



DENISE MOURA MADEIRA

**PADRÕES DE DIVERSIDADE E FUNCIONAMENTO EM
CURTA ESCALA DE FLORESTAS NEBULARES TROPICAIS
ASSOCIADAS A NASCENTES**

**LAVRAS – MG
2021**

DENISE MOURA MADEIRA

**PADRÕES DE DIVERSIDADE E FUNCIONAMENTO EM CURTA ESCALA DE
FLORESTAS NEBULARES TROPICAIS ASSOCIADAS A NASCENTES**

Monografia apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Curso de Engenharia Florestal, para obtenção do título de Bacharel.

Prof. Dr. Rubens Manoel dos Santos
Orientador

Dr. Cléber Rodrigo de Souza
Coorientador

**LAVRAS-MG
2021**

DENISE MOURA MADEIRA

**PADRÕES DE DIVERSIDADE E FUNCIONAMENTO EM CURTA ESCALA DE
FLORESTAS NEBULARES TROPICAIS ASSOCIADAS A NASCENTES
SMALL-SCALE DIVERSITY AND FUNCTIONING PATTERNS OF TROPICAL
CLOUD FORESTS ASSOCIATED WITH HEADWATERS**

Monografia apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Curso de Engenharia Florestal, para obtenção do título de Bacharel.

APROVADA em 27 de novembro de 2021.

Dr. Rubens Manoel dos Santos UFLA

Ms. Fernanda Moreira Gianasi UFLA

Ms. André Maciel da Silva UFLA

Prof. Dr. Rubens Manoel dos Santos
Orientador

Dr. Cléber Rodrigo de Souza
Coorientador

**LAVRAS-MG
2021**

Àqueles que têm Paciência.

A paciência é diretamente proporcional ao Propósito. Se você realmente quer, sabe o quer,

você tem Paciência.

Dr. Celso Charuri

DEDICO

AGRADECIMENTOS

Ao meus pais pelo apoio incondicional.

À minha irmã e cunhado. Grandes amigos de todas as horas e maiores referências de motivação.

Ao meu companheiro Vinivenci por estar sempre ao meu lado nos momentos bons e difíceis.

Aos amigos Paloma Carvalho Diniz e Bruno Arley Barros das Dores pelo companheirismo e amizade.

Aos colegas do curso de Engenharia Florestal por compartilharem essa caminhada. Em memória Marcos Gabriel Braz de Lima.

Aos colegas capixabas e mineiros da UFES. São muitos.

À Universidade Federal de Lavras (UFLA) e ao Departamento de Ciências Florestais (DCF), pelo apoio, pela bolsa institucional de iniciação científica e oportunidade concedida para a realização do bacharel.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de iniciação científica e financiamento do projeto.

Ao professor Rubens Manoel dos Santos pelos ensinamentos e exemplos de humanidade.

Ao coorientador Cleber Rodrigo de Souza pela paciência e disponibilidade. Referência de “Grandes poderes. Grandes responsabilidades”.

Aos colegas do Laboratório de Fitogeografia e Ecologia Evolutiva pela prática da ciência interativa.

A sabedoria é como um tronco de um baobá. Uma pessoa sozinha não consegue abraçá-lo.”
(Filosofia Africana)

RESUMO

Este trabalho teve como objetivo investigar o padrão de diferenciação florístico e estruturais de comunidades de árvores em florestas nebulares tropicais em resposta a variações de condições e recursos em curta escala. Foi testada a hipótese de que estas comunidades apresentam características estruturais e florísticas distintas, com sua similaridade/distinção estando associada ao padrão de diferenciação ambiental. Para isso, estabelecemos 17 unidades amostrais de 400m² permanentes localizados em quatro capões de floresta nebulosa e uma floresta nebulosa contínua do domínio atlântico localizadas no maciço do Itatiaia, Serra da Mantiqueira, sudeste brasileiro. As unidades amostrais foram alocadas com dimensões variando entre 10x40 m e 20x20 m, divididas entre três ambientes distintos: Ecótono, Floresta de interior e Floresta ripária. Nestas unidades amostrais foram amostrados (mensurados e identificados em nível de espécie) todos os indivíduos arbóreos com diâmetro a altura do peito igual ou maior a 5 cm. Indivíduos com mais de um fuste foram incluídos quando a raiz quadrada da soma do quadrado dos seus fustes atingiram o critério de inclusão. Para investigar os padrões estruturais no conjunto de ambientes, foram quantificadas as seguintes variáveis: riqueza de espécies, densidade de indivíduos (ind ha⁻¹), número de fustes (fustes ha⁻¹) e biomassa (ton ha⁻¹). De posse destas variáveis para cada unidade amostral, foi avaliada a existência de diferenças significativas entre os ambientes (variável categórica) através de regressão linear com posterior teste post-hoc de médias. Em seguida, foi avaliada a existência de um padrão de diferenciação florística entre os ambientes através da quantificação da dissimilaridade florística entre eles (Bray-Curtis) e sua utilização em uma ordenação baseada em distância (Escalonamento Multidimensional Não Métrico - NMDS) e posterior teste de significância utilizando análise de similaridade (ANOSIM). Os resultados encontrados apontam para um padrão de similaridade estrutural e florística entre os ambientes de floresta nebulosa tropical, não existindo assim um controle ambiental relacionado às variações microambientais que os caracterizam. Assim, características restritivas com influência ampla a todos eles, como a altitude, podem ter um papel de maior importância, reduzindo o papel de demais atributos nos padrões estruturais e florísticos de curta escala. Além disso, os resultados encontrados reforçam a necessidade de esforços para conhecer mais profundamente a ecologia e o funcionamento destes ecossistemas tão importantes, principalmente pensando em políticas que envolvam sua conservação.

Palavras-chave: Serra da Mantiqueira. Capões de floresta nebulosa. Domínio Atlântico.

ABSTRACT

Our objective was to evaluate floristic and structural the pattern differentiations associated with landscape position on a short scale through a higher altitude survey ever carried out in Brazil with high altitude tropical forests associated with headwaters. The hypothesis that these communities have different structural and floristic characteristics due to their microclimatic conditions was tested. For this, we compared structural and floristic attributes of this vegetation type among three distinct environments: Ecotone, Inland Forest and Riparian Forest. Five fragments of Altomontana Atlantic Forest from the Atlantic domain located in the Itatiaia massif, Serra da Mantiqueira, southeastern Brazil, were sampled. The fragments were inventoried with the allocation of 17 sample units of size 10 x 40 m and 20 x 20 m (400 m²) and inclusion criteria of diameter at breast height equal to or greater than 5 cm. Individuals with more than one stem were included when the root sum of the square of their stems met the inclusion criteria. To identify patterns of structural and floristic differentiation associated with landscape position and microclimatic conditions, species richness, density of individuals (ind ha⁻¹), number of stems (ha) and biomass (m³ ha⁻¹) were calculated. Categorical variable influence investigation was performed using linear regression. The existence of floristic and structural differences between environments was evaluated through analysis of variance with a significance level of 5% and subsequent Tukey test for averages. The data normality and homoscedasticity were tested respectively by Shapiro-Wilk. Biomass was estimated using the pantropical equation of Chave et al., (2014), using the BIOMASS package. Wood density values for biomass calculation were obtained from the Global Wood Density database. To assess significant floristic differences across environments, a Non-Metric Multidimensional Scaling (NMDS) was used with the use of Bray-Curtis as a measure of distance and the VEGAN package. As well as a similarity analysis test (ANOSIM) to give statistical rigor to the groupings formed through a categorical variable and visualized through an NMDS. All analyzes were performed using the R software. The results found do not demonstrate the existence of distinct relationships between the environments associated with different perspectives related to the microscale attributes and the floristic and structural parameters evaluated. These results suggest that the altitude can be a determinant filter in the floristic and structural characteristics of the tropical mountain forests analyzed in this study, not allowing the interference of the position in the landscape to act on their specific ecological characteristics. The present study carried out in mountain ecosystems in the Serra da Mantiqueira indicates the need for efforts to better understand them and, thus, better conserve them.

Keywords: Serra da Mantiqueira. Forest Natural Fragments. Atlantic Domain.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Mapa com a localização da área de estudo e pontos de coleta.....	22
Figura 2 - Grupos florísticos dos capões de floresta nebulosa tropical. a) Diagrama de Venn com espécies compartilhadas com frequência absoluta e respectiva porcentagem e b) quantificação da similaridade florística entre os ambientes (Bray-Curtis) e sua utilização na ordenação baseada em distância (Escalonamento multidimensional não - métrico (NMDS).....	30

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Características dos ambientes de alocação das parcelas no maciço do Itatiaia, Serra da Mantiqueira.....	24
Tabela 2 - Informações básicas dos quatro capões e floresta nebulosa tropical contínua.....	25
Tabela 3 - Distribuição de biomassa (t) e carbono (t) por espécies encontradas no maciço do Itatiaia, Serra da Mantiqueira.....	26
Tabela 4 - Ocorrência das 28 espécies arbóreas registradas nos três ambientes de floresta nebulosa tropical do maciço do Itatiaia (MG e RJ). As espécies estão organizadas em ordem alfabética das famílias reconhecidas pelo APG IV (2016) e seguidas do registro de ocorrência (x) e ausência (-)	27
Tabela 5 - Espécies arbóreas restritas à formação florestal e espécies endêmicas do maciço do Itatiaia.....	29
Tabela 6- Riqueza, densidade, número de fustes e biomassa dos três ambientes amostrados no Maciço do Itatiaia, Serra da Mantiqueira.....	29

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	11
2	REFERENCIAL TEÓRICO	12
2.1	Florestas de altitude: importância ecossistêmica e contexto de conservação.....	13
2.2	Padrões vegetacionais das florestas de altitude	17
3	MATERIAL E MÉTODOS.....	22
3.1	Área de estudo.....	22
3.2	Coleta de dados	23
3.3	Análise de dados	25
4	RESULTADOS.....	26
5	DISCUSSÃO	31
6	CONCLUSÃO	34
	REFERÊNCIAS.....	36

1 INTRODUÇÃO

As florestas tropicais de altitude incluem todas as florestas nos trópicos úmidos que frequentemente são cobertas por nuvens ou névoa, localizadas em elevadas altitudes relativas (ELLENBERG, 1963). Estas florestas estão distribuídas em todo o mundo, abrangendo gradientes latitudinais e longitudinais e diferentes ecossistemas na Ásia, na África e nas Américas, além de englobar desde fisionomias estacionais até ombrófilas. No Brasil, as florestas de altitude ocorrem principalmente nas cadeias montanhosas das serras da Mantiqueira e do Mar. Na língua tupi-guarani, o nome Mantiqueira significa “gota d’água”, e esse era o valor dado pelos índios nativos do Brasil para as montanhas como fontes produtoras de água.

Em decorrência da sua grande importância como fontes de água doce, as montanhas são inclusive consideradas como “as torres de água” do mundo e possuem uma biodiversidade extraordinária com uma notável riqueza de ecossistemas com níveis de plantas endêmicas, formas de crescimento e a presença de espécies ameaçadas. A presença de florestas tropicais de montanha tem um efeito amplamente conhecida devido à sua importância por proteger os solos de encostas íngremes, contribuindo assim para a proteção das populações e paisagem contra perigos naturais e o impacto de eventos extremos. A vegetação da montanha fornece ainda alimento, fibra, forragem, plantas medicinais, madeira (combustível e energia), habitat, fontes genéticas, além de contribuir para o abastecimento hídrico para metade da humanidade. Além disso, fornecerão proteção para flora e fauna sob as futuras mudanças climáticas e elas são um componente chave do ciclo global do carbono.

As florestas tropicais atualmente estão no centro de debates em torno dos grandes desafios sociais no mundo: as mudanças climáticas e a crise da biodiversidade. Com o aumento das temperaturas, juntamente com mudanças na precipitação e distúrbios como secas e as tempestades, a dinâmica da vegetação tem sido amplamente alterada. Com isso as florestas têm sido cada vez mais afetadas pela mudança do clima, ameaçando o fornecimento de importantes serviços ecossistêmicos, bem como o apoio das florestas para a biodiversidade. Ações antropogênicas também fazem parte das principais ameaças para as florestas de montanha, e estas florestas desempenham um papel central em equilibrar o meio ambiente e minimizar riscos naturais como fluxo de detritos e inundações. Contudo, esta proteção está sendo ameaçada à medida que o dossel é cada vez mais perturbado (por eventos naturais, como árvores sendo arrancadas por vento e antropogênico, como manejo florestal). Assim, os ecossistemas de montanhas representam áreas de alto valor de conservação.

As montanhas são sistemas excelentes para a avaliação de padrões ecológicos e biogeográficos, devido as variações dos fatores ambientais ao longo da altitude, criando diferentes zonas com comunidades de plantas adaptadas. Estes ambientes são caracterizados por características geofísicas, clima e zonas de vida que mudam rapidamente em distâncias de elevação curtas. Com isso, as funções ecossistêmicas são afetadas pela composição de espécies, composição de características funcionais da comunidade, diversidade de características, tamanho da árvore, diversidade filogenética, entre outros. Assim, padrões diferentes de espécies arbóreas, oriundos das respostas aos fatores abióticos que interagem nas comunidades, emergem em diferentes escalas. Em escalas locais, as variações topográficas podem determinar um gradiente edáfico em florestas tropicais, modificando condições de drenagem e nutrientes no solo podendo interferir na abundância e distribuição das espécies de árvores e ordenação espacial da vegetação. Elementos ambientais locais podem, também, explicar aspectos de dinâmica florestal como mortalidade.

A elevação está fortemente correlacionada com a temperatura e existe um forte declínio em números de indivíduos nos níveis de famílias, gêneros e espécies. No entanto, os mecanismos que criam e mantêm os padrões de riqueza ainda não são bem compreendidos. A estrutura distinta de florestas de altitude, particularmente em sua forma extrema, pode depender de feedback de mecanismos nos quais as características da vegetação e propriedades do solo reforçam a limitação da produtividade e estatura da floresta. Além disso, a diminuição da temperatura com o aumento da elevação reduz a produtividade primária líquida e retarda a reciclagem de nutrientes; longos períodos de imersão em nuvem em florestas montanas suprimem a produtividade; o alagamento do solo diminui a reciclagem de nutrientes e a alta quantidade de epífitas, exposição ao vento local em cristas e solos com limitação de nutrientes limitam o tamanho das árvores e aumentam o investimento em raízes sobre brotos. Com isso, pode ser esperado reduzir o armazenamento de biomassa acima do solo por árvore.

Os estudos de descrições florísticas, estruturais e ecológicas de florestas de altitude situadas a 2.400 m de altitude no sudeste do Brasil ainda não foram feitos. Isso torna importante a realização de trabalhos que inventariem a flora dos remanescentes florestais da região. Nesse contexto, análises estrutural e florística destes remanescentes permitem uma avaliação da heterogeneidade da flora e os possíveis fatores associados aos padrões de variação. Tais informações e análises são de fundamental importância para subsidiar iniciativas de conservação ou recuperação ambiental na área.

2 REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Florestas de altitude: importância ecossistêmica e contexto de conservação

As florestas de altitude incluem todas as florestas nos trópicos úmidos que frequentemente são cobertas por nuvens ou névoa e que assim recebem umidade adicional, além da chuva, por meio da captura e / ou condensação de gotículas de água (precipitação horizontal) (BRUIJNZEEL; VENEKLAAS, 1998; BRUIJNZEEL; EUGSTER; BURKARD, 2005). Este acréscimo de umidade tem efeitos diretos no regime hidrológico local, no balanço de radiação e em diversos outros parâmetros climáticos, edáficos e ecológicos (ELLENBERG, 1963; HAMILTON; JUVIK; SCATENA, 1995; STADTMULLER; PAYNE, 1997). Estas florestas estão distribuídas em todo o mundo, abrangendo gradientes latitudinais e longitudinais e diferentes ecossistemas (HAMILTON; JUVIK; SCATENA, 1995; SUNDQVIST; SANDERS; WARDLE, 2013) na Ásia, na África e nas Américas, além de englobar desde fisionomias estacionais até ombrófilas (BRUIJNZEEL; MULLIGAN; SCATENA, 2011; BUBB et al., 2004; KOEHLER; GALVÃO; LONGHI, 2005; MEIRELES; SHEPHERD; KINOSHITA, 2008; RICHTER, 2008)

No Brasil, as florestas de altitude ocorrem principalmente na região Sudeste, no alto das cadeias montanhosas das serras da Mantiqueira e do Mar (BERTONCELLO et al., 2011; SCHEER; MOCOCHINSKI; RODERJAN, 2011; WEAVER, 1995; WEBSTER, 1995). Elas também podem ser encontradas de forma disjunta no interior de outras regiões, compondo a vegetação do Domínio Atlântico junto a outras formações vegetacionais (AB'SÁBER, 2003; FALKENBERG; VOLTOLINI, 1995; HAMILTON; JUVIK; SCATENA, 1995; KOEHLER; GALVÃO; LONGHI, 2005; MEIRELES; SHEPHERD, 2015). A cadeia montanhosa da Serra da Mantiqueira abrange completamente a região sudeste do Brasil, e seu nome na língua tupi-guarani, significa “gota d’água”, devido o valor dado pelos índios nativos do Brasil para as montanhas como fontes produtoras de água (NAVARRO, 2005).

Em decorrência da sua grande importância como fontes de água doce, as montanhas são inclusive consideradas como “as torres de água” do mundo (VANHAM; RAUCH, 2009; VIVIROLI et al., 2007). Muitos dos maiores rios do mundo possuem suas nascentes originadas em montanhas: o Rio Rukukara inicia-se na Floresta de Nyungwe nas montanhas de Ruanda e Burundi; o Rio Ganges (Índia), inicia-se nas montanhas do Himalaia; o Rio Danúbio tem sua fonte localizada na região da Floresta Negra, na Alemanha; o Rio Amazonas

trata-se de um fluxo glacial localizado a milhares de quilômetros acima do nível do mar, em um pico nevado dos Andes; o Rio Beni nasce na Cordilheira dos Andes (Bolívia); para o Rio São Francisco, é considerado que sua nascente encontra-se na Serra da Canastra, entre outros exemplos já conhecidos na literatura (ROSA, 2012).

As montanhas cobrem uma grande área da terra e possuem uma biodiversidade extraordinária (BEHLING, 2008; EGAN; PRICE, 2017; KÖRNER; PAULSEN; SPEHN, 2011; KÖRNER et al., 2017) com uma notável riqueza de ecossistemas com níveis de plantas endêmicas, formas de crescimento e a presença de espécies ameaçadas (FOSTER, 2001; HUBER; RULL, 2019; LE SAOUT et al., 2013). Por exemplo, a área montanhosa da região da Floresta Atlântica no Brasil e as montanhas da Northern Borneo e Costa Rica têm sido identificadas como megadiversas para plantas (BARTHLOTT et al., 2005; KAPELLE, 2016; KREFT; JETZ, 2007). Além disso, as montanhas hospedam metade de todos os 34 hotspots de biodiversidade global e sustentam cerca de um terço de diversidade de espécies terrestres (CHAPE; SPALDING; JENKINS, 2008; KÖRNER; PAULSEN, 2004). Isso ocorre provavelmente por causa da mudança rápida nas condições climáticas com elevação entre distâncias geográficas muito curtas, fortes contrastes nas condições de vida com exposição e topografia variando (HOMEIER, 2008; KÖRNER; PAULSEN, 2004; KÖRNER; PAULSEN; SPEHN, 2011).

Alguns trabalhos constataram, ainda, que devido ao isolamento biogeográfico sob o qual estes ecossistemas evoluíram, uma região de montanha pode ser considerada como uma unidade biogeográfica, com especiação e extinção *in situ* exercendo um papel fundamental na construção da assembleia regional de espécies (BARTHLOTT et al., 2005; KÖRNER; PAULSEN; SPEHN, 2011; KÖRNER et al., 2017b; VETAAS; GRYTNES, 2002). Ao mesmo tempo, a riqueza de espécies de plantas observada em montanhas é essencialmente notável devido à sua importância por proteger os solos de encostas íngremes, contribuindo assim para a proteção das populações e paisagem contra perigos naturais e o impacto de eventos extremos (BUBB et al., 2004; EGAN; PRICE, 2017; GEROLD, 2008). A vegetação da montanha fornece ainda alimento, fibra, forragem, plantas medicinais, madeira (combustível e energia), habitat, fontes genéticas, além de contribuírem para o abastecimento hídrico para metade da humanidade (EGAN; PRICE, 2017; KOHLER et al., 2010). Além disso, devido sua geodiversidade, os ecossistemas montanhosos têm servido como refúgios para organismos durante mudanças climáticas passadas e são previstas para também fornecer proteção para flora e fauna sob as futuras mudanças climáticas (KÖRNER, 2004; SCHERRER; KÖRNER, 2011).

As características do clima de montanhas não são apenas simples efeitos da topografia e elevação, são causados por interações entre montanhas e o sistema de clima global (RAHBEK et al., 2019; RICHTER et al., 2008). Esses mesmos autores exemplificam os ventos oceânicos como impactantes em muitas montanhas temperadas e tropicais em áreas onde sopra ar quente e ar úmido para a terra. E esses mesmos autores ainda destacam que esses ventos liberam umidade na forma de precipitação quando as encostas mais baixas fazem com que as nuvens subam e ocorram quedas na pressão adiabática. Ainda de acordo com o trabalho mencionado, uma forte névoa se forma, onde muito dessa umidade condensa diretamente na vegetação, surgindo um habitat de floresta nublada, caracterizadas por níveis de umidade consistentemente altos que podem não estar sempre bem refletido nos índices pluviométricos regionais.

A presença de florestas tropicais de montanha tem um efeito amplamente conhecido no aumento dos volumes de fluxo hídrico, não apenas por causa das quantidades extras de água capturadas pela névoa passageira, além da água fornecida pela precipitação, mas também pelas baixas perdas por evaporação sob os baixos níveis de radiação e umidade atmosférica (EGAN; PRICE, 2017) (JARVIS; MULLIGAN, 2011; RAY, 2013). Além disso, a floresta ajuda a reduzir o número de deslizamentos e evita a erosão da superfície, assim mantendo uma melhor qualidade da água (BRUIJNZEEL; MULLIGAN; SCATENA, 2011; HARRISON et al., 2010; HÖLSCHER, 2008; OPPENHEIMER et al., 2014) e elas são um componente chave do ciclo global do carbono (BOOTH et al., 2012; HUBAU et al., 2020; LEUSCHNER; MOSER, 2008).

As florestas atualmente estão no centro de debates em torno dos grandes desafios sociais no mundo: as mudanças climáticas e a crise da biodiversidade (DÍAZ et al., 2019; KÖRNER et al., 2017a; STEINBAUER et al., 2018a). Com o aumento das temperaturas, juntamente com mudanças na precipitação e distúrbios, como secas e as tempestades já estão alterando amplamente a dinâmica da vegetação (FOSTER, 2001; GOBIET et al., 2014; KOHLER et al., 2010; MCDOWELL et al., 2020; PEPIN et al., 2015). Com isso as florestas são cada vez mais afetadas pela mudança do clima, ameaçando o fornecimento de importantes serviços ecossistêmicos, bem como o apoio das florestas para a biodiversidade (GOTTFRIED et al., 2012; GRYTNES et al., 2014; PAULI et al., 2012; SEIDL et al., 2014; THOM et al., 2019). Nesse contexto, os ambientes montanhosos estão vivenciando uma mudança climática antropogênica especialmente forte (ASBECK et al., 2021; TRANT; HIGGS; STARZOMSKI, 2020) e o esperado aumento na temperatura de 2° a 4° este século já era previsto estender a zonas de vegetação e os limites térmicos de vida das plantas para cima de 300 a 600m de

elevação com profundas consequências para o funcionamento do ecossistema (KÖRNER; PAULSEN, 2004; PEPIN et al., 2015). Como eles fornecem curtas distâncias para migrar, esses ecótonos podem se tornar potenciais refúgios para ecossistemas adjacentes, dependendo das taxas ascendentes de migração específicas da espécie (COLWELL et al., 2008; FEELEY et al., 2011)

No decorrer deste século, novas espécies colonizaram as montanhas europeias aceleradamente (ELKIN et al., 2013; STEINBAUER et al., 2018), e até mesmo o limite superior de vida vegetal avançou em altitudes elevadas, a exemplo do noroeste do Himalaia (DOLEZAL et al., 2016) , em uma sincronia acentuada com o aumento das taxas de aquecimento do clima (STEINBAUER et al., 2018). As linhas de limite das árvores são zonas de transição sensíveis à temperatura que devem responder ao aquecimento do clima avançando de sua posição atual e, estão se expandindo em 52% de 166 locais ao redor do mundo (HARSCH et al., 2009; MORET et al., 2019; STEINBAUER et al., 2018)

Além disso, as interações da interface planta-solo desempenham um papel central nas respostas dos processos do ecossistema em montanhas ao aquecimento do clima (HAGEDORN; GAVAZOV; ALEXANDER, 2019; MALHI; DOUGHTY; GALBRAITH, 2011; SCHEU et al., 2008). Contudo, de acordo com os mesmos autores, em muitos aspectos o sistema solo representa a “Terra incógnita” dos ecossistemas de montanha e reportaram que avanços recentes em ferramentas moleculares tornam cada vez mais possível abrir a “caixa preta” do ecossistema solo. Ainda referenciando os trabalhos supracitados, os autores sugerem que seriam informações essenciais para a precisão em prever como a vegetação atual e futura interagem com a biota do solo, química e física do solo, e como essas interações vão responder às alterações climáticas. Os solos em florestas de altitude podem conter grandes quantidades de carbono, em magnitudes similares com as quantidades de carbono acima dos solos (ÁLVAREZ-ARTEAGA et al., 2013; LEUSCHNER et al., 2013; MOSER et al., 2011).

Ações antropogênicas também fazem parte das principais ameaças para as florestas de montanha (MOSANDL; GÜNTER, 2008), pois existem assentamentos humanos em muitas áreas montanhosas do mundo, e a infraestrutura relacionada está altamente exposta a riscos naturais como fluxo de detritos e inundações (ABBAS et al., 2021; SEBALD et al., 2019). Os autores ainda relatam que florestas de montanha desempenham um papel central em equilibrar o meio ambiente e minimizar o risco de tais perigos, mas esta proteção está sendo ameaçada à medida que o dossel é cada vez mais perturbado (por eventos naturais, como árvores sendo arrancadas por vento e antropogênico, como manejo florestal). Os distúrbios abrem o dossel da floresta e diminuem a área foliar, reduzindo substancialmente a função protetora das

florestas (THOM; SEIDL, 2016). Estudos recentes indicaram que as florestas não manejadas fornecem um nível mais alto de proteção contra riscos naturais do que as florestas manejadas (IRAUSCHEK; RAMMER; LEXER, 2017; MINA et al., 2017; SEIDL et al., 2019). O efeito dos distúrbios humanos afeta diferencialmente as espécies com base em seus atributos funcionais para responder com eficácia às pressões ambientais e, nesses ambientes, todas as comunidades biológicas são constituídas por espécies raras e abundantes (KESSLER; KLUGE, 2008; VETAAS; GRYTNES, 2002). Os primeiros são geralmente considerados mais vulneráveis à transformação de seus habitats, pois geralmente apresentam baixas densidades populacionais, são geograficamente restritos e encontram-se em habitats específicos (TAVERA-CARREÑO et al., 2019). Assim, os ecossistemas de montanhas representam áreas de alto valor de conservação (BARBIER, 2021; CUNI-SANCHEZ et al., 2021; HARMON; WORBOYS, 2005; SCHERRER; KÖRNER, 2011).

2.2 Padrões vegetacionais das florestas de altitude

Desde as explorações de von Humboldt (BONPLAND; HUMBOLDT, 1805), a importância dos gradientes de elevação tropicais para a biodiversidade foi observada e a distribuição das espécies foi reconhecida como uma função dos fatores edáficos e climáticos (MALHI et al., 2010). As montanhas são sistemas excelentes para a avaliação de padrões ecológicos e biogeográficos, devido as variações dos fatores ambientais ao longo da altitude, criando diferentes zonas com comunidades de plantas adaptadas (ABBAS et al., 2021; KÖRNER, 2007; MALHI et al., 2010; MORADI; ATTAR; OLDELAND, 2017; STEINBAUER et al., 2018). A formação da névoa desempenha um papel fundamental nos padrões dos tipos de vegetação característicos das montanhas e provavelmente está ligado a taxa extremamente alta de turnover espacial de composição de espécies e grupos funcionais ao longo dos gradientes altitudinais (BRUIJNZEEL; MULLIGAN; SCATENA, 2011; RAHBEK, 1997; VETAAS; GRYTNES, 2002). Além disso, estes ambientes são caracterizados por características geofísicas, clima e zonas de vida que mudam rapidamente em distâncias de elevação curtas (KÖRNER, 2004; MORADI; ATTAR; OLDELAND, 2017; POUNDS; FOGDEN; CAMPBELL, 1999). Portanto, a altitude é frequentemente usada como fator potencial para avaliar o zoneamento da vegetação, tipos de comunidade, diversidade de espécies, espectros biológicos e serviços ecossistêmicos nos ecossistemas devido à rápida flutuação do clima em pequenas distâncias (ABBAS et al., 2021; ZEB et al., 2021).

É de vital importância compreender a contribuição relativa dos fatores abióticos e bióticos para a formação do funcionamento do ecossistema para avaliar os serviços ecossistêmicos (FAHEY; SHERMAN; TANNER, 2016). Muitos pesquisadores já comprovaram que as funções ecossistêmicas são afetadas pela composição de espécies, composição de características funcionais da comunidade, diversidade de características, tamanho da árvore, diversidade filogenética e assim por diante (CADOTTE et al., 2009; LIU et al., 2016, 2018; STEPHENSON et al., 2014). Os fatores abióticos do local, ou seja, solo, propriedades topográficas, ambiente de luz e água, podem influenciar os processos do ecossistema diretamente, alterando a taxa de fluxo de energia e matéria do ecossistema ou indiretamente alterando a taxa fisiológica das plantas, que é determinada pelas características funcionais das plantas (BOYER; KERTESZ; BRUNO, 2009; LAVOREL et al., 2011).

Padrões diferentes de espécies arbóreas, oriundos das respostas aos fatores abióticos que interagem nas comunidades, emergem em diferentes escalas. Em escala geográfica regional, a heterogeneidade florística em florestas pode estar associada a variações climáticas e altitudinais (OLIVEIRA-FILHO; FONTES, 2000). E, em escalas locais, as variações topográficas podem determinar um gradiente edáfico em florestas tropicais, modificando condições de drenagem e nutrientes no solo (WRIGHT, 2002) podendo interferir na abundância e distribuição das espécies de árvores e ordenação espacial da vegetação (QUESADA et al., 2011). Elementos ambientais locais podem explicar, também, aspectos de dinâmica florestal como mortalidade (QUESADA et al., 2009; TOLEDO et al., 2011).

A elevação está fortemente correlacionada com a temperatura e existe um forte declínio em números de indivíduos nos níveis de famílias, gêneros e espécies entre 1500 m e 3500m que coincide com a zona de formação das nuvens, enfatizando o papel das nuvens nas composições florísticas de florestas de altitude (GENTRY, 1995). E de uma maneira similar, existe uma alta riqueza de gêneros em elevações médias, entre 1500 m e 1000 m, abaixo da zona de imersão de nuvens (BRUIJNZEEL; VENEKLAAS, 1998; BRUIJNZEEL; EUGSTER; BURKARD, 2005; GIRARDIN et al., 2014). Além disso, a distribuição atual das espécies vegetais em florestas tropicais é resultante de processos evolutivos que ocorreram sob a influência de fatores bióticos e abióticos e que definiram a composição de espécies das comunidades (COUVREUR; BAKER, 2013).

No entanto, ainda não é compreendido os mecanismos que criam e mantêm os padrões de riqueza (GIRARDIN et al., 2014). Ainda menos compreendido que isso, é a explicação para aumentos na proporção do diâmetro da árvore para a altura com o aumento da elevação em montanhas tropicais (FAHEY; SHERMAN; TANNER, 2016; LIEBERMAN et al., 1996).

Essa relação já foi analisada e debatida, incluindo restrições mecânicas, seca, restrições hidráulicas e influências de árvores vizinhas em ambos os acessos à luz e exposição ao vento e restrições filogenéticas (KING et al., 2009; SPERRY; MEINZER; MCCULLOH, 2008). Outro possível fator influenciando a baixa altura do dossel e a alta proporção diâmetro: altura em florestas de altitude, é o dossel carregado com epífitas e a biomassa do solo na zona de imersão de nuvens (ATAROFF; RADA, 2000; WERNER et al., 2012).

Outras respostas da vegetação ao longo de gradientes altitudinais aos padrões de variação de condições ambientais já foram publicados em diversos trabalhos pioneiros (BRUIJNZEEL; VENEKLAAS, 1998; GIRARDIN et al., 2010, 2014; RÖDERSTEIN; HERTEL; LEUSCHNER, 2005; WEAVER et al., 1986). A diminuição da temperatura com o aumento da elevação, reduz a produtividade primária líquida e retarda a reciclagem de nutrientes; longos períodos de imersão em nuvem em florestas montanas suprimem a produtividade; o alagamento do solo diminui a reciclagem de nutrientes e a alta quantidade de epífitas, exposição ao vento local em cristas e solos com limitação de nutrientes limitam o tamanho das árvores e aumentam o investimento em raízes sobre brotos (FAHEY; SHERMAN; TANNER, 2016; SCHUUR; MATSON, 2001) Com isso, pode ser esperado reduzir o armazenamento de biomassa acima do solo por árvore (CUNI-SANCHEZ et al., 2021; GIRARDIN et al., 2010; KITAYAMA; AIBA, 2002; SPRACKLEN; RIGHELATO, 2014; LEUSCHNER; MOSER, 2008; MOSER et al., 2011; LEUSCHNER et al., 2013).

A estrutura distinta de florestas de altitude, particularmente em sua forma extrema, também pode depender de feedback de mecanismos nos quais as características da vegetação e propriedades do solo reforçam a limitação da produtividade e estatura da floresta (WERNER; HOMEIER, 2015). Além disso, estudos publicados sobre a alocação de carbono abaixo do solo, demonstraram consistentemente que a biomassa acima do solo diminui como resultado de uma mudança dos estoques de carbono acima para abaixo do solo com o aumento da elevação, sendo que a diminuição da biomassa acima do solo não necessariamente se traduz em uma perda na biomassa total do ecossistema (LEUSCHNER; MOSER, 2008).

Devido suas condições de relevo íngremes, as florestas de altitude têm sua estrutura impactada através da alteração do acesso ao espaço e aos recursos luminosos, e alterando a incidência de deslizamentos de terra (DISLICH; HUTH, 2012; ROBERT, 2003). Por causa da altura baixa do dossel em florestas de altitude, a vantagem no crescimento monopodial para limitar a competição por luz é reduzida e a arquitetura de caules múltiplos pode ter um valor seletivo, sendo essa arquitetura comum em muitas outras florestas de altitude (FRESCHET et al., 2010; SLIK et al., 2010). Com isso, espera-se que as árvores mantenham um fator de

segurança contra envergadura mecânica reduzindo os riscos associados aos ventos de tempestades, embora para indivíduos com caules múltiplos, um tronco compensaria a falha dos caules (ASNER et al., 2014; DE GOUVENAIN; SILANDER JR, 2003) observaram que as árvores de algumas florestas de altitude mantiveram o formato de suas copas de um modo que uma proporção maior da folhagem foi mantida na parte baixa da copa, diferente de árvores localizadas em altitudes mais baixas, o que pode contribuir, também, para estabilidade mecânica.

Quanto ao estado nutricional das plantas em florestas de altitude, a disponibilidade de nutrientes químicos pode ser afetada pelo material de origem, intensidades do intemperismo, capacidade de troca catiônica, taxas de decomposição da serrapilheira ou atividade de fosfatase extracelular (KITAYAMA; AIBA, 2002; BRUIJNZEEL; VENEKLAAS, 1998). Em algumas florestas de altitude, a decomposição da serrapilheira, processo importante do ecossistema, é regulado principalmente pelo clima, propriedades do solo e qualidade da serrapilheira (CLEVELAND et al., 2011; WARING, 2012). A lenta decomposição da serrapilheira pode afetar a nutrição da planta através da imobilização de nutrientes no acúmulo de matéria orgânica morta (MANZONI et al., 2008). Além disso, a disponibilidade dos nutrientes afeta os contrastes topográficos da vegetação, bem como os principais processos ecológicos como herbivoria, decomposição e, portanto, ciclo de nutrientes e de carbono (METCALFE et al., 2014; WERNER; HOMEIER, 2015). Outro fator importante a se levar em consideração é que o aquecimento global pode acelerar os processos do ecossistema, impactar variavelmente a disponibilidade dos elementos e alterar a estequiometria ecológica (LITTON et al., 2011). E, com isso, altera o ciclo e a disponibilidade de um amplo conjunto de nutrientes em florestas de altitude, com implicações importantes para as limitações de nutrientes para processos ecossistêmicos em um mundo em aquecimento (GIARDINA et al., 2014; MALHI et al., 2017; MOSER et al., 2011).

No maciço do Itatiaia, o local de realização deste trabalho, na medida que a altitude se eleva cada vez mais, acima do que se assemelha a um colchão de nuvens, ocorrem os capões de floresta nebulosa. Os capões de mata são ilhas de florestas naturais em matrizes campestres, caracterizando-se por alta relevância biogeográfica (COELHO et al., 2017) e, ainda, fornecem importantes serviços ecossistêmicos relacionados à proteção de bacias hidrográficas, nascentes e cursos d'água e recursos para a fauna ecologicamente importante relacionada com a polinização e dispersão de espécies de plantas (COELHO et al., 2018). E da mesma forma, a presença da água das nascentes e cursos d'água viabiliza a ocorrência da vegetação, por serem ambientes úmidos de horizontes húmicos profundos (RODRIGUES, 2011). Os capões de

mata também estão sujeitos às consequências da fragmentação antrópica como efeito de borda originados de condições microclimáticas de temperatura, luminosidade, e humidade que também fornecem variações florísticas e estruturais correspondentes a variações na direção da borda-interior do capão (COELHO et al., 2017; SOUZA, 2009).

Os capões de floresta nebulosa estão expostos às condições climáticas mais extremas e são vegetações abertas que se distribuem nas cumeeiras das montanhas do sudeste e sul do Brasil, em geral, a partir de 1800-2000 m, ocorrendo em altitudes decrescentes em direção ao sul do país, sobre as serras da Mantiqueira e do Mar (CAIAFA; SILVA, 2007; MARTINELLI, 1996, 2007; MOCOCHINSKI; SCHEER, 2008; SAFFORD, 2007; SCARANO, 2002). De acordo com Aximoff et al., 2014, são enormes os afloramentos rochosos no maciço do Itatiaia que moldam campos abertos, brejos e bambusais. Bem como encostas bem drenadas, cobertas por gramíneas, que se intercalam com encostas úmidas dominadas por bambus-bengala (gênero *Chusquea*), brejos, turfeiras, pequenos capões de mata em locais mais protegidos do vento e espécies que ocorrem apenas no alto de montanhas ou são restritas ao Itatiaia.

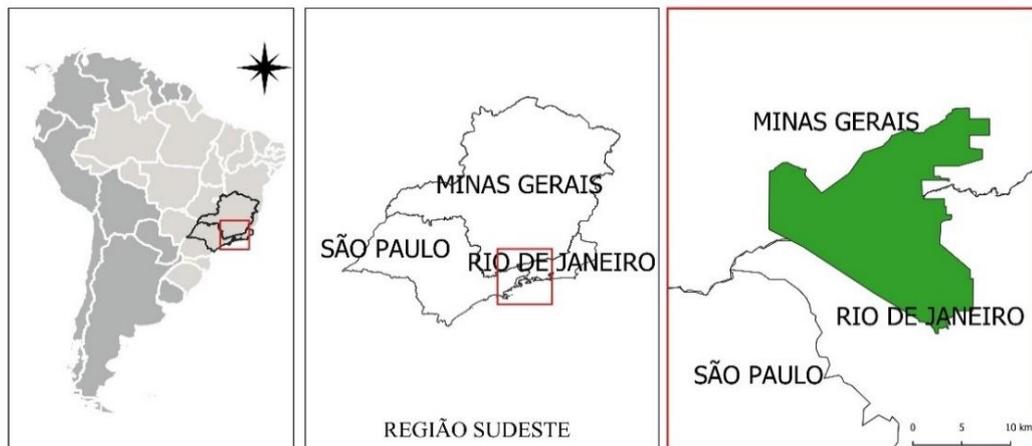
Neste estudo, procuramos responder às seguintes perguntas: as características estruturais e florísticas das comunidades de capões de floresta nebulosa se diferenciam ao longo da paisagem? Existe algum padrão associado às condições microambientais sintetizadas na posição ocupada pela comunidade na paisagem? Hipotetizamos que a posição na paisagem associada às condições microambientais tem um papel diferenciador de características estruturais e florísticas das florestas de altitude, à medida que influencia as condições ambientais e disponibilidade de recursos. Os estudos de descrições florísticas, estruturais e ecológicas de florestas situadas a 2.400 m de altitude no sudeste do Brasil ainda não foram feitos. Isso torna importante a realização de trabalhos que inventariem a flora dos remanescentes florestais da região. Nesse contexto, análises estrutural e florística destes remanescentes permitem uma avaliação da heterogeneidade da flora e os possíveis fatores associados aos padrões de variação. Tais informações e análises são de fundamental importância para subsidiar iniciativas de conservação ou recuperação ambiental na área.

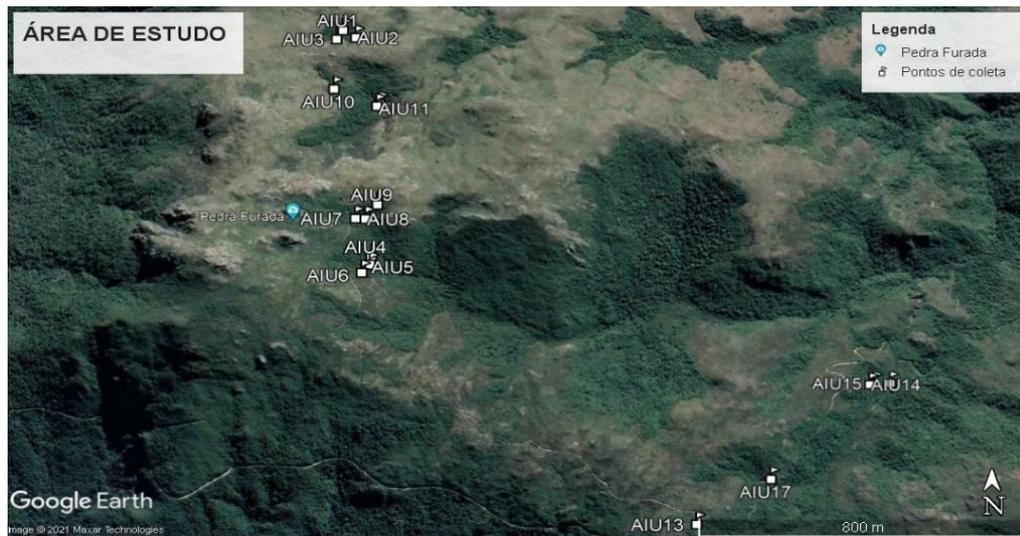
3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 Área de estudo

A área do estudo está situada no maciço do Itatiaia, Serra da Mantiqueira, domínio atlântico, região sudeste do Brasil, ao longo de um gradiente altitudinal que varia de 2250 m a 2440 m de altitude, entre as latitudes 22°35' e 22°37' S e longitudes 44°71' e 44°72' W. A orografia e a posição latitudinal são fatores determinantes do clima. De acordo com a classificação de Köpen o domínio climático é o mesotérmico com verão brando e estação chuvosa no verão (Cwb) nas partes mais elevadas da montanha, geralmente acima de 1600 m de altitude. A temperatura média anual é de 11,4°C para a região do “Planalto do Itatiaia” (altitude média de 2000 m) (FURTADO et al., 2001), podendo existir de um a três meses secos por ano (AXIMOFF; ALVES; RODRIGUES, 2014). Os principais cursos d’água que fluem desde a região N-NW do Maciço do Itatiaia rumo à Bacia do Rio Grande são os rios Aiuruoca, Capivari e Rio Grande (ICMBIO-MMA, 2012).

Figura 1- Mapa com a localização da área de estudo e coleta de dados.





Fonte: Da autora. Adaptado Google Earth (2021).

3.2 Coleta de dados

A área de estudo deste trabalho é composta por um conjunto de quatro *capões de mata* e uma floresta nebulosa tropical contínua, localizada em uma altitude média de 2400 m. Foram alocadas 12 parcelas de 400 m² (10 x 40 m) (três em cada um dos capões) e 5 parcelas de 400 m² (4 parcelas de 10 x 40 m e uma de 20 x 20 m) na floresta contínua, totalizando 0,68 ha de área amostrada (TABELA 2). A adoção destas dimensões para a maioria das parcelas (10 x 40 m), com exceção de uma delas (restricção local - relevo acidentado), teve a função de capturar uma maior amplitude do gradiente fisionômico da vegetação, e também, é justificada por seu arranjo em faixas estreitas entre ambientes (20 m) ocorrendo ao longo de seu comprimento. Tal situação prejudica o uso de padrões dimensões (20 x 20 m) e torna necessário adotar dimensões que impeçam a amostragem do ambiente próximo. A escolha da localização das parcelas atendeu aos seguintes critérios: os capões deveriam ter dimensões e área total que permitiam o estabelecimento das 3 unidades amostrais, de acordo com os critérios de paisagem, captando os efeitos de borda, intermédio e proximidade dos cursos d'água (ambientes nomeados para este estudo como: Ecótono (E), Floresta de interior (FI) e Floresta ripária (FR), respectivamente). Na tabela 1, seguem as características dos ambientes de alocação das parcelas no maciço do Itatiaia, Serra da Mantiqueira.

Tabela 1 - Características dos ambientes de alocação das parcelas no maciço do Itatiaia, Serra da Mantiqueira.

AMBIENTE	PARCELA	D	Dos	L B O BR			
				(%)			
FR	AIU1	10	40	5	0	5	5
E	AIU2	20	35	10	20	30	30
FI	AIU3	15	25	5	15	10	10
FR	AIU4	30	20	0	50	35	35
FI	AIU5	30	30	0	80	0	0
E	AIU6	30	30	0	80	0	0
FI	AIU7	30	25	0	85	10	10
FR	AIU8	25	40	5	35	10	10
E	AIU9	25	30	0	75	0	0
E	AIU10	20	30	0	40	5	5
FR	AIU11	40	45	0	50	10	10
FI	AIU12	25	15	0	90	10	10
E	AIU13	35	35	10	50	40	40
FI	AIU14	30	40	10	70	30	30
FI	AIU15	40	55	15	80	10	10
FR	AIU16	40	75	0	90	5	5
E	AIU17	38	45	10	60	70	70

Nota: D= Declividade; Dos= Abertura do dossel; L=Lianas; B=Bambus (gênero *Chusquea*); O= Orquídeas; Br=Bromélias. Ambientes denominados para este estudo: FR = Floresta Ripária; E=Ecótono e FI= Floresta de Interior.

Nas parcelas, todas as árvores vivas com diâmetro à altura do peito (DAP – 1,30 m do solo) maior que 5 cm foram identificadas e mensuradas. Indivíduos com mais de um fuste foram incluídos quando a raiz da soma do quadrado dos seus fustes atingiram o critério de inclusão, seguindo o chamado “método de inclusão por árvore”, apontado por (SOUZA et al., 2021) como sendo mais adequado para florestas tropicais submetidas a fortes estresses ambientais. A identificação das espécies foi realizada por especialistas e por consulta a herbários e a bibliografia especializada. O sistema de classificação adotado para as famílias botânicas foi o Angiosperm Phylogeny Group IV (APG ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP, 2016), com padronização de nomes pela (REFLORA, 2021) através do pacote *flora* (CARVALHO, 2020) para o programa R (R CORE TEAM, 2021).

Tabela 2 - Informações básicas dos quatro capões e floresta nebular tropical contínua.

FRAGMENTO	PARCELA	FORMATO	AMBIENTE	LATITUDE	LONGITUDE
Capão 1	AIU1	10X40 m	Floresta ripária	-22.3528	-44.7218
Capão 1	AIU2	10X40 m	Ecótono	-22.3530	-44.7214
Capão 1	AIU3	10X40 m	Floresta de interior	-22.3530	-44.7219
Capão 2	AIU4	10X40 m	Floresta ripária	-22.3588	-44.7210
Capão 2	AIU5	10X40 m	Floresta de interior	-22.3590	-44.7210
Capão 2	AIU6	10X40 m	Ecótono	-22.3592	-44.7212
Capão 3	AIU7	10X40 m	Floresta de interior	-22.3578	-44.7213
Capão 3	AIU8	10X40 m	Floresta ripária	-22.3578	-44.7211
Capão 3	AIU9	10X40 m	Ecótono	-22.3575	-44.7208
Capão 4	AIU10	10X40 m	Ecótono	-22.3544	-44.7219
Capão 4	AIU11	10X40 m	Floresta ripária	-22.3548	-44.7209
Capão 4	AIU12	10X40 m	Floresta de interior	-22.3547	-44.7208
Floresta	AIU13	10X40 m	Ecótono	-22.3657	-44.7130
Floresta	AIU14	10X40 m	Floresta de interior	-22.3622	-44.7082
Floresta	AIU15	10X40 m	Floresta de interior	-22.3622	-44.7080
Floresta	AIU16	10X40 m	Floresta ripária	-22.3622	-44.7076
Floresta	AIU17	20x20 m	Ecótono	-22.3646	-44.7110

Fonte: Da autora (2021).

3.3 Análise de dados

Para investigar os padrões estruturais no conjunto de ambientes, foram quantificadas as seguintes variáveis: riqueza de espécies, densidade de indivíduos (ind ha^{-1}), número de fustes (ha) e biomassa (ton ha^{-1}). De posse destas variáveis para cada unidade amostral, foi avaliada a existência de diferenças significativas entre os ambientes (variável categórica) através de regressão linear e subsequente teste post-hoc de médias. A normalidade dos dados e homocedasticidade foram testados respectivamente por Shapiro-Wilk (ROYSTON, 1982). A biomassa foi estimada através da equação pantropical de (CHAVE et al., 2014), utilizando o pacote BIOMASS (RÉJOU-MÉCHAIN et al., 2017). Os valores de densidade da madeira para o cálculo da biomassa foram obtidos através do *Global Wood Density database* (ZANNE et al., 2009). Em seguida, foi avaliada a existência de um padrão de diferenciação florística entre os ambientes através da quantificação da dissimilaridade florística entre eles (Bray-

Curtis) e sua utilização em uma ordenação baseada em distância (Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) e posterior teste de significância utilizando análise de similaridade (ANOSIM) para dar rigor estatístico aos agrupamentos formados por meio de uma variável categórica e visualizados através de um NMDS. Para a NMDS utilizou-se o pacote VEGAN (OKSANEN et al., 2016). Todas as análises foram realizadas no software R (R CORE TEAM, 2021).

4 RESULTADOS

No total foram amostrados 2121 fustes e 1188 árvores representando 14 famílias botânicas, 19 gêneros e 28 espécies (3 espécies sem identificação) nos 3 ambientes estudados, dispostos na altitude de 2400 m da Serra da Mantiqueira, no maciço do Itatiaia. As espécies arbóreas com maior representatividade em valor de biomassa e carbono armazenado foram: *Myrceugenia rufescens* (15.75 ton) e *Myrceugenia rufescens* (7.43 ton) respectivamente (TABELA 3). A relação das espécies registradas nos respectivos ambientes de floresta nebulosa tropical do maciço do Itatiaia (MG e RJ), estão demonstradas na Tabela 4.

Tabela 3 - Distribuição de biomassa (t) e carbono (t) por espécies encontradas no maciço do Itatiaia, Serra da Mantiqueira. “Continua”

Espécie	Número de indivíduos	Biomassa (t/espécie)	Carbono (t/espécie)
<i>Austrocritonia velutina</i>	6	0.039	0.019
<i>Baccharis calvescens</i>	22	0.420	0.198
<i>Baccharis serrulata</i>	16	0.402	0.190
<i>Clethra scabra</i>	17	0.747	0.353
<i>Dasyphyllum leptacanthum</i>	7	0.795	0.375
<i>Drimys brasiliensis</i>	166	9.107	4.299
<i>Ilex dumosa</i>	2	0.069	0.033
<i>Ilex indet</i>	4	0.066	0.031
<i>Indet indet</i>	6	0.443	0.209
<i>Leandra aurea</i>	8	0.103	0.049
<i>Maytenus boaria</i>	39	2.164	1.022
<i>Morithamnus ganophyllus</i>	207	3.106	1.466
<i>Myrceugenia miersiana</i>	7	0.339	0.160
<i>Myrceugenia ovalifolia</i>	158	11.013	5.198

Tabela 3 - Distribuição de biomassa (t) e carbono (t) por espécies encontradas no maciço do Itatiaia, Serra da Mantiqueira. “Conclusão”

Espécie	Número de indivíduos	Biomassa (t/espécie)	Carbono (t/espécie)
<i>Myrceugenia rufescens</i>	193	15.748	7.433
<i>Myrsine coriacea</i>	21	0.552	0.260
<i>Myrsine lineata</i>	191	4.579	2.161
<i>Piptocarpha axillaris</i>	1	0.431	0.203
<i>Piptocarpha macropoda</i>	1	0.007	0.003
<i>Prunus myrtifolia</i>	2	0.067	0.031
<i>Roupala rhombifolia</i>	35	2.628	1.240
<i>Solanum asperum</i>	48	0.488	0.230
<i>Solanum caavurana</i>	2	0.037	0.018
<i>Solanum pseudoquina</i>	1	0.020	0.009
<i>Symplocos itatiaiae</i>	18	1.677	0.792
<i>Symplocos pubescens</i>	1	0.014	0.007
<i>Tibouchina indet</i>	2	0.040	0.019
<i>Weinmannia paulliniifolia</i>	7	0.299	0.141
Total Geral	1188	55.401	26.149

Nota: t = tonelada

Fonte: Da autora (2021).

Tabela 4 - Ocorrência das 28 espécies arbóreas registradas nos três ambientes de floresta nebular tropical do maciço do Itatiaia (MG e RJ). As espécies estão organizadas em ordem alfabética das famílias reconhecidas pelo APG IV (2016) e seguidas do registro de ocorrência (x) e ausência (-). “Continua”

Família/Espécie	Ecótono	Floresta de interior	Floresta ripária
AQUIFOLIACEAE			
<i>Ilex dumosa</i> Reissek		X	
<i>Ilex indet</i>	X		
ASTERACEAE			
<i>Austrocritonia velutina</i> (Gardner) R.M.King & H.Rob.	X	X	X
<i>Baccharis calvescens</i> DC	X	X	
<i>Baccharis serrulata</i> (Lam.) Pers.	X	X	X
<i>Dasyphyllum leptacanthum</i> (Gardner) Cabrera	X	X	X
<i>Morithamnus ganophyllus</i> (Mattf.) R.M.King & H.Rob.	X	X	X
<i>Piptocarpha axillaris</i> (Less.) Baker	X		
<i>Piptocarpha macropoda</i> (DC.) Baker			X
CELASTRACEAE			
<i>Maytenus boaria</i> Molina	X	X	X
CLETHRACEAE			
<i>Clethra scabra</i> Pers.	X	X	

Tabela 4 - Ocorrência das 28 espécies arbóreas registradas nos três ambientes de floresta nebulosa tropical do maciço do Itatiaia (MG e RJ). As espécies estão organizadas em ordem alfabética das famílias reconhecidas pelo APG IV (2016) e seguidas do registro de ocorrência (x) e ausência (-). “Conclusão”

Família/Espécie	Ecótono	Floresta de interior	Floresta ripária
CUNONIACEAE			
<i>Weinmannia paulliniifolia</i> Pohl ex Ser.	X	X	
ERICACEAE			
<i>Indet indet</i>	X	X	X
MELASTOMATACEAE			
<i>Leandra aurea</i> (Cham.) Cogn.	X	X	
<i>Tibouchina indet</i>	X	X	
MYRTACEAE			
<i>Myrceugenia miersiana</i> (Gardner) D.Legrand & Kausel	X	X	
<i>Myrceugenia ovalifolia</i> (O.Berg) Landrum	X	X	X
<i>Myrceugenia rufescens</i> (DC.) D.Legrand & Kausel	X	X	X
PRIMULACEAE			
<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.		X	
<i>Myrsine lineata</i> (Mez) Imkhan.	X	X	X
PROTEACEAE			
<i>Roupala rhombifolia</i> Mart. ex Meisn.	X	X	X
ROSACEAE			
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	X		
SOLANACEAE			
<i>Solanum asperum</i> Rich.	X	X	X
<i>Solanum caavurana</i> Vell.			X
<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.		X	
SYMPLOCACEAE			
<i>Symplocos itatiaiae</i> Wawra	X	X	X
<i>Symplocos pubescens</i> Klotzsch ex Benth.	X		
WINTERACEAE			
<i>Drimys brasiliensis</i> Miers	X	X	X

Fonte: Da autora (2021).

Nos três ambientes analisados do presente estudo, as famílias que se destacaram em riqueza de espécies foram Asteraceae (7), Myrtaceae e Solanaceae (3). Juntas representam 56,3% das espécies amostradas. E as espécies que se destacaram em abundância foram *Morithamnus ganophyllus* (207), *Myrceugenia rufescens* (193) e *Myrsine lineata* (191). Juntas representam 49,7% das espécies amostradas.

Vale mencionar que 13 (46,4%) das espécies registradas nos ambientes amostrados, são restritas à formação florestal e endêmicas do maciço do Itatiaia (TABELA 5).

Tabela 5 - Espécies arbóreas restritas à formação florestal e espécies endêmicas do maciço do Itatiaia.

Espécie	RF	ITA
<i>Austrocritonia velutina</i>	X	
<i>Baccharis calvescens</i>	X	
<i>Baccharis serrulata</i>	X	
<i>Dasyphyllum leptacanthum</i>	X	
<i>Drimys brasiliensis</i>	X	
<i>Ilex dumosa</i>	X	
<i>Leandra aurea</i>	X	
<i>Maytenus boaria</i>	X	
<i>Morithamnus ganophyllus</i>	X	
<i>Myrceugenia rufescens</i>	X	
<i>Solanum asperum</i>	X	
<i>Symplocos itatiaiae</i>		X
<i>Weinmannia paulliniifolia</i>	X	

Nota: RF = Restritas à formação florestal e ITA= espécies endêmicas do maciço do Itatiaia.

Fonte: Da autora (2021).

Os resultados encontrados na análise de regressão apontam para um padrão de similaridade estrutural e florística entre os ambientes Ecótono, Floresta ripária e Floresta de interior para a riqueza de espécies (F: 3.18, gl = 14 e p: 0.07), densidade (F: 0.52, gl = 14 e p: 0.61), número de fustes (F: 1.08, gl = 14 e p: 0.36) e biomassa (F: 0.55, gl = 14 e p: 0.59) (TABELA 5).

Tabela 5 - Riqueza, densidade, número de fustes e biomassa dos três ambientes amostrados no Maciço do Itatiaia, Serra da Mantiqueira.

Ambiente	S	D (ind ha ⁻¹)	SN (fustes ha ⁻¹)	AGB (ton ha ⁻¹)
Ecótono	11.66 ± 2.80 A	1870.83 ± 369.26 A	3729.17 ± 1338.69 A	14.17 ± 3.95 A
Floresta ripária	7.40 ± 2.07 A	1525.00 ± 951.64 A	2535.00 ± 1825.74 A	15.97 ± 10.91 A
Floresta de interior	9.83 ± 3.25 A	1804.17 ± 322.65 A	2995.83 ± 852.41 A	20.13 ± 13.23 A

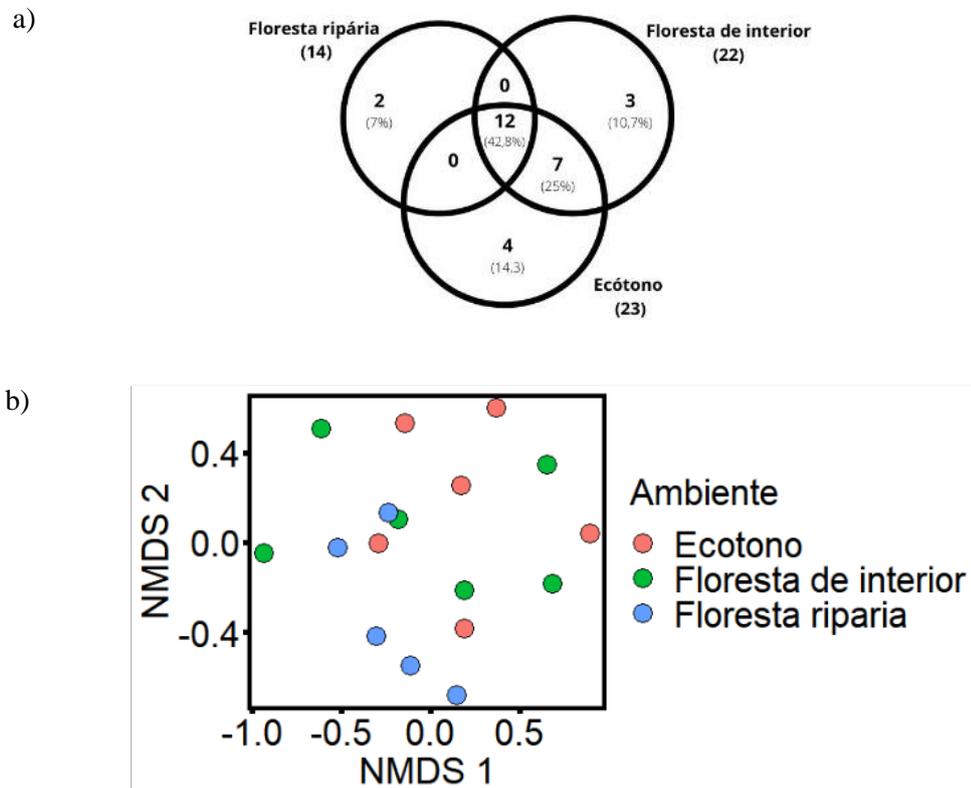
Nota: S = número de espécies; D = densidade média de indivíduos (ind ha⁻¹) e respectivo erro padrão médio; SN = número de fustes (fustes ha⁻¹) e respectivo erro padrão médio; AGB = biomassa média

ton ha⁻¹) e respectivo desvio padrão. Valores seguidos pela mesma letra não se diferem estatisticamente pelo teste de Tukey ao nível de 5% de significância.

Fonte: Da autora (2021).

Em relação à composição florística, verificou-se na NMDS e teste ANOSIM (R: 0.00 e Significância: 0.46) que a vegetação é similar entre os ambientes, compartilhando 12 espécies (42,8% de 28 espécies arbóreas encontradas). O ambiente Ecótono obteve o maior número de espécies (23 spp.), seguido por Floresta de interior (22 spp.) e Floresta ripária (14 spp.). (Fig. 2a). A Floresta ripária compartilhou menos espécies com cada grupo do que entre os grupos e obteve o menor valor de espécies exclusivas com 2 (7%) (Fig. 2a). A ordenação da NMDS (Fig. 2b) não segregou grupos florísticos, sendo possível observar florísticas similares presentes na paisagem sem uma tendência de agrupamentos.

Figura 2 - Grupos florísticos da floresta nebular tropical. a) Diagrama de Venn com espécies compartilhadas com frequência absoluta e respectiva porcentagem e b) quantificação da similaridade florística entre os ambientes (Bray-Curtis) e sua utilização na ordenação baseada em distância (Escalonamento multidimensional não - métrico (NMDS)).



Fonte: Da autora (2021).

5 DISCUSSÃO

A hipótese desse trabalho não foi validada e o resultado esperado não aconteceu. Os ambientes estudados estão sujeitos a um filtro de altitude, podendo ser este o filtro de maior importância e o que torna esses locais similares. Dessa forma, os ambientes Ecótono, Floresta ripária e Floresta de interior, ou seja, as variações microambientais não interferiram na sobrevivência e recrutamento dessas espécies, tampouco gerou diferença entre as características estruturais da comunidade analisada neste estudo. Essa similaridade entre os ambientes pode estar, também, associada a outros filtros não verificados neste caso, interferindo no número de espécies e número de árvores amostradas que persistiu e que não diferiu significativamente entre os ambientes.

Como retratado em (SOUZA et al., 2019), em fragmentos naturais na região de Carrancas, Minas Gerais, foi possível observar um gradiente de abundância da borda em direção ao interior do fragmento natural, sugerindo a existência de diferentes adequações ambientais ao longo da unidade amostral utilizada. Essas diferenças provavelmente estariam relacionadas às diferenças ambientais associadas com luminosidade, temperatura, profundidade do solo e umidade que são conhecidas por ocorrerem em fragmentos naturais (MATTE; MÜLLER; BECKER, 2015; MOREL et al., 2014; COELHO et al., 2017). Ainda de acordo estes autores, devido à presença de um curso de água na parte central dos fragmentos, condições e recursos tenderiam a variar das duas extremidades da unidade amostral para as áreas centrais. Desse modo, os indivíduos teriam sua ocorrência e abundância controlada pela variação ambiental interna do fragmento, e maior sucesso tenderia a estar associado a áreas mais próximas dos limites. Ou, por outro lado, baixa ocorrência de indivíduos nesta porção poderia estar associada com condições desfavoráveis à espécie. Assim, a variação ambiental na borda - direção interior explicaria os padrões espaciais da população. Contudo esses resultados não aconteceram, pois as unidades amostrais alocadas neste estudo estão localizadas em uma altitude mais elevada, com fatores climáticos mais restritivos.

Em relação ao número de fustes, esta medida a qual está relacionada à ocorrência de perfilhamento, é uma variável que pode estar associada a algum tipo de stress ambiental. Com o aumento de stress no ambiente, pode existir a tendência de o número de fustes aumentar (BELLINGHAM; SPARROW, 2009; MEIRELES; SHEPHERD, 2015). Não foi constatado nas análises diferenças significativas no número de fustes entre os ambientes, ou seja, as diferenças ambientais observadas entre os ambientes não exercem influência para gerar

diferentes restrições, com a tendência de serem as mesmas restrições para todos os ambientes, podendo estar relacionada à altitude.

Quanto à variação na biomassa entre os ambientes, tampouco foi encontrada alguma diferença significativa, a qual estaria relacionada ao sucesso dos indivíduos. A Floresta ripária e Ecótono seriam ambientes mais restritivos do que a Floresta de interior por estarem relacionadas aos efeitos de luminosidade, temperatura, dificuldade com o estabelecimento de plântulas, ciclagem de nutrientes, restrição hídrica, podendo gerar restrições e refletir na biomassa dos indivíduos.

Com relação às características florísticas considerando a NMDS e o Diagrama de Venn, essas análises não revelaram diferenças florísticas significativas e que a maior parte das espécies estão presentes em todos os ambientes na paisagem. Além disso, não foi constatada a existência de uma alta taxa de *turnover*. Existe diferença entre os ambientes, contudo no geral eles são semelhantes quanto às características florísticas e estruturais.

Isso significa que este estudo se refere a locais muito específicos ambientalmente e deve receber devida atenção. Além disso, necessitam de maiores conhecimentos do comportamento ecológico desses capões de floresta. O inventário realizado para este trabalho foi o de maior altitude já feito no Brasil com capões de florestas nebulares tropicais associadas a nascentes. Nesse contexto, a altitude também pôde ter sido um filtro determinante na estruturação das florestas avaliadas neste estudo, pois o aumento da altitude está diretamente associado à diminuição da temperatura (HOMEIER et al., 2010; MCCAIN, 2007; SANDERS et al., 2007). Além deste fator o qual diminui com a elevação é a área disponível, influenciando organismos com efeitos da elevação e diminuição da temperatura sobre interações bióticas, processos ecossistêmicos, diversidade de comunidades e crescimento de organismos (HOCH; KÖRNER, 2012; KÖRNER, 2007; RAHBEEK et al., 2019; VITOUSEK; FARRINGTON, 1997).

Na altitude acima de 2000, considerada elevada para os padrões brasileiros, as condições climáticas são bem diferentes daquelas encontradas das matas logo abaixo (MARIANO, 2019), o que torna distinta tanto a aparência como a composição das espécies destes ambientes. Essas condições fazem com que muitas espécies vegetais não suportem as condições impostas pela elevada altitude. O ar rarefeito, tornando a evaporação mais intensa, afetando o crescimento das plantas (PINTO, 2008). A falta ou pouca quantidade de solo nos afloramentos rochosos podem ser facilmente vistas na paisagem, podendo também interferir na disponibilidade de água que pode acabar em poucos dias sem chuva. O que também pode influenciar na falta de água é a inclinação do terreno, intensidade dos ventos e insolação,

relacionando a distribuição e abundância das plantas nos afloramentos rochosos à localização e formato da superfície rochosa (AXIMOFF; ALVES; RODRIGUES, 2014).

Isso pode indicar que as espécies que conseguiram se perpetuar nas florestas avaliadas apenas em condições ambientais restritas associadas a determinadas faixas altitudinais. Alguns estudos têm demonstrado a forte adaptação às condições climáticas específicas de vegetação arbórea (ELLER; LIMA; OLIVEIRA, 2013). Devido a altitude, independente da época do ano, a frente de nebulosidade estacionária gera condições climáticas para que este tipo de vegetação se estabeleça e se mantenha, sendo esta disponibilidade hídrica advinda da frente de nebulosidade a principal razão pela qual estas ilhas possuem características ombrófilas (COELHO et al., 2017). Percebe-se também que a disposição das folhas de muitas espécies diferentes é similar, o que em muitos casos, tem a função de minimizar os efeitos climáticos, como a incidência de radiação e, plantas em ambientes muito sombreados ou em brejos, mostram na sua forma as adaptações a ambientes com muita insolação e deficiência hídrica.

Alguns remanescentes nos campos de floresta nebulosa do Itatiaia estão relacionados à vegetação xerófila, hoje encontrada na Caatinga, podendo indicar que podem ser relictos de um passado remoto onde havia um predomínio de um clima árido (ALVES; ZAÚ; DE OLIVEIRA, 2016). Essas adaptações xerofíticas seriam para resistir, não só a insolação forte e aos ventos, como também às épocas secas dos meses de inverno (BRADE, 1956). Alguns autores encontraram relação do Itatiaia com o cerrado brasileiro e, dentre as espécies mencionadas por Brade (1956) para o Cerrado, foi encontrado o gênero *Baccharis* nos três ambientes estudados. Já Safford, (2007), cita o gênero *Roupala*, também encontrado no presente estudo. Aximoff e Ribeiro (2012) também mencionam alguns dos gêneros encontrados neste estudo: *Weinmannia*, *Tibouchina*, *Myrceugenia*. Algumas espécies têm a capacidade de acumular alumínio como algumas espécies da família Melastomataceae presentes no Itatiaia as quais possuem vantagens competitivas em solos distróficos, o que pode estar ocorrendo no Itatiaia, onde contém este mineral em abundância (HARIDASAN, 2000; SANTOS, 2011).

Safford (2007) relata a relação do Itatiaia com o elemento austral – antártico e cita os gêneros *Drymis*, *Myrceugenia* e *Weinmannia*, já citados anteriormente neste estudo. Já a relação do Itatiaia com o elemento austral – andino, Safford (2007) indicava os gêneros *Clethra*, *Symplocos*, *Leandra*, *Maytenus* e *Myrcia* como disjuntos fitogeograficamente destes elementos. Em relação aos páramos andinos (como são chamados os campos de altitude), e patagônia com os campos de altitude do Itatiaia, há ocorrência de diversos gêneros iguais,

porém espécies são raras, pois cada local tem suas características climáticas, edáficas, geológicas, geomorfológicas e hidrológicas (ALVES; ZAÚ; DE OLIVEIRA, 2016). Alguns gêneros encontrados nos campos de altitude, também chamado de paramos, na Colômbia que também são encontrados no Itatiaia e neste presente estudo: *Weinmannia*, *Clethra*, *Solanum*, *Baccharis*, *Myrsine* (HOFSTEDE; SEGARRA; VÁSCONEZ, 2003). No Equador, os paramos estão presentes em 18 de 24 estados equatorianos e alguns gêneros lá presentes estão representados no Itatiaia e neste presente estudo: *Weinmannia*, *Clethra*, *Myrsine*, *Drimys*, *Baccharis*, *Solanum*, *Symplocos* (BETRÁN et al., 2009).

Os campos de altitude estão em situação de grande isolamento em relação aos outros tipos de vegetação da Mata Atlântica, pelo confinamento natural no alto das montanhas e pela pressão exercida pela destruição de habitat que os circunda, pelo fogo, introdução de espécies exóticas e pela elevação das temperaturas. Metade da extensão dos campos de altitude do estado do Rio de Janeiro está no maciço do Itatiaia (AXIMOFF, 2011), o que evidencia a importância e necessidade de empenho para sua proteção.

Devido à alteração da dinâmica da vegetação, o fornecimento de importantes serviços ecossistêmicos e apoio a biodiversidade com profundas consequências para seu funcionamento pode ser comprometido. (HARSCH et al., 2009; HOCH; KÖRNER, 2012; KÖRNER, 2007). Apesar de sua enorme importância biológica e complexidade, os ecossistemas de montanhas tropicais ainda são relativamente pouco estudados em comparação com sistemas montanhosos temperados (CHRISTMANN; MENOR, 2021). A propagação do conhecimento relacionada às funções e serviços ecossistêmicos desempenhados por estes capões de altitude relacionados a nascentes é importante ferramenta de atenção e direcionam à sua conservação. É essencial saber onde estão localizados e qual sua significância na paisagem com esse esforço de inventário realizado. Além disso, por estarem localizados em regiões extremas, são excelentes modelos ecológicos para responder estas questões que envolvem a diversidade de espécies relacionadas a variáveis ambientais e fluxo de indivíduos.

6 CONCLUSÃO

Quanto à hipótese proposta, os resultados encontrados apontam para um padrão de similaridade estrutural e florístico entre os ambientes dos capões de floresta nebulosa, não existindo assim, um controle ambiental relacionado às variações microambientais que os caracterizam.

Características restritivas com influência ampla a todos eles, como a altitude ou características evolutivas (que estando sobre um filtro ambiental mais intenso, existe uma seleção através de um *pool* de espécies com características similares capazes de romper esse filtro e se estabelecerem) podem ter um papel de maior importância, reduzindo o papel de demais atributos nos padrões estruturais e florísticos de curta escala.

A presença de características físicas edáficas específicas em decorrência do contexto ambiental associado às matrizes rochosas adjacentes, variações de altitude, contexto climático e contexto de paisagem singular possivelmente contribuíram para que esses capões de florestas nebulares sejam ecossistemas únicos.

Os resultados encontrados no presente estudo realizado em ecossistemas montanos da Serra da Mantiqueira indicam a necessidade de esforços para melhor conhecê-los e, assim, melhor conservá-los.

REFERÊNCIAS

- ABBAS, Z. et al. Vegetation dynamics along altitudinal gradients in the Shigar valley (Central Karakorum) Pakistan: zonation, physiognomy, ecosystem services and environmental impacts. **Pakistan Journal of Botany**, v. 53, n. 5, 15 out. 2021.
- AB’SÁBER, A. N. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. 2. ed. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003.
- ÁLVAREZ-ARTEAGA, G. et al. Almacenes de carbono en bosques montanos de niebla de la Sierra Norte de Oaxaca, México. **Agrociencia**, v. 47, n. 2, p. 171–180, mar. 2013.
- ALVES, R. G.; ZAUÍ, A. S.; DE OLIVEIRA, R. R. Flora dos campos de altitude em quatro áreas do maciço do Itatiaia, nos estados do Rio de Janeiro e Minas Gerais, Brasil. **BOTÂNICA**, n. 69, p. 109–140, 2016.
- APG ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 181, n. 1, maio 2016.
- ASBECK, T. et al. Biodiversity response to forest management intensity, carbon stocks and net primary production in temperate montane forests. **Scientific Reports**, v. 11, n. 1, 15 dez. 2021.
- ATAROFF, M.; RADA, F. Deforestation Impact on Water Dynamics in a Venezuelan Andean Cloud Forest. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, v. 29, n. 7, nov. 2000.
- AXIMOFF, I. O que perdemos com a passagem do fogo pelos campos de altitude do Estado do Rio de Janeiro. **Revista Biodiversidade Brasileira - Número Temático: Ecologia e Manejo do Fogo em Áreas Protegidas**, v. 2, p. 180–200, 2011.
- AXIMOFF, I. A.; ALVES, R. G.; RODRIGUES, R. C. **Boletim Nº18 - Campos de altitude do Itatiaia - Aspectos Ambientais, Biológicos e Ecológicos**. ICMBio - MMA (Ministério do Meio Ambiente), 2014.
- BARBIER, N. African tropical montane forests store more carbon than was thought. **Nature**, v. 596, n. 7873, 26 ago. 2021.
- BARTHLOTT, W. et al. Global Centers of Vascular Plant Diversity. **Nova Acta Leopold**, n. 342, p. 61–83, 2005.
- BEHLING, H. Tropical mountain forest dynamics in Mata Atlantica and northern Andean biodiversity hotspots during the late Quaternary. In: GRADSTEIN S.R.; HOMEIER J.; GANSERT D. (Eds.). **The Tropical Mountain Forest – Patterns and Processes in a Biodiversity Hotspot**. [s.l.] Universitätsverlag Göttingen, 2008. v. 2p. 25–33.
- BELLINGHAM, P. J.; SPARROW, A. D. Multi-stemmed trees in montane rain forests: their frequency and demography in relation to elevation, soil nutrients and disturbance. **Journal of Ecology**, v. 97, n. 3, maio 2009.

BERTONCELLO, R. et al. A phytogeographic analysis of cloud forests and other forest subtypes amidst the Atlantic forests in south and southeast Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 20, n. 14, 18 dez. 2011.

BETRÁN, K. ET AL. **Distribución espacial, sistemas ecológicos y caracterización florística de los páramos en el Ecuador**. Quito: EcoCiencia. **Anais...**(Proyecto Páramo Andino y Herbario QCA), 2009.

BONPLAND, A.; HUMBOLDT, A. VON. **Essai sur la géographie des plantes :accompagné d'un tableau physique des régions équinoxiales, fondé sur des mesures exécutées, depuis le dixième degré de latitude boréale jusqu'au dixième degré de latitude australe, pendant les années 1799, 1800, 1801, 1802 et 1803 /par Al. de Humboldt et A. Bonpland ; rédigée par Al. de Humboldt**. A Paris, : Chez Levrault, Schoell et compagnie, libraires, 1805.

BOOTH, B. B. B. et al. High sensitivity of future global warming to land carbon cycle processes. **Environmental Research Letters**, v. 7, n. 2, 1 jun. 2012.

BOYER, K. E.; KERTESZ, J. S.; BRUNO, J. F. Biodiversity effects on productivity and stability of marine macroalgal communities: the role of environmental context. **Oikos**, v. 118, n. 7, jul. 2009.

BRADE, A. C. A flora do Parque Nacional do Itatiaia. In: **SERVIÇO FLORESTAL – PARQUE NACIONAL DO ITATIAIA. Boletim n. 5. 1956.**

BRUIJNZEEL, L. A.; VENEKLAAS, E. J. Climatic Conditions and Tropical Montane Forest Productivity: The Fog Has Not Lifted Yet. **Ecology**, v. 79, n. 1, jan. 1998.

BRUIJNZEEL, L.; EUGSTER, W.; BURKARD, R. Fog as a Hydrologic Input. In: **Encyclopedia of Hydrological Sciences**. Chichester, UK: John Wiley & Sons, Ltd, 2005.

BRUIJNZEEL, L. A.; MULLIGAN, M.; SCATENA, F. N. Hydrometeorology of tropical montane cloud forests: emerging patterns. **Hydrological Processes**, v. 25, n. 3, 30 jan. 2011.

BUBB, P. et al. **Cloud Forest Agenda. UNEP-WCMC, Cambridge, UK.**

CADOTTE, M. W. et al. Using Phylogenetic, Functional and Trait Diversity to Understand Patterns of Plant Community Productivity. **PLoS ONE**, v. 4, n. 5, 27 maio 2009.

CAIAFA, A. N.; SILVA, A. F. Structural analysis of the vegetation on a highland granitic rock outcrop in Southeast Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, n. 4, p. 657–664, 2007.

CARVALHO, G. **Tools for Interacting with the Brazilian Flora 2020**. <https://CRAN.R-project.org/package=floraR> package version 0.3.4, , 2020.

CHAPE, S.; SPALDING, M. D.; JENKINS, M. D. **The World's Protected Areas: Status, Values and Prospects in the 21st Century**. [s.l.] University of California Press, 2008.

CHAVE, J. et al. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees. **Global Change Biology**, v. 20, n. 10, out. 2014.

CHRISTMANN, T.; MENOR, I. O. A Synthesis and Future Research Directions for Tropical Mountain Ecosystem Restoration. **Research Square**, p. 1–39, 2021.

- CLEVELAND, C. C. et al. Relationships among net primary productivity, nutrients and climate in tropical rain forest: a pan-tropical analysis. **Ecology Letters**, v. 14, n. 9, set. 2011.
- COELHO, M. et al. Capões de Mata: Arquipélagos Florestais pouco conhecidos e ameaçados. **MG.Biota**, v. 10, p. 23–34, 3 jul. 2017.
- COELHO, M. S. et al. Forest archipelagos: A natural model of metacommunity under the threat of fire. **Flora**, v. 238, p. 244–249, jan. 2018.
- COLWELL, R. K. et al. Global Warming, Elevational Range Shifts, and Lowland Biotic Attrition in the Wet Tropics. **Science**, v. 322, n. 5899, 10 out. 2008.
- COUVREUR, T. L.; BAKER, W. J. Tropical rain forest evolution: palms as a model group. **BMC Biology**, v. 11, n. 1, 15 dez. 2013.
- CUNI-SANCHEZ, A. et al. High aboveground carbon stock of African tropical montane forests. **Nature**, v. 596, n. 7873, 26 ago. 2021.
- DE GOUVENAIN, R. C.; SILANDER JR, J. A. Do Tropical Storm Regimes Influence the Structure of Tropical Lowland Rain Forests? **Biotropica**, v. 35, n. 2, p. 166–180, 2003.
- DÍAZ, S. et al. **IPBES - Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services**. 2019.
- DISLICH, C.; HUTH, A. Modelling the impact of shallow landslides on forest structure in tropical montane forests. **Ecological Modelling**, v. 239, jul. 2012.
- DOLEZAL, J. et al. Vegetation dynamics at the upper elevational limit of vascular plants in Himalaya. **Scientific Reports**, v. 6, n. 1, 4 jul. 2016.
- EGAN, P.; PRICE, M. F. **Mountain Ecosystem Services and Climate Change - a Global Overview of Potential Threats and Strategies for Adaptation**. Paris: UNESCO, 2017.
- ELKIN, C. et al. A 2 °C warmer world is not safe for ecosystem services in the European Alps. **Global Change Biology**, v. 19, n. 6, jun. 2013.
- ELLENBERG, H. **Montane vegetation and productivity in the tropics with special reference to Peru**. IUCN Technical Meeting Nairobi . **Anais...IUCN Publications New Series No.4.**, 1963.
- 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, 28 jul. 2013.
- FAHEY, T. J.; SHERMAN, R. E.; TANNER, E. V. J. Tropical montane cloud forest: environmental drivers of vegetation structure and ecosystem function. **Journal of Tropical Ecology**, v. 32, n. 5, 9 set. 2016.
- FALKENBERG, D. B.; VOLTOLINI, J. C. The montane cloud forest in southern Brazil. In: HAMILTON L. S.; JUVIK, J. O.; SCATENA, F. N. (Eds.). . **Tropical montane cloud forests**. [s.l.] New York: Springer Verlag, 1995. p. 138.

FEELEY, K. J. et al. Directional changes in the species composition of a tropical forest. **Ecology**, v. 92, n. 4, abr. 2011.

FOSTER, P. The potential negative impacts of global climate change on tropical montane cloud forests. **Earth-Science Reviews**, v. 55, n. 1–2, out. 2001.

FRESCHET, G. T. et al. Substantial nutrient resorption from leaves, stems and roots in a subarctic flora: what is the link with other resource economics traits? **New Phytologist**, v. 186, n. 4, 19 jun. 2010.

FURTADO ET AL. **Plano de Uso Público – Parque Nacional do Itatiaia**. Ministério do Meio Ambiente, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, Diretoria de Unidades de Conservação e Vida Silvestre, Departamento de Unidades de Conservação, Sub-Programa de Uso Público. Projeto BRA/00/009 – PNUD, Contrato No. 2000/005501, termo de referência n.50.516 – PNUD., 2001.

GENTRY, A. H. Patterns of diversity and floristic composition in Neotropical montane forests. In: CHURCHILL, S. P. et al. (Eds.). . **Biodiversity and conservation of Neotropical montane forests**. New York: New York (NY): The New York Botanical Garden, 1995. p. 103–126.

GEROLD, G. Soil, climate and vegetation of tropical montane forests – a case study from the Yungas, Bolivia. In: GRADSTEIN S.R; HOMEIER, J; GANSERT, D. (Eds.). **The Tropical Mountain Forest – Patterns and Processes in a Biodiversity Hotspot**. [s.l.] Universitätsverlag Göttingen, 2008. v. 2p. 137–162.

GIARDINA, C. P. et al. Warming-related increases in soil CO₂ efflux are explained by increased below-ground carbon flux. **Nature Climate Change**, v. 4, n. 9, 20 set. 2014.

GIRARDIN, C. A. J. et al. Net primary productivity allocation and cycling of carbon along a tropical forest elevational transect in the Peruvian Andes. **Global Change Biology**, v. 16, n. 12, dez. 2010.

GIRARDIN, C. A. J. et al. Spatial patterns of above-ground structure, biomass and composition in a network of six Andean elevation transects. **Plant Ecology & Diversity**, v. 7, n. 1–2, 3 abr. 2014.

GOBIET, A. et al. 21st century climate change in the European Alps—A review. **Science of The Total Environment**, v. 493, set. 2014.

GOTTFRIED, M. et al. Continent-wide response of mountain vegetation to climate change. **Nature Climate Change**, v. 2, n. 2, 10 fev. 2012.

GRYTNES, J. et al. Identifying the driving factors behind observed elevational range shifts on European mountains. **Global Ecology and Biogeography**, v. 23, n. 8, 13 ago. 2014.

HAGEDORN, F.; GAVAZOV, K.; ALEXANDER, J. M. Above- and belowground linkages shape responses of mountain vegetation to climate change. **Science**, v. 365, n. 6458, 13 set. 2019.

HAMILTON, L. S.; JUVIK, J. O.; SCATENA, F. N. **Tropical Montane Cloud Forests**. New York, NY: Springer US, 1995. v. 110

HARIDASAN, M. Nutrição mineral de plantas nativas do Cerrado. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, v. 12, n. 1, p. 54–64, 2000.

HARMON, D.; WORBOYS, G. Managing mountain protected areas: challenges and responses for the 21st century. **Mountain Research and Development**, v. 25, n. 4, p. 387–388, 2005.

HARRISON, P. A. et al. Identifying and prioritising services in European terrestrial and freshwater ecosystems. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 10, 14 set. 2010.

HARSCH, M. A. et al. Are treelines advancing? A global meta-analysis of treeline response to climate warming. **Ecology Letters**, v. 12, n. 10, out. 2009.

HOCH, G.; KÖRNER, C. Global patterns of mobile carbon stores in trees at the high-elevation tree line. **Global Ecology and Biogeography**, v. 21, n. 8, ago. 2012.

HOFSTEDE, R.; SEGARRA, P.; VÁSCONEZ, P. M. **Los Páramos del Mundo**. Quito: Global Peatland Initiative; NC-IUCN. **Anais...Quito: Ecociencia**, (Proyecto Atlas Mundial de los Páramos), 2003.

HÖLSCHER, D. Hydrology of natural and anthropogenically altered tropical montane rainforests with special reference to rainfall interception. In: GRADSTEIN S.R; HOMEIER J; GANSERT D. (Eds.). **The Tropical Mountain Forest – Patterns and Processes in a Biodiversity Hotspot**. [s.l.] Universitätsverlag Göttingen, 2008. v. 2p. 129–136.

HOMEIER, J. The influence of topography on forest structure and regeneration dynamics in an Ecuadorian montane forest. In: GRADSTEIN S. R; HOMEIER J.; GANSERT D. (Eds.). . **The Tropical Mountain Forest**. [s.l.] Universitätsverlag Göttingen, 2008. v. 2p. 97–107.

HOMEIER, J. et al. Tree Diversity, Forest Structure and Productivity along Altitudinal and Topographical Gradients in a Species-Rich Ecuadorian Montane Rain Forest. **Biotropica**, v. 42, n. 2, mar. 2010.

HUBAU, W. et al. Asynchronous carbon sink saturation in African and Amazonian tropical forests. **Nature**, v. 579, n. 7797, 5 mar. 2020.

HUBER, O.; RULL, V. Plant communities. In: **Biodiversity of Pantepui**. [s.l.] Elsevier, 2019.

ICMBIO-MMA. **Plano de Manejo do Parque Nacional do Itatiaia**.

IRAUSCHEK, F.; RAMMER, W.; LEXER, M. J. Evaluating multifunctionality and adaptive capacity of mountain forest management alternatives under climate change in the Eastern Alps. **European Journal of Forest Research**, v. 136, n. 5–6, 5 dez. 2017.

JARVIS, A.; MULLIGAN, M. The climate of cloud forests. **Hydrological Processes**, v. 25, n. 3, 30 jan. 2011.

KAPELLE, M. Costa Ricas's Ecosystems: Setting the stage. In: KAPELLE, M. (Ed.). . **Costa Ricas's Ecosystems**. Chicago: The University of Chicago Press, 2016. p. 3–16.

KESSLER, M.; KLUGE, J. Diversity and endemism in tropical montane forests - from patterns to processes. In: GRADSTEIN S. R; HOMEIER J; GANSERT D (Eds.). . **The Tropical Mountain Forest**. [s.l.] Universitätsverlag Göttingen, 2008. v. 2p. 35–50.

- KING, D. A. et al. Trees approach gravitational limits to height in tall lowland forests of Malaysia. **Functional Ecology**, v. 23, n. 2, abr. 2009.
- KITAYAMA, K.; AIBA, S.-I. Ecosystem structure and productivity of tropical rain forests along altitudinal gradients with contrasting soil phosphorus pools on Mount Kinabalu, Borneo. **Journal of Ecology**, v. 90, n. 1, fev. 2002.
- KOEHLER, A.; GALVÃO, F.; LONGHI, S. J. Floresta Ombrófila Densa Altomontana: aspectos florísticos e estruturais de diferentes trechos na Serra do Mar, PR. **Ciência Florestal**, v. 12, n. 2, 30 jun. 2005.
- KOHLER, T. et al. Mountains and Climate Change: A Global Concern. **Mountain Research and Development**, v. 30, n. 1, fev. 2010.
- KÖRNER, C. Mountain Biodiversity, Its Causes and Function. **AMBIO: A Journal of the Human Environment**, v. 33, n. sp13, 13 nov. 2004.
- KÖRNER, C. Climatic treelines: conventions, global patterns, causes. **Erdkunde**, v. 61, n. 4, 28 dez. 2007.
- KÖRNER, C. et al. A global inventory of mountains for bio-geographical applications. **Alpine Botany**, v. 127, n. 1, 19 abr. 2017a.
- KÖRNER, C.; PAULSEN, J. A world-wide study of high altitude treeline temperatures. **Journal of Biogeography**, v. 31, n. 5, 14 abr. 2004.
- KÖRNER, C.; PAULSEN, J.; SPEHN, E. M. A definition of mountains and their bioclimatic belts for global comparisons of biodiversity data. **Alpine Botany**, v. 121, n. 2, 25 out. 2011.
- KREFT, H.; JETZ, W. Global patterns and determinants of vascular plant diversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 104, n. 14, 3 abr. 2007.
- LE SAOUT, S. et al. Protected Areas and Effective Biodiversity Conservation. **Science**, v. 342, n. 6160, 15 nov. 2013.
- LEUSCHNER, C. et al. The Carbon Balance of Tropical Mountain Forests Along an Altitudinal Transect. In: **The Tropical Mountain Forest – Patterns and Processes in a Biodiversity Hotspot**. [s.l.: s.n.]. v. 2p. 117–139.
- LEUSCHNER, C.; MOSER, G. Carbon allocation and productivity in tropical mountain forests. In: GRADSTEIN S.R.; HOMEIER J; GANSERT D (Eds.). . **The Tropical Mountain Forest – Patterns and Processes in a Biodiversity Hotspot**. [s.l.] Universitätsverlag Göttingen, 2008. v. 2p. 109–128.
- LIEBERMAN, D. et al. Tropical forest structure and composition on a large-scale gradient in Costa Rica. **Journal of Ecology**, n. 84, p. 137–152, 1996.
- LITTON, C. M. et al. The magnitude and variability of soil-surface CO₂ efflux increase with mean annual temperature in Hawaiian tropical montane wet forests. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 43, n. 11, nov. 2011.
- LIU, X. et al. Linking individual-level functional traits to tree growth in a subtropical forest. **Ecology**, v. 97, n. 9, set. 2016.

- LIU, X. et al. Tree species richness increases ecosystem carbon storage in subtropical forests. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 285, n. 1885, 29 ago. 2018.
- MALHI, Y. et al. Introduction: Elevation gradients in the tropics: laboratories for ecosystem ecology and global change research. **Global Change Biology**, v. 16, n. 12, dez. 2010.
- MALHI, Y. et al. The variation of productivity and its allocation along a tropical elevation gradient: a whole carbon budget perspective. **New Phytologist**, v. 214, n. 3, 21 maio 2017.
- MALHI, Y.; DOUGHTY, C.; GALBRAITH, D. The allocation of ecosystem net primary productivity in tropical forests. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 366, n. 1582, 27 nov. 2011.
- MANZONI, S. et al. The Global Stoichiometry of Litter Nitrogen Mineralization. **Science**, v. 321, n. 5889, 1 ago. 2008.
- MARIANO, R. **Florestas montanas em gradientes altitudinais da mata atlântica: ecologia e conservação**. Lavras: [s.n.].
- MARTINELLI, G. **Campos de altitude**. 2a. ed. Rio de Janeiro: Editora Index, 1996.
- MARTINELLI, G. Mountains diversity in Brazil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 30, p. 587–597, 2007.
- MATTE, A. L. L.; MÜLLER, S. C.; BECKER, F. G. Forest expansion or fragmentation? Discriminating forest fragments from natural forest patches through patch structure and spatial context metrics. **Austral Ecology**, v. 40, n. 1, fev. 2015.
- MCCAIN, C. M. Could temperature and water availability drive elevational species richness patterns? A global case study for bats. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, n. 1, jan. 2007.
- MCDOWELL, N. G. et al. Pervasive shifts in forest dynamics in a changing world. **Science**, v. 368, n. 6494, 29 maio 2020.
- MEIRELES, L. D.; SHEPHERD, G. J. Structure and floristic similarities of upper montane forests in Serra Fina mountain range, southeastern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 29, n. 1, mar. 2015a.
- MEIRELES, L. D.; SHEPHERD, G. J. Structure and floristic similarities of upper montane forests in Serra Fina mountain range, southeastern Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 29, n. 1, mar. 2015b.
- MEIRELES, L. D.; SHEPHERD, G. J.; KINOSHITA, L. S. Variações na composição florística e na estrutura fitossociológica de uma floresta ombrófila densa alto-montana na Serra da Mantiqueira, Monte Verde, MG. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 31, n. 4, dez. 2008.
- METCALFE, D. B. et al. Herbivory makes major contributions to ecosystem carbon and nutrient cycling in tropical forests. **Ecology Letters**, v. 17, n. 3, mar. 2014.
- MINA, M. et al. Future ecosystem services from European mountain forests under climate change. **Journal of Applied Ecology**, v. 54, n. 2, abr. 2017.

- MOCOCHINSKI, A. Y.; SCHEER, M. B. Campos de Altitude na serra do mar paranaense: aspectos florísticos. **Floresta**, v. 4, p. 625–640, 2008.
- MORADI, H.; ATTAR, F.; OLDELAND, J. Plant functional type approach for a functional interpretation of altitudinal vegetation zones in the Alborz Mts., Iran. **Journal of Mountain Science**, v. 14, n. 11, 14 nov. 2017.
- MOREL JD et al. Population structure of *Calyptanthes clusiifolia* O. Berg in two patches in the southern Minas Gerais state. **Bioscience Journal**, v. 30, n. 5, p. 924–937, 2014.
- MORET, P. et al. Humboldt's *Tableau Physique* revisited. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 116, n. 26, 25 jun. 2019.
- MOSANDL, R.; GÜNTER, S. Sustainable management of tropical mountain forests in Ecuador. In: GRADSTEIN, S. R.; HOMEIER, J.; GANSERT, D. (Eds.). **The Tropical Mountain Forest – Patterns and Processes in a Biodiversity Hotspot**. [s.l.] Universitätsverlag Göttingen, 2008. v. 2p. 177–193.
- MOSER, G. et al. Elevation effects on the carbon budget of tropical mountain forests (S Ecuador): the role of the belowground compartment. **Global Change Biology**, v. 17, n. 6, jun. 2011.
- NAVARRO, E. A. **Método moderno de tupi antigo: a língua do Brasil dos primeiros séculos**. 3ª Edição ed. São Paulo: Global, 2005.
- OKSANEN, J. F. et al. Vegan: Community Ecology Package. R package version 2.4-1. 2016.
- OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of Floristic Differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the Influence of Climate I. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, dez. 2000.
- OPPENHEIMER, M. et al. Emergent Risks and Key Vulnerabilities. In: **IPCC, Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. IPCC Working Group II Contribution to AR5**. [s.l.] Cambridge University Press, 2014.
- PAULI, H. et al. Recent Plant Diversity Changes on Europe's Mountain Summits. **Science**, v. 336, n. 6079, 20 abr. 2012.
- PEPIN, N. et al. Elevation-dependent warming in mountain regions of the world. **Nature Climate Change**, v. 5, n. 5, 23 maio 2015.
- PINTO, A. F. M. **Comparação de Atributos Morfo-fisiológicos em Plantas Lenhosas de um Ambiente Alpino Tropical Brasileiro, Itatiaia, RJ**. Rio de Janeiro: 2008.
- POUNDS, J. A.; FOGDEN, M. P. L.; CAMPBELL, J. H. Biological response to climate change on a tropical mountain. **Nature**, v. 398, n. 6728, abr. 1999.
- QUESADA, C. A. et al. Regional and large-scale patterns in Amazon forest structure and function are mediated by variations in soil physical and chemical properties. **Biogeosciences**, v. 6, n. 2, p. 3993–4057, 2009.
- QUESADA, C. A. et al. Soils of Amazonia with particular reference to the RAINFOR sites. **Biogeosciences**, v. 8, n. 6, 1 jun. 2011.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. Vienna: AT: R Foundation for Statistical Computing, 2021.

RAHBK, C. The Relationship Among Area, Elevation, And Regional Species Richness In Neotropical Birds. **The American Naturalist**, v. 149, n. 5, maio 1997.

RAHBK, C. et al. Building mountain biodiversity: Geological and evolutionary processes. **Science**, v. 365, n. 6458, 13 set. 2019.

RAY, D. K. Tropical Montane Cloud Forests. In: **Climate Vulnerability**. [s.l.] Elsevier, 2013.

REFLORA. **Lista de Espécies da Flora do Brasil**.

RÉJOU-MÉCHAIN, M. et al. Biomass : an R package for estimating above-ground biomass and its uncertainty in tropical forests. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 8, n. 9, 29 set. 2017.

RICHTER, M. Tropical mountain forests:distribution and general features. In: GRADSTEIN, S. R.; HOMEIER, J.; GANSERT, D. (Eds.). **The tropical mountain forests:patterns and processesin a biodiversity hotspot**. Göttingen: Universitätsverlag Göttingen, 2008. v. 2p. 7–24.

RICHTER, M. et al. **The Tropical Mountain Forest : Patterns and Processes in a Biodiversity Hotspot**. [s.l.] Universitätsverlag Göttingen, 2008. v. 2

ROBERT, A. Simulation of the effect of topography and tree falls on stand dynamics and stand structure of tropical forests. **Ecological Modelling**, v. 167, n. 3, set. 2003.

RÖDERSTEIN, M.; HERTEL, D.; LEUSCHNER, C. Above- and below-ground litter production in three tropical montane forests in southern Ecuador. **Journal of Tropical Ecology**, v. 21, n. 5, 25 set. 2005.

RODRIGUES, K. R. **Geoambientes e solos em ambientes altimontanos nos parques nacionais de Itatiaia e Caparaó-MG**. Viçosa: [s.n.].

ROSA, C. A. DE PROENÇA. **História da ciência : da antiguidade ao renascimento científico**. 2. ed. ed. Brasília: FUNAG, 2012. v. 1

ROYSTON, J. P. An Extension of Shapiro and Wilk's W Test for Normality to Large Samples. **Applied Statistics**, v. 31, n. 2, 1982.

SAFFORD, H. D. Brazilian Páramos IV. Phytogeography of the campos de altitude. **Journal of biogeography**, v. 34, p. 1701–1722, 2007.

SANDERS, N. J. et al. Temperature, but not productivity or geometry, predicts elevational diversity gradients in ants across spatial grains. **Global Ecology and Biogeography**, v. 16, n. 5, set. 2007.

SANTOS, T. R. R. **Fitogeografia da vegetação arbustivo-arbórea em áreas de Cerrado Rupestre no Estado de Goiás**. Brasília: [s.n.].

- SCARANO, F. R. Structure, Function and Floristic Relationships of Plant Communities in Stressful Habitats Marginal to the Brazilian Atlantic Rainforest. **Annals of Botany**, v. 4, n. 4, p. 517–524, 2002.
- SCHEER, M. B.; MOCOCHINSKI, A. Y.; RODERJAN, C. V. Estrutura arbórea da Floresta Ombrófila Densa Altomontana de serras do Sul do Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 25, n. 4, dez. 2011.
- SCHERRER, D.; KÖRNER, C. Topographically controlled thermal-habitat differentiation buffers alpine plant diversity against climate warming. **Journal of Biogeography**, v. 38, n. 2, fev. 2011.
- SCHEU, S. et al. The soil fauna of a tropical mountain rainforest in southern Ecuador: structure and functioning. In: GRADSTEIN, S. R.; HOMEIER, J.; GANSERT, D. (Eds.). . **The Tropical Mountain Forest – Patterns and Processes in a Biodiversity Hotspot**. [s.l.] Universitätsverlag Göttingen, 2008. v. 2p. 79–96.
- SCHUUR, E. A.; MATSON, P. A. Net primary productivity and nutrient cycling across a mesic to wet precipitation gradient in Hawaiian montane forest. **Oecologia**, v. 128, n. 3, 1 ago. 2001.
- SEBALD, J. et al. The effects of forest cover and disturbance on torrential hazards: large-scale evidence from the Eastern Alps. **Environmental Research Letters**, v. 14, n. 11, 8 nov. 2019.
- SEIDL, R. et al. Increasing forest disturbances in Europe and their impact on carbon storage. **Nature Climate Change**, v. 4, n. 9, 3 set. 2014.
- SEIDL, R. et al. What drives the future supply of regulating ecosystem services in a mountain forest landscape? **Forest Ecology and Management**, v. 445, ago. 2019.
- SLIK, J. W. F. et al. Environmental correlates of tree biomass, basal area, wood specific gravity and stem density gradients in Borneo’s tropical forests. **Global Ecology and Biogeography**, v. 19, n. 1, jan. 2010.
- SOUZA, C. R. et al. Natural and anthropic forest fragments have distinct ecological behavior due to their different origin and landscape context. **TURKISH JOURNAL OF BOTANY**, v. 43, n. 4, 8 jul. 2019.
- SOUZA, C. R. et al. Tropical forests structure and diversity: A comparison of methodological choices. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 12, n. 10, 29 out. 2021.
- SOUZA, D. T. **Composição florística e estrutura dos capões de altitude no parque estadual do Rio Preto, Minas Gerais, Brasil**. Belo Horizonte: 2009.
- SPERRY, J. S.; MEINZER, F. C.; MCCULLOH, K. A. Safety and efficiency conflicts in hydraulic architecture: scaling from tissues to trees. **Plant, Cell & Environment**, v. 31, n. 5, maio 2008.
- SPRACKLEN, D. V.; RIGHELATO, R. Tropical montane forests are a larger than expected global carbon store. **Biogeosciences**, v. 11, n. 10, 23 maio 2014.

- STADTMULLER, T.; PAYNE, N. D. **Cloud forests in the humid tropics : a bibliographic review**. . Tokyo, Japan : Turrialba, Costa Rica : United Nations University ; Centro Agronomico Tropical de Investigacion y Ensenanza, 1997.
- STEINBAUER, M. J. et al. Accelerated increase in plant species richness on mountain summits is linked to warming. **Nature**, v. 556, n. 7700, 4 abr. 2018.
- STEPHENSON, N. L. et al. Rate of tree carbon accumulation increases continuously with tree size. **Nature**, v. 507, n. 7490, 15 mar. 2014.
- SUNDQVIST, M. K.; SANDERS, N. J.; WARDLE, D. A. Community and Ecosystem Responses to Elevational Gradients: Processes, Mechanisms, and Insights for Global Change. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 44, n. 1, 23 nov. 2013.
- TAVERA-CARREÑO, M. et al. RASGOS FUNCIONALES DE ESPECIES ARBÓREAS RARAS Y ABUNDANTES EN BOSQUES DE MONTAÑA DEL SUR DE MÉXICO. **Polibotánica**, v. 0, n. 48, 1 jul. 2019.
- THOM, D. et al. The climate sensitivity of carbon, timber, and species richness covaries with forest age in boreal–temperate North America. **Global Change Biology**, v. 25, n. 7, 6 jul. 2019.
- THOM, D.; SEIDL, R. Natural disturbance impacts on ecosystem services and biodiversity in temperate and boreal forests. **Biological Reviews**, v. 91, n. 3, 22 ago. 2016.
- TRANT, A.; HIGGS, E.; STARZOMSKI, B. M. A century of high elevation ecosystem change in the Canadian Rocky Mountains. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, 16 dez. 2020.
- VANHAM, D.; RAUCH, W. Mountain water and climate change. In: SMITH J; HOWE C; HENDERSON J (Eds.). . **Climate change and water - International perspectives on mitigation and adaptation**. [s.l.] Cambridge University Press, 2009. p. 21–40.
- VETAAS, O. R.; GRYTNES, J. A. Distribution of vascular plant species richness and endemic richness along the Himalayan elevation gradient in Nepal. **Global Ecology and Biogeography**, v. 11, n. 4, p. 291–301, 2002.
- VITOUSEK, P. M.; FARRINGTON, H. Nutrient limitation and soil development: experimental test of a biogeochemical theory. **Biogeochemistry**, v. 37, n. 1, 1997.
- VIVIROLI, D. et al. Mountains of the world, water towers for humanity: Typology, mapping, and global significance. **Water Resources Research**, v. 43, n. 7, jul. 2007.
- WARING, B. G. A Meta-analysis of Climatic and Chemical Controls on Leaf Litter Decay Rates in Tropical Forests. **Ecosystems**, v. 15, n. 6, 20 set. 2012.
- WEAVER, P. L. et al. Ecological Observations in the Dwarf Cloud Forest of the Luquillo Mountains in Puerto Rico. **Biotropica**, v. 18, n. 1, mar. 1986.
- WEAVER, P. L. The Colorado and Dwarf Forests of Puerto Rico's Luquillo Mountains. In: LUGO, A. E.; LOWE, C. (Eds.). **Tropical forests: management and ecology**. New York: New York: Springer-Verlag, 1995. v. 112p. 109–141.

WEBSTER, G. L. The panorama of neotropical cloud forests. In: CHURCHILL, S. P. ET AL. (Ed.). . **Biodiversity and conservation of neotropical montane forest**. New York: New York: The New York Botanical Garden Press, 1995. p. 53–77.

WERNER, F. A. et al. Epiphytic biomass of a tropical montane forest varies with topography. **Journal of Tropical Ecology**, v. 28, n. 1, 8 jan. 2012.

WERNER, F. A.; HOMEIER, J. Is tropical montane forest heterogeneity promoted by a resource-driven feedback cycle? Evidence from nutrient relations, herbivory and litter decomposition along a topographical gradient. **Functional Ecology**, v. 29, n. 3, 7 mar. 2015.

WRIGHT, J. S. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. **Oecologia**, v. 130, n. 1, 1 jan. 2002.

ZANNE, A. E. et al. **Data from: Towards a worldwide wood economics spectrum, Dryad, Dataset,**