation patterns in different environments, each location may be responding uniquely to this relationship with soil phosphorus. These interactions underscore the complexity of response mechanisms to specific environmental conditions in various plant species. Preserving and stabilizing the climate are essential elements for realizing the potential of tropical forests' climate adaptation. The results of this research can offer a deeper understanding of the complex interactions between these ecological processes, potentially leading to new models and theories. They can also provide valuable information for the development of environmental policies, inspire the development of new monitoring technologies that assist in impact management and mitigation, and contribute to greater awareness of critical ecological issues in society. Thus, these findings emphasize the urgency of adopting conservation measures to ensure the environmental health of ecosystems, in line with the Sustainable Development Goals. This implies direct interventions in terrestrial biodiversity - Goal 15 - and can also contribute to initiatives to combat global climate change - Goal 13 -, as well as positively impact the health and well-being of communities - Goal 3.

SUMÁRIO

PRIMEIRA PARTE.....	10
1. INTRODUÇÃO.....	10
2. REFERENCIAL TEÓRICO.....	11
2.1. Florestas Tropicais.....	11
2.2. Formações Florestais.....	15
2.3. Fósforo (P).....	18
2.4. Características Funcionais e Fósforo.....	22
3. CONCLUSÃO.....	25
REFERÊNCIAS.....	26
SEGUNDA PARTE – ARTIGO.....	42
ARTIGO 1 - CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO NO SOLO COMO INDICATIVO DE ABSCISÃO FOLIAR EM FLORESTAS TROPICAIS.....	43

PRIMEIRA PARTE

1. INTRODUÇÃO

As florestas tropicais são ecossistemas que se destacam por apresentar um clima quente e úmido, estando predominantemente localizadas ao longo da linha do Equador. Essas florestas exibem uma alta diversidade de espécies, o que desperta o interesse de pesquisadores em compreender os padrões de distribuição e organização das suas comunidades. Diversas teorias têm sido propostas para explicar essa diversidade, considerando filtros ambientais, adaptação aos nichos, e distúrbios (Connel, 1978; Araújo et al., 2016).

Nessas florestas se encontra a ecozona Neotropical, que se estende do centro do México ao sul do Brasil e norte da Argentina, incluindo a América Central e as ilhas do Caribe (Schultz, 2005; Antonelli & Sanmartin, 2011; Cayuela & Granzow De La Cerda, 2012). Os padrões de biodiversidade dessa região são o resultado da interação entre a história geológica e a mudanças climáticas intensas em curtas escalas de tempo.

A formação e heterogeneidade dos habitats são amplamente influenciados pelos fatores nutricionais do solo e disponibilidade de água, que exercem influência direta na estrutura da vegetação e na diversidade de plantas, bem como os processos fisiológicos das plantas. A compreensão das relações entre os solos e a vegetação nas Florestas Tropicais Sazonalmente Secas ainda é limitada, essas florestas são intimamente ligadas a características específicas de clima e solo, marcadas por processos ecológicos sazonais, com período chuvoso limitado (Dryflor, 2016), além disso, a escassez de água é evidenciada pela queda das folhas das árvores (Oliveira-Filho et al., 2006), que é uma adaptação ao estresse hídrico e, uma característica dos indivíduos que sobrevivem em ambientes secos.

Durante a estação seca, a maioria das árvores nessas florestas são decíduas (Pennington et al., 2009). As espécies semidecíduas e sempre-verdes, em contraste com as espécies decíduas, mantêm suas folhas, o que as torna mais vulneráveis, além de apresentar uma menor eficiência no uso da água (Hasselquist Et Al., 2010; Lucena et al., 2015).

As características funcionais dos órgãos das plantas sustentam os processos fisiológicos, e influenciam a capacidade das espécies de resistir ou tolerar o estresse ambiental (Fagundes et., 2022). São consideradas características funcionais as características morfológicas e fisiológicas que permitem que os organismos respondam às pressões ambientais e aumente suas chances de adaptação, uso de recursos e suas interações.

Há bastante tempo, pesquisadores têm demonstrado interesse nas características funcionais das plantas, que desempenham um papel essencial na compreensão da distribuição e do desempenho das plantas em uma variedade de ambientes (Westoby, 1998; Saatkamp et al., 2019; Ji et al., 2020; Lambers et al., 2020). Sabe-se que a fotossíntese e os processos relacionados dependem das concentrações de nitrogênio (N) e fósforo (P) nas folhas (Ellsworth et al., 2022). Contudo, entender as estratégias de captação de nutrientes como características funcionais em comunidades de plantas em âmbito global representa um desafio de natureza complexa (Lambers et al., 2008; Lambers et al., 2020).

Portanto, o objetivo deste estudo é investigar a relação entre o investimento em características foliares e a disponibilidade de fósforo no ambiente, além de analisar se existem diferentes grupos de investimento em folha e, se podem ser relacionados à concentração de fósforo no solo de florestas tropicais.

2. REFERENCIAL TEÓRICO

2.1. Florestas Tropicais

As florestas tropicais são caracterizadas por seu clima quente e úmido e estão localizadas ao longo da linha do Equador, sendo encontradas na África, Ásia, América Central e América do Sul. A umidade nessas florestas é influenciada pelos movimentos sazonais da Zona de Convergência Intertropical (ITCZ), onde a convergência dos ventos provenientes do hemisfério norte e sul resulta em altos níveis de precipitação nessas áreas (Mcgregor & Nieuwolt, 1998; Sobral-Souza & Lima-Ribeiro, 2017).

Essas florestas têm sido alvo frequente de pesquisadores em busca de respostas sobre como funcionam seus padrões de distribuição e organização estrutural das suas comunidades. Essas florestas apresentam características singulares quanto à heterogeneidade, interações entre espécies e sua diversidade (Araujo et al., 2016). As riquezas dessas florestas representam em média de 60 a 150 espécies por hectare (plantas com diâmetro ≥ 30 cm à altura do peito), chegando a superar 200 ou 300 espécies por hectare em algumas regiões da América do Sul e da Malásia (Richards, 1996; Araujo et al., 2016).

A alta diversidade encontrada nessas florestas pode ser atribuída às condições favoráveis de temperatura que promovem o crescimento e a reprodução das espécies, bem como à disponibilidade de recursos, sendo esses, os fatores determinantes para a diversidade observada nos ecossistemas tropicais (Phillips et al, 1998; Malhi; Grace, 2000; Cleveland et al,

2011; Araujo et al., 2016). Diversas teorias explicam a diversidade de espécies nas regiões tropicais, abordando adaptação a nichos, filtros ambientais e distúrbios. Esses fatores influenciam a riqueza de espécies nas florestas tropicais (Connell, 1978; Araújo et al., 2016).

Esses fatores influenciam as interações entre espécies, afetando composição, abundância e diversidade nas florestas tropicais, contudo, os distúrbios naturais e antrópicos desempenham papel essencial na organização e dinâmica dos ecossistemas e, a intensidade desses interferem na regeneração nessas florestas (Turner et al, 1998; Chazdon, 2003; Lima, 2005; Bae; Park, 2014; Horn et al, 2015; Araújo et al., 2016).

A região neotropical compreende a maior parte da América do Sul, América Central, e a parte continental que se estende do centro do México ao sul do Brasil e norte da Argentina, incluindo as ilhas do Caribe (Schultz, 2005; Antonelli & Sanmartin, 2011; Cayuela & Granzow De La Cerda, 2012).

Essa região é baseada em duas grandes teorias (Prado e Gibbs, 1993; Ab'saber, 2003). A primeira é a Teoria dos Refúgios, proposta por Haffer (1969) e Ab'Saber (2003), que sugere a retração das áreas florestais da Amazônia durante os períodos mais frios e secos do Último Máximo Glacial, com uma maior expansão das áreas de savana com vegetação aberta. E a segunda, a Teoria do Arco Pleistocênico que sugere a formação de um arco contínuo de vegetações sazonais durante os períodos glaciais, que englobam a região da Caatinga, do Cerrado e do Chaco (Prado e Gibbs, 1993; Pennington, Prado e Pendry, 2000).

Os Neotrópicos estão situados em três placas tectônicas distintas: a norte-americana, a caribenha e a sul-americana, cada uma com eventos geológicos únicos, no entanto, as placas sul-americana e africana formaram parte do antigo continente de Gondwana por centenas de milhões de anos, até se separarem completamente cerca de 100 milhões de anos atrás (Scotese, 2001; Antonelli & Sanmartin, 2011).

Análises realizadas por Rull (2011), sugerem que a origem da biodiversidade neotropical é resultado de tendências ecológicas e evolutivas complexas iniciadas por eventos tectônicos neogênicos e reorganizações paleogeográficas, e mantidas pela ação de ciclos climáticos do Pleistoceno. No entanto, estudos recentes baseados em modelos preditivos de vegetação indicam que não houve uma expansão significativa dos biomas neotropicais durante a última glaciação do Pleistoceno (Mayle et al., 2004; Werneck et al., 2011; Vieira Et Al., 2015; Linares-Palomino et al., 2015; Caetano et al., 2008; Fagundes, 2020).

A riqueza de diversidade observada no Neotrópico é resultado da interação entre a heterogeneidade climática e a história geológica, que desempenharam um papel fundamental na estrutura e composição da vegetação neotropical (Rull, 2011). Esses eventos biogeográficos distintos, juntamente com fatores neutros, agregam para a complexidade de vegetações e ecossistemas, presente nos neotrópicos (Burnham & Graham 1999; Hartshorn, 2002; Swenson et al., 2012).

As florestas tropicais úmidas abrangem uma extensão significativa da superfície terrestre, representando entre 8,3 e 10,2 milhões de km² (Mitsch et al., 2009). Na América do Sul, estima-se que essas áreas cubram cerca de 20% do território (Junk, 1993). Ocupam aproximadamente 7% da superfície terrestre, mas são responsáveis por abrigar cerca de 50% da diversidade de espécies globalmente conhecidas (Myers et al., 2003).

A diversidade biológica das florestas tropicais úmidas tem despertado grande interesse e curiosidade entre os pesquisadores em todo o mundo. As investigações científicas revelam narrativas biogeográficas complexas para essas florestas neotropicais, fornecendo diferentes explicações evolutivas e históricas para os elevados níveis de riqueza, diversidade e endemismo (Sobral-Souza & Lima-Ribeiro, 2017).

No território brasileiro, as florestas úmidas estão presentes em todos os biomas, ocupando extensões significativas de terra, estimada em mais de 20%, sendo predominantemente cobertas por densas florestas, e podem ser classificadas em diferentes categorias, como áreas alagáveis, campos úmidos, veredas, campos de murunduns, brejos e florestas paludosas (Junk et al., 2011a).

Áreas úmidas são habitats que experimentam inundações ocasionais ou periódicas, precipitações diretas ou afloramento do lençol freático, com isso, a biota dessas áreas desenvolve adaptações morfológicas, anatômicas, fisiológicas e comportamentais para responder ao ambiente físico-químico, resultando em comunidades com estruturas e características específicas (Junk et al., 1989).

As Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (FTSS) possuem ampla distribuição no Neotrópico, cercado a bacia amazônica na América do Sul e estendendo-se para o norte até o México e o Caribe (Linares-Palomino et al., 2011; Santos, 2012). No entanto, a maior parte de sua área remanescente é composta por pequenos fragmentos, e a única grande área contínua é o Domínio Biogeográfico da Caatinga, localizado no nordeste do Brasil, com aproximadamente 800.000 km² (Fernandes, 2003; Santos, 2012), o que resulta da sua distribuição naturalmente

fragmentada em escala regional (Miles et al., 2006; Pennington et al., 2009), e da intensa perturbação humana que esse ecossistema tem suportado ao longo do tempo (Murphy & Lugo, 1986, Trejo & Dirzo, 2000, Fajardo et al., 2005, Castellanos-Castro & Newton, 2015).

Essas florestas são classificadas como um bioma relativamente antigo, caracterizado por um alto conservadorismo de nicho e estrutura geográfica filogenética (Pennington et al., 2009; Castellanos-Castro & Newton, 2015). Seus padrões biogeográficos deram origem à Teoria do Arco do Pleistoceno, sugerindo que os núcleos de vegetação eram relíquias de uma formação sazonal contínua durante a última glaciação do Quaternário, há cerca de 21 mil anos, quando as condições climáticas e atmosféricas favoreciam sua expansão (Prado & Gibbs, 1993; Pennington et al., 2000; Moggi et al., 2015).

As FTSS foram propostas como um dos principais biomas do mundo, ou seja, uma metacomunidade global de vegetação tropical, associada à disponibilidade irregular de água, atributos climáticos e edáficos específicos, sazonalidade, precipitação média anual inferior a 1800 mm, estação seca com duração de 3 a 6 meses inferior a 100 mm de precipitação e, em grande parte dos casos, substratos ricos em minerais (Prado & Gibbs, 1993; Pennington et al., 2000; Pennington et al., 2009; Souza et al., 2012; Banda-R et al., 2016). Apresentam gradiente de tamanho e decidualidade da vegetação associados à sazonalidade climática, variando entre fisionomias arbustivas em locais xéricos até grandes florestas em locais úmidos e férteis (Pennington et al., 2009; Fagundes, 2020).

A configuração espacial fragmentada das áreas das FTSS tem sido apontada como razão para o endemismo observado nestes ambientes, devido à limitação do fluxo gênico entre as populações fragmentadas, onde abrigam altos níveis de endemismo de espécies e gêneros (Vieira et al., 2015; De Aguiar-Campos, 2019; Queiroz et al., 2017; Fernandes et al., 2019). As fisionomias características dessas florestas estão conectadas a elementos geológicos e são encontradas comumente em ilhas isoladas em toda a América do Sul (Vieira et al., 2015; Dexter et al., 2018; De Aguiar-Campos, 2019).

No Brasil, a extensão das FTSS que são destinadas a proteção compreende somente 6,2%, apesar de 52% da extensão potencial dessas florestas tenha sido convertida para outros usos da terra (Portillo-Quintero; Sánchez-Azofeifa, 2010; De Aguiar-Campos, 2019). O conhecimento aprofundado dos padrões de vegetação da FTSS brasileira pode ser uma contribuição significativa para a conservação desta floresta, diante dos desafios enfrentados em relação à preservação (Apgaua et al., 2014).

2.2. Formações Florestais

A distribuição das espécies vegetais ocorre em função da variação na disponibilidade de água ao longo de gradientes (Aguirre-Gutiérrez et al., 2019), que desempenha um papel crucial na sustentação dos processos fisiológicos das plantas (Bucci et al., 2008). Consequentemente, as espécies que confrontam variações sazonais acentuadas na precipitação podem adotar estratégias ecológicas distintas para lidar com a manutenção e o uso da água, a fim de manter um equilíbrio hídrico favorável durante os períodos de seca (Oliveira et al., 2014; Jancoski et al., 2022).

A disponibilidade de água parece ser um fator chave na regulação da produção de folhagem ao longo dos anos (Silva et al., 2014). A fim de evitar possíveis danos causados pela seca, muitas espécies arbóreas decidem por perder todas as suas folhas durante essa estação, sendo que a renovação da folhagem não é impedida pela restrição de água no solo (Lenza; Klink, 2006). A regeneração das folhas na estação chuvosa é favorecida pela estratégia fenológica, que está relacionada aos solos altamente ricos em nutrientes em que ocorrem (Oliveira-Filho et al., 2006).

Segundo Souza et al. (2009), as espécies decíduas são caracterizadas por apresentar valores mais elevados de área foliar individual e área foliar por ramo, em comparação com as espécies sempre-verdes. Além disso, as espécies decíduas demonstram uma maior eficiência no uso da água em comparação com as espécies perenifólias (Hasselquist et al., 2010). A estratégia de caducifolia foliar é altamente eficaz para minimizar os danos potenciais causados pelo estresse hídrico (Silva et al., 2014) e é um evento fundamental para estabelecer as relações entre o clima e a utilização dos recursos (Borges; Prado, 2014).

Todavia, as espécies semidecíduas e sempre-verdes mantêm suas folhas, o que as torna mais vulneráveis a danos causados por herbivoria e incêndios, ao contrário das espécies decíduas que são capazes de evitar esses danos através da perda total das folhas (Bie et al., 1998; Lucena et al., 2015).

A grande maioria das espécies das Florestas Tropicais Sazonalmente Secas é decídua ou semidecídua, formando um dossel denso com pouca presença de gramíneas no sub-bosque (Meier & Pennington, 2011). Nessas florestas, a limitação hídrica é marcada pela deciduidade da comunidade arbórea (Oliveira-Filho et al., 2006). Durante a estação seca, a vegetação é principalmente decídua, e quanto menor a precipitação, maior o grau de caducifolia, sendo que,

nas formações mais secas, é comum encontrar espécies espinhosas e suculentas (Pennington et al., 2009).

As FTSS proporcionam uma excelente oportunidade para explorar a interação entre o fornecimento de água para as folhas e as taxas de fotossíntese, e são caracterizadas por uma diversidade de padrões foliares, fenologias e formas de crescimento (Medina, 1995; Eamus; Prior, 2001; Brodribb et al., 2002). Uma variedade de regulamentos fisiológicos para lidar com a seca é observada pelas árvores das FTSS, caracterizada por um intervalo sem chuva de 5 a 7 meses, sendo a abscisão foliar a adaptação mais comum (Hayden, 2010).

Durante a estação seca, é comum que essas florestas passem por um evento de chuva, que pode ser o suficiente para estimular a quebra de gemas e o crescimento de folhas em diversas espécies de árvores (Bullock & Solis-Magallanes, 1990). No entanto, duração do período sem folhas está ligada com a quantidade de precipitação, sugerindo que mais precipitação permite um maior estoque de biomassa (Becknell, 2012).

As regiões das Caatingas em Minas Gerais têm uma relevância científica significativa. Esse bioma, caracterizado por ser o mais seco em termos de clima no Brasil, com características semiáridas tropicais, abrange desde o Nordeste até o Norte de Minas Gerais (Brandão, 2000). Ele é composto por uma variedade de formações, incluindo savanas, bem como florestas decíduas e úmidas, formando um mosaico diversificado (Queiroz, 2006; Rodal, 2008). Na Caatinga, as espécies lenhosas apresentam características funcionais únicas devido à interação com estresses hídricos, de calor e de irradiância (Moura et al., 2020). É durante a estação seca, ocorre a perda completa das folhas decíduas, e a renovação da área foliar se dá nas primeiras chuvas (Araújo; Ferraz, 2003; Barbosa et al., 2003).

Áreas de transição entre os Domínios da Caatinga e do Cerrado dão origem a fitofisionomias distintas, incluindo a Mata Seca Calcária e a Caatinga Arbórea, sendo que a Caatinga Arbórea é rara e ocorre principalmente no norte de Minas, enquanto a Mata Seca Calcária surge em áreas de afloramento calcário no Cerrado, exibindo árvores maiores (área basal e altura) do que as do Cerrado em diversas fisionomias, além de ser caracterizada pelo alto grau de deciduidade foliar durante a estação seca (Brandão, 1994; Pedralli, 1997; Nascimento et al., 2004; Santos et al., 2007).

O cerrado, conhecido como a savana brasileira, constitui o segundo maior bioma do Brasil e é considerado a savana tropical mais biodiversa do mundo (Strassburg et al., 2017). De acordo com Ribeiro e Walter (2008), a vegetação do bioma pode ser categorizada em três

formações principais: florestais, savânicas e campestres. A distribuição da flora no cerrado é influenciada por fatores como clima, composição química e física do solo, disponibilidade de água e nutrientes, bem como características geomorfológicas, altitude, latitude, frequência de queimadas, nível do lençol freático, atividades de pastoreio e diversos fatores antropogênicos (Ribeiro & Walter, 1998; Santos; Miranda; Neto, 2020).

No Cerrado, um dos tipos de formações florestais são as matas secas, que surgem em solos férteis sob climas marcadamente sazonais (Werneck Et Al., 2009; Viani et al., 2014). No entanto, elas exibem menor diversidade de espécies em comparação às florestas tropicais úmidas (Mews et al., 2011). Devido à intensa variação na precipitação ao longo do ano, a maioria das árvores perde suas folhas na estação seca (Carvalho; Felfili, 2011). Contudo, essa perda de folhas durante a estação seca pode ocorrer em diferentes graus, influenciados pelas propriedades químicas, físicas e profundidade do solo (Imaña-Encinas et al., 2009).

Têm-se ainda as formações de matas ciliares e matas de galerias, que se distinguem pelo grau variado de decíduidade das folhas. Enquanto as matas de galerias mantêm suas folhas o ano todo (perenifólia), a composição florística das matas ciliares é semelhante à das matas secas, sendo a principal diferença a associação com cursos de água (Ribeiro; Walter, 2008; Santos; Miranda; Neto, 2020).

As Florestas Tropicais Ombrófilas são classificadas em quatro grupos florísticos: Florestas Ombrófilas da América Central e Sul, Florestas Ombrófilas da África Tropical e as Florestas Ombrófilas da Índia, China e Nova Guiné, além do nordeste da Austrália, essas florestas estão localizadas na linha equatorial e, apresentam poucos indivíduos em várias espécies e vários indivíduos em poucas espécies (Richards, 1996; Steege et al, 2013; Araujo et al., 2016).

No Brasil, as florestas de altitudes superiores a 1000m são chamadas de Florestas Ombrófilas Densas Altomontanas, e são comumente conhecidas como florestas nebulares devido à sua associação frequente com a presença de nuvens e neblina ao nível da vegetação (IBGE, 2012; FAHEY et al., 2016). Essas condições de umidade e nebulosidade contribuem para as características únicas e a biodiversidade encontrada nessas florestas de altitude.

As florestas de altitude no domínio da Floresta Atlântica são consideradas habitats marginais devido às baixas temperaturas que podem limitar o estabelecimento da vegetação arbórea nessas regiões (Scarano, 2009; Neves et al., 2017). Essas condições climáticas

desafiadoras contribuem para a singularidade e adaptação das espécies que conseguem sobreviver nesses ambientes.

As florestas nebulares são encontradas na região sudeste do Brasil, no Domínio Atlântico, ocorrendo em áreas montanhosas com climas frios e alta umidade. Essas formações florestais são frequentemente envolvidas por nuvens ou nevoeiros durante a maior parte do ano (Doumenge et al., 1995; Mariano et al., 2018). Essas florestas exibem características distintas devido à sua localização em uma ampla gama de condições ambientais e regimes climáticos (Hamilton et al., 1995). A imersão dessas florestas em camadas de nuvens afeta a interação com a atmosfera, resultando na redução da radiação solar incidente, menor taxa de evapotranspiração e precipitação horizontal (Fahey et al., 2016; Aparecido et al., 2018). Esses fatores desempenham um papel importante na estrutura e funcionamento desses ecossistemas únicos.

Apresentam várias características distintivas, como dossel mais baixo, ramos tortuosos, maior frequência de perfilhamento, folhas pequenas e espessas, espessa camada orgânica sobre o solo e solo constantemente úmido (Hamilton et al., 1995; Fahey et al., 2016). Além disso, as plantas têm a capacidade de absorver umidade diretamente pela superfície foliar e transportá-la para o tronco e raízes, reduzindo os efeitos do déficit hídrico no solo (Eller et al., 2013). Essas características adaptativas permitem que as plantas sobrevivam e prosperem em ambientes de neblina e umidade elevada.

Já as florestas nebulares tropicais montanas são encontradas em ambientes de montanha, onde são influenciadas pela condensação de nuvens. Sua distribuição geográfica é determinada por fatores climáticos, como temperatura e precipitação, geralmente ocorrem em altitudes que variam de 900 a 2900 metros, e devido a heterogeneidade espacial e ambiental, apresentam uma alta diversidade (Martinelli, 2007). Elas captam água tanto por meio da precipitação quanto do vapor presente no ar, ainda, participam na recarga do lençol freático e na regulação dos processos erosivos do solo (Stadmüller, 1987; Aldrich et al. 1997; Bubb, 2004).

2.3. Fósforo (P)

O fósforo (P) é um elemento essencial para sustentar toda a vida na Terra. Nas plantas, desempenham um papel crucial no desenvolvimento e reprodução bem como, a fotossíntese, respiração e na síntese de absorção nucleicos e membranas (López-Arredondo, 2014; Hawkesford et al., 2022). Além disso, o fósforo é fundamental na regulação de diversas enzimas (Xu, 2019). Para absorver o fósforo, as plantas usam a forma de ortofosfato - a única forma de

fósforo que pode ser assimilada pelas plantas (López-Arredondo, 2014; Lambers, 2022). As plantas necessitam de elementos inorgânicos que fornecem nutrientes essenciais para seu ciclo de vida, eles são caracterizados como macronutrientes e micronutrientes, sendo o fósforo (P) parte do grupo de macronutrientes (De Bang et al., 2020).

O fósforo é considerado um elemento estrutural de biomoléculas essenciais envolvidas em diversos processos, entre eles estão os fosfolipídios em membranas celulares, metabolismo energético (ATP, NADPH) e ácidos nucleicos (DNA, RNA) (De Bang et al., 2020). Caracterizado como componente estrutural e funcional de ácidos nucleicos, lipídios de membrana, metabólitos de energia e dos intermediários ativados no ciclo fotossintético do carbono, o P desempenha um papel essencial, no entanto, as concentrações de íons de fosfato inorgânico disponível no solo para as plantas são geralmente baixas (Poirier; Bucher, 2002; Wang et al., 2020).

O fosfato inorgânico (Pi), é a principal fonte de energia bioquímica dentro da célula, sendo obtido através da hidrólise da ligação P-O-P no trifosfato de adenosina (ATP), onde também é gerado mais um produto, o ADP (Kamerlin et al., 2013). Visto que, as plantas absorvem o fósforo na forma de íons ortofosfato inorgânicos H_2PO_4 e HPO_4^{2-} , no entanto, essa absorção é condicionada ao pH do solo (De Bang et al., 2020). Segundo Lambers (2022), o pH do solo desempenha um papel significativo na disponibilidade de fósforo para as plantas, porém essa relação não é tão direta, uma vez que as características individuais das plantas influenciam a forma como respondem à absorção de fósforo em diferentes faixas de pH, e as propriedades do solo afetam a capacidade de sorção de fósforo de acordo com o pH do solo.

O armazenamento do fosfato inorgânico (Pi) é realizado pelos vacúolos e a transferência de fosfato inorgânico (Pi) da raiz para a parte aérea das plantas ocorre por meio da absorção do Pi pelas raízes, através dos transportadores PHT, e posteriormente transferido para a parte aérea por meio do xilema. O fosfato é transportado para o vaso do xilema por meio da banda de Caspary, onde ocorre a exportação de Pi das células adjacentes ao xilema (Wang et al., 2004; Wang et al., 2020). Sendo que, geração direta de Pi ocorre por meio dos transportadores de fosfato acoplados a prótons (PHTs), os quais estão presentes principalmente nas células rizodérmicas, com maior concentração nas células tricoblásticas e em menor quantidade nas células corticais (Wang et al., 2020).

A redistribuição de Pi nas plantas acontece dos tecidos senescentes para folhas jovens ou sementes em desenvolvimento. Durante os estágios finais de crescimento vegetativo e

reprodutivo, as folhas senescentes desempenham um papel importante como fonte de nutrientes para os tecidos, folhas jovens, órgãos e sementes (Veneklaas et al., 2012).

Quando se fala de sinalização de fósforo nas plantas, o fosfato inorgânico é fundamental para as vias de transdução de sinal (Poirier; Bucher, 2002). Além de ativar seletivamente seus sistemas distintos de absorção e transporte, as plantas também desenvolveram redes de sinalização para responder às variações externas dos níveis de nutrientes essenciais (Wang et al., 2020). Segundo Wang et al., (2020), à medida que as pesquisas avançam, cada vez mais evidências sugerem que diferentes vias de sinalização de nutrientes formam redes interconectadas, auxiliando as plantas a coordenar a detecção, absorção, transporte e utilização de diferentes nutrientes. Tais mecanismos são cruciais para a utilização eficiente dos nutrientes pelas plantas. Em conjunto, esses estudos confirmam que as proteínas PHT1 desempenham um papel crucial na absorção de fosfato (Pi) da rizosfera para as raízes das plantas, independentemente das diferentes condições ambientais de Pi.

As propriedades funcionais do fósforo na fotossíntese são cruciais na reação de luz da fotossíntese, onde os produtos ATP e NADPH são gerados por meio da luz absorvida que impulsiona a cadeia de transporte de elétrons na membrana dos tilacóides, todavia, o fósforo também possui uma função essencial nas reações escuras, conhecidas como o ciclo de Calvin-Benson. Nesse processo, ocorre a conversão de dióxido de carbono (CO₂) em carboidratos no estroma dos cloroplastos, utilizando-se do ATP e do NADPH como cofatores energéticos (De Bang et al., 2020).

Algumas espécies microbianas dificultam a absorção de ortofosfato pelas plantas, e isso se deve às suas atividades que convertem o ortofosfato em formas orgânicas, que não são facilmente disponíveis para as plantas e, a competição com as raízes pelo ortofosfato (Hinsinger, 2001; Vance, 2003). Além disso, outras bactérias e fungos micorrízicos arbusculares são capazes de promover a absorção de ortofosfato pelas plantas, tornando assim a nutrição de ortofosfato complexa na presença de microrganismos no solo (López-Arredondo, 2014).

Como o fósforo é um elemento fundamental para a nutrição das plantas, é necessário então, que as plantas ajustem suas estratégias de aquisição de nutrientes para lidar com variações na disponibilidade de fósforo (P), podendo reagir através de uma relação simbiótica com fungos micorrízicos, por meio de atividade de fosfatase radicular, liberação de carboxilatos na rizosfera e também são capazes de absorver o fosfato inorgânico (Pi) livre na solução do

solo (Rausch; Bucher, 2002; Vance et al., 2003; Javot et al., 2007; Lambers et al., 2008; Clausing; Polle, 2020; Ding et al., 2021; Toro et al., 2023).

A deficiência de algum nutriente, ocorre em casos de quantidades insuficientes de um nutriente disponível, podendo se apresentar em gradiente, de leve a severa, onde a reação de deficiência é singular para cada nutriente (Van Maarschalkerweerd; Husted, 2015; De Bang et al., 2020). Devido à poucas formas de absorção de fósforo pela planta, elas frequentemente sofrem com deficiência de Pi, já que sua mobilidade é muito baixa e a concentração encontrada no solo é de 0,01 mmol/L ou menos (Pierre; Parker, 1927; Raghothama, 1999).

Quando o fósforo é limitado às plantas, essas, adotam uma série de ajustes bioquímicos como resposta. Um desses ajustes é a liberação de ácidos orgânicos (AOs), que desempenham um papel crucial na mobilização do fósforo inorgânico presente em sais de alumínio, ferro e cálcio precipitados no solo. Dessa forma, ocorre um aumento na solubilidade do fósforo, tornando-o disponível para ser absorvido pelas plantas (De Bang et al., 2020). Outro ajuste, é ampla gama de transportadores desenvolvidos pela planta que desempenham papéis cruciais. Esses transportadores estão envolvidos na absorção eficiente de Pi da solução do solo para as células da raiz, na translocação de Pi através dos tecidos e órgãos da planta e, no transporte intracelular de Pi em níveis subcelulares, incluindo várias organelas (Wang et al., 2020).

Estudos sobre as propriedades funcionais dos macronutrientes nas plantas já são conhecidos, no entanto, recentemente, surgiram novos conhecimentos sobre os processos moleculares sobre as respostas diretas das plantas relacionadas a limitação de algum nutriente. Além do mais, nos últimos anos têm sido desvendados como ocorre a interação de nutrientes individuais, bem como a comunicação no decorrer do caminho, desde a sua absorção até a junção no metabolismo (Hawkesford et al., 2012; Kopriva et al., 2015; Dong et al., 2017; Maeda et al., 2018; Courbet et al., 2019; Hu et al., 2019; Medici et al., 2019).

Sabe-se que o Pi, o CO₂ e H₂O, são os substratos primários para a fotossíntese, logo se há uma deficiência de fósforo na planta, os níveis reduzidos de Pi no cloroplasto fazem com que a produção de ATP também seja reduzida. Ainda, devido às baixas proporções de fósforo, uma pequena parcela de NADP⁺ se mantém em sua forma reduzida (NADPH), já que, devido à limitação de ATP não pode ser utilizado no ciclo de Calvin-Benson (Carstensen et al., 2018). Sendo assim, uma diminuição significativa na síntese de biomassa e uma considerável redução na assimilação de CO₂, corresponde a uma das manifestações da escassez de fósforo (De Bang et al., 2020).

2.4. Características Funcionais e Fósforo

A comunidade científica há tempos tem demonstrado interesse nas "características funcionais das plantas", que exercem um papel fundamental na compreensão da distribuição e do desempenho das plantas em diversos ambientes (Westoby, 1998; Saatkamp et al., 2019; Ji et al., 2020; Lambers et al., 2020). Essa abordagem tem sido amplamente utilizada para investigar como características específicas das plantas, por exemplo, altura, tamanho da folha, estratégias de crescimento, entre outras, podem influenciar sua adaptação e desempenho em diferentes condições ambientais.

As plantas investem em características funcionais de acordo com suas estratégias ecológicas. Por exemplo, o investimento em massa seca das folhas requer considerável energia e biomassa, indicando que a planta pretende manter essas folhas por um período mais longo, resultando em maior longevidade (Fagundes et al., 2022). Em contrapartida, um baixo investimento em massa seca está associado a uma vida útil mais curta. Já a relação entre área foliar e longevidade foliar é inversa, ou seja, quanto maior a área foliar, maior o investimento na captação de luz, resultando em menor longevidade foliar, conseqüentemente, folhas com maior longevidade exibem menor capacidade fotossintética e área foliar reduzida (Fagundes et al., 2022).

As características funcionais são relevantes para a absorção de nutrientes, como o fósforo (P) e micronutrientes, podendo ser limitados e de difícil acesso para as plantas, e que são essenciais para entender as estratégias de adaptação das plantas e suas respostas aos desafios ambientais (Zemunik et al., 2015; Lambers et al., 2020). Essas características desempenham um papel crucial na determinação da capacidade de sobrevivência dos organismos.

Espécies de ambientes ricos em nutrientes e/ou com alta disponibilidade hídrica geralmente apresentam crescimento rápido, resultando em uma ciclagem de nutrientes mais eficiente devido à grande quantidade de biomassa que entra no solo e à rápida substituição de órgãos (Fagundes et al., 2022). Essas plantas são caracterizadas por uma estratégia ecológica aquisitiva, que visam otimizar ou maximizar a captura de recursos, na qual investem em tecidos de baixo custo, como folhas que são rapidamente perdidas (Díaz et al., 2004; Violle et al., 2007; Reich, 2014; Soboleski et al., 2017; Fagundes et al., 2022). Por outro lado, em ambientes com restrições nutricionais e/ou escassez de água, as espécies adotam uma estratégia ecológica conservativa, que investem em mecanismos de proteção da biomassa, exibindo uma maior

longevidade dos órgãos (Díaz et al., 2004; Violle et al., 2007; Reich, 2014; Soboleski et al., 2017; Fagundes et al., 2022).

A disponibilidade de nutrientes é um dos principais fatores ambientais que influenciam as respostas das plantas às mudanças climáticas e sua capacidade de lidar com o estresse ambiental nos ecossistemas terrestres naturais (Lambers; Oliveira, 2019; Terrer et al., 2019; Isbell et al., 2019; De Bang et al., 2020). Além da água, a disponibilidade de nutrientes desempenha um papel crucial na biodiversidade das espécies, afetando sua distribuição, abundância e interações ecológicas. Os compostos de P nas folhas são amplamente classificados em quatro frações químicas distintas: fosfato inorgânico (Pi), e três frações orgânicas (ácidos nucleicos, fosfolipídios e metabólitos) contendo P, além de uma fração residual (Bielecki, 1973; Chapin III; Bielecki, 1982; Hidaka; Kitayama, 2013; Suriyagoda et al., 2023).

Plantas em solos com baixo teor de P, podem apresentar estratégias de aquisição de P mais eficientes (Hayes et al., 2014), podendo envolver mecanismos de mineração (enzimas que degradam compostos orgânicos) ou interações simbióticas com fungos micorrízicos (Lambers et al., 2008; Zemunik et al., 2015; Toro et al., 2023).

À medida que a disponibilidade de fósforo (P) no solo diminui, observa-se um aumento na eficiência de reabsorção de P (Hidaka; Kitayama, 2011; Hayes et al., 2014; Suriyagoda et al., 2023). Isso demonstra a capacidade adaptativa das plantas em otimizar a utilização e reciclagem de P, garantindo sua sobrevivência em condições de escassez desse nutriente vital. No entanto, a redução dos níveis de carboidratos também leva a uma diminuição na absorção de fósforo (P), enquanto aumenta a remobilização interna de P e a realocação de biomassa radicular como uma forma de compensar a escassez de P, tornando as árvores jovens da floresta mais vulneráveis à seca (Clausing et al., 2020). De acordo com Gong et al. (2021), a concentração de fósforo (P) nas folhas está relacionada com a precipitação média anual e a temperatura média anual. Esses resultados indicam que o P é mais sensível às influências ambientais do que o nitrogênio (N).

A eficiência de reabsorção de fósforo é um indicador que representa a porcentagem de fósforo (P) reabsorvido das folhas senescentes antes da sua abscisão em relação à quantidade presente nas folhas verdes maduras (Killingbeck, 1996; Suriyagoda et al., 2023). É uma medida importante para compreender como as plantas otimizam o uso de nutrientes, priorizando a recuperação de P antes da queda das folhas maduras. A quantidade de P reabsorvido varia dependendo do estado de disponibilidade de P no solo e das características das espécies, sendo

que durante a senescência foliar, as plantas têm a capacidade de reabsorver frações de fósforo (P) das folhas antes da sua queda (Suriyagoda et al., 2023).

Compreender as estratégias de aquisição de nutrientes como características funcionais nas comunidades de plantas em escala global é um desafio complexo, mas padrões distintos têm sido identificados (Lambers et al., 2008; Lambers et al., 2020). Em solos altamente empobrecidos em nutrientes, as plantas geralmente adotam estratégias não micorrízicas, liberando carboxilatos e mobilizando o fósforo (P) de forma mais proeminente (Lambers et al., 2018; Lambers et al., 2020). Essas estratégias são cruciais para garantir a sobrevivência e o crescimento das plantas em ambientes desafiadores, onde os nutrientes são limitados.

Outras características relacionadas ao fósforo (P) nas plantas são pouco compreendidas em relação aos seus padrões em diferentes habitats e espécies, a massa foliar por área, a eficiência de reabsorção de P - que representa a redução percentual na concentração foliar de P durante a senescência das folhas - e a eficiência fotossintética de uso de P, que mede a taxa de fotossíntese por unidade de P nas folhas (Killingbeck, 1996; Suriyagoda et al., 2023).

Segundo Suriyagoda et al., (2023), conforme a concentração total de fósforo (P) nas folhas aumenta, a fração de fosfato inorgânico (Pi) apresenta um aumento mais significativo, sem atingir um limite máximo, enquanto as outras frações alcançam um patamar. A alocação de P para as diferentes frações nas folhas varia ao longo das estações. Durante a senescência das folhas, ocorre uma reabsorção sequencial de P, começando pelo Pi, seguido pelos metabólitos de P e, posteriormente, pelas outras frações orgânicas de P, portanto a plasticidade na alocação de P para essas frações é crucial para a adaptação a baixas disponibilidades de P no solo (Suriyagoda et al., 2023).

Durante a primavera, é observada uma diminuição nas concentrações das frações de fósforo (P) nas folhas, o que pode ser atribuído à remobilização do P das folhas existentes para sustentar o crescimento de novas folhas (Chapin III et al., 1986; Suriyagoda et al., 2023). As folhas senescentes têm a capacidade de reabsorver todas as frações de fósforo (P), incluindo o P residual, logo, essa capacidade de reabsorção das frações de P nas folhas permite que elas respondam às flutuações ambientais ao longo do tempo (Suriyagoda et al., 2023).

A concentração de fósforo (P) nas folhas, quando expressa em termos de matéria seca, é influenciada pelo conteúdo de matéria seca foliar, portanto, é fundamental apresentar a concentração de fósforo (P) nas folhas levando em consideração a matéria seca foliar, a área foliar, o peso fresco das folhas, a concentração de nitrogênio (N) nas folhas, e também

considerar a área foliar específica e o conteúdo de matéria seca foliar (Sulpice et al., 2014; Suriyagoda et al., 2023).

A dinâmica complexa entre disponibilidade e aquisição de nutrientes desempenha um papel importante na estrutura e funcionamento das florestas nebulares. Além da limitação na disponibilidade de nutrientes, estudos apontam que as florestas nebulares podem apresentar concentrações de nutrientes mais altas do que as florestas em regiões mais baixas. Isso sugere que a limitação observada pode estar relacionada às estratégias de aquisição de nutrientes pelas plantas, em vez da quantidade absoluta de nutrientes disponíveis no solo (Tanner et al., 1998; Roman et al., 2010).

Nas espécies decíduas, as concentrações de todas as frações de P são mais elevadas nas folhas verdes maduras e diminuem ao longo da estação, inicialmente devido à diluição pela biomassa foliar em crescimento e posteriormente devido à hidrólise das frações orgânicas de P e a retranslocação do fosfato inorgânico para fora das folhas maduras (Suriyagoda et al., 2023).

3. CONCLUSÃO

As Florestas Tropicais têm sido frequentemente estudadas por pesquisadores em busca de compreender seus padrões de distribuição e organização estrutural das comunidades. Elas apresentam características singulares, como heterogeneidade, interações entre espécies e alta diversidade. A temperatura favorável e a disponibilidade de recursos são fatores determinantes para essa diversidade.

A disponibilidade de nutrientes é crucial para as respostas das plantas às mudanças climáticas e ao estresse ambiental nos ecossistemas terrestres. Além da água, os nutrientes afetam a biodiversidade, influenciando distribuição, abundância e interações entre as espécies. A disponibilidade de água influencia a ciclagem de fósforo no solo, mas variações nos padrões de precipitação fazem com que cada local responda de forma única a essa relação.

Em ambientes sem sazonalidade marcante, a ciclagem é reduzida, como observado no cerrado, onde a disponibilidade de fósforo nem sempre reflete sua ciclagem no solo menos fértil. Essas interações destacam a complexidade das respostas das plantas às condições ambientais. Preservar e estabilizar o clima são essenciais para a adaptação climática das florestas tropicais.

REFERÊNCIAS

- AB'SABER, A. N. (2003). Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas (160 p). São Paulo: **Ateliê Editorial**.
- ALDRICH, M., BILLINGTON, C., EDWARDS, M., LAIDLAW, R.A. (1997). A global directory of tropical montane cloud forests. Cambridge: **World Conservation Monitoring Centre**. pp. 268.
- ANTONELLI, A., & SANMARTÍN, I. (2011). Why are there so many plant species in the Neotropics? **TAXON**, 60(2), 403–414. doi:10.1002/tax.602010
- APARECIDO, L. M. T.; TEODORO, G. S.; MOSQUERA, G.; BRUM, M.; BARROS, F. V.; POMPEU, P. V.; RODAS, M.; LAZO, P.; MÜLLER, C.; MULLIGAN, M.; ASBJORNSEN H.; MOORE, G. W.; OLIVEIRA, R. S. Ecohydrological drivers of Neotropical vegetation in montane ecosystems. **Ecohydrology** v.1932, p. 1-17, 2018.
- APGAUA, D. M. G., SANTOS, R. M., PEREIRA, D. G. S., MENINO, G. C. O., PIRES, G. G., FONTES, M. A. L., & TNG, D. Y. P. (2014). Beta-diversity in seasonally dry tropical forests (SDTF) in the Caatinga Biogeographic Domain, Brazil, and its implications for conservation. **Biodiversity and Conservation**, 23(1), 217-232. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-013-0599-9>.
- ARAÚJO, E. L.; FERRAZ, E. M. N. Processos ecológicos mantenedores da diversidade vegetal na Caatinga: estado atual do conhecimento. In: CLADINO-SALES, V. (Ed.). **Ecosistemas brasileiros: manejo e conservação**. Fortaleza: Expressão Gráfica, 2003. p. 115-128.
- ARAÚJO, F. DE C., SANTOS, R. M. DOS E COELHO, P. A. O papel do distúrbio na regeneração natural dos ecossistemas florestais. **Revista de Ciências Agroambientais**. v.14, n.1, p.131-142, 2016
- BAE, M. J.; PARK, Y. S. Biological early warning system based on the responses of aquatic organisms to disturbance: a review. **Science of the total environment**, Barcelona, p. 635-649, 2014.
- BANDA-R, K., DELGADO-SALINAS, A., DEXTER, K. G., LINARES-PALOMINO, R., OLIVEIRA-FILHO, A., PRADO, D., PULLAN, M., QUINTANA, C., RIINA, R., RODRÍGUEZ M, G. M., WEINTRITT, J., ACEVEDO-RODRÍGUEZ, P., ADARVE, J., ÁLVAREZ, E., ARANGUREN B, A., ARTEAGA, J. C., AYMARD, G., CASTAÑO, A., CEBALLOS-MAGO, N., COGOLLO, Á., CUADROS, H., DELGADO, F., DEVIA, W., DUEÑAS, H., FAJARDO, L., FERNÁNDEZ, Á., FERNÁNDEZ, M. Á., FRANKLIN, J., FREID, E. H., GALETTI, L. A., GONTO, R., GONZÁLEZ-M, R., GRAVESON, R., HELMER, E. H., IDÁRRAGA, Á., LÓPEZ, R., MARCANO-VEGA, H., MARTÍNEZ, O. G., MATURO, H. M., MCDONALD, M., MCLAREN, K., MELO, O., MIJARES, F., MOGNI, V., MOLINA, D., MORENO, N. D., NASSAR, J. M., NEVES, D. M., OAKLEY, L. J., OATHAM, M., OLVERALUNA, A. R., PEZZINI, F. F., DOMINGUEZ, O. J., RÍOS, M. E., RIVERA, O., RODRÍGUEZ, N., ROJAS, A., SÄRKINEN, T., SÁNCHEZ, R., SMITH, M.,

VARGAS, C., VILLANUEVA, B., & PENNINGTON, R. T. (2016). Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. **Science**, 353(6306), 1383-1387.

BARBOSA, D. C. A.; BARBOSA, M. C. A.; LIMA, L. C. M. Fenologia de espécies lenhosas da Caatinga. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. (Ed.). **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife, Universitária UFPE, 2003. p. 657-693.

BECKNELL, J. M., KISSING KUCEK, L., POWERS, J. S. (2012). Aboveground biomass in mature and secondary seasonally dry tropical forests: A literature review and global synthesis. **Forest Ecology and Management**, 276, 88–95. doi:10.1016/j.foreco.2012.03.033

BIE, S.; KETNER, P.; PAASSE, M.; GEERLING, C. Woody plant phenology in the West Africa savanna. **Journal of Biogeography**, v.25, p.883-900, 1998.

BIELESKI, R.L. 1973. Phosphate pools, phosphate transport, and phosphate availability. **Annual Review of Plant Physiology** 24: 225–252.

BORGES, M. P.; PRADO, C. H. B. A. Relationships between leaf deciduousness and flowering traits of woody species in the Brazilian neotropical savanna. Flora-Morphology, Distribution, **Functional Ecology of Plants**, Freiberg, v. 209, n. 1, p. 73-80, 2014.

BRANDÃO, M. - 2000. Caatinga. In: Mendonça, M.P. & Lins, L.V., Eds.). Lista Vermelha das Espécies Ameaçadas de Extinção da Flora de Minas Gerais. **Fundação Biodiversitas**, Fundação Zoo-Botânica de Belo Horizonte.

BRANDÃO, M. Área Mineira do Polígono das Secas / cobertura vegetal. **Informe Agropecuário**, v.17, n.181, p.5-9, 1994.

INMET BRASIL, INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET (2020). Disponível em: <<https://portal.inmet.gov.br/>>. Acesso em: jun. de 2023.

BRASIL. 2002. Biodiversidade brasileira - Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. **Normais climatológicas** 1961-1990. Brasília: 1992.

BRODRIBB, T. J., HOLBROOK, N. M., GUTIERREZ, M. V. (2002). Hydraulic and photosynthetic co-ordination in seasonally dry tropical forest trees. **Plant, Cell and Environment**, 25(11), 1435–1444. doi:10.1046/j.1365-3040.2002.00919.x

BUBB, P., MAY, I.A., MILES, L., SAYER, J. (2004). Cloud forest agenda. Disponível: <http://www.ourplanet.com/wcmc/pdfs/cloudforests.pdf>. Acessado em 17 de junho 2023.

BUCCI, S. J., SCHOLZ, F. G., GOLDSTEIN, G., HOFFMANN, W. A., MEINZER, F. C., FRANCO, A. C., MIRALLES-WILHELM, F. (2008). Controls on stand transpiration and soil water utilization along a tree density gradient in a Neotropical savanna. **Agricultural and forest meteorology**, 148(6-7), 839-849.

BULLOCK, S.H. & SOLIS-MAGALLANES, J.A. 1990 . Fenologia de árvores de copa em uma floresta tropical decídua no México . **Biotropica** 22 : 22 – 35.

BURNHAM, R. J.; GRAHAM, A. The history of Neotropical vegetation: New developments and status. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, 86:546-589. 1999.

CAETANO, S., PRADO, D., PENNINGTON, R. T., BECK, S., OLIVEIRA-FILHO, A., SPICHIGER, R., & NACIRI, Y. (2008). The history of Seasonally dry tropical forests in eastern South America: Inferences from the genetic structure of the tree *Astronium urundeuva* (Anacardiaceae). **Molecular Ecology**, 17(13), 3147-3159. PMID:18522691. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-294X.2008.03817.x>.

CARSTENSEN, A., HERDEAN, A., SCHMIDT, S.B., SHARMA, A., SPETEA, C., PRIBIL, M., HUSTED, S. 2018. Mapping the impacts of phosphorus deficiency on the photosynthetic electron transport chain in barley. **Plant Physiology** 177: 1-14.

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.

CASTELLANOS-CASTRO, C., & NEWTON, A. C. (2015). Environmental heterogeneity influences successional trajectories in Colombian seasonally dry tropical forests. **Biotropica**, 47(6), 660-671. <http://dx.doi.org/10.1111/btp.12245>.

CAYUELA, L.; GRANZOW DE LA CERDA, I. Biodiversidad y conservación de bosques neotropicales. **Ecosistemas**, 21(1-2), 1-5. 2012.

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

CLAUSING, S., & POLLE, A. (2020). Mycorrhizal Phosphorus Efficiencies and Microbial Competition Drive Root P Uptake. **Frontiers in Forests and Global Change**, 3. doi:10.3389/ffgc.2020.00054

CLAUSING, S., PENA, R., SONG, B., MÜLLER, K., MAYER-GRUNER, P., MARHAN, S., POLLE, A. (2020). Carbohydrate depletion in roots impedes phosphorus nutrition in young forest trees. **New Phytologist**. doi:10.1111/nph.17058

CLEVELAND, C. C.; et al. Relationships among net primary productivity, nutrients and climate in tropical rain forest: a pan-tropical analysis. **Ecology Letters**, Oxford, v. 14, p. 939-947, 2011.

CLEVELAND, C.C., TOWNSEND, A.R., TAYLOR, P., ALVAREZ-CLARE, S., BUSTAMANTE, M.M.C., CHUYONG, G., DOBROWSKI, S.Z., GRIERSON, P., HARMS, K.E., HOULTON, B.Z. ET AL. 2011. Relationships among net primary productivity, nutrients and climate in tropical rain forest: a pan-tropical analysis. **Ecology Letters** 14: 939–947.

CONNEL, J. H. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. **Science**, Washington, v. 199, p. 1302-1310, 1978.

COURBET, G., GALLARDO, K., VIGANI, G., BRUNEL-MUGUET, S., TROUVERIE, J., SALON, C., OURLY, A. 2019. Disentangling the complexity and diversity of crosstalk between sulfur and other mineral nutrients in cultivated plants. **Journal of Experimental Botany** 70: 4183–4196.

DE AGUIAR-CAMPOS, N., MAIA, V. A., DA SILVA, W. B., DE SOUZA, C. R., & DOS SANTOS, R. M. (2019). Can fine-scale habitats of limestone outcrops be considered litho-refugia for dry forest tree lineages? **Biodiversity and Conservation**, 29(3), 1009–1026. doi:10.1007/s10531-019-01923-4

DE BANG, T. C., HUSTED, S., LAURSEN, K. H., PERSSON, D. P., & SCHJOERRING, J. K. (2020). The molecular-physiological functions of mineral macronutrients and their consequences for deficiency symptoms in plants. **New Phytologist**. doi:10.1111/nph.17074

DEXTER, K.G., PENNINGTON, R.T., OLIVEIRA-FILHO, A.T. et al. (2018). Inserting tropical dry forests into the discussion on Biome Transitions in the tropics. **Front Ecol Evol** 6:1–7. <https://doi.org/10.3389/fevo.2018.00104>

DÍAZ, S.; HODGSON, J.G.; THOMPSON, K.; CABIDO, M.; CORNELISSEN, J.H.C.; JALILI, A.; MONTSERRAT-MARTÍ, G.; GRIME, J.P.; ZARRINKAMAR, F.; ASRI, Y.; BAND, S.R.; BASCONCELO, S.; CASTRO-DÍEZ, P.; FUNES, G.; HAMZEHEE, B.; KHOSHNEVI, M.; PÉREZ-HARGUINDEGUY, N.; PÉREZ-RONTOMÉ, M.C.; SHIRVANY, F.A.; VENDRAMINI, F.; YAZDANI, S.; ABBAS-AZIMI, R.; BOGAARD, A.; BOUSTANI, S.; CHARLES, M.; DEGHAN, M.; TORRES-ESPUNY, L.; FALCZUK, V.; GUERRERO-CAMPO, J.; HYND, A.; JONES, G.; KOWSARY, E.; KAZEMI-SAEED, F.; MAESTRO-MARTÍNEZ, M.; ROMO-DÍEZ, A.; SHAW, S.; SIAVASH, B.; VILLAR-SALVADOR, P. & ZAK, M.R. 2004. The plant traits that drive ecosystems: evidence from three continents. **Journal of Vegetation Science** 15: 295-304.

DING, W., CONG, W.-F., & LAMBERS, H. (2021). Plant phosphorus-acquisition and -use strategies affect soil carbon cycling. **Trends in Ecology & Evolution**, 36(10), 899–906. doi:10.1016/j.tree.2021.06.005

DONG, Y.H., SILBERMANN, M., SPEISER, A., FORIERI, I., LINSTER, E., POSCHET, G., SAMAMI, A.A., WANATABE, M., STICHT, C., TELEMANN, A.A. et al. 2017. Sulfur availability regulates plant growth via glucoseTOR signalling. **Nature Communications** 8: 1174.

DOUMENGE, C., GILMOUR, D., PÉREZ, M.R., BLOCKHUS, J. (1995) Tropical montane cloud forests: conservation status and management issues. In: Hamilton LS, Juvik J, Scatena FN, Editores. *Tropical Montane Cloud Forests*. New York: **Springer-Verlag**. pp. 410.

DRYFLOR. (2016). Plant diversity patterns in neotropical dry forests and their conservation implications. **Science** (80-) 353:1383–1387. <https://doi.org/10.1126/science.aaf5080>

EAMUS D. & PRIOR L. (2001) Ecofisiologia de árvores de trópicos sazonalmente secos: comparações entre fenologias . **Avanços na Pesquisa Ecológica** 32 , 113 – 197 .

ELLER, C. B.; LIMA, A. L.; OLIVEIRA, R. S. Foliar uptake of fog water and transport belowground alleviates drought effects in the cloud forest tree species, *Drimys brasiliensis* (Winteraceae). **New Phytologist**, v. 199, n. 1, p. 151-162, 2013.

ELLSWORTH, D., CROUS, K., DE KAUWE, M., VERRYCKT, L., GOLL, D., ZAEHLE, S., BLOOMFIELD, K., CIAIS, P., CERNUSAK, L., DOMINGUES, T., DUSENGE, M., GARCIA, S., GUERRIERI, R., ISHIDA, Y., JANSSENS, I., KENZO, T., ICHIE, T., MEDLYN, B., MEIR, P., WRIGHT, I. (2022). Convergence in phosphorus constraints to photosynthesis in forests around the world. **Nature Communications**. 13. 10.1038/s41467-022-32545-0.

FAGUNDES, N. C. A., PAIS, A. J. R., SOUZA, C. R., SANTOS, P. F., ALMEIDA, H. S., VIEIRA, F. A., OLIVEIRA-FILHO, A. T., VAN DEN BERG, E., CARVALHO, D., & SANTOS, R. M. (2020). Floristic and structural relationships in seasonally dry tropical forests on limestone outcrops. **Scientia Forestalis**, 48(127), e3294. <https://doi.org/10.18671/scifor.v48n127.17>

FAGUNDES, N. C. A.; GIANASI, F. M.; SANTOS, R. M. dos. Manual para padronização de coleta, triagem e tratamento dos dados de características funcionais de plantas. Lavras: **Editora UFLA**, 2022, 105p.

FAHEY, T. J.; SHERMAN, R. E.; TANNER, E. V. Tropical montane cloud forest: environmental drivers of vegetation structure and ecosystem function. **Journal of Tropical Ecology**, v. 32, n. 5, p. 355-367, 2016

FAJARDO, L., GONZALEZ, V., NASSAR, J. M., LACABANA, P., PORTILLO, C. A., CARRASQUEL, F., RODRIGUEZ, J. P. 2005. Tropical dry forests of Venezuela: characterization and current conservation status. **Biotropica** 37: 531–546.

FERNANDES, A. 2003. Conexões florísticas do Brasil. **Banco do Nordeste**, Fortaleza, Brazil.

FERNANDES, M.F., CARDOSO, D., DE QUEIROZ, L.P. (2019). An updated plant checklist of the Brazilian Caatinga seasonally dry forests and woodlands reveals high species richness and endemism. **J Arid Environ**. <https://doi.org/10.1016/j.jaridenv.2019.104079>
FORESTPLOTS.NET DATABASE. www.ForestPlots.net. Date of extraction [2023].
FORESTPLOTS.NET, BLUNDO, C., CARILLA, J., GRAU, R., MALIZIA, A., MALIZIA, L., OSINAGA-ACOSTA, O., BIRD, M., ET AL. 2021. Taking the pulse of Earth's tropical

forests using networks of highly distributed plots. **Biological Conservation** 260 (2021) 108849. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108849>

GENTRY, A. H. (1995). Diversity and floristic composition of neotropical dry forests. In: BULLOCK, S. H., MOONEY, H. A., MEDINA, E. (eds) *Seasonally dry tropical forests*. **Cambridge University Press**, Cambridge, pp 146–194. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511753398.007>

GONG, H., LI, Y., YU, T., ZHANG, S., GAO, J., ZHANG, S., & SUN, D. (2020). Soil and climate effects on leaf nitrogen and phosphorus stoichiometry along elevational gradients. **Global Ecology and Conservation**, 23, e01138. doi:10.1016/j.gecco.2020.e01138

GRAHAM A, DILCHER DL. 1998. Studies in Neotropical paleobotany. XII. A palynoflora from the Pliocene Rio Banano formation of Costa Rica and the Neogene vegetation of Mesoamerica. **American Journal of Botany** 85: 1426–1438.

HAFFER, J. Speciation in Amazonian Forest Birds. **Science** 165, 131137(1969). DOI:10.1126/science.165.3889.131

HAMILTON, L. S.; JUVIK, J. O.; SCATENA, F. N. (EdS.). *Tropical montane cloud forests*. p.138-149, Nova Yorque: **Springer**. 1995.

HARTSHORN, G. S. Biogeografía de los bosques neotropicales. pp. 59–82. In: GUARIGUATA, M. R., KATTAN, G. H. (eds.) *Ecología y Conservación de Bosques Neotropicales*. **Libro Universitario Regional**, Cartago. 2002.

HASSELQUIST, N. J.; ALLEN, M. F.; SANTIAGO, L. S. Water relations of evergreen and drought-deciduous trees along a seasonally dry tropical forest chronosequence. **Oecologia**, v.164, p.881-890, 2010.

HAWKESFORD, M., HORST, W., KICHEY, T., LAMBERS, H., SCHJOERRING, J.K., MOLLER, I.S., WHITE, P. 2012. Functions of Macronutrients. In: Marschner P, ed. *Marschner's Mineral Nutrition of Higher Plants*, 3rd Edition. San Diego, Ca, USA: **Elsevier Academic Press**, 135-189.

HAWKESFORD, M.J., CAKMAK, I., COSKUN, D., DE KOK, L.J., LAMBERS, H. et al. 2022. Functions of macronutrients. In *Marschner's Mineral Nutrition of Plants*, ed. Z Rengel, I Cakmak, PJ White. London: **Elsevier**. 4th ed.

HAYDEN, B., GREENE, D., QUESADA, M. (2010). Um experimento de campo para determinar o efeito da precipitação da estação seca na formação de anéis anuais e fenologia foliar em uma floresta tropical sazonalmente seca. **Jornal de Ecologia Tropical**, 26 (2), 237-242. doi:10.1017/S0266467409990563

HAYES, P., TURNER, B.L., LAMBERS, H., LALIBERTE, E. 2014. Foliar nutrient concentrations and resorption efficiency in plants of contrasting nutrient acquisition strategies along a 2-million-year dune chronosequence. **Journal of Ecology** 102: 396–410.

- HIDAKA, A., KITAYAMA, K. 2013. Relationship between photosynthetic phosphorus use efficiency and foliar phosphorus fractions in tropical tree species. **Ecology and Evolution** 3: 4872–4880.
- HIGUCHI, P., OLIVEIRA-FILHO, A. T., SILVA, A. C. DA ., MACHADO, E. L. M., SANTOS, R. M. DOS ., & PIFANO, D. S. (2008). Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solos. **Revista Árvore**, 32(3), 417–426. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622008000300004>
- HINSINGER P. 2001. Bioavailability of soil inorganic P in the rhizosphere as affected by root-induced chemical changes: a review. **Plant Soil** 237:173–81
- HORN, J.; BECHER, M. A.; KENNEDY, P. J.; OSBORNE, J. L.; GRIMM, V. Multiple stressors: using the honeybee model BEEHAVE to explore how spatial and temporal forage stress affects colony resilience. **Oikos**, Lund, p. 01-16, 2015.
- HU, B., JIANG, Z., WANG, W., QIU, Y., ZHANG, Z., LIU, Y., LI, A., GAO, X., LIU, L., QIAN, Y. et al. 2019. Nitrate–NRT1.1B–SPX4 cascade integrates nitrogen and phosphorus signalling networks in plants. **Nature Plants** 5: 401-413.
- IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Arquivo em formato shapefiles biomas, vegetação e malha territorial. 2021. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/informacoes-ambientais/10872-vegetacao.html?=&t=downloads>. Acesso em: 23 de julho de 2023.
- IBGE. Manuais Técnicos em Geociências: Manual Técnico da Vegetação Brasileira . 2nd ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.
- IMAÑA-ENCINAS, J.; SANTANA O. A.; RIBEIRO, G. S.; IMAÑA, C. R. Estrutura diamétrica de um trecho de floresta estacional semidecidual na área do Ecomuseu do Cerrado, Goiás. **Cerne**, Lavras, v.15, p. 155-165, 2009.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. (2012). Manual técnico da vegetação brasileira. 2 ed. Rio de Janeiro: IBGE. pp. 271.
- ISBELL, F., REICH, P.B., TILMAN, D., HOBBIE, S.E., POLASKY, S., BINDER, S. 2013. Nutrient enrichment, biodiversity loss, and consequent declines in ecosystem productivity. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America** 110: 11911-11916.
- JANCOSKI, H. S., MARIMON, B. S., SCALON, M. C., BARROS, F. D. V., MARIMON-JUNIOR, B., CARVALHO, E., MENOR, I. O. (2022). Distinct leaf water potential regulation of tree species and vegetation types across the Cerrado–Amazonia transition. **Biotropica**.
- JAVOT, H., PUMPLIN, N., HARRISON, M.J. (2007) Phosphate in the arbuscular mycorrhizal symbiosis: transport properties and regulatory roles. **Plant Cell Environ** 30: 310-322

JI, W., LAZERTE, S.E., WATERWAY, M.J., LECHOWICZ, M.J. (2020). Functional ecology of congeneric variation in the leaf economics spectrum. **New Phytol** 225:196–208. <https://doi.org/10.1111/nph.16109>

JUNK, W.J. (1993): Wetlands of Tropical South America. In: Whigham, D., Hejný, S. and Dykyjová, D. (Eds.). *Wetlands of the World I: inventory, ecology and management*. Dordrecht: Dr. W. Junk Publ. p. 679-739.

JUNK, W.J., BAYLEY, P.B & SPARKS, R.E. (1989): The flood pulse concept in river-floodplain systems.- **Special Publication of the Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** 106: 110-127.

JUNK, W.J., PIEDADE, M.T.F., SCHÖNGART, J., COHN-HAFT, M., ADENEY M. & WITTMANN, F. (2011): A classification of major Amazonian wetlands. **Wetlands** 31(4): 623–640.

KAMERLIN, S.C.L., SHARMA, P.K., PRASAD, R.B., WARSHEL, A. 2013. Why nature really choose phosphates, **Quarterly Reviews of Biophysics** 46: 1–132.

KILLINGBECK, K.T. 1996. Nutrients in senesced leaves: keys to the search for potential resorption and resorption proficiency. **Ecology** 77: 1716–1727.

LALIBERTÉ, A. E.; LEGENDRE, P.; SHIPLEY, B. Package FD: measuring functional diversity (FD) from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12. 2015. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/FD/FD.pdf>. Acesso em: 26 de julho de 2023.

LALITH, D. B., SURIYAGODA, MEGAN, H., RYAN, CLEMENT E., GILLE, ROBERTA L. C. DAYRELL, PATRICK M. FINNEGAN, KOSALA RANATHUNGE, DION NICOL, AND HANS LAMBERS. Phosphorus fractions in leaves. **New Phytologist** (2023) 237: 1122–1135. doi: 10.1111/nph.18588

LAMBERS, H. Phosphorus Acquisition and Utilization in Plants. **Annual Review of Plant Biology** 2022 73:1, 17-42. <https://doi.org/10.1146/annurev-arplant-102720-125738>

LAMBERS, H., ALBORNOZ, F., KOTULA, L., LALIBERTÉ, E., RANATHUNGE, K., TESTE, F.P., ZEMUNIK, G. (2018). How belowground interactions contribute to the coexistence of mycorrhizal and nonmycorrhizal species in severely phosphorus-impooverished hyperdiverse ecosystems. **Plant Soil** 424:11–34. <https://doi.org/10.1007/s11104-017-3427-2>

LAMBERS, H., OLIVEIRA, R.S. 2019. *PLANT PHYSIOLOGICAL ECOLOGY* (3rd edition). **Springer Nature Switzerland AG**, Cham, Switzerland.

LAMBERS, H., RAVEN, J.A., SHAVER, G.R., SMITH, S.E. (2008). Plant nutrient-acquisition strategies change with soil age. **Trends Ecol Evol** 23:95–103. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2007.10.008>

- LAMBERS, H., RAVEN, J.A., SHAVER, G.R., SMITH, S.E. 2008. Plant nutrient-acquisition strategies CHANGE WITH SOIL AGE. **TRENDS IN ECOLOGY AND EVOLUTION** 23: 95– 103.
- LAMBERS, H., WRIGHT, I. J., GUILHERME PEREIRA, C., BELLINGHAM, P. J., BENTLEY, L. P., BOONMAN, A., ... XU, Y. (2020). Leaf manganese concentrations as a tool to assess belowground plant functioning in phosphorus-impooverished environments. **Plant and Soil**, 461(1-2), 43–61. doi:10.1007/s11104-020-04690-2
- LEIGH, E., DAVIDAR, P., DICK, C.W., PUYRAVAUD, J.P., TERBORGH, J., TER STEEGE, H., WRIGHT, S.J. 2004. Why do some tropical forests have so many species of trees? **Biotropica** 36: 447–73.
- LENZA, E.; KLINK, C. A. Comportamento fenológico de espécies lenhosas em um cerrado sentido restrito de Brasília, DF. **Revista Brasileira de Botânica**, v.29, p.627-638, 2006.
- LIMA, R. A. F. Estrutura e regeneração de clareiras em Florestas Tropicais Pluviais. **Revista Brasileira de Botânica**, São Paulo, v. 28, n. 4, p. 651-670, 2005.
- LINARES-PALOMINO, R., A. T. OLIVEIRA-FILHO, AND R. T. PENNINGTON. 2011. Neotropical seasonally dry forests: diversity, endemism and biogeography of woody plants. Pp. 3–21 in DIRZO, R., YOUNG, H. S., MOONEY, H. A., CEBALLOS, G., eds. Seasonally dry tropical forests: ecology and conservation. **Island Press**, Washington, DC.
- LINARES-PALOMINO, R., AYBAR, D., MORALES RUIZ, E. J. (2015). Floristics of neotropical seasonally dry forests: a perspective from complete vascular plant inventories. **Phytocoenologia**, 45(3), 251-267. <http://dx.doi.org/10.1127/phyto/2015/0010>. Magurran, A. E. (1988).
- LÓPEZ-ARREDONDO, D.L., LEYVA-GONZÁLEZ, M.A., GONZÁLEZ-MORALES, S.I., LÓPEZ-BUCIO, J., HERRERA-ESTRELLA, L. Phosphate nutrition: improving low-phosphate tolerance in crops. **Annu Rev Plant Biol**. 2014; 65:95-123. doi: 10.1146/annurev-arplant-050213-035949. Epub 2014 Feb 24. PMID: 24579991.
- LOPEZ-GONZALEZ, G., LEWIS, S.L., BURKITT, M. AND PHILLIPS, O.L., 2011. ForestPlots. net: a web application and research tool to manage and analyse tropical forest plot data. **Journal of Vegetation Science** 22, 610–613. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2011.01312.x>
- LUCENA, I. C. DE ., LEITE, M. B., & MATOS, D. M. DA S. (2015). A deciduidade foliar indica a vulnerabilidade de espécies lenhosas ao fogo. **Revista Árvore**, 39(1), 59–68. <https://doi.org/10.1590/0100-67622015000100006>
- MALHI, Y.; GRACE, J. Tropical forests and atmospheric carbon dioxide. **Tree**, Amsterdam, v. 15, n. 8, 2000.
- MARIANO, R. F., MENDES, C. M., POMPEU, P. V. , BIONDI, M., SANTOS, R. M. DOS & FONTES, M. A. L. Composição florística de uma floresta ombrófila densa alto-montana no município de Itamonte, Minas Gerais. Simpósio de Gestão Ambiental e **Biodiversidade** (19 a 21 de junho 2018) ISSN 2525-4928

MARTINELLI, G. Mountain biodiversity in Brazil. **Brazilian Journal of Botany**, v. 30, n. 4, p. 587-597, 2007.

MAYLE, F. E., BEERLING, D. J., GOSLING, W. D., & BUSH, M. B. (2004). Responses of Amazonian ecosystems to climatic and atmospheric carbon dioxide changes since the last glacial maximum. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 359(1443), 499–514. doi:10.1098/rstb.2003.1434

MAYLE, F. E., BEERLING, D. J., GOSLING, W. D., & BUSH, M. B. Ecological diversity and its measurement. **Princeton: Princeton University Press**. <http://dx.doi.org/10.1007/978-94-015-7358-0>. (2004).

MCGREGOR, G. R., & NIEUWOLT, S. 1998. Tropical Climatology: an Introduction to the Climates of Low Latitudes. John Wiley & Sons.

MEDICI, A., SZPONARSKI, W., DANGEVILLE, P., SAFI, A., DISSANAYAKE, I.M., SAENCHAI, C., EMANUEL, A., RUBIO, V., LACOMBE, B., RUFFEL, S. et al. 2019. Identification of molecular integrators shows that nitrogen actively controls the phosphate starvation response in plants. **Plant Cell** 31: 1171- 1184.

MEDINA, E. (1995) Diversidade de formas de vida de plantas superiores em florestas secas neotropicais . Em Florestas Tropicais Sazonalmente Secas (eds SH Bullock , HA Mooney & E. Medina), pp. 221 – 242 . **Cambridge University Press**, Cambridge, Reino Unido.

MEIR, P., PENNINGTON, R.T. (2011). Mudança Climática e Florestas Tropicais Sazonalmente Secas. Em: Dirzo, R., Young, HS, Mooney, HA, Ceballos, G. (eds) Florestas tropicais sazonalmente secas. **Island Press**, Washington, DC. https://doi.org/10.5822/978-1-61091-021-7_16

MEWS, H. A. et al. Dinâmica estrutural da comunidade lenhosa em Floresta Estacional Semidecidual na transição Cerrado-Floresta Amazônica, Mato Grosso, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, p. 845-857, 2011 .

MILES, L., A. C. NEWTON, R. S. DEFRIES, C. RAVILIOUS, I. MAY, S. BLYTH, V. KAPO, AND J. E. GORDON. 2006. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. **J. Biogeogr.** 33: 491–505.

MITSCHEW, W.J., NAHLIK, A.; WOLSKI, P., BERNAL, B., ZHANG, L. & RAMBERG, L. (2009): Tropical wetlands: seasonal hydrologic pulsing, carbon sequestration, and methane emissions. **Wetlands Ecology and Management**, 18(5): 573-586.

MOGNI, V. Y., OAKLEY, L. J., & PRADO, D. E. (2015). The distribution of woody legumes in neotropical dry forests: the Pleistocene Arc Theory 20 years on. **Edinburgh Journal of Botany**, 72(1), 35-60. <http://dx.doi.org/10.1017/S0960428614000298>.

MOURA, G. K. de A.; RUFINO, M. K. G.; SILVA, F. K. G. da; PRADO, C. H. B. de A.; TROVÃO, D. M. de B. M. Leaf deciduousness and flowering of woody Caatinga species. **Biotemas**, 33 (4): 1-10, dezembro de 2020. <http://dx.doi.org/10.5007/2175-7925.2020.e72364>

MURPHY, P. G., LUGO, A. 1986. Ecology of tropical dry forest. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 17: 66–88. **Neotropicales. Ecosistemas**, 21(1–2), 1–5. 2012.

MYERS, N. 2003. Biodiversity hotspots revisited. **BioScience**, 53(10), 796-797.

NASCIMENTO, A.R.T.; FELFILI, J.M.; MEIRELLES, E.M. Florística e estrutura da comunidade arbórea de um remanescente de floresta estacional decidual de encosta, Monte Alegre, GO, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.18, n.3, p.659-669, 2004.

NEVES, D. M.; DEXTER, K. G.; PENNINGTON, R. T.; VALENTE, A. S. M.; BUENO, M. L.; EISENLOH, P. V.; FONTES, M. A. L.; MIRANDA, P. L. S.; MOREIRA, S. N.; REZENDE, V. L.; SAITER, F. Z.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Dissecting a biodiversity hotspot: The importance of environmentally marginal habitats in the Atlantic Forest Domain of South America. **Diversity and Distributions**, p. 1-12, 2017.

NUNES, Y. R. F., LUZ, G. R., SOUZA, S. R., SILVA, D. L., VELOSO, M. D. M., ESPÍRITO-SANTO, M. M., & SANTOS, R. M. (2013). Floristic, structural, and functional group variations in tree assemblages in a Brazilian Tropical Dry Forest. **Tropical Dry Forests in the Americas**, 325–349. doi:10.1201/b15417-19

OLIVEIRA FILHO, A. T., CARVALHO, W. A. C., MACHADO, E. L. M., HIGUCHI, P., APPOLINÁRIO, V., CASTRO, G. C., SILVA, A. C., SANTOS, R. M., BORGES, L. F., CORRÊA, B. S., & ALVES, J. M.. (2007). Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1999-2004). **Brazilian Journal of Botany**, 30(1), 149–161. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042007000100015>

OLIVEIRA, R. S., CHRISTOFFERSEN, B. O., DE V BARROS, F., TEODORO, G. S., BITTENCOURT, P., BRUM-JR, M. M., VIANI, R. A. (2014). Changing precipitation regimes and the water and carbon economies of trees. **Theoretical and Experimental Plant Physiology**, 26(1), 65-82.

OLIVEIRA-FILHO, A. T., JARENKOW, J. A., RODAL, M. J. A. (2006). Floristic relationships of seasonally dry forests of eastern South America based on tree species distribution patterns. In R. T. Pennington, J. A. Ratter & G. P. Lewis (Eds.), *Neotropical savannas and dry forests: plant diversity, biogeography and conservation*. New York: CRC Press. <http://dx.doi.org/10.1201/9781420004496-7>

PANE, E. (2001). Estudo hidrológico, hidrogeológico e geofísico no Município de Itamonte-MG. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Geociências. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

PEDRALLI, G. Florestas secas sobre afloramentos de calcário em Minas Gerais: florística e fisionomia. **Bios**, v.5, n.5, p.81-88, 1997.

- PENNINGTON, R. T., LAVIN, M., OLIVEIRA-FILHO, A. (2009). Woody plant diversity, evolution, and ecology in the tropics: perspectives from seasonally dry tropical forests. **Annual Review of Ecology Evolution and Systematics**, 40(1), 437-457.
<http://dx.doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120327>.
- PENNINGTON, R. T., PRADO, D. E., PENDRY, C. A. (2000). Neotropical seasonally dry forests and Quaternary vegetation changes. **Journal of Biogeography**, 27(2), 261-273.
<http://dx.doi.org/10.1046/j.1365-2699.2000.00397.x>.
- PHILLIPS, O. L.; MALHI, Y.; HIGUCHI, N.; LAURANCE, W. F.; PERCY NUNES, V.; RODOLFO VASQUEZ, M.; LAURANCE, S. G.; FERREIRA, L. V.; STERN, M.; BROWN, S.; GRACE, J. Changes in the carbon balance of tropical forests: Evidence from Long-term plots. **Science**, Washington, v. 282, p. 439-442, 1998.
- PIERRE, W. H., PARKER, F. W. 1927 — The use of collodion sacks in obtaining clear soil extracts for the determination of the water soluble constituents. **Soil Science** 23-13.
- POIRIER, Y., BUCHER, M. (2002) Phosphate transport and homeostasis in Arabidopsis. The Arabidopsis Book/**American Society of Plant Biologists** 1: e0024
- PORTILLO-QUINTERO, C.A., SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G.A. (2010). Extent and conservation of tropical dry forests in the Americas. **Biol Conserv** 143:144–155.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.09.020>
- PRADO, D. E., GIBBS, P. E. (1993). Patterns of species distributions in the dry seasonal forest of South America. **Annals of the Missouri Botanical Garden**, 80(4), 902-927.
<http://dx.doi.org/10.2307/2399937>.
- QUEIROZ, L. P. The Brazilian Caatinga: phytogeographical patterns inferred from distribution data of the Leguminosae. In: PENNINGTON, R. T; RATTER, J. A. LEWIS, G. P. (Ed.). Neotropical savannas and dry forests: plant diversity, **biogeography and conservation**. Boca Raton: CRC, 2006. p. 113-149. (The Systematics Association Special volume Series, 69).
- QUEIROZ, L.P. DE CARDOSO, D., FERNANDES, M.F., MORO, M.F. (2017). Diversity and evolution of flowering plants of the Caatinga Domain. In: da Silva JMC, Leal IR, Tabarelli M (eds) Caatinga. **Springer International Publishing**, Cham, pp 23–63.
- RAGHOTHAMA, K.G. (1999) Phosphate acquisition. **Annu Rev Plant Physiol Plant Mol Biol** 50: 665-693
- RAUSCH, C., BUCHER, M. (2002) Molecular mechanisms of phosphate transport in plants. **Planta** 216: 23-37
- R-CORE-TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2020.
- REVISTA BRASILEIRA DE GEOGRAFIA FÍSICA. V. 09 N. 02 (2016) 526-545.
 Mapeamento de superfícies aplainadas no norte de Minas Gerais Márcio Luiz da Silva

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (ed.). Cerrado: ecologia e flora. Ecologia e flora. Brasília: Embrapa, 2008. p. 151-222.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. Fitofitofisionomia do Bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (Eds.) Cerrado: ambiente e flora. Brasília: Embrapa, 1998. p.89-166.
RICHARDS, F. W. The Tropical Rain Forest: An ecological study. **Cambridge University Press**, New York, 559 p., 1996.

RODAL, M. J. N.; BARBOSA, R. V.; THOMAS, W. W. Do the seasonal forests in northeastern Brazil represent a single floristic unit? **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 68, n. 3, p. 467-475, Aug. 2008.

ROMAN, L.; SCATENA, F.; BRUIJNZEEL, L. Global and local variations in tropical montane cloud forest soils. In: BRUIJNZEEL, L. A.; SCATENA, F. N.; HAMILTON, L. S. (Eds.); Tropical montane cloud forests: Science for conservation and management. p.77-89, Cambridge: **Cambridge University Press**. 2010.

RULL, V. (2011). Neotropical biodiversity: timing and potential drivers. **Trends in Ecology & Evolution**, 26(10), 508–513. doi:10.1016/j.tree.2011.05.011

SAATKAMP, A., COCHRANE, A., COMMANDER, L., GUJA LYDIA, K., JIMENEZALFARO, B., LARSON, J. ET AL. (2019). A research agenda for seedtrait functional ecology. **New Phytol** 221:1764–1775. <https://doi.org/10.1111/nph.15502>

SANTOS, L. A. C; MIRANDA, S. do; SILVA NETO, C. de M. Fitofisionomias do Cerrado: definições e tendências. **Élisée, Rev. Geo.** UEG – Goiás, v.9, n.2, e922022, jul./dez. 2020.

SANTOS, R. B. DOS, VIEIRA, F. DE A., SANTOS, P. F., MORAIS, V. DE M., MEDEIROS, M. A. DE. Structure and floristic of a forest remnant in the fazenda ribeirão, Juvenília municipality, MG, BRAZIL. **Caatinga** (Mossoró,Brasil), v.21, n.4, p.154-162, outubro/dezembro de 2008.

SANTOS, R. M. DOS ., VIEIRA, F. DE A., FAGUNDES, M., NUNES, Y. R. F., & GUSMÃO, E. (2007). Riqueza e similaridade florística de oito remanescentes florestais no norte de Minas Gerais, Brasil. **Revista Árvore**, 31(1), 135–144. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622007000100015>

SANTOS, R. M. DOS ., VIEIRA, F. DE A., FAGUNDES, M., NUNES, Y. R. F., & GUSMÃO, E. (2007). Riqueza e similaridade florística de oito remanescentes florestais no norte de Minas Gerais, Brasil. **Revista Árvore**, 31(1), 135–144. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622007000100015>

SANTOS, R. M., OLIVEIRA-FILHO, A. T., EISENLOHR, P. V., QUEIROZ, L. P., CARDOSO, D. B. O. S., & RODAL, M. J. N. (2012). Identity and relationships of the Arboreal Caatinga among other floristic units of seasonally dry tropical forests (SDTFs) of North-eastern and Central Brazil. **Ecology and Evolution**, 2(2), 409-428. PMID:22423333. <http://dx.doi.org/10.1002/ece3.91>.

SCARANO, F. R. Plant communities at the periphery of the Atlantic rain forest: rare-species bias and its risks for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1201-1208, 2009.

SCHULTZ, J. 2005. The ecozones of the world: The ecological divisions of the geosphere. Berlin: Springer. Scotese, C.R. 2001. **Atlas of Earth history**. Arlington: PALEOMAP Project.

SILVA, A. M. L.; LOPES, S. F.; VITORIO, L. A. P.; SANTIAGO, R. R.; MATTOS, E. A.; TROVÃO, D. M. Plant functional groups of species in semiarid ecosystems in Brazil: wood basic density and SLA as an ecological indicator. **Brazilian Journal of Botany**, São Paulo, v. 37, n. 3, p. 229-237, 2014.

SOBOLESKI, V. F., HIGUCHI, P., SILVA, A. C. DA ., LOEBENS, R., SOUZA, K., BUZZI, F., LIMA, C. L., CRUZ, A. P., SILVA, M. A. F. DA ., & DALLABRIDA, J. P.. (2017). Variação de atributos funcionais do componente arbóreo em função de gradientes edáficos em uma floresta nebulosa no sul do Brasil. **Rodriguésia**, 68(2), 291–300. <https://doi.org/10.1590/2175-7860201768201>

SOBRAL-SOUZA, T & LIMA-RIBEIRO, M. S. De volta ao passado: revisitando a história biogeográfica das florestas neotropicais úmidas. **Oecologia Australis** 21(2): 93-107, 2017 [10.4257/oeco.2017.2102.01](https://doi.org/10.4257/oeco.2017.2102.01)

SOUZA, J. P.; PRADO, C. H. B. A.; ALBINO, A. L. S.; DAMASCOS, M. A. Shoot-leaf relationships in deciduous, semideciduous, and evergreen cerrado tree species. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v. 21, n.1, 2009.

STEEGE, H.; et al. Hyperdominance in the Amazonian tree flora. **Science**, Washington, v. 342, 2013.

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

SULPICE, R., ISHIHARA, H., SCHLERETH, A., CAWTHRAY, G.R., ENCKE, B., GIAVALISCO, P., IVAKOV, A., ARRIVAU, S., JOST, R., KROHN, N. ET AL. 2014. Low levels of ribosomal RNA partly account for the very high photosynthetic phosphorus-use efficiency of Proteaceae species. **Plant, Cell & Environment** 37: 1276–1298.

SUNDERLAND, T., APGAUA, D., BALDAUF, C., BLACKIE, R., COLFER, C., CUNNINGHAM, A. B., DEXTER, K., DJOUDI, H., GAUTIER, D., GUMBO, D., ICKOWITZ, A., KASSA, H., PARTHASARATHY, N., PENNINGTON, R. T., PAUMGARTEN, F., PULLA, S., SOLA, P., TNG, D., WAEBER, P., & WILMÉ, L. (2015). Global dry forests: a prologue. **International Forestry Review**, 17(2), 1-9. <http://dx.doi.org/10.1505/146554815815834813>.

SWENSON, N. G.; STEGEN, J. C.; DAVIES, S. J.; ERICKSON, D. L.; FORERON-MONTANA, J.; HURLBERT, A. H., ZIMMERMAN, J. K. Temporal turnover in the composition of tropical tree communities: functional determinism and phylogenetic stochasticity. **Ecology**, 93: 490 – 499. 2012.

TANNER, E.; VITOUSEK, P. M.; CUEVAS, E. Experimental investigation of nutrient limitation of forest growth on wet tropical mountains. **Ecology**, v. 79, n. 1, p. 10-22, 1998.

TERRER, C., JACKSON, R.B., PRENTICE, I.C., KEENAN, T.F., KAISER, C., VICCA, S., FISHER, J.B., REICH, P.B., STOCKER, B.D., HUNGATE, B.A. et al. 2019. Nitrogen and phosphorus constrain the CO₂ fertilization of global plant biomass. **Nature Climate Change** 9: 684–689.

TORO, L., PEREIRA-ARIAS, D., PEREZ-AVILES, D., VARGAS G., G., SOPER, F.M., GUTKNECHT, J. AND POWERS, J.S. (2023), Phosphorus limitation of early growth differs between nitrogen-fixing and nonfixing dry tropical forest tree species. **New Phytol**, 237: 766-779. <https://doi.org/10.1111/nph.18612>

TREJO, I., AND R. DIRZO. 2000. Deforestation of seasonally dry tropical forests: a national and local analysis in Mexico. **Biol. Conserv.** 94: 133–142.

TURNER, M. G. et al. Factors Influencing Succession: Lessons from Large, Infrequent Natural Disturbances. **Ecosystems**, New York, v. 1, p. 511–523, 1998.

VAN MAARSCHALKERWEERD M., HUSTED S. 2015. Recent developments in fast spectroscopy for plant mineral analysis. **Frontiers in Plant Science** 6: 169.

VANCE, C.P., UHDE-STONE, C., ALLAN, D.L. 2003. Phosphorus acquisition and use: critical adaptations by plants for securing a nonrenewable resource. **New Phytol.** 157:423–47

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

VIANI, R. A. G. et al. Soil pH accounts for differences in species distribution and leaf nutrient concentrations of Brazilian woodland savannah and seasonally dry forest species. Perspectives in Plant Ecology, **Evolution and Systematics**, v. 16, p. 64–74, 2014.

VIEIRA, F. DE A., NOVAES, R. M. L., FAJARDO, C. G., SANTOS, R. M. DOS, ALMEIDA, H. DE S., CARVALHO, D. DE, & LOVATO, M. B. (2015). Holocene southward expansion in seasonally dry tropical forests in South America: phylogeography of *Ficus bonijesulapensis* (Moraceae). **Botanical Journal of the Linnean Society**, 177(2), 189–201. doi:10.1111/boj.12241

VIEIRA, F.A. DE.; NOVAES, R.M.L.; FAJARDO, C.G. et al. (2015). Holocene southward expansion in seasonally dry tropical forests in South America: phylogeography of *Ficus bonijesulapensis* (Moraceae). **Bot J Linn Soc.** 177:189–201. <https://doi.org/10.1111/boj.12241>

VIOLLE, C.; NAVAS, M.; VILE, D.; KAZAKOU, E.; FORTUNEL, C.; HUMMEL, I. & GARNIER, E. 2007. Let the concept of trait be functional! **Oikos** 116: 882-892.

WANG, Y., CHEN, Y., & WU, W. (2020). Potassium and phosphorus transport and signaling in plants. **Journal of Integrative Plant Biology**. doi:10.1111/jipb.13053

WANG, Y., RIBOT, C., REZZONICO, E., POIRIER, Y. (2004). Structure and expression profile of the Arabidopsis PHO1 gene family indicates a broad role in inorganic phosphate homeostasis. **Plant Physiol** 135: 400-411

WERNECK, F. P., COSTA, G. C., COLLI, G. R., PRADO, D. E., & SITES JUNIOR, J. W. (2011). Revisiting the historical distribution of Seasonally Dry Tropical Forests: new insights based on palaeodistribution modelling and palynological evidence. **Global Ecology and Biogeography**, 20(2), 272-288. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1466-8238.2010.00596.x>.

WERNECK, F. P.; COLLI, G. R.; VITT, L.J. Determinants of assemblage structure in Neotropical dry forest lizards. **Austral Ecology**, v. 34, p. 97-115, 2009.

WESTOBY, M. (1998). A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. **Plant Soil** 199:213–227. <https://doi.org/10.1023/A:1004327224729>

XU, X., ZHU, T., NIKONOROVA, N., DE SMET, I. 2019. Phosphorylation-mediated signalling in plants. In **Annual Plant Reviews Online**, ed. JA Roberts, pp. 909–32. Chichester, UK: Wiley & Sons

ZEMUNIK, G., TURNER, B.L., LAMBERS, H., LALIBERTÉ, E. (2015). Diversity of plant nutrient-acquisition strategies increases during longterm ecosystem development. **Nature Plants** 1:15050. <https://doi.org/10.1038/nplants.2015.50>

SEGUNDA PARTE – ARTIGO

**ARTIGO 1 - CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO NO SOLO COMO INDICATIVO DE
ABSCISÃO FOLIAR EM FLORESTAS TROPICAIS**

Artigo redigido conforme norma da Revista Journal of Ecology

**CONCENTRAÇÃO DE FÓSFORO NO SOLO COMO INDICATIVO DE ABSCISÃO
FOLIAR EM FLORESTAS TROPICAIS**

Lidiany Carolina Arantes da Silva (0000-0002-3881-2579)^{1*}; Rubens Manoel dos Santos
(0000-0002-4075-462X)²

¹Federal University of Lavras, 37200-900, Lavras, Minas Gerais, Brazil. Department of
Forestry Sciences, Laboratory of Phytogeography and Evolutionary Ecology

²Federal University of Lavras, 37200-900, Lavras, Minas Gerais, Brazil. Department of
Forestry Sciences, Laboratory of Phytogeography and Evolutionary Ecology

* lidianycarolina@gmail.com

ABSTRACT

Human activities have severely altered the cycles of elements, and these changes in biogeochemical cycles influence the Earth's climate, accelerating the global hydrological cycle and impacting other biogeochemical cycles. Tropical forests are environments of great interest due to their remarkable biological diversity. The evolutionary, historical processes, and biodiversity of these forests have been extensively studied. Soil characteristics influence vegetation structure and species diversity, being a crucial factor in the formation and heterogeneity of habitats. Phosphorus (P) is an essential nutrient and plays a fundamental role in plant nutrition. When its availability is limited, plants undergo biochemical adaptations to compensate for this scarcity. This macronutrient is a non-renewable resource and has become an increasingly prominent concern in the early years of this new millennium. Varied environmental conditions lead communities to adjust their morphological and physiological characteristics, based on the adaptive capacity of each species for survival or growth, and functional traits are essential in this adaptation. Plants invest in functional traits according to their ecological strategies, and studying functional traits related to phosphorus acquisition will provide valuable insights into plant survival strategies. The aim of this study was to understand the relationship between investment in leaf traits and soil phosphorus availability in tropical forests, and to analyze whether groups composed of functional traits related to leaf longevity exhibit distinct patterns in biomass and abundance. Data on species abundance and biomass from 86 areas in different environments were used, along with functional attribute data from 1700 individuals. The data were correlated using Community Weighted Mean (CWM), soil analysis used Principal Component Analysis (PCA), and Generalized Linear Mixed Models (GLMM) were used for modeling. The results showed that there is a relationship between phosphorus (P) and leaf deciduousness, and that each locality presents a unique cycling

characteristic, influenced by the specific precipitation of each environment, highlighting the complexity of plant response mechanisms to specific environmental conditions. It was also concluded that abundance is the best strategy for representing individuals.

Keywords: Functional traits; leaf deciduousness; hydrological gradient; leaf investment.

INTRODUÇÃO

O aumento das atividades antrópicas acelera as mudanças globais, desde alterações climáticas, à utilização dos solos e à perda de espécies. Essas mudanças podem ter efeitos negativos nas florestas através do calor extremo, da seca e de perturbações. Em vista disso, o desequilíbrio de nutrientes no solo, especialmente entre fósforo (P) e nitrogênio (N), devido a atividades humanas, é uma mudança menos reconhecida, mas de importância crescente (Peñuelas e Sardans, 2022).

As florestas são de extrema importância para a biodiversidade e como sumidouros de carbono, no entanto, enfrentam riscos significativos devido às mudanças climáticas. Essas mudanças estão impactando a estrutura e função das florestas globais, destacando a necessidade crucial de prever quais florestas são mais vulneráveis a um futuro mais quente e seco (Heilmayr et al., 2023).

O fósforo (P) é um dos principais nutrientes para o desenvolvimento e crescimento das plantas, interferindo também na dinâmica do ecossistema. Esse participa de diversas funções na planta como, por exemplo, armazenamento de energia, estrutura celular e constituinte do material genético (López-Arredondo, 2014; Hawkesford et al., 2022). Contudo, na maioria dos ambientes naturais o P é encontrado em quantidade limitada (Chapin et al., 2002).

Foi proposto que a concentração de nutrientes nas folhas é principalmente impulsionada pela disponibilidade de nutrientes no solo, a qual é influenciada pela precipitação por meio dos efeitos de lixiviação (Chen et al., 2005 e Reich e Oleksyn, 2004). No entanto, a baixa solubilidade do fósforo faz com que a perda por lixiviação do mesmo, seja limitada em ecossistemas naturais, se deslocando principalmente por meio da erosão eólica e do transporte de partículas em rios e córregos em direção aos oceanos (Chapin et al., 2002).

De acordo com Yuan e Chen (2009), a serapilheira em processo de decomposição desempenha um papel fundamental nos ecossistemas terrestres. Sugerindo que, em escala global, os nutrientes do solo advindos da senescência foliar dependem das condições climáticas e da composição de plantas em um ecossistema.

Para compreender as estratégias adaptativas das plantas e suas respostas a desafios ambientais, é crucial considerar as características funcionais, especialmente no que diz respeito à absorção de nutrientes como fósforo (P) e micronutrientes, diante disso, as plantas ajustam seus investimentos em características funcionais, como o investimento foliar, de acordo com suas estratégias ecológicas (Zemunik et al., 2015; Lambers et al., 2020; Fagundes et al., 2022).

Todavia, pouco se sabe sobre os ciclos biogeoquímicos relacionados aos atributos funcionais em florestas tropicais. Especialmente sobre como o fósforo interfere nas características funcionais e no comportamento da planta. Podendo ser, devido ao desafio, de entender as estratégias de absorção de nutrientes como características funcionais em comunidades a nível global.

Pretende-se compreender em que medida a concentração de fósforo no solo, influencia o investimento em características foliares, avaliar se os diferentes grupos formados pelos atributos funcionais que caracterizam a longevidade foliar, podem ser atrelados à

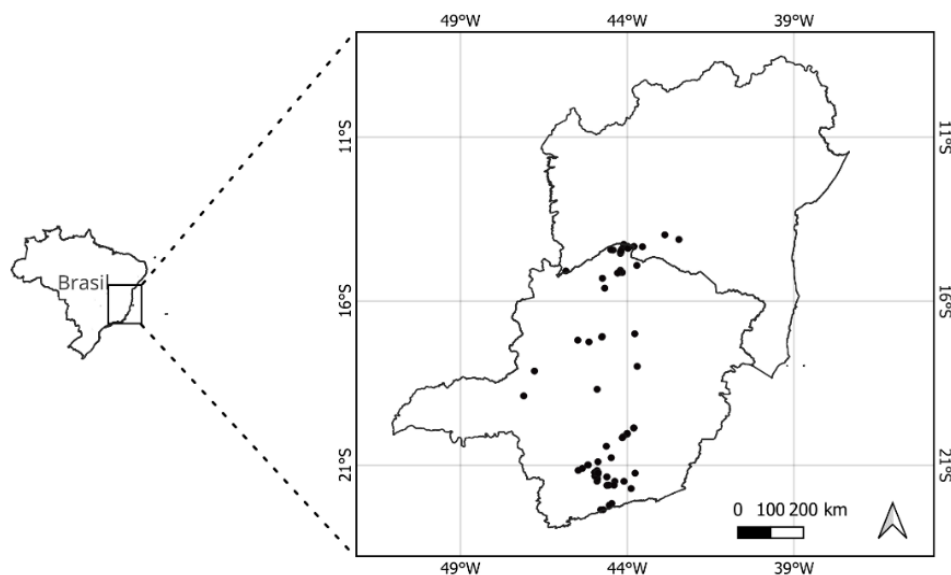
disponibilidade de fósforo no solo em florestas tropicais, e analisar por meio da biomassa e abundância, qual a melhor estratégia de representatividade dos indivíduos.

METODOLOGIA

Área de estudo

A região de estudo compreende o Centro-Sul da Bahia e a maior parte da extensão de Minas Gerais (FIGURA 1), com variação de altitude entre 430 a 1491 metros.

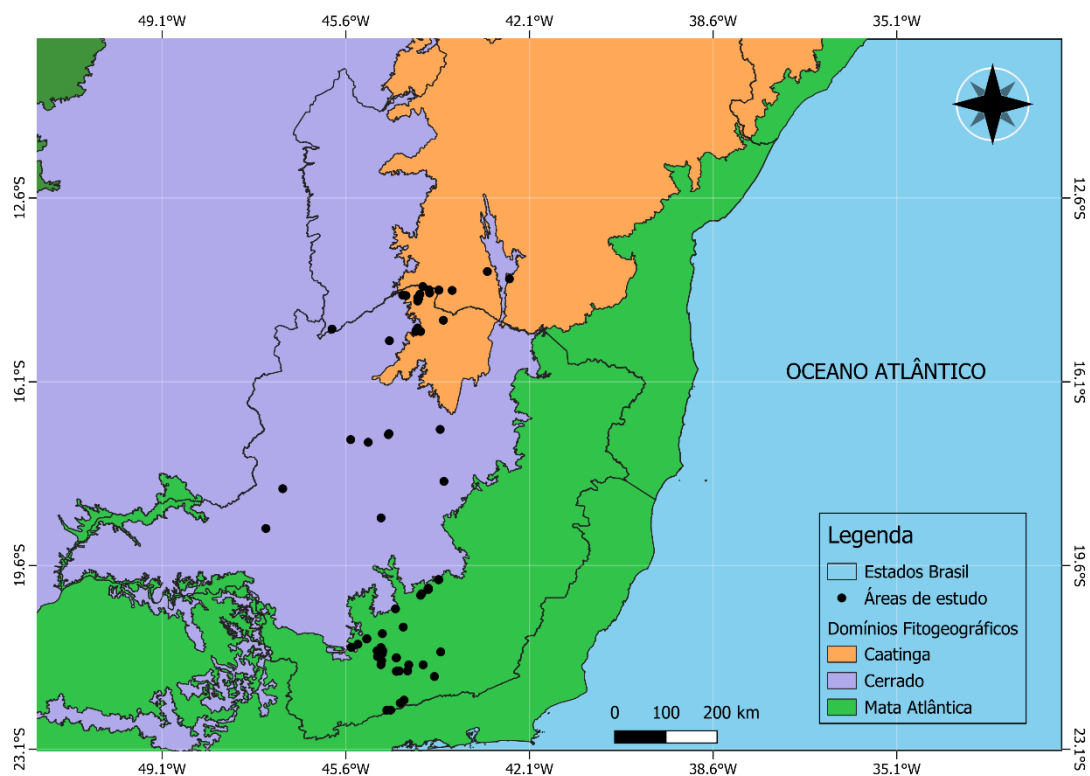
Figura 1. Localização das áreas de estudo no Brasil.



As áreas de estudo abrangem os domínios do Cerrado, Mata Atlântica e Caatinga, incluindo Savanas, Florestas Estacionais Semidecíduais, Florestas Estacionais Deciduais e Florestas Ombrófilas e Caatinga (FIGURA 2). Segundo Brasil (2002) 50% do território de Minas Gerais está localizado no Domínio da Mata Atlântica, englobando fisionomias de Floresta Estacional Decidual, Estacional Semidecidual, Ombrófila Densa, Ombrófila Aberta e Ombrófila Mista (Oliveira-Filho et al., 2007). Áreas de transição entre os Domínios da Caatinga e do Cerrado, apresentam fitofisionomias florestais de Mata Seca Calcária e a Caatinga

Arbórea, sendo classificados como Florestas Estacionais Deciduais (Veloso et al., 1991; Brandão, 1994; Santos, 2007).

Figura 2. Áreas de estudos e domínios fitogeográficos.



As regiões de estudo, apresentam segundo a classificação de Köppen, tipos Aw (tropical úmido de savanas com invernos secos), BSh (clima semiárido), Cwa (subtropical), Cwb (tropical de altitude) (Brasil, 1992; Pane, 2001; Higuchi et al., 2008; Santos et al., 2008; Ibge, 2012; Silva, 2014; Mariano et al., 2018)

A precipitação média anual nas áreas de estudo é variável, desde regiões mais secas (com menos de 1000mm por ano) à bastante úmidas (com mais de 1500mm por ano). No norte de Minas a precipitação e temperatura média anual varia entre 600 a 1100 mm e 23° a 26°C, respectivamente (Inmet, 2020).

No sul de Minas Gerais ocorrem os maiores totais anuais de precipitação, sendo que no verão a precipitação no centro-sul do estado pode alcançar 900 mm, já no norte de MG a precipitação é aproximadamente 400 mm, apresentando médias anuais de cerca de 20°C no

centro-sul e o norte de 26°C (Reboita et al., 2021). Em um remanescente de caatinga arbórea no extremo Norte de Minas Gerais, a temperatura média anual é de 24,1°C (Santos et al., 2008).

Figura 3. Mapa de médias de precipitação (mm) nas áreas de estudo.

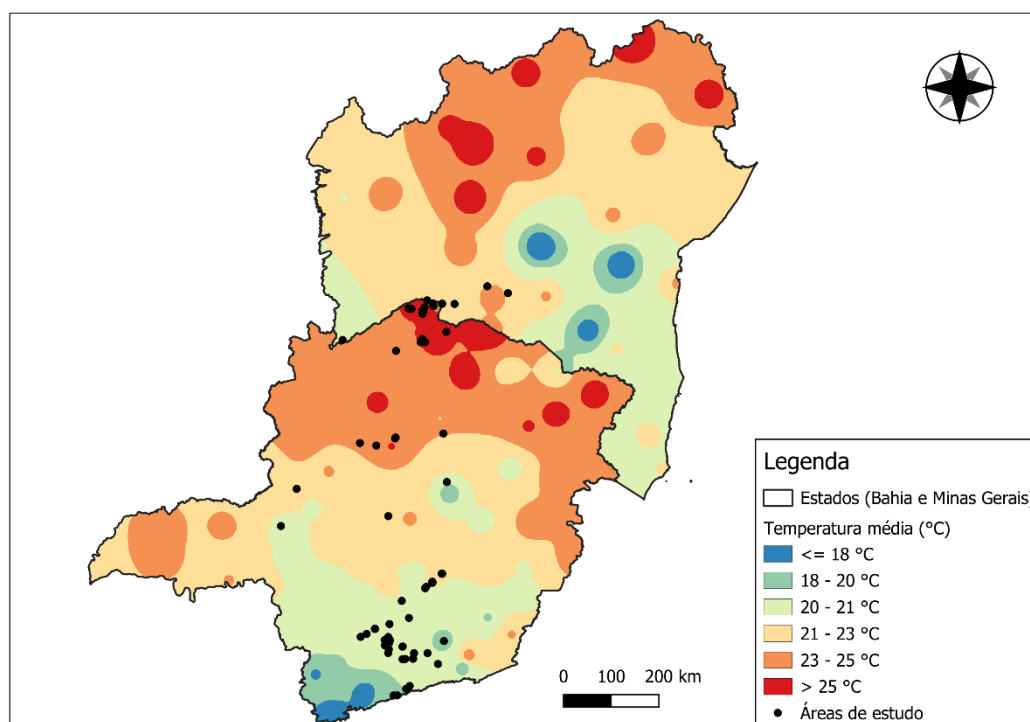
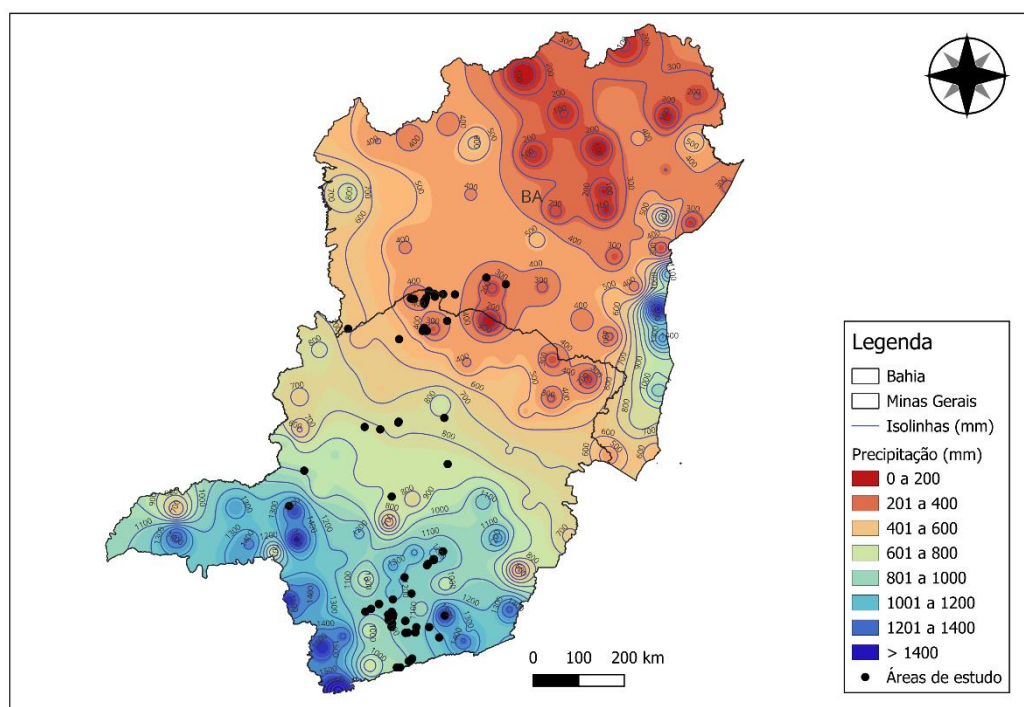


Figura 4. Mapa de médias de temperatura (°C) nas áreas de estudo.



Em Floresta Estacional Semidecidual a precipitação média anual é de 1343,3 mm e a temperatura média anual 19,3 °C, sendo que, a maior parte da precipitação ocorre entre os meses de novembro a fevereiro (Brasil, 1992; Higuchi et al., 2008). As Florestas Ombrófilas Montanas são compostas por áreas florestais e campos de altitude, apresentando período seco entre maio e setembro e as precipitações se concentram nos meses de dezembro e janeiro, com média de 1749 mm (Pane, 2001; Ibge, 2012; Mariano et al., 2018).

Coleta de dados

Foram utilizados os dados fornecidos pelo Laboratório de Fitogeografia e Ecologia Evolutiva da Universidade Federal de Lavras, disponível pela plataforma ForestPlots.net. A área de estudo contempla 86 áreas nos estados de Minas Gerais e Bahia. As parcelas alocadas possuem área com 400 m², variando entre 20 x 20 m ou 10 x 40 m.

Nas áreas foram registrados e identificados todos os indivíduos arbóreos em que o diâmetro à altura do peito (DAP) for maior ou igual a 5,0 cm. As espécies foram identificadas no campo por especialista e a padronização da nomenclatura seguiu o sistema de classificação APG IV (The Angiosperm Phylogeny Group, 2016) para famílias e o Re flora (Flora Do Brasil, 2020), para as espécies.

Para diversidade funcional, as avaliações foram realizadas considerando que as diferenças entre as espécies são manifestadas através de múltiplas características (Cornelissen et al., 2003), foram obtidos valores para as características funcionais foliares, a partir de 3 indivíduos das espécies que juntas representam 70% da biomassa da comunidade. Com essas métricas, foram calculados os atributos funcionais (suas características funcionais e relevâncias ecológicas) das folhas, sendo utilizados dados de 1700 indivíduos.

Figura 5. Características funcionais e relevâncias ecológicas que foram avaliadas:

Característica funcional	Unidade	Relevâncias ecológicas
Massa foliar por área	mg.mm ⁻²	Razão entre a massa seca e a área foliar total. Está relacionada com a longevidade e o crescimento do indivíduo.
Espessura do limbo da unidade foliar	mm	Espessura média total do ápice, da região mediana e da base da folha em folhas simples. Espessura na região mediana de três folíolos ou foliólulos nas folhas compostas. Mensuração feita sempre evitando as nervuras. Relacionada com o investimento em tecidos estruturais. Potencial hídrico, assimilação de carbono da planta, proteção aos sistemas fotossintéticos, longevidade foliar
Área foliar específica	mm ² .mg ⁻¹	Razão entre a área foliar total e a massa seca.

		Taxas relativas de crescimento, taxas fotossintéticas, investimento estrutural, vida útil foliar
Conteúdo de matéria seca foliar	mg ⁻¹ . mm ²	Razão entre a massa seca e a massa fresca. Está relacionada com a densidade média dos tecidos, estoque hídrico, o custo de produção dos tecidos foliares e longevidade foliar

Fonte: Características funcionais obtidas através de métodos propostos por Fagundes, Gianasi e Santos (2022).

Para padronização da coleta, cada indivíduo selecionado, estava em bom estado fitossanitário, com folhas saudáveis e sem sinais de herbivoria. Foram coletados ramos terminais com 1 metro de comprimento, que estejam completamente expostos ao sol. A partir destes foram coletadas amostras de folhas e, em espécies cujo limbo foliar é repartido (folhas compostas ou recompostas), o folíolo ou foliólulo foi mensurado, denomina-se “unidade foliar”. O material coletado foi acondicionado em sacos plásticos identificados em campo para triagem, evitando que as folhas frescas sofram dessecação identificados e, posteriormente processadas segundo os protocolos propostos por Fagundes et al., (2022).

Triagem do material

As folhas foram ser escaneadas e pesadas no mesmo dia ou até o dia seguinte acondicionada em geladeira, pois esse material é mais sujeito à perda hídrica, podendo influenciar os valores de peso fresco, e até mesmo a área foliar. Foram escaneadas um mínimo

de cinco folhas simples por indivíduo, já para folíolos e foliólulos, depende do tamanho. Utilizando um Scanner de mesa Epson Perfection V3702, com resolução de 300 dpi, e em tons de cinza, foram obtidas as imagens dos limbos das unidades com a face adaxial voltada para baixo.

Para tratamento das imagens foi utilizado o programa ImageJ®, que calcula a quantidade e área total das unidades foliares. As unidades foliares escaneadas foram pesadas em balança analítica de alta precisão para obtenção do peso fresco, acondicionadas em sacos de papel e levadas à estufa a 70 °C durante três dias, e novamente mensuradas para obtenção da massa seca. As métricas de espessura foram obtidas com auxílio de paquímetro digital (medida em mm), evitando as nervuras de maior calibre para não superestimar a espessura foliar (Fagundes et al., 2022; Cornelissen et al., 2003; Pérez-Harguindeguy et al., 2016 e Apgaua et al., 2016).

Análise de solo

As amostras dos solos das áreas foram disponibilizadas por meio do banco de dados do Laboratório de Fitogeografia e Ecologia Evolutiva. Foram coletadas amostras superficiais de 0,5 litros de 0 a 20 cm de profundidade em três pontos de cada uma das parcelas de amostragem da vegetação para análise do solo. As amostras foram armazenadas em sacos plásticos, etiquetadas e encaminhadas ao Laboratório de Análises de Solos da Universidade Federal de Lavras, para análise química e texturais.

As variáveis analisadas segundo protocolo da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa, 2006) foram: pH em água (pH); teores de Potássio (K, mg/cm³); Fósforo (P, mg/dm³); Cálcio (Ca, cmol/dm³); Magnésio (Mg, cmol/dm³); Alumínio (Al, cmol/dm³); matéria orgânica do solo (M.O., g/dm³); acidez potencial (H+Al, cmolc/dm³); soma

de bases (SB, cmol/dm^3); saturação por bases (V%); saturação por alumínio (m%); CTC a pH 7,0 (T, cmolc/dm^3); CTC efetiva (t, cmolc/dm^3); P-Rem (mg/L) e proporções de Argila, Silte e Areia.

Análise de dados

Utilizando as informações disponíveis no banco de dados foi construída uma planilha eletrônica, contendo os valores das características funcionais para cada uma das espécies coletadas. E mais duas, com a base de dados relativa aos padrões ecológicos destas mesmas espécies nas áreas de estudo, utilizando os valores de abundância (por meio do recurso de “tabelas dinâmicas”) e outra com os valores de biomassa calculados por meio do programa R (R Core Team, 2020) baseados em inventários florestais (Fagundes; Sousa; Maia; Santos, 2022).

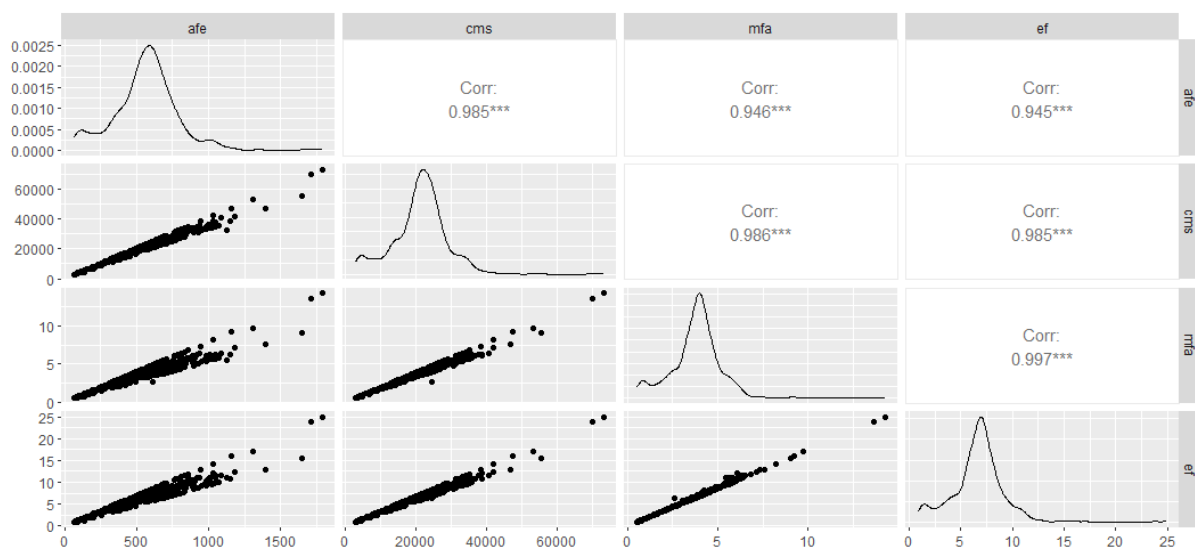
Foram testadas a média ponderada em nível de comunidade (community-level weighted means of trait values - CWM) utilizando o pacote de estudos em ecologia de comunidades FD (Laliberté; Legendre; Shipley, 2015) do software R (R Core Team, 2020) das características funcionais que representam a longevidade foliar, em relação a abundância e biomassa em cada formação florestal. Além disso, para análise de solo foi utilizada Análise de Componentes Principais (PCA), e Modelos Generalizados Mistos (GLMM) para os modelos. E depois de identificada a melhor estratégia de representatividade das características funcionais, se abundância ou biomassa, foi relacionada com a concentração de fósforo disponível no solo nas áreas de estudo.

Os mapas presentes no trabalho foram elaborados pelo software QGIS (Qgis Development Team, 2019), utilizando as coordenadas das áreas de estudo, e arquivos em formato shapefile de biomas, vegetação e limites territoriais do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (Ibge, 2021), além de dados climatológicos (Inmet, 2023).

RESULTADOS

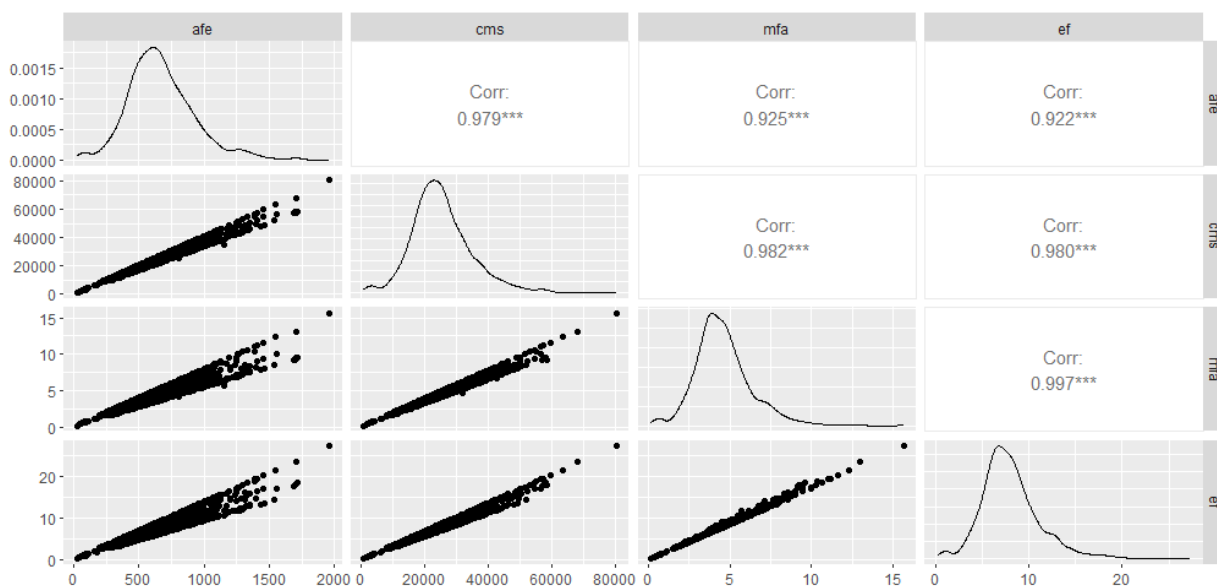
Os valores de CWM em relação a abundância dos indivíduos e aos atributos funcionais das plantas (FIGURA 6), mostraram que a matriz de correlação numérica e o gráfico de dispersão evidenciaram uma maior associação entre os pares de variáveis: (Área foliar específica - Espessura foliar); (Área foliar específica - Massa foliar por área); (Espessura foliar - Massa foliar por área) e (Conteúdo de massa seca - Massa foliar por área).

Figura 6. Gráfico de correlação CWM (community-level weighted means of trait values) entre a matriz de características funcionais (afe - Área Foliar Específica; ef - Espessura Foliar; cms - Conteúdo de Massa Seca; mfa - Massa Foliar por Área) e abundância dos indivíduos.



A análise de CWM em relação a abundância dos indivíduos e aos atributos funcionais das plantas (FIGURA 7), também mostrou correlações significativas entre os dados de biomassa e de características funcionais, com valores acima de 0.90, porém ainda menores que os dados quando analisados a partir da abundância dos indivíduos. Concluindo que a abundância é a melhor estratégia de representação dos indivíduos por meio das características funcionais.

Figura 7. Gráfico de correlação CWM (community-level weighted means of trait values) entre a matriz de características funcionais (afe - Área Foliar Específica; ef - Espessura Foliar; cms - Conteúdo de Massa Seca; mfa - Massa Foliar por Área) e a biomassa dos indivíduos.

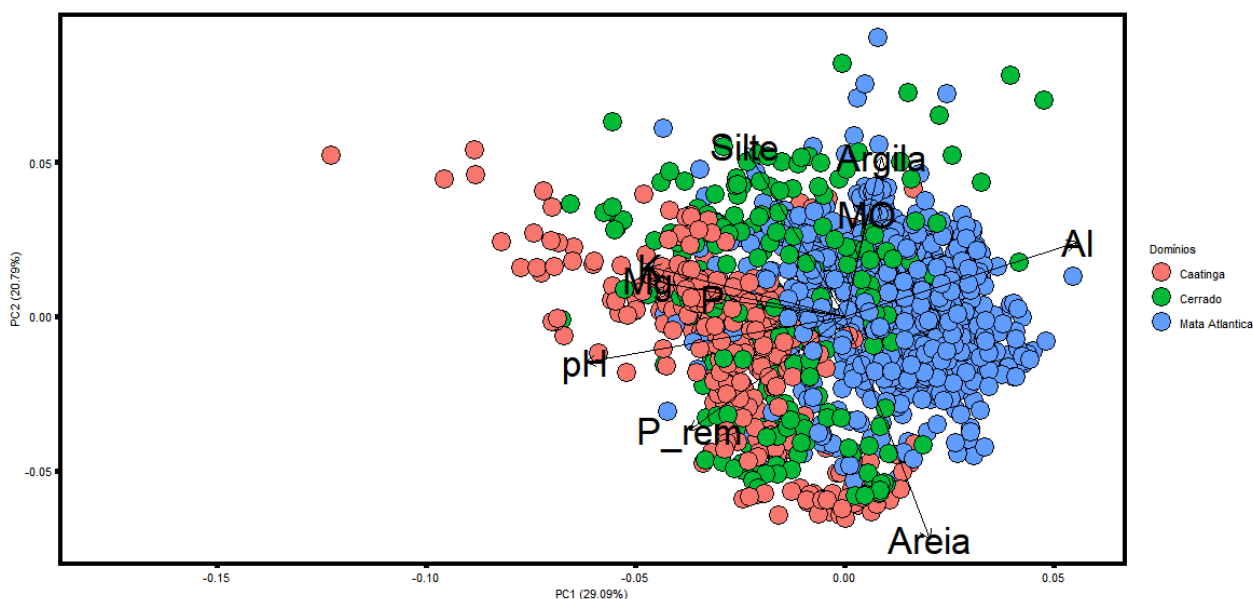


verificar que os elementos Potássio (K), Magnésio (Mg), Fósforo (P), pH, Fósforo remanescente (P-rem) e Silte são correlacionados positivamente entre si.

Esses estão concentrados em sua maioria, nas áreas dentro do domínio das Caatingas (FIGURA 8), regiões que apresentam sazonalidade marcante, com clima severo e baixa precipitação. Devido principalmente às características edafoclimáticas e geomorfológicas, a vegetação é composta por diversas fisionomias, apresentando caducifolia parcial ou total.

Ao mesmo tempo, pode-se observar que esse grupo de elementos são negativamente correlacionados com o elemento Areia, presente em regiões onde se encontram os três domínios (Caatingas, Cerrado e Mata Atlântica). Os elementos Argila, Matéria-orgânica (MO) e Alumínio (Al) se correlacionam entre si, agrupando-se em áreas entre os domínios do Cerrado e Mata Atlântica.

Figura 8. Gráfico PCA dos elementos de solo em relação aos domínios das áreas de estudos.



O gráfico a seguir mostra a relação entre a concentração de Fósforo (mg/dm^3) e a altitude (m) das áreas, nos respectivos domínios (FIGURA 9). Elucidando que áreas que apresentam baixas altitudes, expressam uma maior concentração de fósforo, no entanto, as características de ambiente também influenciam esse resultado, mostrando que no domínio da Caatinga o fósforo se concentra em maior quantidade, seguido pelo domínio do Cerrado. Enquanto áreas com maiores altitudes se mostraram com uma menor concentração de fósforo, áreas essas pertencentes aos domínios do Cerrado e Mata Atlântica.

Figura 9. Gráfico de densidade da concentração de fósforo em relação aos domínios representativos das áreas de estudo.

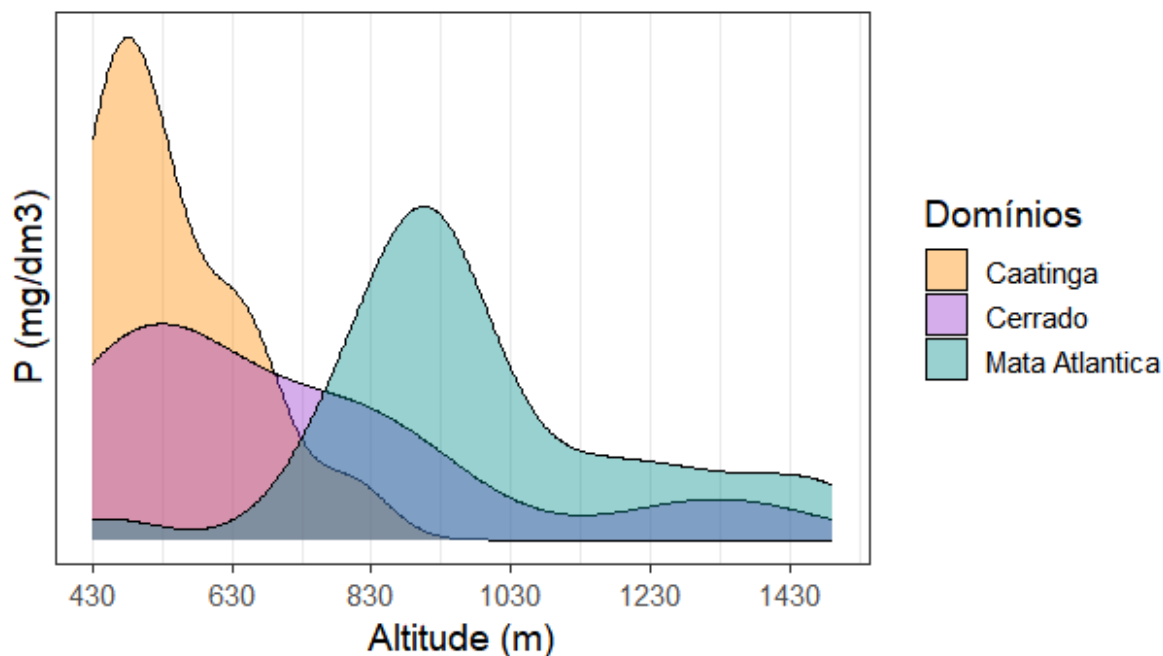


Tabela 1. Modelos da análise (GLMM), relacionando os dados de solo e as características funcionais dos indivíduos.

Variável Resposta	Variável Preditora	Estimate	Std. Error	t value	Pr(> t)
P (mg/dm ³)	(Intercept)	0.15526	0.04794	3.239	0.00122 **
	Espessura foliar (mm)	0.01392	0.25569	0.054	0.95658
	Conteúdo de massa seca (mg.g ⁻¹)	1.63539	0.39825	4.106	4.21E-05 ***
	Massa foliar por área (mg.mm ⁻²)	-0.2662	0.17903	-1.487	0.13723
	Área foliar específica (mm ² .mg ⁻¹)	-1.53305	0.28214	-5.434	6.35E-08 ***
P_rem (mg/L)	(Intercept)	0.26614	0.04773	5.576	2.86E-08 ***
	Espessura foliar (mm)	-0.16942	0.25458	-0.665	0.505838
	Conteúdo de massa seca (mg.g ⁻¹)	1.39099	0.39651	3.508	0.000463 ***
	Massa foliar por área (mg.mm ⁻²)	0.32686	0.17825	1.834	0.066873
	Área foliar específica (mm ² .mg ⁻¹)	-1.11617	0.28091	-3.973	7.39E-05 ***
K (mg/dm ³)	(Intercept)	-0.02857	0.04835	-0.591	5.55E-01
	Espessura foliar (mm)	0.10381	0.25789	0.403	6.87E-01
	Conteúdo de massa seca (mg.g ⁻¹)	-0.41822	0.40167	-1.041	2.98E-01
	Massa foliar por área (mg.mm ⁻²)	0.07539	0.18057	0.418	6.76E-01
	Área foliar específica (mm ² .mg ⁻¹)	0.16241	0.28456	0.571	5.68E-01

pH	(Intercept)	0.07776	0.04818	1.614	0.1068
	Espessura foliar (mm)	0.19106	0.25701	0.743	0.4574
	Conteúdo de massa seca (mg.g ⁻¹)	-0.32919	0.40031	-0.822	0.411
	Massa foliar por área (mg.mm ⁻²)	0.42191	0.17995	2.345	0.0192 *
	Área foliar específica (mm ² .mg ⁻¹)	-0.34968	0.2836	-1.233	0.2177
	Silte (dag/Kg)	(Intercept)	-0.09438	0.04813	-1.961
	Espessura foliar (mm)	0.48873	0.25672	1.904	0.057111
	Conteúdo de massa seca (mg.g ⁻¹)	-1.33383	0.39984	-3.336	0.000869 ***
	Massa foliar por área (mg.mm ⁻²)	0.11537	0.17974	0.642	0.521072
	Área foliar específica (mm ² .mg ⁻¹)	0.51502	0.28327	1.818	0.069223
Mg (cmolc/dm ³)	(Intercept)	-0.02586	0.04835	-0.535	0.593
	Espessura foliar (mm)	0.11806	0.25788	0.458	0.647
	Conteúdo de massa seca (mg.g ⁻¹)	-0.41856	0.40166	-1.042	0.298
	Massa foliar por área (mg.mm ⁻²)	0.0787	0.18056	0.436	0.663
	Área foliar específica (mm ² .mg ⁻¹)	0.14234	0.28455	0.5	0.617
Ca (cmolc/dm ³)	(Intercept)	0.06205	0.04812	1.289	0.19742
	Espessura foliar (mm)	0.38145	0.25668	1.486	0.13744
	Conteúdo de massa seca (mg.g ⁻¹)	-0.78154	0.39979	-1.955	0.05076 .

	Massa foliar por área (mg.mm ⁻²)	0.49114	0.17972	2.733	0.00635 **
	Área foliar específica (mm ² .mg ⁻¹)	-0.13643	0.28323	-0.482	0.63008
	(Intercept)	-0.03015	0.04836	-0.624	0.533
	Espessura foliar (mm)	0.22627	0.25793	0.877	0.38
	Conteúdo de massa seca (mg.g ⁻¹)	-0.35182	0.40174	-0.876	0.381
MO (dag/kg)	Massa foliar por área (mg.mm ⁻²)	-0.06996	0.1806	-0.387	0.699
	Área foliar específica (mm ² .mg ⁻¹)	0.19242	0.28461	0.676	0.499
	(Intercept)	-0.11626	0.04825	-2.41	0.0161 *
	Espessura foliar (mm)	0.01639	0.25735	0.064	0.9492
	Conteúdo de massa seca (mg.g ⁻¹)	-0.31292	0.40083	-0.781	0.4351
Al (cmolc/dm ³)	Massa foliar por área (mg.mm ⁻²)	-0.30601	0.18019	-1.698	0.0896
	Área foliar específica (mm ² .mg ⁻¹)	0.5179	0.28396	1.824	0.0684
	(Intercept)	-0.0977	0.04821	-2.027	0.0429 *
	Espessura foliar (mm)	0.12029	0.25715	0.468	0.64
	Conteúdo de massa seca (mg.g ⁻¹)	-0.91427	0.40052	-2.283	0.0226 *
Argila (dag/Kg)	Massa foliar por área (mg.mm ⁻²)	0.09949	0.18005	0.553	0.5806
	Área foliar específica (mm ² .mg ⁻¹)	0.46174	0.28375	1.627	0.1039

	(Intercept)	0.16728	0.04787	3.494	0.000488 ***
	Espessura foliar (mm)	-0.45404	0.25537	-1.778	0.07559
Areia (dag/Kg)	Conteúdo de massa seca (mg.g ⁻¹)	1.77156	0.39775	4.454	8.99E-06 ***
	Massa foliar por área (mg.mm ⁻²)	-0.11946	0.1788	-0.668	0.504137
	Área foliar específica (mm ² .mg ⁻¹)	-0.83815	0.28178	-2.974	0.002977 **

‘***’ Significativo a 0.001 ‘**’ Significativo 0.01 ‘*’ Significativo a 0.05

A análise de modelos (TABELA 1) indicou que o fósforo (P) e o fósforo remanescente (P_{rem}) apresentaram interações significativas com o conteúdo de massa seca e a área foliar específica. Para ambos (Ca (cálcio) e pH), os dados foram positivos somente para a massa foliar por área. Enquanto que para os valores de textura do solo (Silte, Argila e Areia) mostraram interações significativas somente com o conteúdo de massa seca, exceto a Areia que também apresentou interações positivas com a área foliar específica.

DISCUSSÃO

Os gradientes ambientais têm uma função crucial na configuração da diversidade nas florestas tropicais (Araújo & Santos, 2019). Em transições de vegetação a disponibilidade de água é um determinante importante das características da vegetação (Terra et al., 2015). Na figura 3, é nítido o gradiente hídrico nas áreas de estudo, que variam de 0 a valores maiores que 1400 mm por ano. Na Figura 4, é apresentado o mapa de temperatura média nas áreas de estudo, evidenciando altas temperaturas nos domínios da Caatinga ($\Rightarrow 23^{\circ}\text{C}$) e temperaturas médias a baixas (18 a 25°C) no Cerrado e no Atlântico.

As características físicas e químicas do solo, juntamente com as variações climáticas, representam dois dos principais elementos que moldam a diversidade nas comunidades arbóreas, além da qualidade e intensidade da luz e dos regimes hídricos (Svenning, 2001; Terra et al., 2015; 2018). Nas florestas tropicais, as variações topográficas em uma escala local podem criar um gradiente de solo, modificando as condições de drenagem e nutrientes nessa área específica (Wright, 2002).

A disponibilidade de água e as condições ideais de temperatura permitem que os organismos alcancem maior eficiência na utilização da energia para o crescimento e reprodução. Esses fatores são reconhecidos por contribuir para a alta velocidade de ciclagem de nutrientes (Wanner, 1970; Cleveland et al, 2011; Araújo et al., 2016). Além desses, o gradiente altitudinal se mostrou um fator ambiental predominante na dinâmica florestal do fragmento, isso ressalta a relevância crucial desempenhada pela topografia, que molda os padrões ecológicos em escalas locais (Terra et al., 2015).

Os resultados demonstram que o fósforo (P) apresenta relações com outros nutrientes disponíveis no solo (FIGURA 8), sendo que o P e o fósforo remanescente (P_{rem}) estão ligados a duas características funcionais que representam a longevidade foliar (conteúdo de massa seca e a área foliar específica) (TABELA 1). Kilic et al., (2012) analisaram diversos traços foliares em duas espécies de plantas decíduas, ao longo de um gradiente altitudinal e, em relação à nutrientes, um deles o fósforo. Neste trabalho também foram encontradas relações significativas, entre a área foliar específica das folhas verdes e a concentração de fósforo disponível no solo.

Fatores como a relação entre as temperaturas e a biogeoquímica do solo e os gradientes de precipitação podem influenciar os níveis de nitrogênio (N) e fósforo (P) nas folhas das plantas (Reich e Oleksyn, 2004). Temperaturas mais baixas tendem a limitar a atividade

microbiana, reduzindo a decomposição e mineralização da matéria orgânica e, conseqüentemente, diminuindo a disponibilidade de nutrientes no solo, afetando por fim, os níveis de N e P nas folhas (Reich e Oleksyn, 2004), já que os níveis desses elementos estão interligados a sua disponibilidade no solo (Aerts e Chapin, 2000; Reich e Oleksyn, 2004).

De acordo com os dados, foi possível observar uma maior concentração de P em ambientes com sazonalidade acentuada, com baixa precipitação e em curto período de tempo, conseqüentemente, essas espécies apresentam abscisão foliar como estratégia de sobrevivência.

As características funcionais das espécies possibilitam a compreensão dos fatores subjacentes que influenciam o desempenho delas em um ambiente específico, permitindo estimar a importância da filtragem ambiental na configuração das florestas tropicais (Poorter et al., 2008). Há um vínculo entre os atributos foliares de massa foliar por área e longevidade da folha, com a variação climática e as concentrações de fósforo foliar (Reich et al., 1997; Reich et al., 1991), concluindo que espécies com folhagem de vida mais longa têm baixos teores de P. Assim, como na "Hipótese das Plantas Perenes e Decíduas" que explora as estratégias de diferentes tipos de plantas em relação à perda de folhas em relação à sazonalidade e à disponibilidade de recursos.

Embora outros elementos também interfiram em características ligadas a deciduidade foliar, ainda assim, representam correlações consideradas baixas quando comparados ao fósforo. Kilic et al., (2012) observou que a análise de solo revelou que o ambiente influencia na fisiologia das plantas e, que nas espécies decíduas estudadas, foram identificadas estratégias de competição e tolerância ao estresse.

A concentração de fósforo foliar em relação à taxa de crescimento é evidenciada nas suas reações à área foliar específica e à taxa fotossintética (Reich et al., 2010). Assim como no presente trabalho, o P é relacionado significativamente à área foliar específica. Ao analisar a

correlação entre nitrogênio e fósforo em relação a indicadores de taxa de crescimento, como área foliar específica, verificou-se que a inclinação da relação com os indicadores foi mais acentuada para o fósforo quando comparada ao nitrogênio (Reich et al., 2010).

Reich et al., (2009, 2010) observou que em geral, as folhas em biomas mais quentes apresentaram teores médios de fósforo mais baixos, e ainda que plantas com níveis reduzidos de fósforo demonstraram uma capacidade fotossintética máxima inferior. Esses achados estão alinhados com pesquisas laboratoriais que indicam que plantas com deficiência de fósforo têm uma regeneração limitada de ribulose-1,5-bifosfato (Reich et al., 2009).

Constatou-se que as concentrações P nas folhas foram positivamente relacionadas com as concentrações de P no solo. As variações no P foliares foram influenciadas pelo clima, forma de crescimento da planta e sua interação (Chen, 2011). Em solos altamente lixiviados, a disponibilidade de fósforo nas folhas pode ser mais restrita devido aos baixos níveis desse elemento no solo (Han et al., 2005).

A diminuição da concentração de fósforo nas folhas em processo de senescência está correlacionada ao aumento da temperatura média anual, e da precipitação média anual. Sendo que, em escala global, o retorno de nutrientes ao solo por meio da senescência foliar é influenciado pelas condições climáticas, e pela composição vegetal específica de um ecossistema (Yuan e Chen, 2009). A estimulação de microrganismos não micorrízicos por exsudatos radiculares pode ser uma estratégia importante das plantas para aumentar a disponibilidade de P nos solos (Spohn et al., 2013).

Experimentos em pequena escala e modelos, sugerem que os impactos da temperatura nas propriedades químicas das folhas são amplamente mutáveis em várias espécies e ecossistemas, no entanto, há uma limitação no entendimento dos efeitos em grande escala da

temperatura nas características químicas das folhas (Rohrs-Richey e Mulder, 2007; Lukac et al., 2010).

Um estudo mostrou que a fertilidade do solo, especialmente de nitrogênio e fósforo, está correlacionada com os níveis de nutrientes nas folhas durante o verão. Por outro lado, o fósforo na serapilheira está positivamente relacionado com os nutrientes do solo. Sugerindo que o solo influencia os nutrientes nas árvores, enquanto o fósforo foliar influencia a fertilidade do solo (Knops e Koenig, 1997).

Na figura 9, é possível observar que o domínio das Caatingas apresenta uma maior concentração de fósforo no solo, e menores altitudes, a distribuição de fósforo dentro das áreas é praticamente homogênea. Já no domínio atlântico e no cerrado, existe uma variação na disponibilidade de P, refletindo a heterogeneidade na ciclagem desse nutriente. No entanto, a velocidade da ciclagem ainda pode ser influenciada por outros fatores, como a temperatura e umidade do solo.

A Caatinga brasileira abrange uma variedade de formações, incluindo savanas, florestas decíduas e úmidas (Queiroz, 2006; Rodal, 2008). O clima da região é fortemente marcado pela estacionalidade, com índices pluviométricos próximos a 1000 mm (Prado, 2003), o que proporciona à vegetação uma adaptação à escassez de água, e sobrevivência em um clima severo com baixa precipitação anual (Sano; Almeida, 1998).

A vegetação na região Norte de Minas Gerais é conhecida por sua heterogeneidade fitofisionômica (Santos et al., 2011), nessa região, encontram-se áreas de transição entre a Caatinga e o Cerrado, sendo a Caatinga arbórea uma das características mais marcantes em termos de flora e fisionomia (Fernandes, 2003; Santos, 2009).

As regiões com estacionalidades, podem ter ciclagens mais rápidas devido às variações sazonais nos recursos disponíveis, que podem estimular processos de decomposição e

reciclagem de nutrientes, levando a um ciclo mais dinâmico e acelerado em comparação com ambientes com condições mais estáveis ao longo do ano, resultando em altas concentrações de P disponível no solo. Um estudo de Santana & Souto (2011) observou que o ápice de deposição de serapilheira ocorreu no início da estação seca, diminuindo durante o período de menor precipitação e retomando o crescimento após as chuvas de janeiro, evidenciando uma sazonalidade marcante.

O domínio Atlântico apresenta um pico de concentração de fósforo, entre a faixa de 830 a 1030 m de altitude, conforme a elevação aumenta, essa relação é inversamente proporcional, diminuindo a concentração de fósforo disponível no solo. Esse domínio é caracterizado por uma variedade de paisagens, com a predominância da Floresta Estacional Semidecidual, que é conhecida por sua variação acentuada entre estações seca e chuvosa, evidenciadas pela queda de folhas durante os meses secos (Moreira et al., 2013).

A variação dentro das florestas decíduas e semidecíduas, bem como entre as florestas semidecíduas e tropicais, em termos de composição de espécies, está intimamente ligada à faixa de temperatura e à umidade do solo (Terra et al., 2018). Em contraste, a presença de floresta estacional decídua em solos secos, no norte de Minas Gerais, é atribuída à limitação climática sazonal, ocorrendo em áreas com solos de alta fertilidade (Apgaua et al., 2014).

Já o Cerrado, apresenta as menores proporções de P no solo, no entanto, apresenta a mesma relação do domínio Atlântico, em regiões de elevadas altitudes. Seu clima predominante é tropical sazonal (Coutinho, 2002), com uma clara alternância entre uma estação seca e chuvosa, com precipitação média anual variando em torno de 1.500 mm, enquanto a temperatura média anual varia de 18°C a 20°C (Santos-Diniz & De Sousa, 2011).

Os solos geralmente são latossolos vermelhos ou amarelos, com diferentes teores de argila (Santos-Diniz & De Sousa, 2011), apresentando altos níveis de alumínio e boa drenagem

(Ratter e Dargie, 1992). Além disso, a estacionalidade marcada pela queda acentuada das folhas durante a estação seca é outra característica distintiva dessa formação (Pedralli, 1997).

A disponibilidade de água influencia a ciclagem, afetando a concentração de fósforo no solo disponível para as plantas. No entanto, devido às variações nos padrões de precipitação em diferentes ambientes, cada local pode estar respondendo de maneira única a essa relação com o fósforo, embora exista uma conexão direta entre o fósforo e a deciduidade foliar.

Por outro lado, em áreas sem uma sazonalidade marcante, a ciclagem se mostrou reduzida. No cerrado, onde os solos são menos férteis, observa-se que a ciclagem do fósforo não necessariamente resulta em sua disponibilidade no solo. A concentração disponível de fósforo está diretamente relacionada com a ciclagem e velocidade na mesma dentro desse ambiente, sendo a ciclagem uma característica intrínseca do habitat. Valim (2012) constatou que em um mesmo ecossistema de campo ferruginoso é possível identificar distintos padrões de ciclagem de nutrientes.

Essas interações ressaltam a complexidade dos mecanismos de resposta a condições ambientais específicas em diversas espécies de plantas. Preservar e estabilizar o clima são elementos essenciais para concretizar o potencial de adaptação climática das florestas tropicais.

AGRADECIMENTOS

Os autores gostariam de expressar seus agradecimentos a Universidade Federal de Lavras (UFLA), à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) por todo apoio. O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001.

DECLARAÇÃO DE CONFLITO DE INTERESSE

Os autores declaram não haver conflito de interesses.

REFERÊNCIAS

AERTS, R. & CHAPIN, F.S. (2000) *Adv. Eco. Res.* 30 , 1–67.

AGUIRRE-GUTIÉRREZ, J., OLIVERAS, I., RIFAI, S., FAUSET, S., ADU-BREDU, S., AFFUM-BAFFOE, K., MALHI, Y. (2019). Drier tropical forests are susceptible to functional changes in response to a long-term drought. *Ecology Letters*, 22(5), 855-865.

ALMEIDA, B. N. DE ., SANTOS, R. M. DOS ., MOREL, J. D., & PEREIRA, D. G. S. (2020). Variações espaço-temporais na abertura do dossel em diferentes tipologias vegetais sob efeito de fogo. *Ciência Florestal*, 30(3), 632–643.
<https://doi.org/10.5902/1980509822856>

APG IV. (2016). An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 181(1), 1–20. doi:10.1111/boj.12385

APGAUA, D. M. G., SANTOS, R. M., PEREIRA, D. G. S., MENINO, G. C. O., PIRES, G. G., FONTES, M. A. L., & TNG, D. Y. P. (2014). Beta-diversity in seasonally dry tropical forests (SDTF) in the Caatinga Biogeographic Domain, Brazil, and its implications for conservation. *Biodiversity and Conservation*, 23(1), 217-232.
<http://dx.doi.org/10.1007/s10531-013-0599-9>.

ARAÚJO, F. C., SANTOS, R. M., COELHO, P. A. O papel do distúrbio na regeneração natural dos ecossistemas florestais. *Revista de Ciências Agroambientais*. Alta Floresta, MT, UNEMAT – ISSN 1677-6062 v.14, n.1, p.131-142, 2016

ARAÚJO, F.D.C., SANTOS, R.M. Diferentes graus de estresse hídrico afetam a diversidade evolutiva em um bioma sazonalmente seco. *Oecologia* 189 , 795–802 (2019).
<https://doi.org/10.1007/s00442-019-04358-4>

BRANDÃO, M. Área Mineira do Polígono das Secas / cobertura vegetal. *Informe Agropecuário*, v.17, n.181, p.5-9, 1994.

BRASIL. 2002. Biodiversidade brasileira - Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília, Ministério do Meio Ambiente, Secretaria de Biodiversidade e Florestas.

BRASIL. Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. *Normais climatológicas* 1961-1990. Brasília: 1992.

- CHAPIN, F. S. et al., 2002. Principles of terrestrial ecosystem ecology. – **Springer**. Princípios da Ecologia do Ecossistema Terrestre. (200 2). doi:10.1007/b97397
- CHEN, Y., HAN, W., TANG, L., TANG, Z., & FANG, J. (2011). Leaf nitrogen and phosphorus concentrations of woody plants differ in responses to climate, soil and plant growth form. **Ecography**, 36(2), 178–184. doi:10.1111/j.1600-0587.2011.06833.x
- CLEVELAND, C. C. et al., 2011. Relationships among net primary productivity, nutrients and climate in tropical rain forest: a pan-tropical analysis. **Ecology Letters**, Oxford, v. 14, p. 939-947, 2011.
- CORNELISSEN, J. H. C., LAVOREL, S., GARNIER, E., DÍAZ, S., BUCHMANN, N., GURVICH, D. E., ... POORTER, H. (2003). A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, 51(4), 335. doi:10.1071/bt02124
- COUTINHO, L. M. O Bioma Cerrado. In: WARNING, E. O Cerrado Brasileiro: um século depois. São Paulo: USP, 2002, 156 p.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 2 ed. Rio de Janeiro: **Embrapa Solos**, 2006.
- FAGUNDES, N. C. A.; GIANASI, F. M.; SANTOS, R. M. dos. Manual para padronização de coleta, triagem e tratamento dos dados de características funcionais de plantas. Lavras: **Editora UFLA**, 2022, 105p.
- FERNANDES, A. Conexões florísticas do Brasil. Fortaleza: Banco do Nordeste, 2003. 135 p
- FLORA DO BRASIL 2020. Flora do Brasil 2020 em Construção. Disponível online: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>
- FORESTPLOTS.NET DATABASE. www.ForestPlots.net. Date of extraction [2023].
- HAWKESFORD, M.J., CAKMAK, I., COSKUN, D., DE KOK, L.J., LAMBERS, H. et al. 2022. Functions of macronutrients. In Marschner's Mineral Nutrition of Plants, ed. Z Rengel, I Cakmak, PJ White. London: **Elsevier**. 4th ed.
- HEILMAYR et al., 2023. Drought sensitivity in mesic forests heightens their vulnerability to climate change. **Science** 382,1171-1177(2023).DOI:10.1126/science.adi1071
- HIGUCHI, P., OLIVEIRA-FILHO, A. T., SILVA, A. C. DA ., MACHADO, E. L. M., SANTOS, R. M. DOS ., & PIFANO, D. S. (2008). Dinâmica da comunidade arbórea em um fragmento de floresta estacional semidecidual montana em Lavras, Minas Gerais, em diferentes classes de solos. **Revista Árvore**, 32(3), 417–426. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622008000300004>
- IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Arquivo em formato shapefiles biomas, vegetação e malha territorial. 2021. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/cartas-e-mapas/informacoes-ambientais/10872-vegetacao.html?=&t=downloads>. Acesso em: 23 de julho de 2023.

IBGE. Manuais Técnicos em Geociências: Manual Técnico da Vegetação Brasileira . 2nd ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2012.

INMET BRASIL, INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA – INMET (2020). Disponível em: <<https://portal.inmet.gov.br/>>. Acesso em: jan. de 2024.

KILIC, D. D., KUTBAY, H. G., OZBUCAK, T., HUSEYINOVA, R. Nitrogen and phosphorus resorption in two sympatric deciduous species along an elevation gradient. **Revue d'Écologie**, 2012, 67 (4), pp.409-422. hal-03530617

KNOPS, J.M., KOENIG, W.D. Fertilidade do local e nutrientes foliares de espécies simpátricas perenes e decíduas de *Quercus* na costa central da Califórnia. **Ecologia Vegetal** 130 , 121–131 (1997). <https://doi.org/10.1023/A:1009798327200>

LALIBERTÉ, A. E.; LEGENDRE, P.; SHIPLEY, B. Package FD: measuring functional diversity (FD) from multiple traits, and other tools for functional ecology. R package version 1.0-12. 2015. Disponível em: <https://cran.r-project.org/web/packages/FD/FD.pdf>. Acesso em: 26 de julho de 2023.

LAMBERS, H., WRIGHT, I. J., GUILHERME PEREIRA, C., BELLINGHAM, P. J., BENTLEY, L. P., BOONMAN, A., XU, Y. (2020). Leaf manganese concentrations as a tool to assess belowground plant functioning in phosphorus-impooverished environments. **Plant and Soil**, 461(1-2), 43–61. doi:10.1007/s11104-020-04690-2

LÓPEZ-ARREDONDO, D.L., LEYVA-GONZÁLEZ, M.A., GONZÁLEZ-MORALES, S.I., LÓPEZ-BUCIO, J., HERRERA-ESTRELLA, L. Phosphate nutrition: improving low-phosphate tolerance in crops. **Annu Rev Plant Biol.** 2014; 65:95-123. doi: 10.1146/annurev-arplant-050213-035949. Epub 2014 Feb 24. PMID: 24579991.

LUKAC, M. et al., 2010. Global climate change and tree nutrition: effects of elevated CO₂ and temperature. **Tree Physiol.** 30: 1209–1220.

MAEDA, Y., KONISHI, M., KIBA, T., SAKURABA, Y., SAWAKI, N., KURAI, T., UEDA, Y., SAKAKIBARA, H., YANAGISAWA, S. 2018. A NIGT1-centred transcriptional cascade regulates nitrate signalling and incorporates phosphorus starvation signals in *Arabidopsis*. **Nature Communications** 9: 1376.

MARIANO, R. F., MENDES, C. M., POMPEU, P. V. , BIONDI, M., SANTOS, R. M. DOS & FONTES, M. A. L. Composição florística de uma floresta ombrófila densa alto-montana no município de Itamonte, Minas Gerais. Simpósio de Gestão Ambiental e **Biodiversidade** (19 a 21 de junho 2018) ISSN 2525-4928

MOREIRA, A. M., MENINO, G. C. O., SANTOS, R. M., PIFANO, D. S., BORÉM, R. A. T., ALMEIDA, C. A. M., DOMINGOS, D. Q. Composição florística e estrutura da comunidade arbórea de um fragmento de Floresta Estacional Semidecidual em Coqueiral, MG, Brasil. **R. bras. Bioci.**, Porto Alegre, v. 11, n. 1, p. 43-51, jan./mar. 2013.

OLIVEIRA FILHO, A. T., CARVALHO, W. A. C., MACHADO, E. L. M., HIGUCHI, P., APPOLINÁRIO, V., CASTRO, G. C., SILVA, A. C., SANTOS, R. M., BORGES, L. F., CORRÊA, B. S., & ALVES, J. M.. (2007). Dinâmica da comunidade e populações arbóreas da borda e interior de um remanescente florestal na Serra da Mantiqueira, Minas Gerais, em um intervalo de cinco anos (1999-2004). **Brazilian Journal of Botany**, 30(1), 149–161. <https://doi.org/10.1590/S0100-84042007000100015>

PANE, E. (2001). Estudo hidrológico, hidrogeológico e geofísico no Município de Itamonte-MG. Dissertação de Mestrado. Programa de Pós-Graduação em Geociências. Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

PEDRALLI, G. Florestas secas sobre afloramentos de calcário em Minas Gerais: florística e fisionomia. **Bios**, v.5, n.5, p.81-88, 1997.

PEÑUELAS, J. & SARDANS, J. O desequilíbrio global de nitrogênio-fósforo. **Ciência** 375 , 266-267 (2022). DOI: 10.1126/science.abl4827

PERÉZ-HARGUINDEGUY, N., DIAZ, S., GARNIER, E., LAVOREL, S., POORTER, H., JAUREGUIBERRY, P., ... CORNELISSEN, J. H. C. (2016). Corrigendum to: New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. **Australian Journal of Botany**, 64(8), 715. doi:10.1071/bt12225_co

PIRES, G. G., SANTOS, R. M. DOS ., TRISTÃO, R. A., PIFANO, D. S., REIS, C. A., & DOMINGOS, D. Q. (2014). Influência de variáveis ambientais na comunidade arbórea de inselbergs. **CERNE**, 20(1), 97–104. <https://doi.org/10.1590/S0104-77602014000100013>

POORTER, L., WRIGHT, S.J., PAZ, H., ACKERLY, D.D., CONDIT, R., IBARRA-MANRÍQUEZ, G. LICONA, J.C., MARTÍNEZ-RAMOS, M., MAZER, S.J., MÜLLER-LANDAU, H.C, PEÑA-CLAROS, M., WEBB, C.O., WRIGHT, I.J. 2008. Are functional traits good predictors of demographic rates? Evidence from five neotropical forests. **Ecology** 89:1908–20. <https://doi.org/10.1890/07-0207.1>

PRADO, D. E. As caatingas da América do Sul. In: LEAL, I. L.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. Ecologia e conservação da Caatinga. Recife: UFPE, 2003. p. 3-74

QGIS DEVELOPMENT TEAM, 2019. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>

QUEIROZ, L. P. The Brazilian Caatinga: phytogeographical patterns inferred from distribution data of the Leguminosae. In: PENNINGTON, R. T.; RATTER, J. A.; LEWIS, G. P. Neotropical savannas and dry forests: plant diversity, biogeography and conservation. Boca Raton: CRC, 2006. p. 113- 149.

RATTER, J.Á., DARGIE, T. (1992). Uma análise da composição florística de 26 áreas de Cerrado no Brasil. *Edinb J Bot*49:235–50.

R-CORE-TEAM. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing, 2020.

- REBOITA, M. S., RODRIGUES, M., SILVA, L. F., & ALVES, M. A. (2021). ASPECTOS CLIMÁTICOS DO ESTADO DE MINAS GERAIS. **Revista Brasileira De Climatologia**, 17. <https://doi.org/10.5380/abclima.v17i0.41493>
- REICH P. B. et al., 2010. Evidence of a general 2/3-power law of scaling leaf nitrogen to phosphorus among major plant groups and biomes. **Proc. R. Soc. B** 277: 877–883.
- REICH, P. B., & OLEKSYN, J. (2004). Global patterns of plant leaf N and P in relation to temperature and latitude. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, 101(30), 11001–11006. doi:10.1073/pnas.0403588101
- REICH, P. B., OLEKSYN, J., WRIGHT, I. J., NIKLAS, K. J., HEDIN, L., & ELSER, J. J. (2009). Evidence of a general 2/3-power law of scaling leaf nitrogen to phosphorus among major plant groups and biomes. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, 277(1683), 877–883. doi:10.1098/rspb.2009.1818
- REICH, P.B. 2014. The world-wide ‘fast-slow’ plant economics spectrum: a traits manifesto. **Journal of Ecology** 102: 275-301.
- REICH, P.B., OLEKSYN, J. & WRIGHT, I.J. Leaf phosphorus influences the photosynthesis–nitrogen relation: a cross-biome analysis of 314 species. **Oecologia** 160, 207–212 (2009). <https://doi.org/10.1007/s00442-009-1291-3>
- REICH, P.B., UHL, C., WALTERS, M.B. & ELLSWORTH, D.S. (1991) **Oecologia** 86 , 16–24.
- REICH, P.B., WALTERS, M.B. & ELLSWORTH, D.S. (1997) **Proc. Nacional. Acad. Ciência**. EUA 94 , 13730–13734.
- RODAL, M. J. N., BARBOSA, R. V., THOMAS, W. W. Do the seasonal forests in northeastern Brazil represent a single floristic unit? *Brazilian Journal of Biology*, São Carlos, v. 68, n. 3, p. 467-475, Aug. 2008.
- ROHRS-RICHEY, J.K. & MULDER, C.P. H. 2007. Effects of local changes in active layer and soil climate on seasonal foliar nitrogen concentrations of three boreal forest shrubs. **Can. J. For. Res.** 37: 383–394.
- SANO, S. M., ALMEIDA, S. P. Cerrado: ambiente e flora. Planaltina: Embrapa-CPAC, 1998. 556 p.
- SANTANA, J. A. S., SOUTO, J. S. Produção de serapilheira na Caatinga da região semi-árida do Rio Grande do Norte, Brasil. **Idesia**, Arica , v. 29, n. 2, p. 87-94, agosto 2011 . <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-34292011000200011>.
- SANTOS, N. D. et al., 2011. Bryophytic and phytogeographical aspects of two types of forest of the Serra do Mar State Park, Ubatuba/SP, Brazil. **Biota Neotropica**, Campinas, v. 11, n. 2, p. 425-438, 2011.

SANTOS, R. B. DOS, VIEIRA, F. DE A., SANTOS, P. F., MORAIS, V. DE M., MEDEIROS, M. A. DE. Structure and floristic of a forest remnant in the fazenda ribeirão, Juvenília municipality, MG, BRAZIL. **Caatinga** (Mossoró, Brasil), v.21, n.4, p.154-162, outubro/dezembro de 2008.

SANTOS, R. M. DOS ., BARBOSA, A. C. M. C., ALMEIDA, H. DE S., VIEIRA, F. DE A., SANTOS, P. F., CARVALHO, D. A. DE ., & OLIVEIRA-FILHO, A. T. (2011). Estrutura e florística de um remanescente de Caatinga arbórea em Juvenília, norte de Minas Gerais, Brasil. **CERNE**, 17(2), 247–258. <https://doi.org/10.1590/S0104-77602011000200013>

SANTOS, R. M. DOS ., VIEIRA, F. DE A., FAGUNDES, M., NUNES, Y. R. F., & GUSMÃO, E. (2007). Riqueza e similaridade florística de oito remanescentes florestais no norte de Minas Gerais, Brasil. **Revista Árvore**, 31(1), 135–144. <https://doi.org/10.1590/S0100-67622007000100015>

SANTOS, R. M. Identidade e relações florísticas da caatinga arbórea do norte de Minas Gerais e sudeste da Bahia. 2009. 85 p. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2009.

SANTOS, S. C.; BUDKE, J. C.; MULLER, A. Regeneração de espécies arbóreas sob a influência de *Merostachys multiramea* Hack. (Poaceae) em uma floresta subtropical. **Acta Botanica Brasilica**, Feira de Santana, v. 26, n. 1, p. 218-229, jan./mar. 2012.

SANTOS-DINIZ, V. S., SOUSA, T. D. Levantamento florístico e fitossociológico de mata seca semidecídua em área de reserva legal do município de diorama, região oeste de Goiás, Brasil. **Enciclopédia biosfera**, Centro Científico Conhecer - Goiânia, vol.7, N.12; 2011.

SILVA, A. M. L.; LOPES, S. F.; VITORIO, L. A. P.; SANTIAGO, R. R.; MATTOS, E. A.; TROVÃO, D. M. Plant functional groups of species in semiarid ecosystems in Brazil: wood basic density and SLA as an ecological indicator. **Brazilian Journal of Botany**, São Paulo, v. 37, n. 3, p. 229-237, 2014.

SPOHN, M., ERMAK, A., & KUZYAKOV, Y. (2013). Microbial gross organic phosphorus mineralization can be stimulated by root exudates – A ³³P isotopic dilution study. **Soil Biology and Biochemistry**, 65, 254–263. doi:10.1016/j.soilbio.2013.05.028

STADMÜLLER, T. (1987) Cloud forests in the humid tropics: a bibliographic review. Tokio: **United Nations University Press**. pp. 81.

TERRA, M. C. N. S., SANTOS, R. M., JÚNIOR, . A. P., MELLO, J. M., SCOLFORO, J. R. S., FONTES, M. A. L., SCHIAVINI, I., REIS, A. A., BUENO, I. T., MAGNAGO, L. F. S., TER STEEGE, H. 2018. Disponibilidade de água impulsiona gradientes de diversidade de árvores, estrutura e características funcionais na transição Atlântico-Cerrado-Caatinga, Brasil, **Journal of Plant Ecology** , Volume 11, Edição 6, 2018, páginas 803–814, <https://doi.org/10.1093/jpe/rty017>

TERRA, M. DE C. N. S., MELLO, J. M. DE ., MELLO, C. R. DE ., SANTOS, R. M. DOS ., NUNES, A. C. R., & RAIMUNDO, M. R. (2015). Influência topo-edafoclimática na

vegetação de um fragmento de Mata Atlântica na Serra da Mantiqueira, MG. **Revista Ambiente & Água**, 10(4), 928–942. <https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1705>

VALIM, E. A. R. Ciclagem de nutrientes no sistema atmosfera-solo-planta em formação campestre e florestal sobre canga em Minas Gerais. 2012. 82 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Biomas Tropicais) - Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2012.

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

WANNER, H. Soil respiration, litter fall and productivity of tropical rain forest. *Journal of Ecology*, Oxford, v. 58, n. 2, p. 543-547, 1970.

YUAN, Z., & CHEN, H. Y. H. (2009). Global trends in senesced-leaf nitrogen and phosphorus. **Global Ecology and Biogeography**, 18(5), 532–542. doi:10.1111/j.1466-8238.2009.00474.x

ZEMUNIK, G., TURNER, B.L., LAMBERS, H., LALIBERTÉ, E. (2015). Diversity of plant nutrient-acquisition strategies increases during longterm ecosystem development. **Nature Plants** 1:15050. <https://doi.org/10.1038/nplants.2015.50>

ANEXO A

Figura A1. Gráfico de dispersão da análise CWM entre as variáveis funcionais e abundância das espécies.

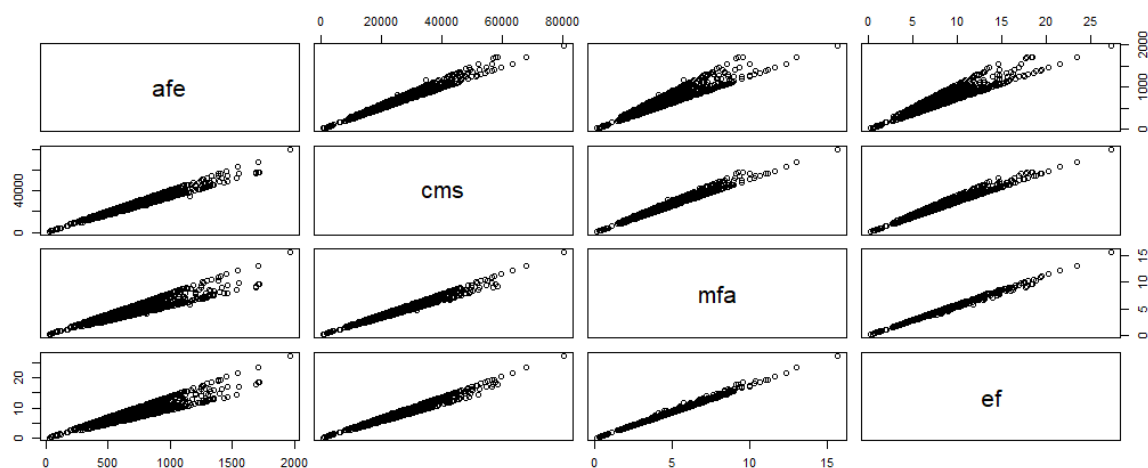


Figura A2. Gráfico de dispersão da análise CWM entre as variáveis funcionais e biomassa das espécies.

