

ALEX JOSÉLIO PIRES COELHO

**EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO NAS DIVERSIDADES TAXONÔMICA E
FILOGENÉTICA DO CERRADO *STRICTO SENSU***

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Botânica, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

VIÇOSA
MINAS GERAIS – BRASIL

2017

Ficha catalográfica preparada pela Biblioteca Central da Universidade
Federal de Viçosa - Câmpus Viçosa

T

C672e
2017
Coelho, Alex Josélio Pires, 1992-
Efeitos da fragmentação nas diversidades taxonômica e
filogenética do cerrado *stricto sensu* / Alex Josélio Pires Coelho.
– Viçosa, MG, 2017.
viii, 56f. : il. (algumas color.) ; 29 cm.

Inclui anexos.

Orientador: João Augusto Alves Meira Neto.

Dissertação (mestrado) - Universidade Federal de Viçosa.

Inclui bibliografia.

1. Cerrados. 2. Análise cladística. 3. Degradação ambiental.
I. Universidade Federal de Viçosa. Departamento de Biologia
Vegetal. Programa de Pós-graduação em Botânica. II. Título.

CDD 22 ed. 581.9

ALEX JOSÉLIO PIRES COELHO

**EFEITOS DA FRAGMENTAÇÃO NAS DIVERSIDADES TAXONÔMICA E
FILOGENÉTICA DO CERRADO *STRICTO SENSU***

Dissertação apresentada à Universidade Federal de Viçosa, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação em Botânica, para obtenção do título de *Magister Scientiae*.

APROVADA: 21 de fevereiro de 2017.



Luiz Fernando Silva Magnago
(Coorientador)



Marcelo Leandro Bueno



João Augusto Alves Meira Neto
(Orientador)

Dedico,

Às razões do meu viver: meu pai, minha mãe, meu irmão e minha irmã.

A todos os amigos que foram parceiros e incentivadores dessa caminhada.

Aos bons professores que passaram pela minha história acadêmica.

[...]

Vou lhe falar. Lhe falo do sertão. Do que não sei. Um grande sertão! Não sei. Ninguém ainda não sabe. Só umas raríssimas pessoas – e só essas poucas veredas, veredazinhas. O que muito lhe agradeço é a fineza de sua atenção.

Grande Sertão: Veredas, Guimarães Rosa.

Agradecimentos

Aos meus pais, Daniel e Matildes, toda gratidão pela educação que me proporcionaram e por estarem presentes em todos momentos de minha vida dando carinho, amor e atenção. Sem a dedicação deles eu não teria chegado até aqui e juntos iremos ainda mais longe. Além da vida, me deram meus maiores presentes, meu irmão Alexandre e minha irmã Aline, que viram para aumentar nossa parceria e felicidade. Aos irmãos, meu muito obrigado pelo apoio diário e pela busca conjunta da realização de nossos sonhos.

Agradeço ao caminho de sorte que trilhei desde o início de minha vida escolar. Minha gratidão aos professores e funcionários da Escola Estadual Barão do Rio Branco onde concluí o ensino fundamental e o ensino médio e fui inspirado a ir mais longe. Aos amigos que dividiram a sala de aula comigo durante anos, pelos bons momentos e pelas lutas que juntos vencemos. Aos amigos de Viçosa, principalmente a turma de Ciências Biológicas 2010 e os integrantes e agregados da República Inferninho que estiveram presente nos momentos de luta e nos momentos de vitória durante estes 7 anos. Gratidão aos professores da Universidade Federal de Viçosa, pelos ensinamentos e pelas oportunidades concedidas durante a graduação, em especial aqueles que acreditaram e incentivaram meu desenvolvimento profissional como professor e como cientista.

Meus agradecimentos a todas as pessoas que de alguma forma contribuíram para a conclusão desta dissertação. Ao professor e pesquisador João Meira por aceitar meu pedido de orientação e por me proporcionar ótimas condições de trabalho. Ao meu coorientador Luiz Magnago, por toda atenção dispensada, pelo apoio nos trabalhos de campo e pela orientação na definição do projeto e análises estatísticas. A professora Cibeli Amaral pela colaboração nas análises. Aos meus amigos pesquisadores Fabio Matos, Nayara Mota, Écio Diniz e Carolina Nunes pela parceria e apoio em diversas etapas desta dissertação. Aos acadêmicos Luca Aquino, Fernando Lacerda, Flávia Ferrari, Helder Nunes, Daniela Schmitz, entre outros que foram de extrema importância para planejamento e realização dos trabalhos de campo. Aos professores e amigos do Laboratório de Ecologia e Evolução de Plantas – LEEP pela recepção e honra por poder trabalhar junto a ótimos profissionais e ótimas pessoas. Ao funcionário Celso Antônio, por toda competência e dedicação na

organização dos materiais de campo. A Capes, FAPEMIG, e CNPq pela bolsa de pesquisa concedida e pelo financiamento deste trabalho.

Agradeço à todas as pessoas que participaram de alguma forma neste mestrado. São tantos amigos importantes no meu cotidiano que se eu fosse citar todos certamente esqueceria de alguém. Porém, não poderia deixar de citar algumas pessoas que estiveram mais presentes nestes dois anos de mestrado: os amigos da república, Douglas Coelho, Mauri Júnior, Igor Gravino, e os agregados Lucas Souza, Jéssica Souza, Luana Batalha, Leonardo Nogueira, Nathalia Dias, Angelina Firmiano, Grazy Silvestre, Diego Coelho, Daniela Moreira, Monique Oliveira, Raul Pires e Ingrid Dorigueto; os amigos da graduação em ciências biológicas, Cássia Freitas, Jô França, Pedro Teixeira, Paulo Éder, André Maia, Debora Lucas, Micaele Feitosa, Brenda Santana, Marcella Zotta, Ariana Neto e Lili Sanna; os amigos do laboratório, Ronaldo Silva, Daniele Parma, Evandro Pianissola, Larrissa Areal, Alice Rodrigues, Gustavo Heringer e Juan Carrion. Muito obrigado a todos outros amigos não citados aqui. Cada amigo tem uma contribuição na minha formação como pessoa e todos que incentivaram e apoiaram essa caminhada faz parte desta vitória.

Por fim, agradeço a Deus pela oportunidade de viver esta experiência e por poder contribuir de alguma forma com a conservação de nossa natureza incluindo esta vegetação que tanto admiro.

RESUMO

COELHO, Alex Josélio Pires, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, fevereiro de 2017. **Efeito da fragmentação nas diversidades taxonômica e filogenética do Cerrado *stricto sensu***. Orientador: João Augusto Alves Meira Neto. Coorientador: Luiz Fernando Silva Magnago.

O uso da terra nos diversos biomas tem degradado vegetações naturais causando distúrbios e a fragmentação do habitat que são responsáveis pela extinção e substituição de espécies nas comunidades remanescentes. A perda de espécies pode estar relacionada com a seleção de traços filogeneticamente conservados e causar perda de funções no ecossistema bem como a perda da história evolutiva nos fragmentos. Considerando que o Cerrado é a maior savana neotropical e o segundo bioma brasileiro que mais perde áreas para atividades humanas conduzimos este estudo com o intuito de produzir conhecimentos sobre os efeitos dos distúrbios, da fragmentação e do uso da terra na diversidade taxonômica e filogenética deste domínio. Utilizamos 12 fragmentos de Cerrado *stricto sensu* com diversos níveis de distúrbios e inseridos em diferentes paisagens. Em cada fragmento, foram amostrados todos os indivíduos com CAS ≥ 10 cm em uma parcela de 20 x 50 m. Foram obtidas a composição química do solo, a intensidade dos distúrbios nas parcelas e calculadas as métricas de fragmentação e composição da paisagem para cada fragmento. Dessa forma, avaliamos a influência destas variáveis na abundância, riqueza, composição, diversidade filogenética (PD, MPD e MNTD) e estrutura filogenética (sesPD, sesMPD e sesMNTD) de cada fragmento. Distúrbios e fragmentação do habitat causaram alterações nas diversidades taxonômica e filogenética. A circulação de gado e alta intensidade de fogo causou agrupamento filogenético nos fragmentos. A diversidade filogenética é maior em fragmentos com maiores tamanhos, em paisagens com maior cobertura de Cerrado *stricto sensu* e entre matrizes menos contrastantes. Dessa forma, distúrbio, fragmentação e uso da terra no cerrado gera agrupamento filogenético nas espécies de plantas lenhosas do Cerrado *stricto sensu* e perda de história evolutiva.

ABSTRACT

COELHO, Alex Josélio Pires, M.Sc., Universidade Federal de Viçosa, February, 2017. **Effect of fragmentation on the taxonomic and phylogenetic diversity of Cerrado stricto sensu.** Advisor: João Augusto Alves Meira Neto. Co-advisor: Luiz Fernando Silva Magnago.

The land use in many biomes have degraded natural vegetation causing disturbance and habitat fragmentation that are responsible for extinction and species turnover in the remaining communities. The loss of species could be related with selection of conserved phylogenetic traits and cause function loss in an ecosystem as well the loss of evolution history in fragments. Considering that the Cerrado is the largest neotropical savanna and the second Brazilian biome that loses most areas for human activities, the aim of this study was to produce knowledge about the effects of disturbances, fragmentation and land use on the taxonomic and phylogenetic diversity of this domain. We use 12 fragments of Cerrado *stricto sensu* with different levels of disturbance and inserted in different landscape. In each fragment were sampled all individuals with stem circumference equal to or larger than 10 cm at ground level at a plot of 20 x 50 m. We obtained the chemical composition of the soil, the intensity of the disturbances in the plots and the calculation of the fragmentation and landscape composition metrics for each fragment. In this way, we evaluated the influence of these variables on abundance, richness, composition, phylogenetic diversity (PD, MPD and MNTD) and phylogenetic structure (sesPD, sesMPD and sesMNTD) of each fragment. Disturbance and habitat fragmentation caused changes in taxonomic diversity and decreased phylogenetic diversity. The circulation of cattle and high fire intensity caused phylogenetic grouping in the fragments. The phylogenetic diversity is greater in fragments with larger sizes, in landscapes with greater coverage of Cerrado *stricto sensu* and among less contrasting matrices. Thus, disturbance, fragmentation and land use in the cerrado generate phylogenetic grouping in the species of woody plants of Cerrado *stricto sensu* and loss of evolutionary history.

SUMÁRIO

1. Introdução.....	1
2. Material e Métodos.....	4
2.1. Área de Estudo.....	4
2.2 Amostragem das Comunidades Vegetais	4
2.3 Variáveis Ambientais.....	4
2.4 Diversidade Taxonômica e Filogenética.....	8
2.5 Sinal Filogenético	9
2.6 Análises Estatísticas.....	10
3. Resultados.....	10
3.1 Estrutura.....	10
3.2 Análises de Correlação	11
3.4. Influência das Características dos Solos.....	11
3.5. Influência da Configuração dos Fragmentos e Distúrbios.....	12
3.6. Influência da Composição e Configuração da Paisagem.....	13
4. Discussão.....	17
4.1. Sinal Filogenético	17
4.2. Influência das Características dos Solos.....	18
4.3. Influência de Distúrbios e Configuração dos Fragmentos.....	18
4.4. Influência da composição e Configuração da Paisagem.....	21
5. Conclusão	23
6. Considerações finais.....	23
7. Referências Bibliográficas.....	24
8. Material Suplementar	33

1. Introdução

O uso da terra nos diversos biomas do mundo causa a fragmentação de habitats naturais assim como a ocorrência de diferentes distúrbios nestes ecossistemas (MELO et al., 2013; NAZARENO et al., 2012; RATTER; RIBEIRO; S., 1997). Além da exploração de recursos biológicos como lenha, frutos e matéria prima de diversos outros produtos, esses biomas são convertidos em áreas de pastagens, agricultura e florestas plantadas que intensificam a fragmentação e os distúrbios sofridos por estes ecossistemas (GIROLDO; SCARIOT, 2015; LAURANCE et al., 2011; RIBEIRO et al., 2016; SCHMIDT; TICKTIN, 2012). A avaliação das consequências destas intervenções humanas tem sido realizadas frequentemente em florestas tropicais, porém na maioria das vezes fornecem pouca informação sobre a perda de história evolutiva, sobre como as comunidades remanescentes estão sendo montadas, e sobre a manutenção da heterogeneidade destes remanescentes (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2012; CADOTTE; DINNAGE; TILMAN, 2012; SOLAR et al., 2015; GÁMEZ-VIRUÉS et al., 2015; MAGURRAN, 2004; SANTOS et al., 2010, 2014). O Cerrado é a maior savana neotropical e um dos domínios que mais perdeu áreas naturais devido intensificação no uso da terra sendo necessário acúmulo de conhecimento quanto os efeitos da fragmentação neste domínio (KLINK; MACHADO, 2005; MACHADO et al., 2004; RATTER; RIBEIRO; S., 1997).

Os distúrbios alteram inicialmente a estrutura e composição biótica dos ecossistemas causando alterações nas condições ambientais e diminuindo ou eliminando populações de plantas e animais sensíveis à estas variações (CARRARA et al., 2015; RIBEIRO-NETO et al., 2016; ROCHA-SANTOS et al., 2016; SOLAR et al., 2016). Da mesma forma, a perda de habitat e fragmentação alteram a biodiversidade destes fragmentos limitando a permanência de algumas populações por diversas questões, dentre elas: (i) o isolamento que limita os padrões de dispersão e polinização, dependentes principalmente de vertebrados, o que prejudica também a manutenção do fluxo gênico; e (ii) fragmentos menores ou de formas mais complexas que apresentam maior parte do habitat sobre condições ambientais estressantes da borda favorecendo o estabelecimento de espécies generalistas e pioneiras (EWERS; DIDHAM, 2006; FAHRIG, 2003; LAURANCE et al., 2011; MAGNAGO et al., 2014, 2016; MELO et al., 2010).

A influência dos distúrbios e da fragmentação na composição de espécies dos remanescente pode ser entendida como um tipo de filtragem ambiental que pode selecionar

espécies funcionalmente similares, mais próximas evolutivamente ou mais distantes que ao acaso, o que depende da predominância de caracteres funcionais ser conservados dentro das linhagens evolutivas ou ser convergentes entre linhagens evolutivas distintas, respectivamente (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2012; CAVENDER-BARES et al., 2009; KEMBEL; HUBBELL, 2006; WEBB et al., 2002). Desta forma o equilíbrio entre extinção e proliferação de linhagens específicas podem resultar na co-ocorrência de espécies mais próximas na árvore filogenética, e assim linhagens inteiras podem se perder (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2012; RIBEIRO et al., 2016). No caso de caracteres funcionais conservados dentro das linhagens filogenéticas, se a distância filogenética entre as espécies dos fragmentos permanecerem altas, sem perda de clados inteiros, diminui a chance de perda de um traço fenotípico ecológico, assim como de parte da história evolutiva (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2012; LAURANCE et al., 2011; MATOS et al., 2016; RIBEIRO et al., 2016). A ausência de diferenças significativas na estrutura filogenética após a fragmentação indica que não há alteração na distância filogenética entre as espécies e que os táxons extintos e os táxons em expansão estão dispersos na árvore filogenética (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2012; BENÍTEZ-MALVIDO et al., 2014; RIBEIRO et al., 2016).

A colonização do interior do Brasil a partir de 1970 gerou uma fragmentação relativamente recente e de alta intensidade sobre o Cerrado (AB'SÁBER, 2003; BEUCHLE et al., 2015; MACHADO et al., 2004; RATTER; RIBEIRO; S., 1997). Entre 1990 e 2010 a cobertura vegetal nas áreas de Cerrado reduziu em média 0,6% ao ano, totalizando 265.595 Km² de área perdida (BEUCHLE et al., 2015). Ao todo, mais da metade da vegetação original do Cerrado foi convertida em áreas destinadas a atividades agropecuárias, sendo cerca de 42% destas áreas dominadas por gramíneas exóticas, 11,35% pela agricultura, assim como 1,90% pela urbanização e 0,07% por florestas plantadas (KLINK; MACHADO, 2005). Os fragmentos restantes sofrem distúrbios gerados pela expansão da fronteira agrícola, da pecuária, de áreas urbanizadas e da construção de rodovias, além de distúrbios difusos como extração seletiva de madeira, coleta de produtos biológicos não madeireiros, mineração e regimes alterados de fogo (CARVALHO; DE MARCO; FERREIRA, 2009; DURIGAN et al., 2007; GIROLDO; SCARIOT, 2015; KLINK; MOREIRA, 2002; PIVELLO; CARVALHO; LOPES, 1999; RATTER; RIBEIRO; S., 1997). Das áreas naturais remanescentes apenas 8,3% estão inseridas em unidades de

conservação integral ou de uso sustentável enquanto as demais se encontram fortemente ameaçadas pela fragilidade legal (FRANÇOSO et al., 2015; GANEM; DRUMMOND; FRANCO, 2013).

Nos poucos estudos sobre uso da terra e fragmentação em Cerrado, especialmente na fitofisionomia savânica, comumente designada como Cerrado *stricto sensu*, percebe-se que a estrutura e diversidade dos remanescentes variam conforme a matriz, efeito de borda e o tamanho da área assim como nas florestas tropicais (CARMO; VASCONCELOS; ARAÚJO, 2011; CARVALHO; DE MARCO; FERREIRA, 2009; DODONOV et al., 2016; GIROLDO; SCARIOT, 2015). Entretanto, as variações de microclima entre borda e interior são menores e atingem uma menor proporção dos fragmentos quando comparadas a formações florestais (CHRISTIANINI; OLIVEIRA, 2013; DODONOV et al., 2016; DODONOV; HARPER; SILVA-MATOS, 2013; MENDONÇA et al., 2015). Fragmentos separados por estradas são capazes de manter 70% ou mais de espécies vegetais encontradas em reservas (VASCONCELOS; ARAÚJO; BRUNA, 2014), e mesmo com perdas significativas de cobertura vegetal natural, apresentam também altos níveis de regeneração, sugerindo que o Cerrado pode ser mais resiliente à fragmentação e distúrbios humanos do que sugerem as estimativas preliminares (CARVALHO; DE MARCO; FERREIRA, 2009; JEPSON, 2005).

Para estabelecer as prioridades de conservação do Cerrado é necessário compreender como as atividades humanas estão afetando a biodiversidade deste domínio. No entanto, medidas básicas de diversidade não levam em conta nem a história evolutiva das espécies nem como o ambiente molda as comunidades (CAVENDER-BARES et al., 2004; CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009; GASTAUER; MEIRA-NETO, 2015; PETCHEY; GASTON, 2002). Considerando que as plantas são fundamentais para a manutenção do habitat e que são as espécies inicialmente mais afetadas pelos distúrbios e fragmentação dos biomas (BOSCOLO; METZGER, 2011; MATOS et al., 2016; RIBEIRO-NETO et al., 2016), temos como objetivo analisar se os traços funcionais são conservados nas espécies lenhosas de Cerrado *stricto sensu* e avaliar como distúrbios e fragmentação influenciam na diversidade taxonômica e filogenética destas plantas. Como as características dos solos são parte das características determinantes da diversidade taxonômica e filogenética do Cerrado e também podem ser alteradas por intervenções

humanas (GROPPO et al., 2015; NERI et al., 2012b; Meira-Neto et al., 2017), incluímos composição química dos solos em nossas análises.

2. Material e Métodos

2.1. Área de Estudo

O estudo foi realizado em três municípios do estado de Minas Gerais, Paraopeba, Caetanópolis e Curvelo, dentro do domínio do Cerrado. Foram selecionados doze fragmentos de Cerrado *stricto sensu* de diferentes tamanhos sobre diferentes tipos de distúrbios e paisagens (Figura 1). Dentre estes, apenas um remanescente está incluído em uma unidade de conservação, a Floresta Nacional de Paraopeba, coordenada pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). Os demais 11 fragmentos são reservas particulares, inseridos em matrizes de pastagens, agricultura, plantio de eucalipto, além de passarem por distúrbios gerados pela circulação de gado, regime alterado de fogo e extração ilegal de minhocaçu (*Rhinodrilus alatus*) e pequi (*Caryocar brasiliense*). O clima da região é caracterizado como subtropical úmido, tipo Aw no sistema de Köppen, com uma extensa estação seca de abril a setembro e usualmente com menos que 1400 mm de precipitação anual com chuvas concentradas durante os verões (NERI et al., 2012a).

2.2 Amostragem das Comunidades Vegetais

Para amostragem instalamos uma parcela permanente (20 m x 50 m) no interior de cada fragmento, considerando apenas indivíduos lenhosos vivos em que pelo menos um fuste apresentasse circunferência a altura do solo maior que 10 cm ($CAS \geq 10\text{cm}$). Assim registrou-se o CAS, a altura estimada do indivíduo e altura atingida pelo fogo em indivíduos com marcas de carbonização. As espécies foram coletadas e identificadas posteriormente no Laboratório de Ecologia e Evolução de Plantas - UFV segundo o APG III (2009).

2.3 Variáveis Ambientais

Nossas variáveis ambientais foram medidas em escala local e em escala de paisagem. Na escala local consideramos a composição química dos solos e as medidas de configuração dos fragmentos e intensidade dos distúrbios sofridos por estes. Na escala de paisagem utilizamos variáveis de configuração e composição da paisagem (Figura 1).

Para as características do solo foram coletadas três amostras aleatórias com profundidade de 0-15 cm em cada parcela, posteriormente homogeneizadas, secas ao ar e

peneiradas (GIROLDO; SCARIOT, 2015), para posterior análise química no Departamento de Solos da UFV. Foram considerados importantes constituintes químicos do solo como pH, soma de bases trocáveis (SB), capacidade de trocas catiônicas (T) e as concentrações de alumínio (Al), potássio (K), cálcio (Ca), fósforo (P), e magnésio (Mg) conforme protocolo descrito por Donagema et al (2011).

Para as variáveis de configuração dos fragmentos consideramos sua área de cobertura em hectares (AREA), índice de forma (SHAPE) e distância euclidiana do vizinho mais próximo (ENN). Quanto mais irregular e menor a área do fragmento, maior é o valor do índice de forma. Já o valor de “ENN” é a menor distância em linha reta entre o fragmento estudado e outro de Cerrado *stricto sensu*. Calculamos também a intensidade dos distúrbios sobre os fragmentos: fogo (FOI e FOV), circulação de gado (CG), extração de pequi (EXP) e extração de minhocaçu (EXM). O fogo foi medido pela quantidade de indivíduos amostrados que foram atingidos pelo fogo (FOI) e pelo cálculo do volume de biomassa atingida (FOV). Para os demais distúrbios, ranqueamos de “0” a “3” a intensidade sendo zero a ausência do distúrbio em determinado fragmento e três indica alta intensidade do distúrbio (ver tabela 1 para mais detalhes).

Para características da paisagem utilizamos métricas de configuração e composição. As métricas de configuração descrevem a variação geométrica e isolamento das partes de mesma classe em uma paisagem. Dentre estas selecionamos: índice de forma média (LSI), que é a soma do perímetro limite da paisagem e de todas as bordas de uma mesma classe dividida pela raiz quadrada da área total da paisagem, medindo o grau de complexidade da forma desta classe na paisagem; índice de divisão da paisagem (SPLIT), sendo o resultado da área total da paisagem ao quadrado dividida pela soma do quadrado da área das partes de mesma classe; densidade de borda (ED), soma do perímetro da borda de todas as partes de uma mesma classe dividida pela área total em hectares; e distância euclidiana média do vizinho mais próximo (ENN_MN). Nas análises foram utilizadas apenas as métricas de configuração obtidas para a classe Cerrado *stricto sensu*, foco deste estudo. Entre as métricas de composição que quantifica e qualifica os elementos que compõem a paisagem, utilizamos a porcentagem de área ocupada por determinada classe na paisagem (PLAND) para as classes: formações florestais (FC), Cerrado *stricto sensu* (CE), silvicultura (SI), demais áreas de uso da terra ou terra exposta (USO).

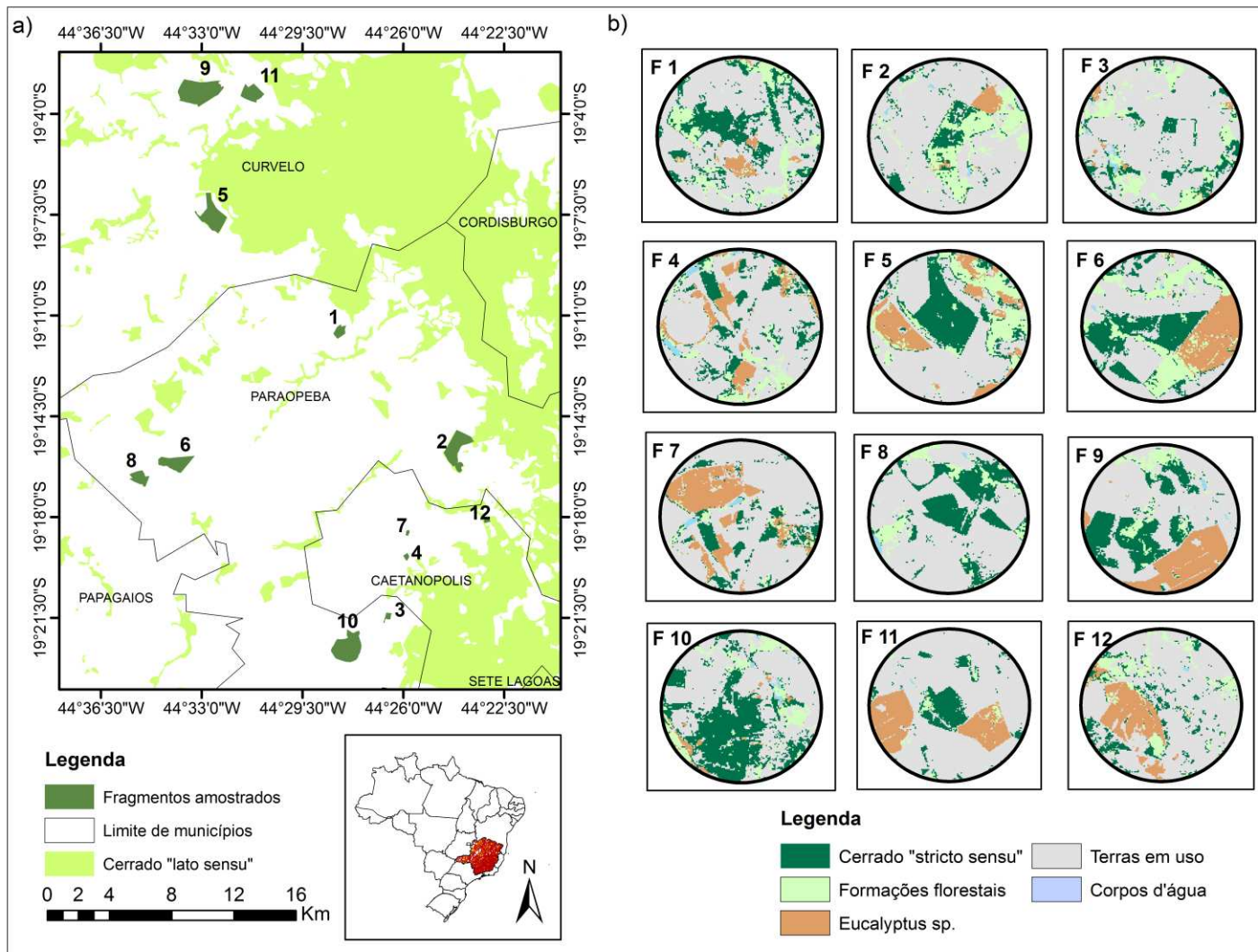


Figura 1. Mapa de localização dos fragmentos e da paisagem abordada. (a) ilustração dos fragmentos amostrados e a distribuição destes nos municípios de Paraopeba, Caetanópolis e Curvelo; (b) buffers de 2 km ao redor dos pontos de amostragem de cada fragmento. A numeração dos fragmentos em “a” e “b” são equivalentes.

Tabela 1. Detalhes da amostragem e cálculos da intensidade dos distúrbios presentes nos fragmentos deste estudo.

Distúrbio	Código	Escala	Métodos de Amostragem
Fogo	FOI	Intensidade	Número de indivíduos amostrados que foram atingidos pelo fogo, baseado na observação de marcas de carbonização.
Fogo	FOV	Intensidade	Volume total de biomassa atingida pelo fogo dentro da parcela, em indivíduos com CAS \geq 10cm. Foi utilizada a equação obtida pelo Cetec (1995) para calcular o volume total do fuste com a casca em indivíduos lenhosos: Volume total = (0,000038857 x Diâmetro ^{1,70764} x Altura atingida pelo fogo ^{1,32032}).
Circulação de Gado	CIG	Intensidade (0-3)	Entrevistas aos proprietários quanto à circulação de gado no interior dos fragmentos nos últimos 10 anos e observação de vestígios (fezes e pegadas) dentro das parcelas: “0”, não houve vestígios nem registros de circulação de gado no período determinado; “1”, não houve vestígios, porém nos últimos 10 anos registrou-se circulação frequente de gado no fragmento; “2”, houve vestígios na parcela e registros de circulação de gado frequente no período determinado; “3” houve vestígios na parcela e registros de intensa circulação de gado no fragmento nos últimos 10 anos.
Extração de Minhocoçu	EXM	Intensidade (0-3)	Entrevista aos proprietários quanto à atuação de minhoqueiros (pessoas que extraem minhocoçu) nos últimos dez anos além da quantificação de focos de extração de minhocoçu no interior das parcelas: “0”, não houve foco de extração de minhocoçu na parcela nem registro de atuação de minhoqueiros no fragmento durante os últimos 10 anos; “1”, não houve foco de extração de minhocoçu na parcela, mas registrou-se atuação esporádica de minhoqueiros no fragmento durante o período determinado; “2”, houve um foco de extração de minhocoçu na parcela e registros frequentes de atuação de minhoqueiros no fragmento durante o período determinado; “3”, houve dois ou mais focos de extração de minhocoçu na parcela e registros de atuação anual e intensa de minhoqueiros no fragmento durante os últimos 10 anos.
Extração de Pequi	EXP	Intensidade (0-3)	Observação na parcela de vestígios da coleta de pequi (cascas e restos orgânicos do fruto abandonados na parcela) e entrevistas aos proprietários dos fragmentos e moradores da região quanto a extração de pequi nos últimos 10 anos: “0”, não houve vestígio nem registro de extração de pequi no fragmento durante o período determinado; “1”, não apresentou vestígios de coleta de pequi, porém houve registros de coleta durante os últimos 10 anos para consumo familiar; “2”, houve vestígios ou registros frequentes de coleta pra consumo familiar e/ou comercialização na comunidade no período determinado; “3”, houve grande acúmulo de vestígios próximo a parcela e registros de coleta intensa de pequi para comercialização além da comunidade.

As métricas de composição e configuração da paisagem, bem como as de configuração dos fragmentos foram obtidas pelo programa FRAGSTAT 4.2 (MCGARIAL; CUSHMAN; ENE, 2012) utilizando imagens corrigidas do LandSat 8.0, classificadas no programa ArcGis em 5 classes: Cerrado *stricto sensu*; formações florestais, que incluem cerradão e matas de galeria; corpos d'água; silvicultura, culturas de *Eucalyptus* sp.; e demais áreas de uso da terra, que inclui áreas de agricultura, pastagens, áreas urbanas e terras expostas. Foram amostrados um total de 110 pontos geográficos distribuídos ao longo da região dos fragmentos para posterior validação da classificação das paisagens, estas determinadas por um *buffer* circular de 2 Km a partir do ponto central das parcelas, assim como Matos et al. (2016). A classificação obteve mais que 75% de validação.

2.4 Diversidade Taxonômica e Filogenética

Em riqueza e abundância consideramos o número de espécies amostradas em cada fragmento e número de indivíduos respectivamente. Para identificar a composição de espécies das comunidades amostradas empregamos uma análise de ordenação, o método de escalonamento multidimensional não métrico (non-metric multidimensional scaling - NMDS), usando “Bray-Curtis” como medida de similaridade e dados de abundância das espécies nas parcelas amostradas. Na obtenção destes dados utilizamos o pacote “Vegan” no programa R 3.2.1 (R DEVELOPEMENT CORE TEAM, 2015).

Na filogenia foram considerados todos os indivíduos lenhosos amostrados e identificados em nível espécies, gênero ou família segundo APG III (2009), e construída a hipótese filogenética no *software* PHYLOCOM 4.2 (WEBB; ACKERLY; KEMBEL, 2008) com os erros de idade diminuídos de acordo com Gastauer & Meira-Neto (2016). Nossa árvore foi calibrada utilizando o arquivo “ages_exp” (GASTAUER; MEIRA-NETO, 2013) e o algoritmo BLADJ no *software* PHYLOCOM 4.2. Em nossa hipótese filogenética calculamos métricas que avaliam a história evolutiva presente em nossos fragmentos: (i) diversidade filogenética (*phylogenetic diversity* - PD), indicando a soma total da distância filogenética entre as espécies nas comunidades; (ii) distância média dos pares (*mean pairwise distance* - MPD), média da distância filogenética de todas as combinações de pares de indivíduos incluindo os de mesma espécie; (iii) distância média do táxon mais próximo (*mean nearest taxon distance* - MNTD), média da distância filogenética entre cada indivíduo e outra espécie mais próxima na árvore filogenética; e (iv) índices destas medidas padronizados com a riqueza, “sesPD”, “sesMPD” e “sesMNTD” respectivamente,

ambos aumentam com o agrupamento filogenético ou tornam-se negativos com a sobredispersão apresentando menor efeito da riqueza (FAITH, 1992; GASTAUER; MEIRA-NETO, 2015; MATOS et al., 2016; SWENSON, 2014; WEBB, 2000; WEBB et al., 2002). Para o cálculo dos índices padronizados utilizamos o modelo nulo sem restrição com 10.000 aleatorizações usando o algoritmo “phylogeny pool”. Estas seis métricas foram calculadas seguindo o *script* utilizado por Matos et al. (2016) usando o pacote “picante” no programa R 3.2.1 (R DEVELOPEMENT CORE TEAM, 2015).

2.5 Sinal Filogenético

De modo a analisar se os traços são conservados ou convergentes nas linhagens das plantas medimos o sinal filogenético através de um teste com base na variância dos contrastes independentes filogenéticos (GARLAND; HARVEY; IVES, 1992). A magnitude do contraste independente tende a ser similar ao longo da árvore filogenética se as espécies aparentadas forem funcionalmente similares, resultando em pequena variância nos valores (BLOMBERG; GARLAND; IVES, 2003). As variações de contraste observadas são então comparadas as expectativas de um modelo nulo no qual os valores dos traços contínuos são aleatorizados para as espécies, obtendo assim os valores de K e sua significância estatística (BLOMBERG; GARLAND; IVES, 2003; WEBB; ACKERLY; KEMBEL, 2008). Assim, valores de $K = 0$ representa ausência de sinal filogenético e $K = 1$ significa que o sinal filogenético de um traço não difere do esperado sob um modelo nulo de evolução (modelo Browniano). Quando $K < 1$ sabemos que parentes próximos se assemelham menos do que o esperado ao acaso e quando $K > 1$ estes se assemelham mais do que o esperado no modelo Browniano de evolução dos traços (BLOMBERG; GARLAND; IVES, 2003). Se a variância observada for pequena em relação aos valores esperados sob o modelo nulo, assumimos que os traços são conservados (CIANCIARUSO; SILVA; BATALHA, 2009). Mesmo quando $K < 1$, se significativo o sinal filogenético, assumimos que estes traços são filogeneticamente mais conservados que uma associação aleatória entre traços e filogenia (BLOMBERG; GARLAND; IVES, 2003; KRAFT et al., 2010).

Este teste de sinal filogenético foi conduzido no pacote “picante” através da função “phylosignal” no programa R (R DEVELOPEMENT CORE TEAM, 2015). Consideramos todas as espécies identificadas até nível de família e levamos em conta os traços: altura máxima atingida; diâmetro à altura do solo máximo atingido; relação da altura máxima

atingida e do diâmetro à altura do solo máximo atingido; tamanho e diâmetro do fruto; tamanho e diâmetro da semente; e densidade da madeira. Os dados de altura e diâmetro das plantas foram coletados no campo. Os traços funcionais de frutos e sementes foram consultados na literatura (DA SILVA JÚNIOR; DOS SANTOS, 2005; KUHLMANN, 2012; SANO; SEMÍRAMIS; RIBEIRO, 2008) e densidade da madeira retirada da base de dados *The Global Wood Density* (GWD; CHAVE et al., 2009).

2.6 Análises Estatísticas

Aplicamos teste de correlação de Pearson nos conjuntos de variáveis ambientais, eliminando variáveis altamente correlacionadas (Pearson $\rho > 0,73$; SOLAR et al., 2016; ZUUR; IENO; ELPHICK, 2010), e avaliando o efeito da riqueza de espécies nas métricas de diversidade filogenética. Padronizamos as variáveis ambientais (preditoras) e analisamos o efeito de cada conjunto destas sobre a riqueza, abundância, composição e as métricas de diversidade filogenética usando Modelos Lineares Generalizados (GLM), família Poisson, com normalidade verificada pelo teste de Shapiro Wilk. Os modelos foram separados em três de acordo com os conjuntos de dados ambientais descritos no item “2.3”. Foi utilizada a abordagem *multi-model inference* para identificar os modelos (combinações de um conjunto de variáveis) que melhor explicam o comportamento das variáveis resposta, baseados no Critério de Informação de Akaike de segunda ordem (AICc), indicado para pequenas amostras (BURNHAM; ANDERSON; HUYVAERT, 2011). Foram considerados os melhores modelos aqueles com a diferença em AICc ($\Delta AICc$) < 4 , sendo modelo de $\Delta AICc = 0$ o de maior potencial explicativo. Calculamos a média dos parâmetros dos modelos selecionados e usamos o peso de Akaike (W_i) para avaliar a importância das variáveis preditoras e medir tamanho do efeito destas pela estimativa do parâmetro da média dos modelos com intervalo de confiança (BURNHAM; ANDERSON, 2002; CARRARA et al., 2015; WHITTINGHAM et al., 2005). Todas as análises estatísticas foram realizadas no programa R 3.2.1 (R DEVELOPEMENT CORE TEAM, 2015) usando o pacote “psych” para correlação de Pearson e “MuMIn” para seleção dos modelos.

3. Resultados

3.1 Estrutura

Foram registrados 2.837 indivíduos, distribuídos entre 37 famílias, 71 gêneros, e 102 espécies, sendo cinco destas identificadas somente em nível de gênero e seis espécies

indeterminadas. A riqueza dos fragmentos variou de 18 a 41 espécies e a abundância de 113 a 453 indivíduos.

3.2 Análises de Correlação

Somente as variáveis do solo apresentaram altos valores de correlação de Pearson ($\rho > 0,73$) sendo P e SB excluídos de nossas análises. Não foram encontradas fortes correlações entre riqueza de espécies e MNTD (Pearson: $r = -0,25$; $P = 0,4177$) e MPD (Pearson: $r = 0,21$; $P = 0,5007$), porém PD foi altamente correlacionado com a riqueza (Pearson: $r = 0,93$; $P < 0,0001$). Também não encontramos correlação entre a riqueza de espécies e sesMNTD (Pearson: $r = 0,06$; $P = 0,8496$), sesMPD (Pearson: $r = -0,17$; $P = 0,5818$), e sesPD (Pearson: $r = -0,24$; $P = 0,4359$), sendo os valores padronizados menos influenciados pela riqueza, como esperado.

3.3. Sinal Filogenético

Foi encontrado sinal filogenético nos traços densidade da madeira e tamanho do fruto ($P < 0,05$) e todos eles com valores de K menor que um ($K < 1$), indicando que estes traços são mais agrupados filogeneticamente que o esperado ao acaso (Tabela 2).

Tabela 2. Resultados da análise de sinal filogenético utilizando o método K de Blomberg. K - Variação de contrastes de traços funcionais observada comparada com a variação esperada ao acaso.

Traços	K	Significância (P)
Altura Máxima	0.4390097	0.155
Diâmetro Máximo	0.3779611	0.287
Altura Maxima / Diâmetro Maximo	0.3735592	0.363
Densidade da Madeira	0.6682759	0.001
Tamanho do Fruto	0.774219	0.001
Diâmetro do Fruto	0.301966	0.706
Tamanho da Semente	0.404485	0.242
Diâmetro da Semente	0.281109	0.752

3.4. Influência das Características dos Solos

Em geral as variáveis do solo apresentaram pouca influência nas variáveis resposta (Figura 1). Foram selecionados 18 modelos ($\Delta AICc < 4$), com K e Al em seis destes e importância relativa de 0,38 e 0,34 respectivamente. A abundância teve somente seis modelos selecionados, com T em dois destes e apenas 0,24 de valor de importância. Para NMDS1 foram selecionados oito modelos, estando Mg em quatro e Ca em três, com

importância relativa de 0,49 e 0,37, enquanto na NMDS2 foram selecionados apenas 4 modelos sendo Al e T as variáveis de maior potencial explicativo. Foram significativas apenas as relações de T ($p = 0,0236$), K ($p = 0,0214$) e Al ($p = 0,0069$) que influenciam negativamente a NMDS2, não incluindo o zero em seus intervalos de confiança (Figura 2). As métricas de diversidade filogenética tiveram poucos modelos selecionados e baixos valores de importância, além de apresentarem o modelo nulo como o melhor modelo ($\Delta AICc = 0$), indicando que as variáveis edáficas não influenciam em PD, MPD, MNTD, nem em seus valores padronizados. O pH não influenciou significativamente nenhuma das variáveis respostas e apresentaram baixos valores de importância sobre estas (Anexo 7).

3.5. Influência da Configuração dos Fragmentos e Distúrbios

Entre as métricas de configuração dos fragmentos e distúrbios, obtivemos relações significativas para distância euclidiana do vizinho mais próximo (conectividade), área, circulação de gado, extração de minhocoçu e número de indivíduos atingidos pelo fogo (Figura 3). Para a variável riqueza foram selecionados 17 modelos, estando circulação de gado (CG) em nove destes com alto valor de importância (0,59) seguido de extração de minhocoçu presente em seis modelos com 0,43 importância, porém somente CG apresentou relação significativa ($p = 0,0445$), diminuindo a riqueza de espécies. Em abundância a extração de minhocoçu apresentou grande importância relativa (0,51), porém nenhuma variável influenciou significativamente. Na NMDS1 foi selecionado o modelo nulo como melhor modelo, onde as variáveis apresentaram baixos valores de importância, enquanto na NMDS2 foram selecionados cinco modelos com extração de minhocoçu em quatro destes e 0,93 de importância, havendo influência negativa significativa do volume de biomassa atingida pelo fogo ($p = 0,0302$) e da extração de minhocoçu ($p = 0,00624$).

O índice de diversidade filogenética (PD) apresentou relação positiva significativa com a extração de minhocoçu ($p=0,0118$) e negativa com circulação de gado ($p=0,0008$), porém seus valores padronizados apresentaram o modelo nulo como melhor modelo. A área dos fragmentos influenciou positivamente o MPD (0,0384) e sesMPD ($p = 0,00872$), sendo área do fragmento e número de indivíduos atingidos por fogo as variáveis de maior importância relativa. MNTD teve o modelo nulo como melhor modelo, e sesMNTD teve relação significativa positiva com a conectividade (0,0350) e negativa com a circulação de gado (0,0389).

Extração de pequi e forma do fragmento quando incluídos nos modelos apresentaram baixos valores de importância relativa e não influenciaram significativamente nenhuma das variáveis respostas consideradas em nosso trabalho (Anexo 8).

3.6. Influência da Composição e Configuração da Paisagem

Entre as métricas de composição da paisagem, obtivemos influência significativa da porcentagem da paisagem ocupada por silvicultura, Cerrado *stricto sensu*, e áreas em uso para pastagens, agricultura ou terras expostas sobre as variáveis analisadas. Densidade de borda, índice de forma média e índice de divisão da paisagem também apresentaram relações significativas principalmente com os índices de configuração da paisagem (Figura 3).

Riqueza e abundância tiveram como melhor explicação o modelo nulo ($\Delta AICc = 0$), não sendo influenciadas pelas características da paisagem. A NMDS1 foi influenciada positivamente pela porcentagem de área sobre uso na paisagem ($p = 0,0027$), estando presente nos três modelos selecionados, enquanto o eixo 2 da NMDS teve o modelo nulo com $\Delta AICc$ igual a zero como o melhor modelo.

O modelo nulo também explicou melhor o índice de diversidade filogenética (PD) e seu valor padronizado (sesPD). A porcentagem de área ocupada pelo Cerrado *stricto sensu* relacionou significativamente com MPD ($p = 0,0443$) e sesMPD ($p = 0,0001$) influenciando positivamente em seus valores, além de apresentar alto valor de importância para riqueza e abundância. O MNTD foi influenciado significativamente pela densidade de borda ($p = 0,0314$), índice de divisão da paisagem ($p = 0,0078$), índice de forma média da paisagem ($0,0053$) e porcentagem de área ocupada pela silvicultura ($p = 0,0292$) diminuindo seus valores, e por porcentagem de área ocupada por Cerrado *stricto sensu* ($p = 0,0440$) positivamente. O valor padronizado de MNTD (sesMNTD) também foi relacionado positivamente com a porcentagem de área ocupada pelo Cerrado *stricto sensu* ($p = 0,0014$), e negativamente com densidade de borda ($p = 0,0001$), silvicultura ($p = 0,0080$) e índice de forma média ($p = 0,0015$).

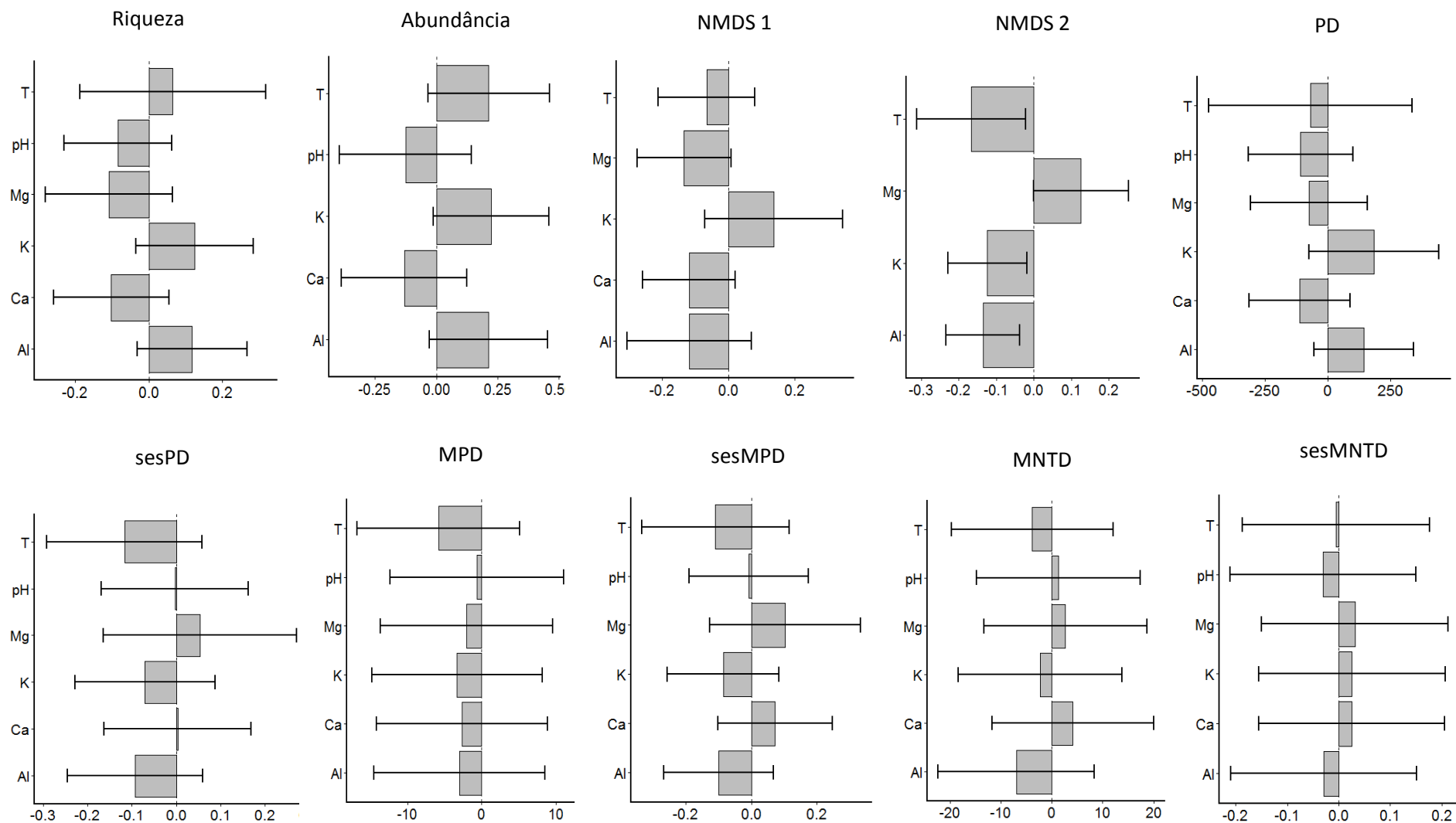


Figura 2. Coeficientes dos modelos médios das variáveis do solo com $\Delta AICc < 4$ e intervalos de confiança para as variáveis explicativas consideradas neste trabalho: riqueza; abundância; NMDS1; NMDS2; PD - índice de diversidade filogenética; sesPD - índice padronizado da diversidade filogenética; MPD - distância média dos pares; sesMPD - índice padronizado de distância média dos pares; MNTD - distância média do táxon mais próximo; sesMNTD - índice padronizado da distância média do táxon mais próximo. O intervalo de confiança que não inclui o zero indica significância. Al, concentração de alumínio; Ca, concentração de cálcio; Mg, Concentração de Magnésio; K, concentração de potássio; T, capacidade de troca catiônica a pH 7, e pH.

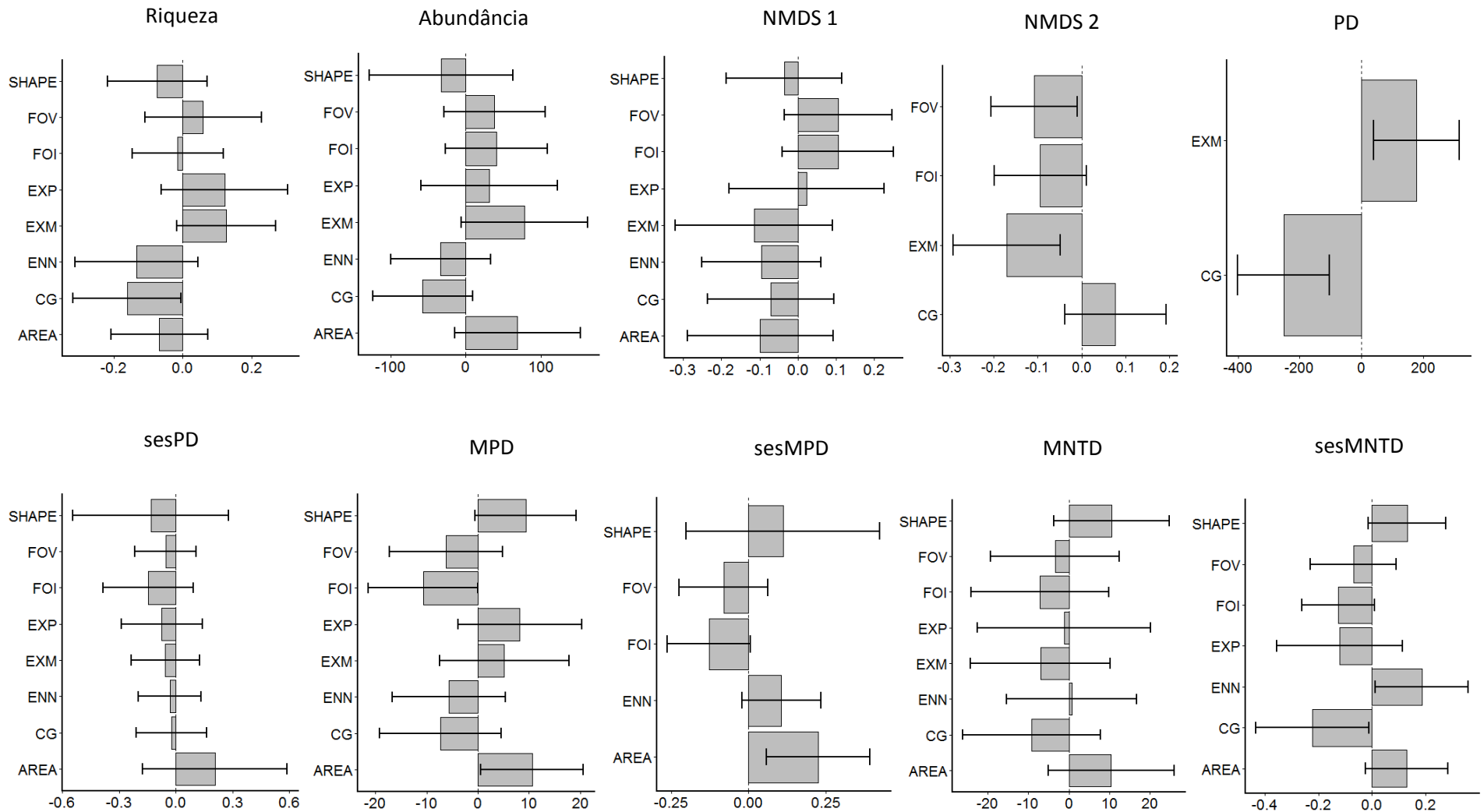


Figura 3. Coeficientes dos modelos médios das variáveis de configuração dos fragmentos e distúrbios com $\Delta AICc < 4$ e intervalos de confiança para as variáveis explicativas consideradas neste trabalho: riqueza; abundância; NMDS1; NMDS2; PD - índice de diversidade filogenética; sesPD - índice padronizado da diversidade filogenética; MPD - distância média dos pares; sesMPD - índice padronizado de distância média dos pares; MNTD - distância média do táxon mais próximo; sesMNTD - índice padronizado da distância média do táxon mais próximo. O intervalo de confiança que não inclui o zero indica significância. AREA, área total do fragmento em hectares; CG, circulação de gado; ENN, distância euclidiana do vizinho mais próximo; EXM, extração de Minhocucu; EXP, extração de pequi; FOI, quantidade de indivíduos atingidos pelo fogo; FOV, volume de biomassa atingida pelo fogo; e SHAPE, índice de forma do fragmento.

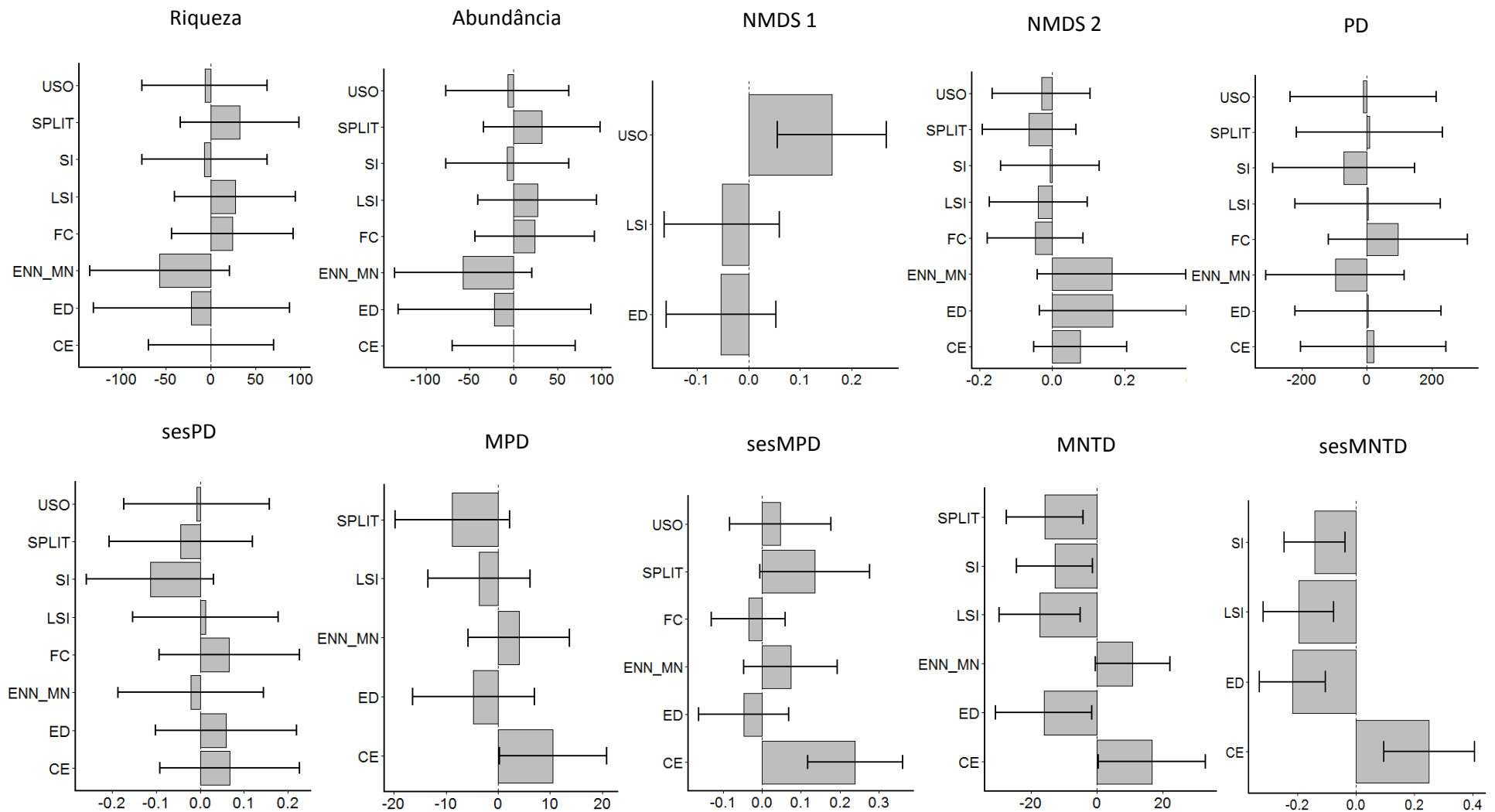


Figura 4. Coeficientes dos modelos médios das variáveis da paisagem com $\Delta AICc < 4$ e intervalos de confiança para as variáveis explicativas consideradas neste trabalho: riqueza; abundância; NMDS1; NMDS2; PD - índice de diversidade filogenética; sesPD - índice padronizado da diversidade filogenética; MPD - distância média dos pares; sesMPD - índice padronizado de distância média dos pares; MNTD - distância média do táxon mais próximo; sesMNTD - índice padronizado da distância média do táxon mais próximo. O intervalo de confiança que não inclui o zero indica significância. CE, porcentagem da paisagem ocupada pelo cerrado; ED, densidade de borda; ENN_MN, distância euclidiana média do vizinho mais próximo; FC, porcentagem da paisagem ocupada por formações florestais; LSI, índice de forma média; SI, porcentagem da paisagem ocupada por silviculturas; SPLIT, índice de divisão da paisagem; USO, porcentagem da paisagem em uso para pastagens e agricultura, e terras expostas.

A distância euclidiana média do vizinho mais próximo e a porcentagem da paisagem ocupada por formações florestais não influenciaram significativamente em nenhuma das variáveis resposta e apresentaram baixos valores de importância (Anexo 9).

4. Discussão

Nossa pesquisa trouxe uma nova abordagem de conservação para o Cerrado. Até aqui estudos envolvendo fragmentação e distúrbio elucidaram consequências apenas na diversidade taxonômica dos remanescentes de Cerrado *stricto sensu* e nenhum relacionou diretamente a biodiversidade com as pressões e configurações locais assim como configuração e composição em escala de paisagem. Além de alterações na diversidade taxonômica por alguns distúrbios nossos fragmentos sofrem também perda de história evolutiva em fragmentos menores e com maior intensidade de distúrbios, da mesma forma que em paisagens mais fragmentadas com menor cobertura de vegetação natural.

4.1. Sinal Filogenético

Os resultados para o sinal filogenético dos traços analisados indicam que densidade da madeira e tamanho do fruto são filogeneticamente mais convergentes que o esperado pelo modelo Browniano, porém filogeneticamente mais conservados que uma associação aleatória entre traços e filogenia (BLOMBERG; GARLAND; IVES, 2003; KRAFT et al., 2010). Sendo assim, espécies aparentadas em nossas comunidades tendem a ser mais semelhantes que ao acaso em densidade da madeira e tamanho de fruto.

Densidade da madeira é um traço influenciado principalmente por fatores ambientais o que o tornaria convergente (CAVENDER-BARES et al., 2004). Entretanto, diversos outros estudos encontraram conservantismo filogenético em densidade da madeira, sugerindo ser um traço selecionado pelo estresse hídrico ou herbivoria de insetos em diversos ambientes (CHAVE et al., 2006; KRAFT et al., 2010). Tal traço também foi encontrado ser filogeneticamente conservado em espécies de plantas do Cerrado, assim como outros relacionados à herbivoria, ao balanço de água, ao nível de nitrogênio foliar, e a espessura da casca (ARANHA, 2013; BATALHA et al., 2011a, 2011b).

Assim como tamanho do fruto em nosso estudo, outros trabalhos encontrou conservantismo filogenético para zoocoria no cerrado mas baixo conservantismo para as síndromes de dispersão (KUHLMANN; RIBEIRO, 2016a, 2016b). Traços relacionados a reprodução são vulneráveis aos processos de fragmentação devido a perda de dispersores e

polinizadores específicos (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2012; HARRISON et al., 2013; LAURANCE et al., 2006; LOPES et al., 2009; SANTOS et al., 2008). Porém, o tamanho do fruto não condiz exatamente com o tipo de dispersão deste, visto que no Cerrado *stricto sensu* existem frutos de diversos tamanhos com dispersão abiótica (KUHLMANN; RIBEIRO, 2016b).

4.2. Influência das Características dos Solos

As características do solo mostraram pouca influência sobre riqueza, abundância e diversidade filogenética. Por se tratar de uma mesma fitofisionomia já não eram esperadas grandes variações. Em nossos resultados as variáveis de maior potencial explicativo foram a concentração de potássio e alumínio que são as principais responsáveis pela variação da riqueza, abundância e composição em Cerrado “*lato sensu*”, além da capacidade de troca catiônica que é uma variável relacionada principalmente às fitofisionomias mais abertas do cerrado (AMORIM; BATALHA, 2008; BATALHA et al., 2011a; NERI et al., 2013).

O Cerrado *stricto sensu* ocorre comumente sobre solos ácidos com alta concentração de alumínio trocável, profundos (Latosolos) ou poucos profundos (Cambissolos), sendo composto em sua maioria por espécies de plantas adaptadas à toxidez do alumínio trocável (FURLEY, 2010; GOTTSBERGER; SILBERBAUER-GOTTSBERGER, 2006; NERI et al., 2012b, 2013). Dessa forma, considerando que as espécies que ocorrem no Cerrado *stricto sensu* possuem maior tolerância a estresses edáficos, uma possível alteração das características do solo causada pelo uso do terra não estaria alterando a diversidade taxonômica e filogenética dos fragmentos.

4.3. Influência de Distúrbios e Configuração dos Fragmentos

A circulação de gado se relacionou negativamente à riqueza de espécies e à diversidade filogenética, diminuindo a distância filogenética das espécies, especialmente em direção ao topo da árvore filogenética, conforme sugerido pela menor *sesMNTD* (CAVENDER-BARES et al., 2009; CAVENDER-BARES; KEEN; MILES, 2006; GASTAUER; MEIRA-NETO, 2015). A presença de gado nos fragmentos altera a estrutura e composição destes por dificultar o estabelecimento de indivíduos jovens por meio do pisoteio, além de gerar a compactação do solo dificultando o recrutamento de novos indivíduos (DE SOUZA et al., 2010; DÍAZ et al., 2007; GIROLDO; SCARIOT, 2015; MARTÍNEZ; ZINCK, 2004). Segundo Díaz et al. (2007) a criação de gado em pastagens

próximas a fragmentos de biomas tropicais seleciona características funcionais em comunidades de plantas, dentre elas maior incidência de planta anuais, de menores tamanhos e menos palatáveis. Considerando que os traços relacionados a herbivoria são filogeneticamente conservados no Cerrado (BATALHA et al., 2011a, 2011b) e que o traço densidade da madeira também é em nossas espécies, o *clustering* filogenético causado pela circulação de gado em nossos fragmentos poderia estar relacionado a seleção de linhagens mais densas e possivelmente mais resistentes ao pisoteio e à herbivoria do gado.

Outro distúrbio que nossos resultados sugerem influenciar estruturalmente o Cerrado é o fogo. O aumento do número de indivíduos atingidos pelo fogo (FOI) causou a diminuição da distância evolutiva entre os indivíduos das comunidades, como sugerido pela menor MPD. A relação da biomassa atingida pelo fogo (FOV) com o segundo eixo da NMDS (i.e. estrutura da vegetação) sugere efeito do fogo nas abundâncias e nas composições dos Cerrados. Os efeitos do fogo sugerido por nossos dados são relatados na literatura por causar diminuição da diversidade filogenética (VERDÚ; PAUSAS, 2007) e alterar a estrutura da vegetação (SILVA et al., 2013b). O fogo desempenha um importante papel na manutenção da biodiversidade do Cerrado atuando na ciclagem de nutrientes e no ciclo de vida da vegetação (DURIGAN; RATTER, 2016), porém impede o crescimento de muitos indivíduos, mantendo-os suprimidos na fase jovem ou em formas de rebroto (GIROLDO; SCARIOT, 2015) alterando a composição dos fragmentos através da seleção de traços funcionais resistentes ao fogo (BATALHA et al., 2011a). Porém, é sabido que no Cerrado essas características evoluíram em diversas linhagens o que pode explicar a falta de influência do fogo na estrutura filogenética (SIMON et al., 2009; SIMON; PENNINGTON, 2012).

A extração de minhocoçu está relacionada com a composição e estrutura dos fragmentos, uma vez que teve efeito significativo no eixo II da NMDS e apresenta grande importância relativa na riqueza, abundância e composição. Esse efeito na composição taxonômica pode ter causado o efeito positivo significativo em PD, mas não influencia a sesPD e nenhum outro índice de diversidade filogenética. A extração do minhocoçu gera o revolvimento do solo (DRUMOND; GUIMARÃES; DA SILVA, 2015) e pode aumentar a concentração de alguns compostos químicos do solo atuando no eixo II da NMDS assim como a capacidade de troca catiônica, a concentração de potássio e a concentração de alumínio. Já a extração de pequi não influenciou significativamente nenhuma das variáveis

respostas. Segundo Giroldo & Scariot (2015) a coleta deste fruto no Cerrado não afeta as taxas de recrutamento da espécie, assim como outros frutos de biomas tropicais (LIMA; SCARIOT; GIROLDO, 2013; ZUIDEMA; BOOT, 2002). A extração de frutos no Cerrado pode não influenciar a permanência das espécies de maneira significativa, pelo menos em curto prazo, pelo fato de que a maioria das espécies vegetais do Cerrado *stricto sensu* possuem capacidade de rebrota apresentando um crescimento mais rápido e vigoroso que o de mudas (FRASER; LIEFFERS; LANDHÄUSSER, 2004; GIROLDO; SCARIOT, 2015; KLIMEŠOVÁ; KLIMEŠ, 2007). A ausência de influência significativa na estrutura filogenética para extração de minhocoçu e de pequi sugere que ambas não exercem filtragem ambiental em plantas lenhosas do Cerrado *stricto sensu*.

O tamanho do fragmento não influenciou a riqueza e abundância contrariando padrões encontrados em florestas tropicais e até mesmo em outro Cerrado *stricto sensu* (CARMO; VASCONCELOS; ARAÚJO, 2011; FAHRIG, 2003; LAURANCE et al., 2011). No entanto, influenciou significativamente os valores de MPD e sesMPD, assim como a conectividade (distância euclidiana do vizinho mais próximo) em sesMNTD havendo maior diversidade filogenética em fragmentos maiores e mais conectados. Considerando que fragmentos menos conectados e de menores tamanhos tendem a ter menor biodiversidade devido a menor heterogeneidade de habitat no próprio fragmento e pela menor interação entre os remanescentes, a perda de espécies não foi significativa mas causa perda de história evolutiva (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2013; FAHRIG, 2003; GÁMEZ-VIRUÉS et al., 2015; SFAIR et al., 2016). As espécies de plantas do Cerrado são geralmente de linhagens mais recentes e próximas filogeneticamente, além de apresentarem uma quantidade relevante de famílias e gêneros com apenas uma espécie (GASTAUER; MEIRA-NETO, 2015; GOTTSBERGER; SILBERBAUER-GOTTSBERGER, 2006; SOUZA-NETO; CIANCIARUSO; COLLEVATTI, 2016). a perda destas espécies únicas pode estar intensificando o efeito de “*cluster*” filogenético nos fragmentos do Cerrado.

Complexidade da forma dos fragmentos não influenciou significativamente em nenhuma de nossas variáveis. Quanto mais complexa é a forma de um fragmento, maior é a quantidade de área deste que está sobre efeito de borda (EWERS; DIDHAM, 2006). A alteração da temperatura, umidade e incidência de luz nas bordas em florestas facilita a invasão de espécies pioneiras diminuindo a diversidade taxonômica e filogenética de fragmentos menores e causando *clustering* nas bordas (EWERS; DIDHAM, 2006;

LAURANCE et al., 2006; MAGNAGO et al., 2014, 2015; MATOS et al., 2016). No entanto, estudos no Cerrado relatam poucas variações no microclima das bordas com relação ao interior dos fragmentos, não havendo variação na riqueza de espécies lenhosas e estrutura da vegetação em Cerrado *stricto sensu*, relatando invasão apenas de gramíneas exóticas (DODONOV et al., 2016; DODONOV; HARPER; SILVA-MATOS, 2013; MENDONÇA et al., 2015). Assim, o Cerrado parecer ser mais resistente aos efeitos de borda que é intensificado pela complexidade da forma dos remanescentes (CARVALHO; DE MARCO; FERREIRA, 2009; MATOS et al., 2016).

4.4. Influência da Composição e Configuração da Paisagem

Mesmo que não influenciem a riqueza e abundância, os índices de composição da paisagem influenciaram diversidade e estrutura filogenética. Quanto maior a cobertura de Cerrado na paisagem maior foi a distância evolutiva entre as espécies de suas comunidades (i.e., maior conservação de história evolutiva). A maior cobertura do habitat permite a manutenção da biodiversidade e a continuidade de funções no ecossistema relacionados a dispersão e polinização. (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2016; CARRARA et al., 2015; JARDIM; BATALHA, 2009; RIBEIRO-NETO et al., 2016; ROCHA-SANTOS et al., 2016). Por outro lado, a porcentagem da paisagem ocupada por formações florestais teve pouca influência sobre diversidade taxonômica e filogenética com nenhuma relação significativa. Provavelmente devido a limitação do estabelecimento de espécies vindas de formações florestais no Cerrado *stricto sensu* por conta da baixa fertilidade do solo (SILVA et al., 2013a; SOUZA-NETO; CIANCIARUSO; COLLEVATTI, 2016).

Quanto maior a quantidade de terra em uso na paisagem maior seria o grau de distúrbio (GIROLDO; SCARIOT, 2015; RIBEIRO et al., 2016) sugerindo uma intensificação dos filtros ambientais que possivelmente causam *clustering*, como fogo e circulação de gado. Porém, contrariando nossas expectativas, a porcentagem de terra em uso na paisagem teve relações significativas apenas com a composição. Como o Cerrado *stricto sensu* é uma vegetação estruturalmente mais aberta, contrasta menos com pastagens e campos agrícolas, o que possivelmente torna a matriz mais permeável à migração e a outras interações entre os fragmentos não alterando a biodiversidade (CARVALHO; DE MARCO; FERREIRA, 2009; POTTS et al., 2006; VANDERMEER; PERFECTO, 2007). Já a porcentagem de área ocupada pelo plantio de eucalipto diminui a distância evolutiva das espécies, causada provavelmente por efeito de filtragem ambiental. Em florestas

tropicais é conhecido que o plantio de eucalipto é menos prejudicial a conservação da estrutura vegetal de fragmentos do que matrizes de pastagens por serem mais semelhantes a estrutura florestal (DE SOUZA et al., 2010; MESQUITA; DELAMÔNICA; LAURANCE, 1999). Porém, no Cerrado matrizes de silvicultura podem causar limitações à dispersão de diásporos, entre os fragmentos (NERI et al., 2005). Dessa forma o *clustering* filogenético causado por matrizes de silvicultura sugere um efeito de permeabilidade da matriz a algum tamanho de fruto como, por exemplo, frutos grandes que necessitam de dispersores grandes (i.e., endozoocoria) e de ventos fortes (i.e., anemocoria). Além disso, o aumento de áreas ocupadas pela silvicultura pode também diminuir ou impedir a ocorrência de pássaros especialistas, principalmente de vegetação campestre, o que poderia estar afetando a dispersão de determinadas sementes e processos de polinização nos fragmentos estudados (BATALHA; CIANCIARUSO; MOTTA-JUNIOR, 2010; CARRARA et al., 2015; JACOBOSKI; DE MENDONÇA-LIMA; HARTZ, 2016).

A Forma média dos fragmentos e a densidade de borda na paisagem também causaram *clustering* filogenético. Os efeitos negativos destas medidas são mais intensos em paisagens com menor cobertura de vegetação natural apresentando o mesmo efeito da perda de habitat em nossos fragmentos (EWERS; DIDHAM, 2006; SÁNCHEZ-DE-JESÚS et al., 2016). Além disso, ambas estão relacionadas já que quanto maior a complexidade da forma dos fragmentos estes terão maior perímetro de exposição a borda, ocasionando dessa maneira menor área nuclear (EWERS; DIDHAM, 2006; LAURANCE et al., 2011). Assim, espécies que interagem com as plantas e dependem de uma extensa área de vida principalmente no núcleo destes fragmentos como alguns mamíferos, ou que não suportam as variações climáticas das bordas como alguns invertebrados, são extintos do fragmento ou migram-se para o interior destes, alterando os padrões de distribuição de espécies de plantas na paisagem (BERNARDO; MELO, 2013; CARVALHO; DE MARCO; FERREIRA, 2009; CHRISTIANINI; OLIVEIRA, 2013; HARRISON et al., 2013).

O Índice de divisão da paisagem diminuiu significativamente a distância evolutiva média das espécies mais próximas (MNTD) porém não tem nenhuma influência em sesMNTD. A conectividade média da paisagem (ENN_MN), apesar de apresentar alta importância relativa em riqueza e abundância, não influenciou significativamente nenhuma das variáveis resposta. A perda de diversidade esperada em paisagens mais divididas pode ser compensada pela conectividade destes fragmentos até certo ponto mantendo a

funcionalidade destes ecossistemas (FAHRIG, 2003; GÁMEZ-VIRUÉS et al., 2015; MATESANZ et al., 2015). As métricas de composição da paisagem e de perda de habitat parecem influenciar mais na biodiversidade de plantas de Cerrado *stricto sensu* do que as métricas de configuração assim como encontrado para outros táxons em outros estudos (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2016; CARRARA et al., 2015; SÁNCHEZ-DE-JESÚS et al., 2016).

5. Conclusão

Nossos resultados sugerem que distúrbio, fragmentação e uso da terra no Cerrado *stricto sensu* estão ocasionando alterações na diversidade taxonômica, a diminuição da distância evolutiva média de todas as espécies nos fragmentos (MPD), assim como a diminuição da distância evolutiva média entre as espécies mais próximas (MNTD), provavelmente pela perda de espécies mais próxima na árvore filogenética ou de uma linhagem inteira. Estes resultados são comprovados pela influência significativa das variáveis de configuração e distúrbio dos fragmentos assim como configuração e composição da paisagem em sesMPD e sesMNTD que diminuem o efeito da riqueza de espécies na diversidade filogenética e pela falta de influência de características dos solos na diversidade vegetal de nossos fragmentos.

6. Considerações finais

A partir de nossos resultados algumas políticas de conservação já podem ser implementadas: (i) é necessário a diminuição ou inibição da circulação de gado nos fragmentos para minimizar os efeitos negativos na diversidade taxonômica e filogenética; (ii) a legalização da extração de produtos biológicos não madeireiros no cerrado pode minimizar confrontos entre a população e órgãos fiscalizadores já que não causam perda de diversidade nos fragmentos; (iii) a rotação entre o uso do solo para agricultura ou pastagem e o plantio de eucalipto poderia minimizar os impactos causados pelo contraste de matrizes; e (iv) a expansão de áreas desmatadas para cultivo no cerrado deve passar por uma avaliação sobre os efeitos da perda de habitat na fauna e flora de tal região, buscando minimizar a perda de funções do ecossistema.

7. Referências Bibliográficas

- AB'SÁBER, A. **Dominios de Natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. Ateliê Editorial, 2003.
- AMORIM, P. K.; BATALHA, M. A. Soil chemical factors and grassland species density in Emas National Park (central Brazil). **Brazilian journal of biology = Revista brasleira de biologia**, v. 68, p. 279–285, 2008.
- ARANHA, B. A. Padrão Filogenético de Comunidades do Cerrado: Evolução e Biogeografia. **Tese de Doutorado**, Unicamp, 2013.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Maintenance of tree phylogenetic diversity in a highly fragmented rain forest. **Journal of Ecology**, v. 100, n. 3, p. 702–711, 2012.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Plant-diversity in fragmented rain forests: Testing floristic homogenization and differentiation hypotheses. **Journal of Ecology**, v. 101, n. 6, p. 1449–1458, 2013.
- ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Landscape composition is more important than landscape configuration for phyllostomid bat assemblages in a fragmented biodiversity hotspot. **Biological Conservation**, v. 198, n. May, p. 84–92, 2016.
- BATALHA, M. A. et al. 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, 2011a.
- BATALHA, M. A. et al. Trait diversity on the phylogeny of cerrado woody species. **Oikos**, v. 120, n. 11, p. 1741–1751, 2011b.
- BATALHA, M. A.; CIANCIARUSO, M. V.; MOTTA-JUNIOR, J. CARLOS. Consequences of simulated loss of open cerrado areas to bird functional diversity. **Natureza e Conservação**, 8 (1): 1 - 5, 2010.
- BENÍTEZ-MALVIDO, J. et al. Influence of matrix type on tree community assemblages along tropical dry forest edges. **American Journal of Botany**, v. 101, n. 5, p. 820–829, 2014.
- BERNARDO, P. V. DOS S.; MELO, F. R. DE. Assemblage of medium and large size mammals in an urban Semideciduous Seasonal Forest fragment in Cerrado biome. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 2, p. 76–80, 2013.
- BEUCHLE, R. et al. Land cover changes in the Brazilian Cerrado and Caatinga biomes from 1990 to 2010 based on a systematic remote sensing sampling approach. **Applied Geography**, v. 58, p. 116–127, 2015.
- BLOMBERG, S. P.; GARLAND, T.; IVES, A. R. Testing for phylogenetic signal in comparative data: behavioral traits are more labile. **Evolution**, v. 57, n. 4, p. 717–745, 2003.
- BOSCOLO, D.; PAUL METZGER, J. Isolation determines patterns of species presence in

highly fragmented landscapes. **Ecography**, v. 34, n. 6, p. 1018–1029, 2011.

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R. **Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach (2nd ed)**. [s.l.: s.n.]. v. 172

BURNHAM, K. P.; ANDERSON, D. R.; HUYVAERT, K. P. AIC model selection and multimodel inference in behavioral ecology: Some background, observations, and comparisons. **Behavioral Ecology and Sociobiology**, v. 65, n. 1, p. 23–35, 2011.

CADOTTE, M. W.; DINNAGE, R.; TILMAN, D. Phylogenetic diversity promotes ecosystem stability. **Ecology**, v. 93, n. 8, 2012.

CARMO, A. B.; VASCONCELOS, H. L.; ARAÚJO, G. M. Estrutura da comunidade de plantas lenhosas em fragmentos de cerrado: relação com o tamanho do fragmento e seu nível de perturbação. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 34, n. 1, p. 31–38, 2011.

CARRARA, E. et al. Impact of landscape composition and configuration on forest specialist and generalist bird species in the fragmented Lacandona rainforest, Mexico. **Biological Conservation**, v. 184, p. 117–126, 2015.

CARVALHO, F. M. V; DE MARCO, P.; FERREIRA, L. G. The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. **Biological Conservation**, v. 142, n. 7, p. 1392–1403, 2009.

CAVENDER-BARES, J. et al. Phylogenetic Overdispersion in Floridian Oak Communities. **Chicago Journals**, v. 163, n. 6, p. 823–843, 2004.

CAVENDER-BARES, J. et al. The merging of community ecology and phylogenetic biology. **Ecology Letters**, v. 12, n. 7, p. 693–715, 2009.

CAVENDER-BARES, J.; KEEN, A.; MILES, B. Phylogenetic structure of Floridian plant communities depends on taxonomic and spatial scale. **Ecology**, v. 87, n. 7 SUPPL., p. 109–122, 2006.

CETEC. **Determinação de equações volumétricas aplicáveis ao manejo sustentado de florestas nativas no estado de Minas Gerais e outras regiões do país**. 1995.

CHAVE, J. et al. Regional and phylogenetic variation of wood density across 2456 neotropical tree species. **Ecological Applications**, v. 16, n. 6, p. 2356–2367, 2006.

CHAVE, J. et al. Towards a worldwide wood economics spectrum. **Ecology Letters**, v. 12, n. 4, p. 351–366, 2009.

CHRISTIANINI, A. V.; OLIVEIRA, P. S. Edge effects decrease ant-derived benefits to seedlings in a neotropical savanna. **Arthropod-Plant Interactions**, v. 7, n. 2, p. 191–199, 2013.

CIANCIARUSO, M. V.; SILVA, I. A.; BATALHA, M. A. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p. 93–103, 2009.

DA SILVA JÚNIOR, M. C.; DOS SANTOS, G. C. **100 Árvores do Cerrado: Guia de Campo**. Rede de Sementes do Cerrado, 2005.

- DE SOUZA, I. F. et al. Using tree population size structures to assess the impacts of cattle grazing and eucalypts plantations in subtropical South America. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 6, p. 1683–1698, 2010.
- DÍAZ, S. et al. Plant trait responses to grazing - A global synthesis. **Global Change Biology**, v. 13, n. 2, p. 313–341, 2007.
- DODONOV, P. et al. Edge influence on plant litter biomass in forest and savanna in the Brazilian *cerrado*. **Austral Ecology**, p. 1–11, 2016.
- DODONOV, P.; HARPER, K. A.; SILVA-MATOS, D. M. The role of edge contrast and forest structure in edge influence: Vegetation and microclimate at edges in the Brazilian *cerrado*. **Plant Ecology**, v. 214, n. 11, p. 1345–1359, 2013.
- DONAGEMA, G.K.; CAMPOS, D.V.B. de; CALDERANO, S.B.; TEIXEIRA, W.G.; VIANA, J.H.M. (Org.). Manual de métodos de análise do solo. 2.ed. rev. Rio de Janeiro: **Embrapa Solos**, 2011. 230p. (Embrapa Solos. Documentos, 132).
- DRUMOND, M. A.; GUIMARÃES, A. Q.; DA SILVA, R. H. P. The role of local knowledge and traditional extraction practices in the management of giant earthworms in Brazil. **PLoS ONE**, v. 10, n. 4, p. 1–19, 2015.
- DURIGAN, G. et al. Threats to the *cerrado* remnants THREATS TO THE CERRADO REMNANTS OF THE STATE OF SÃO PAULO, BRAZIL. **Sci. Agric. (Piracicaba)**, v. 64, n. 4, p. 355–363, 2007.
- DURIGAN, G.; RATTER, J. A. The need for a consistent fire policy for *Cerrado* conservation. **Journal of Applied Ecology**, v. 53, n. 1, p. 11–15, 2016.
- EWERS, R.; DIDHAM, R. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 81, n. 1, p. 117–142, 2006.
- FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecological and Environmental Systems**, v. 34, n. May, p. 487–515, 2003.
- FAITH, D. P. Conservation evaluation and phylogenetic diversity. **Biological Conservation**, v. 61, n. 1, p. 1–10, 1992.
- FRANÇOSO, R. D. et al. Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the *Cerrado* Biodiversity Hotspot. **Natureza e Conservacao**, v. 13, n. 1, p. 35–40, 2015.
- FRASER, E. C.; LIEFFERS, V. J.; LANDHÄUSSER, S. M. Wounding of aspen roots promotes suckering. **Canadian Journal of Botany**, v. 82, n. 3, p. 310–315, 2004.
- FURLEY, P. Tropical savannas: Biomass, plant ecology, and the role of fire and soil on vegetation. **Progress in Physical Geography**, v. 34, n. 4, p. 563–585, 2010.
- GÁMEZ-VIRUÉS, S. et al. Landscape simplification filters species traits and drives biotic homogenization. **Nature Communications**, v. 6, p. 8568, 2015.
- GANEM, R. S.; DRUMMOND, J. A.; FRANCO, J. L. A. Conservation policies and control of habitat fragmentation in the Brazilian *Cerrado* Biome. **Ambiente & Sociedade**, v. 16, n. 3, p. 99–118, 2013.

- GARLAND, T. J.; HARVEY, P. H.; IVES, A. R. Procedures for the analysis of comparative data using phylogenetically independent contrasts. **Systematic Biology**, v. 41, n. 1, p. 18–32, 1992.
- GASTAUER, M.; MEIRA-NETO, J. A. A. Avoiding inaccuracies in tree calibration and phylogenetic community analysis using Phylocom 4.2. **Ecological Informatics**, v. 15, n. April 2013, p. 85–90, 2013.
- GASTAUER, M.; MEIRA-NETO, J. A. A. Estrutura Filogenética de comunidades no Cerrado: introdução e estudo de caso. In: FELFILI, J. M. et al. (Eds.). . **Fitossociologia no Brasil - Métodos e Estudo de Caso**. Volume II ed. Viçosa: 2015, 2015. p. 302.
- GASTAUER, M.; MEIRA-NETO, J. A. A. An enhanced calibration of a recently released megatree for the analysis of phylogenetic diversity. **Brazilian Journal of Biology**, v. 76, n. 3, p. 619–628, 2016.
- GIROLDO, A. B.; SCARIOT, A. Land use and management affects the demography and conservation of an intensively harvested Cerrado fruit tree species. **Biological Conservation**, v. 191, p. 150–158, 2015.
- GOTTSBERGER, G.; SILBERBAUER-GOTTSBERGER. **Life in the Cerrado: a South American Tropical Seasonal Ecosystem. Vol. II. Pollination and Seed Dispersal**. Reta, Ulm, 2006.
- GROPPO, J. D. et al. Changes in soil carbon, nitrogen, and phosphorus due to land-use changes in Brazil. **Biogeosciences**, v. 12, n. 15, p. 4765–4780, 2015.
- HARRISON, R. D. et al. Consequences of defaunation for a tropical tree community. **Ecology Letters**, v. 16, n. 5, p. 687–694, 2013.
- JACOBOSKI, L. I.; DE MENDONÇA-LIMA, A.; HARTZ, S. M. Structure of bird communities in eucalyptus plantations: nestedness as a pattern of species distribution. **J. Biol. Braz. J. Biol**, v. 76, n. 3, p. 583–591, 2016.
- JARDIM, A. V. F.; BATALHA, M. A. Dispersal syndromes related to edge distance in cerrado sensu stricto fragments of central-western Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 52, n. 5, p. 1167–1177, 2009.
- JEPSON, W. A disappearing biome? Reconsidering land-cover change in the Brazilian savanna. **Geographical Journal**, v. 171, n. 2, p. 99–111, 2005.
- KEMBEL, S. W.; HUBBELL, S. P. The phylogenetic structure of a neotropical forest tree community. **Ecology**, v. 87, n. 7 SUPPL., p. 86–99, 2006.
- KLIMEŠOVÁ, J.; KLIMEŠ, L. Bud banks and their role in vegetative regeneration - A literature review and proposal for simple classification and assessment. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v. 8, n. 3, p. 115–129, 2007.
- KLINK, C. A.; MACHADO, R. B. Conservation of the Brazilian Cerrado. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 707–713, 2005.
- KLINK, C. A.; MOREIRA, A. G. Past and Current Human Occupation, and Land use. In: OLVEIRA, P.; MARQUIS, R. **The Cerrados of Brazil**. Columbia U ed. New York, 2002. p. 69.

- KRAFT, N. J. B. et al. Functional trait and phylogenetic tests of community assembly across spatial scales in an Amazonian forest. **Ecological Monographs**, v. 80, n. 3, p. 401–422, 2010.
- KUHLMANN, M. **Frutos e sementes do Cerrado atrativos para fauna: guia de campo**. Brasília: Rede de Sementes do Cerrado, 2012.
- KUHLMANN, M.; RIBEIRO, J. F. Fruits and frugivores of the Brazilian Cerrado: ecological and phylogenetic considerations. **Acta Botanica Brasilica**, v. 30, n. ahead, p. 271–282, 2016a.
- KUHLMANN, M.; RIBEIRO, J. F. Evolution of seed dispersal in the Cerrado biome: ecological and phylogenetic considerations. **Acta Botanica Brasilica**, v. 30, n. ahead, p. 271–282, 2016b.
- LAURANCE, W. F. et al. Rain Forest Fragmentation and the Proliferation of Successional Trees Fearnside. **Wiley**, v. 87, n. 2, p. 469–482, 2006.
- LAURANCE, W. F. et al. The fate of Amazonian forest fragments: A 32-year investigation. **Biological Conservation**, v. 144, n. 1, p. 56–67, 2011.
- LIMA, I. L. P.; SCARIOT, A.; GIROLDO, A. B. Sustainable Harvest of Mangaba (*Hancornia speciosa*) Fruits in Northern Minas Gerais, Brazil. **Economic Botany**, v. 67, n. 3, p. 234–243, 2013.
- LOPES, A. V. et al. Long-term erosion of tree reproductive trait diversity in edge-dominated Atlantic forest fragments. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1154–1165, 2009.
- MACHADO, R. B. et al. Análise de lacunas de proteção da biodiversidade no Cerrado. **Anais do IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação. Volumen II**, 2004.
- MAGNAGO, L. F. S. et al. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. **Journal of Ecology**, v. 102, n. 2, p. 475–485, 2014.
- MAGNAGO, L. F. S. et al. Microclimatic conditions at forest edges have significant impacts on vegetation structure in large Atlantic forest fragments. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2305–2318, 2015.
- MAGNAGO, L. F. S. et al. Do fragment size and edge effects predict carbon stocks in trees and lianas in tropical forests? **Functional Ecology**, 2016.
- MAGURRAN, A. E. **Mesuring Biological Diversity**. 2004.
- MARTÍNEZ, L. J.; ZINCK, J. A. Temporal variation of soil compaction and deterioration of soil quality in pasture areas of Colombian Amazonia. **Soil and Tillage Research**, v. 75, n. 1, p. 3–17, 2004.
- MATESANZ, S. et al. Fragment size does not matter when you are well connected: Effects of fragmentation on fitness of coexisting gypsophiles. **Plant Biology**, v. 17, n. 5, p. 1047–1056, 2015.

- MATOS, F. A. R. et al. Effects of landscape configuration and composition on phylogenetic diversity of trees in a highly fragmented tropical forest. **Journal of Ecology**, 2016.
- MCGARIAL, K.; CUSHMAN, S. A.; ENE, E. **FRAGSTATS v4: spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps**. Amherst, MA, USA, 2012. Disponível em: <<http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>>
- MEIRA-NETO, João Augusto Alves et al. Functional antagonism between nitrogen-fixing leguminous trees and calcicole-drought-tolerant trees in the Cerrado. **Acta Botanica Brasilica**, n. AHEAD, p. 0-0, 2017.
- MELO, F. P. L. et al. Forest fragmentation reduces recruitment of large-seeded tree species in a semi-deciduous tropical forest of southern Mexico. **Journal of Tropical Ecology**, v. 26, n. 1, p. 35, 2010.
- MELO, F. P. L. et al. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 28, n. 8, p. 461–468, 2013.
- MENDONÇA, A. H. et al. Edge effects in savanna fragments: a case study in the cerrado. **Plant Ecology & Diversity**, v. 874, n. July 2015, p. 1–11, 2015.
- MESQUITA, R. C. G.; DELAMÔNICA, P.; LAURANCE, W. F. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. **Biological Conservation**, v. 91, n. 2–3, p. 129–134, 1999.
- MIAZAKI, A. S.; GASTAUER, M.; MEIRA-NETO, J. A. A. Environmental severity promotes phylogenetic clustering in campo rupestre vegetation. **Acta Botanica Brasilica**, v. 29, n. 4, p. 561–566, 2015.
- MUNGUÍA-ROSAS, M. A. et al. Continuous forest has greater taxonomic, functional and phylogenetic plant diversity than an adjacent naturally fragmented forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 30, n. 4, p. 323–333, 2014.
- MYERS, J. A. et al. Beta-diversity in temperate and tropical forests reflects dissimilar mechanisms of community assembly. **Ecology Letters**, v. 16, n. 2, p. 151–157, 2013.
- NAZARENO, A. G. et al. Serious New Threat to Brazilian Forests. **Conservation Biology**, v. 26, n. 1, p. 5–6, 2012.
- NERI, A. V. et al. Regeneration of wood natives species under Eucalyptus stand of Cerrado area in the Floresta Nacional of Paraopeba, Minas Gerais, Brazil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, n. 2, p. 369–376, jun. 2005.
- NERI, A. V. et al. the Influence of Soils on the Floristic Composition and Community Structure of an Area of Brazilian Cerrado Vegetation. **Edinburgh Journal of Botany**, v. 69, n. 1, p. 1–27, 2012.
- NERI, A. V. et al. Pedology and plant physiognomies in the cerrado, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 85, n. 1, p. 87–102, 2013.
- PETCHEY, O. L.; GASTON, K. J. Extinction and the loss of functional diversity. **Proceedings. Biological sciences / The Royal Society**, v. 269, n. 1501, p. 1721–7, 2002.

- PIVELLO, V.; CARVALHO, V.; LOPES, P. Abundance and distribution of native and alien grasses in a “Cerrado” (Brazilian Savanna) biological reserve. **Biotropica**, v. 31, n. 1, p. 71–82, 1999.
- POTTS, S. G. et al. Plant-pollinator biodiversity and pollination services in a complex Mediterranean landscape. **Biological Conservation**, v. 129, n. 4, p. 519–529, 2006.
- R DEVELOPEMENT CORE TEAM. **R: A language and enviroment for statistic computing**. R Foundation For Statistical Computing, 2015.
- RATTER, J. A.; RIBEIRO, J. F.; S., B. The Brazilian Cerrado Vegetation and Threats to its Biodiversity. **Annals of Botany**, v. 80, p. 223–230, 1997.
- RIBEIRO-NETO, J. D. et al. Chronic anthropogenic disturbance causes homogenization of plant and ant communities in the Brazilian Caatinga. **Biodiversity and Conservation**, v. 25, n. 5, p. 943–956, 2016.
- RIBEIRO, E. M. S. et al. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. **Journal of Applied Ecology**, v. 52, n. 3, p. 611–620, 2015.
- RIBEIRO, E. M. S. et al. Phylogenetic impoverishment of plant communities following chronic human disturbances in the Brazilian Caatinga. **Ecology**, v. 97, n. 6, p. 1583–1592, 2016.
- ROCHA-SANTOS, L. et al. The shrinkage of a forest: Landscape-scale deforestation leading to overall changes in local forest structure. **Biological Conservation**, v. 196, p. 1–9, 2016.
- SÁNCHEZ-DE-JESÚS, H. A. et al. Forest loss and matrix composition are the major drivers shaping dung beetle assemblages in a fragmented rainforest. **Landscape Ecology**, v. 31, n. 4, p. 843–854, 2016.
- SANO, S. M.; SEMÍRAMIS, A.; RIBEIRO, J. F. **Cerrado: ecologia e flora**. Embrapa, 2008.
- SANTOS, B. A. et al. Drastic erosion in functional attributes of tree assemblages in Atlantic forest fragments of northeastern Brazil. **Biological Conservation**, v. 141, n. 1, p. 249–260, 2008.
- SANTOS, B. A. et al. Edge-related loss of tree phylogenetic diversity in the severely fragmented brazilian atlantic forest. **PLoS ONE**, v. 5, n. 9, p. 1–7, 2010.
- SANTOS, B. A. et al. Phylogenetic impoverishment of Amazonian tree communities in an experimentally fragmented forest landscape. **PLoS ONE**, v. 9, n. 11, 2014.
- SCHMIDT, I. B.; TICKTIN, T. When lessons from population models and local ecological knowledge coincide - Effects of flower stalk harvesting in the Brazilian savanna. **Biological Conservation**, v. 152, n. November, p. 187–195, 2012.
- SFAIR, J. C. et al. Taxonomic and functional divergence of tree assemblages in a fragmented tropical forest. **Ecological applications**, v. 26, n. 6, p. doi:10.1890/15-1673.1, 2016.

- SILVA, L. C. R. et al. Can savannas become forests? A coupled analysis of nutrient stocks and fire thresholds in central Brazil. **Plant and Soil**, v. 373, n. 1–2, p. 829–842, 2013.
- SIMON, M. F. et al. Recent assembly of the Cerrado, a neotropical plant diversity hotspot, by in situ evolution of adaptations to fire. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 106, n. 48, p. 20359–20364, 2009.
- SIMON, M. F.; PENNINGTON, T. Evidence for Adaptation to Fire Regimes in the Tropical Savannas of the Brazilian Cerrado. **International Journal of Plant Sciences**, v. 173, n. 6, p. 711–723, 2012.
- SOLAR, R. R. et al. Biodiversity consequences of land-use change and forest disturbance in the Amazon: A multi-scale assessment using ant communities. **Biological Conservation**, v. 197, p. 98–107, 2016.
- SOLAR, R. R. et al. How pervasive is biotic homogenization in human-modified tropical forest landscapes? **Ecology Letters**, v. 18, n. 10, p. 1108–1118, 2015.
- SOUZA-NETO, A. C.; CIANCIARUSO, M. V.; COLLEVATTI, R. G. Habitat shifts shaping the diversity of a biodiversity hotspot through time: Insights from the phylogenetic structure of Caesalpinioideae in the Brazilian Cerrado. **Journal of Biogeography**, v. 43, n. 2, p. 340–350, 2016.
- SWENSON, N. G. **Functional and Phylogenetic Ecology in R**. Springer, 2014.
- THE ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP III. An update of the Angiosperm Phylogeny Group Classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 161, n. 2, p. 105–121, 2009.
- TSCHARNTKE, T. et al. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. **Biological Conservation**, v. 151, n. 1, p. 53–59, 2012.
- VANDERMEER, J.; PERFECTO, I. The agricultural matrix and a future paradigm for conservation. **Conservation Biology**, v. 21, n. 1, p. 274–277, 2007.
- VASCONCELOS, P. B.; ARAÚJO, G. M.; BRUNA, E. M. The role of roadsides in conserving Cerrado plant diversity. **Biodiversity and Conservation**, v. 23, n. 12, p. 3035–3050, 2014.
- VERDÚ, M.; PAUSAS, J. G. Fire drives phylogenetic clustering in Mediterranean Basin woody plant communities. **Journal of Ecology**, v. 95, n. 6, p. 1316–1323, 2007.
- WEBB, C. Exploring the Phylogenetic Structure of Ecological Communities: An Example for Rain Forest Trees. **The American naturalist**, v. 156, n. 2, p. 145–155, 2000.
- WEBB, C. O. et al. Phylogenies and Community Ecology. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 33, n. 1, p. 475–505, 2002.
- WEBB, C. O.; ACKERLY, D. D.; KEMBEL, S. W. Phylocom: Software for the analysis of phylogenetic community structure and trait evolution. **Bioinformatics**, v. 24, n. 18, p. 2098–2100, 2008.
- WHITTINGHAM, M. J. et al. Habitat selection by yellowhammers *Emberiza citrinella* on lowland farmland at two spatial scales: Implications for conservation management. **Journal**

of Applied Ecology, v. 42, n. 2, p. 270–280, 2005.

ZUIDEMA, P. A.; BOOT, R. G. A. Demography of the Brazil nut tree (*Bertholletia excelsa*) in the Bolivian Amazon: impact of seed extraction on recruitment and population dynamics. **Journal of Tropical Ecology**, v. 18, n. 1, p. 1–31, 2002.

ZUUR, A. F.; IENO, E. N.; ELPHICK, C. S. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 1, n. 1, p. 3–14, 2010.

8. Material Suplementar

Anexo 1. Tabela de espécies e número de indivíduos em cada fragmento estudado. 1, Carvoaria; 2, remanescente de Cerrado *stricto sensu* incluído na Flona de Paraopeba; 3, Cerrado do Gado; 4, Laticínios; 5, Fazenda da Lizinha; 6, Cerrado da Maria; 7, Sítio do Miguel; 8, Fazenda Olhos d'água; 9, Comunidade do Buriti; 10, Comunidade da Pontinha; 11, Cerrado do Tamanduá; e 12, Sítio da Tia.

Espécies		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Acosmium dasycarpum</i>	Fabaceae	4	-	1	1	-	1	6	5	-	7	1	1
<i>Aegiphila lhotzkiana</i>	Lamiaceae	-	-	-	-	-	-	3	1	-	-	-	-
<i>Agonandra brasiliensis</i>	Opiliaceae	-	-	-	-	2	2	-	-	-	-	-	-
<i>Alibertia edulis</i>	Rubiaceae	-	9	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-
<i>Annona coriacea</i>	Annonaceae	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Annona crassiflora</i>	Annonaceae	4	2	2	5	-	13	4	9	2	21	4	7
<i>Aspidosperma macrocarpon</i>	Apocynaceae	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Aspidosperma tomentosum</i>	Apocynaceae	-	-	1	-	12	6	5	1	-	57	-	1
<i>Astronium fraxinifolium</i>	Anacardiaceae	1	-	1	-	-	1	-	3	2	6	1	-
<i>Baccharis platypoda</i>	Asteraceae	-	2	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Banisteriopsis anisandra</i>	Malpighiaceae	1	-	-	-	1	-	-	-	2	-	-	1
<i>Banisteriopsis malifolia</i>	Malpighiaceae	-	-	-	-	-	-	-	1	-	2	-	-
<i>Bauhinia brevips</i>	Fabaceae	2	-	-	-	-	-	-	1	-	-	3	-
<i>Bowdichia virgilioides</i>	Fabaceae	-	-	-	1	-	1	-	1	4	-	-	-
<i>Brosimum gaudichaudii</i>	Moraceae	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	11	-
<i>Byrsonima coccolobifolia</i>	Malpighiaceae	-	1	2	8	16	63	17	13	6	2	8	27
<i>Byrsonima crassa</i>	Malpighiaceae	1	-	-	-	-	-	1	-	5	3	1	-
<i>Byrsonima crassifolia</i>	Malpighiaceae	1	36	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Byrsonima pachyphylla</i>	Malpighiaceae	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Byrsonima sp.</i>	Malpighiaceae	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-	-	-
<i>Byrsonima verbascifolia</i>	Malpighiaceae	-	2	-	5	3	-	-	2	-	-	-	1
<i>Cambralea canjerana</i>	Meliaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-
<i>Caryocar brasiliense</i>	Caryocaraceae	1	-	-	7	8	-	9	-	2	1	2	19

<i>Casearia decandra</i>	Salicaceae	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Casearia sylvestris</i>	Salicaceae	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-
<i>Connarus suberosus</i>	Connaraceae	-	-	1	-	-	1	-	-	-	-	1	-
<i>Coussarea hydrangeifolia</i>	Rubiaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-
<i>Curatella americana</i>	Dilleniaceae	-	12	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-
<i>Davilla elliptica</i>	Dilleniaceae	2	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	1
<i>Davilla rugosa</i>	Dilleniaceae	-	-	-	-	-	-	2	2	-	-	-	1
<i>Dimorphandra mollis</i>	Fabaceae	-	6	-	2	-	7	2	4	-	1	-	-
<i>Diospyros hispida</i>	Ebenaceae	3	-	9	-	10	-	-	2	-	11	-	-
<i>Enterolobium gummiferum</i>	Fabaceae	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Eriotheca pubescens</i>	Malvaceae	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Erythroxylum campestre</i>	Erythroxylaceae	1	14	-	1	-	-	10	-	7	3	-	7
<i>Erythroxylum daphnites</i>	Erythroxylaceae	25	18	5	30	44	20	40	36	3	5	15	40
<i>Erythroxylum suberosum</i>	Erythroxylaceae	-	8	21	-	-	-	-	-	1	14	15	-
<i>Erythroxylum tortuosum</i>	Erythroxylaceae	-	6	-	1	4	2	-	3	2	1	-	2
<i>Eugenia aurata</i>	Myrtaceae	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-	-	-
<i>Eugenia dysenterica</i>	Myrtaceae	50	42	67	22	67	10	38	18	21	62	17	59
<i>Handroanthus obtusifolium</i>	Bignoniaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-
<i>Handroanthus ochraceus</i>	Bignoniaceae	3	3	6	-	-	2	-	3	1	10	-	-
<i>Handroanthus serratifolius</i>	Bignoniaceae	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i>	Malpighiaceae	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Himatanthus obovatus</i>	Apocynaceae	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1
<i>Hymenaea stigonocarpa</i>	Fabaceae	23	-	-	-	1	-	3	-	-	-	-	-
<i>Hyptidendron canum</i>	Lamiaceae	-	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Indeterminada 1</i>	Indeterminada	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-
<i>Indeterminada 2</i>	Indeterminada	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Indeterminada 3</i>	Indeterminada	-	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-
<i>Indeterminada 4</i>	Indeterminada	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Indeterminada 5</i>	Indeterminada	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-

<i>Indeterminada 6</i>	Indeterminada	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
<i>Kielmeyera coriacea</i>	Calophyllaceae	-	24	-	-	3	10	4	1	-	-	-	5
<i>Kielmeyera rubriflora</i>	Calophyllaceae	-	-	-	-	1	2	-	-	4	-	6	-
<i>Leandra sp.</i>	Melastomataceae	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Machaerium opacum</i>	Fabaceae	8	-	3	-	15	4	1	1	2	-	5	-
<i>Miconia albicans</i>	Melastomataceae	-	156	-	6	-	-	26	3	-	-	-	-
<i>Miconia ligustroides</i>	Melastomataceae	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Myrcia guianensis</i>	Myrtaceae	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Myrcia splendens</i>	Myrtaceae	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Myrsine guianensis</i>	Primulaceae	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Neea theifera</i>	Nyctaginaceae	-	1	-	-	-	2	-	-	-	-	-	-
<i>Ocotea pulchella</i>	Lauraceae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	2	-	-
<i>Ouratea castaneifolia</i>	Ochnaceae	-	-	-	-	2	-	3	-	-	-	-	-
<i>Ouratea hexasperma</i>	Ochnaceae	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Palicourea rigida</i>	Rubiaceae	-	2	-	-	1	-	2	-	-	-	-	-
<i>Pera glabrata</i>	Euphorbiaceae	-	25	-	1	-	-	2	-	-	-	-	1
<i>Piptocarpha rotundifolia</i>	Asteraceae	1	1	2	9	3	-	11	7	14	27	5	1
<i>Plathymenia reticulata</i>	Fabaceae	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Platypodium elegans</i>	Fabaceae	-	-	-	-	1	1	-	1	-	-	-	-
<i>Pouteria ramiflora</i>	Sapotaceae	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pouteria torta</i>	Sapotaceae	-	-	7	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	Malvaceae	-	-	-	-	-	-	-	18	-	-	-	-
<i>Pyrostegia venusta</i>	Bignoniaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Qualea grandiflora</i>	Vochysiaceae	17	22	8	24	78	4	28	106	8	-	50	7
<i>Qualea multiflora</i>	Vochysiaceae	15	2	-	1	3	-	-	-	3	3	31	1
<i>Qualea parviflora</i>	Vochysiaceae	-	8	-	62	77	1	1	20	1	-	-	20
<i>Rourea induta</i>	Connaraceae	-	-	-	-	2	4	-	-	-	-	-	-
<i>Rudgea viburnoides</i>	Rubiaceae	-	1	-	-	2	-	-	-	-	-	-	-
<i>Salvertia convallariodora</i>	Vochysiaceae	-	-	-	-	2	-	1	-	-	-	-	-

<i>Schefflera macrocarpa</i>	Araliaceae	-	6	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-
<i>Sclerolobium aureum</i>	Fabaceae	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	3
<i>Siparuna guianensis</i>	Siparunaceae	-	-	-	1	-	-	2	-	-	-	-	-
<i>Solanum lycocarpum</i>	Solanaceae	3	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stryphnodendron adstringens</i>	Fabaceae	2	4	-	3	1	-	-	2	-	9	2	-
<i>Styrax camporum</i>	Styracaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	-	36	-	-
<i>Syagrus sp.</i>	Arecaceae	-	-	-	-	2	1	-	-	-	13	-	-
<i>Tachigali vulgaris</i>	Fabaceae	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tapirira guianensis</i>	Anacardiaceae	-	3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Terminalia argentea</i>	Combretaceae	-	7	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Tibouchina sp.</i>	Melastomataceae	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Tocoyena formosa</i>	Rubiaceae	-	2	-	-	-	-	-	-	7	1	3	1
<i>Trichilia pallida</i>	Meliaceae	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Vatairea macrocarpa</i>	Fabaceae	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Virola sebifera</i>	Myristicaceae	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Vochysia rufa</i>	Vochysiaceae	-	-	-	2	-	-	-	3	-	-	3	1
<i>Vochysia thyrsoidea</i>	Vochysiaceae	-	-	-	6	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Xylopia aromatica</i>	Annonaceae	-	2	-	-	-	-	1	7	5	1	-	-
<i>Xylopia sericea</i>	Annonaceae	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	Rutaceae	1	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Zeyheria montana</i>	Bignoniaceae	2	10	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-
Total de Individuos		180	453	143	204	369	159	227	281	113	310	185	212

Anexo 2. Tabela de valores dos caracteres funcionais das espécies encontradas em todos os fragmentos. Altura e Diâmetro máximo foram medidos no campo e demais caracteres foram consultados na literatura. Para espécies identificadas somente em nível de gênero fizemos uma média dos valores encontrados para outras espécies de mesmo gênero em nossos fragmentos, ou média de valores encontrados na literatura para o mesmo gênero. Alt, altura máxima estimada em campo em metros (m); Dap, diâmetro máximo encontrado em campo em centímetros (cm); A/D, altura máxima encontrada dividida pelo diâmetro máximo encontrado; DM, densidade da madeira em dm³; CF, comprimento do fruto em centímetros (cm); DF, diâmetro do fruto em centímetro (cm); CS, comprimento da semente em centímetros (cm); e DS, diâmetro da semente em centímetros (cm).

Espécies/Caracteres	Alt	Dap	A/D	DM	CF	DF	CS	DS
<i>Acosmium dasycarpum</i>	5,00	11,68	0,14	0,78	7,00	2,00	0,50	0,50
<i>Aegiphila lhotzkiana</i>	10,00	26,45	0,12	0,65	1,00	0,90	0,70	0,40
<i>Agonandra brasiliensis</i>	3,50	9,55	0,12	0,90	3,00	1,70	1,50	1,50
<i>Alibertia edulis</i>	3,20	19,10	0,05	0,76	8,00	8,00	0,60	0,50
<i>Annona coriacea</i>	2,50	4,46	0,18	0,41	20,00	12,00	2,00	1,00
<i>Annona crassiflora</i>	7,00	31,66	0,07	0,56	20,00	15,00	1,50	1,00
<i>Aspidosperma macrocarpon</i>	1,00	4,84	0,07	0,68	18,00	20,00	9,00	9,00
<i>Aspidosperma tomentosum</i>	3,00	11,08	0,09	0,74	8,00	4,50	4,00	3,00
<i>Astronium fraxinifolium</i>	7,00	17,91	0,12	0,82	1,50	2,00	1,00	0,40
<i>Baccharis platypoda</i>	3,00	7,22	0,13	0,51	0,70	0,70	0,20	0,05
<i>Banisteriopsis anisandra</i>	7,00	24,82	0,09	0,63	3,00	1,00	1,00	1,00
<i>Banisteriopsis malifolia</i>	3,00	6,11	0,16	0,64	2,50	1,00	1,00	1,00
<i>Bauhinia brevips</i>	5,00	8,91	0,18	0,81	13,00	1,50	0,70	0,70
<i>Bowdichia virgilioides</i>	3,50	9,36	0,12	0,79	7,00	1,50	0,50	0,40
<i>Brosimum gaudichaudii</i>	3,30	9,48	0,11	0,56	3,00	3,00	2,00	1,50
<i>Byrsonima coccolobifolia</i>	7,00	21,96	0,10	0,62	1,00	1,00	0,60	0,60
<i>Byrsonima crassa</i>	2,50	9,52	0,08	0,62	3,20	2,40	1,00	0,50
<i>Byrsonima crassifolia</i>	3,00	16,55	0,06	0,58	2,00	2,00	1,20	1,00
<i>Byrsonima pachyphylla</i>	2,00	9,07	0,07	0,63	2,57	2,30	1,07	0,83
<i>Byrsonima sp.</i>	4,00	9,48	0,13	0,62	2,57	2,30	1,07	0,83
<i>Byrsonima verbascifolia</i>	5,50	10,85	0,16	0,62	2,50	2,50	1,00	1,00
<i>Cambralea canjerana</i>	2,80	5,16	0,17	0,48	3,00	2,50	1,00	0,80
<i>Caryocar brasiliense</i>	12,00	52,83	0,07	0,65	10,00	6,00	4,00	3,00
<i>Casearia decandra</i>	0,50	6,68	0,02	0,65	1,00	1,00	0,40	0,30
<i>Casearia sylvestris</i>	2,00	3,63	0,18	0,68	0,50	0,50	0,20	0,15
<i>Connarus suberosus</i>	1,70	7,73	0,07	0,45	2,00	1,80	1,50	0,60
<i>Coussarea hydrangeifolia</i>	3,00	6,40	0,15	0,62	1,00	0,80	0,50	0,50
<i>Curatella americana</i>	8,50	26,93	0,10	0,60	1,50	1,50	0,40	0,30
<i>Davilla elliptica</i>	6,00	23,23	0,08	0,65	1,50	1,50	1,00	1,00
<i>Davilla rugosa</i>	1,80	4,73	0,12	0,65	1,50	1,50	0,70	0,70
<i>Dimorphandra mollis</i>	5,00	18,52	0,09	0,74	15,00	3,20	1,50	0,70
<i>Diospyros hispida</i>	2,50	14,12	0,06	0,57	6,00	6,00	2,00	1,00
<i>Enterolobium gummiferum</i>	5,00	18,46	0,09	0,54	10,00	7,00	1,50	1,00

<i>Eriotheca pubescens</i>	5,00	12,32	0,13	0,46	7,00	5,50	1,10	0,90
<i>Erythroxyllum campestre</i>	6,50	13,06	0,16	0,71	1,00	1,00	1,00	1,00
<i>Erythroxyllum daphnites</i>	15,00	22,69	0,21	0,71	1,00	1,00	1,00	1,00
<i>Erythroxyllum suberosum</i>	23,00	16,58	0,44	0,71	1,00	1,00	0,80	0,80
<i>Erythroxyllum tortuosum</i>	2,50	11,58	0,07	0,71	1,00	0,50	0,93	0,93
<i>Eugenia aurata</i>	2,50	6,75	0,12	0,73	0,80	0,60	0,50	0,50
<i>Eugenia dysenterica</i>	7,00	52,83	0,04	0,73	5,00	5,00	2,00	1,50
<i>Handroanthus sp.</i>	2,00	5,98	0,11	0,76	25,00	1,50	5,30	1,60
<i>Handroanthus ochraceus</i>	6,00	14,00	0,14	1,01	30,00	3,00	2,00	2,00
<i>Handroanthus serratifolius</i>	4,50	11,39	0,13	0,92	30,00	2,00	3,50	1,00
<i>Heteropterys byrsonimifolia</i>	3,50	7,42	0,15	0,63	4,00	2,00	1,00	0,80
<i>Himatanthus obovatus</i>	0,50	3,50	0,05	0,73	4,00	2,00	1,00	0,80
<i>Hymenaea stigonocarpa</i>	8,00	41,19	0,06	0,79	17,00	6,00	2,00	2,50
<i>Hyptidendron canum</i>	2,70	8,34	0,10	0,43	0,40	0,23	0,20	0,20
<i>Kielmeyera coriacea</i>	5,50	14,26	0,12	0,61	15,00	4,00	5,00	3,00
<i>Kielmeyera rubriflora</i>	4,00	15,25	0,08	0,61	12,70	3,70	5,70	1,80
<i>Leandra sp.</i>	2,00	6,68	0,10	0,50	2,00	2,00	1,00	1,00
<i>Machaerium opacum</i>	9,00	30,49	0,09	0,68	8,00	0,50	1,00	1,00
<i>Miconia albicans</i>	16,00	11,94	0,43	0,61	0,50	0,50	0,50	0,50
<i>Miconia ligustroides</i>	2,00	8,53	0,07	0,61	0,30	0,30	0,10	0,10
<i>Myrcia lingua</i>	4,00	10,69	0,12	0,80	0,60	0,40	0,30	0,30
<i>Myrcia splendens</i>	1,90	3,50	0,17	0,80	0,60	0,40	0,30	0,30
<i>Myrsine guianensis</i>	3,00	7,22	0,13	0,74	0,30	0,30	0,20	0,20
<i>Neea theifera</i>	2,20	8,75	0,08	0,68	1,50	0,80	0,40	0,30
<i>Ocotea pulchella</i>	3,00	7,83	0,12	0,65	0,60	0,35	0,30	0,30
<i>Ouratea castaneifolia</i>	2,00	10,44	0,06	0,77	1,20	1,00	0,60	0,40
<i>Ouratea hexasperma</i>	5,80	11,30	0,16	0,77	1,20	1,00	0,60	0,40
<i>Palicourea rigida</i>	6,00	4,14	0,46	0,55	1,00	0,80	0,80	0,40
<i>Pera glabrata</i>	7,50	20,11	0,12	0,67	1,20	1,20	0,50	0,40
<i>Piptocarpha rotundifolia</i>	5,00	33,93	0,05	0,51	1,50	0,40	1,00	0,20
<i>Plathymenia reticulata</i>	5,00	7,32	0,22	0,49	15,00	2,00	0,70	1,00
<i>Platypodium elegans</i>	5,00	20,11	0,08	0,75	10,00	2,50	6,00	1,50
<i>Pouteria ramiflora</i>	4,00	12,38	0,10	0,78	3,50	3,00	2,00	1,60
<i>Pouteria torta</i>	5,00	15,25	0,10	0,77	8,00	5,00	2,50	1,50
<i>Pseudobombax grandiflorum</i>	5,00	11,71	0,14	0,39	14,00	2,30	0,70	0,60
<i>Pyrostegia venusta</i>	4,00	9,55	0,13	0,62	29,30	1,60	4,20	1,10
<i>Qualea grandiflora</i>	13,50	52,20	0,08	0,63	12,00	5,00	3,50	1,50
<i>Qualea multiflora</i>	9,00	46,47	0,06	0,77	5,00	3,00	3,00	1,10
<i>Qualea parviflora</i>	8,00	34,56	0,07	0,63	5,00	2,70	3,00	1,00
<i>Rourea induta</i>	3,00	9,77	0,10	0,45	2,00	1,00	1,00	1,00
<i>Rudgea viburnoides</i>	1,80	4,84	0,12	0,64	1,20	0,90	0,80	0,70
<i>Salvertia convallariodora</i>	6,00	20,21	0,09	0,65	6,00	3,00	3,00	1,00
<i>Schefflera macrocarpa</i>	7,00	10,98	0,20	0,45	0,80	1,50	0,70	0,70
<i>Sclerolobium aureum</i>	3,50	8,98	0,12	0,53	5,00	2,00	1,70	1,50

<i>Siparuna guianensis</i>	5,00	7,32	0,22	0,66	1,50	1,50	0,60	0,50
<i>Solanum lycocarpum</i>	3,00	35,96	0,03	0,28	15,00	15,00	0,70	0,50
<i>Stryphnodendron adstringens</i>	8,00	19,51	0,13	0,53	10,00	1,80	0,80	0,40
<i>Styrax camporum</i>	4,00	11,30	0,11	0,42	0,80	0,80	0,60	0,60
<i>Syagrus sp.</i>	2,00	14,74	0,04	0,43	3,00	3,00	2,00	2,00
<i>Tachigali vulgaris</i>	1,50	5,09	0,09	0,56	8,50	2,00	1,70	1,00
<i>Tapirira guianensis</i>	5,00	11,84	0,13	0,46	1,00	0,80	0,60	0,40
<i>Terminalia argentea</i>	7,00	17,63	0,13	0,80	5,00	1,50	1,50	0,50
<i>Tibouchina sp.</i>	6,00	12,09	0,16	0,50	3,50	3,50	0,50	0,50
<i>Tocoyena formosa</i>	3,50	6,65	0,17	0,62	4,00	4,00	0,80	0,80
<i>Trichilia pallida</i>	3,00	12,41	0,08	0,67	1,00	1,00	0,60	0,60
<i>Vatairea macrocarpa</i>	8,00	19,10	0,13	0,88	10,00	1,50	2,80	1,50
<i>Viola sebifera</i>	2,50	4,96	0,16	0,46	2,00	1,50	1,40	1,00
<i>Vochysia rufa</i>	5,00	15,56	0,10	0,47	5,00	2,50	3,00	1,20
<i>Vochysia thyrsoidea</i>	3,50	8,37	0,13	0,46	4,00	2,50	3,00	1,00
<i>Xylopia aromatica</i>	5,50	24,22	0,07	0,56	4,00	1,50	0,60	0,30
<i>Xylopia sericea</i>	2,00	4,11	0,16	0,57	2,50	2,00	0,70	0,40
<i>Zanthoxylum rhoifolium</i>	4,50	12,03	0,12	0,49	0,50	0,40	0,20	0,20
<i>Zeyheria montana</i>	6,00	11,62	0,16	0,77	8,00	8,00	5,00	0,50

Anexo 3. Tabela de valores da diversidade taxonômica e filogenética dos fragmentos estudados. Para diversidade filogenética foram considerados indivíduos identificados pelo menos ao nível de gênero. Abundância, densidade de indivíduos; Riqueza, densidade de espécies; NMDS1, eixo 1 da NMDS; NMDS2, eixo 2 da NMDS; PD - índice de diversidades filogenética; sesPD - índice padronizado da diversidade filogenética; MPD - distância média dos pares; sesMPD - índice padronizado de distância média dos pares; MNTD - distância média do táxon mais próximo; sesMNTD - índice padronizado da distância média do táxon mais próximo.

Fragmentos	Abundância	Riqueza	NMDS1	NMDS2	MNTD	sesMNTD	MPD	sesMPD	PD	sesPD
Carvoaria	180	26	-0,100	0,050	85,250	0,070	178,360	0,070	1867,610	0,110
Flona de Paraopeba	453	41	-0,170	-0,410	97,300	0,450	175,100	0,040	2615,600	0,050
Cerrado do Gado	143	18	-0,260	0,110	105,010	0,230	160,630	0,310	1431,780	0,220
Laticínios	204	27	0,140	-0,090	68,810	0,010	156,100	0,000	1739,650	0,000
Fazenda da Lizinha	369	31	0,040	-0,150	75,240	0,030	152,320	0,000	1931,240	0,120
Cerrado da Maria	159	23	0,410	0,100	144,540	0,750	173,610	0,320	1720,150	0,330
Sítio do Miguel	227	30	0,040	-0,070	102,460	0,310	186,490	0,060	2298,520	0,690
Fazenda Olhos d'água	281	34	0,200	-0,140	66,040	0,020	165,540	0,040	2175,750	0,010
Comunidade do Buriti	113	28	0,010	0,330	108,050	0,340	201,110	0,370	2001,970	0,150
Comunidade da Pontinha	310	28	-0,410	0,140	125,210	0,690	205,300	0,870	2164,340	0,630
Cerrado do Tamanduá	185	21	0,120	0,190	85,890	0,030	162,850	0,000	1696,080	0,460
Sítio da Tia	212	27	-0,010	-0,060	100,390	0,250	172,150	0,060	1875,030	0,120

Anexo 4. Tabela de valores das variáveis químicas dos solos analisados. Foram coletadas 3 amostras de 0-15 cm de profundidade em cada parcela posteriormente homogeneizadas e analisadas por fragmento. pH, pH em H₂O; SB, soma de bases trocáveis (mg/dm³); T, capacidade de trocas catiônicas (cmol/dm³); Al, concentração de alumínio – Al³⁺ (cmol/dm³); K, concentração de potássio (mg/dm³); Ca, concentração de cálcio – Ca²⁺ (cmol/dm³); P, concentração de fósforo (mg/dm³); Mg, concentração de magnésio – Mg²⁺ (cmol/dm³).

Fragmento	pH	P	K	Ca	Mg	Al	SB	T
Carvoaria	5,84	0,10	31,00	0,35	0,14	1,20	0,57	4,87
Flona de Paraopeba	5,05	1,09	169,89	0,47	0,31	2,44	1,21	9,89
Cerrado do Gado	5,39	0,80	26,00	1,12	0,34	1,10	1,53	6,63
Laticínios	4,93	0,30	67,00	0,33	0,11	1,90	0,61	6,51
Fazenda da Lizinha	4,99	0,50	54,00	0,34	0,15	1,40	0,63	6,43
Cerrado da Maria	5,17	0,10	59,00	0,30	0,12	0,90	0,57	4,87
Sítio do Miguel	5,01	0,10	31,00	0,30	0,07	1,30	0,45	4,05
Fazenda Olhos d'água	4,93	0,60	47,00	0,25	0,12	1,10	0,49	4,79
Comunidade do Buriti	4,96	0,00	37,00	0,26	0,13	1,20	0,48	4,78
Comunidade da Pontinha	5,03	0,40	35,00	0,48	0,22	1,20	0,79	5,29
Cerrado do Tamanduá	5,21	0,30	81,00	0,28	0,25	1,30	0,74	6,14
Sítio da Tia	4,97	1,90	57,00	0,33	0,14	1,90	0,62	6,52

Anexo 5. Tabela de valores atribuídos as variáveis de configuração dos fragmentos e intensidade de distúrbios sofridos por estes. Os distúrbios foram quantificados em campo e por entrevistas à proprietários do fragmento e métricas de configuração do fragmento foram calculadas pelo programa FragStat em imagens classificadas no programa ArcGis. AREA, área total do fragmento em hectares; CG, circulação de gado; ENN, distância euclidiana do vizinho mais próximo; EXM, extração de Minhocoçu; EXP, extração de pequi; FOI, quantidade de indivíduos atingidos pelo fogo; FOV, volume de biomassa atingida pelo fogo (m³); e SHAPE, índice de forma do fragmento.

Fragmento	FOV	FOI	CG	EXM	EXP	AREA	SHAPE	ENN
Carvoaria	0	0	2	1	1	112,770	5,340	60,000
Flona de Paraopeba	0	0	0	3	2	29,070	2,920	60,000
Cerrado do Gado	0,251	23	3	1	0	11,970	1,540	90,000
Laticínios	0,316	70	2	2	1	3,780	2,310	67,080
Fazenda da Lizinha	1,260	263	1	1	2	186,750	2,880	60,000
Cerrado da Maria	1,080	137	0	0	1	180,360	4,770	60,000
Sítio do Miguel	0,095	8	1	2	1	4,860	1,600	60,000
Fazenda Olhos d'água	1,800	153	1	1	1	79,740	2,370	60,000
Comunidade do Buriti	0,161	59	1	1	3	93,780	3,850	60,000
Comunidade da Pontinha	0,504	55	1	1	1	298,170	5,910	60,000
Cerrado do Tamanduá	0,066	26	2	1	1	77,850	3,140	60,000
Sítio da Tia	0,294	35	2	3	1	4,590	2,270	67,080

Anexo 6. Tabela de valores de composição e configuração das paisagens dos fragmentos estudados. A paisagem foi representada por um *buffer* de 2km a partir do ponto central de parcela amostrada. CE, porcentagem da paisagem ocupada pelo cerrado; ED, densidade de borda; ENN_MN, distancia euclidiana média do vizinho mais próximo; FC, porcentagem da paisagem ocupada por formações florestais; LSI, índice de forma média; SI, porcentagem da paisagem ocupada por silviculturas; SPLIT, índice de divisão da paisagem; USO, porcentagem da paisagem em uso para pastagens e agricultura, e terras expostas.

Fragmento	USO	SI	FC	CE	ED	LSI	ENN_MN
Carvoaria	63,900	3,290	12,410	20,330	77,460	15,500	84,500
Flona de Paraopeba	50,260	12,860	16,230	20,590	51,220	10,210	86,600
Cerrado do Gado	45,660	14,840	18,180	21,070	53,780	10,680	97,780
Laticínios	66,440	18,890	2,980	10,970	46,130	12,590	90,830
Fazenda da Lizinha	67,700	13,550	9,440	9,140	55,810	16,710	88,080
Cerrado da Maria	69,670	0,040	8,740	20,900	50,310	10,080	100,510
Sítio do Miguel	69,530	3,390	17,710	8,930	44,450	13,370	93,990
Fazenda Olhos d'água	74,650	1,460	12,640	10,550	51,890	14,830	89,820
Comunidade do Buriti	53,780	18,330	6,820	20,550	42,350	8,430	108,190
Comunidade da Pontinha	53,550	2,050	9,970	33,610	76,840	12,230	83,450
Cerrado do Tamanduá	67,330	9,680	8,880	12,960	57,840	14,340	97,290
Sítio da Tia	71,280	16,370	2,330	9,730	28,200	8,260	124,780

Anexo 7. Tabela de valores dos modelos de variáveis do solo com $\Delta AICc < 4$ para: riqueza; abundância; NMDS1; NMDS2; PD - índice de diversidades filogenética; sesPD - índice padronizado da diversidade filogenética; MPD - distância média dos pares; sesMPD - índice padronizado de distância média dos pares; MNTD - distância média do táxon mais próximo; sesMNTD - índice padronizado da distância média do táxon mais próximo. Al, concentração de alumínio; Ca, concentração de cálcio; Mg, Concentração de Magnésio; K, concentração de potássio; T, capacidade de troca catiônica a pH 7, e pH.

<i>Variável Resposta</i>	<i>Modelos Selecionados</i>	<i>AICc</i>	$\Delta AICc$	<i>Wi</i>
<i>Riqueza</i>	Al	76,5	0	0,122
	K	76,6	0,09	0,117
	K + Mg	77,7	1,17	0,068
	AL + Ca	78,2	1,63	0,054
	Nulo	78,3	1,76	0,051
	Ca + K	78,4	1,92	0,047
	Ca + T	78,5	1,95	0,046
	pH	78,5	2,01	0,045
	K + pH	78,7	2,21	0,04
	Ca	79	2,47	0,036
	T	79,1	2,55	0,034
	Mg+T	79,1	2,56	0,034
	Al + pH	79,1	2,6	0,033
	Al + Mg	79,2	2,69	0,032
	K + T	79,6	3,1	0,026
	Al + K	79,7	3,19	0,025
	Al + T	79,8	3,28	0,024
pH+T	80,5	3,96	0,017	
<i>Abundância</i>	K	15,8	0	0,197
	Al	16,2	0,48	0,155
	Nulo	16,5	0,73	0,136
	T	16,5	0,75	0,135
	pH	18,9	3,16	0,04
	T	19,5	3,79	0,03
<i>NMDS1</i>	Mg	0,3	0	0,22
	Ca	0,5	0,22	0,197
	Nulo	1,7	1,44	0,107
	K + Mg	3,2	2,94	0,05
	Al + K + Mg	3,5	3,19	0,045
	Al + Ca	4,1	3,83	0,032
	Ca + Mg	4,1	3,84	0,032
	T	4,2	3,95	0,031
<i>NMDS2</i>	Al	-5,2	0	0,3
	K	-3,5	1,7	0,128
	Mg + T	-3,5	1,78	0,124
	T	-2,9	2,36	0,092
<i>PD</i>	Nulo	176,6	0	0,181
	K	176,8	0,26	0,159
	Al	177,4	0,86	0,118
	Ca	178,5	1,9	0,07
	pH	178,5	1,95	0,068
	K + T	179,5	2,91	0,042
	T	179,5	2,97	0,041
K + Mg	179,8	3,22	0,036	

	Ca + K	179,8	3,28	0,035
	Mg	180,1	3,59	0,03
	Al + Ca	180,2	3,66	0,029
	K + pH	180,4	3,81	0,027
<i>sesPD</i>	Nulo	3,7	0	0,29
	T	5	1,33	0,149
	Al	5,3	1,67	0,125
	K	6,2	2,54	0,081
	Ca	7,3	3,66	0,046
	Mg	7,3	3,66	0,046
	pH	7,3	3,66	0,046
	T	7,5	3,87	0,042
<i>MPD</i>	Nulo	105,9	0	0,37
	T	108	2,09	0,13
	K	109,1	3,18	0,076
	Al	109,1	3,27	0,072
	Ca	109,2	3,36	0,069
	Mg	109,4	3,48	0,065
	pH	109,5	3,65	0,06
<i>sesMPD</i>	Nulo	5,7	0	0,287
	Al	7,4	1,69	0,123
	K	8	2,25	0,093
	Ca	8,4	2,66	0,076
	T	8,6	2,91	0,067
	Mg	8,9	3,17	0,059
	pH	9,4	3,66	0,046
	Mg + T	9,6	3,87	0,041
<i>MNTD</i>	Nulo	113,5	0	0,388
	Al	116	2,5	0,111
	Ca	116,8	3,27	0,076
	T	116,8	3,33	0,073
	Mg	117	3,5	0,067
	K	117	3,55	0,066
	pH	117,1	3,63	0,063
<i>sesMNTD</i>	Nulo	5,8	0	0,431
	Mg	9,3	3,49	0,075
	pH	9,3	3,5	0,075
	Al	9,3	3,51	0,074
	K	9,4	3,55	0,073
	Ca	9,4	3,55	0,073
	T	9,5	3,66	0,069

Anexo 8. Tabela de valores dos modelos de variáveis de configuração e distúrbios dos fragmentos com $\Delta AICc < 4$ para riqueza; abundância; NMDS1; NMDS2; PD - índice de diversidades filogenética; sesPD - índice padronizado da diversidade filogenética; MPD - distância média dos pares; sesMPD - índice padronizado de distância média dos pares; MNTD - distância média do táxon mais próximo; sesMNTD - índice padronizado da distância média do táxon mais próximo. O intervalo de confiança que inclui o zero indica significância. AREA, área total do fragmento em hectares; CG, circulação de gado; ENN, distância euclidiana do vizinho mais próximo; EXM, extração de Minhocoçu; EXP, extração de pequi; FOI, quantidade de indivíduos atingidos pelo fogo; FOV, volume de biomassa atingida pelo fogo; e SHAPE, índice de forma do fragmento.

<i>Variável Resposta</i>	<i>Modelos Selecionados</i>	<i>AICc</i>	<i>$\Delta AICc$</i>	<i>Wi</i>
Riqueza	CG + EXM	74,9	0	0,115
	CG	75,1	0,19	0,104
	ENN + EXN	76,1	1,25	0,062
	ENN	76,7	1,84	0,046
	EXP	77,3	2,41	0,034
	EXM	77,5	2,57	0,032
	AREA + CG	77,5	2,65	0,03
	CG + SHAPE	77,6	2,7	0,03
	EXM + EXP	77,8	2,95	0,026
	CG + EXP	78	3,15	0,024
	Nulo	78,3	3,39	0,021
	EXM + FOV	78,3	3,4	0,021
	CG + ENN	78,4	3,48	0,02
	ENN + SHAPE	78,6	3,69	0,018
	CG + EXM + FOV	78,6	3,72	0,018
	CG + FOI	78,7	3,8	0,017
	CG + FOV	78,7	3,84	0,017
Abundância	AREA + EXM	148,8	0	0,116
	Nulo	148,8	0,03	0,114
	CG	149	0,19	0,106
	CG + EXM	150	1,2	0,064
	EXM	150,1	1,3	0,061
	EXM + FOI	150,9	2,14	0,04
	ENN	151	2,27	0,037
	EXM + FOV	151,5	2,7	0,03
	EXM + FOV	151,5	2,71	0,03
	FOI	151,7	2,95	0,027
	EXP	151,8	3	0,026
	FOV	151,9	3,13	0,024
	AREA + EXM + FOI	151,9	3,15	0,024
	AREA + EXM + SHAPE	152	3,22	0,023
	AREA	152	3,25	0,023
	SHAPE	152,5	3,69	0,018
	NMDS1	Nulo	1,7	0
FOV		2,6	0,89	0,105
FOI		2,9	1,17	0,091
ENN		4	2,27	0,052
CG		4,3	2,62	0,044
EXM		4,4	2,72	0,042
SHAPE		5,1	3,34	0,031
AREA + FOI		5,1	3,36	0,03
AREA		5,1	3,37	0,03

	AREA + FOV	5,3	3,54	0,028	
	EXP	5,3	3,59	0,027	
	AREA + ENN + EXM	5,6	3,84	0,024	
	EXM + FOV	-4,8	0	0,302	
	EXM	-3,2	1,62	0,135	
	EXM + FOI	-3	1,82	0,122	
	CG + EXM	-1,2	3,64	0,049	
	NULO	-1	3,85	0,044	
<i>NMDS2</i>	EXM + FOV	-4,8	0	0,302	
	EXM	-3,2	1,62	0,135	
	EXM + FOI	-3	1,82	0,122	
	CG + EXM	-1,2	3,64	0,049	
<i>PD</i>	NULO	-1	3,85	0,044	
	CG + EXM	169,3	0	0,462	
	CG	172,5	3,23	0,092	
<i>sesPD</i>	Nulo	3,7	0	0,235	
	AREA	5,9	2,25	0,077	
	FOI	6,6	2,89	0,056	
	EXP	6,6	2,94	0,054	
	AREA + FOI + SHAPE	6,7	2,98	0,053	
	FOV	6,7	3	0,052	
	EXM	6,8	3,09	0,05	
	SHAPE	6,8	3,14	0,049	
	ENN	7,1	3,43	0,042	
	CG	7,2	3,56	0,04	
	AREA + FOI	7,5	3,87	0,034	
	<i>MPD</i>	AREA + FOI	104,9	0	0,129
		SHAPE	105,2	0,28	0,113
Nulo		105,9	0,97	0,08	
AREA + EXP + FOI		106	1,07	0,076	
FOI + SHAPE		106,8	1,92	0,049	
FOI		107,5	2,64	0,035	
AREA		107,7	2,77	0,032	
ENN		108,1	3,15	0,027	
EXP		108,1	3,19	0,026	
CG		108,1	3,21	0,026	
FOV + SHAPE		108,2	3,32	0,025	
FOV		108,4	3,45	0,023	
AREA + CG + FOI		108,4	3,45	0,023	
AREA +FOV		108,5	3,56	0,022	
CG + FOI		108,5	3,56	0,022	
EXM + SHAPE		108,8	3,9	0,018	
EXP + SHAPE		108,9	3,97	0,018	
<i>sesMPD</i>	AREA + FOI	1,9	0	0,18	
	AREA	2,2	0,28	0,156	
	AREA + ENN + FOI	2,8	0,9	0,114	
	AREA + ENN	3,3	1,36	0,091	
	SHAPE	3,9	2,04	0,065	
	AREA + FOV	4,9	2,97	0,041	
	ENN + SHAPE	5,1	3,16	0,037	
	Nulo	5,7	3,83	0,026	
	AREA + FOI + SHAPE	5,8	3,93	0,025	
	Nulo	113,5	0	0,181	
	SHAPE	114,3	0,81	0,12	

	AREA	115,1	1,56	0,083
	CG	115,5	2,04	0,065
MNTD	EXM	116,2	2,7	0,047
	FOI	116,7	3,25	0,036
	FOV	116,9	3,39	0,033
	FOI	117,1	3,59	0,03
	EXP	117,1	3,65	0,029
	ENN	117,2	3,66	0,029
<hr/>				
	CG	4,8	0	0,128
	CG + ENN + SHAPE	4,8	0,08	0,123
	Nulo	5,8	1,08	0,075
	SHAPE	6,1	1,38	0,064
	AREA + CG + ENN + FOI	6,4	1,64	0,056
sesMNTD	CG + ENN	6,4	1,65	0,056
	AREA	6,6	1,82	0,052
	CG + SHAPE	7,4	2,63	0,034
	CG + FOI	7,4	2,65	0,034
	CG + EXP	7,8	3,06	0,028
	AREA + CG	8,2	3,4	0,023
	CG + FOV	8,2	3,49	0,022
<hr/>				

Anexo 9. Tabela de valores dos modelos de variáveis da paisagem com $\Delta AICc < 4$ para riqueza; abundância; NMDS1; NMDS2; PD - índice de diversidades filogenética; sesPD - índice padronizado da diversidade filogenética; MPD - distância média dos pares; sesMPD - índice padronizado de distância média dos pares; MNTD - distância média do táxon mais próximo; sesMNTD - índice padronizado da distância média do táxon mais próximo. CE, porcentagem da paisagem ocupada pelo cerrado; ED, densidade de borda; ENN_MN, distancia euclidiana média do vizinho mais próximo; FC, porcentagem da paisagem ocupada por formações florestais; LSI, índice de forma média; SI, porcentagem da paisagem ocupada por silviculturas; SPLIT, índice de divisão da paisagem; USO, porcentagem da paisagem em uso para pastagens e agricultura, e terras expostas.

<i>Variável</i>	<i>Modelo</i>	<i>AICc</i>	<i>$\Delta AICc$</i>	<i>Wi</i>
<i>Riqueza</i>	Nulo	78,3	0	0,163
	ED + ENN_MN	79,5	1,25	0,087
	ENN_MN	79,8	1,54	0,075
	SPLIT	80,5	2,21	0,054
	FC	80,9	2,58	0,045
	CE	81	2,74	0,042
	ED	81,1	2,81	0,04
	LSI	81,1	2,85	0,039
	USO	81,2	2,91	0,038
	SI	81,2	2,92	0,038
<i>Abundância</i>	Nulo	148,8	0	0,208
	ENN_MN	149,2	0,44	0,167
	SPLIT	151,1	2,34	0,065
	LSI	151,5	2,73	0,053
	FC	151,7	2,94	0,048
	ED + ENN_MN	151,9	3,09	0,044
	ED	152,2	3,35	0,039
	SI	152,4	3,6	0,034
	USO	152,4	3,61	0,034
	CE	152,5	3,67	0,033
<i>NMDS 1</i>	Nulo	-4,3	0	0,403
	ED	-1,2	3,11	0,085
	LSI	-0,9	3,35	0,076
<i>NMDS 2</i>	Nulo	-1	0	0,19
	ED + ENN_MN	-0,7	0,26	0,167
	CE	1	1,92	0,072
	SPLIT	1,3	2,3	0,06
	ENN_MN	1,6	2,58	0,052
	FC	2	2,96	0,043
	LSI	2,2	3,2	0,038
	ED	2,4	3,32	0,036
	USO	2,4	3,38	0,035
	SI	2,7	3,66	0,03
	CE + ENN_MN	3	3,92	0,027
<i>PD</i>	Nulo	176,6	0	0,295
	ENN_MN	179	2,46	0,086
	FC	179,1	2,55	0,082
	SI	179,6	3,05	0,064
	CE	180,2	3,62	0,048
	USO	180,2	3,65	0,048
	SPLIT	180,2	3,66	0,047

	ED	180,2	3,67	0,047
	LSI	180,2	3,67	0,047
<i>sesPD</i>	Nulo	3,7	0	0,22
	SI	4,1	0,47	0,174
	CE	6,3	2,65	0,059
	FC	6,4	2,68	0,058
	ED	6,6	2,88	0,052
	SPLIT	6,9	3,24	0,044
	ENN_MN	7,2	3,56	0,037
	LSI	7,3	3,64	0,036
	USO	7,3	3,65	0,035
<i>MPD</i>	CE	103,4	0	0,233
	SPLIT	104,5	1,09	0,135
	Nulo	105,9	2,49	0,067
	CE + ENN_MN	107	3,61	0,038
	CE + ED	107	3,63	0,038
	CE + LSI	107,2	3,8	0,035
	CE + SPLIT	107,2	3,81	0,035
<i>sesMPD</i>	CE	-7,2	0	0,381
	CE + ENN_MN	-3,8	3,37	0,071
	CE + ED	-3,6	3,63	0,062
	CE + FC	-3,4	3,79	0,057
	CE + USO	-3,3	3,87	0,055
	CE + CNN_MN + SPLIT	-3,3	3,88	0,055
<i>MNTD</i>	LSI + SI	107,9	0	0,21
	SPLIT	109,4	1,53	0,098
	CE + ED + SI	110,6	2,68	0,055
	CE + ENN_MN	110,6	2,69	0,055
	CE + ED	110,9	2,96	0,048
	CE	110,9	2,99	0,047
	CE + LSI + SI	111,1	3,23	0,042
	CE + LSI	111,3	3,38	0,039
<i>sesMNTD</i>	CE + ED + SI	-2,9	0	0,397
	LSI + SI	-0,3	2,61	0,108
	CE + LSI + SI	0,9	3,83	0,059

Anexo 10. Tabela de valores da importância relativa das variáveis de solo para: riqueza; abundância; NMDS1; NMDS2; PD - índice de diversidades filogenética; sesPD - índice padronizado da diversidade filogenética; MPD - distância média dos pares; sesMPD - índice padronizado de distância média dos pares; MNTD - distância média do táxon mais próximo; sesMNTD - índice padronizado da distância média do táxon mais próximo. Al, concentração de alumínio; Ca, concentração de cálcio; Mg, Concentração de Magnésio; K, concentração de potássio; T, capacidade de troca catiônica a pH 7, e pH.

<i>Variável Resposta</i>	<i>Variáveis Predictoras</i>	<i>Importância Relativa</i>
<i>Riqueza</i>	K	0,38
	Al	0,34
	Ca	0,21
	T	0,21
	pH	0,16
	Mg	0,16
<i>Abundância</i>	K	0,28
	T	0,24
	Al	0,22
	pH	0,06
	Ca	0,04
<i>NMDS1</i>	Mg	0,49
	Ca	0,37
	K	0,13
	Al	0,11
	T	0,04
<i>NMDS2</i>	Al	0,47
	T	0,34
	K	0,20
	Mg	0,19
<i>PD</i>	k	0,36
	Al	0,18
	Ca	0,16
	pH	0,11
	T	0,10
	Mg	0,08
<i>sesPD</i>	T	0,23
	Al	0,15
	Mg	0,11
	K	0,10
	Ca	0,06
	pH	0,06
<i>MPD</i>	T	0,15
	K	0,09
	Al	0,09
	Ca	0,08
	Mg	0,08
	pH	0,07
<i>sesMPD</i>	Al	0,16
	T	0,14
	Mg	0,13
	K	0,12
	Ca	0,10
	pH	0,06

<i>MNTD</i>	Al	0,13
	Ca	0,09
	T	0,09
	Mg	0,08
	K	0,08
	pH	0,07
<i>sesMNTD</i>	Mg	0,09
	pH	0,09
	Al	0,09
	K	0,08
	Ca	0,08
	T	0,07

Anexo 11. Tabela de valores de valores da importância relativa das variáveis de configuração e distúrbios dos fragmentos para: riqueza; abundância; NMDS1; NMDS2; PD - índice de diversidades filogenética; sesPD - índice padronizado da diversidade filogenética; MPD - distância média dos pares; sesMPD - índice padronizado de distância média dos pares; MNTD - distância média do táxon mais próximo; sesMNTD - índice padronizado da distância média do táxon mais próximo. O intervalo de confiança que inclui o zero indica significância. AREA, área total do fragmento em hectares; CG, circulação de gado; ENN, distância euclidiana do vizinho mais próximo; EXM, extração de Minhocuçú; EXP, extração de pequi; FOI, quantidade de indivíduos atingidos pelo fogo; FOV, volume de biomassa atingida pelo fogo; e SHAPE, índice de forma do fragmento.

<i>Variável Resposta</i>	<i>Variáveis Predictoras</i>	<i>Importância Relativa</i>
<i>Riqueza</i>	CG	0,59
	EXM	0,43
	ENN	0,23
	EXP	0,13
	FOV	0,09
	SHAPE	0,08
	AREA	0,05
	FOI	0,03
<i>Abundância</i>	EXM	0,51
	AREA	0,28
	CG	0,22
	FOI	0,12
	FOV	0,11
	SHAPE	0,05
	ENN	0,05
	EXP	0,03
<i>NMDS1</i>	FOV	0,20
	FOI	0,18
	AREA	0,17
	ENN	0,11
	EXM	0,10
	CG	0,07
	SHAPE	0,05
	EXP	0,04
<i>NMDS2</i>	EXM	0,93
	FOV	0,46
	FOI	0,19
	CG	0,08
<i>PD</i>	CG	1,00
	EXM	0,83
<i>sesPD</i>	AREA	0,22
	FOI	0,19
	SHAPE	0,14
	EXP	0,07
	FOV	0,07
	EXM	0,07
	ENN	0,06
	CG	0,05
<i>MPD</i>	FOI	0,45
	AREA	0,38
	SHAPE	0,30

	EXP	0,16
	CG	0,10
	FOV	0,09
	ENN	0,04
	EXM	0,02
<i>sesMPD</i>	AREA	0,83
	FOI	0,43
	ENN	0,33
	SHAPE	0,17
	FOV	0,06
<i>MNTD</i>	SHAPE	0,18
	AREA	0,17
	FOI	0,10
	CG	0,10
	EXM	0,07
	FOV	0,05
	EXP	0,04
	ENN	0,04
<i>sesMNTD</i>	Mg	0,09
	pH	0,09
	Al	0,09
	K	0,08
	Ca	0,08
	T	0,07

Anexo 12. Tabela de valores de importância relativa das variáveis de configuração e composição da paisagem para: riqueza; abundância; NMDS1; NMDS2; PD - índice de diversidades filogenética; sesPD - índice padronizado da diversidade filogenética; MPD - distância média dos pares; sesMPD - índice padronizado de distância média dos pares; MNTD - distância média do táxon mais próximo; sesMNTD - índice padronizado da distância média do táxon mais próximo. CE, porcentagem da paisagem ocupada pelo cerrado; ED, densidade de borda; ENN_MN, distancia euclidiana média do vizinho mais próximo; FC, porcentagem da paisagem ocupada por formações florestais; LSI, índice de forma média; SI, porcentagem da paisagem ocupada por silviculturas; SPLIT, índice de divisão da paisagem; USO, porcentagem da paisagem em uso para pastagens e agricultura, e terras expostas.

<i>Variável Resposta</i>	<i>Variáveis Predictoras</i>	<i>Importância Relativa</i>
<i>Riqueza</i>	ENN_MN	0,26
	ED	0,20
	SPLIT	0,09
	FC	0,07
	CE	0,07
	LSI	0,06
	USO	0,06
	SI	0,06
<i>Abundância</i>	ENN_MN	0,29
	ED	0,11
	SPLIT	0,09
	LSI	0,07
	FC	0,07
	SI	0,05
	USO	0,05
	CE	0,05
<i>NMDS1</i>	USO	1,00
	ED	0,15
	LSI	0,13
<i>NMDS2</i>	ENN_MN	0,33
	ED	0,27
	CE	0,13
	SPLIT	0,08
	FC	0,06
	LSI	0,05
	USO	0,05
	SI	0,04
<i>PD</i>	ENN_MN	0,11
	FC	0,11
	SI	0,08
	CE	0,06
	USO	0,06
	SPLIT	0,06
	ED	0,06
	LSI	0,06
<i>sesPD</i>	SI	0,24
	CE	0,08
	FC	0,08
	ED	0,07
	SPLIT	0,06
	ENN_MN	0,05

	LSI	0,05
	USO	0,05
<i>MPD</i>	CE	0,65
	SPLIT	0,29
	ENN_MN	0,07
	ED	0,07
	LSI	0,06
<i>sesMPD</i>	CE	1,00
	ENN_MN	0,18
	ED	0,09
	FC	0,08
	USO	0,08
	SPLIT	0,08
<i>MNTD</i>	SI	0,54
	LSI	0,47
	CE	0,46
	SPLIT	0,20
	ED	0,17
	ENN_MN	0,09
<i>sesMNTD</i>	SI	1,00
	CE	0,81
	ED	0,70
	LSI	0,30