

RELAÇÃO ESPÉCIE-ÁREA EM CAMPOS DE MURUNDUS COM DIFERENTES HISTÓRICOS DE PERTURBAÇÃO

CIBELE DE CÁSSIA SILVA

Universidade Federal de Viçosa, Campus de Rio Paranaíba, Instituto de Ciências Biológicas, Rio Paranaíba, Minas Gerais, Brasil. E-mail: cibelecassia01@gmail.com

DANIEL MEIRA ARRUDA

Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Agrárias, Montes Claros, Minas Gerais, Brasil. Programa de Pós-Graduação em Botânica, Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, Minas Gerais, Brasil. E-mail: arruda.dm@hotmail.com

RÚBIA SANTOS FONSECA

Universidade Federal de Minas Gerais, Instituto de Ciências Agrárias, Montes Claros, Minas Gerais, Brasil. E-mail: rubiafonseca@hotmail.com

Resumo: Atividades antrópicas promovem alterações em diversas características abióticas do meio, ocasionando mudanças em um dos mais consistentes padrões da ecologia, a relação espécie-área. Objetivamos avaliar as relações entre riqueza/abundância de plantas e área dos montes em campos de murundus (campos sazonalmente alagados com montes espaçados) circundados por matriz antrópica. Ademais, avaliamos como atividades antrópicas afetam essas relações e as síndromes de dispersão das comunidades. Amostramos dois campos de murundus, ambos circundados por monoculturas, um impactado (CMI) e outro protegido (CMII). Encontramos redução no número de espécies com o aumento da área do murundu no CMI e relação oposta no CMII. A abundância de indivíduos foi positivamente relacionada à área do murundu nos dois campos. Já em relação à síndrome de dispersão, a maior diversidade de síndromes foi encontrada no CMI. A área é um fator determinante dos padrões de riqueza e abundância de plantas nos murundus, mesmo em ecossistemas circundados por matriz antrópica. Como os campos avaliados estão expostos às mesmas condições climáticas e apresentam estrutura semelhante, a relação espécie-área negativa encontrada no CMI indica que a pressão antrópica nesse campo já foi efetiva em eliminar espécies e romper com um padrão esperado para as comunidades naturais.

Palavras-chave: Biogeografia de ilhas, conservação do Cerrado, grupos funcionais, vegetações degradadas, savana parque.

SPECIES-AREA RELATIONSHIP IN EARTH MOUNDS WITH DIFFERENT HISTORICAL DISTURBANCE

Abstract: Anthropogenic activities promote alterations in abiotic characteristics of the environment, causing changes in one of the most consistent ecology patterns, the species-area relationship. We aimed to assess the relationship between richness/abundance of plants and mounds area in floodplain *campos de murundus* (seasonally flooded gramineous fields with scattered mounds) surrounded by anthropogenic matrix. Furthermore, we evaluated how human activities affect these relationships and the dispersion syndromes in the community. We sampled two different *campos de murundus*, both surrounded by monoculture: one impacted (CMI) and another protected (CMII). We found reduction in the number of species with increasing mound area in the CMI and opposite relationship in CMII. The abundance was positively related to mound area in both sites. Regarding the dispersion syndrome, greater diversity was found in CMI. The area was a determining factor of richness patterns and abundance of plants on mounds, even in ecosystems surrounded by anthropogenic matrix. Once these sites are under the same weather conditions and show similar structure, the negative species-area relationship

found in CMI indicates that anthropogenic pressure in this field has been effective in eliminating species, in disagreement with the expected pattern of increased number of species for natural communities.

Keywords: Island biogeography, Cerrado conservation, functional groups, degraded vegetation, savanna park.

INTRODUÇÃO

A relação espécie-área é um dos padrões mais consistentes da ecologia (May & Diamond, 1981; Palmer & White, 1994) e o principal tema de investigação da Teoria da Biogeografia de Ilhas-TBI (MacArthur & Wilson 1963, 1967). Durante os últimos 50 anos, estudos em ilhas têm proporcionado novas perspectivas sobre os processos de formação e os padrões de riqueza das comunidades ecológicas (Warren et al., 2015). Nas últimas décadas, as predições da TBI têm sido extrapoladas para estudos em ambientes terrestres (Laurance, 2010). Esses estudos buscam compreender principalmente os efeitos da fragmentação de hábitat na riqueza de espécies, analisando fragmentos como ilhas (MacArthur & Wilson, 1967; Brown, 1971; Diamond & May, 1981; Harris, 1984; Laurance, 2010).

No Brasil, o Cerrado tem sido intensamente fragmentado ao longo das últimas décadas, devido à expansão agropecuária, restando menos de 50% de sua área original (Ratter et al., 1997; Klink & Machado, 2005). A fragmentação modifica a estrutura da paisagem, transformando áreas naturais contínuas em ilhas de vegetação isoladas, o que pode ocasionar mudanças na riqueza de espécies (Metzger, 1999).

Em ambientes com elevada biodiversidade, como o Cerrado, a fragmentação ocasiona perdas na riqueza de espécies, na diversidade funcional e, conseqüentemente, em funções ecológicas. Essas funções são essenciais para o funcionamento e manutenção dos processos nas comunidades e ecossistemas (Petchey & Gaston, 2006). Em muitos casos, valores exclusivos de riqueza podem não expressar o real impacto das pressões antrópicas na diversidade de espécies, pois, uma comunidade com elevada riqueza de espécies pode ser redundante funcionalmente, quando muitas espécies desempenham as mesmas funções ecológicas (Tilman et al., 1997). A perda de funções ecológicas em comunidades fragmentadas ocorre até mesmo sem a redução do número de espécies, por meio da substituição de espécies dentro da comunidade (Magnago et al., 2014). Assim, a determinação de grupos funcionais (tais como síndromes de dispersão) permite estimar a perda de funções ecológicas em comunidades antropizadas.

A manutenção da conectividade e a complexidade de hábitats da paisagem possibilitam o fluxo de alguns agentes dispersores e polinizadores, essencial para a sobrevivência e conservação da diversidade de plantas (Fahrig & Merriam,

1994; Metzger, 1997). Com a fragmentação, esse fluxo pode ser alterado (Metzger, 1997; Magnago et al., 2014). No entanto, no domínio do Cerrado ocorrem ambientes em que seus hábitats são naturalmente isolados, como os campos de murundus.

Murundus são elevações no terreno, causadas por térmitas que aportam solos subjacentes para fugir do alagamento sazonal, formando montes de terra (Corrêa, 1989; Oliveira-Filho, 1992a). Assim, os campos de murundus ocorrem em planícies de inundação do Cerrado, onde se observam árvores agrupadas sobre esses montes de terra (Diniz de Araújo-Neto et al., 1986; Furley, 1986; Oliveira-Filho & Furley, 1990; Schneider & Silva, 1991). Devido aos alagamentos periódicos, os murundus tornam-se verdadeiras ilhas ecológicas para as plantas lenhosas do Cerrado, que normalmente são intolerantes à saturação hídrica do solo (Oliveira-Filho, 1992b). Tal semelhança aos sistemas insulares permite a utilização de algumas predições da Teoria de Biogeografia de Ilhas para explicar a estrutura da comunidade de plantas arbustivas presente nesses montes, tais como: *i*- áreas maiores suportam maior riqueza de espécies do que áreas menores; *ii*- a riqueza de espécies em uma área diminui com o aumento da distância da área fonte (Oliveira-Filho, 1992b).

O alagamento sazonal dos campos de murundus impossibilita o desenvolvimento das principais culturas agrícolas do Cerrado. Por isso, alguns campos que resistiram ao avanço agrícola estão atualmente rodeados por monoculturas. Esses campos são importantes objetos de estudo para avaliação da relação entre o incremento de espécies/indivíduos de plantas arbustivas e a área propícia para o estabelecimento. A vegetação do Cerrado nas proximidades dos campos de murundus pode atuar de forma análoga ao "continente" para ilhas oceânicas, sendo área-fonte das espécies que colonizam os montes (Oliveira-Filho, 1992b).

Apesar da limitação para o estabelecimento de monoculturas na área dos campos de murundus, outras atividades impactantes são relatadas dentro dos campos, por exemplo: tráfego de pessoas e veículos, área de pastagem para o gado e presença de animais domésticos. Essas atividades podem alterar a relação riqueza/abundância e área, uma vez que causa alterações nos fatores abióticos, podendo ocasionar a perda de espécies não adaptadas às novas condições ambientais (Freitas et al., 2006).

Objetivamos avaliar se a relação riqueza/abundância de plantas lenhosas com a área dos murundus é mantida em campos circundados

por matriz antrópica e como a presença de atividades impactantes nos campos influencia esses padrões. Para tanto, testamos as seguintes hipóteses: *I*) o aumento da área do murundu proporciona incremento na riqueza e abundância de plantas; *II*) campos antropizados possuem menor incremento de espécies/indivíduos por área que campos não antropizados; *III*) a antropização causa diminuição da diversidade dos modos de dispersão na comunidade vegetal.

Adicionalmente, caracterizamos os murundus e a comunidade vegetal que cresce sobre eles, com o intuito de agregar informações para subsidiar a conservação desse ecossistema.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

Durante os meses de agosto e setembro de 2013 utilizamos como amostras dois campos de murundus no município de São Gotardo, região do Alto Paranaíba, Minas Gerais (Figura 1).

Nessa região a maior parte da vegetação nativa de Cerrado foi suprimida para atividades agropecuárias, iniciadas em larga escala em 1973, com a implantação do Programa de Assentamento Dirigido do Alto Paranaíba-PADAP (COOPADAP, 2013). O clima local é do tipo Aw,

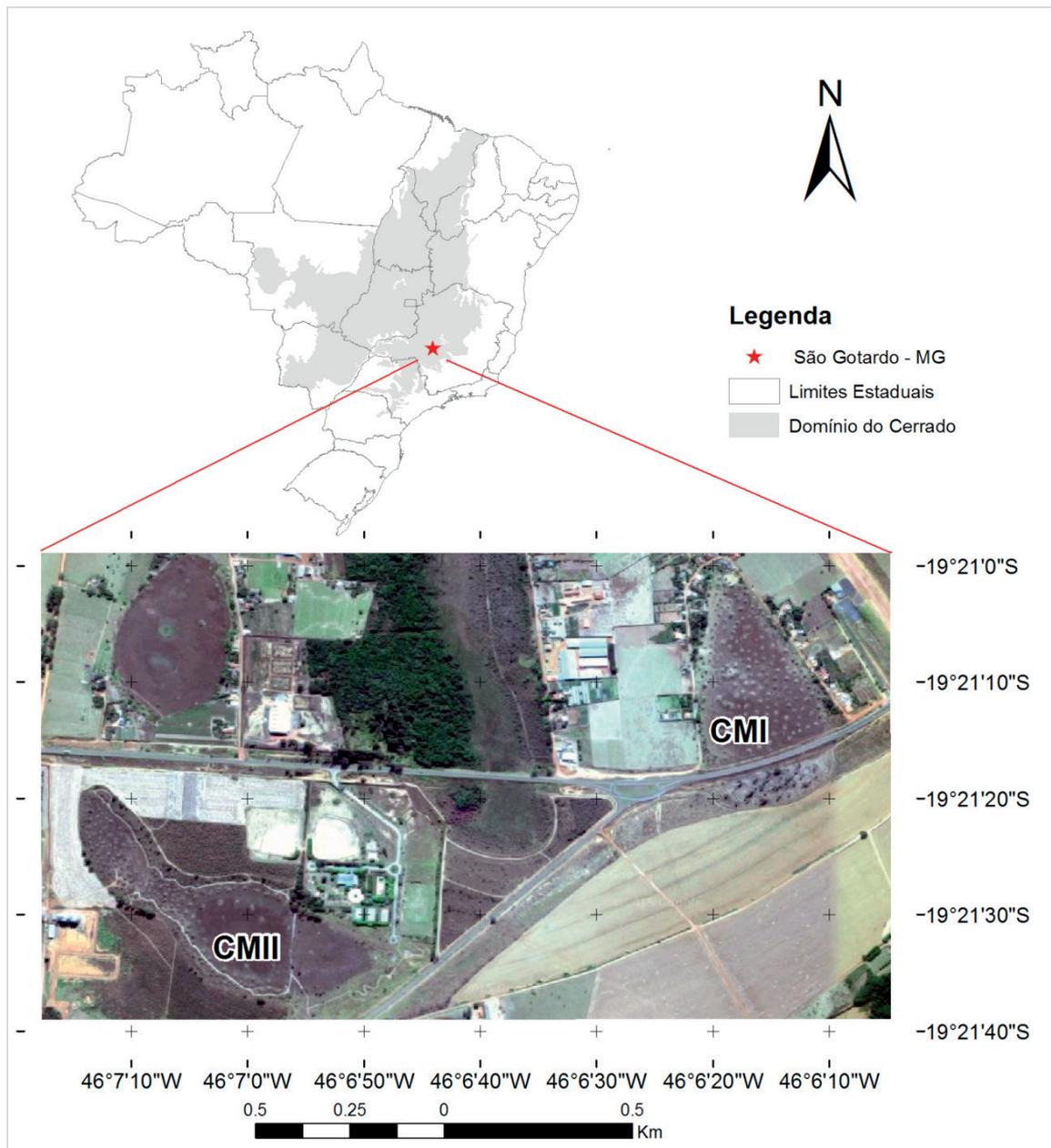


Figura 1 – Localização dos campos de murundus estudados no município de São Gotardo, Minas Gerais, Brasil. Em destaque no mapa do Brasil a área de distribuição do Cerrado. CMI- Campo de Murundus I, CMII-Campo de Murundus II.

segundo a classificação de Köppen, com período seco de abril a setembro e chuvoso de outubro a março (Alvares et al., 2013)

O primeiro campo de murundus (CMI) encontra-se localizado a 8 km da área urbana de São Gotardo (Figura 1) e possui área aproximada de 14 ha. O CMI corresponde a uma área antropizada, com atividade de pastoreio, trilhas de bicicletas e proximidade com residências. O segundo campo (CMII) é área de reserva particular, cujos limites são protegidos por cerca, livre de pastoreio e fluxo de pessoas. Esse campo possui área aproximada de 13 ha e está a 12 km de distância da área urbana de São Gotardo (Figura 1). Ambos os campos são rodeados por paisagens agrárias.

AMOSTRAGEM

Avaliamos e mensuramos 21 murundus em cada campo. Calculamos a área de cada murundu utilizando a fórmula: $\text{área} = p / 4 \text{ comprimento maior} \times \text{comprimento menor}$. Para o cálculo do volume usamos a fórmula: $\text{volume} = p / 6 \times \text{comprimento maior} \times \text{comprimento menor} \times \text{altura}$ (*sensu* Oliveira-Filho, 1992b).

Para o levantamento da comunidade vegetal contida nos murundus, amostramos todos os indivíduos lenhosos vivos com circunferência ao nível do solo (CAS) igual ou superior a 5 cm (*sensu* Moro & Martins, 2011). Identificamos as espécies com o uso de chaves de identificação, comparação com exsicatas e consulta a especialistas. A classificação das espécies seguiu o APG III (2009). Padronizamos as nomenclaturas botânicas de acordo com a Lista de Espécies da Flora do Brasil (2015). Depositamos o material testemunho no Herbário da Universidade Federal de Viçosa (Herbário VIC).

A riqueza sobre cada murundu foi obtida através do levantamento direto do número de espécies encontradas em cada monte. Para quantificar a abundância utilizamos o número de indivíduos vivos amostrados em cada monte. As síndromes de dispersão dos diásporos dessas espécies seguiram as categorias propostas por van der Pijl (1982), estas são: anemocoria, autocoria e zoocoria. As informações sobre a morfologia dos frutos e sementes foram obtidas em campo ou por consulta a exsicatas de herbários. Não foram determinadas as síndromes de dispersão para as espécies identificadas apenas ao nível de família.

Para testar as hipóteses, realizamos duas análises de covariância (ANCOVA) utilizando os diferentes campos (CMI e CMII) como categoria, a área do murundu como variável preditora e a riqueza de espécies como variável resposta na primeira análise; e a abundância de espécies como variável resposta na segunda análise. Para tanto, utilizamos o programa Statistica 7.0 (Statsoft, 2005).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Amostramos uma área total de murundus de 1772 m² no CMI. As áreas de cada murundu variaram de 56,9 a 142,9 m² ($84,4 \pm 25,5$) (Figura 2) e as alturas de 1,5 a 3 m ($2 \pm 0,39$). No CMII, amostramos a área de 2950 m². As áreas dos murundus variaram de 70,7 a 254 m² ($140,47 \pm 62,03$) (Figura 2) e as alturas de 1,5 a 4 m ($2,61 \pm 0,65$). O volume dos murundus variou de 62 a 196,3 m³ no CMI e 86,4 a 591,9 m³ no CMII (Figura 3).

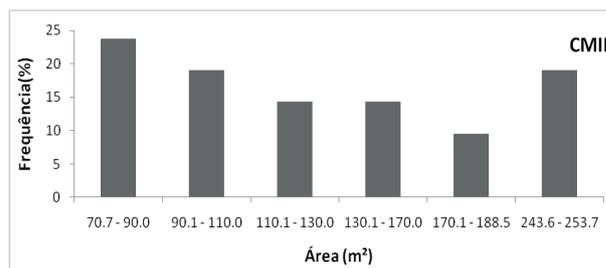
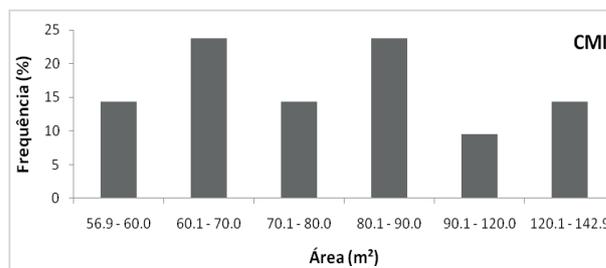


Figura 2 – Distribuição da frequência (porcentagem) dos murundus em relação a sua área nos dois campos amostrados em São Gotardo/MG. CMI – Campo de Murundus I e CMII - Campo de Murundus II.

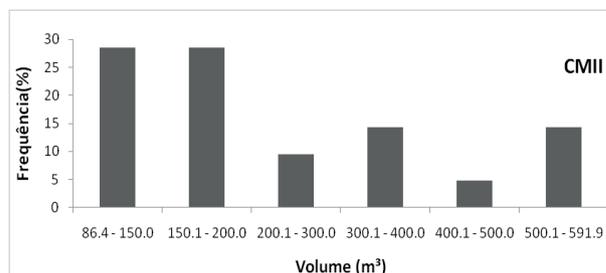
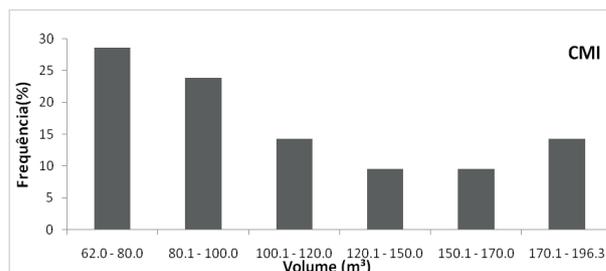


Figura 3 – Distribuição da frequência (porcentagem) dos murundus em relação ao volume nos dois campos amostrados em São Gotardo/MG. CMI – Campo de Murundus I e CMII - Campo de Murundus II.

No CMI, registramos 763 indivíduos, pertencentes a 52 espécies e 23 famílias botânicas (Tabela 1). Já no CMII, amostramos 377 indivíduos, pertencentes a 25 espécies de 12 famílias botânicas (Tabela 1). Em ambos os campos, houve predomínio de espécies do Cerrado.

Na relação espécie-área, registramos redução no número de espécies com o aumento da área do murundu ($y=14,0662 - 0,0205*x$; $r=-0,1205$, $p=0,602$) para o CMI e relação oposta ($y=2,8392 + 0,0184*x$; $r=0,5980$, $p<0,01$) para o CMII (Figura 4). Já na relação abundância-área observamos aumento da abundância com o aumento da área no CMI ($y=29,9929 + 0,0751*x$; $r=0,1201$, $p=0,604$) e CMII ($y=7,3586 + 0,0754*x$; $r=0,7384$, $p<0,01$), embora com relação significativa apenas no CMII (Figura 5).

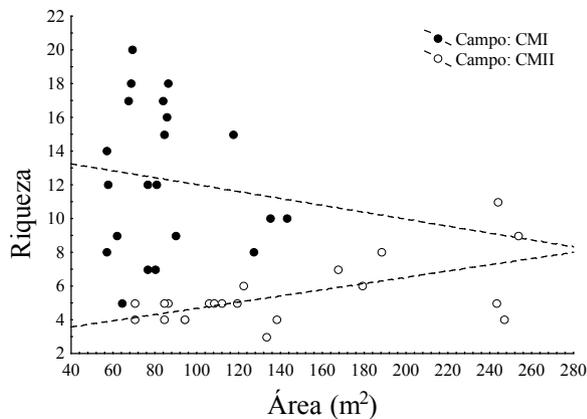


Figura 4 – Análise de covariância entre a riqueza de plantas encontradas em função da área dos murundus no CMI – Campo de Murundus I e no CMII – Campo de Murundus II.

Em relação às síndromes de dispersão, no CMI registramos três síndromes de dispersão: anemocoria, em 30% das espécies e 23% dos indivíduos, autocoria em 5,6 e 2,5%, respectivamente, e zoocoria, em 54,7 e 73%, respectivamente. No CMII registramos a anemocoria em 20% das espécies e 12,5% dos indivíduos e a zoocoria 80 e 87,5%, respectivamente (Tabela 2). Portanto, observamos maior diversidade de síndromes no CMI, mas as maiores proporções de riqueza e abundância da zoocoria foram no CMII.

Dessa forma, confirmamos parcialmente a hipótese I, uma vez que a relação positiva do aumento da riqueza com a área do murundu não foi encontrada para o campo antropizado (CMI). Consequentemente, confirmamos a hipótese II, com menor incremento de espécies no campo an-

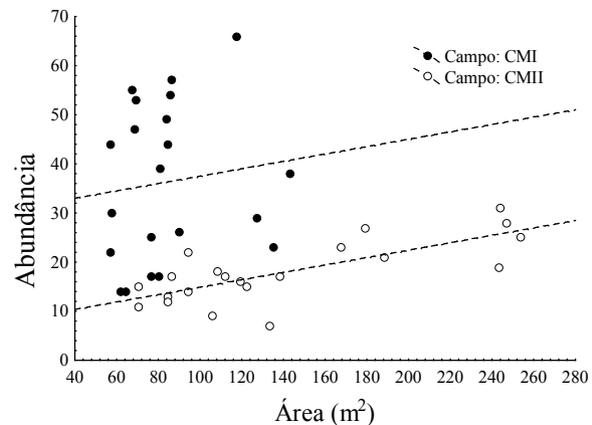


Figura 5 – Análise de covariância entre abundância de plantas encontradas em função da área no CMI – Campo de Murundus I e no CMII e no- Campo de Murundus II.

Tabela 1- Espécies vegetais amostradas nos dois campos de murundus (CMI- Campo de Murundus I; CMII- Campo de Murundus II) em São Gotardo/MG. SD= síndrome de dispersão, Ane= anemocoria, Aut= autocoria, Zoo= zoocoria.

| Família/Espécie | CMI | CMII | SD |
|---|-----|------|-----|
| Anacardiaceae | | | |
| <i>Mangifera indica</i> L. | 1 | | Zoo |
| Apocynaceae | | | |
| <i>Aspidosperma</i> sp. | 1 | | Ane |
| Asteraceae | | | |
| <i>Baccharis linearifolia</i> (Lam.) Pers. | 14 | | Ane |
| <i>Chresta sphaerocephala</i> DC. | 5 | | Ane |
| <i>Chromolaena cylindrocephala</i> (Sch. Bip. ex Baker) R.M. King & H. Rob. | 16 | | Ane |
| <i>Gochnatia</i> sp. | 10 | | Ane |
| Indeterminada 1 | 11 | | |

(continua)

| Família/Espécie | CM I | CM II | SD |
|--|-------------|--------------|-----------|
| Bignoniaceae | | | |
| <i>Jacaranda</i> sp. | 5 | | Ane |
| Calophyllaceae | | | |
| <i>Kielmeyera coriacea</i> Mart. & Zucc | 86 | 37 | Ane |
| <i>Kielmeyera petiolaris</i> Mart. & Zucc. | 2 | 3 | Ane |
| Celastraceae | | | |
| <i>Peritassa campestris</i> (Cambess.) A.C.Sm. | | 1 | Zoo |
| <i>Plenckia populnea</i> Reissek | 1 | | Ane |
| Erythroxylaceae | | | |
| <i>Erythroxylum daphnites</i> Mart. | 3 | | Zoo |
| <i>Erythroxylum suberosum</i> A.St.-Hil. | 133 | 44 | Zoo |
| <i>Erythroxylum tortuosum</i> Mart. | 78 | 14 | Zoo |
| <i>Erythroxylum</i> sp. | 5 | 163 | Zoo |
| Euphorbiaceae | | | |
| <i>Sapium glandulosum</i> (L.) Morong | 3 | | Aut |
| Fabaceae | | | |
| <i>Dalbergia miscolobium</i> Benth. | 5 | 5 | Ane |
| <i>Senna macranthera</i> (DC. ex Collad.) H.S. Irwin & Barneby | 15 | | Aut |
| <i>Senna rugosa</i> (G.Don.) H.S. Irwin & Barneby | 1 | | Aut |
| Lamiaceae | | | |
| <i>Aegiphila lhotzkiana</i> Cham. | 4 | 1 | Zoo |
| Indeterminada 2 | 1 | | |
| Lauraceae | | | |
| <i>Cinnamomum amoenum</i> (Nees & Mart.) Kosterm. | 1 | | Zoo |
| <i>Ocotea corymbosa</i> (Meisn.) Mez | 2 | | Zoo |
| <i>Ocotea</i> sp. 1 | 3 | 1 | Zoo |
| <i>Ocotea</i> sp. 2 | 2 | | Zoo |
| Malpighiaceae | | | |
| <i>Banisteriopsis campestris</i> (A. Juss.) Little | | 1 | Ane |
| <i>Banisteriopsis malifolia</i> (Nees & Mart.) B. Gates | 3 | | Ane |
| <i>Banisteriopsis</i> sp. | 4 | | Ane |
| <i>Byrsonima intermedia</i> A. Juss | 51 | 10 | Zoo |
| <i>Byrsonima sericea</i> DC. | 69 | 12 | Zoo |
| <i>Byrsonima verbascifolia</i> (L.) DC. | | 2 | Zoo |
| <i>Byrsonima</i> sp. 1 | 1 | 1 | Zoo |
| <i>Byrsonima</i> sp. 2 | 5 | | Zoo |
| <i>Heteropterys byrsonimifolia</i> A. Juss. | 1 | | ane |
| Melastomataceae | | | |
| <i>Leandra aurea</i> (Cham.) Cogn. | 4 | | Zoo |
| <i>Miconia ligustroides</i> (DC.) Naudin | 26 | 45 | Zoo |
| <i>Miconia sellowiana</i> Naudin | 1 | 2 | Zoo |
| <i>Miconia</i> sp. | | 5 | Zoo |
| <i>Tibouchina granulosa</i> (Desr.) Cogn. | 4 | | Ane |
| <i>Trembleya</i> sp. | 7 | | Ane |
| Meliaceae | | | |
| <i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart. | 2 | 1 | Zoo |
| Myrtaceae | | | |
| <i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg | 14 | 2 | Zoo |
| <i>Eucalyptus</i> sp. | | 1 | Ane |
| <i>Eugenia puniceifolia</i> (Kunth) DC. | 24 | 6 | Zoo |

(continua)

| Família/Espécie | CMI | CMII | SD |
|--|-----|------|-----|
| <i>Myrceugenia</i> sp. | 2 | 8 | Zoo |
| <i>Myrcia</i> sp. | 5 | | Zoo |
| Indeterminada 3 | 1 | | |
| Indeterminada 4 | 1 | | |
| Peraceae | | | |
| <i>Pera glabrata</i> (Schott) Poepp. ex Baill. | 1 | | Zoo |
| Primulaceae | | | |
| <i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult. | 9 | | Zoo |
| Rubiaceae | | | |
| <i>Cordia</i> sp. | 53 | 2 | Zoo |
| <i>Palicourea rigida</i> Kunth | | 9 | Zoo |
| Rutaceae | | | |
| <i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam. | 42 | 1 | Zoo |
| <i>Zanthoxylum</i> sp. | 1 | | Zoo |
| Salicaceae | | | |
| <i>Casearia sylvestris</i> Sw. | 3 | | Zoo |
| Solanaceae | | | |
| <i>Solanum lycocarpum</i> A.St.-Hil. | 6 | | Zoo |
| Verbenaceae | | | |
| <i>Lantana</i> sp. | 6 | | Zoo |
| Vochysiaceae | | | |
| <i>Vochysia thyrsoidea</i> Pohl | 9 | | Ane |

Tabela 2- Modos de dispersão encontrados nos dois campos de murundus (CMI e CMII) amostrados.

| CMI | Anemocoria | Autocoria | Zoocoria | Total Geral |
|-----------------------------------|------------|-----------|----------|-------------|
| Contagem de Síndrome de dispersão | 16 | 3 | 29 | 48 |
| Frequência (%) | 33.33% | 6.25% | 60.42% | |
| CMII | | | | |
| Contagem de Síndrome de dispersão | 5 | | 20 | 25 |
| Frequência (%) | 20% | | 80% | |

tropizado, quando comparado ao não antropizado (CMII). Esse resultado indica que a pressão antrópica sobre esse campo já foi efetiva em eliminar espécies no local. Adicionalmente, a falta de cerrado circundante aos campos faz com que não exista área fonte de propágulos próxima, o que condiciona a diminuição do incremento de espécies/indivíduos em ambos os campos. Uma vez que, campos circundados por paisagem natural apresentam relação positiva entre área dos murundus e número de espécies (Oliveira-Filho, 1992b). Essa relação se deve ao padrão esperado de maior riqueza/abundância com o aumento da área dos murundus, uma vez que habitats maiores são mais heterogêneos e apresentam maior quantidade de recursos (Voelz & MacArthur, 2000; Willig et al., 2003).

Não corroboramos a hipótese III, pois registramos maior número de modos de dispersão no campo antropizado (CMI). O modo de dispersão adicional encontrado no CMI foi autocoria, caracterizada por plantas que dispersam seus propágulos de forma autônoma, sem interação com animais.

Entretanto, apesar de apresentar número menor de síndromes, o CMII apresentou maior proporção de espécies e, principalmente, indivíduos zoocóricos (Tabela 2). Isso demonstra que essa comunidade vegetal apresenta maior interação e dependência da fauna para sua manutenção. Ademais, no CMI, dentre as espécies mais importantes observam-se espécies anemocóricas da família Asteraceae, comuns em áreas abertas e alteradas.

De modo geral, acreditamos que na ausência de atividades impactantes o CMI apresentaria padrões similares aos encontrados no CMII (relação positiva entre espécie-área e maior proporção de zoocoria), pois os campos estão expostos às mesmas condições de precipitação, intensidade luminosa e ainda possuem estrutura da paisagem bastante similar. O resultado encontrado no CMII, campo não submetido a atividades impactantes, evidencia que, além de ser uma importante área de manutenção da fauna local, representa elemento determinante no processo de colonização e, conseqüentemente, nos padrões de riqueza e

abundância de plantas lenhosas e arbustivas nos murundus (Oliveira-Filho, 1992b), mesmo na ausência de uma área-fonte próxima.

A redução no número de espécies com o isolamento da ilha é uma relação comumente corroborada por observações empíricas (MacArthur & Wilson, 1963,1967; Mayr, 1965) e modelos teóricos (Rosindell & Phillimore, 2011). Em nosso estudo, a relação positiva entre espécie e área de murundus no CMII, mesmo na ausência de vegetação nativa circundante, evidencia que os murundus desse campo não devem estar total-

mente isolados das populações-fonte, possivelmente devido à dispersão dessas plantas por animais. Dentre as 15 espécies mais importantes do CMII, apenas três não são zoocóricas. De modo geral, estudos que contradizem as previsões da TBI têm, frequentemente, ignorado os modos de dispersão e as condições em que os propágulos são capazes de estabelecer novas populações (ver Warren et al., 2015). O gênero *Byrsonima*, comum nos campos de murundus amostrados (Tabelas 3 e 4) e em outros campos brasileiros (Furley & Ratter, 1988; Oliveira-Filho,

Tabela 3 - Principais espécies no campo de murundus I (CMI). Espécies ordenadas de acordo com o valor de importância. N=número total de indivíduos; DA=Densidade absoluta (N/A ha); DoA= Dominância absoluta ($\sum Gx/A$ ha); IV=valor de importância; FA=frequência absoluta (100/Mx/21).

| Espécie | N | DA | DoA | IV | FA |
|------------------------------------|-----|-------|------|-------|-------|
| <i>Erythroxylum suberosum</i> | 133 | 781.9 | 6.12 | 53.15 | 85.71 |
| <i>Kielmeyera coriacea</i> | 86 | 505.6 | 3.12 | 33.7 | 95.24 |
| <i>Byrsonima sericea</i> | 69 | 405.6 | 2.35 | 25.92 | 71.43 |
| <i>Erythroxylum tortuosum</i> | 78 | 458.6 | 1.64 | 24.14 | 76.19 |
| <i>Cordia</i> sp. | 53 | 311.6 | 0.35 | 15.96 | 90.48 |
| <i>Byrsonima intermedia</i> | 51 | 229,8 | 0,59 | 15,29 | 71.43 |
| <i>Zanthoxylum rhoifolium</i> | 42 | 246.9 | 0.93 | 14.16 | 52.38 |
| <i>Eugenia puniceifolia</i> | 24 | 141.1 | 0.88 | 10.38 | 38.1 |
| <i>Blepharocalyx salicifolius</i> | 14 | 82.3 | 0.91 | 9.21 | 38.1 |
| <i>Miconia ligustroides</i> | 26 | 152.9 | 0.07 | 8.02 | 52.38 |
| <i>Senna macranthera</i> | 15 | 88.2 | 0.68 | 7.88 | 33.33 |
| <i>Vochysia thyrsoidea</i> | 9 | 52.9 | 0.88 | 7.27 | 23.81 |
| <i>Chromolaena cylindrocephala</i> | 16 | 94.1 | 0.08 | 5.59 | 38.1 |
| <i>Myrsine coriacea</i> | 9 | 52.9 | 0.18 | 4.77 | 33.33 |
| <i>Baccharis linearifolia</i> | 14 | 82.3 | 0.04 | 4.76 | 33.33 |

Tabela 4 - Principais espécies no campo de murundus II (CMII). Espécies ordenadas de acordo com o valor de importância. N=número total de indivíduos; DA=Densidade absoluta (N/A ha); DoA= Dominância absoluta ($\sum Gx/A$ ha); IV=valor de importância; FA=frequência absoluta (100/Mx/21).

| Espécie | N | DA | DoA | IV | FA |
|-----------------------------------|-----|-------|------|--------|-------|
| <i>Erythroxylum</i> sp. | 163 | 539 | 3,44 | 114,38 | 85.71 |
| <i>Kielmeyera coriacea</i> | 37 | 122,4 | 0,94 | 41,58 | 90.48 |
| <i>Erythroxylum suberosum</i> | 44 | 145,5 | 0,88 | 31,08 | 28.57 |
| <i>Miconia ligustroides</i> | 45 | 148,8 | 0,11 | 28,62 | 80.95 |
| <i>Erythroxylum tortuosum</i> | 14 | 46,3 | 0,17 | 13,41 | 38.1 |
| <i>Palicourea rigida</i> | 9 | 29,8 | 0,02 | 8,77 | 33.33 |
| <i>Byrsonima sericea</i> | 12 | 39,7 | 0,09 | 8,2 | 19.05 |
| <i>Dalbergia miscolobium</i> | 5 | 16,5 | 0,23 | 7,72 | 14.29 |
| <i>Byrsonima intermedia</i> | 10 | 33,1 | 0,02 | 6,45 | 19.05 |
| <i>Myrceugenia</i> sp. | 8 | 26,5 | 0,01 | 5,81 | 19.05 |
| <i>Eugenia puniceifolia</i> | 6 | 19,8 | 0,1 | 5,77 | 14.29 |
| <i>Kielmeyera petiolaris</i> | 3 | 9,9 | 0,03 | 3,9 | 14.29 |
| <i>Byrsonima verbascifolia</i> | 2 | 6,6 | 0,07 | 3,41 | 9.52 |
| <i>Miconia</i> sp. | 5 | 16,5 | 0,01 | 3,22 | 9.52 |
| <i>Blepharocalyx salicifolius</i> | 2 | 6,6 | 0,01 | 2,38 | 9.52 |

1992b; Mendonça et al., 2008; Marimon et al., 2012), possui frutos zoocóricos (Weiser & Godoy, 2001; Marimon et al., 2012). Além das espécies desse gênero, todas as espécies zoocóricas que estão entre as mais importantes nos dois campos apresentam frutos tipicamente dispersos por aves (*sensu* van der Pijl, 1982).

A fauna dispersora composta por vertebrados, principalmente as aves, apresentam maior capacidade de transpor a matriz antrópica e de realizar dispersão a longas distâncias. Como previsto pela TBI, a dispersão a longas distâncias tende a minimizar os efeitos da distância da área fonte (MacArthur & Wilson 1963, 1967). Assim, a presença da fauna dispersora nos campos de murundus pode minimizar o efeito da ausência de vegetação nativa circundante na relação espécie-área.

Outros fatores tendem a minimizar o efeito do aumento da distância da área fonte na riqueza de espécies (ver Warren et al., 2015), tais como a presença de "murundus trampolins" e o tempo. O modo como os montes estão distribuídos na paisagem (equidistantes um dos outros) possibilita que murundus menores atuem como "trampolins" (*stepping-stone*) entre os murundus maiores e a vegetação nativa de Cerrado, que se encontra distante na paisagem. Essa dinâmica já foi evidenciada entre fragmentos (Laurance, 2010). Isso garante a manutenção do equilíbrio dinâmico e da inter-relação entre taxas de colonização e extinção (MacArthur & Wilson, 1963). O tempo também pode ser considerado um fator determinante do padrão encontrado, uma vez que promove a manutenção da relação espécie-área, mesmo na ausência de Cerrado circundante. Dessa forma, similarmente às ilhas maiores, que estão disponíveis como área colonizável há mais tempo, apresentam maior número de espécies (Warren et al., 2015), estão os murundus maiores, que existem há mais tempo na paisagem. Outra característica interessante dos murundus aqui amostrados é o fato de serem maiores em área e volume, quando comparados a outros locais (Diniz de Araújo-Neto et al., 1986; Oliveira-Filho, 1992b; Resende et al., 2004).

Embora tenha permanecido a relação positiva entre espécie e área de murundus no CMII, vale enfatizar que a fragmentação tem efeito distinto nas diferentes espécies. Algumas podem diminuir a abundância dos indivíduos ou até mesmo desaparecer nos fragmentos; outras podem manter-se constantes ou aumentar drasticamente seu tamanho populacional (Laurance, 2010). Uma questão que merece futuras investigações é se há mudanças na composição, estrutura e funcionalidade da comunidade vegetal sobre os murundus ao longo do tempo. Pinto et al. (2014) demonstram que a vegetação lenhosa do campo de murundu não apresentou alteração florística significativa após eventos de queimada. No entanto, estruturalmente a vegetação apresentou uma redução na densidade devido ao saldo líquido

do negativo entre mortalidade e recrutamento; fenômeno semelhante pode ter ocorrido no CMI, devido às perturbações constantes. No CMI, a situação pode ser ainda mais preocupante, pois observamos tendência à alteração florística. Entre os táxons exclusivos do CMI estão *Solanum lycocarpum* e *Lantana* sp. (Tabela 1), descritos como comuns em áreas de Cerrado antropizado (Mendonça et al., 2008), além de *Mangifera indica* L., espécie exótica cuja presença está associada à atividade humana.

Concluímos que murundus funcionam como bons modelos para testes da Teoria de Biogeografia de Ilhas e que a área é um fator determinante dos padrões de riqueza e abundância de plantas lenhosas nos murundus, mesmo na ausência de uma área-fonte próxima. A observação contrária à proposta na hipótese I, ou seja, a relação negativa entre a riqueza e área dos murundus no campo antropizado, demonstrou o efeito deletério das atividades impactantes para o campo, o que pode ser intensificado pela ausência de Cerrado circundante. Dessa forma, foi comprovado o efeito das atividades antrópicas na redução da riqueza e abundância das espécies e da interação da comunidade vegetal com a fauna nesses campos. Podemos inferir que o CMII é mais importante para o funcionamento dinâmico do ecossistema já que possui maior quantidade de recursos para fauna local, fauna essa que também possui inúmeras funções ecológicas. Ademais, enfatizamos a necessidade de implantação de ações imediatas que promovam a conservação dos campos de murundus, ecossistema tão peculiar do Cerrado.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Paolucci L., Petsch D.K., Fabricante J.R., e aos avaliadores anônimos pelos valiosos comentários ao manuscrito.

REFERÊNCIAS

- Alvares, C. A., J. L. Stape, P. C. Sentelhas, G. de Moraes, J. Leonardo & G. Sparovek.** (2013). Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, 22: 711-728.
- APG III.** 2009 An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants. *Botanical Journal of the Linnean Society* 161:105-121.
- Boecklen, W. J. & N. J. Gotelli.** 1984. Island Biogeographic Theory and Conservation Practice: Species-Area or Species-Area Relationships? *Biological Conservation* 29: 63-80.
- Brown, J. H.** 1971. Mammals on mountain tops: nonequilibrium insular biogeography. *American Naturalist* 105: 467-478.

- COOPADAP.** 2013. Cooperativa Agropecuária do Alto Paranaíba. Disponível em: <http://www.coopadap.com.br/institucional/nossa-historia>. Acesso em: 06/08/2013.
- Corrêa, G. F.** 1989. Les microreliefs 'Murundus' et leur environnement pédologique dans l'ouetat du Minas Gerais, region du Plateau Central Brésilien. PhD thesis Université de Nancy I.
- Diamond, J. M & R. M. May.** 1981. Island biogeography and the design of natural reserves, p. 163-18 In: RM May (ed.). Theoretical ecology: principles and applications. Oxford, Blackwell Press.
- Diniz de Araújo Neto, M., P. A. Furley, M. Haridasan & C. E. Johnson.** 1986. The murundus of the Cerrado region of Central Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 2: 17-35.
- Fahrig, L. & G. Merriam.** 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation biology* 8: 50-59.
- Freitas, A. V. L, I. R. Leal, M. Uehara-Prado & L. Iannuzzi.** 2006. Insetos como indicadores de conservação da paisagem, 357-384. In C. F. D Rocha, H. G. Bergallo, M. Van Sluys & M. A. S. Alves (ed.). *Biologia da conservação: essências*. São Carlos, SP. Rima.
- Furley, P. A. & J. A. Ratter.** 1988. Soil resources and plant communities of the central Brazilian cerrado and their development. *Journal of Biogeography* 15: 97-108.
- Furley, P. A.** 1986. Classification and distribution of murundus in the cerrado of Central Brazil. *Journal of Biogeography* 13: 265-268.
- Harris, L. D.** 1984. The fragmented forest: island biogeography theory and the preservation of biotic diversity, 211p. Chicago, University of Chicago Press.
- Klink, C. A. & R. B. Machado.** 2005. A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade* 1: 147-155.
- Kremen, C.** 1992. Assessing indicator species assemblages for natural areas monitoring: guidelines from a study of rain forest butterflies in Madagascar. *Ecological Applications* 2: 203-217.
- Laurance, W. F.** 2010. Understanding habitat fragmentation in the real world, p.214-236. In J. B. Losos & R. E. Ricklefs (ed.). *The Theory of Island Biogeography Revisited*. New Jersey, Princeton University Press.
- Lista de espécies da flora do Brasil.** 2013. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 15/12/2013.
- MacArthur, R. H & E. O Wilson.** 1963. An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution* 17: 373-387.
- MacArthur, R. H & E. O. Wilson.** 1967. The theory of island biogeography. Princeton, Princeton University Press.
- Magnago, L. F. S., D. P. Edwards, F. A. Edwards, A. Magrach, S. v. Martins & W. F. Laurance.** 2014. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian Atlantic forests. *Journal of ecology* 102: 475-485.
- Marimon, B. S., B. H. Marimon-Junior, H. A. Mews, H. S. Jancoski, D. D. Franczak, H. S Lima, E. Lenza, N. A. Rossete & M. C. Moresco.** 2012. Florística dos campos de murundus do Pantanal do Araguaia, Mato Grosso, Brasil. *Acta Botanica Brasilica* 26: 181-196.
- Martins I. C. M., V. P. Soares, E. Silva & R. C. Brites.** 2002. Diagnóstico ambiental no contexto da paisagem de fragmentos florestais naturais "ipucas" no município de lagoa da confusão, Tocantins. *Revista Árvore* 26: 299-309.
- Mayr, E.** 1965. Avifauna: turnover on islands. *Science* 150: 1587-1588.
- Mendonça, R. C., J. M. Felfili, B. M. T. Walter, M. C. Silva Júnior, A. V. Rezende, T. S. Filgueiras, P. E. Nogueira & C.W. Fagg.** 2008. Flora vascular do Bioma Cerrado: checklist com 12.356 espécies, p.421-1279. In S. M. Sano, P. E. Almeida & P. E. Ribeiro (eds.). *Cerrado: ecologia e flora*. Brasília, Embrapa Informação Tecnológica.
- Metzger, J. P.** 1999. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 71: 445-463.
- Metzger, J.P.** 1997. Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of South-East Brazil. *Landscape and Urban Planning* 37: 29-35.
- Moro, M.F. & F. R. Martins.** 2011. Métodos de Levantamento do componente arbóreo-arbustivo, p. 174-212. In: J. M. Felfili, et al. (eds.). *Fitossociologia no Brasil: Métodos e estudos de casos*. Viçosa, Editora UFV.

- Myers, N., R. A. Mittermeier, C. G. Mittermeier, G. A. B. Fonseca & J. Kent.** 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*: 403: 853-858.
- Oliveira-Filho, A. T & P. A. Furley.** 1990. Monchão, cocuruto, murundu. *Ciência Hoje* 11: 30-37.
- Oliveira-Filho, A. T.** 1992 a. Floodplain 'murundus' of Central Brazil: evidence for the termite-origin hypothesis. *Journal of Tropical Ecology* 8: 1-19.
- Oliveira-Filho, A. T.** 1992b. The vegetation of Brazilian 'murundus'- the island-effect on the plant community. *Journal of Tropical Ecology* 8: 465-486.
- Palmer, M. W. & P. White.** 1994. Scale dependence and the species-area relationship. *American Naturalist* 144: 717-740.
- Petchey, O. L. & K. J. Gaston.** 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecology Letters* 9:741-758.
- Pinto, J. R. R., H. A. Mews, H.S. Jancoski, B. S. Marimon & B. O. Bomfim.** 2014. Woody vegetation dynamics in a floodplain *campo de murundus* in central Brazil. *Acta Botanica Brasilica* 28: 519-526.
- Ratter, J. A., J. F. Ribeiro & S. Bridgewater.** 1997. The Brazilian cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Annals of Botany* 80: 223-230.
- Resende, I. L. M., G. M. Araújo, A. P. de Assis Oliveira & A. P. Oliveira.** 2004. A comunidade vegetal e as características abióticas de um campo de murundu em Uberlândia, MG. *Acta botânica brasilica* 18: 9-17.
- Statsoft.** 2005. **Statistica 7.0 Software.** Tucksa, USA.
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P., Ritchie, M. & Siemann, E.** 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* 277:1300-1302.
- Van der Pijl, L.** 1972. Principles of dispersal in higher plants, 215p. New York, Springer - Verlag.
- Voelz, N.J. & V. McArthur.** 2000. An exploration of factors influencing lotic insect species richness. *Biodiversity and Conservation* 9: 1543-1570.
- Warren, B. H., D. Simberloff, R. E. Ricklefs, R. Aguilée, F. L. Condamine, D. Gravel, H. Morlon, N. Mouquet, J. Rosindell, J. Casquet, E. Conti, J. Cornuault, J.M. Fernández-Palacios, T. Hengl, S. J. Norder, K. F. Rijdsdijk, I. Sanmartín, D. Strasberg, K. Triantis, L. M. Valente, R. J. Whittaker, R. G. Gillespie, B. C. Emerson & C. Thébaud.** 2015. Islands as model systems in ecology and evolution: prospects fifty years after MacArthur-Wilson. *Ecology Letters* 18: 200-217.
- Weiser, V. L. & S. A. P. Godoy.** 2001. Florística em um hectare de cerrado *sensu stricto* na ARIE - cerrado Pé-de-Gigante, Santa Rita do Passa Quatro, SP. *Acta Botanica Brasilica* 15: 201-212.
- Willig, M. R, D. M. Kaufman & R. D. Stevens.** 2003. Latitudinal gradients of biodiversity: pattern, process, scale and synthesis. Annual review of Ecology, Evolution, and Systematics 34: 273-309.

Recebido em 13.VII.2015

Aceito em 31.III.2016