



**LÍVIA LAIANE BARBOSA ALVES**


**HISTÓRIA EVOLUTIVA EM NASCENTES NO SUDESTE DO  
BRASIL: PASSADO, PRESENTE E FUTURO**

**LAVRAS – MG  
2024**

**LÍVIA LAIANE BARBOSA ALVES**

**HISTÓRIA EVOLUTIVA EM NASCENTES NO SUDESTE DO BRASIL:  
PASSADO, PRESENTE E FUTURO**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais, para obtenção do título de Doutor.

Documento assinado digitalmente  
 **MARCO AURELIO LEITE FONTES**  
Data: 22/05/2024 17:14:31-0300  
Verifique em <https://validar.it.gov.br>

Prof. Dr. Marco Aurélio Leite Fontes  
Orientador

Prof. Dr. Rubens Manoel dos Santos  
Coorientador

**LAVRAS – MG  
2024**

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

Alves, Lívia Laiane Barbosa.

História evolutiva em nascentes no sudeste do Brasil: Passado,  
presente e futuro / Lívia Laiane Barbosa Alves. - 2024.

90 p. : il.

Orientador(a): Marco Aurélio Leite Fontes.

Coorientador(a): Rubens Manoel dos Santos.

Tese (doutorado) - Universidade Federal de Lavras, 2024.

Bibliografia.

1. Diversidade filogenética. 2. Filtros ambientais. 3.  
Conservação. I. Fontes, Marco Aurélio Leite. II. dos Santos, Rubens  
Manoel. III. Título.

**LÍVIA LAIANE BARBOSA ALVES**

**HISTÓRIA EVOLUTIVA EM NASCENTES NO SUDESTE DO BRASIL: PASSADO,  
PRESENTE E FUTURO**

**EVOLUTIONARY HISTORY IN HEADWATERS IN SOUTHEAST BRAZIL: PAST,  
PRESENT, AND FUTURE**

Tese apresentada à Universidade Federal de Lavras, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em engenharia Florestal, área de concentração em Ciências Florestais, para obtenção do título de Doutor.

APROVADA em 22 de março de 2024.

Prof. Dra. Yule Roberta Ferreira Nunes - UNIMONTE

Prof. Dra. Vanessa Leite Rezende - UEMG

Prof. Dra. Polyanne Aparecida Coelho Gomide - UFLA

Prof. Dr. Marco Aurélio Leite Fontes  
Orientador

Prof. Dr. Rubens Manoel dos Santos  
Coorientador

**LAVRAS – MG  
2024**

À Deus,  
À minha família,  
Dedico.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço a Deus pelo cuidado, pelas oportunidades, pela força e equilíbrio nos momentos difíceis.

Aos meus pais que sempre me incentivaram, me apoiaram, mesmo quando eu quis desistir e me deram todo o suporte necessário para continuar buscando o meu sonho.

Aos meus irmãos por toda ajuda ao longo dessa caminhada.

À Clara, minha companheira, por acreditar, enfrentar desafios comigo e por todo apoio em tudo que me proponho a fazer.

À todos os meus amigos e amigas pelo apoio e incentivo frequente.

Aos colegas do Laboratório de Fitogeografia e Ecologia Evolutiva – LEAF/UFLA por toda ajuda, coletas de campo e conhecimento compartilhado para a construção desse trabalho.

Aos meus orientadores Marco e Rubens, pela orientação, paciência, ensinamentos, apoio e por serem exemplos de professores e pesquisadores.

Aos membros da banca por aceitarem contribuir com este trabalho.

Ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal e a UFLA pela oportunidade, por todo aprendizado e crescimento, profissional e pessoal.

Ao Projeto de estudo de longa duração, PELD-VERE, pelos dados das áreas de veredas.

Ao Parque Nacional do Itatiaia, ao Parque Nacional Grande Sertão Veredas, Parque Nacional das Sempre-Vivas, Área de Preservação Ambiental do Rio Pandeiros (Parque Estadual Serra das Araras), e Parque Estadual da Serra do Rola Moça pelo apoio na coleta dos dados.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG) pelas bolsas e recursos financeiros fornecidos para todos que participaram do desenvolvimento do projeto “WhatForFun”.

## RESUMO GERAL

A forma como as comunidades se estruturam, associada à sua história evolutiva é essencial para entender os ecossistemas e com isso embasar o planejamento de medidas de conservação. As nascentes são áreas extremamente importantes em relação ao abastecimento de água. Abrigam uma alta biodiversidade adaptadas as condições desses ambientes, e ao mesmo tempo, são áreas sensíveis a ação antrópica. As florestas localizadas nessas áreas, desempenham um papel fundamental na regulação do ciclo hidrológico, sequestro de carbono e prestam diversos serviços ambientais essenciais para a manutenção desses ecossistemas. Fatores como solo e clima atuam como filtros ambientais e podem moldar os padrões filogenéticos em nascentes ao longo do tempo. Diante disso, o presente trabalho buscou compreender a história evolutiva de florestas em áreas de nascentes, localizadas nas duas principais bacias hidrográficas do sudeste brasileiro, discutindo sobre os processos envolvidos na formação dessas comunidades e na determinação de sua diversidade filogenética. Na primeira parte foi realizado um referencial teórico discutindo de maneira geral os temas que foram tratados nesta tese. A segunda parte é composta por um artigo científico que teve como objetivo avaliar quais são os principais preditores da diversidade filogenética em florestas de cabeceira localizadas em duas principais bacias do sudeste brasileiro (Bacia do rio Grande e Bacia rio do São Francisco). Foram observadas correlações do clima passado, atual e projeções futuras, bem como o efeito do solo para florestas de cabeceira, localizadas em duas bacias hidrográficas, nos domínios do Cerrado e da Mata Atlântica. Diante dos cenários de mudanças climáticas, pressões antrópicas as nascentes, e considerando a diversidade de espécies adaptadas a esses locais, essas áreas podem sofrer alterações em sua filogenia, o que representa um risco para as espécies que ocorrem nesses ecossistemas. Neste sentido, diante da importância ecológica dessas áreas, espera-se que entender sobre a história evolutiva das florestas de cabeceira, ajude orientar estratégias de restauração ambiental, manejo e conservação desses ambientes, tanto em áreas públicas, como particulares, e que promovam a manutenção da diversidade filogenética e auxiliem a preservação de nascentes frente aos cenários futuros.

Palavras-chave: Serviços ecossistêmicos; Filtros ambientais; Diversidade filogenética; Paleoclima; Conservação.

## GENERAL ABSTRACT

The way communities are structured, associated with their evolutionary history, is essential for understanding ecosystems and thus underpinning the planning of conservation measures. Springs are extremely important areas in relation to water supply. They harbor high biodiversity adapted to the conditions of these environments, and at the same time, are sensitive areas to anthropogenic action. Forests located in these areas play a fundamental role in regulating the hydrological cycle, carbon sequestration, and provide various essential environmental services for maintaining these ecosystems. Factors such as soil and climate act as environmental filters and can shape phylogenetic patterns in springs over time. Therefore, this study sought to understand the evolutionary history of forests in spring areas, located in the two main watersheds of southeastern Brazil, discussing the processes involved in the formation of these communities and in determining their phylogenetic diversity. The first part consisted of a theoretical framework discussing in general the topics addressed in this thesis. The second part comprises a scientific article aimed at evaluating the main predictors of phylogenetic diversity in headwater forests located in two major watersheds of southeastern Brazil (Rio Grande Basin and São Francisco River Basin). Correlations of past, current, and future climate, as well as the soil effect on headwater forests, located in two watersheds, within the Cerrado and Atlantic Forest domains, were observed. Given the scenarios of climate change, anthropogenic pressures on springs, and considering the diversity of species adapted to these sites, these areas may undergo changes in their phylogeny, posing a risk to the species occurring in these ecosystems. In this sense, given the ecological importance of these areas, it is expected that understanding the evolutionary history of headwater forests will help guide strategies for environmental restoration, management, and conservation of these environments, both in public and private areas, and promote the maintenance of phylogenetic diversity and assist in preserving springs in the face of future scenarios.

Keywords: Ecosystem services; Environmental filters; Phylogenetic diversity; Paleoclimate; Conservation.

## INDICADORES DE IMPACTO

O estudo investigou a história evolutiva de florestas de cabeceira em duas importantes bacias do sudeste brasileiro, destacando o papel das nascentes como fontes de água e habitat ricos em biodiversidade. Os resultados têm implicações significativas para a conservação desses ecossistemas, fornecendo subsídios para orientar estratégias de restauração ambiental, manejo sustentável e conservação de habitats, tanto em áreas públicas quanto privadas. Para a realização do trabalho houve parceria com a Universidade de Zurique (UZH), Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul (UEMS) e Universidade Estadual de Montes Claros (UNIMONTE), englobando discentes, docentes e técnicos na execução do projeto. Os impactos do trabalho são classificados na Política Nacional de Extensão na área 5 - Meio ambiente. Os potenciais impactos sociais, econômicos e ambientais dessas descobertas incluem a proteção de recursos hídricos, a promoção da biodiversidade e o apoio a atividades econômicas sustentáveis, alinhando-se aos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável da ONU, particularmente relacionados à água (ODS 6), vida terrestre (ODS 15) e ação climática (ODS 13).

## IMPACT INDICATORS

The study investigated the evolutionary history of headwater forests in two major basins in southeastern Brazil, highlighting the role of springs as sources of water and habitats rich in biodiversity. The results have significant implications for the conservation of these ecosystems, providing insights to guide environmental restoration, sustainable management, and habitat conservation strategies, both in public and private areas. Collaboration with the University of Zurich (UZH), State University of Mato Grosso do Sul (UEMS), and State University of Montes Claros (UNIMONTE) facilitated the project's execution involving students, faculty, and technicians. The impacts of the work are classified in the National Extension Policy under area 5 - Environment. The potential social, economic, and environmental impacts of these findings include the protection of water resources, promotion of biodiversity, and support for sustainable economic activities, aligning with the UN Sustainable Development Goals, particularly related to water (SDG 6), terrestrial life (SDG 15), and climate action (SDG 13).

## SUMÁRIO

<b>PRIMEIRA PARTE</b> .....	<b>10</b>
<b>1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>10</b>
<b>2 REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	<b>12</b>
2.1 Distribuição de florestas .....	12
2.2 Nascentes e florestas de cabeceira .....	14
2.3 Diversidade filogenética em nascentes .....	16
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>19</b>
<b>SEGUNDA PARTE - ARTIGO</b> .....	<b>26</b>
<b>INTRODUÇÃO</b> .....	<b>27</b>
<b>MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>29</b>
<b>RESULTADOS</b> .....	<b>34</b>
<b>DISCUSSÃO</b> .....	<b>39</b>
<b>CONCLUSÃO</b> .....	<b>48</b>
<b>3 CONSIDERAÇÕES FINAIS</b> .....	<b>49</b>
<b>REFERÊNCIAS</b> .....	<b>49</b>
<b>FIGURAS E TABELAS</b> .....	<b>59</b>

## PRIMEIRA PARTE

### 1. INTRODUÇÃO GERAL

Entender a estruturação das comunidades e como ocorre a distribuição biogeográfica das espécies são processos complexos, entretanto, são essenciais para a compreensão da dinâmica dos ecossistemas. Esses processos estão profundamente ligados a história evolutiva das espécies. Compreendê-los é um dos grandes desafios dos estudos ecológicos. A distribuição biogeográfica das espécies está relacionada a fatores históricos, ecológicos e evolutivos, assim, é essencial compreender os processos de adaptação das espécies as diferentes condições ambientais, e como a história evolutiva influencia a distribuição atual.

A história evolutiva fornece *insights* sobre os processos que moldaram a diversidade biológica, e está fortemente ligada aos padrões de distribuição biogeográfica das espécies. Eventos históricos desempenharam um papel crucial e contribuem na formação dos padrões atuais de distribuição de espécies em diferentes regiões do mundo. Através da filogenia, podemos identificar padrões de agrupamento de espécies relacionadas evolutivamente em diferentes regiões geográficas. Espécies que compartilham um ancestral comum próximo tendem a ter características ecológicas semelhantes, o que pode levar à coexistência em comunidades próximas. Por outro lado, espécies mais distantes filogeneticamente podem ocupar nichos ecológicos diferentes, resultando em uma maior dissimilaridade entre comunidades.

Entre os fatores abióticos responsáveis pelas dinâmicas ecológicas, o papel do solo na filogenia das espécies considera características como composição química e física do solo, incluindo variáveis de textura e disponibilidade de nutrientes, e assim, desempenha um papel fundamental na formação de nichos ecológicos distintos, que influenciam a distribuição espacial, adaptações ecológicas e padrões de diversificação ao longo do tempo. A interação entre as características do solo e os processos ecológicos tem implicações significativas para a estrutura e a diversidade das comunidades florestais em diversas escalas.

Outro fator essencial na compreensão dos processos ecológicos é o clima, de forma que as variações climáticas ao longo do tempo e do espaço podem criar gradientes ambientais que permitem a coexistência de diferentes espécies, determinando padrões de diversidade. Nas últimas décadas, a ocorrência das mudanças climáticas, ocasionadas por pressões antrópicas, agravaram o potencial de ocasionar sérias modificações a estrutura e a distribuição das

comunidades, alterando áreas de ocorrência de determinadas espécies e levando a mudanças na composição e nas interações interespecíficas.

As nascentes são ecossistemas essenciais para a manutenção da biodiversidade, de modo que abrigam uma variedade de espécies adaptadas às condições de umidade desses ecossistemas. As florestas de cabeceira estão localizadas no entorno de nascentes e desempenham funções na regulação dos ciclos hidrológicos, estabilização do solo, entre outros serviços ecossistêmicos. Essas florestas são locais vulneráveis as mudanças climáticas, e é essencial entender sobre sua história evolutiva para identificar padrões de adaptação das comunidades a essas alterações, fornecendo informações sobre a resiliência e a capacidade de resposta das espécies frente as novas condições climáticas. Com isso, é possível conduzir estratégias de conservação e manejo que promovam a diversidade nesses ambientes.

Desse modo, buscou-se com essa tese compreender quais são os principais preditores da filogenia em florestas de cabeceira. Como o clima e o solo interagem com a diversidade filogenética em florestas de cabeceira? De que forma o paleoclima influencia na filogenia dessas áreas? Como as mudanças climáticas podem afetar a diversidade filogenética em florestas de cabeceira?

## 2. REFERENCIAL TEÓRICO

### 2.1 Distribuição de Florestas

As florestas atuais são o resultado de processos geológicos e biológicos que ocorreram ao longo da história da terra, influenciando sua distribuição e diversidade (Barnosky *et al.*, 2012). O clima é um dos principais fatores que determinam a estrutura e o funcionamento das florestas, pois influencia as condições de temperatura, umidade, radiação solar e precipitação em cada região (Chapin *et al.*, 2011). Além disso, as características do ambiente, como a disponibilidade de nutrientes, a composição do solo e a topografia, também afetam a diversidade e a produtividade das florestas (Laliberté *et al.*, 2010). Assim, a heterogeneidade climática e ambiental desempenha um papel essencial na distribuição e coexistência das espécies nas comunidades vegetais, de forma que cada espécie vegetal possui características adaptativas específicas e tolerâncias fisiológicas que lhe conferem a capacidade de sobreviver e prosperar em determinados ambientes (Fagundes; Santos, 2022).

Existe uma grande diversidade biológica nas florestas neotropicais, e isso ocorre por diversos motivos, sugerindo principalmente interpretações evolutivas e históricas para as elevadas taxas de abundância, variação e endemismo presentes atualmente nestes locais (Sobral-Souza; Lima-Ribeiro, 2017). Neste sentido, observa-se que a América do Sul é composta por uma ampla diversidade de ecossistemas, principalmente no que se refere as florestas, que compõem a paisagem e apresentam uma função importante na sustentação da biodiversidade (Fearnside, 2005). É fundamental entender como o clima e a história evolutiva moldaram a diversidade da flora em diferentes biomas e tipos de vegetação na região central da América do Sul (Rezende *et al.*, 2019).

Por sua vez, o Brasil possui uma biodiversidade bastante ampla e rica em endemismos, principalmente em áreas de cadeias montanhosas, como por exemplo, a Serra da Mantiqueira, Serra do Mar e a vegetação do Espinhaço, que também estão relacionadas com as bacias hidrográficas das regiões onde ocorrem. A influência da Serra do Espinhaço é destacada para o curso do rio São Francisco e seus principais afluentes, de modo que essa cadeia montanhosa atua como uma divisor fundamental entre esse conjunto fluvial e aquele formado por todas as bacias que drenam o leste de Minas Gerais, interferindo ainda no agrupamento das cabeceiras na grande depressão formada pela borda leste da serra (Saadi, 1995). A rica diversidade da flora encontrada na Cadeia do Espinhaço apresenta componentes florísticos de diferentes tipos de vegetação, especialmente dos cerrados, que são comuns na composição da flora dos campos

rupestres, (Rapini *et al.*, 2008). Entretanto, também podem ocorrer associados à Caatinga como na Chapada Diamantina (BA) ou até mesmo com a Floresta Estacional Semidecidual, como no Ibitipoca (Benites *et al.*, 2003).

Outra formação rochosa de grande relevância é a Serra da Mantiqueira, onde há predominância do domínio da Mata Atlântica, que abrange porções significativas da Serra do Mar e da Serra da Mantiqueira, e é uma das áreas mais importantes do mundo para conservação da biodiversidade (Le Saout *et al.*, 2013). Ao longo dessa área ocorrem os campos de altitude com capões de mata, ilhas de vegetação associadas a matrizes campestres ou savânicas (Meguro *et al.*, 1996), que em sua maior parte estão localizadas em Unidades de Conservação (UC) e mesmo assim podem estar seriamente ameaçadas pela ação antrópica (Aximoff, 2011). Nesse aspecto, é fundamental para a conservação da vegetação da Mantiqueira entender os padrões que atuam na distribuição das espécies e os elementos que afetam esses padrões (Silva *et al.*, 2004).

Destaca-se ainda, a Serra do Mar, composta por elevações topográficas que percorrem a faixa leste do Brasil, e é identificada como um dos epicentros de biodiversidade mais importantes do planeta, cuja cobertura vegetal é majoritariamente composta pela Mata Atlântica, classificada como um dos ecossistemas tropicais mais densos e ameaçados no mundo (Ribeiro *et al.*, 2009). A bacia hidrográfica do rio Grande se encontra localizada na parte oposta da Serra do Mar, e devido aos processos tectônicos ocorridos durante o período Cenozoico pode ter sofrido alterações substanciais na sua estrutura e organização da dinâmica hidrológica regional, sendo impactada por episódios erosivos ao longo do tempo (Pinto *et al.*, 2018). Os maiores fragmentos de Mata Atlântica, bem como os mais bem preservados estão localizados em áreas de altitude elevada ao longo das regiões costeiras do sul e sudeste do Brasil, principalmente nas montanhas da Serra do Mar (Bertoncello *et al.*, 2011). A variedade de espécies na Serra do Mar é moldada por uma série de fatores, que abrangem altitude, condições climáticas e a composição do solo (Oliveira-Filho *et al.*, 2000).

Neste sentido, as formações mencionadas influenciam em diversas características das bacias hidrográficas, que também são influenciadas por fatores geológicos (Tonello *et al.*, 2006). Diante disso, é importante destacar que as cadeias montanhosas têm uma função primordial no que concerne à divisão e o isolamento das diferentes plantas, o que impulsiona a especiação (Nogueira *et al.*, 2019). Pesquisas relacionadas à análise da composição de plantas e animais em áreas de Cerrado e da Caatinga fortalecem a concepção de interconexões recentes entre os ecossistemas da Amazônia e da Mata Atlântica (Sobral-Souza; Lima-Ribeiro, 2017).

Vários gêneros e espécies presentes no Cerrado são compartilhados com a Mata Atlântica e a Amazônia (Méio *et al.*, 2003; Bridgewater *et al.*, 2004). Contudo, a distribuição precisa das espécies compartilhadas entre o Cerrado e os biomas vizinhos ainda não é totalmente compreendida (Francoso *et al.*, 2016). Processos que estão relacionados à densidade, como interações biológicas, influenciam os padrões de biodiversidade em escalas reduzidas de espaço e tempo, de maneira que processos independentes da densidade, como a filtragem ambiental, direcionam a organização espacial das espécies em escalas regionais (Sobral-Souza *et al.*, 2021).

Assim, evidências científicas revelam complexas histórias biogeográficas das florestas úmidas neotropicais, resultando em diversas explicações evolutivas e históricas para sua riqueza, diversidade e endemismo, evidenciando que não há uma causa única para explicar os padrões de biodiversidade nesses ambientes (Sobral-Souza; Lima-Ribeiro, 2017). Neste sentido, compreender os processos de distribuição de florestas e montagem de comunidades auxilia na explicação dos principais elementos envolvidos na estruturação das comunidades biológicas, bem como a prever perspectivas para possíveis cenários futuros (Ricklefs, 1987; Götzenberger *et al.*, 2012; Zobel, 2016).

## **2.2 Nascentes e florestas de cabeceira**

A disponibilidade hídrica exerce um papel fundamental no que se refere a biodiversidade no planeta, de forma que afeta diretamente e/ou indiretamente a maioria dos processos fisiológicos e fenológicos das plantas (Souza, 2015), o que desafia outras compreensões que acreditavam que a temperatura e suas variações era o principal fator envolvido (Neves *et al.*, 2020). Desse modo, há que se destacar as nascentes, que são descritas como lugares delimitados onde a água subterrânea emerge para a superfície, e em termos ecológicos são consideradas ecótonos na transição entre água superficial e subterrânea (Webb *et al.*, 1998; Cantonati *et al.*, 2006). As nascentes são encontradas em diversas condições climáticas, geológicas e biogeográficas, resultando em variações na temperatura, luz, regime hidrológico, química da água, tipo de substrato e recursos alimentares, de modo que esses fatores influenciam a abundância e diversidade biológica (Meyer *et al.*, 2007).

Neste sentido, as nascentes são as principais fontes de água para o desenvolvimento humano, porém as perturbações pelas quais esses locais são submetidos, podem ser uma ameaça a capacidade de produção e abastecimento de água, além de torna-las mais sensíveis as alterações climáticas (Young *et al.*, 2019). A vegetação desempenha um papel essencial nesses ambientes, onde a diversidade de espécies contribui significativamente para a sustentabilidade

destes ecossistemas (Da Silva; Beltrão; Morales, 2021). As florestas de cabeceira são áreas localizadas as margens de rios, córregos, riachos e nascentes, que fornecem uma ampla gama de serviços ecossistêmicos (Neyman e Decamp, 1997; Jones *et al.*, 2010; Muehlbauer *et al.*, 2019; Quin *et al.*, 2020). A cobertura vegetal nesses ambientes influencia o microclima local e regional, e participa da regulação dos recursos hídricos, afetando a umidade relativa, o controle da temperatura e o ciclo hidrológico, de modo que sua atuação é indispensável para a mitigação de extremos climáticos (Costa *et al.*, 2022).

A biodiversidade presente nas florestas de cabeceira é influenciada por diversos fatores, como: a largura da faixa ciliar, o nível de conservação dessas áreas, a matriz da vegetação de onde essas matas se originam, e, especialmente, a heterogeneidade ambiental resultante de variações no solo, na topografia, nos padrões de alagamento e nas características hidrológicas da bacia hidrográfica e do curso de água relacionado, desempenham papéis significativos nesse contexto (Rodrigues e Shepherd, 2004; Oddershede *et al.*, 2015). A dinâmica dessas áreas, bem como a dependência hídrica tornam as florestas de cabeceira sensíveis às mudanças nos regimes hidrológicos, às mudanças no uso da terra e aos extremos climáticos em diferentes escalas espaciais e temporais (Rodríguez-González *et al.*, 2010; Stella e Bendix, 2019)

Dessa forma, os impactos das mudanças climáticas nos ecossistemas de nascentes se tornaram uma preocupação crescente, com alterações nos padrões de precipitação e um aumento nos eventos climáticos extremos afetando a vegetação e os serviços ecossistêmicos fornecidos (Xavier *et al.*, 2022). A capacidade de adaptação e resiliência da vegetação diante das mudanças climáticas é, portanto, um ponto crítico, destacando a necessidade de preservar a diversidade genética de espécies para manter a funcionalidade destes ecossistemas (Wolff *et al.*, 2015). Nas florestas de cabeceiras há um "pool" de espécies adaptadas às condições dessas áreas, resultando em um equilíbrio dinâmico nesses ambiente (Nilsson *et al.*, 1989). Desse modo, pesquisas sobre formas de mitigar características e impactos nas florestas de cabeceira podem auxiliar ainda mais a nossa capacidade de prever as trajetórias dos ecossistemas (Portela *et al.*, 2023).

Neste sentido, a integração de políticas ambientais e sociais é fundamental para a manutenção da diversidade nestes ecossistemas, exigindo a colaboração entre diferentes setores da sociedade, incluindo governos, comunidades locais e organizações não governamentais (Muñoz; De Freitas, 2017). No Brasil as áreas de nascentes possuem proteção legal, conforme Lei 12.651/12, que considera dentro das Áreas de Preservação Permanente (APPs): “as áreas no entorno das nascentes e dos olhos d’água perenes, qualquer que seja sua situação topográfica,

no raio mínimo de 50 (cinquenta) metros” (Brasil, 2012), e determina ainda critérios para recuperação dessas áreas. A preservação desses locais é fundamental para a manutenção dos serviços ecossistêmicos fornecidos pela vegetação e a proteção dessas áreas é uma iniciativa primordial para programas de restauração (Guidotti *et al.*, 2020).

Portanto, as mudanças climáticas e a intensificação das atividades antrópicas podem provocar sérias alterações na vegetação de nascentes (Chen *et al.*, 2020). Com isso, as comunidades vegetais desses locais provavelmente propagarão os efeitos das mudanças ambientais no funcionamento dos ecossistemas, afetando vários serviços ecossistêmicos de regulação, como sequestro de carbono, equilíbrio do ciclo hidrológico, controle de processos erosivos, entre outros (Portela *et al.*, 2023). Assim, Pesquisas voltada a perspectivas futuras e a gestão desses ecossistemas são propostas, sublinhando a necessidade de uma abordagem holística e integrada para enfrentar esses desafios (Wolff *et al.*, 2015).

### **2.3 Diversidade filogenética em nascentes**

Quando várias espécies coexistem em um mesmo local e compartilham das mesmas condições ambientais, provavelmente podem desenvolver estratégias ecológicas e características funcionais semelhantes (Gerhold *et al.*, 2015). Isso ocorre pelo fato de que as espécies se adaptam e tendem a responder aos desafios e oportunidades gerados pelo ambiente em que estão inseridas (Fagundes; Santos, 2022). Do ponto de vista da história evolutiva, as espécies arbóreas muitas vezes compartilham linhagens semelhantes, mas que podem variar em características funcionais (Benítez-Malvido *et al.*, 2022).

A estrutura de uma árvore filogenética é frequentemente considerada como alicerce fundamental de pesquisa em diversos campos biológicos (Soltis; Soltis, 2003). Este método de análise fornece dados sobre os fatores que conduzem a formação da comunidade e a influência das características funcionais nesses processos (Baraloto *et al.*, 2012). Nesse aspecto, análises filogenéticas baseadas em características da montagem de uma comunidade em uma floresta tropical reforçou a necessidade de considerar as relações filogenéticas para entender os processos envolvidos na montagem da comunidade (Zhang *et al.*, 2020). A variação na diversidade filogenética entre os diferentes tipos de vegetação pode ser condicionada tanto por fatores ambientais quanto por eventos históricos (Rezende *et al.*, 2019).

Desse modo, algumas condições ambientais, como por exemplo clima e solo, relacionadas com processos históricos tem uma influência significativa na determinação da

diversidade filogenética (Rezende *et al.*, 2019). Se tratando de nascentes, deve-se considerar o papel fundamental das condições abióticas, como a qualidade da água, a temperatura e a química do solo nas nascentes. Essas condições formam a base para a diversidade biológica nessas áreas, influenciando diretamente quais organismos podem habitar e prosperar nesses ambientes (Wolff *et al.*, 2015). Além disso, a variação dessas condições abióticas em escala temporal e espacial pode criar variados nichos ecológicos, promovendo a diferenciação filogenética entre as populações (Ramalho *et al.*, 2004).

Por outro lado, a história geológica e acontecimentos de maior escala, como a formação de novas cordilheiras ou a alteração de cursos de rios, podem afetar a diversidade das comunidades (Leonov, 2023). Da mesma forma, variações climáticas históricas podem ter impactado a disponibilidade de recursos e habitats, influenciando a seleção natural e a especiação. O fluxo de água, sua velocidade e periodicidade podem afetar a dispersão de organismos e a disponibilidade de nutrientes, influenciando a composição das comunidades locais e, por extensão, a diversidade filogenética (Cao *et al.*, 2021). Em áreas analisadas na América do Sul, verificou-se que a diversidade filogenética beta é mais influenciada por fatores ambientais do que a diversidade filogenética alfa (Rezende *et al.*, 2019). Em outro estudo, Massante e Gastauer (2022) verificaram que as montanhas presentes na porção sudeste da Mata Atlântica são tanto um refúgio para linhagens antigas quanto um berço para espécies jovens.

Neste sentido, mudanças na diversidade filogenética podem ocorrer em diferentes escalas temporais, desde eventos evolutivos de diversificação recentes até processos ecológicos de longo prazo. Da mesma forma, a escala espacial de observação pode revelar diferentes padrões de diversidade, de variações locais a padrões regionais (Gerhold *et al.*, 2015). Além desses fatores bióticos e abióticos, é essencial considerar a dinâmica evolutiva de longo prazo. Processos como especiação, extinção e eventos de vicariância moldam a diversidade filogenética ao longo de escalas temporais evolutivas (Ramos *et al.*, 2020). Esses processos são influenciados por uma combinação dos fatores já mencionados, além de eventos aleatórios e históricos de dispersão (Carvalho *et al.*, 2013). A influência antrópica é outro fator crucial. Atividades humanas, como a urbanização, agricultura, e conseqüentemente poluição, podem alterar drasticamente as condições das nascentes, afetando a diversidade de espécies e, por conseguinte, a diversidade filogenética (Cao *et al.*, 2021).

O solo, desempenha um papel fundamental na filogenia, de modo que é um componente chave do habitat que influencia diretamente a disponibilidade de recursos para as plantas e outros organismos (Constanza *et al.*, 1997). Nas nascentes, a composição e a estrutura do solo

podem determinar quais tipos de plantas conseguem se estabelecer, afetando a diversidade genética e, conseqüentemente, as relações filogenéticas (Gastauer et al., 2020; Maracahipe-Santos et al., 2017). Solos ricos em nutrientes podem suportar uma diversidade maior de vida (Villa et al., 2023), enquanto solos mais pobres ou com características específicas, podem limitar a diversidade a espécies adaptadas (Batalha et al., 2011).

Todavia, variações nas condições climáticas, associadas a eventos evolutivos são os principais fatores que configuram os padrões filogenéticos entre os diferentes tipos de vegetação (Rezende et al., 2019). Em áreas de nascentes, o clima determina a temperatura, a precipitação e a umidade, todos elementos essenciais para a sobrevivência e reprodução dos organismos (Daily, 2003). Neste sentido, o clima passado, por sua vez, tem um papel igualmente decisivo. As variações climáticas históricas moldaram a paisagem e os ecossistemas, influenciando processos como a migração, isolamento e adaptação das espécies (Svenning et al., 2015). Nas áreas de nascentes, eventos climáticos passados, como períodos glaciais, podem ter alterado drasticamente a distribuição de água e os tipos de vegetação, influenciando a filogenia das espécies presentes hoje. A interação entre o solo e o clima, tanto atual quanto passado, cria condições únicas em cada nascente, levando ao desenvolvimento de comunidades ecológicas específicas (Daily, 2003). Essas condições específicas podem promover a especiação, onde novas espécies evoluem para se adaptar a nichos ecológicos particulares, contribuindo para a diversidade filogenética. Desse modo, o conservadorismo filogenético em ambientes adversos pode influenciar de maneira única a condução de padrões de diversidade evolutiva por meio de gradientes climáticos (Neves et al., 2020).

A diversidade filogenética em nascentes também é influenciada pelas relações ecológicas entre as espécies. Interações como competição por recursos, polinização e relações predador-presa podem moldar as trajetórias evolutivas, promovendo adaptações específicas que se refletem nas relações filogenéticas (Guerino *et al.*, 2022). A história geológica da área onde a nascente está localizada também é um fator relevante a ser considerado, de modo que eventos geológicos podem ter alterado o curso de corpos d'água ou modificado a composição do solo, influenciando os tipos de plantas e animais que podem viver nessas áreas e, portanto, a filogenia das espécies locais (Daily, 2003).

Portanto, é essencial compreender a história evolutiva completa de um ecossistema, pois somente dessa forma é possível desenvolver estratégias de conservação, visando não apenas a riqueza de espécies, mas considerando também a dinâmica evolutiva responsável por essa riqueza (Rezende; Miranda; Pontara, 2023). Neste sentido, a filogenética tem um papel de suma

importância na conservação biológica, proporcionando uma matriz para eleger as espécies que devem ser priorizadas no planejamento de conservação, com a diversidade filogenética sendo um fator preponderante nesses casos (Pellens; Grandcolas, 2016).

## REFERÊNCIAS

- AXIMOFF, I.; RODRIGUES, R.C. Histórico dos incêndios florestais no Parque Nacional do Itatiaia. **Ciência Florestal**, v. 21, n. 1, p. 83-92, 2011.
- BARALOTO, C.; HARDY, O. J.; PAINE, C. E. T.; DEXTER, K. G.; CRUAUD, C.; DUNNING, L. T.; GONZALEZ, M.-A.; MOLINO, J.-F.; SABATIER, D.; SAVOLAINEN, V. Using functional traits and phylogenetic trees to examine the assembly of tropical tree communities. **Journal of Ecology**, v. 100, p. 690-701, 2012.
- BARNOSKY, A. D.; HADLY, E. A.; BASCOMPTE, J.; BERLOW, E. L.; BROWN, J. H.; FORTELIUS, M.; GETZ, W. M.; HARTE, J.; HASTINGS, A.; MARQUET, P. A. Approaching a state shift in Earth's biosphere. **Nature**, v. 486, n. 7401, p. 52-58, 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.1038/nature11018>.
- BATALHA, M. A.; SILVA, I. A.; CIANCIARUSO, M. V.; FRANÇA, H.; CARVALHO, G. H. Phylogeny, traits, environment, and space in cerrado plant communities at Emas National Park (Brazil). **Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology of Plants**, v. 206, n. 11, p. 949-956, nov. 2011. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.flora.2011.07.004>.
- BENITES, V. M.; CAIAFA, A. N.; MENDONÇA, E. S.; SCHAEFER, C. E.; KER, J. C. Solos e vegetação nos complexos rupestres de altitude da Mantiqueira e do Espinhaço. **Floresta e Ambiente**, Viçosa, v. 10, n. 1, p. 76-85, 2003.
- BENÍTEZ-MALVIDO, J.; ÁLVAREZ-AÑORVE, M. Y.; ÁVILA-CABADILLA, L. D.; PIERRO, A. M. G.-D.; ZERMEÑO-HERNÁNDEZ, I.; MÉNDEZ-TORIBIO, M.; GONZÁLEZ-RODRÍGUEZ, A.; LOMBERA, R. Phylogenetic and functional structure of tree communities at different life stages in tropical rain forest fragments. **Global Ecology and Conservation**, v. 36, 2022. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gecco.2022.e02113>.
- BERTONCELLO, Ricardo; YAMAMOTO, Kikyo; MEIRELES, Leonardo Dias; SHEPHERD, George John. 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, p. 3413-3433, ago. 2011. <http://dx.doi.org/10.1007/s10531-011-0129-6>.
- BRASIL. Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012. **Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências.** 2012. Diário Oficial da União, Brasília, DF, Ano CXLIX, n. 102, 28 maio 2012. Seção 1, p.1. Disponível em <[https://planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm/](https://planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm/)>. Acesso em 11 novembro de 2023.

BRIDGEWATER, S.; RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F. Padrões biogeográficos, diversidade beta e dominância no bioma cerrado do Brasil. **Biodiversity & Conservation**, 13: 2295-2318. 2004. <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000047903.37608.4c>

CAO, S.; LIU, Z.; LI, W.; XIAN, J. Balancing ecological conservation with socioeconomic development. **Ambio**, v. 50, n. 5, p. 1117-1122, 2021. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s13280-020-01448-z>.

CANTONATI, M.; GERECKE, R.; BERTUZZI, E. Springs of the Alps – Sensitive Ecosystems to Environmental Change: from biodiversity assessments to long-term studies. **Hydrobiologia**, v. 562, n. 1, p. 59-96, jun. 2006. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10750-005-1806-9>.

CARVALHO, R. B.; RIOS, M. L.; SANTOS, D. B. Espacialização e caracterização do estado de conservação das nascentes da microbacia do Rio Fumaça - Município de Pindobaçu, Bahia. **Enciclopédia Biosfera**, v. 9, n. 16, p.135-148, 2013.

CHAPIN, F. S.; POWER, M. E.; PICKETT, S. T. A.; FREITAG, A.; REYNOLDS, J. A.; JACKSON, R. B.; LODGE, D. M.; DUKE, C.; COLLINS, S. L.; POWER, A. G. Earth Stewardship: science for action to sustain the human-earth system. **Ecosphere**, v. 2, n. 8, p. 1-20, ago. 2011. DOI: <http://dx.doi.org/10.1890/es11-00166.1>.

CHEN, C; LI, T; SIVAKUMAR, B; LI, J.; WANG, G. Attribution of growing season vegetation activity to climate change and human activities in the Three-River Headwaters Region, China. **Journal of Hydroinformatics**, v. 22, n. 1, p. 186-204, ago. 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.2166/hydro.2019.003>.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; GROOT, R. de; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. 6630, p. 253-260, 1997. <http://dx.doi.org/10.1038/387253a0>.

DA SILVA, M. G.; BELTRÃO, N. E. S.; MORALES, G. P. Avaliação e mapeamento dos serviços ecossistêmicos ofertados pela Reserva Biológica Nascentes da Serra do Cachimbo, Pará, Brasil. **Geosul**, v. 36, n. 78, p. 516-536, 2021. DOI: <https://doi.org/10.5007/2177-5230.2021.e71192>.

DAILY, G. What are ecosystem services? In: LOREY, D. (ed). **Global Environmental Challenges of the Twenty-First Century: Resources, Consumption, and Sustainable Solutions**. Delaware: Scholarly Resources Inc., 2003.

FAGUNDES, N. C. A; SANTOS, R. M. Características funcionais: de indivíduos a ecossistemas. In: **Manual para padronização de coleta, triagem e tratamento dos dados de características funcionais de plantas**. .1 ed. Lavras: Editora UFLA, 2022. v. 1. 105 p.

FEARNSIDE, P. M. Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 680-688, jun. 2005. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00697.x>.

GASTAUER, M.; THIELE, J.; POREMBSKI, S.; NERI, A. V. How do altitude and soil properties influence the taxonomic and phylogenetic structure and diversity of Brazilian páramo vegetation? **Journal of Mountain Science**, v. 17, n. 5, p. 1045-1057, maio 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11629-019-5403-1>.

GERHOLD, P.; CAHILL, J. F.; WINTER, M.; BARTISH, I. V.; PRINZING, A. Phylogenetic patterns are not proxies of community assembly mechanisms (they are far better). **Functional Ecology**, v. 29, n. 5, p. 600-614, mar. 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2435.12425>.

GUERINO, R. M. G.; MORAIS, I. L.; SANTOS, A. B. S.; CAMPOS, R. M. Expansão e impactos socioambientais da cultura de Eucalyptus spp. (Myrtaceae) no Brasil: um panorama da literatura. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 3, p. 48811326751-9, mar. 2022. DOI: <http://dx.doi.org/10.33448/rsd-v11i3.26751>.

GUIDOTTI, V.; FERRAZ, S. F. B.; PINTO, L. F. G.; SPAROVEK, G.; TANIWAKI, R. H.; GARCIA, L. G.; BRANCALION, P. H. S. Changes in Brazil's Forest Code can erode the potential of riparian buffers to supply watershed services. **Land Use Policy**, v. 94, p. 104511, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104511>.

GÖTZENBERGER, L.; BELLO, F. de; BRÄTHEN, K. A.; DAVISON, J.; DUBUIS, A.; GUIBAN, A.; LEPEL, J.; LINDBORG, R.; MOORA, M.; PÄRTEL, M. Ecological assembly rules in plant communities—approaches, patterns and prospects. **Biological Reviews**, v. 87, n. 1, p. 111-127, 2011. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-185x.2011.00187.x>

JONES, K. B. et al. Riparian habitat changes across the continental United States (1972–2003) and potential implications for sustaining ecosystem services. **Landscape Ecology**, v. 25, p. 1261-1275, 2010. <https://doi.org/10.1007/s10980-010-9510-1>

LALIBERTÉ, E.; WELLS, J. A.; DECLERCK, F.; METCALFE, D. J.; CATTERALL, C. P.; QUEIROZ, C.; AUBIN, I.; BONSER, S. P.; DING, Y.; FRATERRIGO, J. M. Land-use intensification reduces functional redundancy and response diversity in plant communities. **Ecology Letters**, v. 13, n. 1, p. 76-86, 21 dez. 2009. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01403.x>.

LEONOV, V. D. Stochastic and Deterministic Processes in the Establishment of Taxonomic, Functional and Phylogenetic Diversity of Ecological Communities: a review of modern concepts. **Russian Journal of Ecology**, v. 54, n. 4, p. 251-265, ago. 2023. DOI: <http://dx.doi.org/10.1134/s1067413623040057>.

MARACAHIPES-SANTOS, L.; LENZA, E.; SANTOS, J. O.; MEWS, H. A.; OLIVEIRA, B. Effects of soil and space on the woody species composition and vegetation structure of three Cerrado phytophysionomies in the Cerrado-Amazon transition. **Brazilian Journal of Biology**, v. 77, n. 4, p. 830-839, mar. 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/1519-6984.02016>.

MASSANTE, J. C.; GASTAUER, M. Evolutionary history of marginal habitats regulates the diversity of tree communities in the Atlantic Forest. **Annals of Botany**, v. 131, n. 2, p. 261-274. 2022. DOI: <http://dx.doi.org/10.1093/aob/mcac111>.

MÉIO, B. B.; FREITAS, C. V.; JATOBÁ, L.; SILVA, M. E. F.; RIBEIRO, J. F.; HENRIQUES, R. P.B. Influência da flora das florestas Amazônica e Atlântica na vegetação do cerrado sensu

stricto. *Revista Brasileira de Botânica*, v. 26, p. 437-444, 2003. 10.1590/S0100-84042003000400002

MEGURO, M.; PIRANI, J.R.; MELLO-SILVA, R.; GIULIETTI, A.M. Estabelecimento de matas ripárias e capões nos ecossistemas da cadeia do espinhaço, Minas Gerais. **Boletim de Botânica da Universidade de São Paulo**, São Paulo, v. 15, p. 1-11, 1996.

MEYER, J. L.; STRAYER, D. L.; WALLACE, J. B.; EGGERT, S. L.; HELFMAN, G. S.; LEONARD, N. E. The Contribution of Headwater Streams to Biodiversity in River Networks1. **Journal Of The American Water Resources Association**, v. 43, n. 1, p. 86-103. 2007. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1752-1688.2007.00008.x>

MUEHLBAUER, J. D.; LUPOLI, C. A.; KRAUS, J. M. Aquatic–terrestrial linkages provide novel opportunities for freshwater ecologists to engage stakeholders and inform riparian management. **Freshwater Science**, v. 38, n. 4, p. 946-952, 2019.

MUÑOZ, A. M. M.; FREITAS, S. R. Importância dos Serviços Ecosistêmicos nas Cidades: Revisão das Publicações de 2003 a 2015. **Revista de Gestão Ambiental e Sustentabilidade**, v. 6, n. 2, p. 89-104, 2017. DOI: <https://doi.org/10.5585/geas.v6i2.853>.

NAIMAN, R. J.; DECAMPS, H. The ecology of interfaces: riparian zones. **Annual review of Ecology and Systematics**, v. 28, n. 1, p. 621-658, 1997.

NEVES, D. M.; DEXTER, K. G.; BAKER, T. R.; SOUZA, F. C.; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; QUEIROZ, L. P.; LIMA, H. C.; SIMON, M. F.; LEWIS, G. P.; SEGOVIA, R. A. Evolutionary diversity in tropical tree communities peaks at intermediate precipitation. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 1-16, jan. 2020. DOI: 10.1038/s41598-019-55621-w.

NILSSON, Christer et al. Patterns of plant species richness along riverbanks. **Ecology**, v. 70, n. 1, p. 77-84, 1989. <https://doi.org/10.2307/1938414>

NOGUEIRA, K.; SANTOS, J. A. dos; MENINI, N.; SILVA, T. S. F.; MORELLATO, L. P. C.; TORRES, R. S. Spatio-temporal vegetation pixel classification by using convolutional networks. **Arxiv**, p. 1-13, 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.48550/ARXIV.1903.00774>.

ODDERSHEDE, A., SVENNING, J.C.; DAMGAARD, C. Topographically determined water availability shapes functional patterns of plant communities within and across habitat types. **Plant Ecology**, p. 1231–1242, 2015. <https://doi.org/10.1007/s11258-015-0504-6>

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic Forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, v. 32, n. 4b, p. 793-810, 2000. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/j.1744-7429.2000.tb00619.x>.

PELLENS, R.; GRANDCOLAS, P. Phylogenetics and Conservation Biology: Drawing a Path into the Diversity of Life. In: PELLENS, R.; GRANDCOLAS, P. (Eds.). Biodiversity Conservation and Phylogenetic Systematics. **Topics in Biodiversity and Conservation**, v. 14. 2016.

PINTO, R. W. P.; FREITAS, M. M.; ALMEIDA, J. H.; SILVA, L. G. Evolução geomorfológica do Rio Grande, RJ: Influências geológicas e capturas de drenagem. *Revista*

Brasileira de Geomorfologia, v. 19, n. 2, p. 407-422. 2018.  
<http://dx.doi.org/10.20502/rbg.v19i2.972>

PORTELA, A. P.; DURANCE, I.; VIEIRA, C.; HONRADO, J. Response-effect trait overlap and correlation in riparian plant communities suggests sensitivity of ecosystem functioning and services to environmental change. **Science of the Total Environment**, v. 860, p. 160549. 2023. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.160549>.

QUINN, T.; WILHERE, G. F.; KRUEGER, K. L. (Ed.). **Riparian Ecosystems, Volume 1: Science Synthesis and Management Implications**. Washington Department of Fish and Wildlife, 2020.

RAMALHO, M.; BATISTA, M. A.; SILVA, M. Xylocopa (Monoxylocopa) abbreviata Hurd & Moure (Hymenoptera: Apidae) e Encholirium spectabile (Bromeliaceae): uma associação estreita no semi-árido do Brasil tropical. **Neotropical Entomology**, v. 33, p. 417-425, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1519-566X2004000400004>.

RAMOS, G. G.; ALVES, J. B.; ARAÚJO, M. F.; FERREIRA, V. S. G.; PINTO, M. G. C.; LEITE, M. J. H.; VASCONCELOS, A. D. M.; RIBEIRO, I. R. Levantamento dos impactos ambientais de um trecho de mata ciliar em região de caatinga no sertão paraibano. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 7, p. 52848-52859, 2020. Brazilian Journal of Development. DOI: 10.34117/bjdv6n7-798.

RAPINI, A.; RIBEIRO, P. L.; LAMBERT, S.; PIRANI, J. R. A flora dos campos rupestres da Cadeia do Espinhaço. **Megadiversidade**, v. 4. 2008.

REZENDE, V. L.; MIRANDA, P. L. S.; PONTARA, V. Knowing the past to conserve the future: a commentary on 'evolutionary history of marginal habitats regulates the diversity of tree communities in the atlantic forest'. **Annals of Botany**, v. 131, n. 2. 2023. DOI: <http://dx.doi.org/10.1093/aob/mcac145>.

REZENDE, V. L.; PONTARA, V.; BUENO, M. L.; BERG, E. V. D.; OLIVEIRA-FILHO, A. T. Climate and evolutionary history define the phylogenetic diversity of vegetation types in the central region of South America. **Oecologia**, v. 192, n. 1, p. 191-200. 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s00442-019-04561-3>.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1141-1153, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.02.021>.

RODRIGUES, R. R.; SHEPHERD, G. J. Florestas ciliares: fatores condicionantes da vegetação ciliar. **Matas ciliares: conservação e recuperação**, São Paulo: EDUSP, pp 101-108, 2000.

RODRÍGUEZ-GONZÁLEZ, P. M. et al. Subsidy or stress? Tree structure and growth in wetland forests along a hydrological gradient in Southern Europe. **Forest Ecology and Management**, v. 259, n. 10, p. 2015-2025, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2010.02.012>

SAADI, A. A geomorfologia da Serra do Espinhaço em Minas Gerais e de suas margens. *Geonomos*, v. 3, n. 1, p. 41-63. 1995. <http://dx.doi.org/10.18285/geonomos.v3i1.215>

SAOUT, S. L.; HOFFMANN, M.; SHI, Y.; HUGHES, A.; BERNARD, C.; BROOKS, T. M.; BERTZKY, B.; BUTCHART, S. H. M.; STUART, S. N.; BADMAN, T. Protected Areas and Effective Biodiversity Conservation. *Science*, v. 342, n. 6160, p. 803-805, nov. 2013. DOI: <http://dx.doi.org/10.1126/science.1239268>.

SHIVAPRAKASH, K. N.; RAMESH, B. R.; UMASHANKER, R.; DAYANANDAN, S. Functional trait and community phylogenetic analyses reveal environmental filtering as the major determinant of assembly of tropical forest tree communities in the Western Ghats biodiversity hotspot in India. *Forest Ecosystems*, v. 5, n. 1, p. 1-15, jun. 2018. <http://dx.doi.org/10.1186/s40663-018-0144-0>.

SILVA, J. M. C.; SOUSA, M. C.; CASTELLETTI, C. H. M. Areas of endemism for passerine birds in the Atlantic Forest, South America. *Global Ecology and Biogeography*, v. 13, n. 1, p. 85-92, 2004.: <https://doi.org/10.1111/j.1466-882X.2004.00077.x>.

SOBRAL-SOUZA, T.; LIMA-RIBEIRO, M S. De volta ao passado: revisitando a história biogeográfica das florestas neotropicais úmidas. *Oecologia Australis*, v. 21, n. 02, p. 93-107, jul. 2017. <http://dx.doi.org/10.4257/oeco.2017.2102.01>.

SOLTIS, D. E.; SOLTIS, P. S. The role of phylogenetics in comparative genetics. *Plant Physiology*, v. 132, n. 4, p. 1790-1800, 2003. <http://dx.doi.org/10.1104/pp.103.022509>.

SOUZA, Bruno Cruz de. **Estratégias hidráulicas e funcionais em espécies decíduas e sempre verdes da floresta tropical sazonalmente seca**. Tese (Doutorado) - Curso de Pós-Graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, 2015. 76 f.

STELLA, J. C.; BENDIX, J. Multiple stressors in riparian ecosystems. In: **Multiple stressors in river ecosystems**. Elsevier, 2019. p. 81-110. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811713-2.00005-4>

SUZUKI, L. P. Z.; COSTA, T. G.; SOUSA, N. F. M. Mapeamento dos serviços ecossistêmicos de Áreas de Preservação Permanente de cursos d'água: estudo de caso da bacia do rio doce. *Diversitas Journal*, v. 7, n. 4, p. 2507-2522, 2022. DOI: <http://dx.doi.org/10.48017/dj.v7i4.2049>.

SVENNING, J.-C.; EISERHARDT, W. L.; NORMAND, S.; ORDONEZ, A.; SANDEL, B. The Influence of Paleoclimate on Present-Day Patterns in Biodiversity and Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, v. 46, n. 1, p. 551-572, 4 dez. 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054314>.

TONELLO, K. C.; DIAS, H. C. T.; SOUZA, A. L.; RIBEIRO, C. A. A. S.; LEITE, F. P. Morfometria da bacia hidrográfica da Cachoeira das Pombas, Guanhães - MG. *Revista Árvore*, v. 30, n. 5, p. 849-857. 2006. <http://dx.doi.org/10.1590/s0100-67622006000500019>

WEBB, D. W.; M. J.; WETZEL, P. C.; REED, L. R. PHILIPPE; T.C. YOUNG. The macroinvertebrate biodiversity, water quality, and hydrogeology of ten karst springs in the

Salem Plateau of Illinois. In: Botosaneanu, L. (ed.), *Studies in Crenobiology: The Biology of Springs and Springbrooks*. Backhuys Publishers, Leiden: 39–48. 1998.

WOLFF, S.; SCHULP, C. J. E.; VERBURG, P. H. Mapping ecosystem services demand: A review of current research and future perspectives. *Ecological Indicators*, v. 55, p. 159–171, 2015.

XAVIER, J. A. et al. Impactos das Mudanças Climáticas nas Florestas Tropicais. *Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental*, v. 11, n. 2, p. 65-82, 2022. DOI: <https://doi.org/10.59306/rgsa.v11e2202265-82>.

YOUNG, D.; ZÉGRE, N.; EDWARDS, P.; FERNANDEZ, R. Assessing streamflow sensitivity of forested headwater catchments to disturbance and climate change in the central Appalachian Mountains region, USA. *Science of the Total Environment*, v. 694, p. 133382. 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019>

ZHANG, J.; SWENSON, N. G.; LIU, J.; LIU, M.; QIAO, X.; JIANG, M. A phylogenetic and trait-based analysis of community assembly in a subtropical forest in central China. *Ecology and Evolution*, v. 10, n. 15, p. 8091-8104, jul. 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.1002/ece3.6465>.

ZOBEL, Martin. The species pool concept as a framework for studying patterns of plant diversity. *Journal of Vegetation Science*, v. 27, n. 1, p. 8-18. 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1111/jvs.12333>.

## SEGUNDA PARTE – ARTIGO

(Redigido conforme normas da revista Biodiversity and conservation)

### **Filtros Ambientais e Relações filogenéticas: o que florestas de cabeceira do Sudeste Brasileiro podem revelar?**

Resumo: A compreensão da filogenia é fundamental para avaliar a diversidade e a adaptação das espécies em florestas de cabeceira, auxiliando estratégias eficazes de conservação e manejo. Entender a história evolutiva desses locais é uma tarefa complexa, entretanto, é essencial visando cenários futuros, devido a vulnerabilidade desses ambientes. O artigo buscou compreender quais são os principais preditores da diversidade filogenética em florestas de cabeceira. Foram utilizados dados de 21 florestas de cabeceira distribuídas em duas bacias hidrográficas no Cerrado e Mata Atlântica. Dentro das parcelas foi mensurado o diâmetro à altura do peito (DAP) e realizada a coleta de amostras de solo para análise química e textural. Foram utilizadas 19 variáveis climáticas de precipitação e temperatura. As métricas de filogenia calculadas foram: PD, MPD, MNTD, ses.PD, ses.MPD e ses.MNTD. Os resultados evidenciaram os diferentes efeitos dos filtros ambientais para as áreas em estudo, de modo que os parâmetros de solo, clima passado e clima atual contribuíram para a história evolutiva das florestas de cabeceira. As projeções futuras indicam mudanças na composição filogenética das áreas. Entretanto, a maioria das relações entre as variáveis de solo e clima, e as métricas de filogenia demonstrou comportamento oposto para nascentes localizadas em Cerrado e Mata Atlântica. Desse modo, é importante entender que as nascentes prestam os mesmos serviços ecossistêmicos (como por exemplo, sequestro de carbono, manutenção do ciclo hidrológico, controle dos processos erosivos, entre outros) porém, possuem dinâmicas evolutivas distintas. Portanto, devem ter suas singularidades consideradas diante de medidas visando a conservação.

Palavras chave: Diversidade; História evolutiva; Paleoclima; Filogenia; Mudanças climáticas.

## INTRODUÇÃO

Compreender a diversidade evolutiva é um ponto de interesse tanto para a conservação da biodiversidade quanto em relação a função do ecossistema (Neves et al., 2020). A análise da estrutura filogenética de uma comunidade pode fornecer *insights* importantes sobre os processos ecológicos de organização comunitária (Webb, 2000), fornecendo informações de como as interações locais entre espécies próximas ou distantes influenciam a manutenção da diversidade (Gerhold et al., 2015). Desse modo, desvendar os diversos mecanismos envolvidos na montagem comunitária é essencial para a compreensão de como será seu comportamento em cenários ambientais futuros (Götzenberger et al., 2011). Portanto, entender a história evolutiva e biogeográfica das comunidades de plantas é um grande desafio (Zobel, 2015), e se tratando de áreas de nascentes, isso se torna ainda mais relevante devido à importância e vulnerabilidade destes ecossistemas (Capon et al., 2013).

As nascentes e florestas localizadas em seu entorno são ecossistemas importantes que fornecem vários serviços ecossistêmicos de suporte, regulação, manutenção e culturais (Fernandes et al., 2016). Esses ambientes estão seriamente ameaçados pelas atividades antrópicas, e a degradação dos habitats de nascentes tem consequências negativas para toda a diversidade dos ecossistemas a jusante e ripários (Meyer et al., 2007). Além disso, destaca-se que as alterações hidrológicas causadas pelas mudanças climáticas podem levar a mudanças significativas nas comunidades de florestas de cabeceira, alterando padrões estruturais e de composição das espécies (Fernandes et al., 2016). Desse modo, análises filogenéticas fornecem informações importantes sobre a interação entre os processos evolutivos e ecológicos na formação de padrões de distribuição de espécies, bem como na riqueza e composição de características (Webb et al., 2002).

Nesse contexto, é importante ressaltar a hipótese da teoria do conservadorismo de nicho filogenético, que sugere que espécies mais relacionadas filogeneticamente tendem a manter

características semelhantes relacionadas ao seu nicho ecológico (Crisp & Cook, 2012; Gerhold *et al.*, 2015). Ou seja, espécies intimamente relacionadas são funcionalmente mais semelhantes e, portanto, têm maior sobreposição em seus nichos ecológicos do que aquelas mais distantes (Connolly *et al.* 2011; Gerhold *et al.* 2015). Uma estrutura filogenética diversa, com estratégias funcionais distintas entre as comunidades arbóreas de florestas úmidas e secas, sugere que processos baseados em nicho, desempenham um papel predominante na montagem e estruturação das comunidades arbóreas tropicais (Shivaprakash *et al.*, 2018).

Além disso, os processos relacionados com a filtragem de habitats exercem efeitos na distribuição de espécies, ocasionando padrões de estrutura filogenética nas comunidades (Quian; Chen; Zhang, 2017). A filtragem ambiental se refere as interações entre espécies e ambiente, de forma que a manutenção das espécies dentro de uma comunidade está relacionada à sua tolerância ao ambiente abiótico (Weiher; Keddy, 1995). Desse modo, isso significa que os filtros ambientais como, temperatura, umidade, disponibilidade de nutrientes e outros fatores abióticos, determinam a presença de espécies em uma comunidade, tanto de acordo com sua persistência, como reduzindo a capacidade competitiva, favorecendo espécies mais adaptadas (Kraft *et al.*, 2015). A filtragem de habitat resulta em agrupamento filogenético, de modo que espécies intimamente relacionadas tem maior probabilidade de possuir os traços necessários para sobreviver sob um determinado conjunto de condições ambientais (Diaz *et al.*, 1999). Alguns estudos trazem o clima e o solo como os principais filtros ambientais que moldam as comunidades vegetais (Rezende *et al.*, 2020; Santos *et al.*, 2021; Svenning *et al.*, 2015; Villa *et al.*, 2023).

Neste aspecto, fatores relacionados com a história biogeográfica também desempenham um papel importante na explicação da variação filogenética (Rezende *et al.*, 2019). Desse modo, desde a primeira metade do século passado, busca-se entender como diferentes ciclos climáticos moldaram as paisagens brasileiras (Arruda; Schaefer, 2020). Eventos históricos associados ao

paleoclima (por exemplo, o Último Máximo Glacial e o Holoceno Médio) desempenharam um papel fundamental na organização das comunidades (Santos et al., 2021; Svenning et al., 2015). Além das condições climáticas, algumas características do solo, como textura e fertilidade, também podem determinar as respostas das florestas, principalmente a um clima em mudança (Aguirre-Gutiérrez et al., 2020). A fertilidade do solo pode propiciar condições de habitat favoráveis, ocasionando uma redução do agrupamento filogenético, e conseqüentemente um aumento na diversidade filogenética (Villa *et al.*, 2023).

Neste sentido, objetiva-se avaliar quais são os preditores da filogenia para florestas de cabeceira, com o intuito de responder as seguintes perguntas: Como o clima e o solo interagem com a diversidade filogenética em florestas de cabeceira? De que forma o paleoclima influencia na filogenia dessas áreas? Como as mudanças climáticas podem afetar a diversidade filogenética em florestas de cabeceira? Partindo das seguintes hipóteses: I – Espera-se que a heterogeneidade ambiental seja um preditor chave para a diversidade filogenética, de forma que a variedade de condições ecológicas sustenta a coexistência de linhagens evolutivas distintas. II – Considerando as variações do paleoclima associadas a ocorrência de processos como especiação, extinção e pressões seletivas as espécies, espera-se que o paleoclima tenha um efeito direto na variabilidade filogenética, especialmente nos nós mais profundos da filogenia (clados basais) (Santos et al., 2021). III – Espera-se que as alterações climáticas podem impactar o *turnover* filogenético, levando as comunidades a uma reorganização da composição de espécies para aquelas mais adaptadas as novas condições ambientais.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Área de estudo e Amostragem**

O estudo foi realizado em 21 locais distribuídos em áreas de Cerrado e Mata Atlântica no estado de Minas Gerais, Brasil (Figura 1, Tabela 1). Os sítios estão localizados em nascentes

das duas principais bacias hidrográficas do sudeste brasileiro: Rio Grande (CRR-01, BOC-01, COQ-02, BOC-02, IBI-01, MTR-01, BCN-01, NJC-01 e ITM-02) e Rio São Francisco (BUR-02, QDF-05, NVG-01, NJQ-01, NCA-01, NPR-01, AGD-01, ALM-01, BRG-01, CPV-01, PDB-01, SFR-01). Com exceção das áreas de veredas, todos os outros locais fazem parte de uma base de dados de monitoramento de vegetação de longo prazo, hospedado no sistema ForestPlots.net (<https://www.forestplots.net>).

O clima próximo às nascentes do Rio Grande é subtropical úmido (conforme classificação climática de Köppen: Cwb, caracterizado por verões temperados) e Cwa (caracterizado por verões quentes) ao longo das regiões médias e inferiores; (Alvares et al., 2013; Reboita et al., 2015; Martins et al., 2018). A precipitação média anual varia de 1900 mm perto das nascentes para 1300 mm perto da junção com o Rio Paranaíba. O clima na bacia do São Francisco em Minas Gerais é subtropical úmido (classificação climática de Köppen: Cwa), mais abaixo, o clima é de savana tropical (classificação climática de Köppen: Aw - caracterizado por menores quantidades de chuva no inverno, e As - caracterizado por menores quantidades de chuva no verão). Nas partes superiores do São Francisco, a temperatura média anual e a precipitação são de 18-20°C e 1.600-1.900 mm, respectivamente. Os valores correspondentes para as regiões médias são de 20-24°C e 700-1.600 mm (Alvares et al., 2013; Reboita et al., 2015; Martins et al., 2018). A vegetação nas áreas amostradas apresenta uma alta heterogeneidade, tanto no que se refere ao domínio fitogeográfico, quanto ao tipo de cobertura florestal, abrangendo desde veredas até florestas nebulares (tabela 1). Essa diversidade também se estende aos solos e às variações de altitude.

A área total das parcelas amostradas em cada local está detalhada na Tabela 1, totalizando 913 unidades amostrais. As parcelas foram estabelecidas em duas dimensões: 20 m x 20 m ou 10 m x 40 m, proporcionando uma área total de 400 m<sup>2</sup> em cada parcela. A exceção, foi para as parcelas localizadas em IBI-01, com uma área de 200 m<sup>2</sup> por parcela, e para aquelas

localizadas em veredas (AGD-01, ALM-01, BRG-01, CPV-01, PDB-01, SFR-01), com uma área de 100 m<sup>2</sup> cada. Dentro de cada parcela, foram mensuradas todas as árvores com DAP (diâmetro à altura do peito= 1,30 m do solo)  $\geq$  3cm para as áreas localizadas em veredas, e DAP  $\geq$ 5cm para as demais áreas. A identificação das espécies arbóreas seguiu o APG IV (Angiosperm Phylogeny Group 2016; Chase et al. 2016) e foi realizada por especialistas na área ou por meio de consultas ao herbário.

### **Dados de solo**

As variáveis de solo foram obtidas a partir de amostras de 1 L de solo superficial (0-20 cm de profundidade) coletadas em cada parcela de cada local. O solo coletado foi armazenado em sacos plásticos, etiquetados e encaminhado a um laboratório autorizado de análise de solos, que seguiu o protocolo da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa, 1997). As variáveis químicas obtidas foram pH, fósforo (mg/cm<sup>3</sup>) (P), potássio (mg/cm<sup>3</sup>) (K), cálcio (cmol/dm<sup>3</sup>) (Ca), magnésio (cmol/dm<sup>3</sup>) (Mg), alumínio (cmol/dm<sup>3</sup>) /dm<sup>3</sup>) (Al), matéria orgânica do solo (dag/kg), acidez potencial (H + Al), soma de bases (SB), capacidade de troca catiônica (t), capacidade de troca catiônica em pH 7,0 (T), saturação de alumínio (m%) e saturação por bases (V%); as variáveis texturais foram porcentagem de areia (dag/kg), porcentagem de silte (dag/kg) e porcentagem de argila (dag/kg).

Após a avaliação preliminar de multicolinearidade (Dormann et al., 2013), onde foram excluídas as preditivas numéricas altamente correlacionadas. Assim, utilizou-se as seguintes variáveis de solo para as análises realizadas: P (fósforo), K (potássio), Ca (cálcio), Mg (magnésio), Al (alumínio), h+Al (acidez potencial), t (capacidade de troca de cátions efetiva), T (capacidade de troca de cátions a pH 7,0), MO (matéria orgânica), Silte e Argila.

### **Dados de Clima**

Foram utilizadas as coordenadas dos locais (latitude e longitude), e as 19 variáveis bioclimáticas (bio1–19) do WorldClim Global Climate Data repositório (Fick; Hijmans, 2017), de forma que as parcelas da mesma área foram atribuídas à mesma célula e, assim, tiveram o mesmo valor climático. As variáveis foram extraídas com 2,5 minutos de arco resolução espacial para o clima atual e o clima passado (Último Máximo Glacial-LGM). Para o clima futuro, projeções dos anos 2041-2060, 2061-2080, 2080-2100, foram extraídas com 30 segundos de arco. Os dados de clima atual são as variáveis bioclimáticas com a média dos anos 1970-2000. Para o LGM foi utilizado o GCM (Modelo Climático Global) MPI-ESM-P. Para clima futuro utilizou-se o GCM RM-ESM2-0 e o ssp370 (modelo que considera um cenário moderado) para todas as projeções do Coupled Model Intercomparison Project Phase 6 (CMIP6). Os dados climáticos foram obtidos no R usando os pacotes raster e sp (Hijmans 2017; Pebesma e Bivand 2005).

A partir da avaliação de multicolinearidade (Dormann et al., 2013) foram selecionadas seguintes variáveis: Para clima atual foram utilizadas as variáveis: BIO2 - Intervalo Diurno Médio, BIO4 - Sazonalidade de temperatura, BIO7 - Faixa anual de temperatura, BIO8 - Temperatura Média do Quarto Mais Úmido, BIO12 - Precipitação Anual, BIO13 - Precipitação do mês mais chuvoso, BIO16 - Precipitação do trimestre mais úmido. Para clima passado: BIO3 - Isotermalidade, BIO4 - Sazonalidade de temperatura, BIO6 - Temperatura mínima do mês mais frio, BIO8 - Temperatura Média do Quarto Mais Úmido, BIO13 - Precipitação do mês mais chuvoso, BIO15 - Sazonalidade da Precipitação (Coeficiente de Variação), BIO16 - Precipitação do trimestre mais úmido. Para clima futuro: para os anos de 2041-2060 (BIO3 - Isotermalidade e BIO 4 - sazonalidade de temperatura), anos 2061-2080 (BIO 2 - intervalo diurno médio e BIO 13 - precipitação do mês mais chuvoso) e para os anos de 2081-2100 apenas a BIO 13 - precipitação do mês mais chuvoso.

## **Filogenia**

Foi criada uma árvore filogenética ultramétrica para o conjunto completo de espécies (todas as espécies registradas nas parcelas) com a mega-árvore GBOTB.extended disponível no pacote V.PhyloMaker (Jin e Qian, 2019). A GBOTB.extended é a maior filogenia sintética de angiospermas disponível, compreendendo todas as famílias de plantas vasculares e 74.533 espécies (Araújo et al., 2022). Foi utilizado o cenário 3 da função, de modo que caso uma espécie estivesse ausente na mega-árvore, ela seria associada ao ponto médio do ramo do gênero ou da família, uma abordagem recomendada por Qian e Jin (2016).

Para caracterizar a história evolutiva das comunidades de árvores registradas em cada parcela, foram calculadas seis métricas filogenéticas utilizando o pacote picante (Kembel et al. 2010): diversidade filogenética (PD - Phylogenetic diversity, que é a soma dos comprimentos dos ramos da filogenia) (Faith 1992); distância filogenética média (MPD - Mean pairwise distance, que é a média dos comprimentos dos ramos que separam cada indivíduo registrado na filogenia); distância filogenética média do vizinho mais próximo (MNTD -Mean nearest taxon distance, que é a média dos comprimentos dos ramos que separam cada indivíduo de seu táxon mais próximo na parcela) (Webb 2000; Webb et al. 2002); e os tamanhos de efeito padronizados de cada uma (ses.PD, ses.MPD e ses.MNTD). As últimas variáveis foram obtidas comparando o valor observado de uma métrica em uma determinada parcela com o valor médio obtido atribuindo aleatoriamente diferentes espécies aos indivíduos dessa parcela e mantendo sua riqueza de espécies por meio de 1.000 iterações (Webb, 2000; Webb et al., 2002; Araújo et al., 2022). Enquanto ses.PD indica a diversidade evolutiva de uma comunidade local, independentemente da riqueza de espécies, ses.MPD e ses.MNTD indicam se as espécies nessa comunidade tendem a ser mais agrupadas ou mais dispersas filogeneticamente do que o esperado ao acaso (Webb, 2000; Webb et al., 2002; Araújo et al., 2022).

## **Análise de dados**

Todas as análises foram realizadas no software R versão 4.3.1 (R Core Team, 2024). Inicialmente, avaliou-se a multicolinearidade entre as variáveis preditivas, excluindo as variáveis com coeficiente de correlação (Pearson)  $> 0.70$  (Dormann et al., 2013). Assim, foram excluídas do modelo as preditivas numéricas altamente correlacionadas.

Posteriormente, para avaliar as relações entre as métricas (PD, MPD, MNTD, ses.PD, ses.MPD e ses.MNTD) e as variáveis de solo, clima atual, clima passado e clima futuro, utilizou-se o GLM (Modelo Linear Generalizado) com transformações box-cox para estabilizar a variância e tornar os dados mais próximos de uma distribuição normal (Box; Cox, 1964). Em seguida, foi realizada a análise de variância sobre o GLM para verificar o efeito significativo das variáveis preditoras sobre as variáveis resposta. Por fim, foram realizados gráficos de dispersão no software R, por meio do pacote ggplot (Wickham, 2016).

## **RESULTADOS**

### **Solo**

As variáveis P, K, Mg, T, MO e argila apresentaram p-valores baixos ( $p < 0,001$ ) em relação a PD, o que indica que são significativos (Tabela 2). Ou seja, esses parâmetros do solo são fortes preditores da diversidade filogenética nas comunidades. As variáveis K, Mg, T e MO apresentaram alta correlação positiva para as florestas de cabeceira localizadas em áreas de Cerrado, enquanto demonstraram relação inversa para as florestas de cabeceira da Mata Atlântica (figura 2). Entretanto, a variável P apontou correlação negativa para as áreas situadas nos dois domínios biogeográficos (Figura 2d), todavia, observou-se um padrão inverso para a variável argila nos mesmos domínios (Figura 2f). Com relação a ses.PD, a variável MO foi a única que apresentou valor significativo, com baixa correlação positiva para Cerrado e Mata Atlântica (Figura 3a).

Verificou-se que as variáveis P, K, Ca, Mg, T, MO e Argila demonstraram p-valores baixos ( $p < 0,05$  a  $0,001$ ), indicando que são significativas em relação a métrica MPD (Tabela 2). As correlações para os domínios Cerrado e Mata Atlântica seguiram os mesmos padrões apresentados em PD para cada variável de solo (Figura 3b, c, d, e, f, g e h). Em contraste, as variáveis H+Al, Al, t, e Silte exibiram valores mais altos ( $p > 0,05$ ), sugerindo que essas variáveis podem não ter uma influência considerável para explicar a variação na métrica MPD das comunidades estudadas (Tabela 2). As variáveis Ca, Mg, Al, T, t, MO e argila foram significativas em relação a métrica ses.MPD, de modo que, Ca, MO, T e t apresentaram correlação positiva para as áreas de Cerrado, e correlação negativa para Mata Atlântica, enquanto para a variável argila, ocorreu o efeito inverso (Figura 4b, d, f, g). Todavia, Mg e Al demonstraram correlação negativa para os mesmos domínios (Figura 4a, c).

A métrica MNTD apresentou resultados significativos ( $p < 0,05$ ) para todas as variáveis de solo, com exceção das variáveis H+Al e t. Al, K, Mg, silte e T demonstraram efeito negativo para as nascentes do Cerrado e efeito positivo para as nascentes de Mata Atlântica (Figura 5a, c, d, g, i). No caso da variável Ca, observou-se um efeito levemente positivo em ambos os domínios (Figura 5b). A análise revelou um efeito negativo da argila para a MNTD nas áreas de Cerrado, e uma tendência neutra para as áreas de Mata Atlântica (Figura 5h). Quanto à MO, verificou-se uma correlação positiva em ambos os domínios (Figura 5e). As variáveis Ca, Al, t e T foram as únicas que apresentaram valores significativos para a ses.MNTD. Demonstrou-se uma alta correlação negativa entre a variável Al e as nascentes localizadas no Cerrado, enquanto houve um efeito neutro para as nascentes da Mata Atlântica (Figura 6a). Entretanto, para Ca a correlação foi positiva para as áreas de Cerrado, e para as áreas de Mata Atlântica também ocorreu uma correlação neutra (Figura 6b). Foi observado uma baixa correlação positiva para Mata Atlântica em relação a variável T de modo que para Cerrado o efeito foi neutro (Figura 6c). Para a variável t ocorreu um alto efeito positivo para os dois domínios (Figura 6d).

### **Clima passado**

Para PD, verificou-se relações significativas para BIO3, BIO8, BIO13, BIO15 e BIO16 (Tabela 3). As parcelas localizadas em área de Cerrado tiveram alta correlação positiva com BIO3, BIO13, BIO16, e negativa para BIO8 e BIO15 (Figura 7), o que reflete a importância da precipitação ao longo do tempo para a diversidade filogenética das florestas de cabeceira dessa região biogeográfica. As parcelas localizadas em mata atlântica tiveram alta correlação negativa com BIO3, BIO13 e BIO16, e correlação positiva moderada para BIO8 e BIO15 (Figura 7), indicando que a precipitação não influencia positivamente a diversidade filogenética, que neste caso, é mais influenciada pela variabilidade da precipitação e pelas temperaturas médias dos quatro meses mais úmidos. Não houve resultados significativos para ses.PD em relação as variáveis de clima passado.

As variáveis BIO3, BIO13 e BIO15 foram significativas em relação a MPD, de modo que as duas primeiras variáveis apresentaram correlação positiva para as florestas de cabeceira da Cerrado, e negativa para as florestas de cabeceira da Mata Atlântica, enquanto a variável BIO15, demonstrou efeito inverso (Figura 8a, b, c). A métrica ses.MPD apresentou resultados significativos para todas as variáveis, com exceção de BIO8 e BIO15, que apresentaram p-valores mais altos (Figura 9).

A métrica MNTD apresentou relação significativa ( $p < 0,01$ ) para todas as variáveis, com exceção de BIO3 e BIO6. Em BIO4 a correlação foi negativa em ambos os domínios, enquanto para BIO15 o efeito foi inverso, com valores mais dispersos (Figura 10a e d). Em BIO8 o efeito foi altamente positivo, com valores mais agrupados para as áreas no Cerrado, e o efeito foi levemente positivo para as áreas de Mata Atlântica (Figura 10b). As variáveis BIO13 e BIO16 apresentaram correlação negativa para Cerrado e levemente positiva para Mata Atlântica (Figura 10c, e). Para ses.MNTD apenas as variáveis BIO4 e BIO6 apresentaram

significância, demonstrando a influência da temperatura para esta métrica. A análise demonstrou um efeito negativa em BIO4 para as florestas de cabeceira do Cerrado, e um efeito praticamente neutro para as florestas de cabeceira da Mata Atlântica (Figura 11a). Enquanto a BIO6 apresentou o efeito inverso para Cerrado e manteve o mesmo padrão para Mata Atlântica (Figura 11b).

### **Clima atual**

Todas as variáveis de clima atual estão altamente relacionadas ( $p < 0,001$ ) com à métrica PD (Tabela 3). A forte associação entre essas variáveis climáticas e a PD, sugere que as condições climáticas têm um impacto significativo na riqueza de espécies das comunidades. O intervalo diurno médio (BIO2) e a faixa anual de temperatura (BIO7) apresentaram correlações negativas para as áreas dos dois domínios, indicando que as variações de temperatura podem interferir negativamente na resposta das espécies a essas variações (Figura 12a, b). As variáveis BIO4, BIO12, BIO13 e BIO16 demonstraram efeito semelhante, de modo que as florestas de cabeceira do Cerrado apresentaram correlação positiva, enquanto as florestas de cabeceira da Mata Atlântica apresentaram correlação negativa (Figura 12c, d, e, f). Não houve resposta significativa das variáveis analisadas para a métrica ses.PD.

No que se refere a MPD, apenas as variáveis BIO2 e BIO13 não foram estatisticamente significativas em relação a essa métrica (Tabela 3). Na variável BIO4, observou-se um efeito aproximadamente neutro em relação aos dois domínios (Figura 13a). No entanto, no que tange à variável BIO7, constatou-se uma correlação negativa nos mesmos domínios (Figura 13b). Para BIO12 e BIO16, verificou-se um efeito semelhante, de modo que para as áreas de Cerrado houve correlação positiva e para as áreas de Mata Atlântica houve correlação negativa (Figura 13c, d). Isso sugere que o regime de chuvas pode desempenhar um papel significativo na forma como as espécies estão distribuídas ao longo do tempo evolutivo na comunidade. Ao analisar

os efeitos padronizados ao acaso por meio da *ses.MPD*, evidenciou-se que, dentre as variáveis consideradas, apenas BIO16 não demonstrou significância estatística em relação a essa métrica (Tabela 3). Em BIO2 e BIO7, observou-se efeito levemente positivo para os dois domínios, enquanto para BIO4 a correlação foi positiva apenas para as áreas de Mata Atlântica, e o inverso ocorreu para as áreas de Cerrado (Figura 14a, b, c). Os parâmetros BIO12 e BIO13 apresentaram poucas variações para as duas regiões biogeográficas (Figura 14d, e).

Todas as variáveis foram significativas ( $p < 0,05$ ) em relação a *MNTD*, indicando que diferentes aspectos climáticos analisados influenciam significativamente a distância filogenética média do táxon mais próximo para as comunidades (Tabela 3). As variáveis BIO2 e BIO7 apresentaram efeito semelhante, de forma que houve correlação positiva para os dois domínios (Figura 15a, c). Entretanto, para BIO4 e as variáveis relacionadas com a precipitação (BIO12, BIO13 e BIO16), observou-se um efeito negativo para as áreas de Cerrado, enquanto para as áreas de Mata Atlântica houve um efeito levemente positivo (Figura 15b, d, e, f). Os *p*-valores elevados ( $p > 0,05$ ) para todas as variáveis indicam que não há efeito estatisticamente significativo entre as condições climáticas específicas (BIO2, BIO4, BIO7, BIO12, BIO13 e BIO16) e a métrica *ses.MNTD*.

### **Clima futuro**

As projeções futuras para PD demonstraram valores significativos para todos períodos avaliados, de modo que para o período que compreende de 2041 a 2060, apenas a BIO4 apresentou *p*-valor significativo. A sazonalidade de temperatura (BIO4) apresentou correlação negativa com as áreas de Mata Atlântica e levemente positiva para as áreas de Cerrado. Para o período de 2061 a 2080, observou que em BIO2 houve um alto efeito positivo para Mata Atlântica e levemente negativo para Cerrado, enquanto para a variável BIO13 ocorreu comportamento inverso, semelhante ao efeito para BIO13 projetado para o período entre 2081

a 2100. Não foi observado nenhum resultado significativo para a métrica ses.PD entre os períodos analisados.

Em relação a métrica MPD, as variáveis BIO2 e BIO13 foram significativas para o período de 2061-2080, bem como a BIO13 para o período de 2081-2100. O Intervalo Diurno Médio (BIO2) demonstrou correlação positiva para os dois domínios, enquanto em BIO13, observou-se um efeito positivo para as áreas de Cerrado e negativo para Mata Atlântica, para os dois períodos supracitados. Para ses.MPD apenas BIO3, do período 2061-2080, apresentou p valor significativo ( $4.09E^{-05}$ ), apresentando efeito positivo para os dois domínios.

Para MNTD as projeções demonstraram p-valores significativos apenas para BIO3 e BIO4 para o período de 2041-2060, de maneira que foi observado um efeito positivo para Cerrado e levemente negativo para Mata Atlântica, enquanto para BIO4 ocorreu um comportamento inverso. Em ses.MNTD foram verificados p-valores significativos para BIO4, período de 2041-2060, e para BIO2, período de 2061-2080. A Sazonalidade de temperatura (BIO4) apresentou baixa correlação positiva com as florestas de cabeceira localizadas em Mata Atlântica, e efeito inverso para as florestas de cabeceira de Cerrado. Já o intervalo diurno médio mensal (BIO2) demonstrou correlação positiva para Cerrado e seu efeito foi levemente negativo para Mata Atlântica.

## **DISCUSSÃO**

### **Solo**

Este estudo é o primeiro a analisar as relações entre o efeito solo e as métricas de diversidade filogenética em florestas de cabeceiras, localizadas em nascentes das duas principais bacias hidrográficas do sudeste brasileiro. Alguns estudos recentes avaliam o efeito do solo associados a outros fatores na diversidade filogenética (Shigyo *et al.*, 2017; Campos *et al.*, 2021; Villa *et al.*, 2023). Nossos resultados demonstraram que os parâmetros do solo são

preditores importantes para a diversidade filogenética em algumas florestas de cabeceira localizadas no Cerrado e Mata Atlântica. Ao analisar padrões de variação da diversidade da vegetação de sub-bosque em diferentes gradientes altitudinais, Shigyo *et al.* (2017) observaram que diversidade taxonômica e filogenética foi mais influenciada pelas propriedades do solo, e os sinais filogenéticos na comunidade sugeriram fortes restrições as propriedades do solo. Entretanto, Aguirre-Gutiérrez *et al.*, (2020) verificaram que o conteúdo de nutrientes do solo, a acidez e a textura determinaram as mudanças observadas na diversidade filogenética em florestas da África Ocidental.

A correlação positiva das variáveis de solo para as florestas de cabeceira do Cerrado, indicam que a medida que os níveis desses elementos aumentam, a diversidade filogenética também aumenta. Uma maior quantidade de recursos em solos ricos em nutrientes permitirá a coexistência de mais espécies (Dantas; Batalha, 2011). Ao avaliar a relação solo-vegetação em Campos úmidos, Amorim e Batalha (2007) verificaram que houve maior relação com as concentrações de argila, matéria orgânica, saturação de alumínio, alumínio, fósforo e potássio, corroborando alguns dos resultados encontrados neste estudo. Para áreas de veredas, observou-se que esses locais são mais propensos a variar em riqueza de espécies, abundância e diversidade devido a ocorrência de mudanças na acidez e fertilidade do solo (Nunes *et al.*, 2022).

A composição florística de áreas de Mata Atlântica é fortemente moldada pelas propriedades do solo, com variações edáficas em pequena escala desempenhando um papel significativo na explicação da diversidade de espécies (Ramos *et al.*, 2023). Neste sentido, para as nascentes de Mata Atlântica, as correlações negativas de PD para variáveis como K, Mg, MO, P e T podem indicar que níveis elevados desses nutrientes podem levar a comunidades menos diversas, devido a exclusão competitiva em condições de solo mais férteis. Processos de diferenciação de nicho, como a competição, podem evitar que linhagens intimamente

relacionadas co-ocorram em ambientes com disponibilidade suficiente de recursos (Kraft et al., 2008; Shivaprakash et al., 2018). Além disso, K, Mg, P e MO podem estar relacionados ao pH do solo e à acidez, o que pode limitar a diversidade de espécies adaptadas a condições específicas de pH (Shigyo *et al.*, 2017). Todavia, a correlação positiva entre ses.PD e MO nas florestas de cabeceira de Cerrado e Mata Atlântica, sugere que locais com maiores níveis de matéria orgânica tendem a abrigar uma maior diversidade filogenética de espécies. Contudo, a correlação positiva com a argila pode estar ligada ao fato de que solos mais argilosos têm uma capacidade maior de armazenar nutrientes, o que se relaciona com a retenção de umidade, um fator fundamental em áreas de Mata Atlântica, caracterizada por um clima úmido. Reforçando nossos resultados, Terra *et al.* (2015) também verificaram correlação positiva com argila na distribuição de espécies em um remanescente florestal de Mata Atlântica. Desse modo, em escalas geográficas menores, a variação textural do solo, sugere um filtro ambiental forte à colonização de solos arenosos, e pobres em nutrientes (Cantidio & Souza, 2019).

Em relação a MPD, para as florestas de cabeceira localizadas no Cerrado, as correlações positivas (Ca, MO, K, Mg, T e argila) indicaram que espécies são favorecidas por solos mais ricos em nutrientes, sugerindo que uma maior heterogeneidade edáfica, promove a coexistência de espécies com características evolutivas distintas. Esse padrão anteriormente mencionado, provavelmente foi influenciado pelas nascentes localizadas em matas de galeria, que estão mais associadas a cursos d'água e solos mais húmidos (Oliveira-Filho & Ratter, 1995), apresentando alta especificidade para fatores ambientais como disponibilidade de água e fertilidade do solo (Haridasan, 2008; Bueno *et al.*, 2018). Esses tipos florestais tendem a ser mais ricos em espécies do que os outros tipos de vegetação no Domínio Cerrado (Oliveira-Filho & Ratter, 1995, 2000, 2002). Entretanto para as florestas de cabeceira localizadas na Mata Atlântica, as correlações negativas (Al, Ca, Mg, MO, T e t) em ses.MPD demonstraram que as características de solo avaliadas levam a uma menor distância filogenética entre as espécies, ou seja, a homogeneidade

edáfica, leva a coexistência de espécies com características evolutivas semelhantes. Similaridades filogenéticas relativamente altas foram encontradas entre diferentes tipos florestais da Mata Atlântica (Rezende et al.,2020). Neves *et al.*, 2021 também verificaram menor diversidade de linhagens em áreas úmidas do domínio da Mata Atlântica, porém elevada riqueza de espécies, justificando que esse fato pode ser devido à recente diversificação de espécies em áreas úmidas do domínio.

Dentre os padrões observados para solo, também é importante destacar as relações das métricas ses.MPD, MNTD e ses.MNTD com a variável alumínio (Al), de forma que para as florestas de cabeceira localizadas em Cerrado, ocorreu correlação negativa, o que indica que tanto em clados basais, como em clados terminais, as linhagens de espécies arbóreas do Cerrado, apresentam menor capacidade de desenvolvimento em ambientes com níveis elevados de alumínio, especialmente quando há limitação de nutrientes, resultando em agrupamento filogenético. Espécies tolerantes a esse nutriente podem ser acumuladoras ou excludoras de Al, de modo que, em fisionomias nativas do cerrado, as espécies acumuladoras representam uma parcela significativa da comunidade arbórea, sugerindo alguma vantagem competitiva em condições de solo ácido (Hadarisan, 2008). Ou seja, isso pode resultar na perpetuação de espécies com determinadas características evolutivas de adaptação, ocasionando a coexistência de espécies filogeneticamente semelhantes. Esse elemento, muitas vezes tóxico para as plantas, ocorre em altas concentrações e junto com a fertilidade do solo são dois dos fatores mais importantes e responsáveis pela variação estrutural e florística do Cerrado (Neri *et al.*, 2012). Contudo, a correlação positiva entre ses.MPD, MNTD e ses.MNTD com o cálcio (Ca) evidencia que ambientes com maior disponibilidade desse nutriente favorecem a coexistência de espécies filogeneticamente dispersas.

Quanto a algumas variáveis de solo como Mg, MO e T, para Mata Atlântica a correlação negativa em PD, MPD, ses.MPD pode indicar que grupos filogenéticos mais relacionados e

mais antigos são especializados em condições de solo específicas, enquanto a correlação positiva de MNTD pode sugerir uma diversificação de estratégias de exploração em clados mais recentes. A correlação positiva de MNTD pode refletir a diversificação filogenética recente em resposta à variabilidade ambiental. Neste sentido, os padrões observados podem estar relacionados com a hipótese do “pool de espécies”, indicando que as espécies têm uma tendência de preservar traços ancestrais que determinam as fronteiras do nicho (Wiens e Donoghue 2004; Harrison e Grace 2007; Crisp et al. 2009; Zobel, 2015). A conservação de nicho implica que as espécies tendem a manter características semelhantes às de seus antepassados ao longo da evolução (Zobel, 2015), e nesse caso há um pool de espécies colonizando as áreas de nascentes da Mata Atlântica. Essa hipótese assume que espécies intimamente relacionadas são funcionalmente mais semelhantes e, portanto, têm maior sobreposição em seus nichos ecológicos do que aquelas mais distantes (Connolly et al. 2011; Gerhold et al. 2015).

A análise entre os parâmetros do solo e as métricas de filogenia revelou relações importantes entre as características do ambiente e a evolução das espécies, de modo que as condições edáficas são um dos principais fatores limitantes para a vegetação, seja em áreas de Cerrado ou Mata Atlântica, ou até em florestas amazônicas (Hadarisan, 2008; Cantidio & Souza, 2019; Araújo *et al.*, 2022; Villa *et al.*, 2023). Logo, observou-se uma alta complexidade em relação as características de solos dos dois domínios fitogeográficos, de modo que, para a maioria das métricas e parâmetros analisados, ocorreu comportamento inverso entre as florestas de cabeceira da Mata Atlântica e do Cerrado. Neste sentido, demonstra-se os desafios e a importância de ações de conservação levando em consideração as especificidades de cada domínio, de maneira que, mesmo sendo áreas de nascentes, há comportamentos distintos desde sua origem evolutiva para cada domínio analisado.

## Clima

A filogenia e a especialização em diferentes nichos são fundamentais para compreender como a diversidade de habitat afeta as comunidades em termos de composição e estrutura filogenética (Baldeck et al., 2016). As variações nas condições climáticas, associadas aos processos históricos desempenham um papel fundamental na configuração dos padrões filogenéticos (Rezende et al. 2019). Algumas relações filogenéticas de PD e MPD com o clima passado (último máximo glacial) demonstraram efeitos negativos relacionados as variáveis de precipitação para as nascentes localizadas em Mata Atlântica, de modo que a influência da precipitação associada as baixas temperaturas do último máximo glacial (Arruda; Schaefer, 2020) podem ter levado a uma redução na diversidade de espécies. Mariano *et al.* (2020) também verificaram a redução da diversidade filogenética com a diminuição de temperaturas, sendo nesse caso, devido ao aumento da altitude em áreas de Mata Atlântica. O padrão observado é consistente com a hipótese do conservadorismo de nicho filogenético, que prevê mais agrupamentos filogenéticos em ambientes mais frios (Quian; Chen; Zhang, 2017). Em suma, nesse período glacial houve uma retração das formações florestais e expansão das formações sazonais abertas (Arruda; Schaefer, 2020). Entretanto, a correlação positiva com MNTD e ses.MPD, indica que o aumento da precipitação pode ter favorecido o desenvolvimento de clados terminais com espécies filogeneticamente distantes (consequentemente, menos aparentadas) e que a diversidade filogenética observada para clados basais é maior do que o esperado ao acaso, ou seja, uma estrutura filogenética mais agrupada, com maior semelhança entre espécies intimamente relacionadas nos ramos basais da árvore filogenética. Esses efeitos fornecem evidências do papel do paleoclima como filtro ambiental (Santos et al., 2021), atuando na seleção e distribuição de clados basais (corroborando a hipótese II), e consequentemente terminais, nas comunidades arbóreas atuais.

Nas florestas de cabeceira localizadas em Cerrado, as relações positivas com a precipitação e temperatura, especialmente em períodos mais frios (BIO6, BIO8, BIO13 e BIO16) indicam que essas variáveis favoreceram o aumento da diversidade filogenética, durante o último máximo glacial. Entretanto, em MNTD as relações demonstraram que em clados terminais, as espécies se mantiveram mais próximas filogeneticamente. Neste sentido, sabe-se que para as áreas de Cerrado existe um conservadorismo de nicho associado a história evolutiva das espécies, sugerindo a presença de fortes filtros ambientais, que levam ao agrupamento filogenético de espécies com traços funcionais semelhantes (Domen, 2018). O filtro ambiental reflete o nicho ecológico fundamental da espécie (Leonov, 2023).

Em relação as análises de clima atual, as correlações negativas de PD e MNTD com as variáveis bioclimáticas de temperatura - Intervalo diurno médio e faixa anual de temperatura para PD) e precipitação (precipitação anual, precipitação do mês mais chuvoso e precipitação do trimestre mais úmido para MNTD), para as florestas de cabeceira localizadas em Cerrado, demonstram que o aumento da temperatura ocasiona a redução na diversidade filogenética, de modo que essas áreas podem já estar em um limite climático (Aguirre-Gutiérrez et al, 2020). O efeito negativo da precipitação em MNTD e positivo em PD se deve possivelmente à influência da precipitação na promoção da coexistência de espécies mais relacionadas filogeneticamente, aumentando assim a diversidade filogenética. Por outro lado, maior precipitação também pode facilitar a dispersão de espécies mais distantes filogeneticamente, reduzindo assim MNTD. Consolidando essa ideia, Aguirre-Gutiérrez *et al.*, (2020) verificaram que as florestas mais secas (que passaram por diminuição na disponibilidade de água) sofreram mais com a redução dos níveis de umidade do que florestas mais úmidas.

Contudo, para a Mata Atlântica, o efeito negativo da precipitação na diversidade filogenética (PD) e em níveis filogenéticos basais (MPD), destaca a influência dessa variável desde a colonização de linhagens antigas, considerando que em excesso, os níveis de

precipitação podem ocasionar em redução da diversidade filogenética. Confirmando nossos resultados Neves et al. (2020) verificaram que diversidade evolutiva na América do Sul não aumenta continuamente com as chuvas. Os autores observaram que a maior diversidade evolutiva é encontrada em regimes intermediários de precipitação, de modo que, há um declínio na diversidade evolutiva acima de 1.490 mm de precipitação média anual. Alguns estudos demonstram a importância da precipitação na distribuição da diversidade evolutiva do domínio da Mata Atlântica (Cantídio & Souza, 2019; Neves et al., 2020; Rezende et al., 2020). Entretanto, a resposta positiva de MNTD e ses.MPD a todas as variáveis climáticas, indica que o clima atual contribuiu para a coexistência dos clados terminais e para os clados basais que estão filogeneticamente mais distantes do que o esperado ao acaso em nascentes da Mata Atlântica. Reforçando os resultados de Neves et al. (2021), de que a elevada riqueza de espécies em áreas úmidas, ocorre devido à diversificação mais recente de espécies nessas áreas.

O clima é, de fato, o principal impulsionador da variação na diversidade filogenética em florestas da América do Sul (Rezende et al., 2017). As projeções para o clima futuro consideraram um cenário moderado (SSP 3-7.0), onde as chuvas tendem a diminuir na região amazônica e aumentar no centro sul do Brasil, enquanto a temperatura pode aumentar de 1.6 °C a 3°C no sudeste do Brasil, conforme projeções do Coupled Model Intercomparison Project Phase 6 (CMIP6). O cenário previsto para os anos de 2040-2060, na Mata Atlântica, onde as condições são mais úmidas e estáveis ao longo do ano, com variações sazonais significativas na temperatura indicam correlação negativa para PD (BIO4), ocasionando redução na riqueza de espécies. Por outro lado, no Cerrado, um bioma caracterizado por estações secas e úmidas distintas, a sazonalidade da temperatura (BIO4) pode proporcionar nichos ecológicos variados que favorecem a coexistência de diferentes linhagens filogenéticas, levando a um aumento da diversidade filogenética (PD). Entretanto, as respostas de MNTD e ses.MNTD, indicam que clados terminais poderão se beneficiar de variações sazonais da temperatura (BIO4), levando a

uma maior diversificação de linhagens na Mata Atlântica, enquanto no Cerrado poderá ocorrer a manutenção de espécies filogeneticamente semelhantes.

As projeções para os anos de 2061-2080 indicam respostas negativas de PD, MPD e  $\text{ses.MNTD}$  em relação ao aumento da precipitação para as nascentes de Mata Atlântica. Desse modo, as mudanças climáticas afetarão a distribuição de comunidades que têm linhagens filogenéticas estritamente relacionadas às condições climáticas (Mariano *et al.*, 2020), como por exemplos as florestas nebulares. Em contraste, as métricas para as nascentes localizadas no Cerrado, respondem positivamente ao aumento da precipitação. As linhagens adaptadas a ambientes menos úmidos, com o aumento da disponibilidade hídrica, saem de um extremo, e assim possuem capacidade de adaptação em condições intermediárias (Neves *et al.*, 2020). Todavia, em relação ao intervalo diurno médio (BIO2), o padrão observado sugere que variações diárias na temperatura estão associadas a uma maior diversidade de linhagens filogenéticas na Mata Atlântica. O  $\text{ses.MPD}$  positivo para os dois domínios indica que a diversidade filogenética observada é maior do que o esperado aleatoriamente, refletindo em uma estruturação não aleatória dessas nascentes. Além disso, o efeito negativo do  $\text{ses.MNTD}$  para Mata Atlântica e positivo para o Cerrado, sugere um maior agrupamento filogenético em clados terminais nas comunidades da Mata Atlântica e uma distribuição menos homogênea das linhagens filogenéticas no Cerrado.

As temperaturas mais altas e a precipitação com menos variação sazonal podem explicar a maior riqueza de espécies e diversidade filogenética encontrada para as florestas atlânticas e semi-decíduas do Cerrado (Rezende *et al.*, 2020). Todavia, para as projeções entre os anos de 2081-2100, em relação a PD e MPD, o padrão de redução da diversidade filogenética com o aumento da precipitação em nascentes de Mata Atlântica se manteve, diferente do efeito observado para as nascentes do Cerrado. Com isso, a perda em relação a diversidade de espécies e história evolutiva na Mata Atlântica pode ser irreparável (Massante e Gastauer, 2022).

Desse modo, o que pode ser um risco de perda de espécies em um domínio, em contrapartida, pode se tornar uma oportunidade de colonização de novas espécies em outro, levando a uma reconfiguração nas comunidades. Esses resultados sugerem que os processos baseados em nichos desempenham um papel importante na condução de padrões de estrutura filogenética em comunidades locais (Quian; Chen; Zhang, 2017). Neste sentido, as linhagens capazes de se propagar apenas sob condições ambientais restritas podem ser fortemente influenciadas pelas mudanças climáticas (Mariano *et al.*, 2020), que são uma forte ameaça as nascentes localizadas no domínio da Mata Atlântica e do Cerrado, e apresentam potencial de ocasionar sérias mudanças na composição filogenética desses locais, conforme previsto na hipótese III.

## CONCLUSÃO

O solo atua como um forte preditor da diversidade filogenética em nascentes tanto do Cerrado, quanto da Mata Atlântica, de modo que, para a maioria dos parâmetros analisados, houve predominância de correlações com comportamento inverso para cada domínio. Em relação ao clima passado, as condições climáticas do último máximo glacial desempenharam um papel importante no aumento da diversidade filogenética em florestas de cabeceira do Cerrado. Por outro lado, os efeitos negativos das baixas temperaturas e da precipitação para as florestas de cabeceira da Mata Atlântica, levaram a uma redução na diversidade filogenética, conforme sugerido pela hipótese do conservadorismo de nicho filogenético. Embora o clima atual também desempenhe um papel importante na diversidade evolutiva dessas áreas, as projeções climáticas futuras indicam mudanças na diversidade filogenética, ocasionando um *turnover* das comunidades em florestas de cabeceira. Esses resultados reforçam a importância de considerar características edáficas e características climáticas atuais e futuras ao planejar ações de conservação para as florestas de cabeceira.

### 3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Espera-se que as informações apresentadas possam subsidiar ações de conservação para as áreas das nascentes, principalmente frente ao cenário de mudanças climáticas, destacando o papel da vegetação na regulação do ciclo hidrológico, bem como os diversos serviços ecossistêmicos prestados, e com isso garantir a resiliência desses ecossistemas e a manutenção da diversidade filogenética nesses locais. Este é o primeiro trabalho que analisa o efeito de filtros ambientais, como solo e clima, em diferentes escalas temporais (passado, atual e futuro), para nascentes em dois domínios fitogeográficos brasileiros, preenchendo a lacuna mencionada por Quian, Chen e Zhang (2017), que cita a necessidade de combinar solo e clima. Este trabalho foi ainda mais completo, com a inclusão de projeções climáticas futuras. Ao abranger as duas principais bacias hidrográficas do sudeste brasileiro, esse trabalho fornece *insights* valiosos sobre a interação entre os fatores ambientais e a diversidade filogenética associada às nascentes. Recomenda-se que sejam realizados outros tipos de análises, a exemplo por tipo florestal, para avaliar esses efeitos de forma mais independente para cada domínio, contribuindo também para orientar outras estratégias de manejo e conservação eficazes nas nascentes.

### REFERÊNCIAS

Aguirre-Gutiérrez J, Malhi Y, Lewis SL, Fauset S et al (2020). Long-term droughts may drive drier tropical forests towards increased functional, taxonomic and phylogenetic homogeneity. *Nature Communications* 11: 1-10. <http://dx.doi.org/10.1038/s41467-020-16973-4>

Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC et al (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorol Zeitschrift* 22:711–728. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>

Amorim PK, Batalha MA (2007). Soil-vegetation relationships in hyperseasonal cerrado, seasonal cerrado, and wet grassland in Emas National Park (central Brazil). *Acta Oecologica* 32: 319-327. <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2007.06.003>

Araujo FC, Aguiar-Campos N, Souza CR, Paula EP, Santos RM (2022). Old climatically-buffered infertile landscapes (OCBILs): more than harsh habitats, atlantic forest inselbergs can be drivers of evolutionary diversity. *Journal Of Mountain Science*, 19: 2528-2543. <http://dx.doi.org/10.1007/s11629-021-7013-y>

Arruda DM, Schaefer CEG (2020). Dinâmica climática e biogeográfica do Brasil no Último Máximo Glacial: o estado da arte. *Estudos Avançados*, 34: 187-198. <http://dx.doi.org/10.1590/s0103-4014.2020.3498.012>

Baldeck CA, Kembel SW, Harms KE, Yavitt JB et al (2016). Phylogenetic turnover along local environmental gradients in tropical forest communities. *Oecologia*, 182: 547-557. <http://dx.doi.org/10.1007/s00442-016-3686-2>

Box GEP, Cox DR (1964). An Analysis of Transformations. *Journal Of The Royal Statistical Society Series B: Statistical Methodology*, 26 (2): 211-243. <http://dx.doi.org/10.1111/j.2517-6161.1964.tb00553.x>

Bueno ML, Dexter KG, Pennington RT, Pontara V, et al (2018). The environmental triangle of the Cerrado Domain: ecological factors driving shifts in tree species composition between forests and savannas. *Journal Of Ecology*, 106: 2109-2120. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2745.12969>

Campos PV, Schaefer CEGR, Pontara V, Xavier MVB, et al (2021). Local-scale environmental filtering shape plant taxonomic and phylogenetic diversity in an isolated Amazonian tepui (Tepequém table mountain). *Evolutionary Ecology*, 36: 55-73. <http://dx.doi.org/10.1007/s10682-021-10141-w>

Canditio LS, Souza AF (2019). Aridity, soil and biome stability influence plant ecoregions in the Atlantic Forest, a biodiversity hotspot in South America. *Ecography*, 42, 1887–1898. <https://doi.org/10.1111/ecog.04564>

Chase MW, Christenhusz MJM, Fay MF, et al. (2016) An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society* 181:1–20. <https://doi.org/10.1111/boj.12385>

Capon SJ, Chambers LE, Nally RM, Naiman RJ et al (2013). Riparian Ecosystems in the 21st Century: hotspots for climate change adaptation?. *Ecosystems*, 16: 359-381. <http://dx.doi.org/10.1007/s10021-013-9656-1>

Connolly J, Cadotte MW, Brophy C, Dooley A, Finn J, Kirwan L, Roscher C, Weigelt A (2011) Phylogenetically diverse grasslands are associated with pairwise interspecific processes that increase biomass. *Ecology* 92:1385–1392. <https://doi.org/10.1890/10-2270.1>

Crisp MD, Arroyo MTK, Cook LG, Gandolfo MA et al (2009). Phylogenetic biome conservatism on a global scale. *Nature* 458: 754-756. <https://doi.org/10.1038/nature07764>

Crisp MD, Cook LG (2012). Phylogenetic niche conservatism: what are the underlying evolutionary and ecological causes?. *New Phytologist*, 196: 681-694. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1469-8137.2012.04298.x>

Dantas VL, Batalha MA (2011). Vegetation structure: fine scale relationships with soil in a cerrado site. *Flora - Morphology, Distribution, Functional Ecology Of Plants*, 206:341-346. <http://dx.doi.org/10.1016/j.flora.2010.11.003>.

Diaz, S., Cabido, M., Zak, M., Carretero, E.M. & Aranibar, J. (1999) Plant functional traits, ecosystem structure and land-use history along a climatic gradient in central-western Argentina. *Journal of Vegetation Science*, 10, 651–660. <https://doi.org/10.2307/3237080>

Domen, YSM (2018). Efeito dos filtros ambientais na estrutura filogenética de um cerrado. Universidade Federal de Viçosa. <https://www.locus.ufv.br/bitstream/123456789/21188/1/texto%20completo.pdf>. Accessed 15 january 2024.

Dormann et al (2013). Collinearity: A review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36(1): 27-46. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2012.07348.x>

EMBRAPA (1997) Manual de métodos de análise de solos, 2nd edn. EMBRAPA/Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro.

Faith DP (1992) Conservation evaluation and phylogenetic diversity. *Biol Conserv* 61(1): 1-10. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(92\)91201-3](https://doi.org/10.1016/0006-3207(92)91201-3)

Fernandes MR, Segurado P, Jauch E, Ferreira MT (2016) Riparian responses to extreme climate and land-use change scenarios. *Science Total Environment*. 569–570:145–158. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.06.099>

Fick SE, Hijmans RJ (2017). WorldClim 2: novas superfícies climáticas com resolução espacial de 1 km para áreas terrestres globais. *Jornal Internacional de Climatologia* 37 (12): 4302-4315. <https://doi.org/10.1002/joc.5086>

Gerhold P, Cahill JF Jr, Winter M, Bartish I, Prinzing A (2015) Phylogenetic patterns are not proxies of community assembly mechanisms (they are far better). *Functional Ecology* 29:600–614. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12425>

Haridasan, M (2008). Nutritional adaptations of native plants of the cerrado biome in acid soils. *Brazilian Journal of Plant Physiology*, 20(3):183-195. <https://doi.org/10.1590/S1677-04202008000300003>

Harrison S, Grace JB (2007). Biogeographic affinity helps explain productivity–richness relationships at regional and local scales. *The American Naturalist* 170: S5–S15. <https://doi.org/10.1086/519010>

Harrison S, Spasojevic MJ, Li D (2020). Climate and plant community diversity in space and time. *Proceedings Of The National Academy Of Sciences*, 117: 4464-4470. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.1921724117>

Hijmans RJ (2017). Raster: Geographic Data Analysis and Modeling. R Package Version 2.6-7. <https://cran.r-project.org/package=raster>

Jin Y, Qian H (2019) V.PhyloMaker: an R package that can generate very large phylogenies for vascular plants. *Ecography* 42(8) 1353-1359. <https://doi.org/10.1111/ecog.04434>

Kembel SW, Cowan PD, Helmus MR, et al. (2010) picante: R tools for integrating phylogenies and ecology. *Bioinformatics*, 26(11): 1463-1464. <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btq166>

Kraft NJB, Adler PB, Godoy O, James EC et al (2015). Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Functional Ecology*, 29( 5): 592-599. <http://dx.doi.org/10.1111/1365-2435.12345>.

Kraft NJ, Valencia R, Ackerly DD (2008) Functional traits and niche-based tree community assembly in an Amazonian forest. *Science* 322:580–582

Leonov, V.D. Stochastic and Deterministic Processes in the Establishment of Taxonomic, Functional and Phylogenetic Diversity of Ecological Communities: A Review of Modern Concepts. *Russian Journal of Ecology* 54, 251–265 (2023).  
<https://doi.org/10.1134/S1067413623040057>

Mariano RF, Rezende VL, Mendes CN, Santos RM et al (2020). Phylogenetic beta diversity in an upper montane Atlantic Forest along an altitudinal gradient. *Plant Ecology*, 221(8): 671-682.  
<http://dx.doi.org/10.1007/s11258-020-01041-0>

Massante JC, Gastauer M (2022). Evolutionary history of marginal habitats regulates the diversity of tree communities in the Atlantic Forest. *Annals Of Botany*, 131: 261-274.  
<http://dx.doi.org/10.1093/aob/mcac111>

Martins FB, Gonzaga G, dos Santos DF, *et al.* (2018). Classificação climática de Köppen e de Thornthwaite para Minas Gerais: cenário atual e projeções futuras. *Revista Brasileira de Climatologia*, 1, 14:129-156. <https://doi.org/10.5380/abclima.v1i0.60896>

Neri AV, Schaefer CEGR, Silva AF, Souza AL, Ferreira Junior WG, Meira-Neto JA. A. (2012). The influence of soils on the floristic composition and community structure of an area of Brazilian Cerrado vegetation. *Edinburgh Journal of Botany*, 69, 1–27.  
<https://doi.org/10.1017/S0960428611000382>

Neves DM, Dexter KG, Baker TR, Souza FC, Oliveira-Filho AT et al (2020). Evolutionary diversity in tropical tree communities peaks at intermediate precipitation. *Scientific Reports*, 24, 1–7. <https://doi.org/10.5061/dryad.gf1vh hmk0>

Neves DM, Kerkhoff AJ, Echeverría-Londoño S, Merow C et al (2021). The adaptive challenge of extreme conditions shapes evolutionary diversity of plant assemblages at continental scales. *Proceedings Of The National Academy Of Sciences*, 118 (37): e2021132118. <http://dx.doi.org/10.1073/pnas.2021132118>.

Nunes YRF, Souza CS, Azevedo IF, Oliveira OS et al (2022). Vegetation structure and edaphic factors in veredas reflect different conservation status in these threatened areas. *Forest Ecosystems*, 9: 100036. <http://dx.doi.org/10.1016/j.fecs.2022.100036>

Oliveira-Filho AT, Ratter JA (1995). Um estudo da origem das florestas do Brasil Central pela análise dos padrões de distribuição das espécies vegetais. *Edinburgh Journal of Botany*, 52: 141-194. <https://doi.org/10.1017/S0960428600000949>

Oliveira-Filho AT, Ratter JA (2000). Padrões florísticos das matas ciliares da região do cerrado e a evolução das paisagens do Brasil Central durante o Quaternário Tardio. In RR Rodrigues & HF Leitão Filho (Eds.). *Matas ciliares: Conservação e recuperação*. São Paulo, pp. 73-89.

Oliveira-Filho AT, Ratter JA (2002). Fisionomias da vegetação e flora lenhosa do bioma cerrado. In PS Oliveira & RJ Marquês (Eds.), *Os cerrados do Brasil*. Nova York, pp. 91-120. <https://doi.org/10.7312/oliv12042>

Pebesma EJ, Bivand RS (2005) Classes and Methods for Spatial Data in R. *R News* 5 (2). <https://cran.r-project.org/doc/Rnews/>

Qian H, Jin Y (2016) An updated megaphylogeny of plants, a tool for generating plant phylogenies and an analysis of phylogenetic community structure. *Journal of Plant Ecology* 9 (2): 233-239. <https://doi.org/10.1093/jpe/rtv047>

Qian H, Chen S, Zhang J-L (2017). Disentangling environmental and spatial effects on phylogenetic structure of angiosperm tree communities in China. *Scientific Reports*, 7: 5434. <http://dx.doi.org/10.1038/s41598-017-04679-5>.

R Core Team (2024) R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing.

Reboita MS, Rodrigues M, Silva LF, et al (2015). Aspectos climáticos do estado de minas gerais. *Revista brasileira de Climatologia*, 17: 206-226. <http://dx.doi.org/10.5380/abclima.v17i0.41493>

Rezende VL, Dexter KG, Pennington RT, Oliveira-Filho AT (2017). Geographical variation in the evolutionary diversity of tree communities across southern South America. *Journal Of Biogeography*, 44: 2365-2375. <http://dx.doi.org/10.1111/jbi.13013>.

Rezende VL, Pontara V, Bueno ML, Berg EVD, Oliveira-Filho AT (2019). Climate and evolutionary history define the phylogenetic diversity of vegetation types in the central region of South America. *Oecologia*, 192: 191-200. <http://dx.doi.org/10.1007/s00442-019-04561-3>.

Rezende VL, Pontara V, Bueno ML, Berg EVD et al (2020). Phylogenetic regionalization of tree assemblages reveals novel patterns of evolutionary affinities in the Atlantic Forest. *Journal Of Biogeography*, 48(4): 798-810. <http://dx.doi.org/10.1111/jbi.14038>.

Santos ABM, Maia VA, Souza CR, Fagundes NCA et al (2021). Disentangling spatial, environmental and historical effects on tropical forest tree species turnover. *Journal Of Plant Ecology*, 14(4): 717-729. <http://dx.doi.org/10.1093/jpe/rtab027>

Shigyo N, Umeki K, Ohashi H, Kawada K et al (2017). Phylogenetic constraints to soil properties determine elevational diversity gradients of forest understory vegetation. *Plant Ecology*, 218(7): 821-834. <http://dx.doi.org/10.1007/s11258-017-0732-z>

Shivaprakash KN ,Ramesh BR, Umashaanker, R, Dayanandan S (2018). Functional trait and community phylogenetic analyses reveal environmental filtering as the major determinant of assembly of tropical forest tree communities in the Western Ghats biodiversity hotspot in India. *Forest Ecosystems*, 5: 25. <http://dx.doi.org/10.1186/s40663-018-0144-0>

Svenning J-C, Eiserhardt WL, Normand S et al. The Influence of Paleoclimate on Present-Day Patterns in Biodiversity and Ecosystems. *Annual Review Of Ecology, Evolution, And Systematics*, 46: 551-572. <http://dx.doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-112414-054314>

Terra MCNS, Mello JM, Mello CR, Santos RM et al (2015). Influência topo-edafo-climática na vegetação de um fragmento de Mata Atlântica na Serra da Mantiqueira, MG. *Ambiente e Agua - An Interdisciplinary Journal Of Applied Science*, 10 928-942. <http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.1705>

Villa PM, Meira-Neto JAA, Diniz ES, Ali, A et al (2023). Soil factors rather than stand age drive tree phylogenetic diversity along Amazon Forest succession. *Ecological Engineering*, 189: 106915. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2023.106915>

Webb CO (2000). Exploring the phylogenetic structure of ecological communities: an example for rain forest trees. *Am Nat*, 156(2): 145-155. <https://doi.org/10.1086/303378>

Webb CO, Ackerly DD, et al. (2002) Phylogenies and community ecology. *Ann Rev* 33: 475-505. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150448>

Weiher, E, Paul AK (1995). The Assembly of Experimental Wetland Plant Communities. *Oikos*, 73(3): 323–35. <https://doi.org/10.2307/3545956>

Wiens JJ, Donoghue MJ (2004). Historical biogeography, ecology and species richness. *Trends in Ecology & Evolution* 19:639–644. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.09.011>

Wickham H (2016). *ggplot2: Elegant Graphics for Data Analysis*. Springer-Verlag New York. ISBN 978-3-319-24277-4, <https://ggplot2.tidyverse.org>

Zobel M (2015). The species pool concept as a framework for studying patterns of plant diversity.  
Journal Of Vegetation Science, 27: 8-18. <http://dx.doi.org/10.1111/jvs.12333>

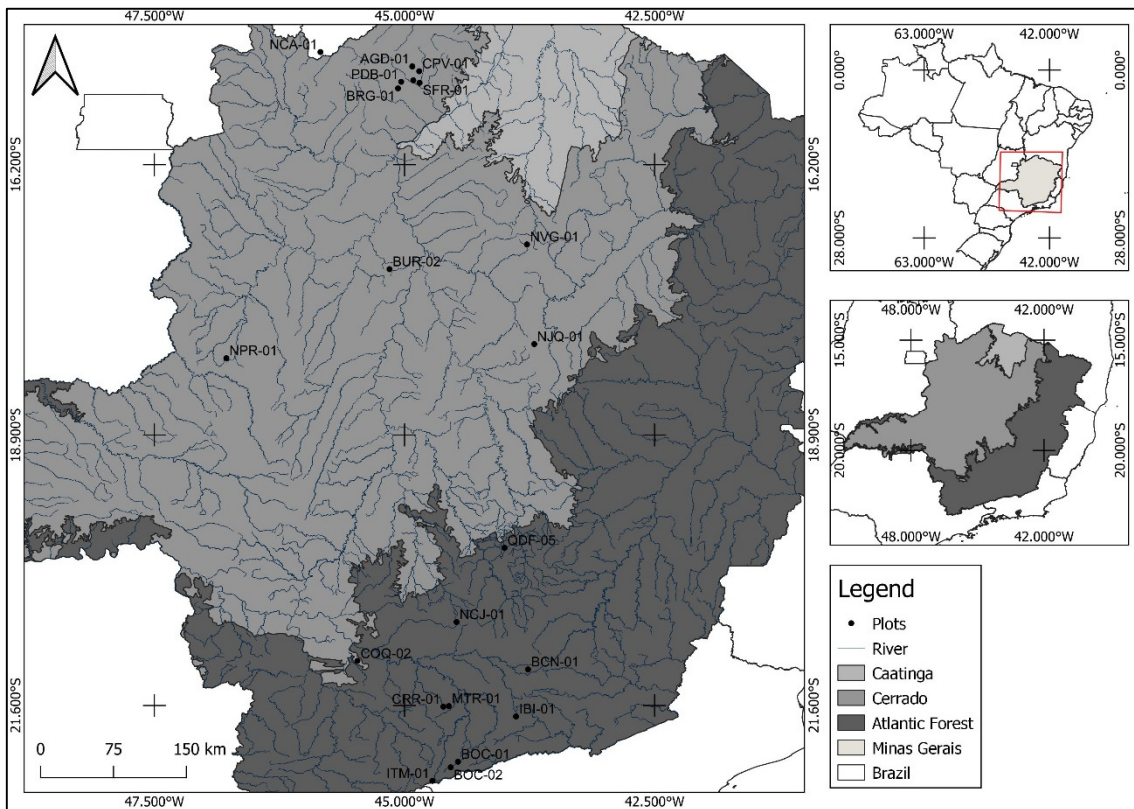


Figura 1: Localização dos 21 sítios amostrados no estado de Minas Gerais, Brasil.

Tabela 1: Características gerais das áreas onde os dados foram coletados.

Plot Code	Região biogeográfica	Tipo florestal	Área amostrada (ha)	Latitude	Longitude	Altitude (m)
AGD-01	Cerrado	Vereda	1	-15.221.861	-44.922.556	654
ALM-01	Cerrado	Vereda	1	-15.360.333	-44.912.750	580
BCN-01	Atlantic Forest	Floresta ombrófila	1,52	-21,24083333	-43,7658333	1200
BOC-01	Atlantic Forest	Floresta ombrófila paludosa	0,4	-22,161732	-44,465836	1151
BOC-02	Atlantic Forest	Floresta ombrófila	1,04	-22,2175	-44,5389	1285
BRG-01	Cerrado	Vereda	1	-15.440.722	-45.065.278	597
BUR-02	Cerrado	Mata de galeria sazonalmente alagada	0,76	-17,24	-45,15	735
COQ-02	Atlantic Forest	Floresta semidecidual paludosa	1	-21,1553	-45,4714	824
CPV-01	Cerrado	Vereda	1	-15.269.508	-44.853.628	637

CRR-01	Atlantic Forest	Floresta ombrófila nebular	1,2	-21,6121	-44,612	1491
IBI-01	Atlantic Forest	Floresta ombrófila nebular	0,96	-21,7103	-43,8855	1403
ITM-02	Atlantic Forest	Floresta nebular	1	-22,352771	-44,721753	2416
MTR-01	Atlantic Forest	Floresta estacional semidecidual	1,2	-21,6069	-44,5569	1300
NCA-01	Cerrado	Mata de galeria sazonalmente alagada	1	-15,07861111	-45,8408333	820
NJC-01	Atlantic Forest	Floresta estacional semidecidual paludosa	0,76	-20,7676358	-44,4804528	1130
NJQ-01	Atlantic Forest	Floresta estacional semidecidual	1	-17,98577778	-43,7033111	930
NPR-01	Cerrado	Mata de galeria sazonalmente alagada	1	-18,12639167	-46,7815722	850
NVG-01	Cerrado	Floresta estacional decidual	1	-16,993725	-43,775975	770
PDB-01	Cerrado	Vereda	1	-15.375.056	-45.033.381	591
QDF-05	Cerrado	Floresta estacional semidecidual	0,2	-20,026778	-44,000893	1109
SFR-01	Cerrado	Vereda	1	-15.384.556	-44.849.889	571

Tabela 2: Efeito das métricas (PD, ses.PD, MPD, ses.MPD, MNTD e ses.MNTD) em relação as variáveis de solo: P (fósforo), K (potássio), Ca (cálcio), Mg (magnésio), Al (alumínio), H+Al (acidez potencial), t (capacidade de troca de cátions efetiva), T (capacidade de troca de cátions a pH 7,0), MO (matéria orgânica), Silte e Argila.

PD	LR Chisq	P valor	
P	68.428	< 2.2e-16	***
K	27.752	1.38E-07	***
Ca	2.567	0.10911	
Mg	41.967	9.28E-11	***
Al	1.429	0.23196	
H+Al	0.697	0.40393	
t	3.296	0.06944	.
T	83.116	< 2.2e-16	***
MO	62.701	2.41E-15	***
Silte	0.455	0.50001	
Argila	69.581	< 2.2e-16	***
<b>ses.PD</b>			
P	0.5983	0.43924	
K	0.0051	0.9432	
Ca	0.4188	0.51752	
Mg	0.4676	0.49411	
Al	1.2446	0.26459	
H+Al	0.0232	0.87889	
t	0.9444	0.33116	
T	0	0.99601	
MO	5.3307	0.02095	*
Silte	0.3932	0.5306	
Argila	1.1567	0.28215	
<b>MPD</b>			
P	65.736	5.16E-16	***
K	11.622	0.000652	***
Ca	4.308	0.037927	*
Mg	6.446	0.01112	*
Al	0.183	0.669138	

H+Al	0	0.997721	
t	0.576	0.448076	
T	34.222	4.92E-09	***
MO	20.621	5.60E-06	***
Silte	3.395	0.06539	.
Argila	13.516	0.000237	***
ses.MPD			
P	0.0123	0.911521	
K	0.2273	0.633525	
Ca	6.0478	0.013924	*
Mg	7.7906	0.005252	**
Al	4.6518	0.031021	*
H+Al	0.2728	0.601462	
t	7.5858	0.005883	**
T	5.7291	0.016686	*
MO	30.9365	2.67E-08	***
Silte	0.0122	0.912134	
Argila	5.5373	0.018616	*
MNTD			
P	31.711	1.79E-08	***
K	5.152	0.023219	*
Ca	8.817	0.002985	**
Mg	7.76	0.005343	**
Al	9.089	0.002572	**
H+Al	2.718	0.099241	.
t	1.343	0.246528	
T	27.911	1.27E-07	***
MO	50.925	9.60E-13	***
Silte	21.277	3.98E-06	***
Argila	31.028	2.54E-08	***
ses.MNTD			
P	0.5939	0.440901	
K	3.075	0.079507	.
Ca	8.8538	0.002925	**
Mg	0.1323	0.71606	

Al	6.8115	0.009057	**
H+Al	0.7264	0.394046	
t	4.5836	0.032278	*
T	4.6219	0.031566	*
MO	3.1182	0.077421	.
Silte	0.761	0.383008	
Argila	0.6729	0.412049	

---

Tabela 3: Efeito das métricas (PD, ses.PD, MPD, ses.MPD, MNTD e ses.MNTD) em relação as variáveis de clima atual (BIO2, BIO4, BIO7, BIO12, BIO13 e BIO16) e as variáveis clima passado (BIO3, BIO4, BIO6, BIO8, BIO13, BIO15 e BIO16).

PD	LR Chisq	P valor		PD	LR Chisq	P valor	
BIO2	25.402	4.653E-07	***	BIO3	8.546	0.003462	**
BIO4	237.457	< 2.2e-16	***	BIO4	1.197	0.273901	
BIO7	71.14	< 2.2e-16	***	BIO6	2.301	0.129267	
BIO12	30.82	2.832E-08	***	BIO8	5.986	0.014423	*
BIO13	11.31	0.0007709	***	BIO13	58.242	2.32E-14	***
BIO16	56.051	7.06E-14	***	BIO15	116.955	< 2.2e-16	***
				BIO16	39.725	2.92E-10	***
<b>ses.PD</b>				<b>ses.PD</b>			
BIO2	0.23132	0.63055		BIO3	0.73019	0.3928	
BIO4	0.00637	0.93638		BIO4	0.04475	0.8325	
BIO7	0.12804	0.72047		BIO6	0.58851	0.443	
BIO12	0.21062	0.64628		BIO8	0.22393	0.6361	
BIO13	2.85151	0.09129		BIO13	0.32225	0.5703	
BIO16	1.67992	0.19494		BIO15	0.0334	0.855	
				BIO16	0.94464	0.3311	
<b>MPD</b>				<b>MPD</b>			
BIO2	2.325	0.127292		BIO3	7.5361	0.006048	**
BIO4	43.798	3.64E-11	***	BIO4	0.4788	0.488981	
BIO7	8.526	0.003501	**	BIO6	2.6888	0.101058	
BIO12	6.272	0.012264	*	BIO8	0.703	0.401791	
BIO13	0.108	0.742797		BIO13	5.3097	0.021207	*
BIO16	7.316	0.006834	**	BIO15	19.3	1.12E-05	***
				BIO16	0.6382	0.424358	
<b>ses.MPD</b>				<b>ses.MPD</b>			
BIO2	7.8217	0.0051623	**	BIO3	5.4131	0.019986	*
BIO4	15.0208	0.0001063	***	BIO4	12.7503	0.000356	***
BIO7	3.8699	0.0491603	*	BIO6	5.6705	0.017253	*
BIO12	6.316	0.0119653	*	BIO8	1.1465	0.284277	
BIO13	11.723	0.0006173	***	BIO13	4.7912	0.028605	*
BIO16	0.0087	0.9257641		BIO15	3.7358	0.053258	.

				BIO16	5.511	0.018897	*
MNTD				MNTD			
BIO2	5.369	0.0204934	*	BIO3	0.381	0.537317	
BIO4	99.917	< 2.2e-16	***	BIO4	6.914	0.008555	**
BIO7	27.346	0.00000017	***	BIO6	2.459	0.116819	
BIO12	11.176	0.0008286	***	BIO8	37.425	9.50E-10	***
BIO13	8.043	0.0045669	**	BIO13	60.645	6.84E-15	***
BIO16	24.443	0.000000766	***	BIO15	64.32	1.06E-15	***
				BIO16	60.809	6.29E-15	***
ses.MNTD				ses.MNTD			
BIO2	0.74608	0.3877		BIO3	0.0011	0.973804	
BIO4	0.8725	0.3503		BIO4	6.7997	0.009117	**
BIO7	0.07991	0.7774		BIO6	7.8771	0.005006	**
BIO12	0.41805	0.5179		BIO8	2.9722	0.084706	.
BIO13	1.13893	0.2859		BIO13	0.0635	0.800987	
BIO16	0.02169	0.8829		BIO15	0.7042	0.401367	
				BIO16	0.0495	0.823904	

Tabela 4: Efeito das métricas (PD, ses.PD, MPD, ses.MPD, MNTD e ses.MNTD) em relação as variáveis de clima futuro (BIO3 e BIO4) para os períodos de (2041-2060), (2061-2080) e (2081-2100).

PD (41-60)	LR Chisq	P valor		PD (61-80)	LR Chisq	P valor		PD(81-100)	LR Chisq	P valor	
BiO3	0.211	0.64604		BIO2	86.657	< 2.2e-16	***	BIO13	6.951	0.00838	**
BIO4	64.218	1.11E-15	***	BIO13	22.846	1.76E-06	***				
ses.PD											
BiO3	0.32852	0.5665		BIO2	0.00065			BIO13	2.47157	0.1159	
BIO4	2.14412	0.1431		BIO13	2.04693						
MPD											
BiO3	0.092	0.7622		BIO2	82.018	< 2.2e-16	***	BIO13	26.617	2.48E-07	***
BIO4	3.739	0.05317		BIO13	39.927	2.64E-10	***				
ses.MPD											
BiO3	0.2465	0.61958		BIO2	16.8308	4.09E-05	***	BIO13	1.074	0.30004	
BIO4	4.2172	0.04002	*	BIO13	2.2992	0.12944					
MNTD											
BiO3	7.067	0.00785	**	BIO2	2.419	0.11987		BIO13	0.084	0.77138	
BIO4	49.85	1.66E-12	***	BIO13	3.21	0.07321	.				
ses.MNTD											
BiO3	2.4789	0.115386		BIO2	13.0863	0.000298	***	BIO13	0.7729	0.379308	
BIO4	8.2493	0.004077	**	BIO13	2.7639	0.096416	.				

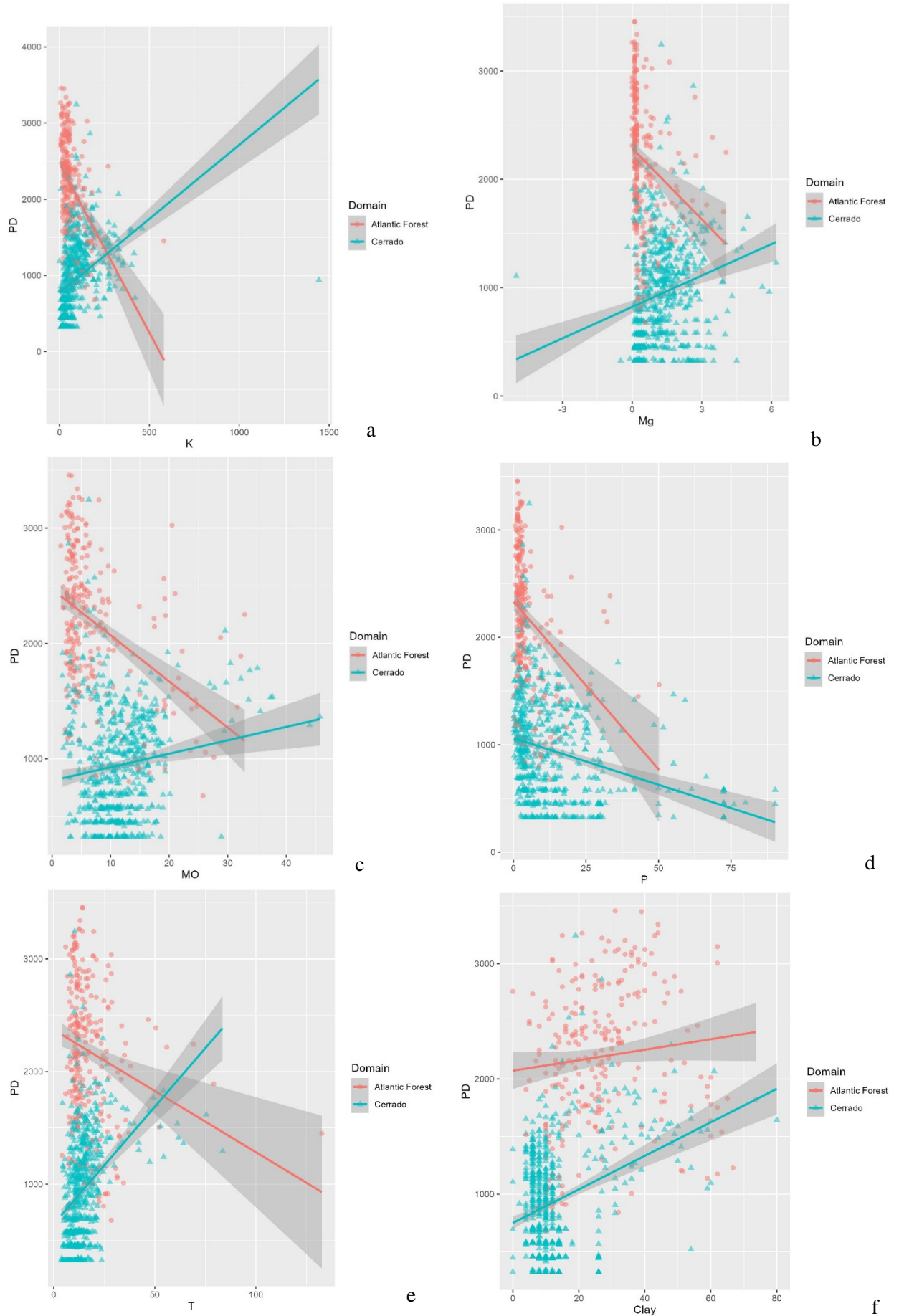
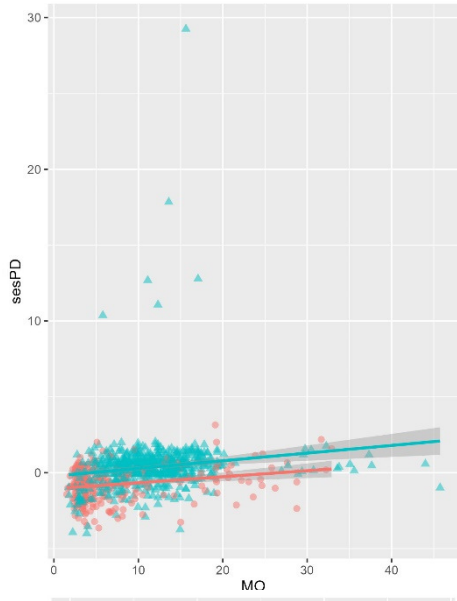
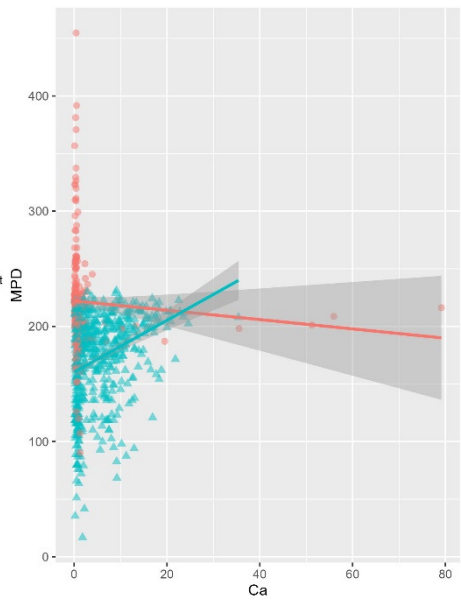


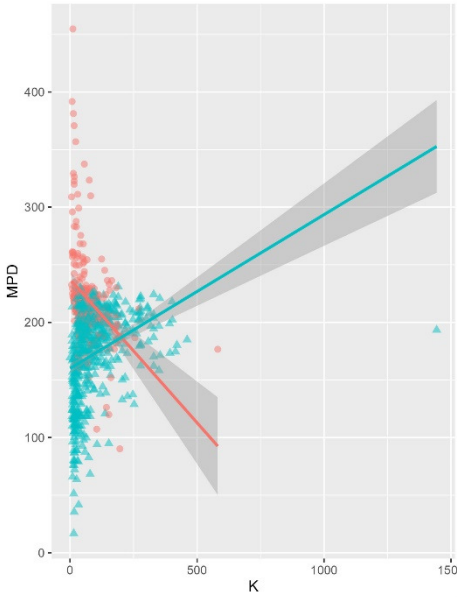
Figura 2: Efeito da Diversidade Filogenética (PD) em relação as variáveis de solo. a – Potássio (K), b – Magnésio (Mg), c – Matéria Orgânica (MO), d – Fósforo (P), e - Capacidade de troca de cátions a pH 7,0 (T) e f - Argila), por domínio biogeográfico.



a



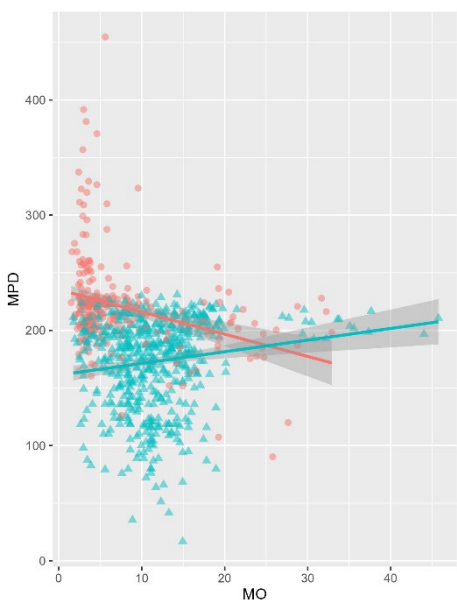
b



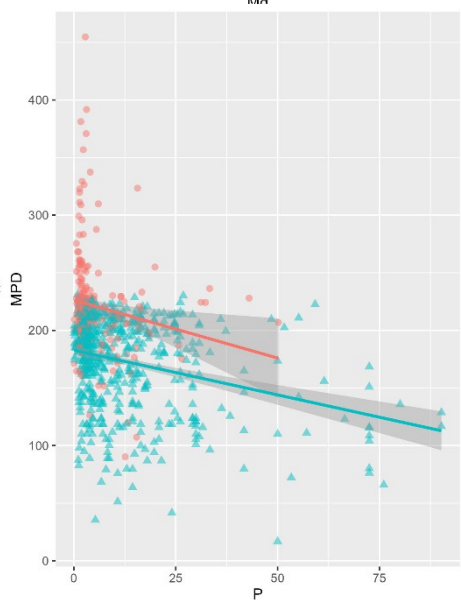
c



d



e



f

Cont.

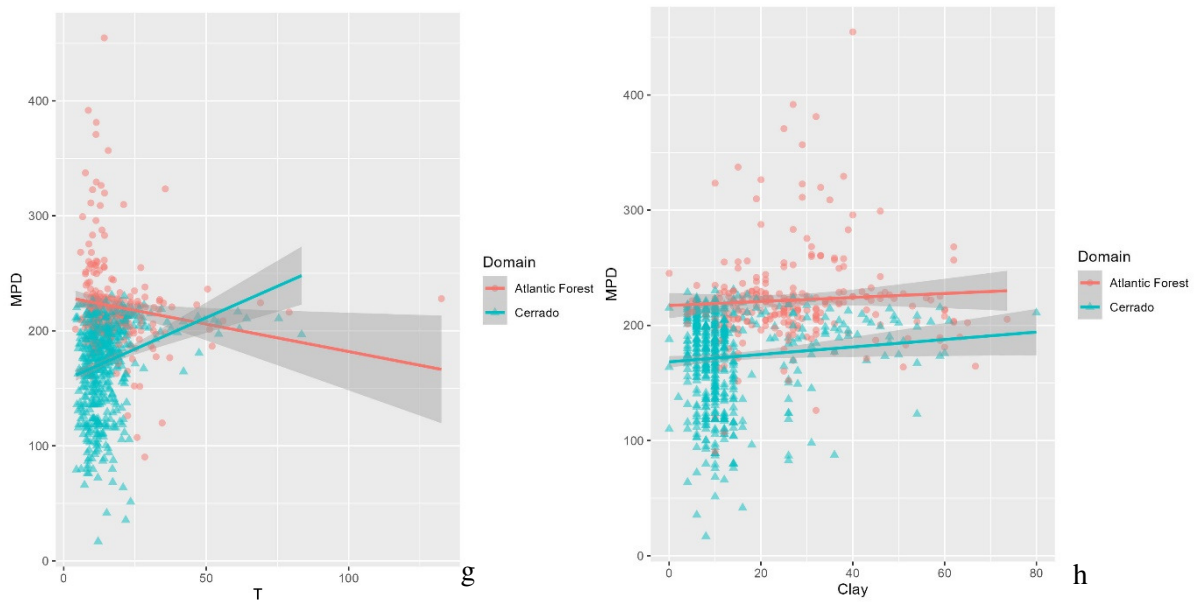
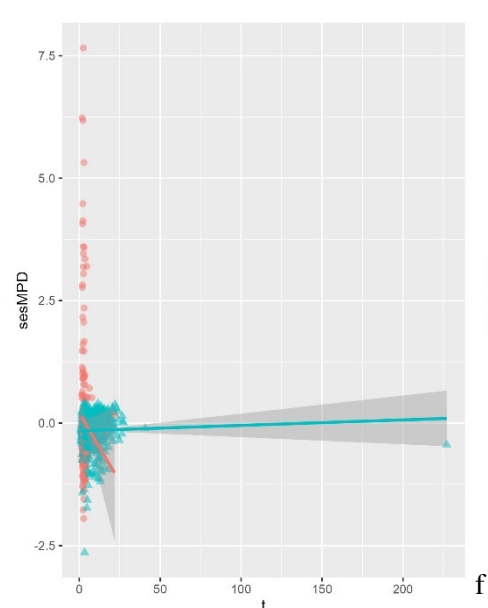
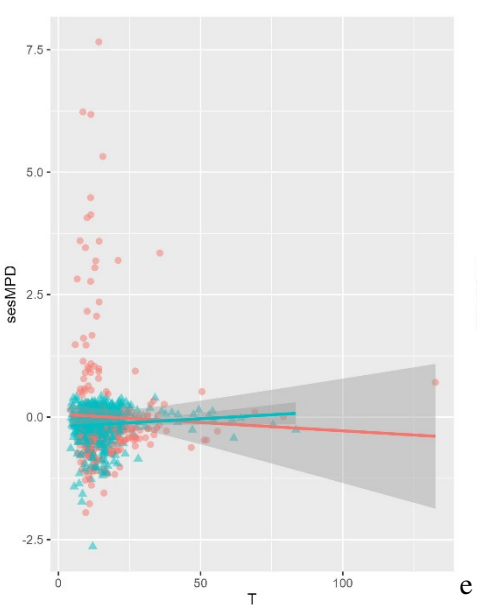
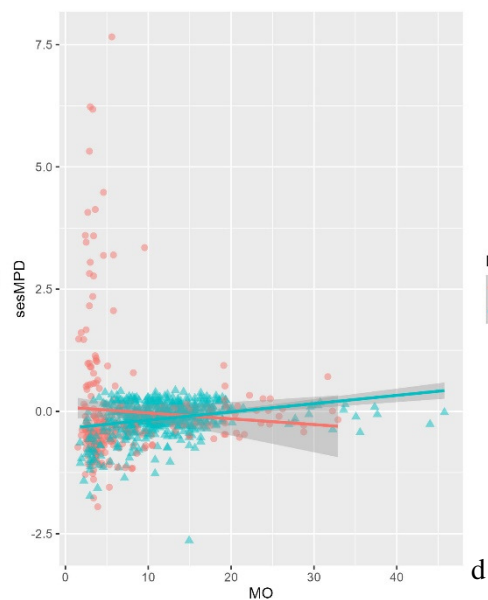
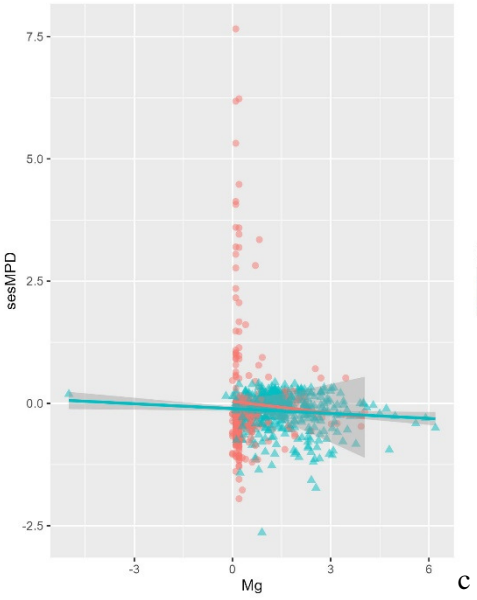
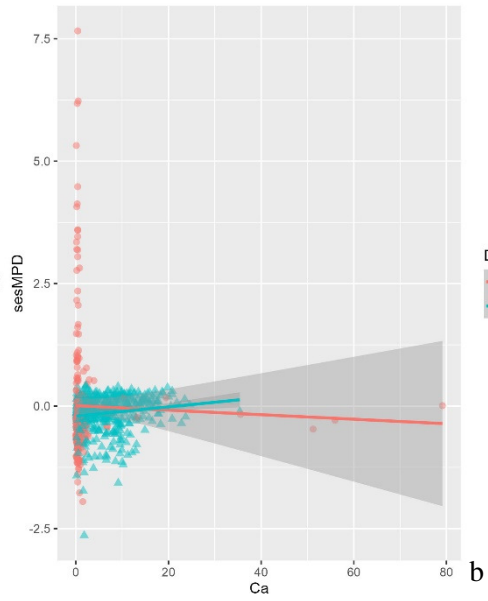
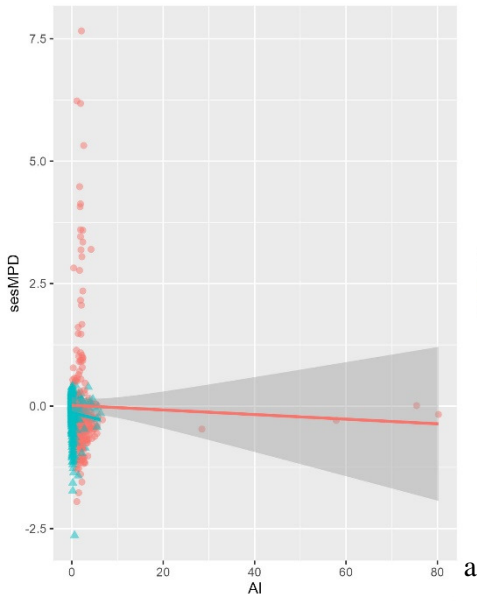


Figura 3: a - Tamanho do Efeito Padronizado da Diversidade Filogenética (ses.PD) em relação a variável Matéria Orgânica (MO). Efeito da Distância Filogenética Média (MPD) em relação a variáveis de solo. b – Cálcio (Ca), c - Potássio (K), d – Magnésio (Mg), e – Matéria Orgânica (MO), f – Fósforo (P), g - Capacidade de troca de cátions a pH 7,0 (T) e h - Argila), por domínio biogeográfico.



Cont.

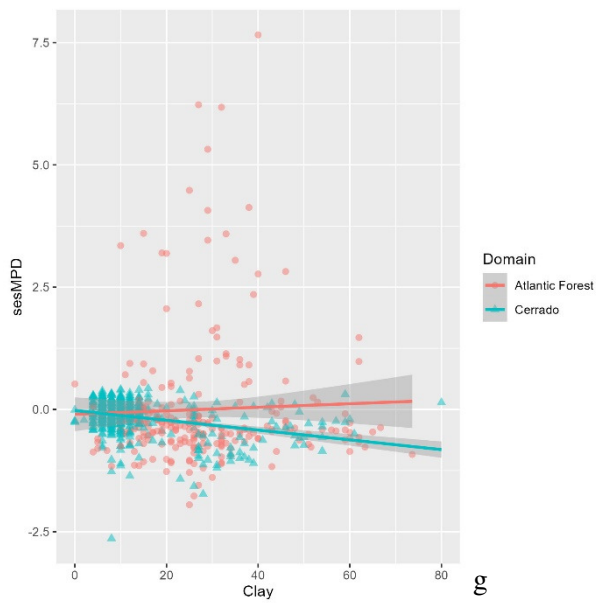
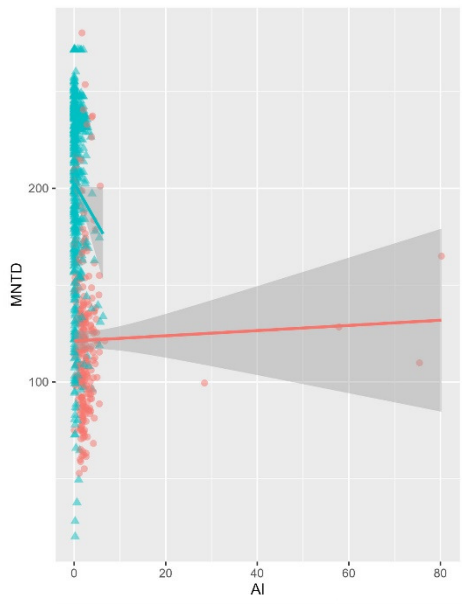
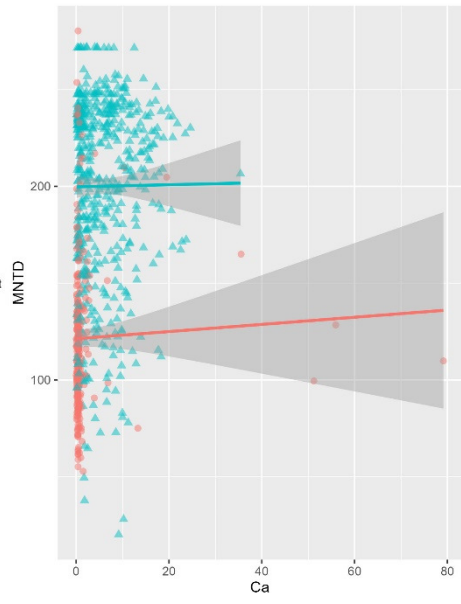


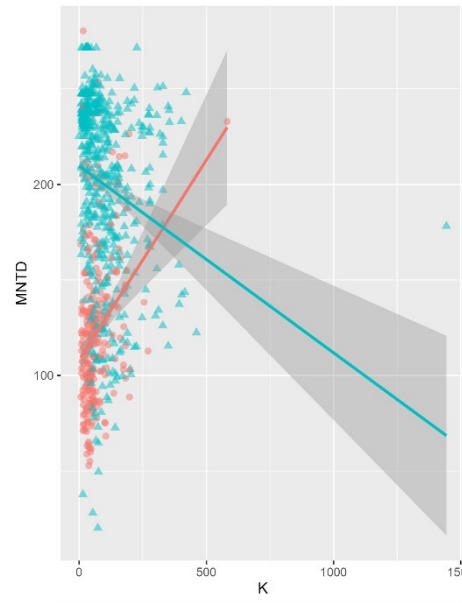
Figura 4: Tamanho do Efeito Padronizado da Distância Filogenética Média (ses.MPD) em relação as variáveis de solo. a – Alumínio (Al), b – Cálcio (Ca), c – Magnésio (Mg), d – Matéria Orgânica (MO), e - Capacidade de troca de cátions a pH 7,0 (T), f - capacidade de troca de cátions efetiva (t) e g - Argila), por domínio biogeográfico.



a



b



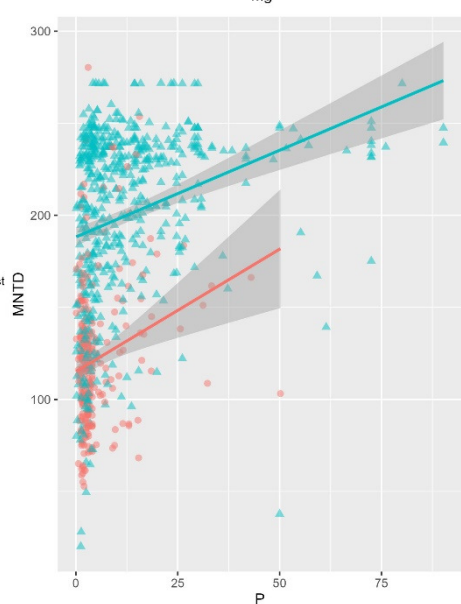
c



d



e



f

Cont.

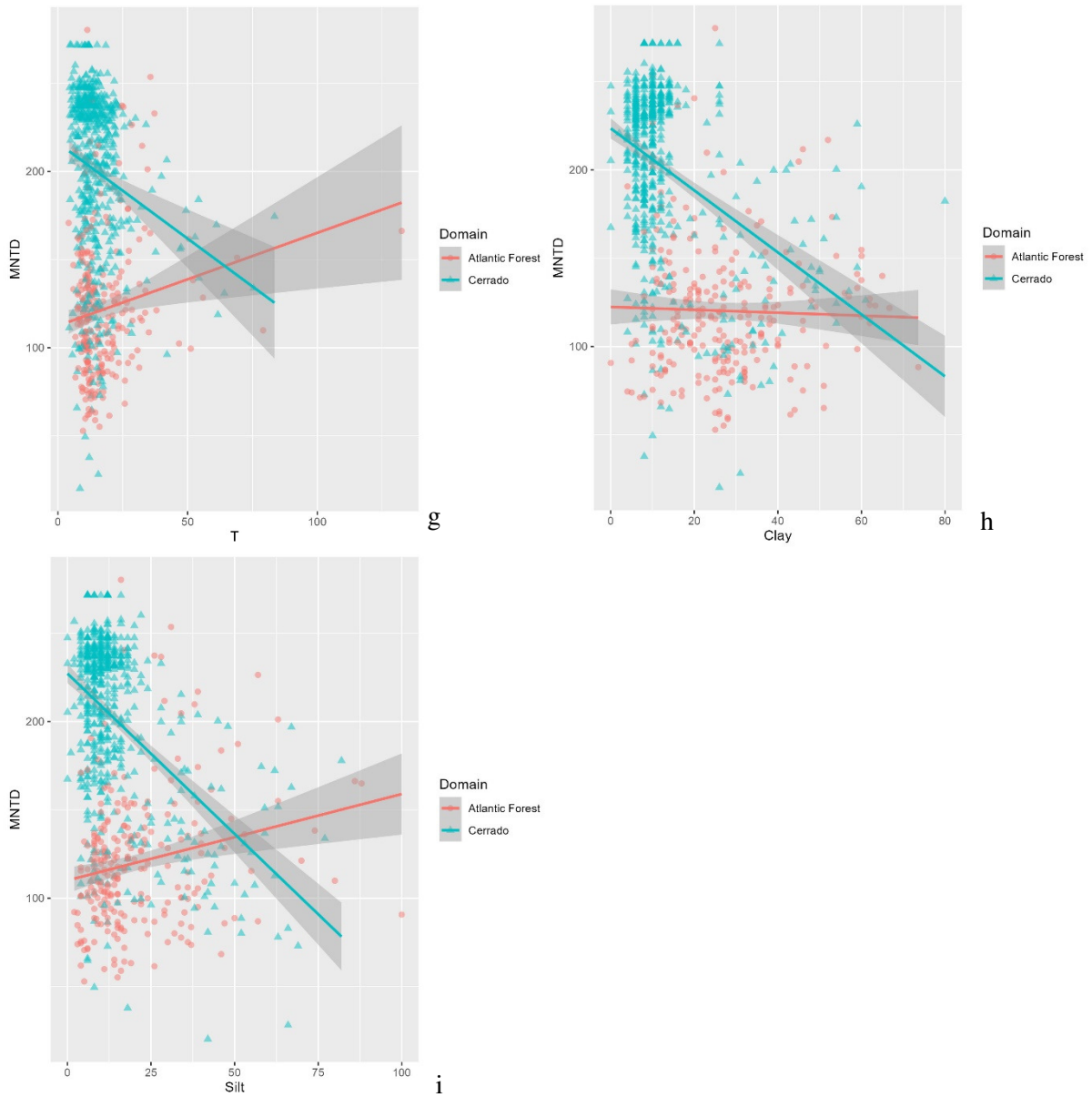


Figura 5: Efeito da Distância Filogenética Média do Taxon mais próximo (MNTD) em relação as variáveis de solo, a – Alumínio (Al), b – Cálcio (Ca), c – Potássio (K), d – Magnésio (Mg), e – Matéria Orgânica (MO), f – Fósforo (P), g - Capacidade de troca de cátions a pH 7,0 (T), h – Argila e i – Silte), por domínio biogeográfico.

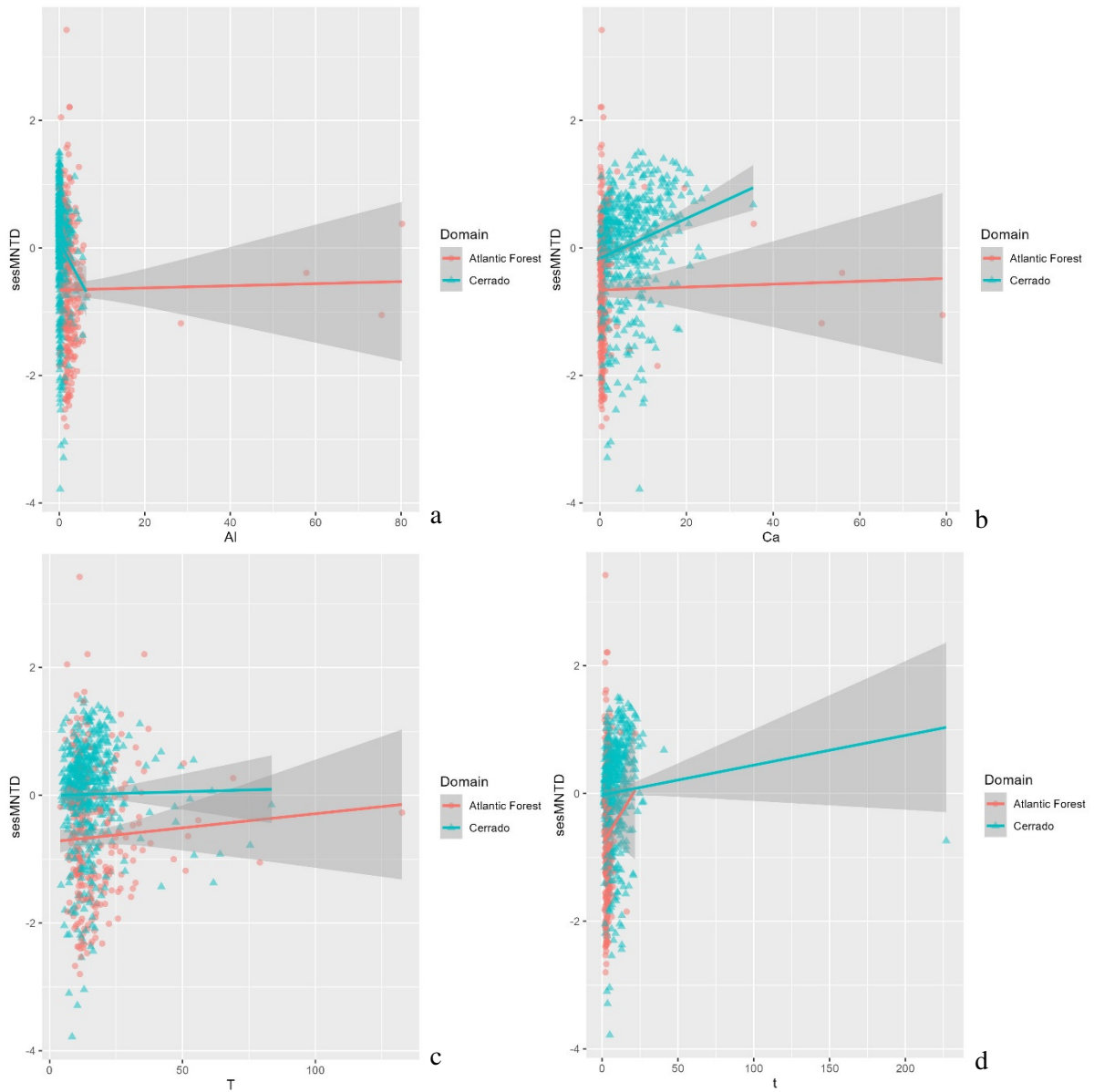


Figura 6: Tamanho do Efeito Padronizado da Distância Filogenética Média do Taxon mais próximo (ses.MNTD) em relação as variáveis de solo. a – Alumínio (Al), b – Cálcio (Ca), c - Capacidade de troca de cátions a pH 7,0 (T) e d - capacidade de troca de cátions efetiva (t), por domínio biogeográfico.

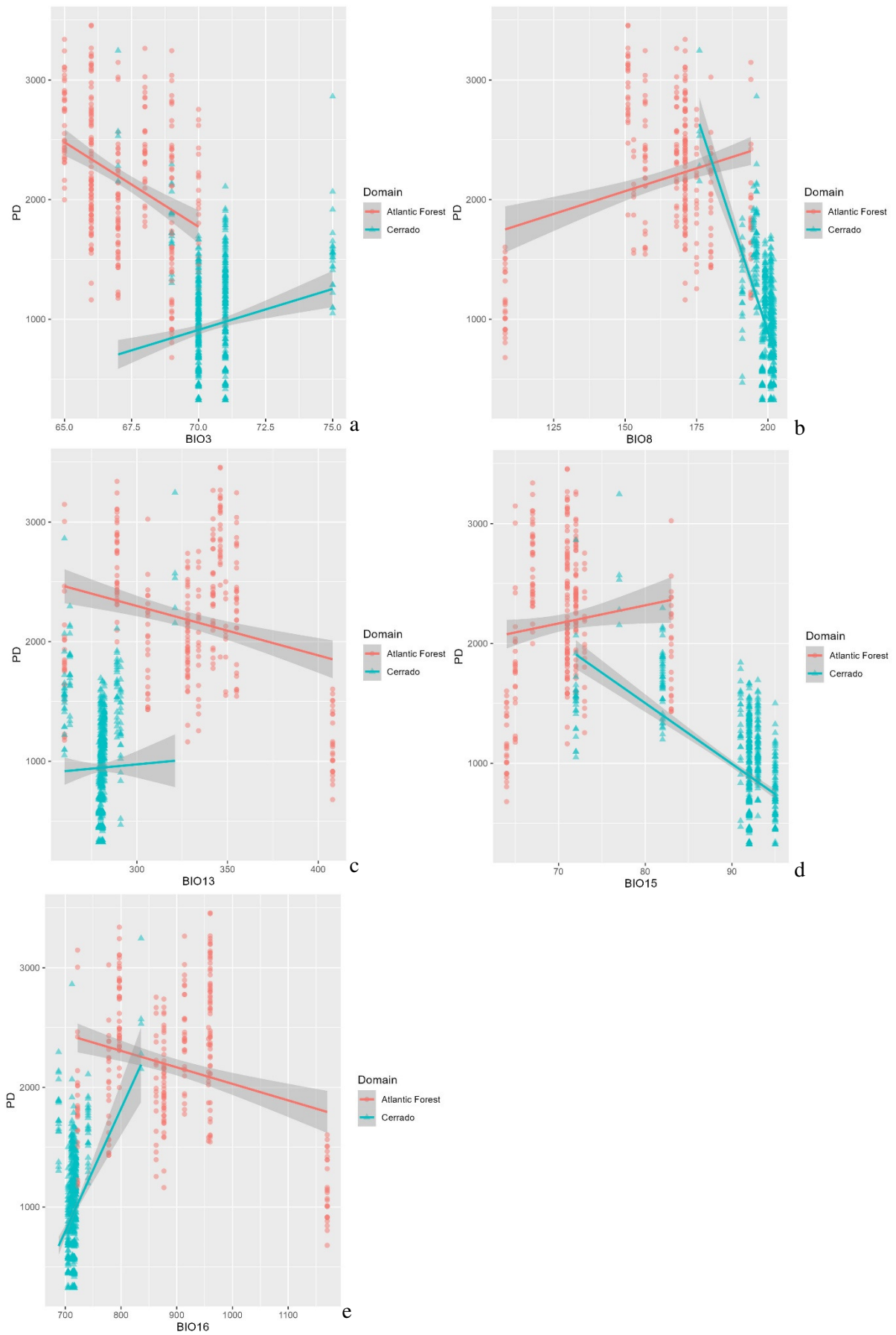


Figura 7: Efeito da Diversidade Filogenética (PD) em relação as variáveis de clima passado: a - Isotermalidade (BIO3), b - Temperatura Média do Quarto Mais Úmido (BIO8), c - Precipitação do mês

mais chuvoso (BIO13), d - Sazonalidade da Precipitação (BIO15) e e - Precipitação do trimestre mais úmido (BIO16), por domínio biogeográfico.

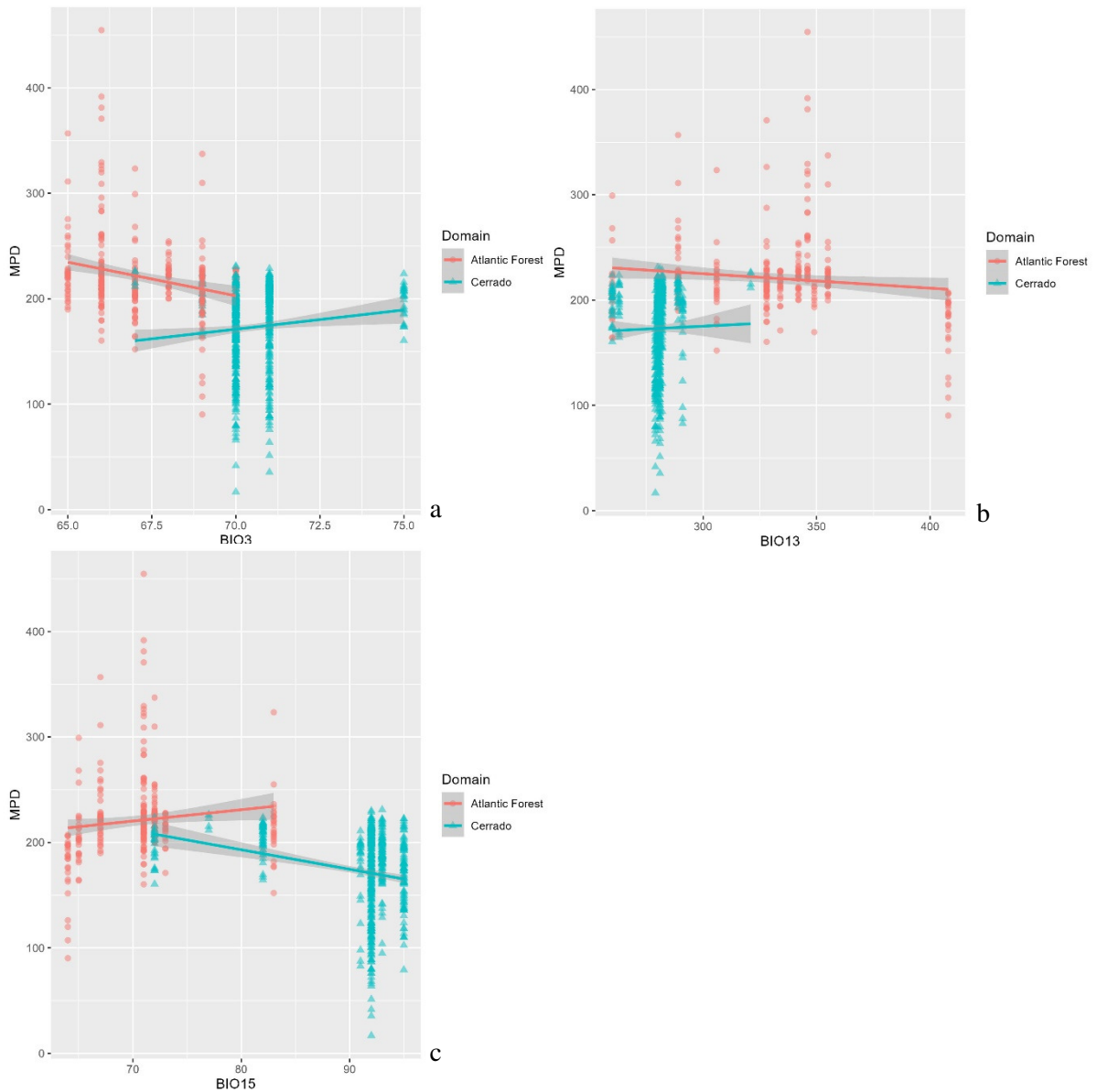


Figura 8: Efeito da Distância Filogenética Média (MPD) em relação as variáveis de clima passado: a - Isotermalidade (BIO3), b - Precipitação do mês mais chuvoso (BIO13), c - Sazonalidade da Precipitação (BIO15), por domínio biogeográfico.

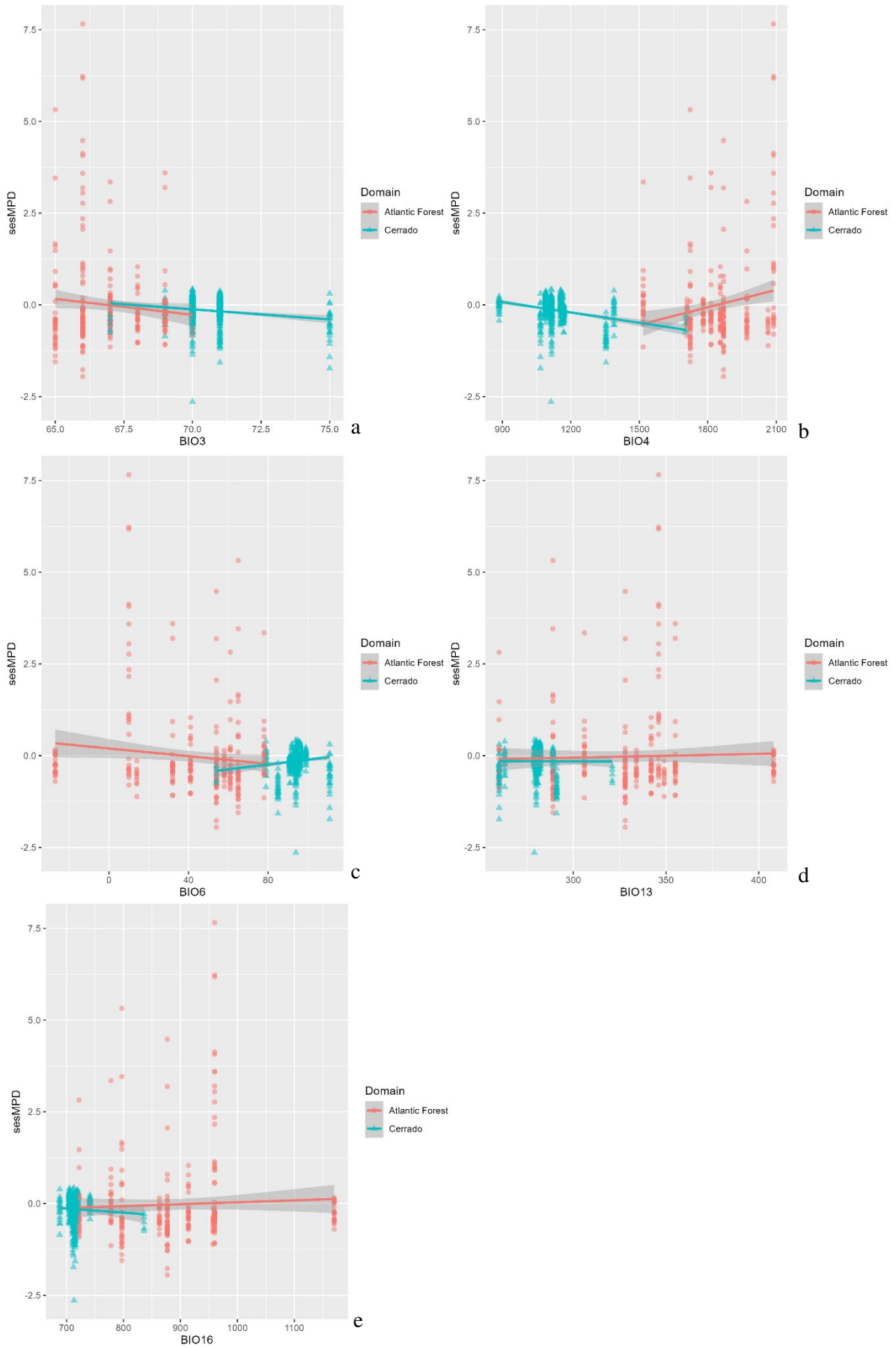


Figura 9: Tamanho do Efeito Padronizado da Distância Filogenética Média (ses.MPD) em relação as variáveis de clima passado: a - Isotermalidade (BIO3), b – Sazonalidade de temperatura (BIO4), c -

Temperatura mínima do mês mais frio (BIO6), d - Precipitação do mês mais chuvoso (BIO13), e e - Sazonalidade da Precipitação (BIO15), por domínio biogeográfico.

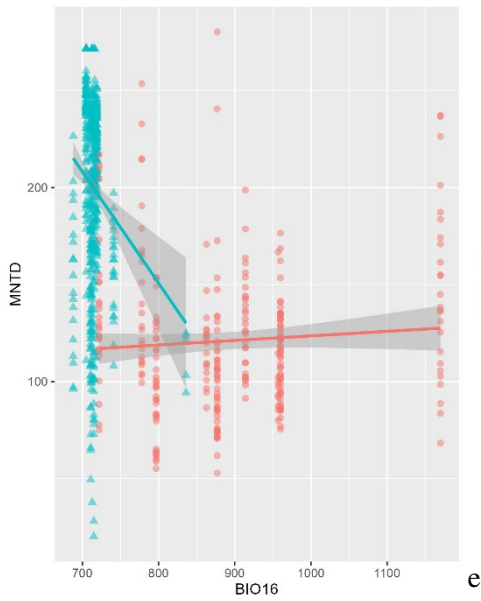
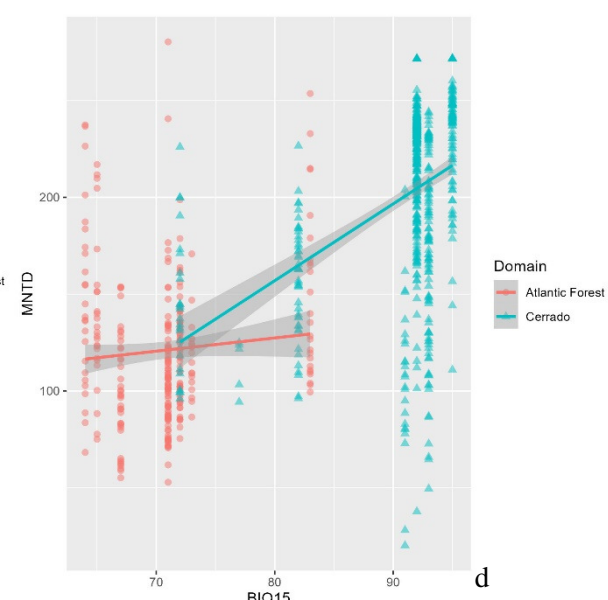
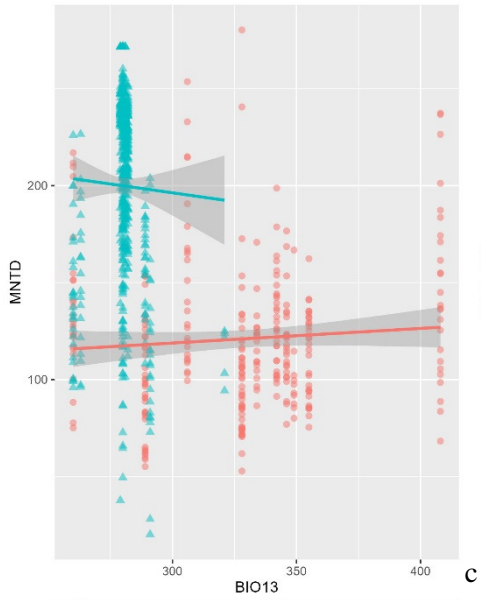
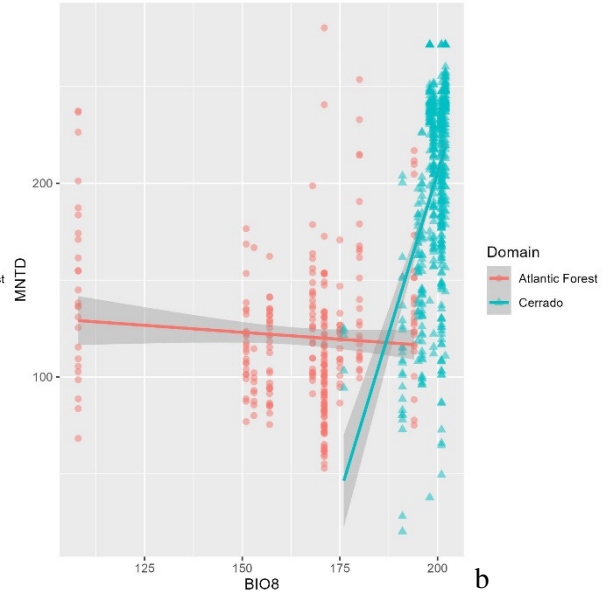
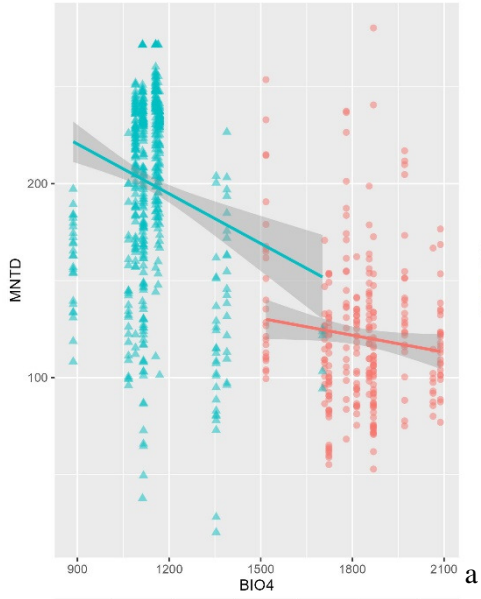


Figura 10: Efeito da Distância Filogenética Média do Taxon mais próximo (MNTD) em relação as variáveis de clima passado: a- Sazonalidade de temperatura (BIO4), b - Temperatura Média do Quarto Mais Úmido (BIO8), c - Precipitação do mês mais chuvoso (BIO13), d - Sazonalidade da Precipitação (BIO15) e e - Precipitação do trimestre mais úmido (BIO16), por domínio biogeográfico.

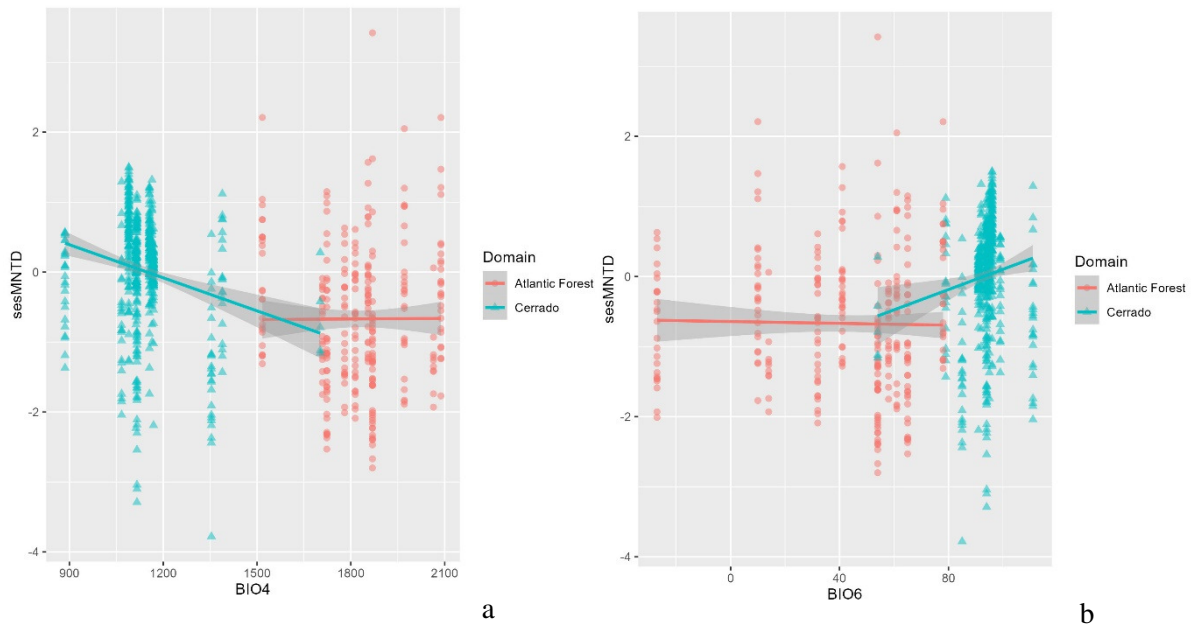


Figura 11: Tamanho do efeito padronizado da Distância Filogenética Média do Taxon mais próximo (ses.MNTD) em relação as variáveis de clima passado: a- Sazonalidade de temperatura (BIO4), b - Temperatura mínima do mês mais frio (BIO6), por domínio biogeográfico.

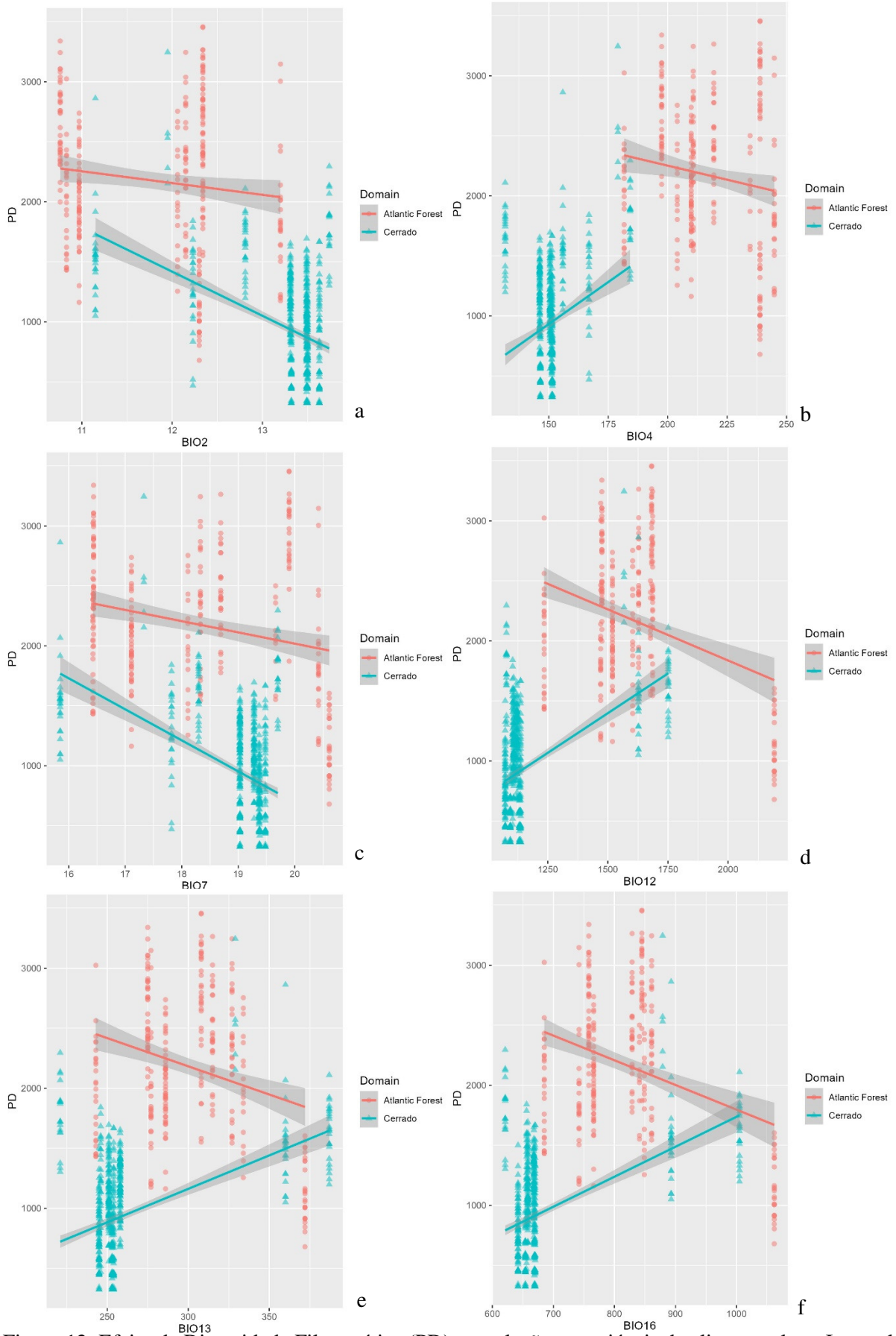


Figura 12: Efeito da Diversidade Filogenética (PD) em relação as variáveis de clima atual: a - Intervalo Diário Médio (BIO2), b - Sazonalidade de temperatura (BIO4), c - Faixa anual de temperatura (BIO7), d - Precipitação Anual (BIO12), e - Precipitação do mês mais chuvoso (BIO13) e f - Precipitação do trimestre mais úmido (BIO16), por domínio biogeográfico.

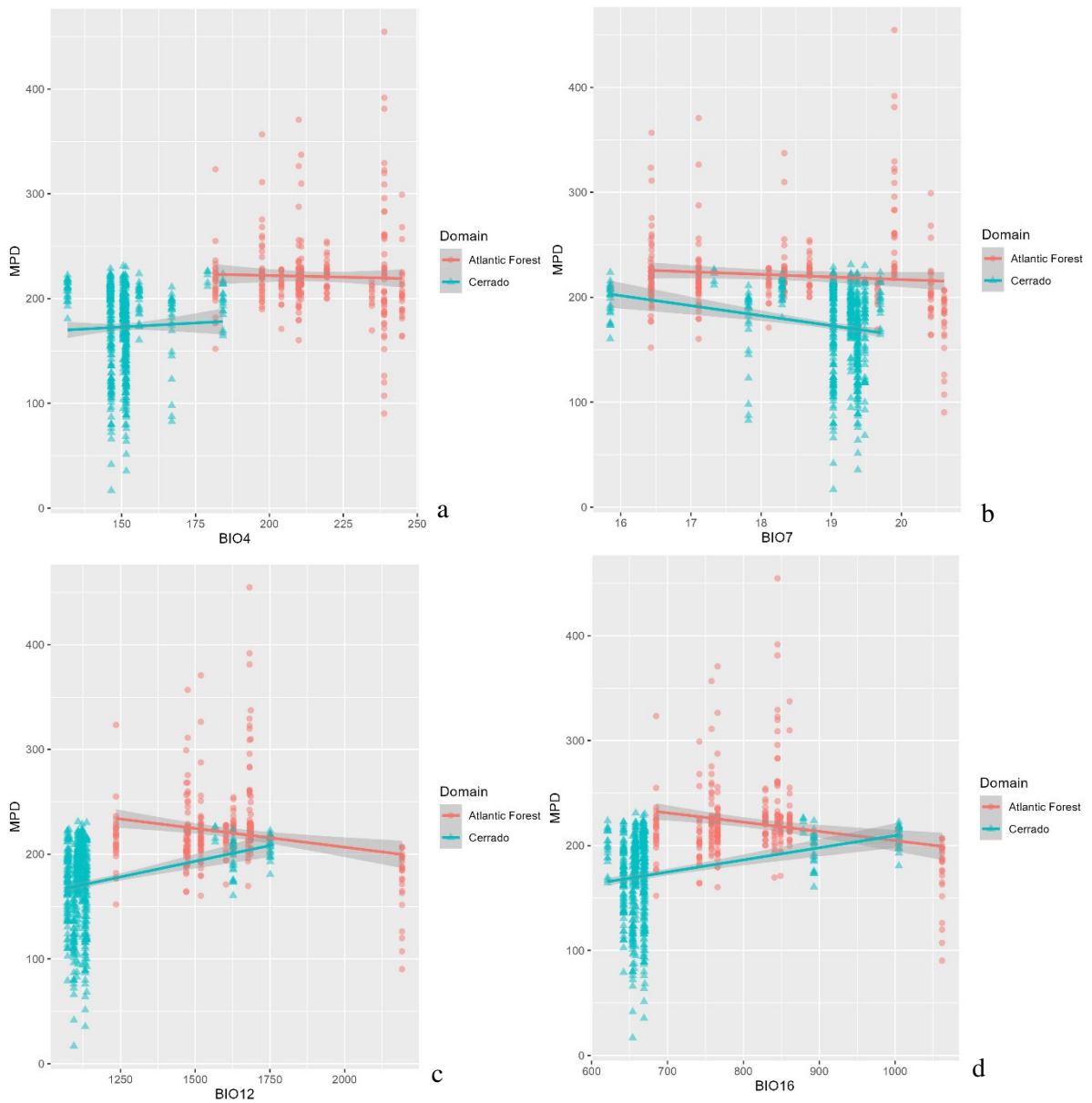


Figura 13: Efeito da Distância Filogenética Média (MPD) em relação as variáveis de clima atual: a - Sazonalidade de temperatura (BIO4), b – Faixa anual de temperatura (BIO7), c - Precipitação Anual (BIO12) e d - Precipitação do trimestre mais úmido (BIO16), por domínio biogeográfico.

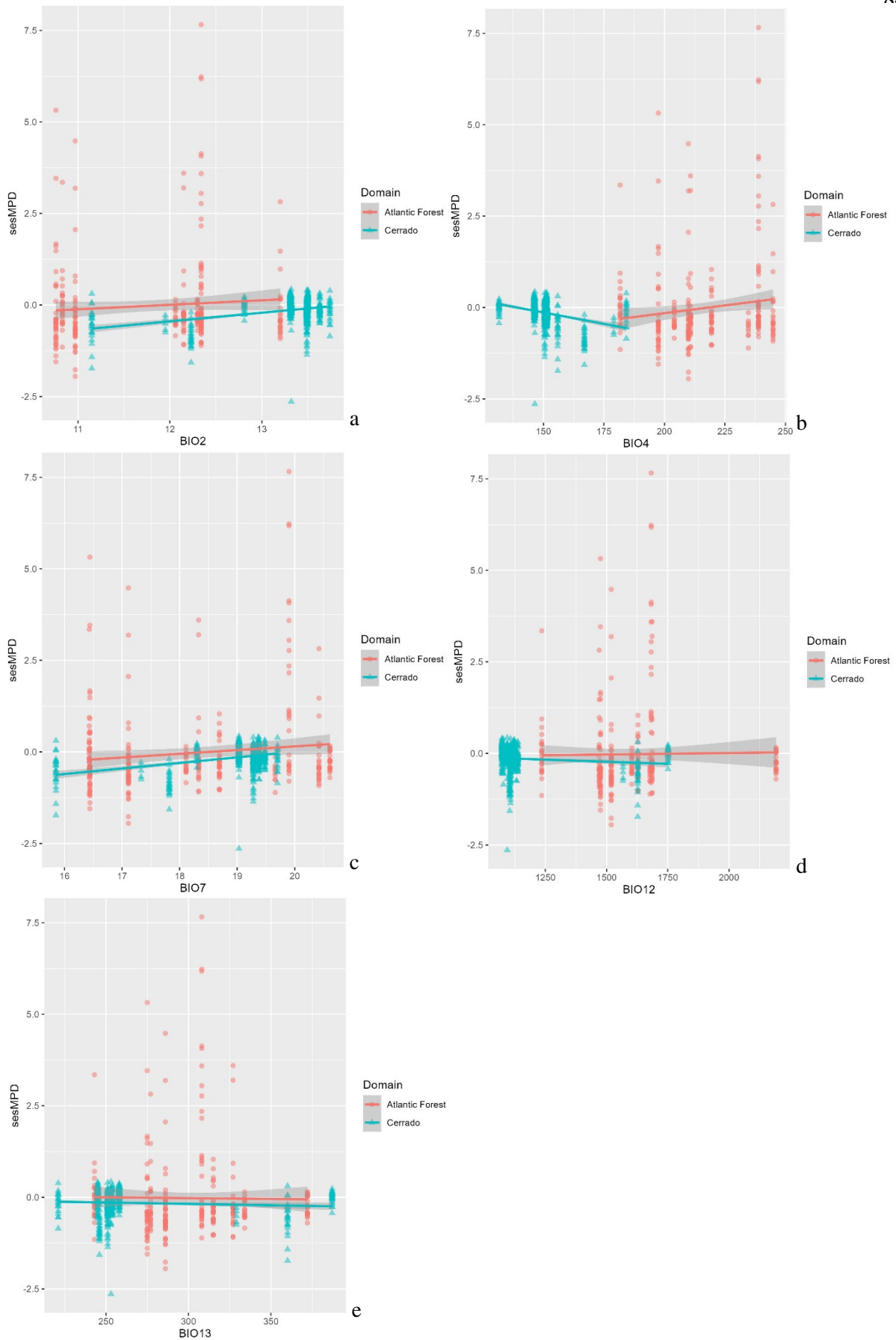


Figura 14: Tamanho do efeito padronizado da Distância Filogenética Média do Táxon mais próximo (ses.MPD) em relação as variáveis de clima atual: a - Intervalo Diário Médio (BIO2), b - Sazonalidade de temperatura (BIO4), c – Faixa anual de temperatura (BIO7), d - Precipitação Anual (BIO12), e e - Precipitação do mês mais chuvoso (BIO13), por domínio biogeográfico.

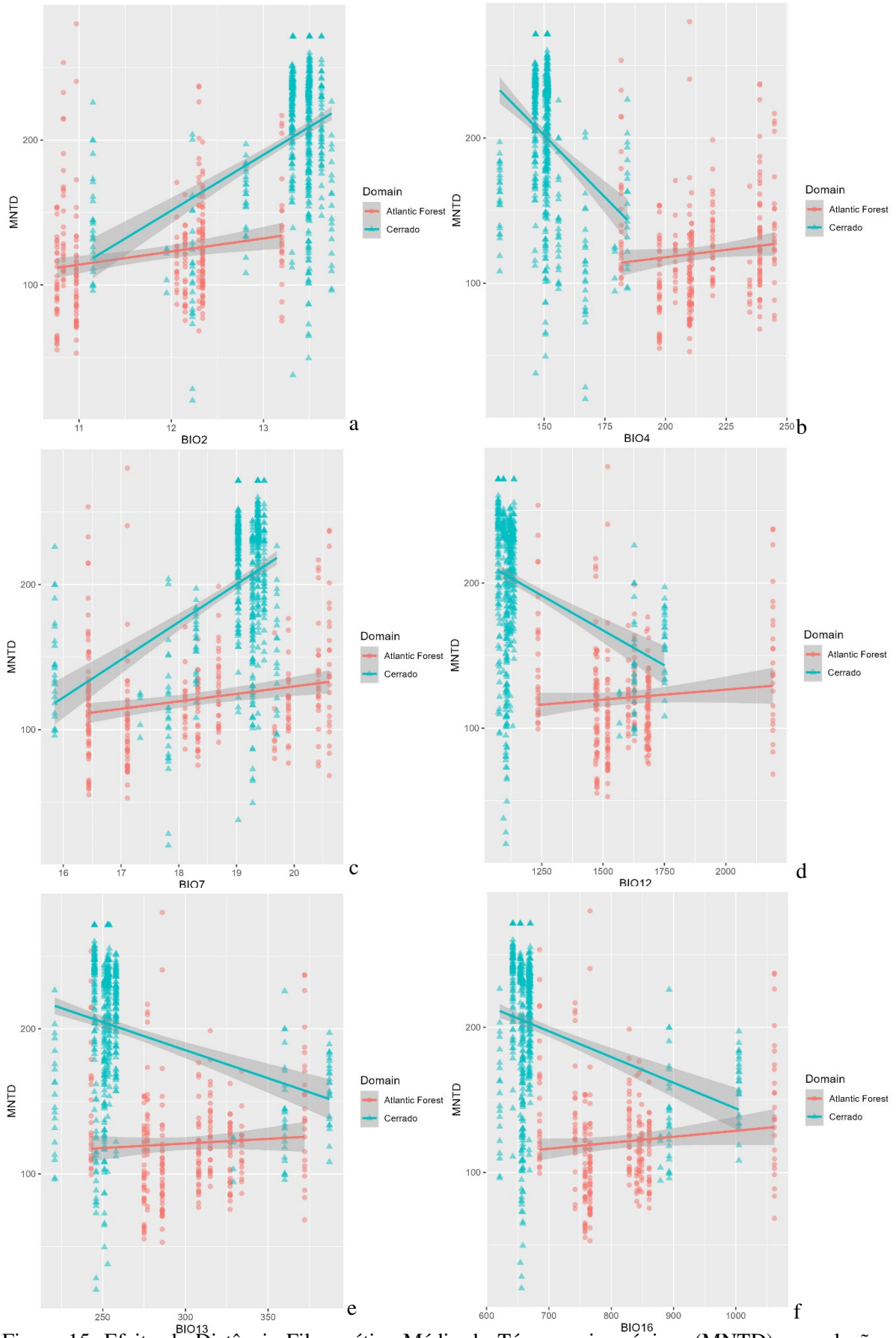


Figura 15: Efeito da Distância Filogenética Média do Táxon mais próximo (MNTD) em relação as variáveis de clima atual: a - Intervalo Diário Médio (BIO2), b - Sazonalidade de temperatura (BIO4), c - Faixa anual de temperatura (BIO7), d - Precipitação Anual (BIO12), e - Precipitação do mês mais chuvoso (BIO13) e f - Precipitação do trimestre mais úmido (BIO16), por domínio biogeográfico.

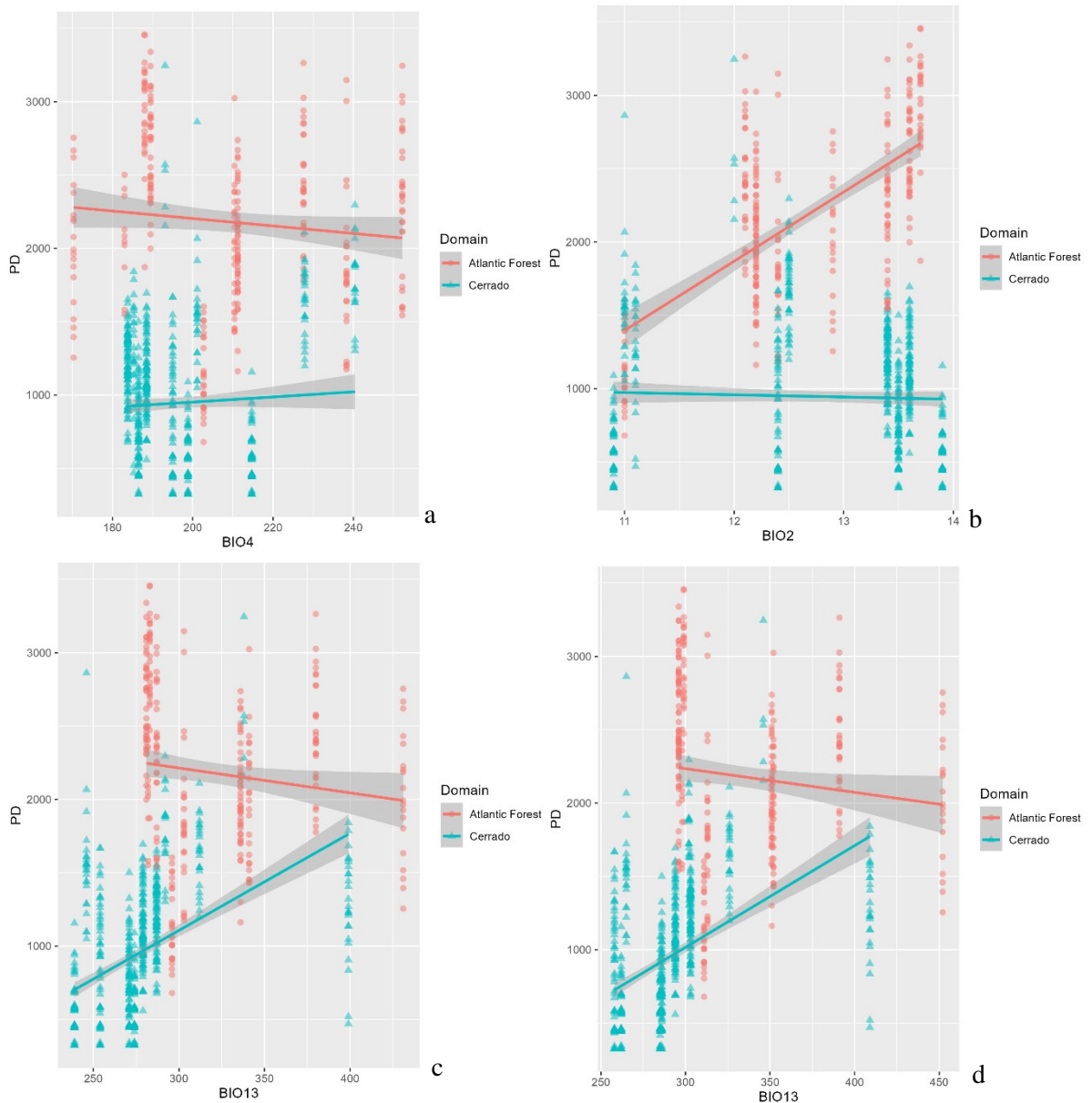


Figura 16: Efeito da Diversidade Filogenética (PD) em relação as variáveis de clima futuro: a - Sazonalidade de temperatura (BIO4) para o período de 2040-2060; b – Intervalo Diário Médio (BIO2) e c - Precipitação do mês mais chuvoso (BIO13) para o período de 2061-2080; e d - Precipitação do mês mais chuvoso (BIO13) para o período de 2080-2100, por domínio biogeográfico.

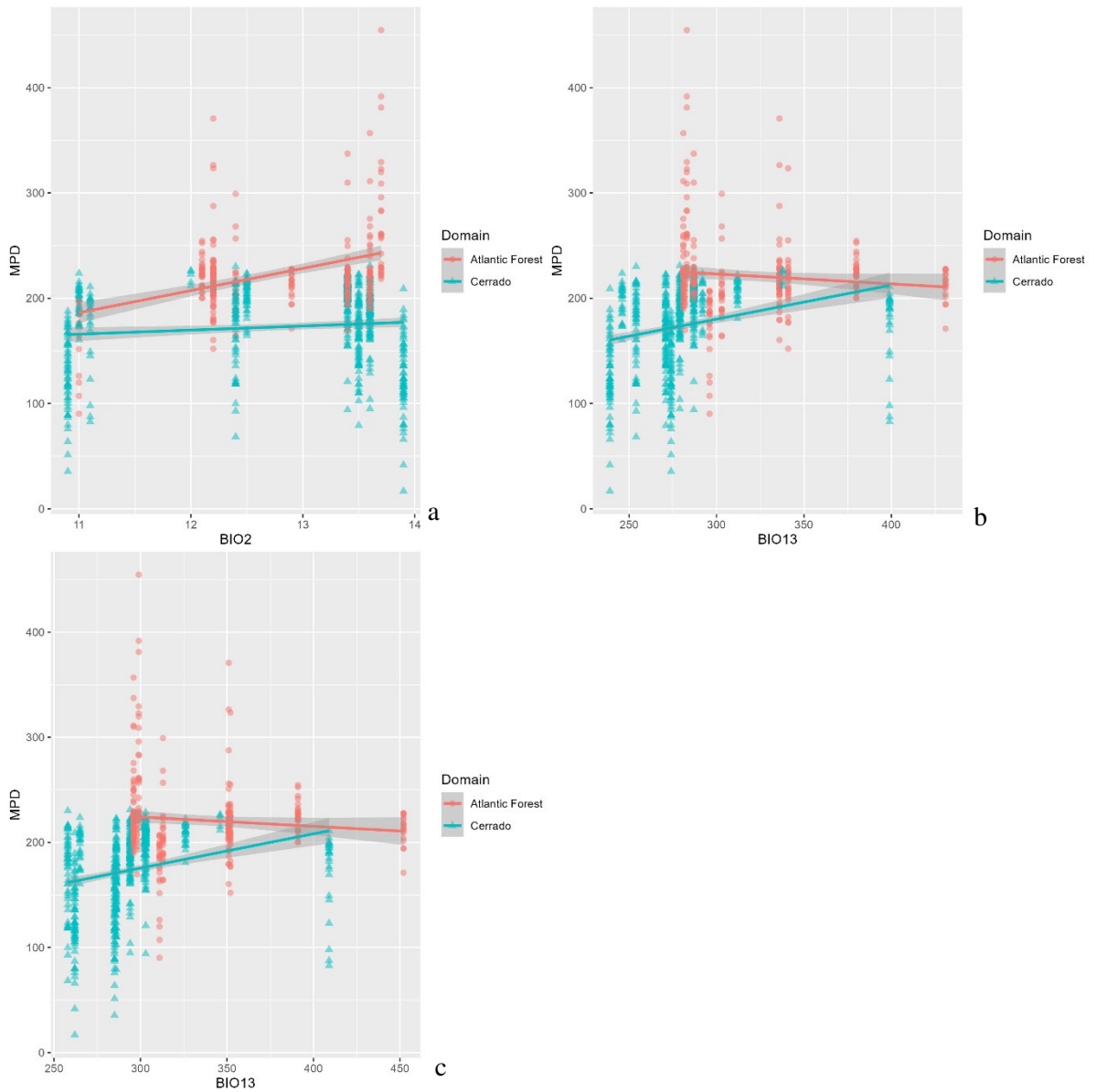


Figura 17: Efeito da Distância Filogenética Média (MPD) em relação as variáveis de clima futuro: a – Intervalo Diário Médio (BIO2) e b - Precipitação do mês mais chuvoso (BIO13) para o período de 2061-2080; e c - Precipitação do mês mais chuvoso (BIO13) para o período de 2080-2100; por domínio biogeográfico.

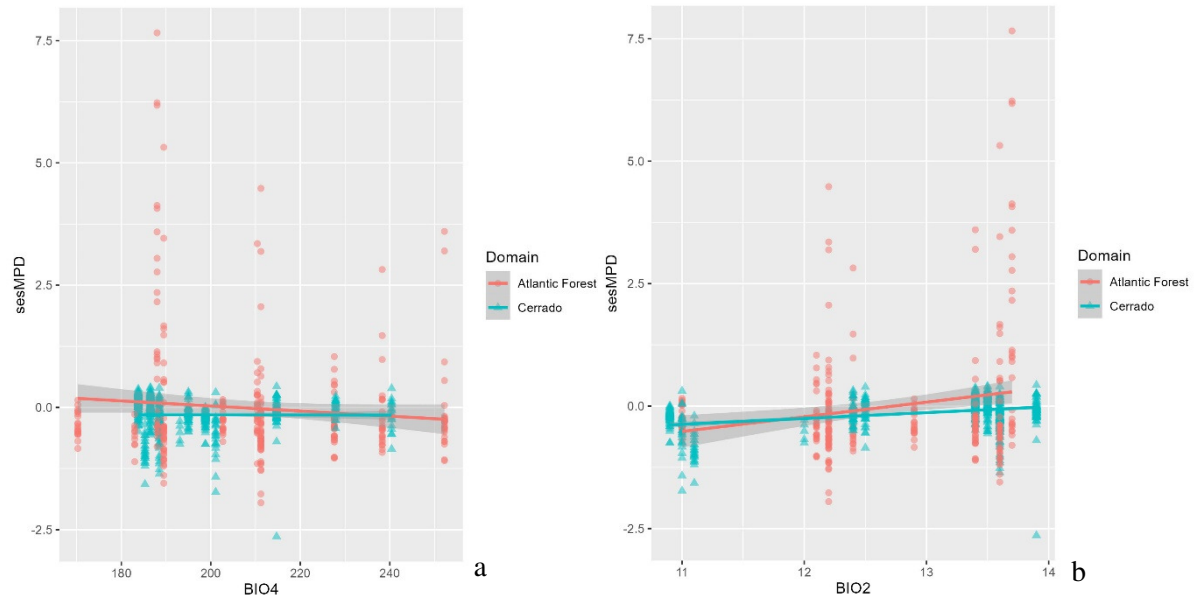


Figura 18: Tamanho do efeito padronizado da Distância Filogenética Média (ses.MPD) em relação as variáveis de clima futuro: a – Sazonalidade de temperatura (BIO4) para o período de 2040-2061 e b - Intervalo Diário Médio (BIO2) para o período de 2061-2080; por domínio biogeográfico.

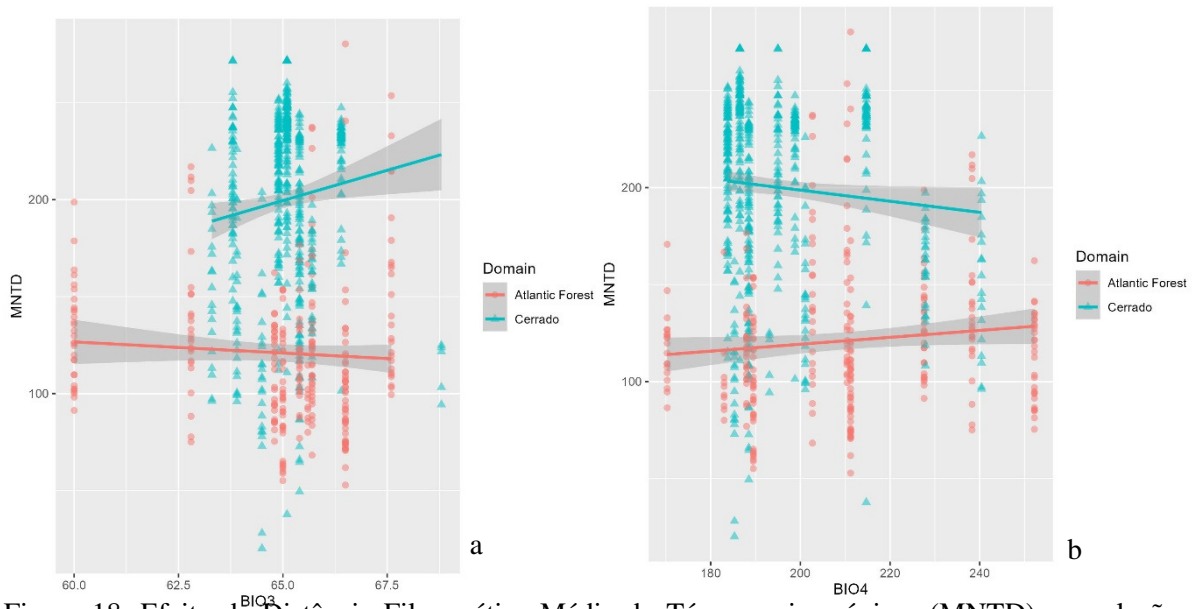


Figura 18: Efeito da Distância Filogenética Média do Taxon mais próximo (MNTD) em relação as variáveis de clima futuro: a – Isotermalidade (BIO3) e b – Sazonalidade de temperatura (BIO4) para o período de 2040-2061; por domínio biogeográfico.

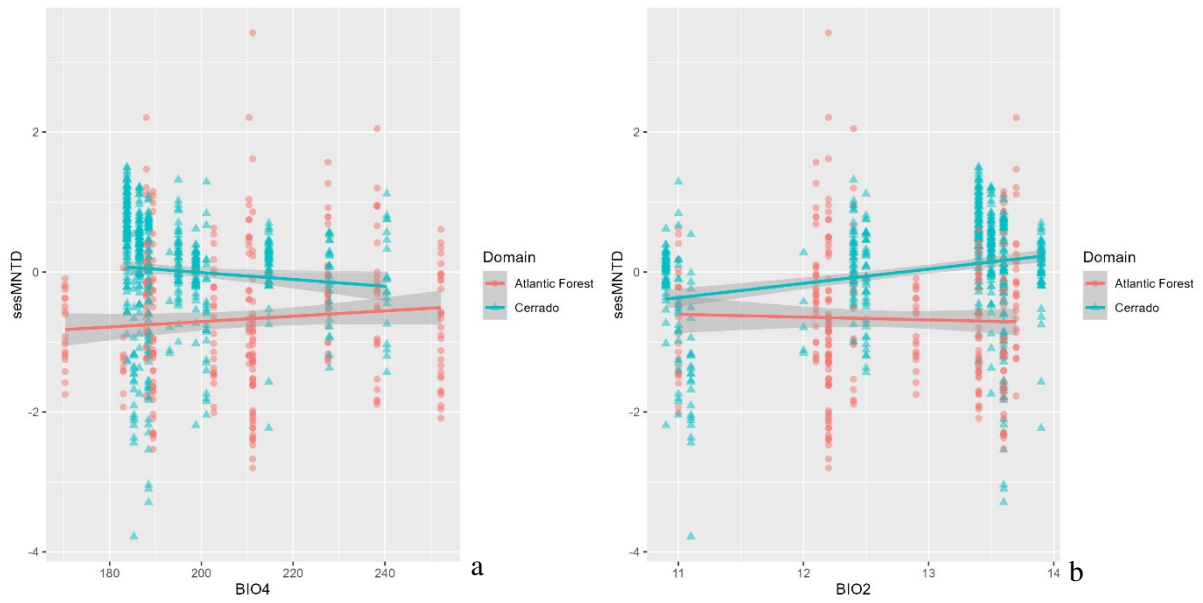


Figura 19: Tamanho do efeito padronizado da Distância Filogenética Média do Taxon mais próximo (ses.MNTD) em relação as variáveis de clima futuro: a - Sazonalidade de temperatura (BIO4) para o período de 2040-2061 e b - Intervalo Diurno Médio (BIO2) para o período de 2061-2080, por domínio biogeográfico.