



Universidade de Brasília
Instituto de Ciências Biológicas
Departamento de Ecologia

**Efeito da fragmentação sobre a comunidade de tatus e tamanduás
(Mammalia: Xenarthra) no Cerrado brasileiro: uma abordagem da
ecologia de paisagens**

Bárbara de Queiroz Carvalho Zimbres

Orientador: Prof. Dr. Jader Marinho-Filho

Dissertação apresentada ao Programa
de Pós-Graduação em Ecologia da
Universidade de Brasília como parte
dos requisitos necessários para a
obtenção do título de Mestre em
Ecologia.

Brasília – DF

2010

**Efeito da fragmentação sobre a comunidade de tatus e tamanduás (Mammalia:
Xenarthra) no Cerrado brasileiro: uma abordagem da ecologia de paisagens**

Bárbara de Queiroz Carvalho Zimbres

Aprovado por:

Prof. Dr. Jader Soares Marinho-Filho (Orientador - UnB)

Prof. Dr. Flávio Henrique Guimarães Rodrigues (UFMG)

Profa. Dra. Teresa Cristina Anacleto (UNEMAT)

Prof. Dr. Emerson Monteiro Vieira (Membro suplente - UnB)

“Our species needs, and deserves, a citizenry with minds wide awake and a basic understanding of how the world works.”

Carl Sagan

“We are here to add what we can to life, not to get what we can from life.”

William Osler

Agradecimentos

Termino esse processo de fazer um mestrado com uma sensação muito grande de alívio e trabalho cumprido. Reconheço que cresci muito, amadureci e adquiri uma experiência tamanha, que vale até mais que o produto final em si! Seja por conviver profissionalmente com pessoas que realmente fazem a diferença, seja por lidar com problemas, atrasos e lutando por manter uma serenidade emocional, a gente aprende muito nesse processo! E nada disso seria possível sem a presença de muitas pessoas importantes na minha vida.

Primeiramente, agradeço a Leandro Silveira, Anah Jácomo, Natália Tôrres, Mariana Furtado e Rahel Sollmann, o pessoal responsável pelo Instituto Onça-Pintada, por me permitirem trabalhar em colaboração com a ONG e fornecer acesso aos dados incríveis de suas amostragens! Rahel, muito obrigada por estar sempre presente e disposta a tirar minhas dúvidas e oferecer correções valiosas ao texto final da dissertação! Ao pessoal responsável pelas amostragens, Analice Calaça, Rahel Sollmann, Leandro Silveira, Natália Tôrres, Marcela Lima e Nuno Negrões Soares.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa que permitiu a realização do curso e do trabalho que resultou nesta dissertação.

Agradeço ao meu orientador Jader Marinho-Filho, por abrir tantas oportunidades para mim, por compartilhar sua experiência e conhecimento, pela presença, paciência e por confiar em mim sempre, sempre disposto a me acalmar nos momentos mais difíceis! Agradeço também ao professor Ricardo “Pacheco” Machado, por ter sido informalmente um orientador nesse trabalho, sempre me ajudando nas análises, nas interpretações e resolução de problemas!

Agradeço à Renata Françoso, por repetidas vezes rodar as métricas de paisagem para mim!!!! Agradeço ao pessoal “cabeça” da estatística, que me ajudou e socorreu durante minhas batalhas com as análises. Muito obrigada ao professor Guarino Colli, por me sugerir as análises do segundo capítulo! Obrigada Fred Takahashi por me ouvir e ajudar muuuuuuito com as análises do primeiro!!! Agradeço ao Felipe “Salsicha” Rego por me ensinar a usar o CANOCO e à Raquel Ribeiro por sempre tirar minhas dúvidas e me ajudar muuuuito na execução e interpretação das análises do segundo capítulo! Agradeço também pelas ajudas recebidas da Ana Elisa “Zuca” Bacellar Schittini, Pedro Podestá, Roger Maia e Keila Juarez!

Também quero agradecer aos meus colegas de laboratório, Alexandre “Xexa” Portella, Clarisse Rocha, Leonardo Gomes, Isabella Oliveira, Samuel “Seriemo” Astete, Raquel Ribeiro e Raymundo Sá (de novo!). Vocês são muito queridos e sou muito feliz de ter vocês como colegas de trabalho e amigos DE VERDADE! A todos los chicos da Masto, somando Rahel, Zuca, Juliana Ribeiro, Juliana Bragança e Pablo Amaral pelos ótimos momentos! Pablo, valeu demais pela companhia ao PN Emas e na revisão das milhares de fotos que eram meus dados (e por me ajudar a sobreviver na selva...rs)!

Aos meu colegas de pós-graduação, sempre unidos desde as disciplinas obrigatórias da Ecologia: Cecília Vieira, Camila Lopes, Marina Scalon (o trio ternura!), Emília Braga, Samuel Astete, Alexandre Portella, Raymundo Sá, Angelita Coelho, Fred “sushman” Taka, Daniel Velho, Ísis Arantes e Rafael “Jacaré” Dias!!!

Aos meus amigos tão queridos na minha vida, alguns de longa data, outros mais recentes, mas todos muito presentes agora: Ísis, Jacaré, Marco, Sessé, Goma, Rafinha, Sílvio, Marina (a loira e a morena!), Ju, Ayeska, Elisa e Márcio! Eu me sinto honrada de ser amiga de vocês! Marcinho, obrigada pela sua presença, seu companheirismo (e às vezes paciência), na alegria e na tristeza!

A minha família, meu pai, minha mãe e minha irmã pelo convívio, pela ajuda, pelo apoio! E à minha mãe pela ajuda nas traduções!

A todos vocês, seja pela ajuda, seja pela presença, **MUITO OBRIGADA!**

Sumário

Resumo geral	1
General abstract	2
Introdução geral	3
Referências bibliográficas	13
Capítulo 1.....	20
Resumo	21
Abstract.....	22
Introdução.....	23
Metodologia.....	27
<i>Amostragem</i>	27
<i>Análises espaciais</i>	28
<i>Análises estatísticas</i>	30
Resultados.....	33
<i>Caracterização das comunidades</i>	33
<i>Análise de fragmentação</i>	34
Discussão.....	37
Agradecimentos	44
Referências bibliográficas	45
Tabelas.....	52
Figuras.....	55
Capítulo 2.....	68
Resumo	69
Abstract.....	70
Introdução.....	71
Metodologia.....	75
<i>Amostragem</i>	75
<i>Análises espaciais</i>	75
<i>Análises estatísticas</i>	75
Resultados.....	77
Discussão	79
Agradecimentos	83
Referências bibliográficas	84
Tabelas.....	90
Figuras.....	93
Anexo I.....	97
Anexo II (registros fotográficos)	116

Resumo geral

O Cerrado brasileiro vêm sendo desmatado e alterado a uma taxa sem precedentes. Até 2002, pelo menos 55% da área do Cerrado já tinha sido desmatada por atividades humanas. O impacto desse processo envolve a perda de área de vegetação nativa e o isolamento crescente dos remanescentes. O objetivo do primeiro capítulo desse trabalho foi descrever os padrões observados na riqueza e equidade da comunidade de Xenarthra, um grupo ecologicamente importante e muito pouco conhecido, frente à fragmentação no Cerrado. Além disso, objetivou-se avaliar se as espécies alteram seus padrões de atividade em áreas mais degradadas, como forma de lidar com a maior escassez de recursos e de áreas adequadas para forrageio. O estudo foi conduzido por armadilhagem fotográfica em dez regiões no Cerrado. Foram registradas nove espécies: tatu-canastra (*Priodontes maximus*), tatu-peba (*Euphractus sexcinctus*), tatu-galinha (*Dasyopus novemcinctus*), tatu-do-rabo-mole (*Cabassous unicinctus*), tatu-bola (*Tolypeutes tricinctus*), tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*) e tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*). As análises de riqueza realizadas levaram em consideração todas as espécies. A riqueza e a equidade (pelo índice Probabilidade de Encontros Interespecíficos de Hulbert) das áreas foram comparadas e revelaram estruturas de comunidades diferentes nas áreas amostradas. De modo geral, observa-se um sucesso amostral maior em regiões que supostamente funcionam como refúgios ou corredores ecológicos. A divisão das unidades amostrais, criadas em duas escalas de 5x5km e de 10x10km, foi realizada por métricas de paisagem que descrevem características diferentes do processo de fragmentação: 1) Área de remanescente (CA); 2) Número de fragmentos (NumP); 3) Tamanho médio de fragmento (MPS); 4) Densidade de borda (ED); 5) Índice de forma médio ponderado pela área (AWMSI); 6) Número de áreas núcleo (NCA) e 7) Distância média do vizinho mais próximo (MNN). Assim, foram obtidos dois grupos, classificados como mais e menos fragmentados. A riqueza entre ambos os grupos não diferiu. A comparação da equidade entre esses grupos sugeriu que *M. tridactyla* e *P. maximus*, as maiores espécies do grupo, são menos abundantes em áreas mais fragmentadas. As demais espécies são mais abundantes em áreas mais fragmentadas, possivelmente sugerindo algum grau de liberação ecológica pela exclusão de seus competidores ou predadores. Para a análise de modelos de efeitos mistos, foram desconsiderados o *Cabassous unicinctus* (n=1) e o *Tolypeutes tricinctus* (n=1) devido ao seu escasso registro. Esta análise, feita com o intuito de identificar mudanças na abundância de registros diurnos e noturnos das espécies, somente revelou diferença no padrão de atividade de *M. tridactyla* entre áreas mais e menos fragmentadas. Portanto, apenas para esta espécie há corroboração para a plasticidade comportamental testada. No segundo capítulo, objetivou-se descrever e identificar os elementos da paisagem e os aspectos da fragmentação que mais influenciam a abundância das espécies (excetuando *C. unicinctus* e *T. tricinctus*). Uma análise de correspondência canônica parcial (CCAp) demonstrou que apenas CA e AWMSI foram selecionadas como significativas na explicação da abundância das espécies, para a escala de 5x5 km. Na escala de 10x10 km, apenas a métrica AWMSI foi selecionada pelo modelo. De modo geral, *M. tridactyla*, *P. maximus* e *E. sexcinctus*, as espécies com maiores requerimentos de áreas de vida, foram as mais dependentes de fragmentos circulares e regulares (valores baixos de AWMSI) e sensíveis à perda de hábitat (valores altos de CA). *T. tetradactyla* esteve mais associada à valores medianos a altos de AWMSI, o que pode estar associado a algum grau de liberação ecológica, pela exclusão de competidores e predadores mais sensíveis à fragmentação. Já *D. novemcinctus* pareceu estar muito pouco associada a qualquer um dos fatores.

General abstract

The Brazilian Cerrado is being deforested and altered at an unprecedented rate. Up to 2002, at least 55% of the Cerrado area had undergone deforestation by human activity. The impact of this process involves the loss of native vegetation area and the growing isolation of the remaining patches. The first chapter of this study aims at describing patterns of richness and evenness observed in the Xenarthran community, an ecologically important, although little known group, in the face of the fragmentation taking place in the Cerrado. Moreover, we aimed at determining whether the species alter their activity patterns in more degraded areas as a way of dealing with a growing scarcity of resources and of adequate foraging areas. The study was conducted by camera trapping in ten Cerrado areas. Nine species were registered: giant armadillo (*Priodontes maximus*); yellow armadillo (*Euphractus sexcinctus*); long-nosed armadillo (*Dasybus novemcinctus*); naked-tail armadillo (*Cabassous unicinctus*); three-banded armadillo (*Tolypeutes tricinctus*); collared anteater (*Tamandua tetradactyla*) and giant anteater (*Myrmecophaga tridactyla*). The richness and equity of the areas (according to Hulbert's Probability of Inter-specific Encounters index) were compared, revealing different community structures in the various areas sampled. The analyses of richness that were conducted took all the species into account. As a rule, a greater sampling success was found in regions that supposedly function as refuges or ecological corridors. The division of sampling units, established in two scales (5x5 km and 10x10 km), was conducted by means of landscape metrics that describe different characteristics of the fragmentation process: 1) Class area (CA); 2) Number of patches (NumP); 3) Mean patch size (MPS); 4) Edge density (ED); 5) Area-weighted mean shape index (AWMSI); 6) Number of core areas (NCA); 7) Mean nearest-neighbour distance (MNN). Two groups were thus obtained, classified as more and less fragmented. No difference was observed between the richness of the two groups. The equity comparison between the two groups suggested that *M. tridactyla* and *P. maximus*, the largest species within the group, are less abundant in more fragmented areas. The other species are more abundant in more fragmented areas, possibly suggesting some degree of ecological liberation by the exclusion of competitors or predators. In the analysis of mixed effect models *Cabassous unicinctus* (n=1) and the *Tolypeutes tricinctus* (n=1) were not considered. This analysis, carried out with the aim of identifying changes in the abundance of diurnal and nocturnal habits, revealed a difference in the activity pattern of *M. tridactyla* between more and less fragmented areas. Therefore, only for this species there is corroboration for the behavioral plasticity tested. In the second chapter, a partial canonical correspondence analysis (pCCA) showed that only CA and AWMSI were significant in explaining the abundance of the species, for the 5x5 km unit scale. In the 10x10 km unit scale, only AWMSI was selected by the model. Generally, *M. tridactyla*, *P. maximus* and *E. sexcinctus*, the species with greater home range area requirements, were the most dependent on circular, regular fragments (low values of AWMSI) and sensible to loss of habitat (high values of CA). *T. tetradactyla* was more associated with medium to high values of AWMSI, which can possibly suggest some degree of ecological liberation by the exclusion of competitors or predators more sensitive to fragmentation. *D. novemcinctus* seemed to be very little associated with any one of the factors.

Introdução geral

A superordem Xenarthra inclui os tatus (ordem Cingulata), os tamanduás e as preguiças (ordem Pilosa) (Vizcaíno & Loughry, 2008). É um grupo representativo da fauna das Américas e apresenta morfologias e especializações ecológicas bastantes distintas, incluindo desde espécies semi-fossoriais, como os tatus representantes do gênero *Cabassous*, até espécies arborícolas, como as preguiças (famílias *Bradypodidae* e *Megalonychidae*) (Eisenberg & Redford, 1999). Originalmente a ordem era conhecida por Edentata, como proposto por Simpson (1945 *apud* Glass, 1985), e incluía os Xenarthra atuais, os Xenarthra fósseis, os aardvarks e os pangolins. Atualmente a ordem é chamada de Xenarthra (do grego: xeno = estranho e arthron = articulação), e não inclui mais o aardvark e o pangolim, que são classificados em ordens próprias (Glass, 1985). As espécies atuais estão divididas em quatro famílias: *Myrmecophagidae* (tamanduás), *Bradypodidae* (preguiças-de-três-dedos), *Megalonychidae* (preguiças-de-dois-dedos) e *Dasypodidae* (tatus) (Wetzel, 1985a,b; Eisenberg & Redford, 1999).

Como há espécies que ocorrem em baixa densidade ou têm hábitos noturnos e fossoriais, ainda restam muitas lacunas de conhecimento sobre a ecologia de algumas delas, apesar de sua importância em ecossistemas tropicais (Redford, 1994). Os Xenarthra em geral representam grande parte da biomassa da fauna de mamíferos em florestas tropicais, basicamente por serem oportunistas e consumirem recursos relativamente estáveis (Eisenberg & Thorington Jr., 1973). Da mesma forma, os Xenarthra terrestres são um grupo dominante em áreas abertas de savana, como as que ocorrem no Cerrado brasileiro, já que o grupo provavelmente evoluiu em habitats semelhantes (Shaw *et al.*, 1985; Redford, 1994). O papel ecológico dos Xenarthra é variado, devido à ocupação de diferentes nichos pelas diferentes

espécies. Seus diversos hábitos alimentares, variando de especialistas-insetívoros à carnívoros-onívoros, tornam os Xenarthra importantes na ciclagem de nutrientes nos ecossistemas onde ocorrem (Eisenberg & Thorington Jr., 1973; Redford, 1985). Por outro lado, são importantes presas para espécies de topo, como canídeos e felinos, fato ilustrado pela liberação ecológica sugerida em algumas espécies na ausência de predadores, como a onça-pintada (Encarnação, 1986; Miranda, 2004).

Apesar de haver convergência morfológica adaptativa com Pholidota e Tubulidentata do Velho Mundo, pertence exclusivamente ao Novo Mundo, sendo um grupo característico da América, tendo divergido na América do Sul provavelmente entre o final do Cretáceo e o início do Paleoceno, cerca de 85 milhões de anos atrás (Sarich, 1985; Engelmann, 1985; Delsuc *et al.*, 2001). Os Xenarthra provavelmente migraram em direção à América do Norte pelo Istmo do Panamá durante o grande intercâmbio de espécies, entre o final do Plioceno e o início do Pleistoceno (Engelmann, 1985). Atualmente apenas uma espécie, o tatu *Dasypus novemcinctus*, ainda ocorre na América do Norte (Wetzel, 1985a,b; Redford, 1994). Ainda restam muitas dúvidas sobre como teria ocorrido a radiação das diversas espécies, principalmente pela falta de intermediários entre os tipos morfológicos hoje existentes, mas acredita-se que a grande diversidade morfológica e ecológica encontrada nos Xenarthra atuais seja indicativa de uma grande diversidade de linhagens evolutivas, que se perderam com o tempo (Engelmann, 1985). Não se duvida da monofilia do grupo, já que as características ancestrais do grupo são únicas e amplamente distribuídas entre as espécies atuais assim como nas fósseis. Entre estas, pode-se destacar a presença de articulações extras nas vértebras dorso-lombares, a redução ou ausência da dentição, a fusão do ísquio à vértebra caudal e a presença

de placas de origem dérmica, esta última característica tendo sido perdida em algumas preguiças e nos tamanduás (Engelmann, 1985).

O Cerrado brasileiro apresenta 10 espécies de Xenarthra terrestres (*Myrmecophagidae* e *Dasypodidae*), além de um representante da família *Bradypodidae* (Wetzel, 1985a,b; Eisenberg & Redford, 1999). A maioria tem hábitos noturnos e ocorre em habitats abertos, apesar de todas usarem em maior ou menor grau de habitats de mata de galeria (Meritt Jr., 1985; Montgomery, 1985; Encarnação, 1986; Redford & Fonseca, 1986; Redford, 1994). A dieta é o fator ecológico mais bem estudado nos Xenarthra. Entre essas espécies, ocorrem especializações morfológicas e ecológicas diferentes, provavelmente permitindo a coexistência de tantas espécies com distribuições sobrepostas como ocorre no Cerrado (Montgomery, 1985; Redford, 1985; Encarnação, 1986; Anacleto, 2007). Por exemplo, entre os tatus (*Dasypodidae*), pode-se distinguir três classes de hábitos alimentares: carnívoros-onívoros (*Euphractus sexcinctus*), generalistas-insetívoros (*Dasypus novemcinctus* e *D. septemcinctus*) e os especialistas-insetívoros (*Cabassous unicinctus*, *C. tatouay*, *Priodontes maximus*, *Tolypeutes tricinctus* e *T. matacus*) (Redford, 1985). Já as duas espécies de tamanduás (*Myrmecophaga tridactyla* e *Tamandua tetradactyla*) são especialistas e se alimentam exclusivamente de insetos, principalmente das ordens *Hymenoptera* (formigas) e *Isoptera* (cupins) (Montgomery, 1985; Shaw *et al.*, 1985; Medri *et al.*, 2003). De modo geral, os Xenarthra têm hábitos alimentares oportunistas e variam na escolha do tipo de recurso, ou das espécies de presa, dependendo de sua disponibilidade sazonal, mesmo entre aquelas especialistas (Breece & Dusi, 1985; Wirtz *et al.*, 1985; Anacleto & Marinho-Filho, 2001; Bezerra *et al.*, 2001; Medri *et al.*, 2003; Dalponte & Tavares-Filho, 2004; Anacleto, 2007). Além da dieta, o uso diferenciado de fisionomias do Cerrado, a diferença de tamanho corporal

entre as espécies, padrões de atividade e áreas de vida distintos são outros fatores que podem facilitar a coexistência das espécies de Xenarthra (Montgomery, 1985; Encarnação, 1986).

A avaliação do *status* de conservação dos Xenarthra depende do estudo dos impactos sofridos por esse grupo e da sensibilidade das diferentes espécies a eles. Entre os Xenarthra que ocorrem no Brasil, quatro espécies são oficialmente consideradas ameaçadas, todas pertencendo à categoria Ameaçado-Vulnerável (Chiarello *et al.*, 2008). Estas são: o tatu-canastra (*Priodontes maximus*), o tatu-bola (*Tolypeutes tricinctus*), o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) e a preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus*). Segundo a lista da IUCN, o tamanduá-bandeira não é considerado ameaçado (classificada na categoria Quase Ameaçada) enquanto as outras três espécies estão ameaçadas, sendo que *B. torquatus* está na categoria Em Perigo (Fonseca & Aguiar, 2004; www.redlist.org).

Como algumas das espécies são altamente especializadas, espera-se que alguns fatores tenham mais impacto sobre elas (Swihart, 2003). Apesar de uma dieta baseada em formigas e cupins ser relativamente estável, ela é também energeticamente pobre. Desse modo, os organismos especialistas nesse tipo de recurso apresentam baixas taxas metabólicas e uma temperatura corporal relativamente baixa (por volta de 34°C). Isso torna essas espécies ‘estrategistas k’, com baixa fecundidade e taxa de crescimento, baixo poder de dispersão e distribuição limitada aos trópicos (McNab, 1985; Encarnação 1986). Esses fatores podem tornar algumas espécies de Xenarthra sensíveis a impactos ambientais severos, como os que vêm ocorrendo no Cerrado brasileiro (Ratter *et al.*, 1997; Costa *et al.*, 2005; Chiarello *et al.*, 2008).

Entre os impactos que sabidamente atingem o grupo, está a caça de subsistência, principalmente presente em regiões mais pobres (Leeuwenberg, 1997; Cullen Jr *et al.*, 2000;

Anacleto, 2001; Peres, 2001). O fogo também é um fator que supostamente afeta algumas espécies, principalmente o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), além de impactar indiretamente outras espécies pelo efeito na disponibilidade de recursos (Drumond & Rylands, 1994; Silveira *et al.*, 1999). Além disso, um dos maiores problemas enfrentados hoje na manutenção da biodiversidade no Cerrado brasileiro é a perda de habitat nativo, devido ao desmatamento (Ratter *et al.*, 1997; Klink & Machado, 2005). Até 2002, estima-se que cerca de 55% da área do Cerrado já tinha sido desmatada por atividades humanas (Machado *et al.*, 2004). As principais causas responsáveis pela redução de habitat natural são a agricultura e a pecuária (Ratter *et al.*, 1997; Costa *et al.*, 2005; Klink & Machado, 2005).

A perda de vegetação nativa pode ser traduzida em alguns processos diferentes mas que, basicamente, envolvem a diminuição da área total remanescente e a fragmentação desta em isolados menores (Pires *et al.*, 2006). Segundo Fahrig (2003), a essas alterações ainda podem ser somados os efeitos do aumento da distância entre os fragmentos e a diminuição do tamanho destes. Embora estes aspectos estejam muitas vezes relacionados, a divisão dos processos tem uma função didática e facilita a compreensão do efeito desses fatores sobre as espécies estudadas (Pires *et al.*, 2006). Os impactos dessas alterações sobre a biodiversidade podem se dar por vários mecanismos: a redução do número de áreas disponíveis para a perpetuação de uma população mínima viável, a redução da disponibilidade de recursos, a limitação do fluxo de indivíduos entre fragmentos (com suas conseqüências demográficas e genéticas), o aumento de predação ou competição nas bordas destes, entre outros (Saunders *et al.*, 1991; Bowers & Matter, 1997; Pires *et al.*, 2006).

A disciplina que atualmente se dedica a entender a fragmentação em diferentes escalas e seu impacto sobre a biodiversidade é a Ecologia de Paisagens (Metzger, 2001).

Diferentemente da clássica Teoria de Biogeografia de Ilhas, de MacArthur e Wilson (1967), é uma abordagem dinâmica do processo de fragmentação, que as espécies percebem de forma diferente e frente ao qual se comportam de maneiras distintas. A teoria de biogeografia de ilhas contribuiu muito para a compreensão de como os fragmentos seriam percebidos pelas espécies afetadas, e como a ocupação dos isolados, vistos como “ilhas”, poderia ocorrer. A partir deste pensamento, o método da curva espécies-área foi desenvolvido: este buscava compreender como se daria a diminuição no número de espécies juntamente com a diminuição da área do isolado (Simberloff & Abele, 1976, 1982; Jha *et al.*, 2005; Pires *et al.*, 2006). As “ilhas” são vistas como partes homogêneas imersas em uma matriz inóspita a qualquer uma das espécies habitantes, sujeitas apenas a migrações esporádicas. Já no pensamento da ecologia da paisagem, os fragmentos diferem em qualidade e estão imersos em uma matriz mais ou menos permeável, mais ou menos inóspita, dependendo da espécie que a percebe. A matriz e o isolado trocam indivíduos e interagem de outras formas (Wiens, 1996; Metzger, 2001; Pires *et al.*, 2006). A influência da matriz sobre o fragmento vai além do limite deste, o que pode ser positivo ou negativo dependendo também da espécie que percebe esse ‘efeito de borda’ (Saunders *et al.*, 1991; Murcia, 1995; Laurance, 2000). Além disso, a contextualização e a conformação física dos isolados alteram muito a dinâmica dessa interação e são, portanto, importantes para compreender como os processos ecológicos serão afetados (Andrén, 1994; Wiens, 1996; Fahrig, 2001; Metzger, 2006). A escala de estudo da ecologia da paisagem pode variar desde estudos com foco em apenas um fragmento até estudos com focos mais amplos, que incluem um conjunto de fragmentos e os tipos de matriz em que estão inseridos (Noss, 1983; Bowers & Matter, 1997, Metzger, 2001).

A ecologia da paisagem trabalha com mais elementos e mais variáveis que a teoria da biogeografia de ilhas. Portanto, não apenas o tamanho, mas também a distância entre os fragmentos, a forma, a orientação destes e o tipo de matriz são importantes para compreender os efeitos da fragmentação (Fahrig & Merriam, 1994; Fahrig, 2003; Metzger, 2006). Muito se tem feito para se identificar padrões claros do impacto na biologia das espécies de acordo com esses elementos, com pouco sucesso (Andrén, 1994; Murcia, 1995; Bowers & Matter, 1997; Fahrig, 2003). Os estudos buscam corroboração empírica para os padrões e variam na identificação de padrões positivos, negativos ou na ausência de padrões, sugerindo que as espécies percebem esses fatores de forma diferente (Andrén, 1994; Bowers & Matter, 1997; Pimm, 1998; Fahrig, 2003; Lyra-Jorge *et al.*, 2008). Andrén (1994) sugere padrões sobre a fauna de aves e mamíferos, dependendo do grau de perda de habitat que se atingiu: somente depois de atingir o limiar de 10-30% de área remanescente, os demais efeitos da fragmentação começam a atuar de fato. Mesmo assim, o autor admite que esse limiar e a forma com que os demais efeitos atuam variam de acordo com o grupo estudado. Pardini *et al.* (2006), estudando o efeito da fragmentação sobre pequenos mamíferos na Mata Atlântica, sugere que o efeito de borda é o fator mais importante sobre o grupo. Fahrig (2003) sugere que a perda de habitat é muito mais grave que o isolamento de fragmentos, que pode até ser positivo para algumas espécies.

Devido à ausência de padrões claros e generalizáveis, alguns autores vêm sugerindo que a melhor forma de se estudar os impactos da fragmentação sobre a diversidade biológica é considerando o elemento mais básico: o indivíduo (Urban *et al.*, 1987; Wiens *et al.*, 1993; Murcia, 1995; Wolff, 1999). Desse modo, processos de resposta à fragmentação são exclusivos e dependem do conhecimento da auto-ecologia das espécies estudadas. A partir

disso, muitos estudos vêm sendo feitos para identificar grupos de características das espécies estudadas que promovem uma sensibilidade maior ou menor à fragmentação. De modo geral, os padrões sugeridos envolvem: 1) tamanho corporal, 2) taxa reprodutiva (e de crescimento, longevidade, etc.), 3) territorialidade, 4) socialidade, 5) amplitude de nicho (especialistas X generalistas, 6) poder de dispersão, e 7) raridade (Fahrig, 2001; Wolff, 1999; Swihart *et al.*, 2003; Henle *et al.*, 2004; Lyra-Jorge *et al.*, 2008). Mesmo assim, dificilmente emergem padrões claros, já que o contexto e a interação dos fatores podem determinar resultados distintos, mesmo para grupos com características semelhantes (Henle *et al.*, 2004). Alguns autores ainda sugerem que há grupos que podem, inclusive, alterar seus comportamentos frente à fragmentação, como forma de aproveitar ou lidar com seus efeitos (Estrada *et al.*, 1999; Onderdonk & Chapman, 2000; Jepsen & Topping, 2004). De forma mais ou menos generalizável, entretanto, pode-se inferir que grupos pouco abundantes (raros), especialistas, com grandes requerimentos de área de vida, pequeno poder reprodutivo e pequeno poder de dispersão devem ser os mais afetados pela destruição e fragmentação do hábitat (Wolff, 1999; Fahrig, 2001; Henle *et al.*, 2004).

O fato de a abordagem em nível de paisagem ser relativamente nova implica na escassez de trabalhos que analisem as respostas da fauna à estrutura espacial dos fragmentos (e.g. Bowers & Matter, 1997; Kinnaird *et al.*, 2003; Lyra-Jorge *et al.*, 2008). Essas análises são mais complexas que a abordagem clássica do efeito do tamanho do fragmento, ou simplesmente perda de área nativa sobre as espécies (e.g. Andrén, 1994; Chiarello, 1999; Pires *et al.*, 2002; Pardini *et al.*, 2006). Portanto, o objetivo desse trabalho foi exatamente identificar os impactos da fragmentação sobre parâmetros da comunidade de Xenarthra no Cerrado e na abundância dessas espécies, além de buscar identificar mudanças em padrões de história

natural frente à fragmentação. Como fragmentação, considera-se não só a redução da área de hábitat adequado, como também o isolamento dos fragmentos remanescentes.

A metodologia utilizada para a obtenção dos dados biológicos das espécies foi baseada no uso de armadilhas fotográficas. Esse é um método que consiste em câmeras fotográficas ativadas por um sensor infravermelho, que disparam quando um animal se posiciona à sua frente. É uma metodologia comumente utilizada para estudos populacionais e de monitoramento de animais crípticos que podem ser identificados individualmente por fotos, como onças, tigres, jaguatiricas, etc (Karanth, 1995; Karanth & Nichols, 1998; Trolle & Kéry, 2005; Weckel *et al.*, 2006). Também é utilizada com sucesso para inventários rápidos de fauna e estudos de uso de hábitat e padrões de atividade (Santos-Filho & Silva, 2002; Trolle *et al.*, 2007; Martins *et al.*, 2007). É uma técnica prática, não-intrusiva, que permite um grande esforço amostral com relativamente pouco trabalho de campo e uma identificação precisa das espécies. Kinnaird *et al.* (2003) trabalhou com mamíferos inventariados na ilha de Sumatra, na Indonésia, tentando identificar os impactos da borda de uma área protegida sobre a abundância das espécies. Lyra-Jorge *et al.* (2008) analisou o uso da matriz, comparando a diferença na riqueza, diversidade e abundância de mamíferos em cada categoria fisionômica no Cerrado de São Paulo. Os registros fotográficos permitem inferir a localização, o horário e a frequência de registros de uma espécie. A abundância relativa é comumente inferida em estudos com armadilhas fotográficas, mesmo que não se possa identificar os indivíduos. O ‘índice de abundância’ relativo é obtido pela frequência de registros de uma espécie em um local, já que há uma equivalência empírica entre a abundância ou densidade de uma população e a frequência com que são registrados pelas armadilhas (Jácomo *et al.*, 2004; O’Brien *et al.*,

2003; Weckel *et al.*, 2006). Desse modo, as informações das espécies e da comunidade puderam ser avaliadas com relação ao *status* de preservação dos locais analisados.

O presente trabalho encontra-se dividido em dois capítulos. No primeiro, realizou-se a caracterização da comunidade de *Xenarthra* no Cerrado e uma análise do impacto da fragmentação sobre parâmetros da comunidade como um todo e sobre um aspecto da autoecologia das espécies, o padrão de atividade. No segundo capítulo, buscou-se compreender quais elementos da paisagem (características do processo de fragmentação) favorecem a ocorrência de cada uma das espécies estudadas.

Mais especificamente, pode-se identificar três perguntas que guiaram esse trabalho:

- 1) A estrutura da comunidade (riqueza de espécies e equidade da comunidade) difere entre áreas mais e menos fragmentadas, de acordo com as métricas estabelecidas como importantes?
- 2) As espécies alteram padrões de sua história natural (no caso, o padrão de atividade) para lidar com os efeitos da fragmentação?
- 3) As espécies apresentam padrões de abundância diferentes frente à fragmentação? E se sim, quais elementos da paisagem mais influenciam esse fator?

Referências bibliográficas

- Anacleto, T. C. S. & Marinho-Filho, J. 2001. Hábito alimentar do tatu canastra (*Xenarthra*, Dasypodidae) em uma área de Cerrado do Brasil Central. *Rev. Bras. Zool.*, 18(3): 681-688.
- Anacleto, T. C. S. 2007. Food Habits of Four Armadillo Species in the Cerrado Area, Mato Grosso, Brazil. *Zoological Studies*, 46(4): 529-37.
- Andrén, H. 1994. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos*, 71: 355-366.
- Bezerra, A. M. R., Rodrigues, F. H. G. & Carmignotto, A. P. 2001. Predation of rodents by the yellow armadillo (*Euphractus sexcinctus*) in Cerrado of Central Brazil. *Mammalia*, 65(1): 86-88.
- Bowers, M. A. & Matter, S. F. 1997. Landscape ecology of mammals: relationships between density and patch size. *Journal of Mammalogy*, 78 (4): 999-1013.
- Breece, G. A. & Dusi, J. L. 1985. Food habits and home ranges of the common long-nosed armadillo *Dasypus novemcinctus*, in Alabama. In: G. G. Montgomery (ed). The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas. Smithsonian Institution Press, Washington DC. pp.419-428.
- Chiarello, A. G. 1999. Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities on south-eastern Brazil. *Biological Conservation*, 89: 71-82.
- Chiarello, A.G, Aguiar, L. M. S., Cerqueira, R., Melo, F. R., Rodrigues, F. H. G. & Silva, V. M. F. 2008. Mamíferos Ameaçados de Extinção no Brasil. In: Machado, A. B. M., Drummond, G. M & Paglia, A. P. (eds) Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Brasília, DF : MMA; Belo Horizonte, MG : Fundação Biodiversitas. pp. 681-874.
- Costa, L. P., Leite, Y. L. R., Mendes, S. L. & Ditchfield, A. D. 2005. Mammal Conservation in Brasil. *Conservation Biology*, 19: 672-679.
- Cullen Jr., L., Bodmer, R.E. & Padua, C.V. 2000. Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biological Conservation*, 95: 49-56.
- Dalponte, J. C & Tavares-Filho, J. A. 2004. Diet of the Yellow Armadillo, *Euphractus sexcinctus*, in South-Central Brazil. *Edentata*, 6: 37-41.

- Delsuc, F., Catzeflis, F. M., Stanhope, M. J. & Douzery, E. J. P. 2001. The evolution of armadillos, anteaters and sloths depicted by nuclear and mitochondrial phylogenies: implications for the status of the enigmatic fossil *Eurotamandua*. *Proc. R. Soc. Lond. B.*, 268: 1605-1615.
- Drumond, M. A & Rylands, A. B. 1994. Giant anteaters, *Myrmecophaga tridactyla*: feeding behavior and fires. *Edentata*, 1: 15-16.
- Eisenberg, J. F. & Thorington Jr., R. W. 1973. A preliminary analysis of a neotropical mammal fauna. *Biotropica*, 5(3): 150-161.
- Eisenberg, J. F. & Redford, K. H. 1999. Mammals of the Neotropics. v.3. The University of Chicago Press, Chicago. pp. 90-112.
- Encarnação, C. 1986. Contribuição à biologia dos tatus (Dasypodidae, Xenarthra) da Serra da Canastra, Minas Gerais. Dissertation, Universidade Federal do Rio de Janeiro.
- Engelmann, G. F. 1985. The phylogeny of the Xenarthra. *In*: G. G. Montgomery (ed). The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas. Smithsonian Institution Press, Washington DC. pp. 51-64.
- Estrada, A., Juan-Solano, S., Martínez, T. O. & Coates-Estrada, R. 1999. Feeding and general activity-patterns of a howler monkey (*Alouatta palliata*) troop living in a forest fragment at Los Tuxtlas, Mexico. *Am. J. Primat.*, 48: 167-183.
- Fahrig, L & Merriam, G. 1994. Conservation of fragmented populations. *Conservation Biology*, 8(1): 50-59.
- Fahrig, L. 2001. How much habitat is enough? *Biological Conservation*, 100:65-74.
- Fahrig, L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, 34: 487-515.
- Fonseca, G. A. B. & Aguiar, J. 2004. The 2004 edentate species assessment workshop. *Edentata*, 6: 1-26.
- Glass, B. P. 1985. History of classification and nomenclature in Xenarthra (Edentata). *In*: G. G. Montgomery, editor. The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas. Smithsonian Institution Press, Washington DC. pp. 1-4.
- Henle, K., Davis, K. F., Kleyer, M., Margules, C. & Settele, J. 2004. Predictors of species sensitives to fragmentation. *Biodiversity and Conservation*, 13: 207-51.

- IUCN (International Union for Conservation of Nature). 2003. 2003 IUCN red list of threatened species. IUCN – World Conservation Union, Gland, Suíça. Disponível em <http://www.redlist.org> (acessado em janeiro de 2010).
- Jácomo, A. T. A., Silveira, L. & Diniz-Filho, J. A. F. 2004. Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil. *J. Zool., Lond.*, 262: 99–106.
- Jepsen, J. U. & Topping, C. J. 2004. Modelling roe deer (*Capreolus capreolus*) in a gradient of forest fragmentation: behavioural plasticity and choice of cover. *Can. J. Zool.*, 82(9): 1528–1541.
- Jha, C. S., Goparaju, L., Tripathi, A., Garay, B., Raghubanshi, A.S. & Singh, J.S. 2005. Forest fragmentation and its impact on species diversity: an analysis using remote sensing and GIS. *Biodiversity and Conservation*, 14: 1681-1698 p.
- Karanth, K. U. 1995. Estimating tiger *Panthera tigris* populations from camera-trap data using capture-recapture models. *Biological Conservation*, 71: 333-338.
- Karanth, K. U. & Nichols, J. D. 1998. Estimation of tiger densities in India using photographic captures and recaptures. *Ecology*, 79 (8): 2852-2862.
- Kinnaird, M. F., Sanderson, E. W., O'Brien, T. G., Wibisono, H. T. & Woolmer, G. 2003. Deforestation trends in a tropical landscape and implications for endangered large mammals. *Conservation Biology*, 17: 245–257.
- Klink, C. A. & Machado, R. B.. 2005. A Conservação do Cerrado Brasileiro. *Megadiversidade*, 1: 147-155.
- Laurance, W. F. 2000. Do edge effects occur over large spatial scales? *Tree*, 15(4): 134-35.
- Leeuwenberg, F. 1997. Edentata as a food resource: subsistence hunting by Xavante indians, Brazil. *Edentata*, 3:4-7.
- Lyra-Jorge, M. C., Ciocheti, G., Pivello, V. & Meirelles, S. T. 2008. Comparing methods for sampling large- and medium-sized mammals: camera traps and track plots. *Eur. J. Wildl. Res.*, 54: 739–744.
- MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton. 203 p.

- Machado, R. B., Ramos Neto, M. B., Pereira P., Caldas E., Gonçalves D., Santos N., Tabor K. & Steininger M. 2004. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Conservação International do Brasil, Brasília. p. 23
- Margules, C. R. & Pressey, R. L. 2000. Systematic conservation planning. *Nature*, 405: 243-253.
- Marinho-Filho, J. S., Rodrigues, F. H. G & Juarez, K. M.. 2002. The Cerrado Mammals: Diversity, ecology and Natural History. *In*: Oliveira, P. S. & Marquis, R. J., editors. The Cerrados of Brazil – Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna. Columbia University Press, New York. pp. 266-284
- Martins, S. S., Sanderson, J. G. & Silve-Júnior, J. S. 2007. Monitoring mammals in the Caxiuanã National Forest, Brazil – First results from the Tropical Ecology, Assessment and Monitoring (TEAM) program. *Biodiversity Conservation*, 16: 857–870.
- McNab, 1985. Energetics, population biology, and distribution of Xenarthrans, living and extinct. *In*: G. G. Montgomery (ed). The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas. Smithsonian Institution Press, Washington DC. pp. 219-32.
- Medri, I. M, Mourão, G. M. & Harada, A. Y. 2003. Dieta de Tamanduá-Bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) no Pantanal da Nhecolândia, Brasil. *Edentata*, 5: 29-34.
- Meritt Jr., D. A. 1985. Naked-tail armadillos *Cabassous* sp. *In*: G. G. Montgomery (ed) The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas. Smithsonian Institution Press, Washington DC. pp. 389-91.
- Metzger, J. P. 2001. O que é ecologia da paisagem? *Biota Neotropica*, 1 (1 e 2): 1-9.
- Metzger, J. P. 2006. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. *In*: Cullen JR., L., Rudran, R. & Valladares-Pádua, C. (eds). Métodos de Estudos em Biologia da Conservação & Manejo da Vida Silvestre. Editora UFPR. Curitiba. pp. 423-54.
- Miranda, G. H. B. 2004. Ecologia e conservação do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*, Linnaeus, 1758) no Parque Nacional das Emas. Thesis, Universidade de Brasília, Brasília.
- Montgomery, G. G. 1985. Movements, foraging and food habits of the four extant species of neotropical vermilinguas (Mammalia: Myrmecophagidae). *In*: G. G. Montgomery, (ed)

- The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas. Smithsonian Institution Press, Washington DC. pp. 365-77.
- Murcia, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Tree*, 10(2): 58-62.
- Noss, R. F. 1983. A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience*, 33(11): 700-706.
- O'Brien, T. G., Kinnaird, M. F. & Wibisono, H. T. 2003. Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *Animal Conservation*, 6: 131-139.
- Onderdonk, D. A. & Chapman, C. A. 2000. Coping with forest fragmentation: the primates of Kibale National Park, Uganda. *International Journal of Primatology*, 21: 587-611.
- Pardini, R., Ditt, E. H., Cullen Jr., L. & Rudran, R. 2006. Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte. 2006. In: Cullen Jr., L., Rudran, R., Valladares-Pádua, C. (eds) Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre. 2nd ed. Universidade Federal do Paraná, Curitiba. pp. 181-201.
- Pimm, S.L. 1998. The forest fragment classic. *Nature*, 393: 23-24.
- Peres, C. A. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology*, 15(6): 1490-1505.
- Pires, A. S., Lira, P. K., Fernandez, F. A. S., Schittini, G. M. & Oliveira, L. C. 2002. Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil. *Biological Conservation*, 108(2): 229-237.
- Pires, A. S., Fernandez, F. A. S. & Barros, C. 2006. Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais. In: Rocha, C. F. C., Bergallo, H., Van Sluys, M. & Alves, M. A. S. (eds) Biologia da Conservação: essências. Rima Editora, São Carlos. pp.231-260
- Ratter, J. A., Riveiro, J. F. & Bridgewater S. 1997. The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Ann. Bot.*, 80: 223-230.
- Redford, K. H. 1985. Food habits of armadillos (Xenarthra: Dasypodidae). In: G. G. Montgomery (ed) The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas. Smithsonian Institution Press, Washington DC. pp. 429-37.

- Redford, K. H & Fonseca, G. A. B. 1986. The Role of Gallery Forests in the Zoogeography of the Cerrado's Non-volant Mammalian Fauna. *Biotropica*, 18(2): 126-35.
- Redford, K. H. 1994. The edentates of Cerrado. *Edentata*, 1: 4-10
- Santos-Filho, M. & Silva, M. N. F. 2002. Use of habitats for mammals in areas of Cerrado of Central Brazil: a study with photographic snares. *Rev. bras. Zoociências*, 4 (1): 57-73.
- Sarich, V. M. 1985. Xenarthran systematics: albumin immunological evidence. In: G. G. Montgomery (ed). The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas. Smithsonian Institution Press, Washington DC. pp. 77-82.
- Saunders, D. A., Hobbs, R. J. & Margules, C. R. 1991. Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review. *Conservation Biology*, 5(1): 18-32.
- Shaw, J. H., T. S. Carter, & J. C. Machado-Neto. 1985. Ecology of the giant anteater *Myrmecophaga tridactyla* in Serra da Canastra, Minas Gerais, Brasil: a pilot study. In: G. G. Montgomery (ed) The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas. Smithsonian Institution Press, Washington DC. pp. 379-384.
- Silveira, L., Rodrigues, F. H. G, Jácomo, A. T. A & Diniz Filho, J. A. F. 1999. Impact of wildfires on the megafauna of Emas National Park, central Brazil. *Oryx*, 33 (2): 108-114.
- Simberloff, D. S. & Abele, L. G. 1976. Island biogeography theory and conservation practice. *Science*, 191: 285-86.
- Simberloff, D. S. & Abele, L. G. 1982. Refuge design and island biogeography theory: effects of fragmentation. *American Naturalist*, 120: 41-50.
- Swihart, R. K., Gehring, T. M, Kolozsvary, M. B. & Nupp, T. E. 2003. Responses of 'resistant' vertebrates to habitat loss and fragmentation: the importance of niche breadth and range boundaries. *Diversity and Distributions*, 9: 1-18.
- Trolle, M. & Kéry, M. 2005. Camera-trap study of ocelot and other secretive mammals in the northern Pantanal. *Mammalia*, 69 (3-4): 405-412.
- Trolle, M, Bissaro, M. C. & Prado, H. M. 2007. Mammal survey at a ranch of the Brazilian Cerrado. *Biodiversity Conservation*, 16: 1205-1211.
- Urban, D. L., O'Neill, R. V. & Shugart Jr., H. H. 1987. Landscape ecology. *BioScience*, 37(2): 119-27.

- Vizcaino, S. F. & Loughry, W. J. (eds). 2008. The Biology of the Xenartha. University Press of Florida, Gainesville, FL. 370 p.
- Weckel, M., Giuliano, W. & Silver, S. 2006. Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. *Journal of Zoology*, 270: 25–30.
- Wetzel, R. M. 1985a. The identification and distribution of recent Xenarthra (=Edentata). *In*: G. G. Montgomery (ed) The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas. Smithsonian Institution Press, Washington DC. pp. 5-21.
- Wetzel, R. M. 1985b. Taxonomy and distribution of armadillos, *Dasypodidae*. *In*: G. G. Montgomery (ed) The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas. Smithsonian Institution Press, Washington DC. pp. 23-46.
- Wiens, J. A., Stenseth, N. C., Horne, B. V. & Ims, R. A. 1993. Ecological Mechanisms and Landscape Ecology. *Oikos*, 66(3): 369-80.
- Wiens, J. A. 1996. Wildlife in patchy environments: metapopulations, mosaics and management. *In*: McCullough, D. R. (ed) Metapopulations and wildlife conservation. Island Press, Washington DC. pp. 53-84.
- Wirtz, W. O., Austin, D. H. & Dekle, G. W. 1985. Food habits of the common long-nosed armadillo *Dasypus novemcinctus*, in Florida, 1960-61. *In*: G. G. Montgomery (ed) The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas. Smithsonian Institution Press, Washington DC. pp. 439-51.
- Wolff, J. O. 1999. Behavioral model systems. *In*: Barret, G. W. & Peles, J. D., editors. Landscape ecology of small mammals. Springer-Verlag, New York. pp. 11-40.

CAPÍTULO 1:
IMPACTO DA FRAGMENTAÇÃO NA ECOLOGIA DE
COMUNIDADES E HISTÓRIA NATURAL DE XENARTHRA
(MAMMALIA) NO CERRADO BRASILEIRO

IMPACT OF HÁBITAT FRAGMENTATION ON COMMUNITY
ECOLOGY AND NATURAL HISTORY OF XENARTHANS
(MAMMALIA) IN THE BRAZILIAN SAVANNA

A ser submetido (Biodiversity and Conservation, ISSN: 0960-3115)

Resumo

O objetivo desse trabalho foi descrever os padrões observados na comunidade de Xenarthra, um grupo ecologicamente importante e muito pouco conhecido, frente à fragmentação no Cerrado brasileiro. Objetivou-se também avaliar se as espécies alteram (prolongam) seus padrões de atividade em áreas mais degradadas, como forma de lidar com a maior escassez de recursos e de áreas adequadas para forrageio. O estudo foi conduzido por armadilhagem fotográfica em dez regiões no Cerrado. Foram registradas nove espécies: tatu-canastra (*Priodontes maximus*), tatu-peba (*Euphractus sexcinctus*), tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*), tatu-do-rabo-mole (*Cabassous unicinctus*), tatu-bola (*Tolypeutes tricinctus*), tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*) e tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*). A comparação da riqueza e equidade (pelo índice Probabilidade de Encontros Interspecíficos de Hulbert) das áreas revelaram estruturas de comunidades diferentes nas áreas amostradas. De modo geral, observa-se um sucesso amostral maior em regiões que supostamente funcionam como refúgios ou corredores ecológicos. A análise das unidades amostrais, criadas em duas escalas, foi realizada por métricas de paisagem. Assim, obteve-se dois grupos, classificados como mais e menos fragmentados. A riqueza entre ambos os grupos não diferiu. Entretanto, *M. tridactyla* e *P. maximus*, as maiores espécies do grupo, são menos abundantes em áreas mais fragmentadas. As demais espécies são mais abundantes em áreas mais fragmentadas, possivelmente sugerindo algum grau de liberação ecológica pela exclusão de seus competidores de maior porte ou predadores. Apenas para *M. tridactyla* foi identificada mudança no padrão de atividade entre áreas mais e menos fragmentadas. Portanto, somente para esta espécie há corroboração para a plasticidade comportamental testada.

Abstract

This paper aims at describing the patterns observed in the Xenarthran community, an ecologically important, although little known group, in the face of the fragmentation taking place in the Brazilian Cerrado. Moreover, we aimed at determining whether the species alter their activity patterns in the more degraded areas as a way of dealing with a growing scarcity of resources and of adequate foraging areas. The study was conducted by camera trapping in ten Cerrado areas. Nine species were registered: *Priodontes maximus*, *Euphractus sexcinctus*, *Dasyus novemcinctus*, *Cabassous unicinctus*, *Tolypeutes tricinctus*, *Tamandua tetradactyla* and *Myrmecophaga tridactyla*. The richness and equity (Hulbert's Probability of Inter-specific Encounters) of the areas were compared, revealing different community structures. Greater sampling success is found in regions that supposedly function as refuges or ecological corridors. The analysis of the sampling units, established in two scales, was conducted by means of landscape metrics. Two groups were thus obtained, classified as more and less fragmented. No difference was observed between the richness of the two groups. However *M. tridactyla* and *P. maximus*, the largest species within the group, are less abundant in more fragmented areas. The other species are more abundant in more fragmented areas, possibly suggesting some degree of ecological liberation by the exclusion of their large-bodied competitors or their predators. There were changes in the activity pattern between more and less fragmented areas only for *M. tridactyla*. Therefore, only for this species there is corroboration for the behavioral plasticity tested.

Introdução

A Província Fitogeográfica do Cerrado, localizada no Brasil central, é constituída em sua maior parte pelo bioma Cerrado, caracterizado por um mosaico de formações vegetacionais, com fisionomias abertas e fechadas (Eiten, 1972). É uma savana tropical, que abrange cerca de 2 milhões de km², constituindo o segundo maior bioma brasileiro, depois do Amazônico (Ab'Saber, 1983). É conhecido pelo seu alto grau de endemismo, além de grande taxa de destruição, e é por essas razões considerado um dos *hotspots* mundiais de biodiversidade (Myers *et al.*, 2000). Essa destruição vem ocorrendo no bioma de maneira mais intensa há cerca de 40 anos, especialmente em virtude da expansão da fronteira agrícola na região Centro-oeste do Brasil. Como consequência, observa-se o desmatamento de grandes áreas nativas para abrir espaço para extensas monoculturas e áreas de pastagem para o gado (Ratter *et al.*, 1997; Costa *et al.*, 2005; Klink & Machado, 2005). Até 2002, estima-se que cerca de 55% da área do Cerrado já tinha sido desmatada por atividades humanas (Machado *et al.*, 2004).

A destruição do hábitat causa muitos impactos, mas o desmatamento leva à fragmentação dos ecossistemas naturais, que envolve a perda de área de vegetação nativa e o isolamento crescente dos remanescentes. Ambos os processos estão interligados, mas podem ser divididos com a finalidade de facilitar uma melhor compreensão da contribuição específica de cada fator (Fahrig, 2003; Pires *et al.*, 2006). Entretanto, o presente trabalho se refere à fragmentação como o processo geral que envolve tanto a perda de área de hábitats nativos quanto à divisão e isolamento desta em fragmentos menores.

O estudo do impacto da fragmentação sobre a biodiversidade vem sendo realizado à luz da Ecologia de Paisagens. Essa abordagem é relativamente recente e trabalha com uma

complexidade de elementos e variáveis que caracterizam a paisagem (e.g. Andrén, 1994; Chiarello, 1999; Pires *et al.*, 2002; Pardini *et al.*, 2006). Não apenas o tamanho, mas também a distância entre os fragmentos, a forma, a orientação destes e o tipo de matriz em que estão inseridos são importantes para compreender o efeitos da fragmentação sobre a biota (Fahrig, 1994, 2003; Metzger, 2006a). De acordo com alguns autores, a escolha adequada de variáveis ambientais (métricas de paisagem) é essencial e deve ser realizada, levando em consideração alguns aspectos: as variáveis devem descrever aspectos simples para isolar ao máximo os fenômenos sob análise, devem descrever aspectos distintos da paisagem para não apresentar expressiva correlação entre si e devem fazer sentido biológico para o táxon estudado (Metzger, 2006a, Riitters *et al.*, 1995). A escala estudada também pode alterar os padrões observados, sendo recomendado o uso de uma escala que seja relevante para as espécies e para o fenômeno em questão (Wiens, 1996; Bowers & Matter, 1997). Como a exata escala percebida por diferentes espécies pode não ser conhecida, o teste de diversas escalas é um procedimento útil.

Os impactos podem ainda variar de acordo com o táxon devido às suas necessidades ecológicas ou exigências ambientais, que definem a sensibilidade do grupo aos efeitos da fragmentação (Swihart, 2003). De modo geral, supõe-se que grupos pouco abundantes (raros), especialistas, com grandes requerimentos de área de vida, pequena capacidade reprodutiva e pequeno poder de dispersão devem ser os mais afetados pela destruição e fragmentação do hábitat (Wolff, 1999; Fahrig, 2001; Henle *et al.*, 2004).

Nesse estudo, portanto, foi analisado o efeito da fragmentação sobre representantes terrestres de Xenarthra, um grupo de biologia e ecologia ainda pouco conhecidas, ameaçado e com um papel evolutivo e ecológico importante na região Neotropical (Eisenberg &

Thorington Jr., 1973; Redford, 1985). É um grupo dominante em biomassa em áreas abertas de savana, como as que ocorrem no Cerrado brasileiro, já que provavelmente evoluiu em habitats semelhantes (Shaw *et al.*, 1985; Redford, 1994). Essas espécies são importantes na ciclagem de nutrientes nos ecossistemas onde ocorrem (Eisenberg & Thorington Jr., 1973; Redford, 1985) e ainda são importantes presas para espécies de topo de cadeia trófica, como canídeos e felinos (Encarnação, 1986; Miranda, 2004, Juarez & Marinho-Filho, 2002).

O Cerrado brasileiro abriga 10 espécies de Xenarthra terrestres (famílias *Myrmecophagidae* e *Dasypodidae*) (Wetzel, 1985a,b; Eisenberg & Redford, 1999). Segundo a lista brasileira de mamíferos ameaçados (Chiarello *et al.*, 2008), o tatu-canastra (*Priodontes maximus*), o tatu-bola (*Tolypeutes tricinctus*), o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) e a preguiça-de-coleira (*Bradypus torquatus*) estão na categoria Ameaçada-Vulnerável, sendo que as três primeiras ocorrem no Cerrado. Segundo a lista da IUCN, o tamanduá-bandeira não é considerado ameaçado (classificada na categoria ‘Quase Ameaçada’) enquanto as outras três espécies estão ameaçadas, sendo que *B. torquatus* está na categoria ‘Em Perigo’ (Fonseca & Aguiar, 2004; www.redlist.org).

A maioria dos Xenarthra terrestres tem hábitos noturnos, exceto por uma espécie, o tatu-peba (*Euphractus sexcinctus*) que tem hábito predominantemente diurno (Meritt Jr., 1985; Montgomery, 1985; Encarnação, 1986; Eisenberg & Redford, 1999). São animais de área aberta, comuns no Cerrado, mas que dependem em maior ou menor grau das matas ripárias, que acompanham os cursos d’água (Encarnação, 1986; Redford & Fonseca, 1986; Redford, 1994). A dieta é o fator ecológico mais bem estudado sobre os Xenarthra (Montgomery, 1985; Redford, 1985; Encarnação, 1986; Anacleto, 2007). Algumas espécies são altamente especialistas (insetívoros: *M. tridactyla*, *Tamandua tetradactyla*, *P. maximus*,

Cabassous unicinctus, *C. tatouay*, *T. tricinctus*, *T. matacus*), baseando suas dietas em cupins e formigas, e espécies generalistas (insetívoros-generalistas: *Dasypus novemcinctus*, *D. septemcinctus*; carnívoros-onívoros: *Euphractus sexcinctus*), que exploram recursos variados, desde frutos e plantas, insetos e aranhas até pequenos vertebrados (Redford, 1985).

As espécies especialistas-insetívoras dependem de recursos energeticamente pobres, apesar de relativamente estáveis nas savanas (McNab, 1985). Além disso, espécies de grande porte, como *M. tridactyla* e *P. maximus*, ambos pesando entre 20 e 40kg, exigem grandes áreas para sobreviver (Encarnação, 1986; Anacleto & Marinho-Filho, 2001; Medri *et al.*, 2003; Miranda, 2004). Entretanto, não é negada a possibilidade de que as espécies lidem com a fragmentação de seus habitats com uma plasticidade comportamental, alterando padrões de suas dietas e atividade, entre outros comportamentos (Estrada *et al.*, 1999; Onderdonk & Chapman, 2000; Jepsen & Topping, 2004). Esse fator vem recebendo pouca atenção, apesar de influir crucialmente no entendimento dos impactos antrópicos sobre a biodiversidade (Jepsen & Topping, 2004). Assim, espera-se que diferentes espécies de *Xenarthra* respondam de formas diferentes aos efeitos da fragmentação, mostrando distintos graus de sensibilidade e possivelmente mecanismos para lidar com esses impactos.

Entretanto, a maneira com que esse táxon sofre e lida com o processo de fragmentação é muito pouco conhecido. Apenas para *P. maximus*, já foi feito um estudo descritivo de sua biologia em áreas preservadas e não preservadas, no interior do Parque Nacional das Emas e no entorno deste (Silveira *et al.*, 2009). Esse trabalho, portanto, teve o objetivo de descrever os padrões observados na comunidade de *Xenarthra* frente à fragmentação no Cerrado, além de avaliar se as espécies alteram padrões de sua história natural em áreas mais degradadas. A hipótese proposta é a de que as espécies irão alterar seus períodos de atividade, para

compensar a maior dificuldade em encontrar recursos ou áreas de forrageio adequadas em áreas mais degradadas. Além disso, o estudo foi conduzido em duas escalas, para comparar se os padrões observados variam de acordo com esse fator.

Metodologia

Amostragem

Foram analisadas 10 áreas amostradas por projetos realizados ou apoiados pelo Instituto Onça-Pintada, todas elas compreendidas no bioma Cerrado (Figura 1). Os projetos amostraram as seguintes regiões: ARA (nascentes do rio Araguaia, GO e MT), em 2008; ARU (região de Aruanã, GO), em 2008; ENC (Área de Proteção Ambiental do Encantado, GO), em 2008; PNE (Parque Nacional das Emas, GO), entre 2001 e 2008; ENT (entorno do Parque Nacional das Emas, GO e MT), entre 2001 e 2007; COR (corredor Emas-Taquari, GO, MT e MS), entre 2001 e 2003; PAR (Parque Nacional Nascentes do Parnaíba, PI), em 2007 e 2008; URU (Estação Ecológica de Uruçuí-Una, PI), em 2007 e 2008; CAN (região do Parque Estadual do Cantão, TO e PA), entre 2002 e 2007; e COC (região de Cocos, BA), em 2006 (Tabela 1). Essas regiões compreendem tanto áreas protegidas, no interior de Unidades de Conservação e Áreas de Proteção Permanente, quanto áreas não-protegidas. Informações sobre os projetos realizados pelo Instituto Onça-Pintada podem ser encontradas no *website* na organização e descrevem algumas áreas amostradas: www.jaguar.org.br/instituto.projetos.php.

A coleta de dados consistiu na realização de campanhas de foto-armadilhagem nas áreas citadas acima. Em cada local foi estabelecida uma grade de armadilhas, distantes umas das outras em cerca de 2 km, para cobrir as diferentes fisionomias presentes. Tal procedimento seguiu o protocolo de armadilhas fotográficas (*camera-trapping*) indicado para

a onça-pintada (*Panthera onca*) (Silver, 2004), espécie alvo dos estudos do Instituto Onça-Pintada. Os registros obtidos pelas armadilhas permitem a coleta das seguintes informações: a espécie capturada (registrada), o local do registro (fisionomia e coordenada da armadilha), a data, hora e a frequência de registro por espécie. Este último pode ser interpretado como um índice de abundância, segundo sugerido por O'Brien *et al.* (2003).

Para caracterizar a comunidade de Xenarthra, calculamos a riqueza e um índice de equidade (equidade PEI de Hulbert; ver item *Análises estatísticas*) nas áreas amostradas. Nessas análises, todas as sete espécies registradas foram consideradas: tatu-canastra (*Priodontes maximus*), tatu-peba (*Euphractus sexcinctus*), tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*), tatu-do-rabo-mole (*Cabassous unicinctus*), tatu-bola (*Tolypeutes tricinctus*), tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*) e tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*). Para as demais análises, apenas as espécies que obtiveram um número amostral suficiente foram selecionadas. Assim, *Cabassous unicinctus* (n=1) e *Tolypeutes tricinctus* (n=1) foram desconsiderados.

Análises espaciais

As análises de fragmentação e avaliação do estado da cobertura vegetal nativa foram realizadas com base em um mapa produzido pelo Centro de Sensoriamento Remoto do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis – CSR-IBAMA. O mapeamento é resultante do Projeto de Monitoramento do Desmatamento dos Biomas Brasileiros por Satélite – PMDBBS (<http://siscom.ibama.gov.br/monitorabiomas/>) e mostra a situação do Cerrado para o ano de 2008. Um mapeamento complementar foi realizado pelo Laboratório de Planejamento para a Conservação, do Departamento de Zoologia da

Universidade de Brasília, para a região do médio Araguaia, região da margem esquerda do rio Araguaia no estado do Pará. Essa região não foi coberta pelo mapeamento realizado pelo PMDBBS e os dados espaciais foram complementados por meio de uma classificação de imagens do satélite LandSat 5 TM (223/067), datadas de 11 de junho de 2008, obtidas gratuitamente na página do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (<http://www.dgi.inpe.br:80/CDSR/>). A imagem (bandas 3, 4 e 5) foi processada e analisada com o programa IDRISI versão Taiga (Eastman, 2009), onde foi realizada uma classificação supervisionada com a rotina de árvores de decisão. A imagem produzida (remanescentes nativos e áreas antropizadas) teve apenas uma validação por inspeção visual (comparando-se o resultado da classificação com uma composição colorida RGB), sendo que a mesma foi convertida para o formato shape para posteriores análises com métricas de paisagem.

O arquivo vetorial (mapa do projeto PMDBBS e mais o mapa complementar produzido) foi processado no programa ArcGIS versão 9.3.1 (ESRI, 2009), sendo feito um recorte espacial nas regiões com registros nas armadilhas. Cada região foi dividida em dois *grids* com quadrículas de 5x5 e 10x10 km com o uso da ferramenta Hawth's Analysis Tools for ArcGIS (Beyer, 2004), doravante denominadas de unidades de análise ou UA. Para a análise de fragmentação, os dados das armadilhas contidas em uma mesma UA foram combinados, e o novo valor de frequência de registros associado ao maior valor observado nas armadilhas contidas no polígono.

Em seguida, os fragmentos do mapa de remanescentes (CSR/IBAMA, 2009) dentro de cada UA foram avaliados por meio de sete métricas calculadas pela extensão Patch Analyst 3.0 do ArcGIS (Rempel, 2006; Figura 2). Elas são: 1) Área de remanescente (CA); 2) Número de fragmentos (NumP); 3) Tamanho médio de fragmento (MPS); 4) Densidade de borda (ED);

5) Índice de forma médio ponderado pela área (AWMSI); 6) Número de áreas núcleo (NCA) e 7) Distância média do vizinho mais próximo (MNN). As três primeiras métricas se relacionam com a quantidade (tamanho e número) de área nativa remanescente. A quarta, quinta e sexta se relacionam com a quantidade de borda e a forma dos fragmentos. A última métrica diz respeito à conectividade entre pares de fragmentos. As descrições detalhadas e as fórmulas para cálculo das métricas se encontram no Anexo I, Tabela 1. Uma análise de correlação de Pearson entre os pares de variáveis foi realizada no programa R (R Development Core Team, 2009) e não identificou uma alta correlação entre nenhum par ($r < 0,9$; Anexo I, Tabela 2). Para controlar a autocorrelação espacial entre as UAs, um filtro espacial foi adicionado nas análises, considerando a coordenada (latitude e longitude) do centróide da UA.

Análises estatísticas

Só foram considerados os registros que apresentavam o horário da captura e que tenham sido obtidos por armadilhas funcionais durante todo o dia, para não introduzir um viés na frequência de registros (índice de abundância) que favorecesse as espécies mais ativas em determinados horários.

Para cada área, foram construídas curvas de acumulação de espécies baseadas em amostras (dias de amostragem totais: armadilhas*dia) para avaliar o esforço amostral e a riqueza observada (*Mao Tau*; Gotelli & Colwell, 2001; Colwell *et al.*, 2004). A análise foi realizada no programa EstimateS 8.0 (Colwell, 2006), empregando 1000 permutações aleatórias sem reposição. A riqueza das áreas também foi estimada por meio de estimadores não-paramétricos (Colwell & Coddington, 1994). Os estimadores considerados foram os fornecidos no procedimento de análise de riqueza do próprio programa, sendo eles: ACE, ICE,

Chao 1, Chao 2, Jacknife 1, Jacknife 2, Bootstrap, Coleman e Michaelis-Mentem. A equidade das áreas (com registro de mais de uma espécie) foi calculada pelo módulo Diversidade de Espécies do programa EcoSim 7.0 (Gotelli & Entsminger, 2009). Foi utilizado o método da Probabilidade de Encontros Inter-específicos (PEI) de Hulbert, definido pela probabilidade de que dois indivíduos tirados ao acaso sejam de espécies diferentes (Olszewski, 2004). A comparação da riqueza observada (*Mao Tau*) e a equidade entre as áreas foi realizada no mesmo programa por meio de uma análise de rarefação nos diferentes níveis de esforço amostral, com 1.000 aleatorizações sem reposição (Gotelli & Colwell, 2001; Gotelli & Entsminger, 2009). O sucesso amostral foi calculado para cada área, como forma de avaliar a frequência de registros totais. O sucesso amostral foi definido como o número de registros totais multiplicado por 100 (porcentagem) e dividido pelo esforço total na área.

Para classificar os pontos amostrais (UAs) com relação ao grau de fragmentação, uma análise de componentes principais (PCA) por matriz de correlação foi realizada, sendo variáveis as sete métricas escolhidas, padronizadas para seus valores de z . A classificação dos grupos de armadilhas em ‘fragmentadas’ ou ‘não-fragmentadas’ foi realizada por inspeção visual, já que o primeiro componente (PC1) representou uma divisão clara na maior parte das variáveis (ver Resultados; McGarigal *et al.*, 2000). Após a classificação nesses dois grupos, a riqueza e a equidade dos dois grupos foram comparadas para cada resolução de UA por meio de uma análise de rarefação com 1000 aleatorizações sem reposição, no programa EcoSim 7.0 (Gotelli & Entsminger, 2009).

Para verificar se o padrão de atividade das espécies difere de acordo com o grau de fragmentação, foi realizada uma análise com modelos lineares de efeitos mistos ajustados pela máxima verossimilhança restrita, pelo pacote *nmle* (Pinheiro *et al.*, 2007) no programa R

2.10.1 (R Development Core Team, 2009). A análise foi realizada para cada espécie em cada uma das resoluções de UA e apenas as armadilhas com registros foram utilizadas. Nesses modelos, os fatores fixos, ou variáveis de interesse são testados descontando o efeito das covariáveis, ou fatores aleatórios (Bennington & Thayne, 1994; Pinheiro & Bates, 2000). Essa análise foi escolhida por se considerar que há uma dependência estatística entre os registros obtidos em uma mesma armadilha, uma vez que esta amostra os dois períodos do dia (pseudo-replicação temporal). Além disso, a proximidade das UAs poderia constituir uma dependência espacial dos dados (pseudo-replicação espacial). Nesse caso, portanto, a ‘frequência de registro’ foi relacionada ao grau de fragmentação (*status* da UA) do ponto amostral e ao período de atividade em que ocorreu, dividido entre dia (6:01-18:00h) e noite (18:01-06:00h). Um teste *a priori* foi realizado para cada espécie, definindo a melhor estrutura inicial para o modelo, pelo critério de informação de Akaike (AIC). A escolha envolvia a determinação da estrutura do fator aleatório (covariável), que apresentaria ou não os fatores ‘UA do *grid*’, ‘*status* de fragmentação’ e ‘horário de atividade’, e a avaliação da necessidade do filtro espacial pela coordenada das UAs. Em seguida, vários modelos são testados: inicialmente com estruturas mais complexas, incluindo todos os fatores e interações entre eles e, em seguida com estruturas mais simples, pela eliminação dos elementos não significativos. No teste de significância, é testada a hipótese nula de que o coeficiente para a variável no modelo estimado é igual a zero, por um teste *t*. Como validação desse modelo final, espera-se que os resíduos estejam distribuídos aleatoriamente ao longo do eixo X, que representa a variável resposta estimada. Desse modo, um gráfico de resíduos foi construído para verificar visualmente a homogeneidade das variâncias dos resíduos. Também foi feito um teste dos resíduos de Pearson para verificar a presença de *outliers*, baseado em um nível de

significância de 0,01. Os valores extremos encontrados foram retirados e o procedimento de modelagem repetido. Todos os procedimentos seguiram os passos sugeridos por Zuur *et al.* (2009). Foi considerado o nível de significância de 95% para todos os demais testes estatísticos.

Resultados

Caracterização das comunidades

Foi contabilizado um esforço total de 29.618 armadilhas*dia de amostragem e um total de 663 registros de *Xenarthra*. A riqueza total obtida foi de sete espécies (ver Metodologia), mas nem todas as espécies estiveram presentes em todas as áreas. O sucesso amostral também variou bastante entre elas (Tabela 1). A espécie com maior frequência de registros foi *M. tridactyla*. Duas espécies, *C. unicinctus* e *T. tricinctus*, foram registradas apenas uma vez (Tabela 2). A área em que houve mais registros foi o PNE, apesar de ter sido o segundo em maior esforço amostral (8112 armadilhas*dia). O COR foi a área com maior riqueza observada, apesar de um esforço amostral consideravelmente menor (1926 armadilhas*dia). As áreas com maior sucesso amostral são o PNE e o ARA, ambos com cerca de 6% de sucesso. O ENC e o ARA são as áreas com menor esforço amostral (374 armadilhas*dia e 624 armadilhas*dia, respectivamente), e mesmo assim obtiveram um sucesso amostral consideravelmente maior que a média de 2,26% (5,93% e 4,28%, respectivamente).

As curvas de acumulação de espécies (Figura 1, Anexo I) sugerem que uma assíntota só foi claramente atingida nas áreas CAN e PNE, exatamente onde foi realizado o maior esforço amostral. Na área ARA, também observa-se que a assíntota praticamente foi atingida, apesar do pequeno esforço amostral para essa área. A análise de rarefação de riqueza

identificou seis grupos em que a riqueza não difere (Figura 3). As assíntotas atingidas em CAN e PNE também podem ser observadas no gráfico pela maior concordância dos valores de riqueza estimados pelos diversos métodos não-paramétricos. O mesmo pode se observar para ARA. O COR é a área que apresenta maior riqueza (riqueza observada = 6), que é significativamente diferente da riqueza de todas as outras áreas. Para essa área, a assíntota não foi atingida, sugerindo uma riqueza possivelmente ainda maior, chegando a quase 10 espécies estimadas pelos métodos ACE e Jacknife 2.

A análise de rarefação para comparação das equidades PEI de Hulbert entre as áreas identificou cinco grupos com equidade similar (Figura 4). Como esse índice é definido pela probabilidade de que dois indivíduos tirados ao acaso sejam de espécies diferentes (Olszewski, 2004), valores baixos de equidade PEI de Hulbert indicam uma forte presença de uma espécie dominante na comunidade. Entre as áreas com menor equidade estão URU, ARU, ENC e PNE. Nessas áreas, observa-se uma dominância de *M. tridactyla*, refletida no maior número de registros dessa espécie. Para essas áreas, *M. tridactyla* representou uma proporção de aproximadamente 68% dos registros. As áreas ARA e COR são as que apresentam maior equidade. Nessas duas áreas, *M. tridactyla* representou 38% dos registros.

Análises de fragmentação

A união das armadilhas com registros nas UAs (unidades de análise) forneceu os seguintes números amostrais para as espécies: *M. tridactyla* com 85 pontos no *grid* de 5x5 km e 46 pontos no *grid* de 10x10km; *Tamandua tetradactyla* com 20 pontos no *grid* de 5x5km e 18 pontos no *grid* de 10x10km; *Priodontes maximus* com 48 pontos no *grid* de 5x5km e 30 pontos no *grid* de 10x10km; *Dasybus novemcinctus* com 29 pontos no *grid* de

5x5km e 27 pontos no *grid* de 10x10km; e *Euphractus sexcinctus* com 35 pontos no *grid* de 5x5km e 25 pontos no *grid* de 10x10km. No total, há 243 UAs no *grid* de resolução de 5x5 km, e 135 UAs no *grid* de resolução de 10x10 km.

Após a análise de correlação entre as métricas de paisagem calculadas (todos os pares com $r < 0,9$), uma PCA com essas variáveis padronizadas proporcionou a classificação das UAs de *grid* em dois grupos, para cada resolução de *grid*. Para a análise do *grid* de 5x5 km, o primeiro componente (PC1) representou uma explicação de 65,9% da variação dos dados e mostrou alta correlação positiva com as variáveis NumP, NCA, ED e AWMSI e negativa com CA e MPS. O segundo componente (PC2) apresentou alta correlação positiva com a variável MNN e representou uma porcentagem de 84,2% da variação cumulativa explicada, juntamente com o PC1 (Tabela 3). Desse modo, a classificação foi feita com base nos valores dos escores do PC1: valores positivos identificaram os pontos localizados em áreas mais fragmentadas e valores negativos, pontos localizados em áreas menos fragmentadas (Figura 5a). Para a análise do *grid* de 10x10 km, as relações do PC1 com as variáveis foram opostas, com as variáveis CA e MPS apresentando uma relação positiva e as demais, apresentando uma relação negativa. A variável MNN continuou apresentando uma correlação positiva com PC2. A classificação também foi feita de acordo com os valores do PC1, mas os valores positivos identificaram as armadilhas localizadas em áreas menos fragmentadas e valores negativos, armadilhas localizadas em áreas mais fragmentadas (Figura 5b). As variâncias cumulativas explicadas pelos dois componentes foram 62,8% e 81,5%, respectivamente (Tabela 3).

Os dois grupos de armadilhas gerados (mais e menos fragmentado) demonstraram riquezas iguais, pela análise de rarefação, para ambas as resoluções de *grid* (Tabela 4). A

riqueza dos dois grupos foi de seis espécies, mas em nenhum grupo as curvas de acumulação de espécies atingiram uma assíntota (Figura 2, Anexo I). A equidade dos dois grupos, entretanto, diferiu significativamente pela análise de rarefação apenas para a resolução de 5x5 km (Tabela 4). A principal diferença observada foi uma diminuição da proporção de registros de *M. tridactyla* e *P. maximus* nas áreas mais fragmentadas em comparação com as áreas menos fragmentadas. De forma oposta, observou-se um aumento na proporção das demais espécies em áreas mais fragmentadas (Tabela 4).

Nos passos *a priori* da análise de modelos de efeitos mistos, todas as espécies tiveram a estrutura dos modelos iniciais semelhantes. A melhor estrutura envolvia as variáveis ‘UA’ do *grid* e ‘horário’ como fatores aleatórios (inclinação e intercepto) e não indicava como necessária a presença do filtro espacial no modelo. Isso provavelmente indica que a inclusão da variável ‘UA do *grid*’ no fator aleatório já lidou com a autocorrelação espacial supostamente presente nos dados.

A análise não encontrou uma resposta significativamente diferente da abundância (índice de frequência) com relação à interação entre o *status* de fragmentação da UA e o horário de atividade para a resolução de *grid* de 5x5 km (*M. tridactyla*: $t_{83} = 0,621381$, $p = 0,5361$; *P. maximus*: $t_{46} = -1,245811$, $p = 0,2191$; *T. tetradactyla*: $t_{18} = -1,441679$, $p = 0,1666$; *D. novemcinctus*: $t_{25} = 0,1957526$, $p = 0,8464$; *E. sexcinctus*: $t_{33} = -1,20647$, $p = 0,2362$). Para a resolução de *grid* de 10x10 km somente *M. tridactyla* obteve um resultado significativo com relação à interação dos fatores, com mais registros à noite em áreas menos fragmentadas ($t_{44} = 2,279815$, $p = 0,0275$). As demais espécies não apresentaram diferença significativa na interação dos fatores (*P. maximus*: $t_{60} = 0,2983341$, $p = 0,7666$; *T. tetradactyla*: $t_{16} = -1,791790$, $p = 0,0921$; *D. novemcinctus*: $t_{22} = -1,367016$, $p = 0,1854$; *E.*

sexcinctus: $t_{23} = -1,269805$, $p = 0,2169$). Assim, os modelos finais destas foram criados considerando apenas as duas variáveis, sem interação, segundo o procedimento de simplificação do modelo, para se obter um valor de p correto (Zuur *et al.*, 2009).

Os resultados do modelo final para cada espécie revelaram uma diferença no padrão de atividade, conforme o esperado, mas somente para *E. sexcinctus*, na escala de 5x5 km, a abundância diferiu significativamente com relação ao *status* de fragmentação (Tabelas 5 e 6; Figuras 6 e 7). Entretanto, para modelos mistos, é sugerido que o valor de p é apenas aproximado, devendo portanto ser considerado com cuidado. Segundo Zuur *et al.* (2009), valores próximos de $p = 0,05$ devem ser considerados não significativos, como é o caso com *E. sexcinctus* ($p = 0,0359$). Portanto, preferiu-se permanecer conservador e ignorar essa diferença. Em anexo (Figuras 3-12, Anexo I), encontram-se os gráficos de validação dos modelos finais gerados. Não foram observados padrões de heterocedasticidade em nenhum caso. Para *P. maximus* e *D. novemcinctus*, alguns valores *outliers* foram retirados, mas para *D. novemcinctus*, um último valor extremo não pôde ser retirado, por problemas de singularidade no conjunto de dados sem este valor.

Discussão

A assíntota na curva de acumulação de espécies só foi atingida em três das dez áreas estudadas, nas quais empreendeu-se grandes esforços de amostragem (8.112 dias no PNE e 10.170 dias no CAN). Esse fato está em concordância com a expectativa, de que muitas espécies de Xenarthra são raras e ocorrem em densidade muito baixa, além de algumas espécies serem semi-fossoriais (Redford, 1994; Eisenberg & Redford, 1999). A terceira área a apresentar uma indicação de que a assíntota estava sendo atingida foi o ARA, local com o

segundo menor esforço amostral (624 dias). Apesar de não atingir uma assíntota, o ENC obteve um sucesso amostral quase tão grande quanto o ARA. Uma explicação possível para esse fato é a de que o rio Araguaia e sua APP (área de preservação permanente), que corta as regiões amostradas de ARA e ENC, esteja funcionando como um corredor ecológico e refúgio importante frente à degradação ambiental no Cerrado ao redor. Isso explicaria a alta densidade das espécies, refletida no grande sucesso amostral observado (Jácomo *et al.*, 2004; O'Brien *et al.*, 2003; Weckel *et al.*, 2006). Isso não indica, entretanto, que a região do rio seja um refúgio permanente e sustentável para essas espécies, já que para muitas espécies de mamíferos o tempo de resposta à degradação do hábitat é longa, como proposto para espécies longevas (Tilman *et al.*, 1994; Metzger *et al.*, 2009). Em ARU, que também se situa nessa mesma região, a amostragem foi realizada em áreas com graus diferentes de preservação, incluindo algumas áreas muito degradadas. Isso pode ter reduzido o sucesso de captura obtido na área como um todo. O ENT é uma área próxima e até mesmo sobreposta com o ARA, e deve registrar a realidade de ARA e PNE mais em contato com a matriz alterada. A amostragem foi realizada em propriedades rurais, mas no interior de remanescentes de Cerrado.

O COR foi a área mais rica, com seis espécies, sem ainda assim, atingir uma assíntota de acumulação de espécies. Esse fato pode ser explicado talvez pela localização em uma área de transição, entre o bioma do Cerrado e o Pantanal, que apresentam abundâncias diferentes de algumas espécies, como por exemplo o *C. unicinctus*. Esta espécie é considerada rara no Cerrado, ao passo que é mais abundante na região do Pantanal (Tomas *et al.*, 2009). Além disso, a região COR também compreende uma área em melhor estado de preservação em meio a uma matriz de hábitats fragmentados. Portanto, talvez o COR esteja de fato funcionando como uma área refúgio ou corredor ecológico para as espécies, da mesma forma que o

proposto para o corredor do rio Araguaia. CAN, apesar de se localizar na região mais ao norte do rio Araguaia, sendo também uma área de transição entre o Cerrado e o bioma Amazônico, apresentou um baixo sucesso amostral. O fato de se ter atingido uma assíntota nessa região parece se dever ao grande esforço amostral aí realizado, e não a uma maior densidade de espécies. As áreas URU e PAR, apesar de também serem áreas preservadas (ambas são unidades de conservação) e estarem localizadas em uma região de transição, no Piauí entre o Cerrado e a Caatinga, apresentaram a menor riqueza de espécies e também um menor sucesso amostral. Foi nessa região que se obteve o único registro de *Tolypeutes tricinctus*, o tatu-bola, espécie tida como característica do bioma da Caatinga e do limite nordeste do Cerrado (Santos *et al.*, 1994; Oliveira, 1995; Marinho-Filho *et al.*, 1997). Entretanto, algumas espécies comuns no restante das áreas, como *D. novemcinctus*, *P. maximus* e *E. sexcinctus*, previstos para ocorrerem na região, não foram registrados. Esse fato é condizente com o impacto da caça sobre os Xenarthra na região, sendo possivelmente um fator responsável pela diminuição das populações, levando possivelmente à extinção local de algumas delas (Leeuwenberg, 1997; Cullen Jr *et al.*, 2000; Anacleto, 2001; Peres, 2001). Algumas espécies de Xenarthra preferidas por caçadores são *D. novemcinctus*, o tatu-galinha e *E. sexcinctus*, o tatu-peba. Outras espécies como o tatu-bola (*T. tricinctus*), pela facilidade de sua captura também são procuradas. De qualquer forma, as curvas de acumulação de espécies não atingiram as assíntotas nessas duas áreas, o que provavelmente indica a presença de mais espécies na região, mesmo que em baixa densidade. COC foi a área mais pobre em espécies e com menor sucesso amostral, e deve apresentar os mesmos padrões que nas áreas do Piauí, pois se encontra igualmente em região de transição entre o Cerrado e a Caatinga. De qualquer forma, fica claro que os padrões observados devem ser sempre explicados à luz de contextos locais, e

que amostragens realizadas em diferentes regiões no bioma estudado são importantes para se obter algum resultado passível de generalização para o grupo.

Nas áreas URU e ARU, a ausência de uma assíntota de acumulação de espécies pode não permitir uma inferência tão confiável sobre a equidade das comunidades. As variações na equidade entre as demais áreas de estudo são basicamente consequência das variações na frequência de registros de *M. tridactyla*. A dominância dessa espécie pode ser vista em todas as regiões em que ocorre, em maior ou menor grau. No ENC, ENT e no PNE, a equidade é mediana, talvez refletindo a dominância dessa espécie, característica em algumas outras regiões do Cerrado como observado, por exemplo, na Serra da Canastra, no estado de Minas Gerais (Shaw *et al.*, 1985). Já em áreas como ARA, CAN e COR, a proporção de *M. tridactyla* é menor, indicando que nessas áreas, algum fator está afetando a permanência da espécie. Como esta é uma espécie de grande porte e altamente especialista, ela pode ser sensível a alguns aspectos da fragmentação e perda de hábitat (Wolff, 1999; Fahrig, 2001; Swihart, 2003; Henle *et al.*, 2004). De qualquer forma, os resultados sugerem ainda que os supostos corredores ecológicos estejam de fato sendo importantes na manutenção da biodiversidade do Cerrado. As áreas com maior sucesso amostral são exatamente as localizadas em corredores ecológicos como os corredores Emas-Taquari e o do rio Araguaia, sugerindo que as espécies estão de fato utilizando essas áreas relativamente pequenas como refúgio aos impactos circundantes. Como discutido acima, as áreas de CAN, ARA e COR, são áreas que podem estar funcionando como corredores, refúgios imersos em uma matriz de alteração antrópica. Entretanto, todas as áreas de estudo estão imersas nessa matriz, então a PCA foi feita tentando prover algum entendimento sobre o contexto de cada ponto amostral.

De fato, a PCA mostrou uma maneira clara de se dividir as classes buscadas (mais e menos fragmentadas), indicando que as métricas escolhidas foram representativas do processo de fragmentação. Entretanto, as armadilhas não estavam distribuídas em grupos claros e isolados no eixo do primeiro componente, o que indica que a maioria dos pontos está localizada em regiões de fragmentação intermediária. Isso poderia complicar a interpretação e a análise dos padrões observados. Pelos resultados da PCA, a riqueza não difere entre os grupos de áreas, mas a equidade sim. Na interpretação dos resultados da comparação de equidade, desconsiderou-se *C. uncinctus* e *T. tricinctus*, por terem ocorrido em frequência muito baixa (n=1). Apenas na menor escala (5x5 km) essa diferença na equidade forneceu resultados significativos. As diferenças observadas parecem ser reflexo de uma diminuição da proporção de *M. tridactyla* e *P. maximus* em áreas mais fragmentadas, oferecendo suporte para as conclusões discutidas acima. Contrariamente, as demais espécies apresentam um certo aumento na proporção de registros em áreas mais fragmentadas. Explicações para esse fato poderiam incluir o efeito da liberação ecológica, como resposta a uma menor abundância dos seus maiores predadores ou competidores (Terborgh & Faaborg, 1973; Cox & Ricklefs, 1977; Crooks & Soulé, 1999). Se isso for verdade, pode-se esperar algum grau de “liberação ecológica” nas regiões em estágio intermediário de degradação. Esse fenômeno foi sugerido para *M. tridactyla* no Parque Nacional das Emas (PNE; Miranda, 2004) e para *Xenarthra* em geral na mata Atlântica (Chiarello, 1999). Assim, a afirmação de que a fragmentação pode favorecer algumas espécies, da mesma maneira que prejudicar outras, também seria aplicável aqui (Andrén, 1994; Pimm, 1998; Fahrig, 2003).

Entretanto, apesar de *T. tetradactyla* apresentar essa possível liberação ecológica, observa-se que foi a espécie (excetuando *C. uncinatus* e *T. tricinatus*) com menor número de registros, apesar de ser considerada como não-ameaçada (Chiarello *et al.*, 2008; Fonseca & Aguiar, 2004; www.redlist.org). Apesar de ser uma espécie semi-arborícola, *T. tetradactyla* se locomove no chão e também é encontrada em áreas abertas (Eisenberg & Redford, 1999; Redford, 1994), portanto, o baixo número de registros pode não ser totalmente explicado pelo hábito arborícola. Concluimos, então, que há motivo de preocupação pelo baixo número de registros obtidos nas áreas amostradas.

É necessário chamar atenção para o fato de que as espécies podem apresentar detectabilidades distintas o que afetaria a comparação da frequência de registros entre as espécies. Como as câmeras foram posicionadas em trilhas e estradas, a presença das espécies que se utilizam dessas passagens podem ter sido superestimadas em detrimento das que não as utilizam. Portanto, comparações entre áreas (e dos grupos de áreas classificadas pela PCA) podem ser feitas à luz de um aumento ou diminuição da proporção de uma mesma espécie, como feito aqui. Mas a suposição de que uma espécie é dominante ou rara *em relação* às outras deve ser feita com cuidado. Entretanto, *M. tridactyla* é reconhecida como a espécie mais abundante e portanto, dominante, em algumas regiões do Cerrado (Shaw *et al.*, 1985). Dessa forma, a sugestão desse fato pelas análises de equidade é considerada pertinente.

Apesar disso, essas mudanças observadas na equidade não são corroboradas pelos resultados da análise de modelos de efeitos mistos. Nessa análise, nenhuma espécie apresentou diferença na abundância entre áreas mais e menos fragmentadas, para ambas as escalas. Ainda assim, é possível que exista alguma diferença na abundância das espécies

para a escala de 5x5 km, como sugerido pelo resultado da análise de rarefação para comparação da equidade, mas a análise dos modelos criados não conseguiu explicar a maneira como isso. A compreensão mais clara desses efeitos dependerá da análise dos fatores específicos que caracterizam o processo de fragmentação sobre a abundância das espécies. Uma maneira de aprofundar esse estudo seria avaliar a resposta das espécies a fatores específicos do processo de fragmentação, o que seria uma análise mais sensível do que avaliar as diferenças entre duas categorias divididas empiricamente.

Com relação aos horários, o padrão esperado e já conhecido de cada espécie foi verificado, com todas as espécies sendo mais noturnas, exceto *E. sexcinctus*, que apresenta atividade diurna (Meritt Jr., 1985; Montgomery, 1985; Encarnação, 1986; Eisenberg & Redford, 1999). A hipótese de que os animais alteram seus padrões de atividade frente à degradação como forma de lidar com os efeitos dela foi corroborada apenas para *M. tridactyla*, na resolução de UA de 10x10 km, com mais registros noturnos em áreas menos fragmentadas, conforme o esperado. Com relação ao efeito da escala, pode-se sugerir que *M. tridactyla*, por apresentar grande área de vida (700-1000 ha; Eisenberg & Redford, 1999; Miranda, 2004), responde à fragmentação em uma escala mais próxima de sua área de vida. Entretanto, o efeito da escala foi o oposto do observado na análise de equidade. Pode-se sugerir, que na escala de 10x10 km, o efeito da fragmentação em *M. tridactyla* não deve refletir na variação da abundância e sim, da alteração de seu comportamento de atividade. Isso indica, que a plasticidade comportamental pode de fato promover uma menor sensibilidade aos efeitos deletérios da fragmentação.

Pode-se concluir que as demais espécies não apresentam plasticidade comportamental, pelo menos com relação ao padrão de atividade, o que pode teoricamente

torná-las mais sensíveis ao processo de fragmentação. Por outro lado, pode-se explicar a ausência de alteração nos padrões de atividade pelo fato de que as espécies de *Xenarthra* consomem recursos relativamente estáveis no Cerrado (McNab, 1985). Assim, os impactos negativos da fragmentação não iriam se manifestar em uma necessidade de forrageio mais prolongado, e sim em outros aspectos. Uma hipótese alternativa pode ser a de que algumas espécies noturnas concentrariam seus períodos de atividade pela maior possibilidade de encontrar animais domésticos e humanos durante o dia. De qualquer forma, a análise de modelos mistos iria captar esta diferença já que compara a frequência de registros de uma mesma classe de horário entre áreas mais ou menos fragmentadas.

As explicações aqui propostas, portanto, podem ser consideradas como material para formulação de novas hipóteses, já que a maioria das perguntas aqui feitas dizem respeito apenas à descrição de padrões observados para esse grupo em áreas mais e menos fragmentadas. Além disso, em concordância com Metzger (2006b), sugere-se que a análise em separado dos diversos fatores envolvidos na fragmentação ajudará a ter uma visão mais clara dos mecanismos que afetam especificamente cada espécie.

Agradecimentos

Agradecemos em especial ao Instituto Onça-Pintada pelo apoio e pela possibilidade de colaboração. O trabalho de campo nas diferentes áreas de estudo contou com o apoio financeiro e logístico de inúmeras instituições e pessoas, mas agradecemos particularmente ao Earthwatch Institute, à Fundação Monsanto, ao Memphis Zoo e a CI Brasil para o apoio financeiro, os proprietários rurais por permitir trabalhar nas suas propriedades, ao IBAMA para as licenças de pesquisa em áreas protegidas, e aos inúmeros voluntários e estagiários que ajudaram com a coleta de dados no campo. Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília, e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de estudos concedida para Babi Zimbres.

Referências bibliográficas

- Ab'Saber, AN 1983 O domínio dos Cerrados: Introdução ao conhecimento. *Rev Serv Púb* 111: 41-55
- Anacleto, TCS, Marinho-Filho, J 2001 Hábito alimentar do tatu canastra (*Xenarthra*, *Dasyopodidae*) em uma área de Cerrado do Brasil Central. *Rev Bras Zool* 18(3): 681-688
- Anacleto, TCS 2007 Food Habits of Four Armadillo Species in the Cerrado Area, Mato Grosso, Brazil. *Zool Stud* 46(4): 529-537
- Andrén, H 1994 Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review. *Oikos* 71: 355-366
- Bennington, CC, Thayne, WV 1994 Use and Misuse of Mixed Model Analysis of Variance in Ecological Studies. *Ecology* 75 (3): 717-722
- Beyer, HL 2004 Hawth's Analysis Tools for ArcGIS. <http://www.spatial ecology.com/htools>
Cited 20 Feb 2010
- Bowers, MA, Matter, SF 1997 Landscape ecology of mammals: relationships between density and patch size. *J Mam* 78 (4): 999-1013
- Chiarello, AG, Aguiar, LMS, Cerqueira, R, Melo, FR, Rodrigues, FHG, Silva, VMF 2008 Mamíferos Ameaçados de Extinção no Brasil. In: Machado, ABM, Drummond, GM, Paglia, AP (eds) Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Brasília Belo Horizonte, Brazil
- Chiarello, AG 1999 Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities on south-eastern Brazil. *Biol Cons* 89: 71-82
- Colwell, RK 2006 EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. <http://purl.oclc.org/estimates> Cited 20 Feb 2010
- Colwell, RK, Coddington, J 1994 Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. *Philos Trans R Soc Lond B Biol Sci* 345: 101-118
- Costa, LP, Leite, YLR, Mendes, SL, Ditchfield, AD 2005 Mammal Conservation in Brasil. *Cons Biol* 19: 672-679
- Cox, GW, Ricklefs, RE 1977 Species diversity and ecological release in Caribbean land bird faunas. *Oikos* 28(1): 113-122

- Crooks, KR, Soulé, ME 1999 Mesopredator release and avifaunal extinctions in a fragmented system. *Nature* 400: 563-566
- Crawley, MJ 2007 *The R Book*. JohnWiley, Sons Ltd, UK
- Cullen Jr, L, Bodmer, RE , Padua, CV 2000 Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. *Biol Cons* 95: 49-56
- Dormann, CF, McPherson, J, Araújo, MB, Bivand, R, Bolliger, J, Carl, G, Davies, RG, Hirzel, A, Jetz, W, Kissling, WD, Kühn, I, Ohlemüller, R, Peres-Neto, P, Reineking, B, Schröder, B, Schurr, FM, Wilson, R 2007 Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of distributional species data: a review. *Ecography* 30: 609–628
- Eastman, JR 2009 *IDRISI Taiga - Guide to GIS and Image Processing*. Clark Labs - Clark University, Worcester MA, p284
- Eisenberg, JF, Thorington Jr, RW 1973 A preliminary analysis of a neotropical mammal fauna. *Biotropica* 5(3): 150-161
- Eisenberg, JF, Redford, KH 1999 *Mammals of the Neotropics*, vol.3. The University of Chicago Press, Chicago, pp90-112
- Eiten, G 1972 The Cerrado Vegetation of Brazil. *Bot Rev* 38: 201-341
- Encarnação, C 1986 Contribuição à biologia dos tatus (Dasypodidae, Xenarthra) da Serra da Canastra, Minas Gerais. Dissertation, Universidade Federal do Rio de Janeiro, p 209
- ESRI 2009 *ArcGIS 931 - Geographical Information System*. Environment System Research Institute Inc, Redlands CA
- Estrada, A, Juan-Solano, S, Martínez, TO, Coates-Estrada, R 1999 Feeding and general activity-patterns of a howler monkey (*Alouatta palliata*) troop living in a forest fragment at Los Tuxtlas, Mexico. *Am J Primat* 48: 167-83
- Fahrig, L 2001 How much habitat is enough? *Biol Cons* 100: 65-74
- Fahrig, L 2003 Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Ann Rev Ecol Syst*, 34: 487-515
- Fonseca, GAB, J Aguiar 2004 The 2004 edentate species assessment workshop. *Edentata* 6: 1-26
- Gotelli, NJ, Colwell, RK 2001 Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Eco Let* 4: 379-391

- Gotelli, NJ, Entsminger, GL 2009 EcoSim: Null models software for ecology version 7. Acquired Intelligence Inc, Kesey-Bear Jericho, VT
<http://garyentsminger.com/ecosim/htm> Cited 20 Feb 2010
- Henle, K, Davis, KF, Kleyer, M, Margules, C, Settele, J 2004 Predictors of species sensitives to fragmentation. *Biod Cons* 13: 207-51
- IBAMA 2009 Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas no Cerrado. <http://siscom.ibama.gov.br/monitorabiomas/Cerrado> Cited 13 Dez/ 2009
- IBGE 2004 Mapa de Biomas do Brasil Escala 1:5000000
<http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/21052004biomas.shtm> Cited 25 Set 2009
- Instituto Onça-Pintada. <http://www.jaguar.org.br/institutoprojetos.php> Cited 15 Dez 2009
- IUCN (International Union for Conservation of Nature) 2003 2003 IUCN red list of threatened species. <http://www.redlist.org> Cited 20 Feb 2010
- Jácomo, ATA, Silveira, L, Diniz-Filho, JAF 2004 Niche separation between the maned wolf (*Chrysocyon brachyurus*), the crab-eating fox (*Dusicyon thous*) and the hoary fox (*Dusicyon vetulus*) in central Brazil. *J Zool, Lond* 262: 99–106
- Jepsen, JU, Topping, CJ 2004 Modelling roe deer (*Capreolus capreolus*) in a gradient of forest fragmentation: behavioural plasticity and choice of cover. *Can J Zool* 82(9): 1528–1541
- Juarez, KM, Marinho-Filho, J 2002 Diet, habitat use, and home ranges of sympatric canids in central Brazil. *J Mam* 83: 925-933
- Klink, CA, Machado, RB 2005 A Conservação do Cerrado Brasileiro. *Megadiversidade* 1: 147-155
- Leeuwenberg, F 1997 Edentata as a food resource: subsistence hunting by Xavante indians, Brazil. *Edentata* 3:4-7
- Legendre, P (1993) Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? *Ecology* 74: 1659–1673
- Legendre, P, Legendre, L (1998) *Numerical ecology*. Elsevier, Amsterdam
- Machado, RB, Ramos-Neto, MB, Pereira P, Caldas E, Gonçalves D, Santos N, Tabor K, Steininger M 2004 Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. *Conservação International do Brasil*, Brasília, Brazil, p 23

- Marinho-Filho, J, Guimarães, MM, Reis, ML, Rodrigues, FHG, Torres, O , Almeida, G 1997
The discovery of the Brazilian three banded armadillo in the Cerrado of Central Brazil.
Edentata 3: 11-13
- McGarigal, K, Cushman, S, Stafford, S 2000 *Multivariate Statistics for Wildlife and Ecology*.
Research Springer Verlag Heidelberg Germany, p 134
- McNab, 1985 Energetics, population biology, and distribution of Xenarthrans, living and
extinct. In: G G Montgomery (ed) *The evolution and ecology of armadillos, sloths and
vermilinguas*. Smithsonian Institution Press, Washington DC, pp 219-232
- Medri, IM, Mourão, GM , Harada, AY 2003 Dieta de tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga
tridactyla*) no Pantanal da Nhecolândia, Brasil. *Edentata* 5: 29-34
- Meritt Jr, DA 1985 Naked-tail armadillos *Cabassous sp.* In: G G Montgomery (ed) *The
evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas*. Smithsonian Institution
Press, Washington DC, pp 389-391
- Metzger, JP 2001 O que é ecologia da paisagem? *Biot Neot* 1(1-2): 1-9
- Metzger, JP 2006a Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: Cullen Jr, L,
Rudran, R, Valladares-Pádua, C (eds) *Métodos de Estudos em Biologia da
Conservação e Manejo da Vida Silvestre*. Editora UFPR, Curitiba, pp423-454
- Metzger, J P 2006b Delineamento de experimentos numa perspectiva de ecologia da paisagem
In: Cullen JR, L, Rudran, R , Valladares-Pádua, C (eds) *Métodos de Estudos em
Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre*. Editora UFPR, Curitiba Brazil
pp525-39
- Metzger, JP, Martensen, AC, Dixo, M, Bernacci, LC, Ribeiro, MC, Teixeira, AMG , Pardini,
R 2009 Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic
Atlantic forest region. *Biol Cons* 142: 1166–1177
- Miranda, GHB 2004 Ecologia e conservação do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga
tridactyla*, Linnaeus, 1758) no Parque Nacional das Emas. Thesis, Universidade de
Brasília, p 55
- Montgomery, GG 1985 Movements, foraging and food habits of the four extant species of
neotropical vermilinguas (Mammalia: Myrmecophagidae). In: GG Montgomery (ed)
The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas. Smithsonian
Institution Press, Washington DC, pp365-77

- Myers, N, Mittermeier, RA, Mittermeier, CG, Fonseca, GAB, Kent, J 2000 Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858
- Noss, RF 1983 A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience*, 33(11): 700-706
- O'Brien, TG, Kinnaird, MF, Wibisono, HT 2003 Crouching tigers, hidden prey: Sumatran tiger and prey populations in a tropical forest landscape. *An Cons*, 6: 131–139
- Oliveira, TG 1995 The Brazilian three-banded armadillo *Tolypeutes tricinctus* in Maranhão. *Edentata* 2: 18-19
- Olszewski, TD 2004 A unified mathematical framework for the measurement of richness and evenness within and among multiple communities. *Oikos* 104: 377-387
- Onderdonk, DA, Chapman, CA 2000 Coping with forest fragmentation: the primates of Kibale National Park, Uganda. *Int J Prim* 21: 587–611
- Peres, CA 2001 Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on amazonian forest vertebrates. *Cons Biol* 15(6): 1490-1505
- Pimm, SL 1998 The forest fragment classic. *Nature* 393: 23-24
- Pinheiro, J, Bates, D 2000 Mixed-effects Models in S and S-Plus. Springer-Verlag, New York
- Pinheiro, J, Bates, D, DebRoy, S, Sarkar, D 2007 nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models, R package version.
- Pires, AS, Lira, PK, Fernandez, FAS, Schittini, GM , Oliveira, LC 2002 Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil *Biol Cons* 108(2): 229-237
- Pires, AS, Fernandez, FAS , Barros, C 2006 Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais. In: Rocha, CFC, Bergallo, H, Van Sluys, M, Alves, MAS (eds) *Biologia da Conservação: essências*. Rima Editora, São Carlos. pp 231-260
- R Development Core Team 2009 R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna Austria <http://cranr-project.org> Cited 15 Dec 2009
- Ratter, JA, Riveiro, JF, Bridgewater S 1997 The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Ann Bot* 80: 223–230

- Redford, KH 1985 Food habits of armadillos (Xenarthra: Dasypodidae). In: G G Montgomery, (ed) The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas. Smithsonian Institution Press, Washington DC, pp429-37
- Redford, KH, Fonseca, GAB 1986 The Role of Gallery Forests in the Zoogeography of the Cerrado's Non-volant Mammalian Fauna. *Biotropica* 18(2): 126-135
- Redford, KH 1994 The edentates of Cerrado. *Edentata* 1: 4-10
- Rempel R 2006 Patch Analyst 3.0. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Lakehead University Campus Ontario CA
- Riitters, KH, O'Neill, RV, Hunsaker CT, Wickham JD, Yankee DH, Timmins, SP, Jones, KB, Jackson, BL 1995 A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Land Ecol* 10(1): 23-40
- Santos, IB, Fonseca, GAB, Rigueira, SE , Machado, RB 1994 The rediscovery of the Brazilian three banded armadillo and notes on its conservation status. *Edentata* 1: 11-15
- Silveira, L, Jácomo, ATA, Furtado, MM, Torres, NM, Sollmann, R, Vynne, C 2009 Ecology of the Giant Armadillo (*Priodontes maximus*) in the Grasslands of Central Brazil. *Edentata* 8-10: 25-34
- Silver, S 2004 Assessing jaguar abundance using remotely triggered cameras. Wildlife Conservation Society, New York USA, p 25
- Shaw, JH, Carter TS , Machado-Neto, JC 1985 Ecology of the giant anteater *Myrmecophaga tridactyla* in Serra da Canastra, Minas Gerais, Brasil: a pilot study. In: GG Montgomery (ed) The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas. Smithsonian Institution Press, Washington DC, pp379-384
- Sokal, RR, Oden, NL 1978 Spatial autocorrelation in biology 1. Methodology. *Biol J Lin Soc* 10: 199–228
- Swihart, RK, Gehring, TM, Kolozsvary, MB, Nupp, TE 2003 Responses of 'resistant' vertebrates to habitat loss and fragmentation: the importance of niche breadth and range boundaries. *Div Dist* 9: 1-18
- Tabachnick, BG, Fidell, LS 2001 Using Multivariate Statistics. Harper rCollins Publishers Inc, New York, pp607-675
- Terborgh, J, Faaborg, J 1973 Turnover and ecological release in the avifauna of Mona Island, Puerto Rico. *The Auk* 90 (4): 759-779

- Tilman, D, May, RM, Lehman, CL, Nowak, MA 1994 Habitat destruction and extinction debt. *Nature* 371: 65-66
- Tomas, WM, Camilo, AR, Campos, Z, Chiaravalloti, RM, Lacerda, ACR, Borges, PAL, Medri, IM, Nunes, AP, Tomas, ME, Goulart, CS, Morzele, HB, Lopes, VA , Aragona, M 2009 Ocorrência de tatu-de-rabo-mole, *Cabassous unicinctus* (Cingulata, Dasypodidae) no Pantanal, Brasil. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento / Embrapa Pantanal*, 87: 1-15
- Venables, WN, Ripley, BD 2002 *Modern Applied Statistics with S*. 4th Edn Springer, New York
- Weckel, M, Giuliano, W, Silver, S 2006 Jaguar (*Panthera onca*) feeding ecology: distribution of predator and prey through time and space. *J Zool* 270: 25–30
- Wetzel, RM 1985a The identification and distribution of recent Xenarthra (=Edentata). In: GG Montgomery (ed) *The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas* Smithsonian Institution Press, Washington DC pp5-21
- Wetzel, RM 1985b Taxonomy and distribution of armadillos, Dasypodidae. In: GG Montgomery (ed) *The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas* Smithsonian Institution Press, Washington DC pp23-46
- Wiens, JA 1996 Wildlife in patchy environments: metapopulations, mosaics and management. In: McCullough, DR (ed) *Metapopulations and wildlife conservation*. Island Press, Washington DC, pp53-84
- Wolff, JO 1999 Behavioral model systems. In: Barret, GW, Peles, JD (eds) *Landscape ecology of small mammals*. Springer-Verlag, New York, pp11-40
- Zuur, AG, Ieno, EN, Walker, NJ, Savaliev, AA, Smith, GM 2009 *Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R*. Springer Science+Business Media, New York, 574 p

Tabelas

Tabela 1. Riqueza observada de *Xenarthra*, esforço total (medido em armadilhas*dia) e sucesso amostral (medido como o número de registros totais multiplicado por 100 e dividido pelo esforço amostral total) em cada área de estudo amostrada: ARA, nascentes do rio Araguaia; ARU, região de Aruanã; ENC, Área de Proteção Ambiental do Encantado; PNE, Parque Nacional das Emas; ENT, entorno do Parque Nacional das Emas; COR, corredor Emas-Taquari; PAR, Parque Nacional Nascentes do Parnaíba; URU, Estação Ecológica de Uruçuí-Una; CAN, região do Parque Estadual do Cantão; e COC, região de Cocos, Bahia.

Área	Número de espécies	Esforço amostral	Sucesso amostral (%)
ARA	5	624	5,93
ARU	3	2797	0,61
ENC	4	374	4,28
PNE	5	8112	5,74
ENT	5	1726	3,48
COR	6	1926	3,01
URU	2	879	0,46
PAR	2	2329	0,64
COC	1	681	0,15
CAN	4	10170	0,31
Total	7	29618	2,26

Tabela 2. Relação dos registros das espécies de *Xenarthra* por área de estudo: ARA, nascentes do rio Araguaia; ARU, região de Aruanã; ENC, Área de Proteção Ambiental do Encantado; PNE, Parque Nacional das Emas; ENT, entorno do Parque Nacional das Emas; COR, corredor Emas-Taquari; PAR, Parque Nacional Nascentes do Parnaíba; URU, Estação Ecológica de Uruçuí-Una; CAN, região do Parque Estadual do Cantão; e COC, região de Cocos.

Área	<i>Myrmecophaga tridactyla</i>	<i>Tamandua tetradactyla</i>	<i>Priodontes maximus</i>	<i>Euphractus sexcinctus</i>	<i>Dasypus novemcinctus</i>	<i>Cabassous unicinctus</i>	<i>Tolypeutes tricinctus</i>	Total
ARA	12	6	2	4	13	0	0	37
ARU	13	1	3	0	0	0	0	17
ENC	12	1	1	2	0	0	0	16
PNE	303	8	72	44	21	0	0	448
ENT	32	3	3	1	18	0	0	57
COR	20	1	2	12	13	1	0	49
URU	3	1	0	0	0	0	0	4
PAR	0	0	0	0	1	0	1	2
COC	0	0	1	0	0	0	0	1
CAN	6	3	15	0	8	0	0	32
Total	401	24	99	63	74	1	1	663

Tabela 3. Correlação entre as variáveis espaciais de fragmentação (métricas de paisagem) e os dois primeiros componentes principais (PC1 e PC2) resultantes para a análise feita nas duas resoluções (5x5km e 10x10km); e a proporção cumulativa de variância explicada por cada um dos componentes.

Variável	PC1 (5x5km)	PC2 (5x5km)	PC1 (10x10km)	PC2 (10x10km)
MNN	0,4053164	0,8440347	-0,2495444	0,8893901
CA	-0,8052704	-0,4483676	0,7916233	-0,4234100
NUMP	0,8270710	-0,2566821	-0,7400107	-0,2796826
MPS	-0,9093027	-0,2339141	0,8614627	-0,3089143
ED	0,8556749	-0,3973424	-0,9203801	-0,2401835
AWMSI	0,8726118	-0,1588175	-0,8702731	-0,1671300
NCA	0,8904649	-0,2526554	-0,9001420	-0,2774726
Proporção cumulativa	65,9%	84,2%	62,8%	81,5%

Tabela 4. Comparação da equidade PEI (Probabilidade de Encontro Inter-específico) de Hulbert e valores da proporção de registros por espécie de *Xenarthra* entre os dois grupos de armadilhas obtidos pela PCA feita nas duas resoluções (5x5km e 10x10km): frag= área mais fragmentada; nfrag= área menos fragmentada. Pela análise de rarefação, o grupo com mais amostras (registros) foi analisado no nível amostral do grupo menor. Em negrito, os valores de equidades significativamente diferentes.

Área	Nfrag (5x5km)	Frag (5x5km)	Nfrag (10x10km)	Frag (10x10km)
Número de registros	405	261	407	259
Equidade	0,54400	0,65214	0,57604	0,61037
Intervalo de confiança (95%)	0,50716 a 0,58034	-	0,53749 a 0,61222	-
Proporção de registros por espécie (%)				
<i>M. tridactyla</i>	64,7	54,0	58,30	61,92
<i>T. tetradactyla</i>	2,96	4,60	4,63	2,95
<i>P. maximus</i>	15,56	13,80	16,99	13,51
<i>D. novemcinctus</i>	8,89	14,94	12,74	10,32
<i>E. sexcinctus</i>	7,65	12,26	6,95	11,06
<i>C. uncinctus</i>	0,25	0,00	0,25	0,00
<i>T. tricinctus</i>	0,00	0,38	0,00	0,38

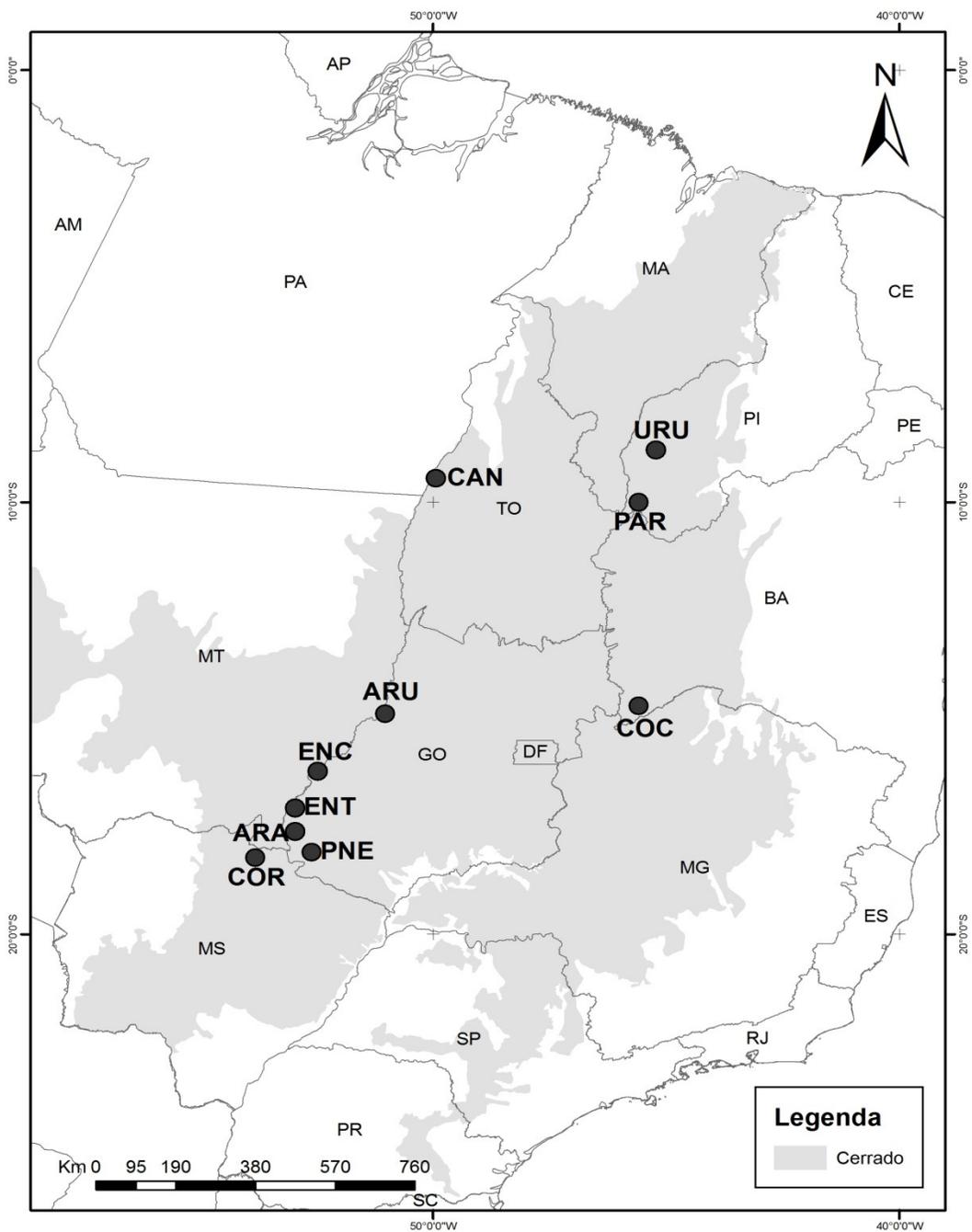
Tabela 5. Significâncias dos fatores do modelo final de efeitos mistos sobre o índice de frequência das espécies de Xenarthra, com a análise realizada na menor escala (UAs de 5x5 km). *Status* = *status* de fragmentação da área dentro da UA; Horário = dia (6:01-18:00) e noite (18:01- 6:00). Em negrito, os valores de *p* menores que $\alpha=0,05$.

Fatores	graus de liberdade	t	p
<i>M. tridactyla</i>			
<i>Status</i>	83	-0,340066	0,7347
Horário	84	3,969942	0,0002
<i>T. tetradactyla</i>			
<i>Status</i>	18	0,902005	0,3790
Horário	19	3,282184	0,0039
<i>P. maximus</i>			
<i>Status</i>	46	-0,046227	0,9633
Horário	46	7,380412	<0,0001
<i>D. novemcinctus</i>			
<i>Status</i>	27	1,281343	0,2110
Horário	26	3,447819	0,0019
<i>E. sexcinctus</i>			
<i>Status</i>	33	-2,187122	0,0359
Horário	34	-3,580286	0,0011

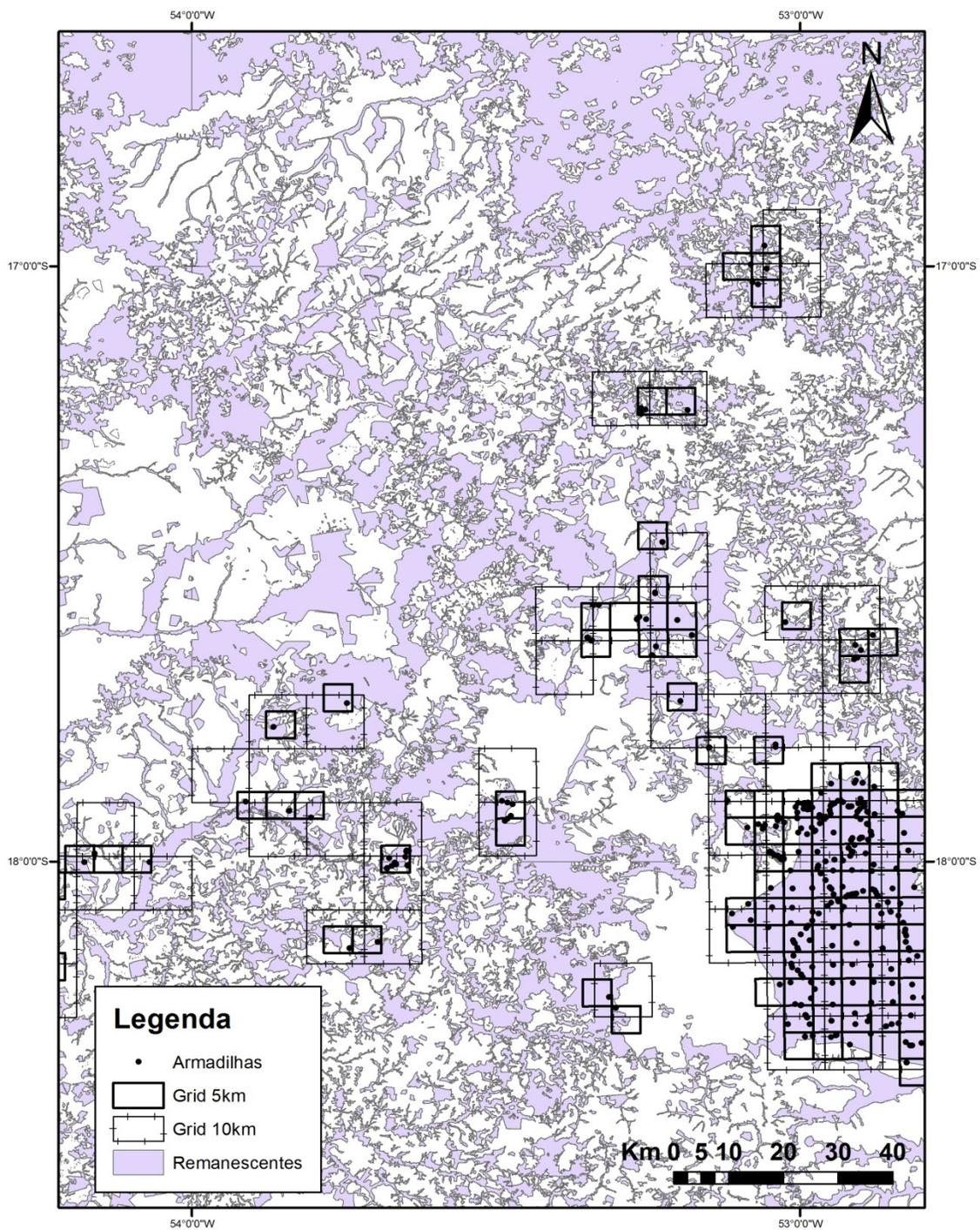
Tabela 6. Significâncias dos fatores do modelo final de efeitos mistos sobre o índice de frequência das espécies de Xenarthra, com a análise realizada na maior escala (UAs de 10x10 km). *Status* = *status* de fragmentação da área dentro da UA; Horário = (6:01-18:00) e noite (18:01- 6:00). Em negrito, os valores de *p* menores que $\alpha=0,05$.

Fatores	graus de liberdade	t	p
<i>M. tridactyla</i>			
<i>Status</i>	44	0,423684	0,6739
Horário	45	2,325444	0,0246
<i>T. tetradactyla</i>			
<i>Status</i>	16	0,6323879	0,5361
Horário	17	3,0781863	0,0068
<i>P. maximus</i>			
<i>Status</i>	28	1,159698	0,256
Horário	29	5,032341	<0,001
<i>D. novemcinctus</i>			
<i>Status</i>	24	1,005467	0,3247
Horário	23	5,253420	<0,0001
<i>E. sexcinctus</i>			
<i>Status</i>	23	0,123756	0,9026
Horário	24	-3,212561	0,0037

Figuras



(Figura 1, legenda abaixo)



(Figura 2, legenda abaixo)

Figura 1. Regiões amostradas no bioma Cerrado: ARA, nascentes do rio Araguaia; ARU, região de Aruanã; ENC, Área de Proteção Ambiental do Encantado; PNE, Parque Nacional das Emas; ENT, entorno do Parque Nacional das Emas; COR, corredor Emas-Taquari; PAR, Parque Nacional Nascentes do Parnaíba; URU, Estação Ecológica de Uruçuí-Una; CAN, região do Parque Estadual do Cantão; e COC, região de Cocos. Limites do Cerrado obtidos por IBGE (2004).

Figura 2. Exemplo da estrutura dos *grids* criados na análise de fragmentação, na região do PNE (Parque Nacional das Emas), ENT (entorno do Parque Nacional das Emas) e COR (corredor Emas-Taquari). Mapa dos remanescentes obtidos por IBAMA, 2009.

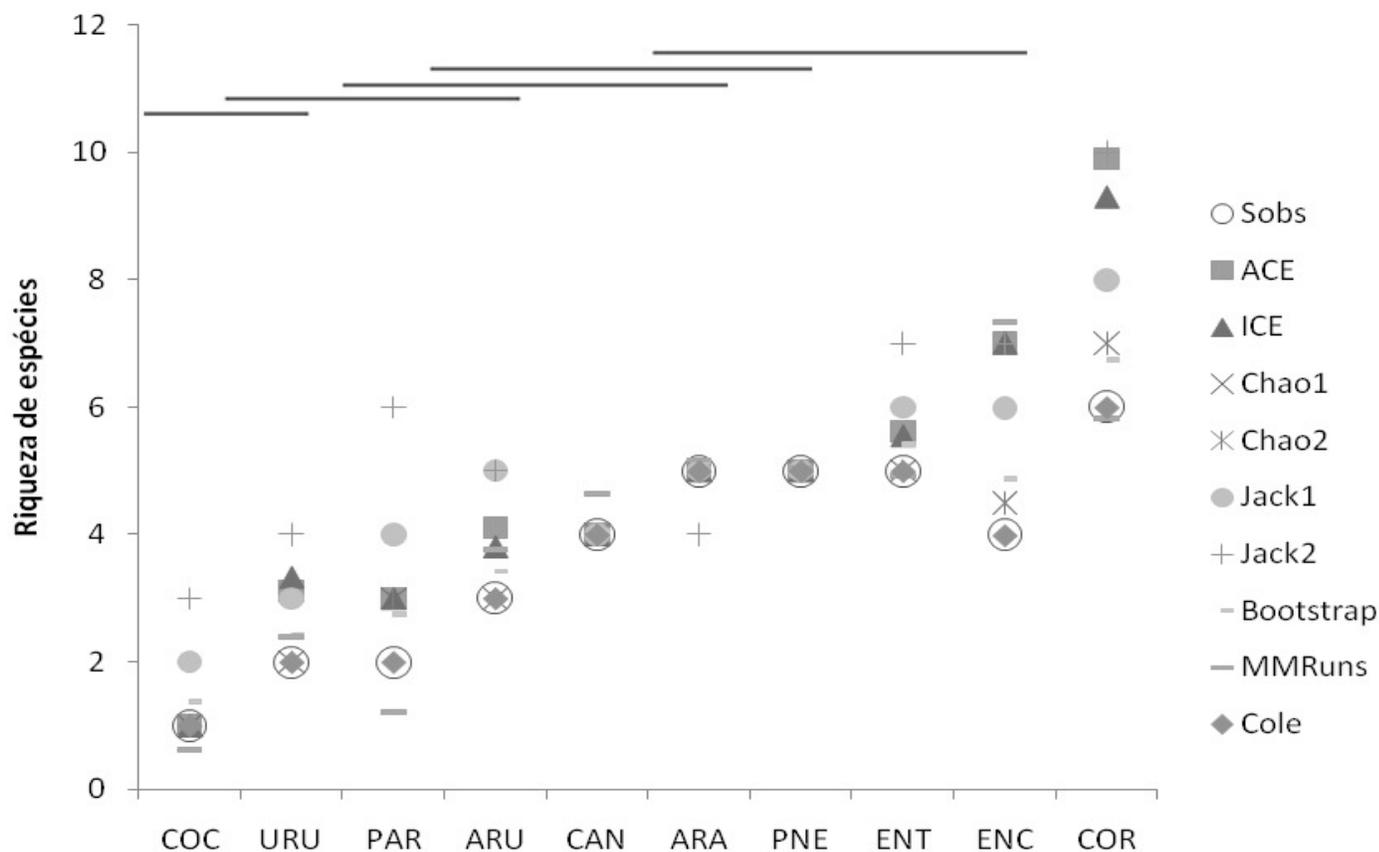


Figura 3. Valores de riqueza de *Xenarthra* observados (Sobs) e estimados para cada área e o resultado das análises de rarefação, identificando grupos com riqueza similar (unidos pelas barras contínuas). A análise de rarefação foi feita com base somente em Sobs. Siglas para as áreas de estudo: ARA, nascentes do rio Araguaia; ARU, região de Aruanã; ENC, Área de Proteção Ambiental do Encantado; PNE, Parque Nacional das Emas; ENT, entorno do Parque Nacional das Emas; COR, corredor Emas-Taquari; PAR, Parque Nacional Nascentes do Parnaíba; URU, Estação Ecológica de Uruçuí-Una; CAN, região do Parque Estadual do Cantão; e COC, região de Cocos.

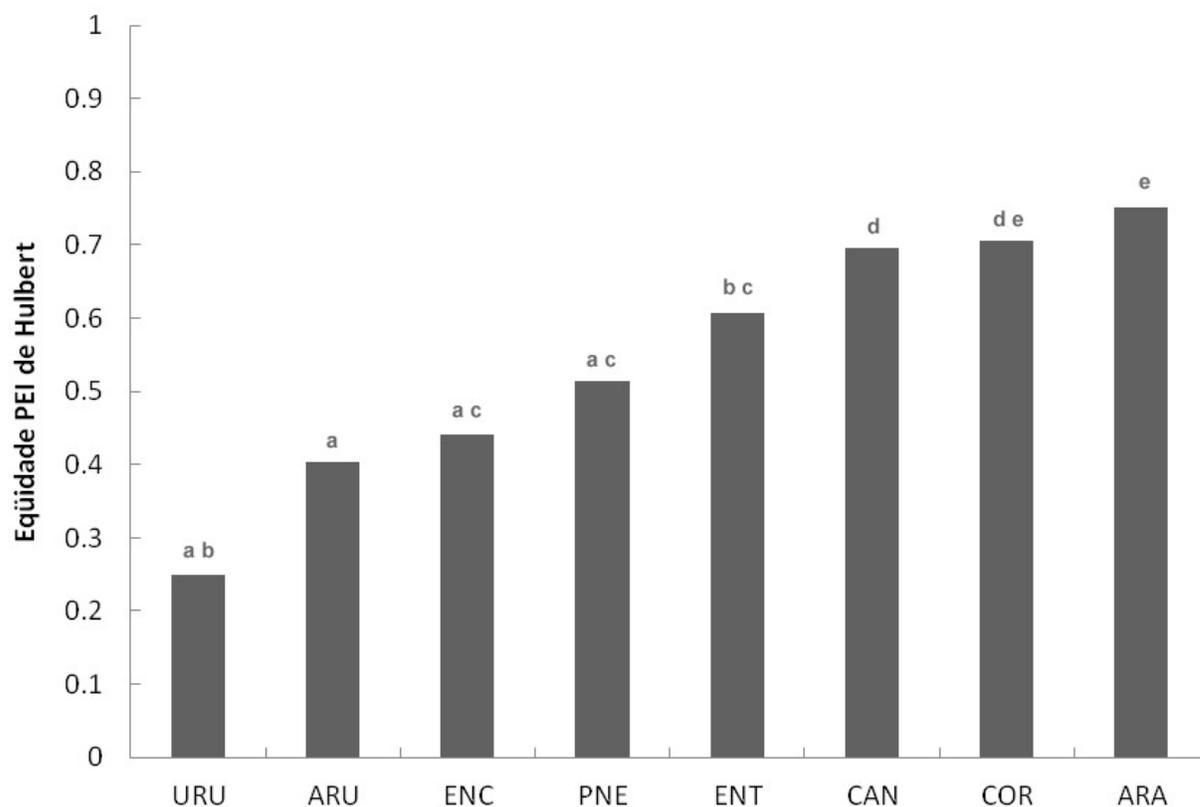


Figura 4. Comparação dos valores de equidade das comunidades de Xenarthra obtidos para cada área, pela análise de rarefação. As letras iguais representam valores estatisticamente similares. Siglas para as áreas de estudo: ARA, nascentes do rio Araguaia; ARU, região de Aruanã; ENC, Área de Proteção Ambiental do Encantado; PNE, Parque Nacional das Emas; ENT, entorno do Parque Nacional das Emas; COR, corredor Emas-Taquari; PAR, Parque Nacional Nascentes do Parnaíba; URU, Estação Ecológica de Uruçuí-Una; CAN, região do Parque Estadual do Cantão; e COC, região de Cocos.

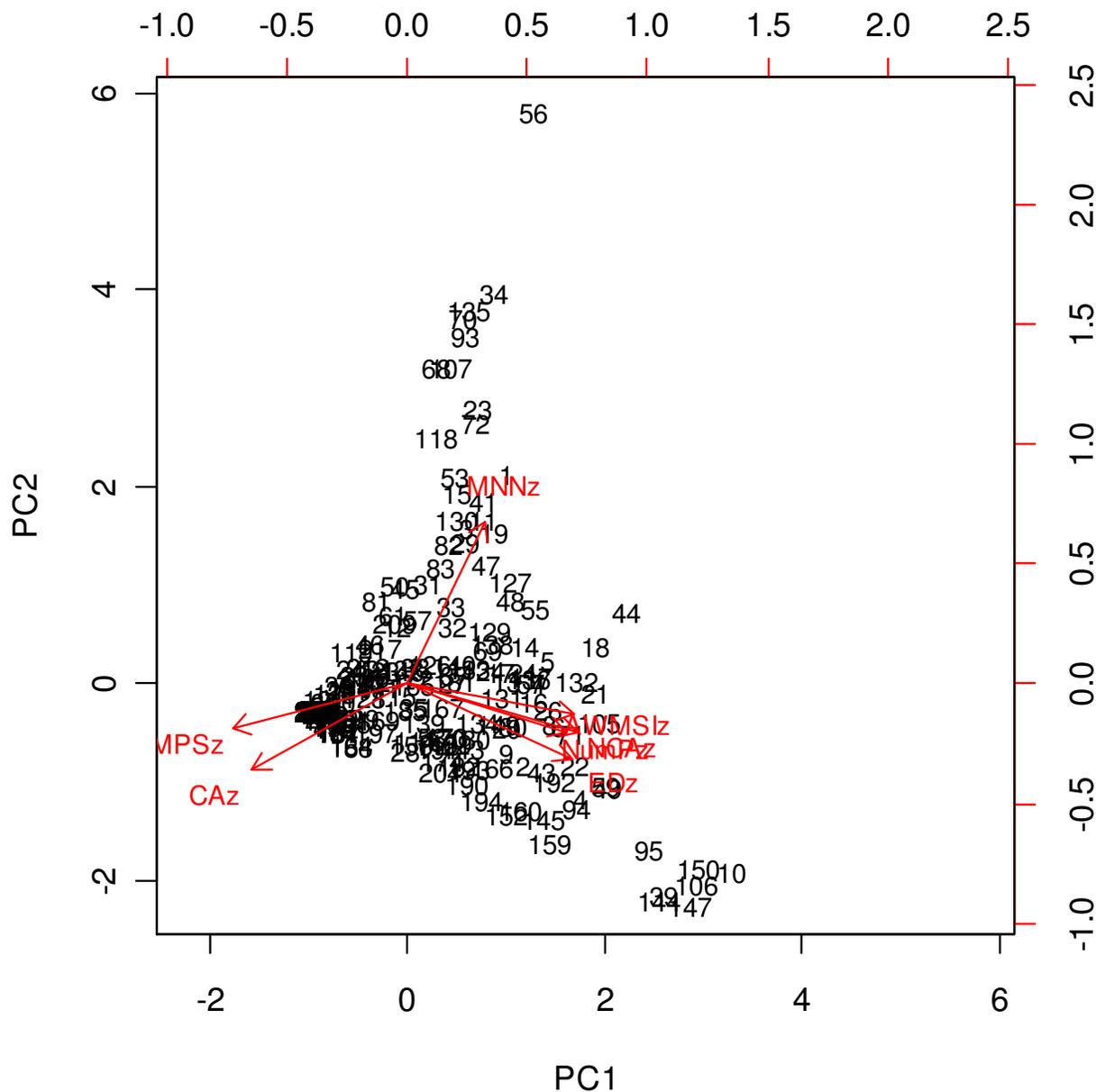


Figura 5a. Biplot dos dois primeiros componentes principais (PC1 e PC2) obtido pela análise com o *grid* de 5x5 km. Inclinação das setas indicam a intensidade da correlação dos eixos (PC1 e PC2) com as variáveis (padronizada para seu valor de z): MNNz: Distância média do vizinho mais próximo; CAz: Área de remanescente; NumPz: Número de fragmentos; MPSz: Tamanho médio de fragmento; EDz: densidade de borda; AWMSIz: Índice de forma médio ponderado pela área; NCAz: Número de áreas núcleo.

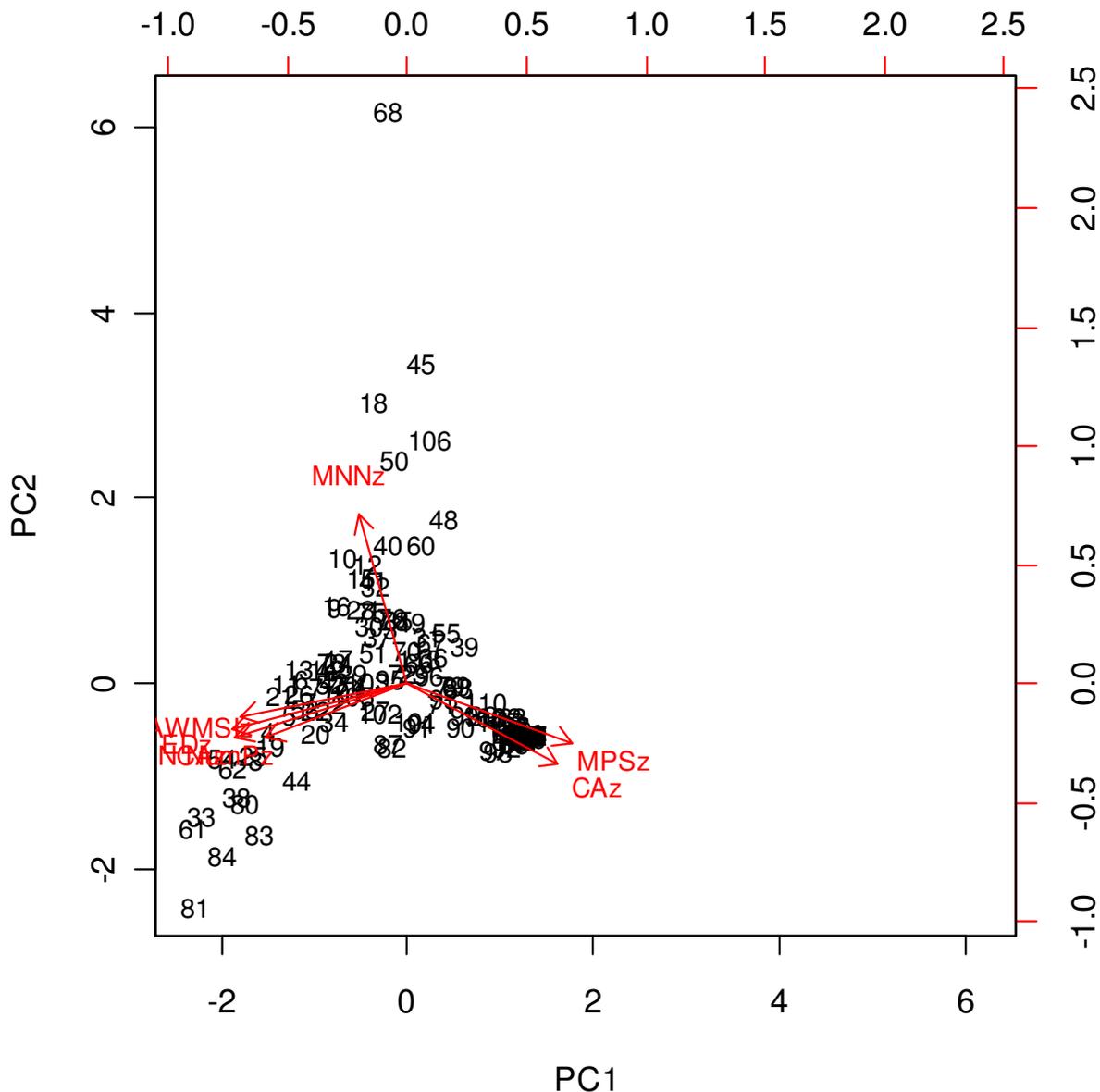
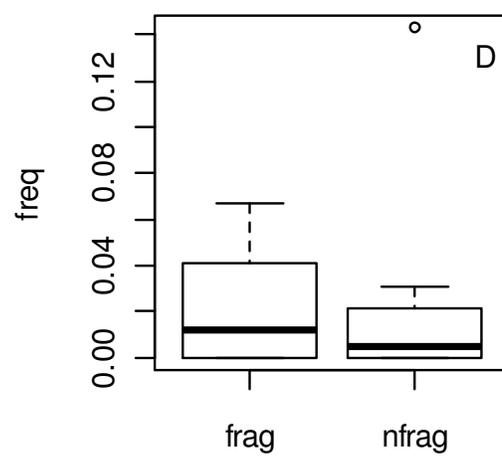
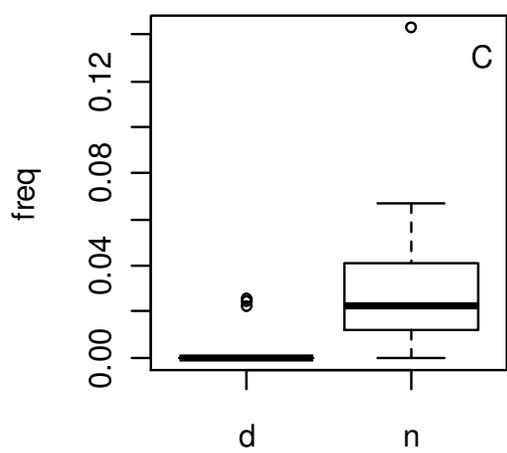
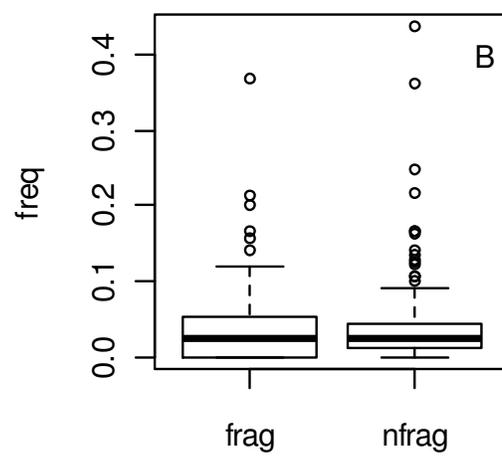
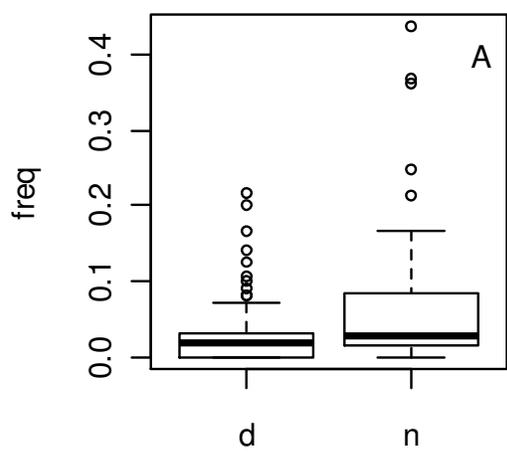
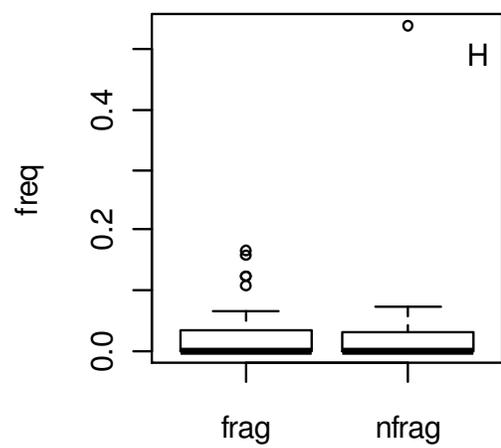
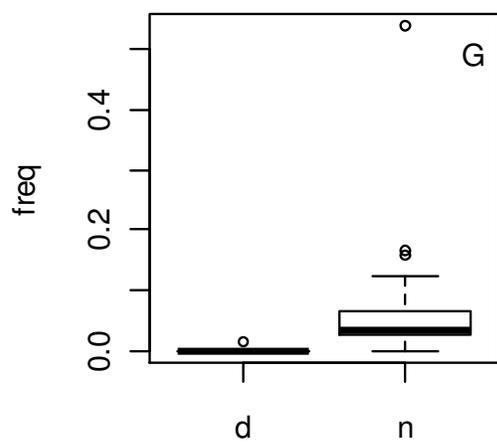
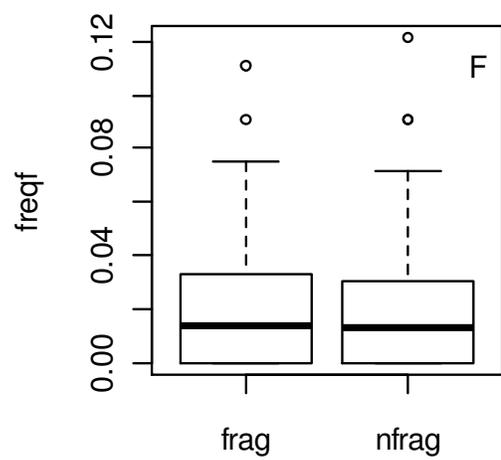
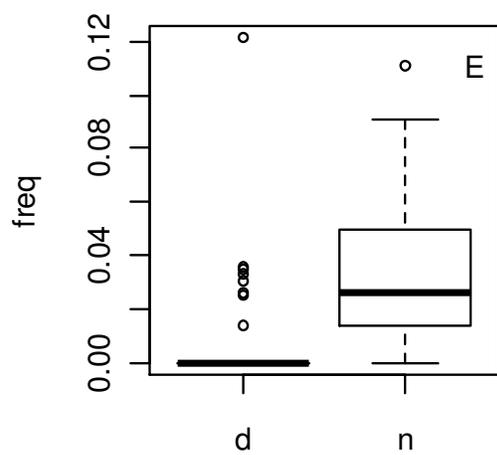


Figura 5b. Biplot dos dois primeiros componentes principais (PC1 e PC2) obtido pela análise com o *grid* de 10x10 km. Inclinação das setas indicam a intensidade da correlação dos eixos (PC1 e PC2) com as variáveis (padronizada para seu valor de z): MNNz: Distância média do vizinho mais próximo; CAz: Área de remanescente; NumPz: Número de fragmentos; MPSz: Tamanho médio de fragmento; EDz: densidade de borda; AWMSz: Índice de forma médio ponderado pela área; NCAz: Número de áreas núcleo.



(Figura 6, legenda abaixo)



(Figura 6, legenda abaixo)

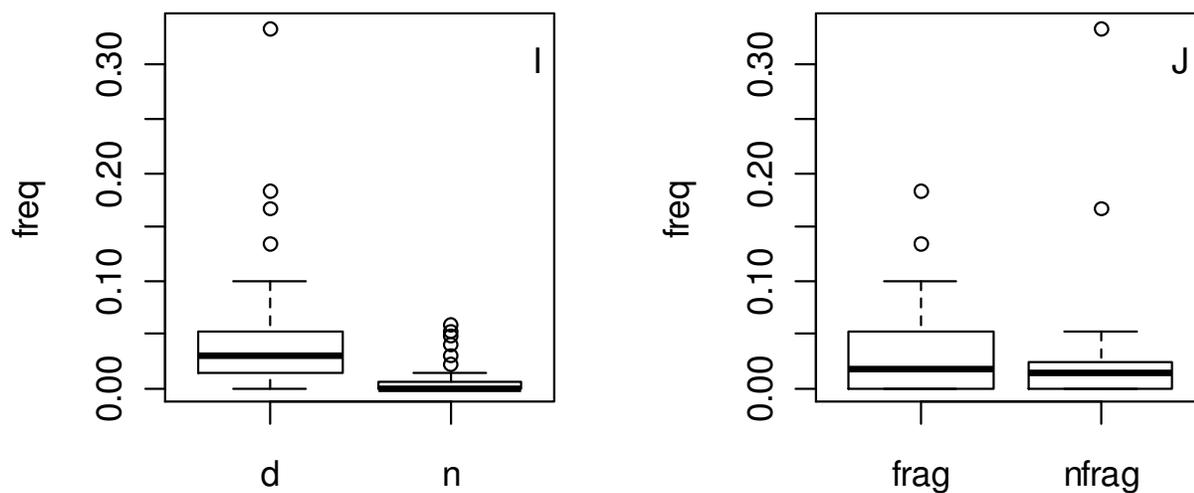
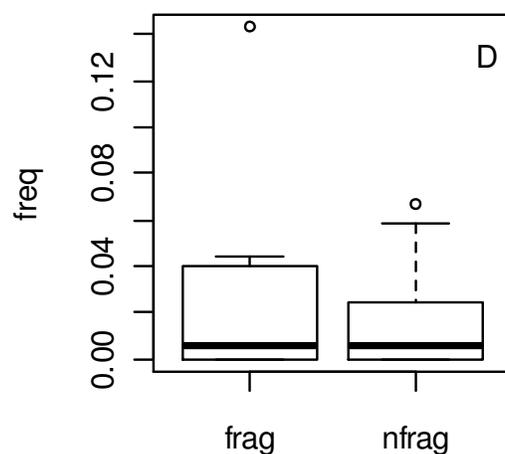
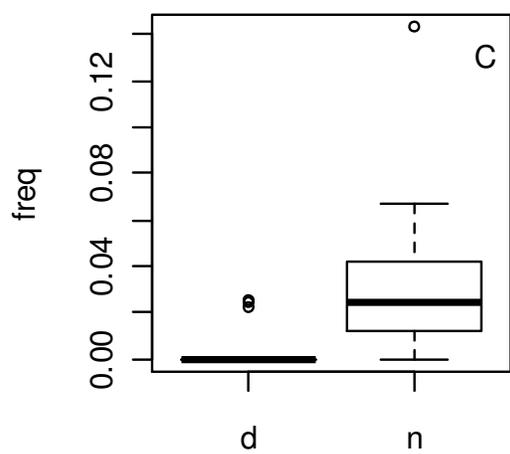
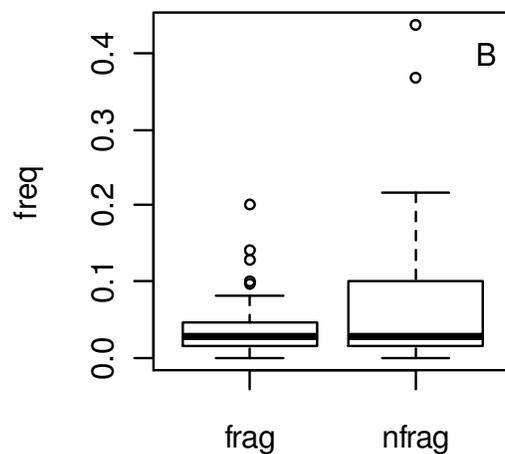
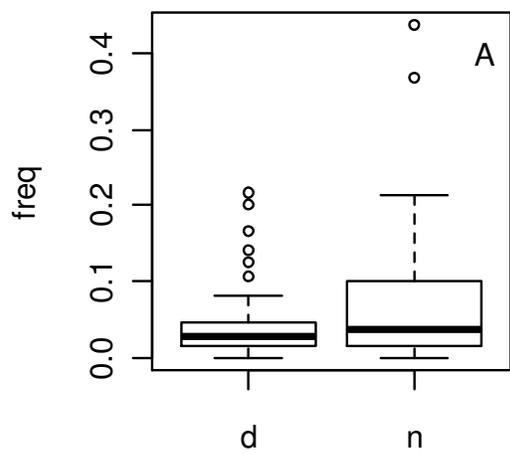
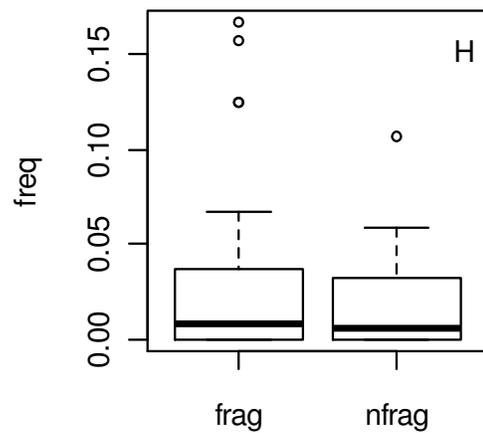
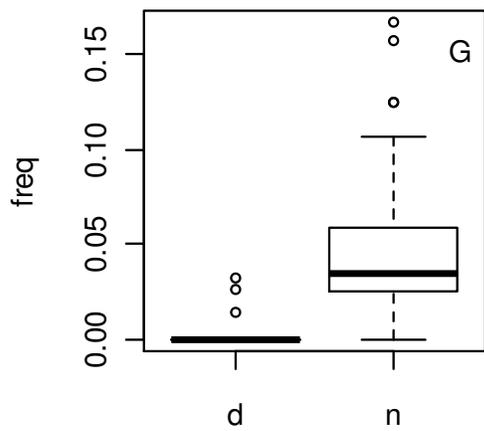
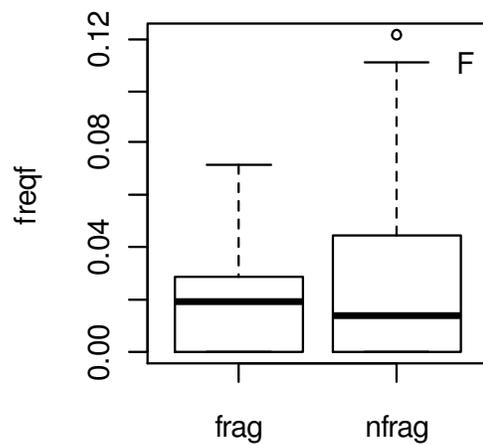
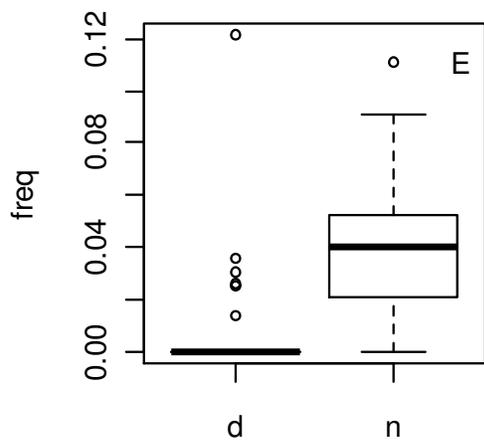


Figura 6. Boxplot demonstrando as relações obtidas entre o índice de frequência (freq) das espécies de Xenarthra e as duas variáveis analisadas na escala de *grid* de 5x5 km: horário de atividade (D=dia; N=noite) e *status* de fragmentação (frag=mais fragmentado; nfrag=menos fragmentado) para *Myrmecophaga tridactyla* (A e B), *Tamandua tetradactyla* (C e D), *Priodontes maximus* (E e F), *Dasypus novemcinctus* (G e H) e *Euphractus sexcinctus* (I e J).



(Figura 7, legenda abaixo)



(Figura 7, legenda abaixo)

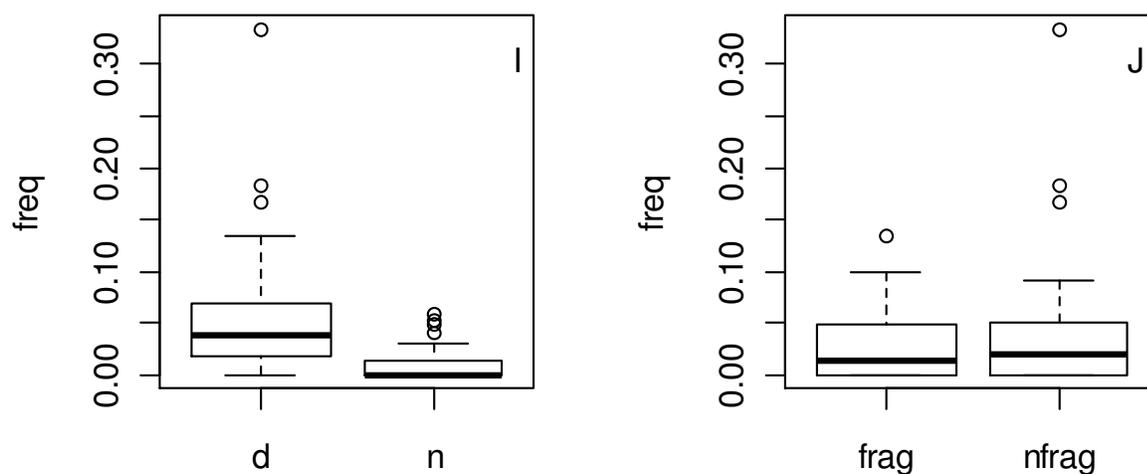


Figura 7. Boxplot demonstrando as relações obtidas entre o índice de frequência (if) das espécies de Xenarthra e as duas variáveis analisadas na escala de *grid* de 10x10 km: horário de atividade (D=dia; N=noite) e *status* de fragmentação (frag=mais fragmentado; nfrag=menos fragmentado) para *Myrmecophaga tridactyla* (A e B), *Tamandua tetradactyla* (C e D), *Priodontes maximus* (E e F), *Dasyus novemcinctus* (G e H) e *Euphractus sexcinctus* (I e J).

CAPÍTULO 2:
**EFEITOS DA ESTRUTURA DA PAISAGEM SOBRE A ABUNDÂNCIA
DE XENARTHRA (MAMMALIA) NO CERRADO BRASILEIRO**

EFFECTS OF THE LANDSCAPE STRUCTURE ON THE ABUNDANCE OF
XENARTHRA (MAMMALIA) IN THE BRAZILIAN CERRADO

A ser submetido (Landscape Ecology, ISSN: 0921-2973)

Resumo

O impacto da fragmentação envolve a perda de área de vegetação nativa e o isolamento dos remanescentes. O objetivo desse trabalho foi descrever e identificar os elementos da paisagem e os aspectos da fragmentação que mais influenciam a abundância das espécies de *Xenarthra*, um grupo ecologicamente importante e muito pouco conhecido na região do Cerrado brasileiro. O estudo foi conduzido por armadilhagem fotográfica em dez regiões no Cerrado. Foram analisadas cinco espécies. O trabalho foi feito em unidades amostrais com duas escalas diferentes, em que foi realizada a quantificação de alguns aspectos da paisagem por métricas que descrevem características diferentes do processo de fragmentação. Uma análise de correspondência canônica parcial (CCAp) demonstrou que apenas as métricas CA (área de hábitat remanescente) e AWMSI (índice de forma médio ponderado pela área) foram selecionadas como significativas na explicação da abundância das espécies, para a maior escala. Na menor escala, apenas AWMSI foi selecionada pelo modelo. De modo geral, *M. tridactyla*, *P. maximus* e *E. sexcinctus*, as espécies com maiores requerimentos de áreas de vida, foram as mais dependentes de fragmentos circulares e regulares (valores altos de AWMSI, maior contato com a matriz) e sensíveis à perda de hábitat (valores altos de CA). *T. tetradactyla* esteve mais associada à valores medianos a altos de AWMSI, o que pode estar associado a algum grau de liberação ecológica, pela exclusão de competidores e predadores mais sensíveis à fragmentação. Já *D. novemcinctus* pareceu estar muito pouco associada a qualquer um dos fatores.

Abstract

The impact of fragmentation involves the loss of native vegetation area and growing isolation of the remaining patches. This paper aims at identifying the landscape elements and fragmentation aspects that influence the most the abundance of Xenarthrans, an ecologically important, although little known group in the Brazilian Cerrado. The study employed camera trapping in ten Cerrado areas. The study was conducted with sampling units in two spatial scales. In these units, landscape metrics that described and quantified different aspects of the fragmentation process were calculated. A partial canonical correspondence analysis (pCCA) showed that only the metrics CA (class area: remaining hábitat area) and AWMSI (area-weighted mean shape index) were significant in explaining the abundance of the species, for the greater scale. In the 10x10 km unit scale, only AWMSI was selected by the model. Generally, *M. tridactyla*, *P. maximus* and *E. sexcinctus*, the species with greater home range area requirements, were the most dependent on circular, regular fragments (low values of AWMSI, which mean less contact with the matrix) and sensible to loss of hábitat (high values of CA). *T. tetradactyla* was more associated with medium to high values of AWMSI, which can possibly suggest some degree of ecological liberation by the exclusion of competitors or predators more sensitive to fragmentation. *D. novemcinctus* seemed to be very little associated with any one of the factors.

Introdução

A Província Fitogeográfica do Cerrado, no Brasil central, é constituída pelo bioma Cerrado, uma savana tropical de 2 milhões de km² que apresenta fisionomias abertas e fechadas, formando um mosaico vegetacional característico (Eiten, 1972; Ab'Saber, 1983). É considerado um dos *hotspots* mundiais de biodiversidade pelo seu alto grau de endemismo e grande taxa de destruição (Myers *et al.*, 2000). Essa destruição, que ocorre em taxas sem precedentes, é consequência da expansão da fronteira agrícola no centro-oeste do país a partir da década de 70. Desde então, grandes áreas nativas vêm sendo desmatadas para dar lugar a extensas monoculturas e áreas de pastagem para o gado (Ratter *et al.*, 1997; Costa *et al.*, 2005; Klink & Machado, 2005). Até 2002, estima-se que cerca de 55% da área do Cerrado já tinha sido desmatada por atividades humanas (Machado *et al.*, 2004).

Uma das consequências mais claras do desmatamento é a fragmentação dos ecossistemas naturais, que envolve a perda de vegetação nativa e o isolamento dos remanescentes. Ambos os processos estão interligados, mas podem ser divididos com a finalidade de facilitar uma melhor compreensão do processo (Fahrig, 2003; Pires *et al.*, 2006). Fahrig (2003), em uma revisão sobre o tema, propõe a divisão dos padrões de fragmentação em quatro elementos: 1) redução na área de hábitat; 2) aumento no número de fragmentos; 3) redução no tamanho dos fragmentos; e 4) aumento no isolamento dos fragmentos. Os impactos dessas alterações sobre a biodiversidade podem dar-se por vários mecanismos: a redução da área mínima necessária para a perpetuação de uma população viável, a redução da disponibilidade de recursos, a limitação do fluxo de indivíduos entre fragmentos (com suas consequências demográficas e genéticas), o aumento de predação ou competição nas bordas destes, entre outros (Saunders *et al.*, 1991; Bowers & Matter, 1997; Pires *et al.*, 2006).

A disciplina que atualmente se dedica a entender a fragmentação em diferentes escalas e seu impacto sobre a biodiversidade é a Ecologia de Paisagens (Metzger, 2001). Diferentemente da clássica Teoria de Biogeografia de Ilhas (TBI), de MacArthur e Wilson (1967), é uma abordagem dinâmica do processo de fragmentação, que as espécies percebem de forma diferente e frente ao qual se comportam de maneiras diferentes. Com a TBI, o método da curva espécie-área foi desenvolvido: este buscava compreender como se daria a diminuição no número de espécies juntamente com a diminuição da área do isolado (Simberloff & Abele, 1976, 1982; Jha *et al.*, 2005; Pires *et al.*, 2006). As “ilhas” são vistas como partes homogêneas imersas em uma matriz inóspita a qualquer uma das espécies habitantes, sujeitas apenas a migrações esporádicas. Já no pensamento da ecologia da paisagem, os fragmentos diferem em qualidade e estão imersos em uma matriz mais ou menos permeável, mais ou menos inóspita, dependendo da espécie que a percebe. A matriz e o isolado trocam indivíduos e interagem de outras formas (Wiens, 1996; Metzger, 2001; Pires *et al.*, 2006). A influência da matriz sobre o fragmento vai além do limite deste, o que pode ser positivo ou negativo dependendo também da espécie que percebe esse ‘efeito de borda’ (Saunders *et al.*, 1991; Murcia, 1995; Laurance, 2000). Além disso, a contextualização e a conformação física dos isolados alteram muito a dinâmica dessa interação e são, portanto, importantes para compreender como os processos ecológicos serão afetados (Andrén, 1994; Wiens, 1996; Fahrig, 2001; Metzger, 2006). A escala do estudo da ecologia da paisagem também pode variar, desde estudos com foco em apenas um fragmento até estudos com focos mais amplos, que incluem um conjunto de fragmentos e os tipos de matriz em que estão inseridos (Noss, 1983; Bowers & Matter, 1997, Metzger, 2001).

De acordo com alguns autores, a escolha adequada das variáveis ambientais (métricas de paisagem) para descrever o processo da fragmentação é essencial e deve ser realizada levando em consideração alguns aspectos: as variáveis devem descrever aspectos simples para isolar ao máximo os fenômenos sob análise, devem descrever aspectos distintos da paisagem para não apresentar expressiva correlação entre si e devem fazer sentido biológico para o táxon estudado (Riitters *et al.*, 1995; Tischendorf, 2001; Metzger, 2006). A escala estudada também pode alterar os padrões observados, sendo recomendado o uso de uma escala que seja relevante para as espécies e para o fenômeno em questão (Wiens, 1996; Bowers & Matter, 1997). Como a exata escala percebida por diferentes espécies pode não ser conhecida, o teste de diversas escalas pode ser um procedimento útil.

Os impactos podem variar de acordo com o táxon, devido às suas necessidades ecológicas ou exigências ambientais, que definem a sensibilidade do grupo aos efeitos da fragmentação (Swihart *et al.*, 2003). De modo geral, supõe-se que grupos pouco abundantes (raros), especialistas, com grandes requerimentos de área de vida, pequena capacidade reprodutiva e pequeno poder de dispersão devem ser os mais afetados pela destruição e fragmentação do hábitat (Wolff, 1999; Fahrig, 2001; Henle *et al.*, 2004). O fato de a abordagem em nível de paisagem ser relativamente nova implica na escassez de trabalhos que analisam as respostas da fauna à estrutura espacial dos fragmentos (e.g. Bowers & Matter, 1997; Kinnaird *et al.*, 2003; Lyra-Jorge *et al.*, 2008). Essas análises são mais complexas que a abordagem clássica do efeito do tamanho do fragmento, ou simplesmente perda de área nativa sobre as espécies (e.g. Andrén, 1994; Chiarello, 1999; Pires *et al.*, 2002; Pardini *et al.*, 2006).

No presente estudo, foi analisado o efeito de vários aspectos da fragmentação sobre representantes terrestres da superordem Xenarthra, um grupo pouco conhecido, ameaçado e

com um papel evolutivo e ecológico importante na região Neotropical (Eisenberg & Thorington Jr., 1973; Redford, 1985). É um grupo dominante em biomassa em áreas abertas de savana, como as que ocorrem no Cerrado brasileiro, já que o grupo provavelmente evoluiu em habitats semelhantes (Shaw *et al.*, 1985; Redford, 1994). Essas espécies são importantes na ciclagem de nutrientes nos ecossistemas onde ocorrem (Eisenberg & Thorington Jr., 1973; Redford, 1985) e ainda são importantes presas para espécies de topo da cadeia trófica, como canídeos e felinos (Encarnação, 1986; Miranda, 2004).

O Cerrado brasileiro apresenta 10 espécies de Xenarthra terrestres (famílias *Myrmecophagidae* e *Dasypodidae*) (Wetzel, 1985a,b; Eisenberg & Redford, 1999), três dos quais estão ameaçados. Segundo a lista brasileira de mamíferos ameaçados (Fonseca & Aguiar, 2004; Chiarello *et al.*, 2008), o tatu-canastra (*Priodontes maximus*), o tatu-bola (*Tolypeutes tricinctus*) e o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) estão na categoria Ameaçada-Vulnerável. De acordo com a IUCN (*International Union for Conservation of Nature*), o tamanduá-bandeira está classificado na categoria Quase-Ameaçada enquanto as outras duas espécies estão ameaçadas (Fonseca & Aguiar, 2004; www.redlist.org).

A dieta é o fator ecológico mais bem estudado sobre os Xenarthra e ilustra a diversificação de nicho presente no grupo (Montgomery, 1985; Redford, 1985; Encarnação, 1986; Anacleto, 2007). Algumas espécies são especialistas (insetívoros: *M. tridactyla*, *Tamandua tetradactyla*, *P. maximus*, *Cabassous unicinctus*, *C. tatouay*, *Tolypeutes tricinctus* e *T. matacus*), baseando suas dietas em cupins e formigas, mas há também espécies generalistas (insetívoros-generalistas: *Dasypus novemcinctus* e *D. septemcinctus*; carnívoros-onívoros: *Euphractus sexcinctus*), que exploram recursos variados, desde frutos e plantas, insetos e aranhas até pequenos vertebrados (Redford, 1985). As espécies especialistas-

insetívoras dependem de recursos energeticamente pobres, apesar de relativamente estáveis nas savanas (McNab, 1985). Além disso, espécies de grande porte, como *M. tridactyla* e *P. maximus*, ambos pesando entre 20 e 40kg, exigem grandes áreas para sobreviver (Encarnação, 1986; Anacleto & Marinho-Filho, 2001; Medri *et al.*, 2003; Miranda, 2004).

Por isso, espera-se que diferentes espécies de Xenarthra respondam de formas diferentes aos efeitos da fragmentação. A análise do impacto desse fenômeno em uma abordagem espécie-específica pode fornecer material para um melhor planejamento e manejo mais adequado para o grupo. Esse trabalho, portanto, teve o objetivo de descrever e identificar os elementos da paisagem que mais influenciam a abundância das espécies de Xenarthra no Cerrado. Além disso, o estudo foi conduzido em duas escalas, para avaliar em qual delas as espécies respondem aos efeitos da fragmentação.

Metodologia

Amostragem

Amostragem descrita no capítulo 1.

Análises espaciais

Análises espaciais descritas no capítulo 1.

Análises estatísticas

Para verificar a influência das métricas de paisagem sobre a abundância das espécies, foi realizada uma Análise de Correspondência Canônica parcial (CCAp; Legendre & Legendre, 1998) com seleção manual de variáveis. As variáveis dependentes foram as

frequências de registro das cinco espécies: tatu-canastra (*Priodontes maximus*), tatu-peba (*Euphractus sexcinctus*), tatu-galinha (*Dasypus novemcinctus*), tamanduá-mirim (*Tamandua tetradactyla*) e tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*). As variáveis independentes foram as sete métricas calculadas no item anterior (Capítulo 1): 1) Área de remanescente (CA); 2) Número de fragmentos (NumP); 3) Tamanho médio de fragmento (MPS); 4) Densidade de borda (ED); 5) Índice de forma médio ponderado pela área (AWMSI); 6) Número de áreas núcleo (NCA); e 7) Distância média do vizinho mais próximo (MNN).

Como forma de lidar com a autocorrelação espacial entre as UAs (unidades de análise), foi utilizada a abordagem de Borcard *et al.* (1992). Nesse método, um polinômio de terceiro grau é construído com as coordenadas geográficas do centróide das UAs formando os termos da equação, em que x é a longitude e y é a latitude:

$$z = x + y + x^2 + x*y + y^2 + x^3 + x^2*y + xy^2 + y^3$$

Dessa forma, uma CCA com seleção manual de variáveis foi realizada *a priori* em que as variáveis independentes são cada um dos nove termos do polinômio e as variáveis dependentes, as frequências de registro das espécies. Os termos que se mostrarem significativos nesta primeira CCA são incluídas como covariável na CCAp. Assim, é levada em consideração a influência da proximidade espacial das UAs nas interações das variáveis de interesse. As análises foram realizadas no programa CANOCO v. 4.51 (ter Braak & Šmilauer, 2002), pelo método de análise de gradiente direta. Os dados de abundância (x) das espécies foram transformados para $\log(x+1)$. Para testar a significância dos modelos, 9.999 randomizações de Monte Carlo foram realizadas, em que a hipótese nula é a de que não há

associação entre as variáveis independentes e os eixos canônicos e entre as variáveis independentes e as dependentes (Leps & Šmilauer, 2003). As análises foram realizadas duas vezes, uma para cada resolução de UA.

Resultados

A análise de correspondência canônica (CCA) realizada *a priori* correlacionando os dados de abundância (frequência de registro) das espécies e os termos do polinômio, na resolução de UA (unidades de análise) de 5x5 km, forneceu resultados significativos para três fatores espaciais (Tabela 1). Desse modo, esses termos foram incluídos na análise de correspondência canônica parcial (CCAp) como covariáveis. Esta indicou como significativa a relação entre duas métricas consideradas (CA: área de remanescentes; e AWMSI: índice de forma médio ponderado pela área) e os índices de abundância das espécies (AWMSI: $F=2,66$, $p=0,0492$; CA: $F=2,50$, $p=0,0482$; Tabela 2). Essa variação está contida nos dois primeiros eixos canônicos (Eixo 1: explicação cumulativa de 93,9%, $eigenvalue=0,073$; Eixo 2: explicação cumulativa de 100%, $eigenvalue=0,005$). Entretanto, essa variação explicada corresponde a apenas 4,2% da variação observada na abundância das espécies.

Já para as UAs de 10x10 km, a CCA entre os dados de abundância das espécies e os termos do polinômio selecionou dois fatores espaciais significativos (Tabela 1). Estes foram incluídos na CCAp como covariáveis. O resultado obtido indicou a métrica AWMSI como a única variável independente que explica os padrões observados nos dados de abundância ($F=5,24$, $p=0,0009$; Tabela 3). A proporção da variância explicada por essa variável também foi baixa, de 7,6%, sendo que toda essa variação está contida no primeiro eixo canônico (100%, $eigenvalue=0,098$).

Nos biplots contruídos para a CCAp de resolução de UAs de 5x5 km, observa-se que as amostras estão bem distribuídas ao longo do vetor da variável AWMSI, enquanto não há amostras localizadas na maior parte do vetor de CA (Figura 1). Isso revela uma maior variância total dos dados associada à variável AWMSI, indicando um melhor gradiente amostrado desta variável. Como a adequação desse gradiente é uma premissa da análise, os dados não foram interpretados com relação à associação com a variável CA. A falta de um gradiente unimodal para CA pode ter sido causado pelo fato de que as áreas estão mais ou menos em um grau homogêneo de perturbação. De fato, observa-se que a variação na posição das espécies no biplot ocorre mais horizontalmente, ao longo do eixo 1, eixo mais correlacionado com AWMSI (Figura 2). As espécies *M. tridactyla* e *E. sexcinctus* parecem estar fracamente associadas negativamente com esta variável, enquanto *P. maximus* está fracamente associada positivamente. Já *T. tetradactyla* e *D. novemcinctus* parece estar associada a valores mais altos e positivos de AWMSI.

Na CCAp da resolução de UAs de 10x10 km, pode se observar que a única variável significativa, AWMSI, está totalmente contida no primeiro eixo. As amostras, da mesma forma que na maior escala, estão bem distribuídas ao longo do vetor da variável. Entretanto, a maior parte da variação entre as amostras encontra-se em outros sentidos que não o horizontal (do vetor da variável), ou seja, representa a variação não explicada pela variável (Figura 3). Com relação ao posicionamento das espécies no biplot, *M. tridactyla*, *P. maximus* e *E. sexcinctus* ocorrem próximos ao vetor e à esquerda dele, o que sugere que uma associação pequena e negativa com AWMSI. Já *D. novemcinctus* e *T. tetradactyla* parecem depender de valores relativamente mais altos (Figura 4).

Discussão

A análise de correspondência canônica indicou uma baixa explicação da variação nos dados das espécies pelas variáveis ambientais (métricas de paisagem). As métricas escolhidas refletiam aspectos simples e variados do processo de fragmentação, como sugerido por Metzger, 2006. Entretanto, os resultados atuais podem indicar que as métricas escolhidas não estejam caracterizando bem o processo de fragmentação, pelo menos do ponto de vista das espécies consideradas, já que apenas duas destas variáveis, CA (área remanescente) e AWMSI (índice de forma médio ponderado pela área), foram consideradas significativas. Outros fatores podem estar ocorrendo nas áreas amostradas, que expliquem melhor a variação na abundância (frequência de registros) das espécies, como a caça (Leeuwenberg, 1997; Cullen Jr *et al.*, 2000; Anacleto, 2001; Peres, 2001) ou regimes alterados de queimada (Drumond & Rylands, 1994; Silveira *et al.*, 1999). Desse modo, o estudo de outros fatores de impacto pode ser interessante.

Outra explicação pode ser a de que as áreas amostradas tenham apresentado pouca variação no gradiente de muito fragmentado a pouco fragmentado, o que influencia no resultado da análise (Legendre & Legendre, 1998). Isso pode indicar que as unidades de análise (UAs) estavam localizadas em áreas relativamente homogêneas nas regiões amostradas, não captando uma real variação do processo (de fato, como mostrado no capítulo anterior, as unidades amostrais não se dividem claramente em grupos distintos pela análise de componentes principais). Uma possível estratégia futura deverá ser amostrar áreas que caracterizem bem esse gradiente, incluindo áreas muito degradadas e até mesmo a matriz nas análises (Metzger, 2006).

A análise dos dados na escala de 10x10 km não selecionou CA como um fator

significativamente influente nos dados de abundância. Isso fornece suporte para o fato de que as espécies variam na forma como percebem a paisagem, dependendo da escala. Ambas as escalas utilizadas abrangem as áreas de vida de todas as espécies, considerando que as maiores áreas de vida, de *M. tridactyla*, *P. maximus* e *E. sexcinctus*, variam de 700 a 900 ha (Encarnação, 1986; Eisenberg & Redford, 1999; Miranda, 2004). Assim, possivelmente a variável CA não foi selecionada pela análise para as UAs de 10x10 km pelo fato de que essa escala já é grosseira demais para as espécies com áreas de vidas menores, *T. tetradactyla* (cerca de 300 ha; Eisenberg & Redford, 1999) e *D. novemcinctus* (5 a 15 ha; Eisenberg & Redford, 1999). Pode-se concluir então, que as espécies tendem a responder à perda de hábitat mais próxima de suas áreas de vida.

Já o índice de forma AWMSI foi indicado como significativo em ambas as escalas. Esse índice é calculado pela soma do perímetro do fragmento ajustado por uma constante que controla por um padrão circular, multiplicado pela área do fragmento dividido pela área de todos os fragmentos (ver fórmula: Anexo I, Tabela 1). Assim, fragmentos maiores têm mais peso no valor final do índice. O índice varia de 1 a valores positivos, sendo que fragmentos mais circulares apresentam valores menores e fragmentos cada vez mais irregulares apresentam valores crescentes de AWMSI (McGarigal & Marks, 1994). De acordo com os resultados da CCAp em ambas as escalas, *M. tridactyla*, *P. maximus* e *E. sexcinctus* são associadas a valores baixos de AWMSI, o que indica fragmentos mais circulares (Figuras 2 e 4). Esse fato pode indicar um impacto do efeito de borda na abundância dessas espécies, pois quanto mais circular for a estrutura de um fragmento, menor a relação perímetro/área, indicando menos bordas. As outras duas espécies analisadas também mostraram um padrão consistente nas duas escalas. *Tamandua tetradactyla* e *D. novemcinctus* mostrou serem

influenciadas por valores medianos a altos de AWMSI, o que explica uma maior distribuição das amostras ao longo do vetor desta variável (Figura 1 e 3). Uma explicação para isso é a de que a associação desta espécie com fragmentos mais irregulares possa estar relacionada com algum grau de liberação ecológica sofrida pelas espécies, pela exclusão de competidores ou predadores mais sensíveis à fragmentação (Terborgh & Faaborg, 1973; Cox & Ricklefs, 1977; Crooks & Soulé, 1999).

De qualquer forma, o efeito de borda pode ter impactos distintos, diretos e indiretos, como uma maior probabilidade de encontros com a matriz e seus efeitos negativos, além de variar de acordo com escalas diferentes para as espécies em questão (Murcia, 1995; Laurance, 2000). Saunders (1991), em uma revisão clássica dos efeitos da fragmentação na biodiversidade, chama atenção para a importância da forma, e argumenta que todos os fatores que compõem a fragmentação são agravados em fragmentos de formas menos circulares: desde os efeitos da maior quantidade de borda, quanto a efeitos indiretos na conectividade, de acordo com a disposição na paisagem. No Cerrado, fatores associados à borda, como alteração de microclima, efeito do vento, etc., não devem ser tão importantes, já que bordas naturais são comuns devido ao mosaico de formações vegetacionais que o compõe (Eiten, 1972). O impacto do efeito de borda antrópico deve funcionar de outras maneiras, principalmente pelo conflito ecológico das espécies que compõem as comunidades naturais e espécies exóticas da matriz, como observado por Lacerda *et al.* (2009), ou também possivelmente pelo efeito de pesticidas das lavouras em contato com os fragmentos.

As outras duas métricas que estariam associadas direta ou indiretamente ao efeito de borda, a ED (densidade de borda) e a NCA (número de áreas núcleo) não foram, entretanto, selecionadas pela CCAp. O ED é a soma do comprimento de todas as bordas de fragmento

dividido pela área total da paisagem. O NCA é definido pelo número de áreas núcleo disjuntas dentro de um mesmo fragmento, portanto é maior em áreas com fragmentos de formas complexas. Como discutido na literatura, o efeito de borda não é um fator estático e monotônico, podendo inclusive ser medido de diversas maneiras (Murcia, 1995). Portanto, essas métricas, apesar de estarem associadas a um mesmo fator, não são semelhantes e podem variar em suas conclusões. Isso é verdade para todas as métricas em geral. Tischendorf (2001) faz um estudo comparativo das métricas de paisagem e encontra uma grande variação na qualidade e aplicabilidade destas em estudos diferentes. A maioria das métricas é inconsistente, variando em suas respostas de acordo com o grau de fragmentação da área de estudo. Desse modo, a ausência de associação entre as variáveis de abundância das espécies e as demais métricas de paisagem, como analisado aqui, não significa que as espécies não sofram com os processos descritos por elas (como por exemplo, isolamento entre os fragmentos). Devemos concluir com cuidado os resultados desse tipo de análise, tanto por problemas no desenho amostral, quanto por que a escolha de métricas dentre uma gama imensa disponível pode afetar os resultados. Como demonstrado na literatura, padrões claros não existem e a qualidade dos índices escolhidos varia de acordo com a pergunta e o táxon sob análise (Tischendorf, 2001; Tischendorf *et al.*, 2003; Fischer & Lindenmayer, 2007).

Os resultados aqui apresentados sugerem que as espécies estudadas sofrem efeito de alguns aspectos do processo de fragmentação, como demonstrado pela seleção de pelo menos uma variável ambiental pela CCAp. Aparentemente também há diferença na sensibilidade das espécies aos fatores, sendo *E. sexcinctus*, *M. tridactyla* e *P. maximus* mais impactadas pelo efeito de borda presente nas áreas amostradas. Este capítulo, em concordância com o anterior, forneceu resultados que sugerem um impacto maior da fragmentação sobre as duas últimas.

Ambas são espécies de grande porte, pesando entre 20 e 40 kg, (Marinho-Filho *et al.*, 2002) e incluídas na lista brasileira de mamíferos ameaçados (Chiarello *et al.*, 2008). Espécies de maior porte são apontadas, na literatura, como mais sensíveis aos impactos da fragmentação devido a seus maiores requerimentos de área de vida (Wolff, 1999; Fahrig, 2001; Henle *et al.*, 2004). Além disso, também em concordância com o capítulo anterior, sugere-se que algumas espécies podem se beneficiar até certo ponto do processo de fragmentação, demonstrado pela associação de *T. tetradactyla* e *D. novemcinctus* com fragmentos mais irregulares. Entretanto, isso não indica que essas duas espécies não sejam sensíveis ao efeito de borda, e sim, que elas, por terem menores áreas de vida, não estão “enxergando” os fragmentos amostrados como pequenos e irregulares o bastante, lembrando que as áreas amostradas não se encontram extremamente degradadas. Portanto, propõe-se aqui a explicação da liberação ecológica, que pode estar tendo efeito sobre estas espécies em áreas de degradação intermediária, como as amostradas aqui. Os resultados aqui apresentados apóiam estas hipóteses para o grupo dos Xenarthra.

Agradecimentos

Agradecemos em especial ao Instituto Onça-Pintada pelo apoio e pela possibilidade de colaboração. O trabalho de campo nas diferentes áreas de estudo contou com o apoio financeiro e logístico de inúmeras instituições e pessoas, mas agradecemos particularmente: ao Earthwatch Institute, à Fundação Monsanto, ao Memphis Zoo e a CI Brasil pelo apoio financeiro; aos proprietários rurais por permitir trabalhar nas suas propriedades, ao IBAMA para as licenças de pesquisa em áreas protegidas, e aos inúmeros voluntários e estagiários que ajudaram com a coleta de dados no campo. Ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília, e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de estudos concedida a Babi Zimbres.

Referências bibliográficas

- Ab'Saber, AN 1983 O domínio dos Cerrados: Introdução ao conhecimento. Rev Serv Púb 111: 41-55
- Anacleto, TCS, Marinho-Filho, J 2001 Hábito alimentar do tatu canastra (*Xenarthra*, Dasypodidae) em uma área de Cerrado do Brasil Central. Rev Bras Zool 18(3): 681-688
- Anacleto, TCS 2007 Food Habits of Four Armadillo Species in the Cerrado Area, Mato Grosso, Brazil. Zool Stud 46(4): 529-537
- Andrén, H 1994 Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: a review Oikos 71: 355-366
- Borcard, D, Legendre, P, Drapeau, P 1992 Partialling out the spatial component of ecological variation. Ecology 73: 1045-1055
- Bowers, MA, Matter, SF 1997 Landscape ecology of mammals: relationships between density and patch size. J Mam 78(4): 999-1013
- Chiarello, AG, Aguiar, LMS, Cerqueira, R, Melo, FR, Rodrigues, FHG, Silva, VMF 2008 Mamíferos Ameaçados de Extinção no Brasil. In: Machado, ABM, Drummond, GM, Paglia, AP (eds) Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Brasília Belo Horizonte, Brazil
- Chiarello, AG 1999 Effects of fragmentation of the Atlantic forest on mammal communities on south-eastern Brazil. Biol Cons 89: 71-82
- Cullen Jr, L, Bodmer, RE, Padua, CV 2000 Effects of hunting in habitat fragments of the Atlantic forests, Brazil. Biol Cons 95: 49-56
- Costa, LP, Leite, YLR, Mendes, SL, Ditchfield, AD 2005 Mammal Conservation in Brazil. Cons Biol 19: 672-679
- Drummond, MA, Rylands, AB 1994 Giant anteaters, *Myrmecophaga tridactyla*: feeding behavior and fires. Edentata 1: 15-16
- Eisenberg, JF, Thorington Jr, RW 1973 A preliminary analysis of a neotropical mammal fauna. Biotropica 5(3): 150-161

- Eisenberg, JF, Redford, KH 1999 Mammals of the Neotropics, vol.3. The University of Chicago Press, Chicago pp90-112
- Eiten, G 1972 The Cerrado Vegetation of Brazil. *Bot Rev* 38: 201-341
- Encarnação, C 1986 Contribuição à biologia dos tatus (Dasypodidae, Xenarthra) da Serra da Canastra, Minas Gerais. Dissertation, Universidade Federal do Rio de Janeiro, p 209
- Fahrig, L 2001 How much habitat is enough? *Biol Cons* 100: 65-74
- Fahrig, L 2003 Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Ann Rev Ecol Syst*, 34: 487-515
- Fischer, J, Lindenmayer, DB 2007 Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecol Biogeogr* 16: 265–280
- Fonseca, GAB, J Aguiar 2004 The 2004 edentate species assessment workshop. *Edentata* 6: 1-26
- Henle, K, Davis, KF, Kleyer, M, Margules, C, Settele, J 2004 Predictors of species sensitives to fragmentation. *Biod Cons* 13: 207-51
- IUCN (International Union for Conservation of Nature) 2003 2003 IUCN red list of threatened species. <http://www.redlist.org> Cited 20 Feb 2010
- Jha, CS, Goparaju, L, Tripathi, A, Garay, B, Raghubanshi, AS, Singh, JS 2005 Forest fragmentation and its impact on species diversity: an analysis using remote sensing and GIS. *Biod Cons* 14: 1681-1698
- Kinnaird, MF, Sanderson, EW, O'Brien, TG, Wibisono, HT, Woolmer, G 2003 Deforestation trends in a tropical landscape and implications for endangered large mammals. *Cons Biol* 17: 245–257
- Klink, CA, Machado, RB 2005 A Conservação do Cerrado Brasileiro. *Megadiversidade* 1: 147-155
- Lacerda, ACR, Tomás, WM, Marinho-Filho, J 2009 Domestic dogs as an edge effect in the National Park of Brasilia, Brazil: interactions with native mammals. *An Cons* 12: 477-487
- Laurance, WF 2000 Do edge effects occur over large spatial scales? *Tree* 15(4): 134-35
- Leeuwenberg, F 1997 Edentata as a food resource: subsistence hunting by Xavante indians, Brazil. *Edentata* 3:4-7

- Leps, J, Šmilauer, P 2003 Multivariate analysis of ecological data using CANOCO. Cambridge University Press, Cambridge, UK
- Legendre, P, Legendre, L (1998) Numerical ecology. Elsevier, Amsterdam
- Lyra-Jorge, MC, Ciocheti, G, Pivello, V, Meirelles, ST 2008 Comparing methods for sampling large- and medium-sized mammals: camera traps and track plots. Eur J Wildl Res 54: 739–744
- MacArthur, RH, Wilson, EO 1967 The theory of island biogeography. Princeton University Press, Princeton, p 203
- Machado, RB, Ramos-Neto, MB, Pereira P, Caldas E, Gonçalves D, Santos N, Tabor K , Steininger M 2004 Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Conservação International do Brasil, Brasília, Brazil, p 23
- Marinho-Filho, JS, Rodrigues, FHG ,Juarez, KM 2002 The Cerrado Mammals: Diversity, ecology and Natural History. In: Oliveira, PS, Marquis, RJ (eds) The Cerrados of Brazil - Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna Columbia University Press, New York, pp266-284
- McGarigal, K, Cushman, S, Stafford, S 2000 Multivariate Statistics for Wildlife and Ecology. Research Springer Verlag, Heidelberg Germany, p 134
- McNab, 1985 Energetics, population biology, and distribution of Xenarthrans, living and extinct. In: G G Montgomery (ed) The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas. Smithsonian Institution Press, Washington DC, pp219-232
- Medri, IM, Mourão, GM, Harada, AY 2003 Dieta de tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) no Pantanal da Nhecolândia, Brasil. Edentata 5: 29-34
- Metzger, JP 2001 O que é ecologia da paisagem? Biot Neot 1(1-2): 1-9
- Metzger, JP 2006 Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: Cullen Jr, L, Rudran, R, Valladares-Pádua, C (eds) Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Editora UFPR, Curitiba, pp 423-454
- Miranda, GHB 2004 Ecologia e conservação do tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*, Linnaeus, 1758) no Parque Nacional das Emas. Thesis, Universidade de Brasília, Brazil, p 55
- Montgomery, GG 1985 Movements, foraging and food habits of the four extant species of neotropical vermilinguas (Mammalia: Myrmecophagidae). In: GG Montgomery (ed)

- The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas. Smithsonian Institution Press, Washington DC, pp 365-77
- Murcia, C 1995 Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Tree* 10(2): 58-62
- Myers, N, Mittermeier, RA, Mittermeier, CG, Fonseca, GAB, Kent, J 2000 Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-858
- Noss, RF 1983 A regional landscape approach to maintain diversity. *BioScience*, 33(11): 700-706
- Pardini, R, Ditt, EH, Cullen Jr, L, Rudran, R 2006 Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte. In: Cullen Jr, L, Rudran, R, Valladares-Pádua, C (eds) *Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre* 2nd edn, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, pp181-201
- Peres, CA 2001 Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on amazonian forest vertebrates. *Cons Biol* 15(6): 1490-1505
- Pires, AS, Lira, PK, Fernandez, FAS, Schittini, GM , Oliveira, LC 2002 Frequency of movements of small mammals among Atlantic Coastal Forest fragments in Brazil *Biol Cons* 108(2): 229-237
- Pires, AS, Fernandez, FAS , Barros, C 2006 Vivendo em um mundo em pedaços: efeitos da fragmentação florestal sobre comunidades e populações animais. In: Rocha, CFC, Bergallo, H, Van Sluys, M, Alves, MAS (eds) *Biologia da Conservação: essências*. Rima Editora, São Carlos, pp 231-260
- Ratter, JA, Riveiro, JF, Bridgewater S 1997 The Brazilian Cerrado vegetation and threats to its biodiversity. *Ann Bot* 80: 223–230
- Redford, KH 1985 Food habits of armadillos (*Xenarthra: Dasypodidae*). In: G G Montgomery, (ed) *The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas*. Smithsonian Institution Press, Washington DC, pp429-437
- Redford, KH 1994 The edentates of Cerrado. *Edentata* 1: 4-10
- Rüitters, KH, O'Neill, RV, Hunsaker CT, Wickham JD, Yankee DH, Timmins, SP, Jones, KB, Jackson, BL 1995 A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Land Ecol* 10(1): 23-40
- Saunders, DA, Hobbs, RJ, Margules, CR 1991 Biological consequences of ecosystem

- fragmentation: a review. *Cons Biol* 5(1): 18-32
- Silveira, L, Rodrigues, FHG, Jácomo, ATA, Diniz Filho, JAF 1999 Impact of wildfires on the megafauna of Emas National Park, central Brazil. *Oryx* 33(2): 108-114
- Simberloff, DS, Abele, LG 1976 Island biogeography theory and conservation practice. *Science* 191: 285-86
- Simberloff, DS, Abele, LG 1982 Refuge design and island biogeography theory: effects of fragmentation. *Am Nat* 120: 41-50
- Shaw, JH, Carter TS, Machado-Neto, JC 1985 Ecology of the giant anteater *Myrmecophaga tridactyla* in Serra da Canastra, Minas Gerais, Brasil: a pilot study. In: GG Montgomery (ed) *The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas*. Smithsonian Institution Press, Washington DC, pp379-384
- Swihart, RK, Gehring, TM, Kolozsvary, MB, Nupp, TE 2003 Responses of 'resistant' vertebrates to habitat loss and fragmentation: the importance of niche breadth and range boundaries. *Div Dist* 9: 1-18
- ter Braak, CJF, Šmilauer, P 2002 CANOCO reference manual and CanoDraw for windows user`s guide: software for canonical community ordination version 4.5. Microcomputer Power, Ithaca NY
- Tischendorf, L 2001 Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Land Eco* 16: 235–254
- Tischendorf, L, Bender, DJ, Fahrig, L 2003 Evaluation of patch isolation metrics in mosaic landscapes for specialist vs generalist dispersers. *Land Eco* 18: 41–50
- Wetzel, RM 1985a The identification and distribution of recent Xenarthra (=Edentata). In: GG Montgomery (ed) *The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas* Smithsonian Institution Press, Washington DC pp5-21
- Wetzel, RM 1985b Taxonomy and distribution of armadillos, Dasypodidae. In: GG Montgomery (ed) *The evolution and ecology of armadillos, sloths and vermilinguas* Smithsonian Institution Press, Washington DC pp23-46
- Wiens, JA 1996 Wildlife in patchy environments: metapopulations, mosaics and management. In: McCullough, DR (ed) *Metapopulations and wildlife conservation*. Island Press, Washington DC, pp53-84

Wolff, JO 1999 Behavioral model systems. In: Barret, GW, Peles, JD (eds) Landscape ecology of small mammals. Springer-Verlag, New York, pp11-40

Tabelas

Tabela 1. Resultados das seleções das covariáveis por análise de correspondência canônica (CCA) para os nove termos do polinômio (F1 a F9) correlacionados com o índice de abundância das cinco espécies de *Xenarthra* analisadas, para ambas as resoluções de UA (unidade de análise) de 5x5km e de 10x10km. Os valores de F e p foram obtidos por 9999 permutações de Monte Carlo e indicam a significância das correlações entre esses fatores espaciais e a abundância das espécies. Em negrito, os valores de p menores que $\alpha=0,05$. Os valores de F e p ausentes não foram fornecidos pelo programa, já que as variáveis não contribuiriam mais no modelo, o que assegura que eram não significativas.

Variável	Termo correspondente	5x5 km		10x10 km	
		F	p	F	p
F1	x	6,41	0,003	5,10	0,004
F2	y	0,47	0,700	1,94	0,114
F3	x*y	1,44	0,204	4,72	0,000
F4	x ²	3,17	0,039	-	-
F5	y ²	0,36	0,807	-	-
F6	x ³	0,54	0,621	-	-
F7	x ² y	5,93	0,003	-	-
F8	xy ²	0,65	0,621	-	-
F9	y ³	0,16	0,947	-	-

Tabela 2. Resultados da análise de correspondência canônica parcial (CCAp) entre as métricas de paisagem (variáveis independentes) e a abundância das cinco espécies de *Xenarthra* analisadas (variáveis dependentes), para a resolução de UA (unidade de análise) de 5x5km. Os valores de *F* e *p* foram obtidos por 9999 permutações de Monte Carlo e indicam a significância das correlações entre as variáveis independentes e dependentes. Em negrito, os valores de *p* menores que $\alpha=0,05$.

Variável	Varição cumulativa (eigenvalues)	Varição cumulativa (%)	F	p	Correlação canônica eixo 1	Correlação canônica eixo 2
AWMSI	0,04	2,2	2,66	0,0492	0,2526	0,0677
CA	0,08	4,2	2,50	0,0482	0,0766	-0,0955
Varição total	0,08	4,2				
Eigenvalues					0,073	0,005
Correlação espécie- ambiente					0,35	0,10

Siglas das métricas: AWMSI: Índice de forma médio ponderado pela área; CA: Área de remanescente. As demais métricas não foram significativas e não foram incluídas no modelo.

Tabela 3. Resultados da análise de correspondência canônica parcial (CCAp) entre as métricas de paisagem (variáveis independentes) e a abundância das cinco espécies de *Xenarthra* analisadas (variáveis dependentes), para a resolução de UA (unidade de análise) de 10x10km. Os valores de *F* e *p* foram obtidos por 9999 permutações de Monte Carlo e indicam a significância das correlações entre as variáveis independentes e dependentes. Em negrito, os valores de *p* menores que $\alpha=0,05$.

Variável	Variação cumulativa (eigenvalues)	Variação cumulativa (%)	F	p	Correlação canônica eixo 1
AWMSI	0,10	7,6	5,24	0,0009	0,45
Variação total	0,10	7,6			
Eigenvalues					0,098
Correlação espécie-ambiente					0,45

Siglas das métricas: AWMSI: Índice de forma médio ponderado pela área. As demais métricas não foram significativas e não foram incluídas no modelo.

Figuras

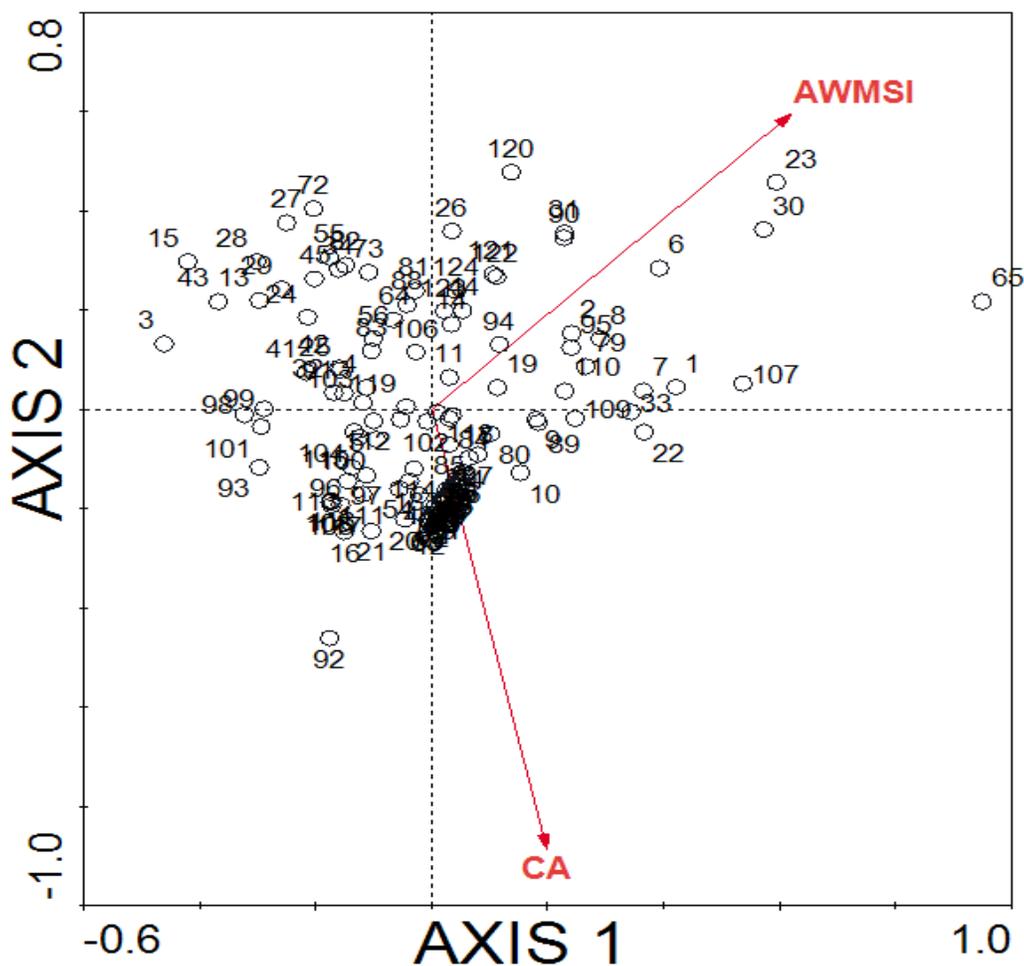


Figura 1. Biplot das amostras (UA: unidades de análise) da análise de correspondência canônica parcial (CCAp) entre as métricas de paisagem (variáveis independentes) e a abundância das cinco espécies de *Xenarthra* analisadas (variáveis dependentes), para a resolução de UA de 5x5 km. As variáveis ilustradas são as selecionadas como significativas pela análise: CA) Área de remanescente; AWMSI) Índice de forma médio ponderado pela área.

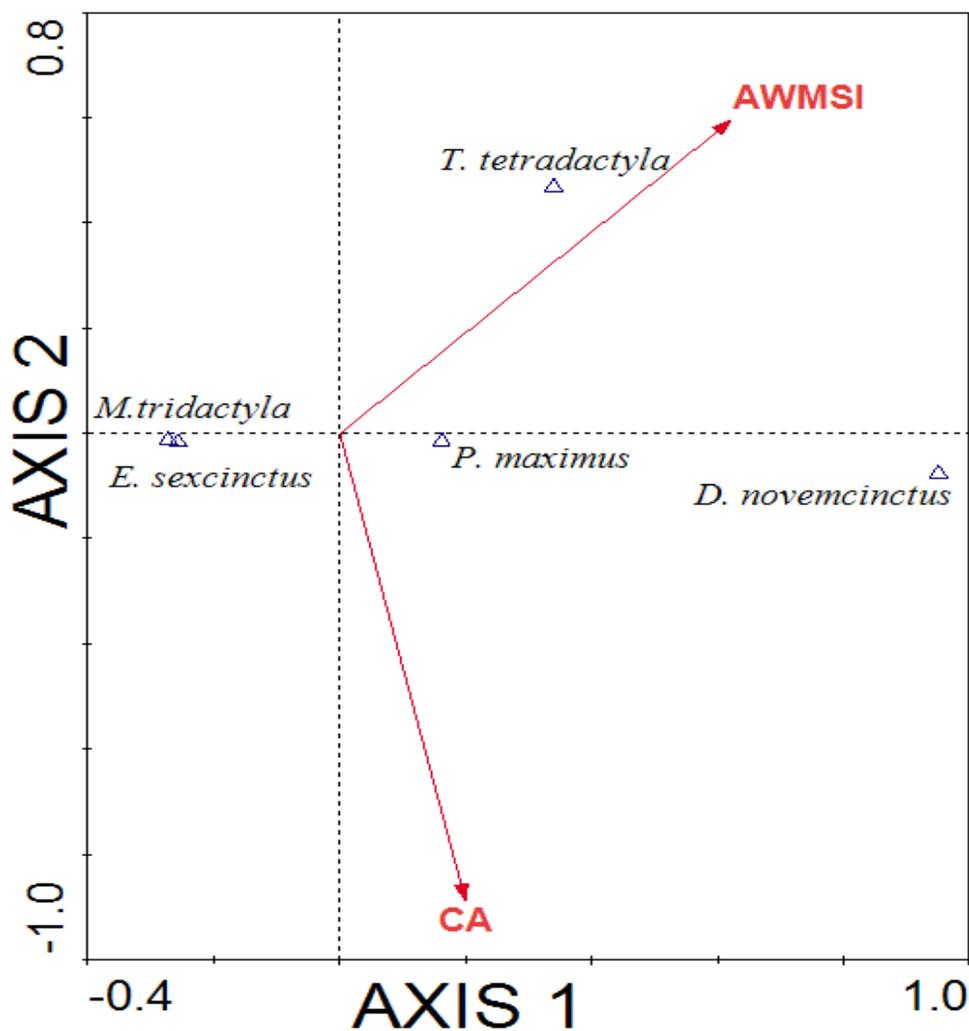


Figura 2. Biplot das espécies (UA: unidades de análise) da análise de correspondência canônica parcial (CCAp) entre as métricas de paisagem (variáveis independentes) e a abundância das cinco espécies de *Xenarthra* analisadas (variáveis dependentes), para a resolução de UA de 5x5 km. As variáveis ilustradas são as selecionadas como significativas pela análise: CA) Área de remanescente; AWMSI) Índice de forma médio ponderado pela área.

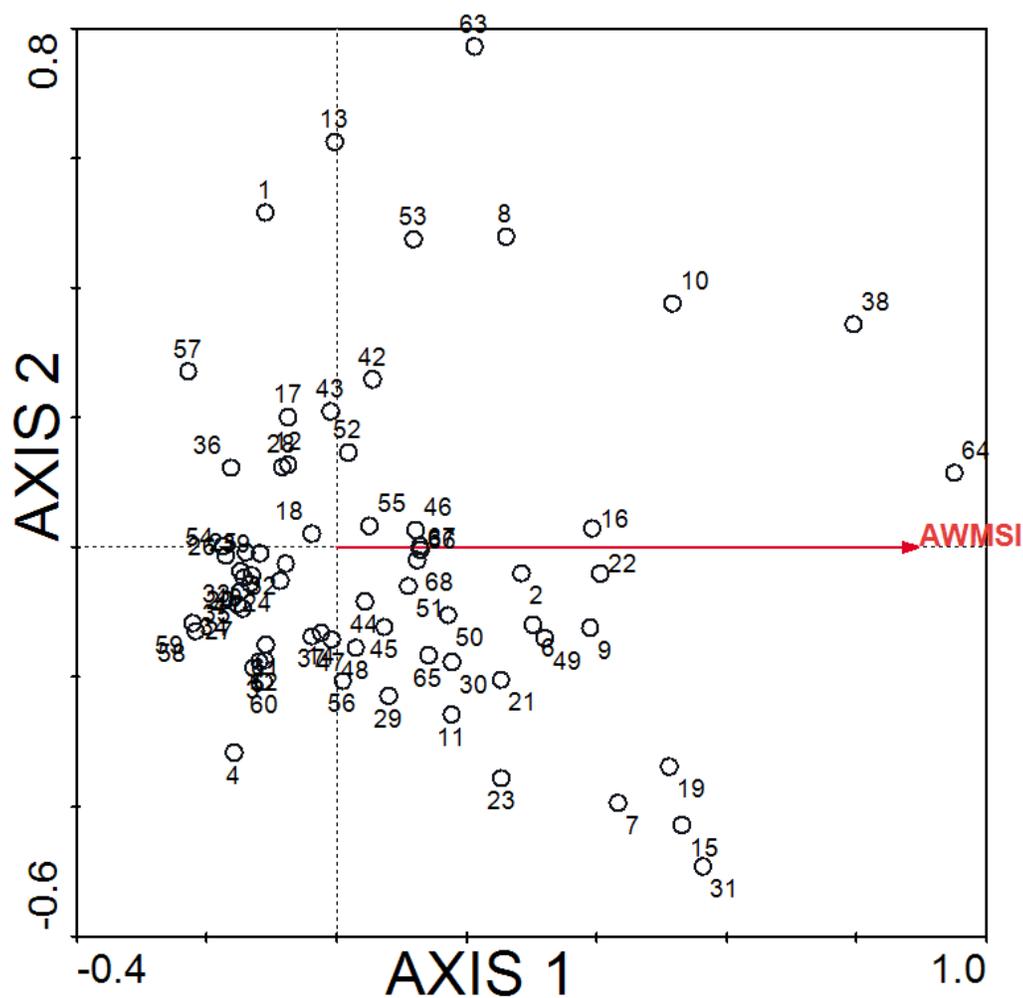


Figura 3. Biplot das amostras (UA: unidades de análise) da análise de correspondência canônica parcial (CCAp) entre as métricas de paisagem (variáveis independentes) e a abundância das cinco espécies de Xenarthra analisadas (variáveis dependentes), para a resolução de UA de 10x10 km. A variável ilustrada é a selecionada como significativa pela análise: AWMSI) Índice de forma médio ponderado pela área.

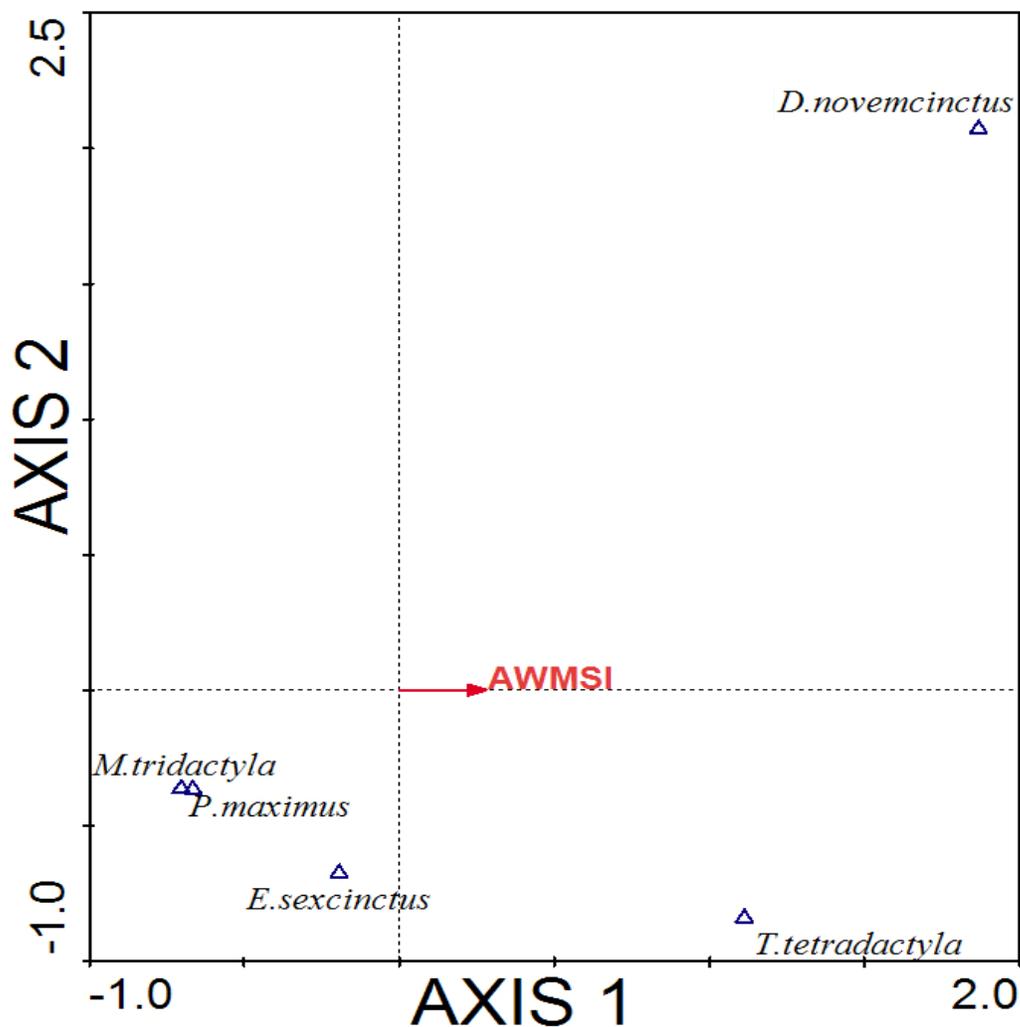


Figura 4. Biplot das espécies (UA: unidades de análise) da análise de correspondência canônica parcial (CCAp) entre as métricas de paisagem (variáveis independentes) e a abundância das cinco espécies de Xenarthra analisadas (variáveis dependentes), para a resolução de UA de 10x10 km. A variável ilustrada é a selecionada como significativa pela análise: AWMSI) Índice de forma médio ponderado pela área.

Anexo I

Tabela 1. Cálculo e descrição das variáveis da fragmentação usadas nesse estudo, geradas pelo programa Patch Analyst 3.0, no ArcGIS v.9.3.

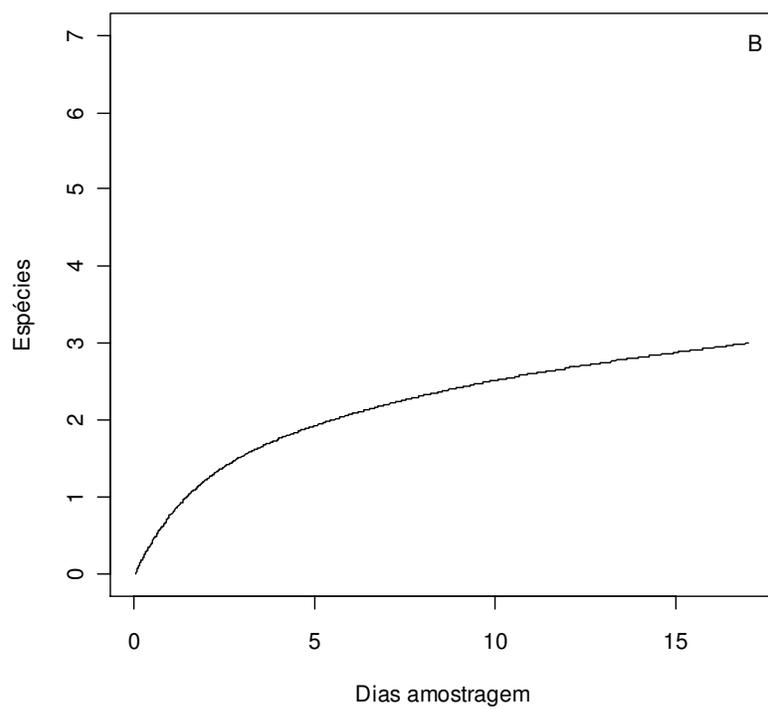
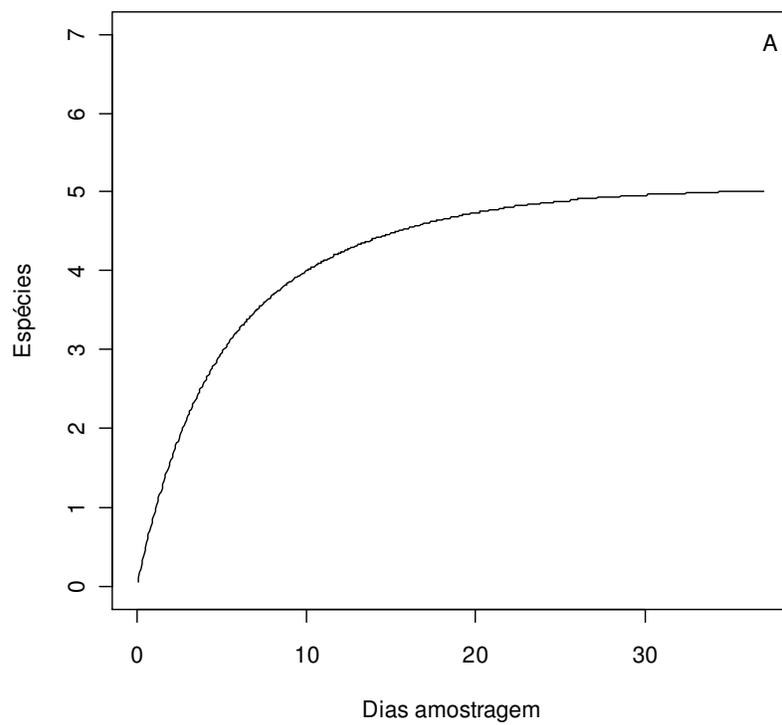
Métrica	Fórmula	Descrição (unidade)
Class area (CA)	$CA = \sum_{j=1}^n a_{1j} \left(\frac{1}{10,000} \right)$	Área total da classe em estudo (ha).
Number os patches (NumP)	$NP = n_1$	Número de fragmentos.
Mean patch size (MPS)	$MPS = \frac{\sum_{j=1}^n a_{1j}}{n_1} \left(\frac{1}{10,000} \right)$	Tamanho médio dos fragmentos (ha).
Edge density (ED)	$ED = \frac{\sum_{k=1}^{m'} e_{ik}}{A} (10,000)$	Densidade de borda (m/ha).
Area-weighted mean shape index (AWMSI)	$AWMSI = \sum_{j=1}^n \left[\left(\frac{p_{1j}}{2\sqrt{\pi \cdot a_{1j}}} \right) \left(\frac{a_{1j}}{\sum_{j=1}^n a_{1j}} \right) \right]$	Índice de forma médio ponderado pela área.
Mean nearest-neighbour distance (MNN)	$MNN = \frac{\sum_{j=1}^{n'} h_{1j}}{n'_1}$	Distância média do vizinho mais próximo (m).
Number os core areas (NCA).	$NCA = \sum_{j=1}^n n_{1j}^c$	Número de áreas núcleo.

Notações usadas nos algoritmos: $i = k = 1, \dots, m$ ou m' tipos de fragmento (classes); $j = 1, \dots, n$ ou n' fragmentos; $n = n_1 =$ número de fragmentos na paisagem do tipo de fragmento (classe) i ; $n' = n'_1 =$ número de fragmentos na paisagem do tipo de fragmento (classe) i quem tem vizinhos mais próximos; $m' =$ número de tipos de fragmento (classes) presentes na paisagem, incluindo a borda da paisagem, se presente; $a_{ij} =$ área (m^2) do fragmento ij ; $A =$ área total da paisagem (m^2); $e_{ik} =$ comprimento total (m) da borda na paisagem entre tipos de fragmento (classes) i and k ; $p_{ij} =$ perímetro (m) do fragmento ij ; $n_{ij}^c =$ número de áreas núcleo disjuntas no fragmento ij baseado em uma extensão de *buffer* especificada (m); $h_{ij} =$ distância (m) do fragmento ij ao fragmento vizinho mais próximo da mesmo tipo (classe), baseado na distância borda-a-borda.

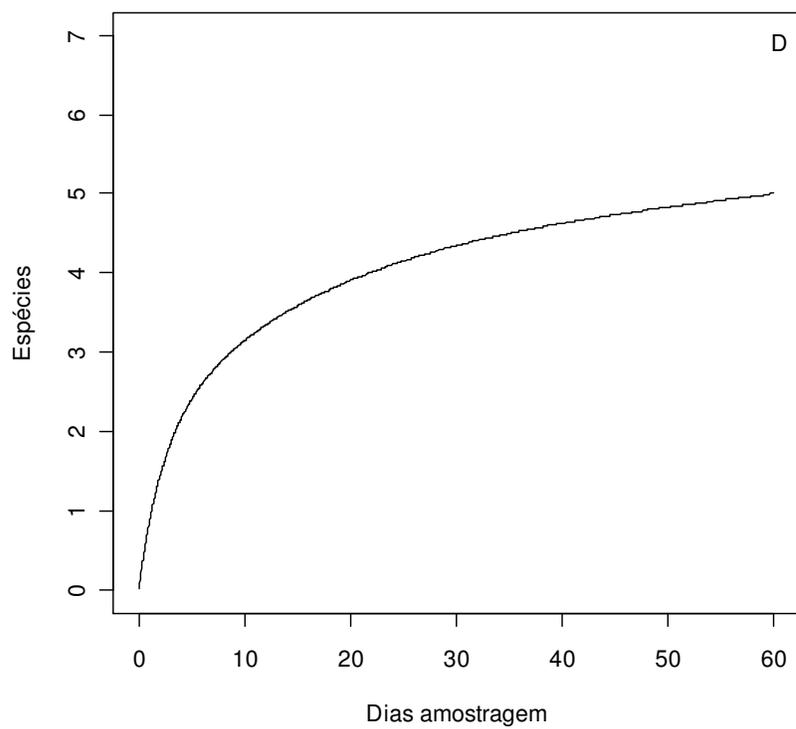
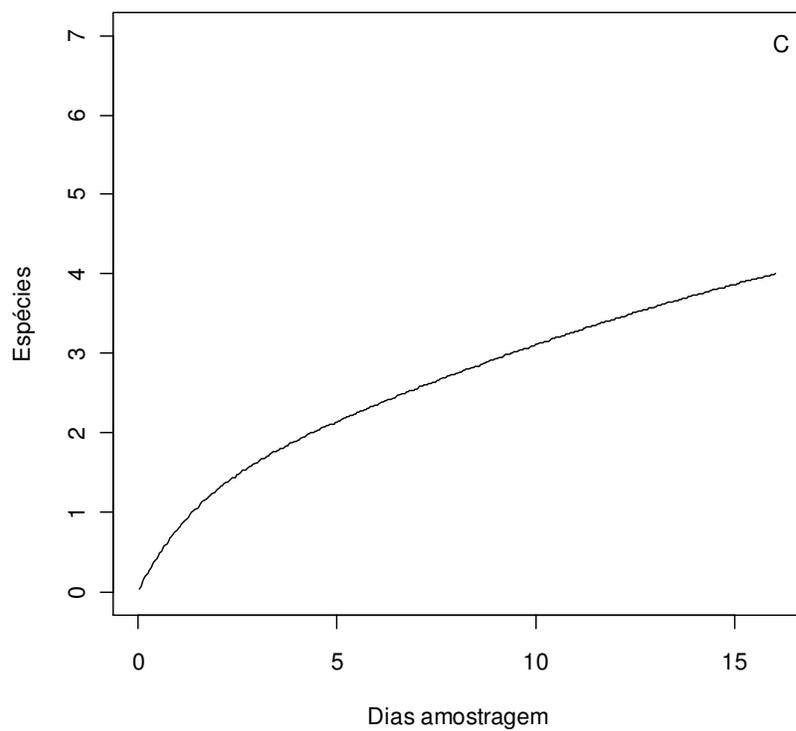
Tabela 2. Valores do coeficiente de correlação (r) da análise de correlação de Pearson entre os pares de métricas utilizadas na análise de fragmentação.

	MNN	CA	NumP	MPS	ED	AWMSI	NCA
MNN	1.00000000	-0.4996088	0.0775063	-0.5016268	0.2043478	0.09716646	0.1136365
CA	-0.4996088	1.00000000	-0.4184882	0.8460712	-0.8255153	-0.7044313	-0.6059064
NumP	0.07750630	-0.4184882	1.00000000	-0.5497464	0.5630545	0.49860793	0.8275050
MPS	-0.5016268	0.8460712	-0.5497464	1.00000000	-0.7198303	-0.7006361	-0.6599796
ED	0.20434778	-0.8255153	0.5630545	-0.7198303	1.00000000	0.89301042	0.7986264
AWMSI	0.09716646	-0.7044313	0.4986079	-0.7006361	0.8930104	1.00000000	0.7182807
NCA	0.11363651	-0.6059064	0.8275050	-0.6599796	0.7986264	0.71828072	1.00000000

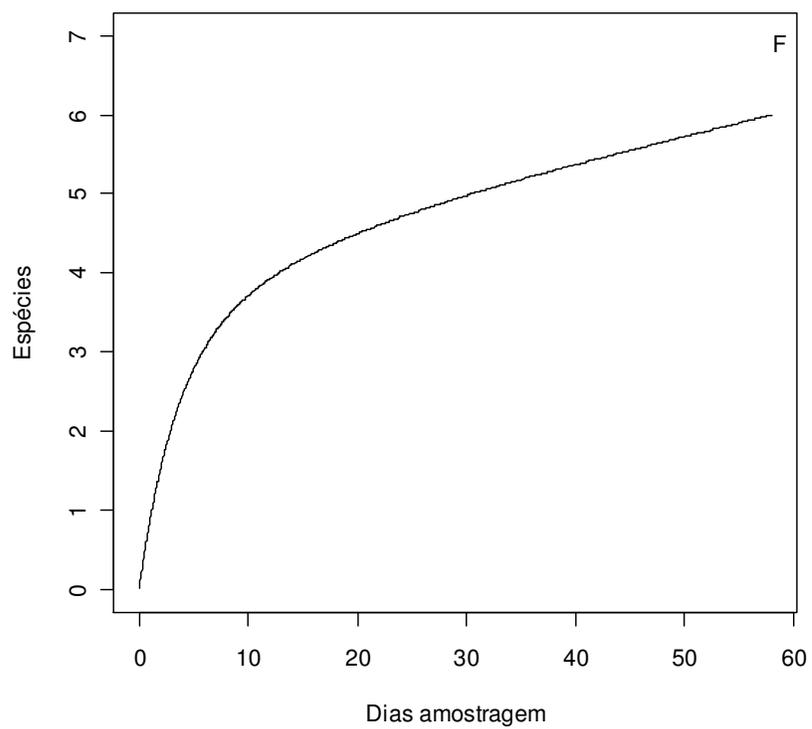
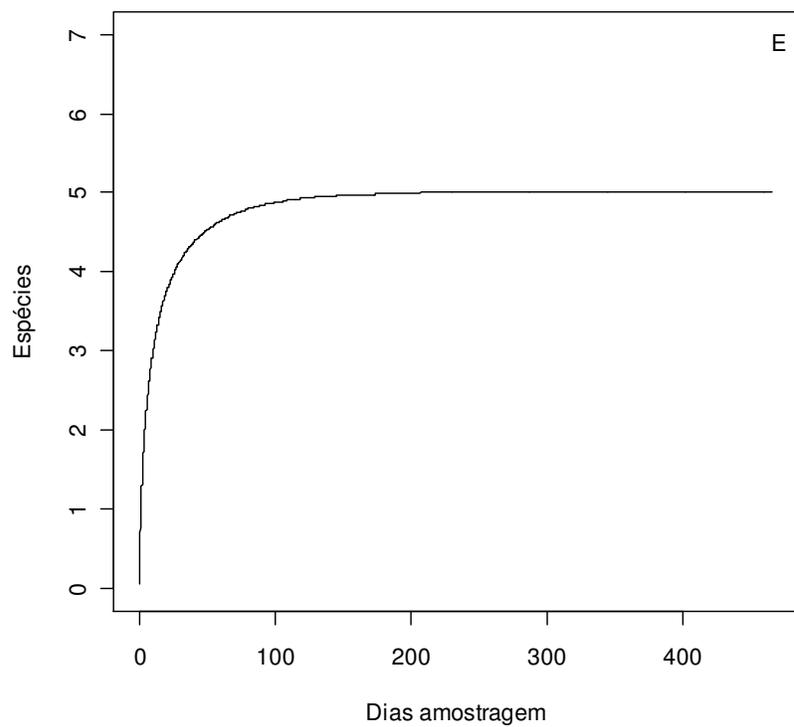
Siglas das métricas: MNN: Distância média do vizinho mais próximo; CA: Área de remanescente; NumP: Número de fragmentos; MPS: Tamanho médio de fragmento; ED: densidade de borda; AWMSI: Índice de forma médio ponderado pela área; NCA: Número de áreas núcleo.



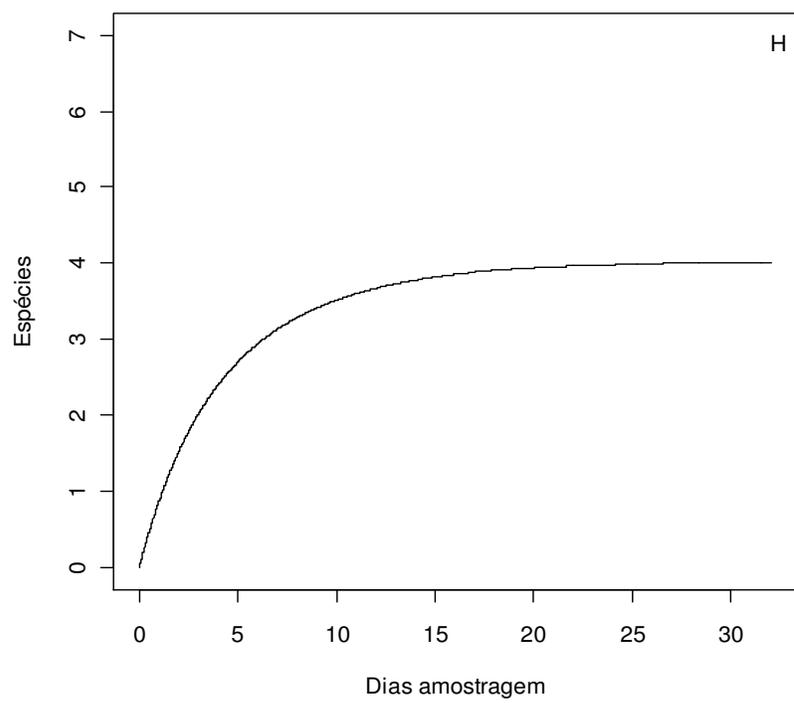
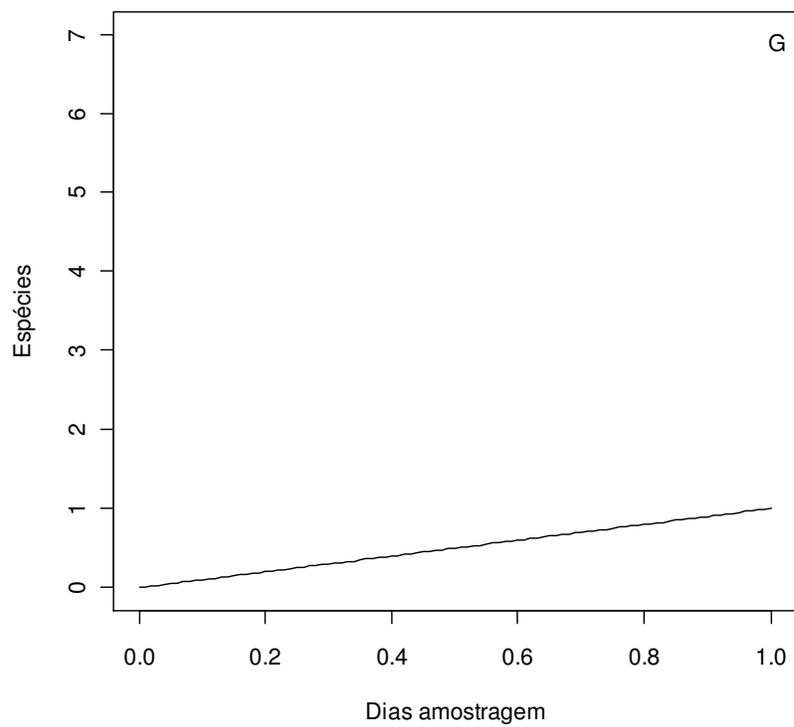
(Figura 1, legenda abaixo)



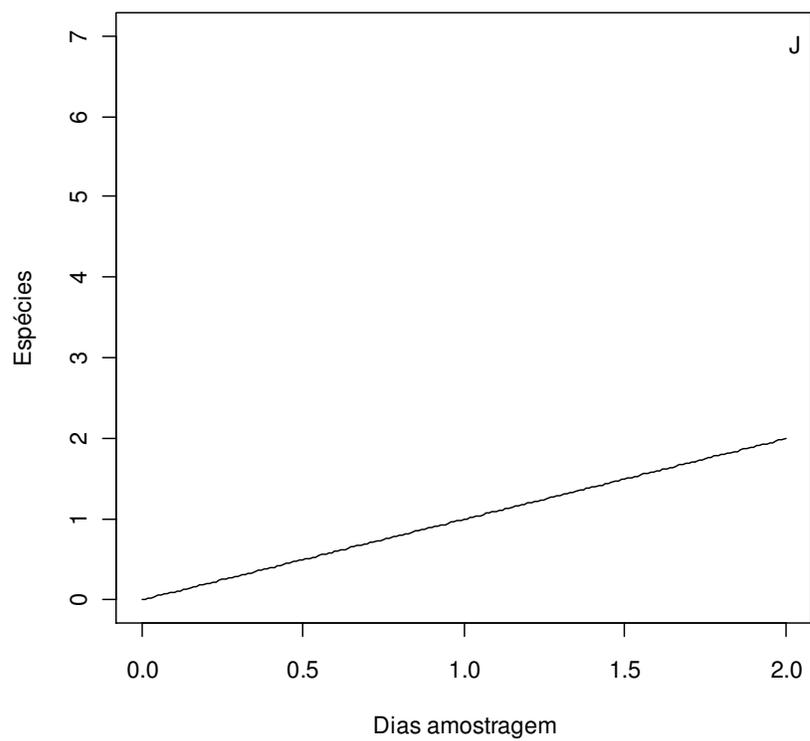
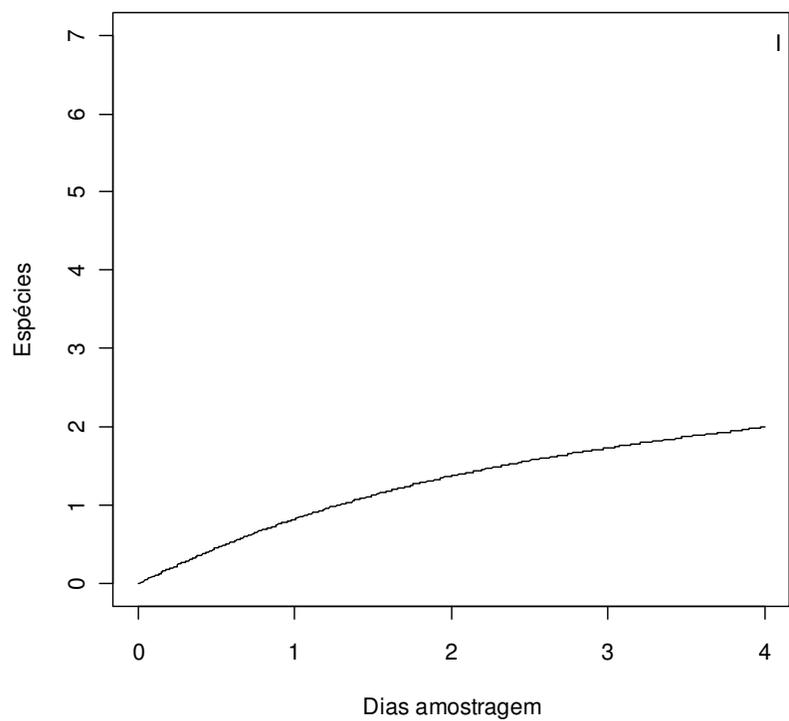
(Figura 1, legenda abaixo)



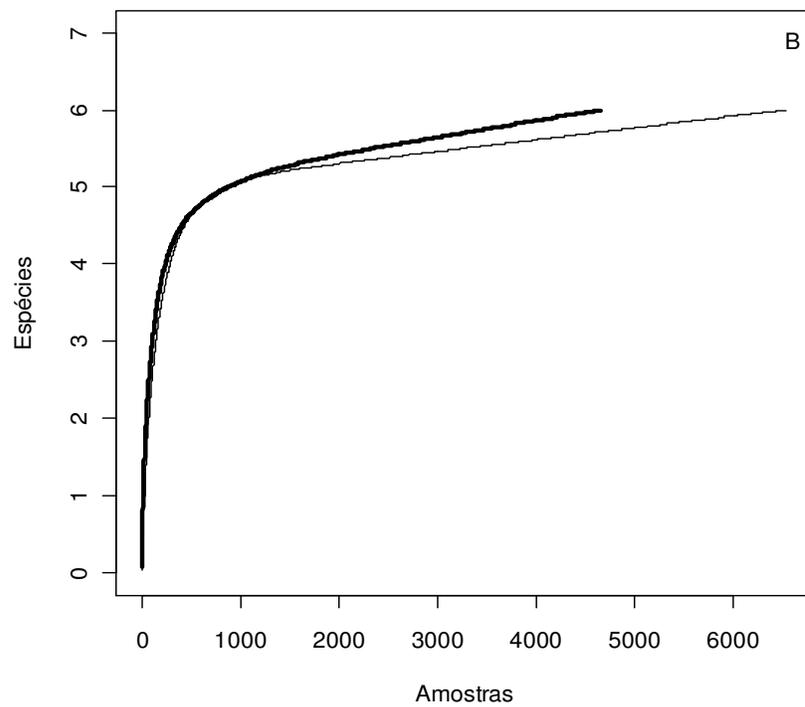
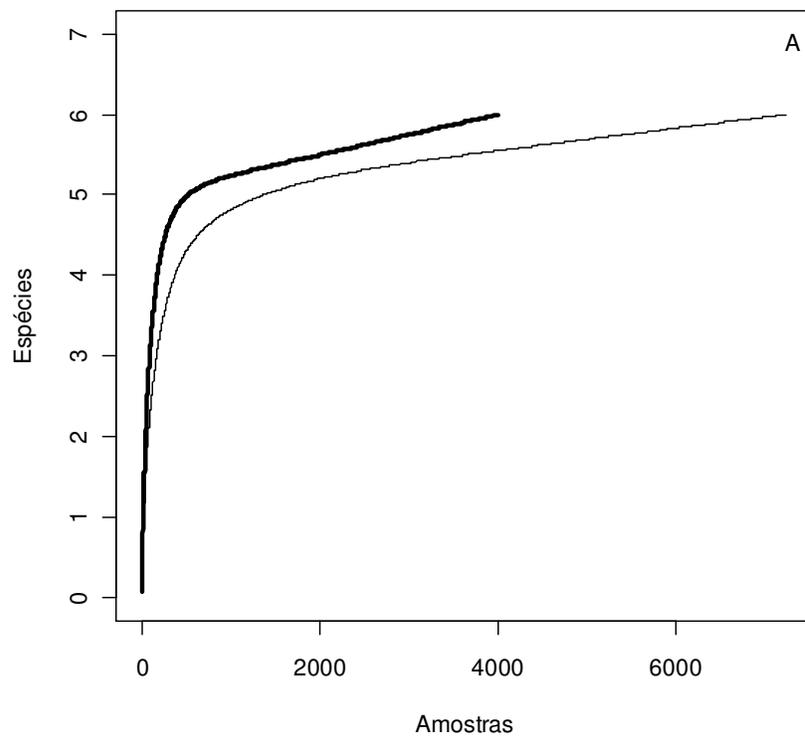
(Figura 1, legenda abaixo)



(Figura 1, legenda abaixo)



(Figura 1, legenda abaixo)



(Figura 2, legenda abaixo)

Figura 1. Curvas de acumulação de espécie baseada em amostras (dias totais de amostragem, medidos em armadilhas*dia) para cada área de estudo. A) ARA, nascentes do rio Araguaia, B) ARU, região de Aruanã, C) ENC, Área de Proteção Ambiental do Encantado, D) ENT, entorno do Parque Nacional das Emas, E) PNE, Parque Nacional das Emas, F) COR, corredor Emas-Taquari, G) COC, região de Cocos, H) CAN, região do Parque Estadual do Cantão, I) URU, Estação Ecológica de Uruçuí-Uma, J) PAR, Parque Nacional Nascentes do Parnaíba.

Figura 2. Curvas de acumulação de espécie baseada em amostras (dias totais de amostragem, medidos em armadilhas*dia) para os dois grupos classificação obtidos pela análise de componentes principais (PCA), para cada resolução de UA (unidade de análise). A) UA de 5x5 km (linha fina: menos fragmentado; linha grossa: mais fragmentado), B) UA de 10x10 km (linha fina: menos fragmentado; linha grossa: mais fragmentado).

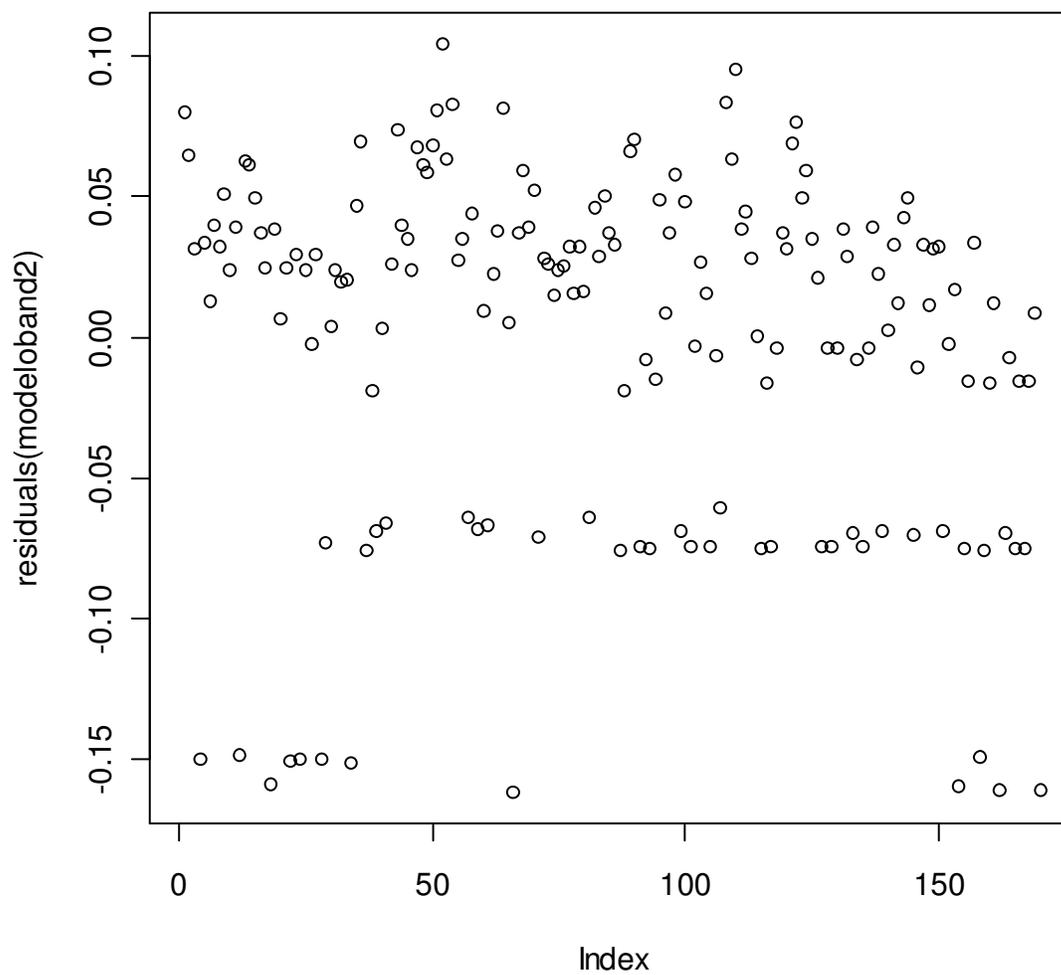


Figura 3. Gráficos de resíduos do modelo final da análise de efeitos mistos para *Myrmecophaga tridactyla*, feita com os dados em resolução de UA (unidade de análise) de 5x5 km.

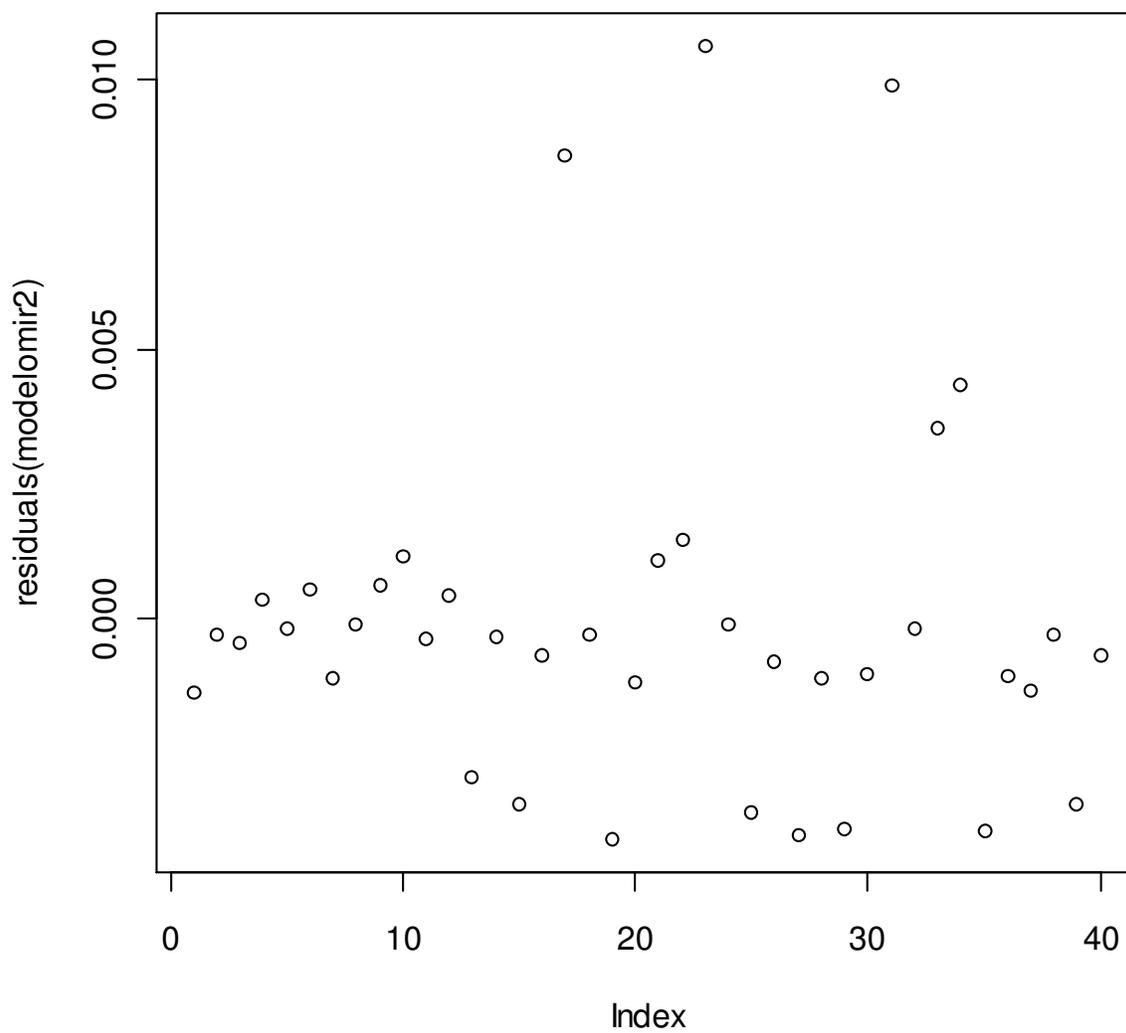


Figura 4. Gráficos de resíduos do modelo final da análise de efeitos mistos para *Tamandua tetradactyla* para a resolução de UA (unidade de análise) de 5x5 km.

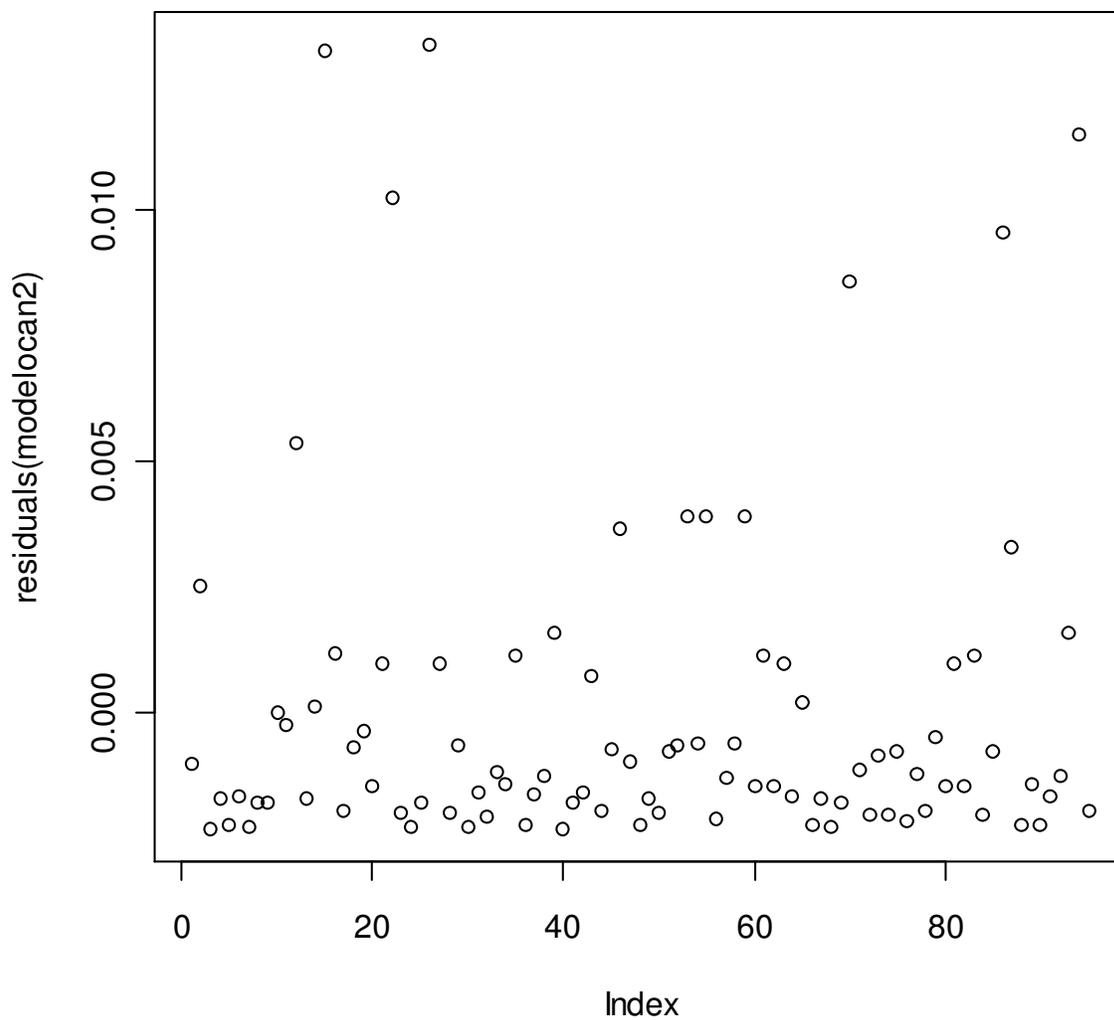


Figura 5. Gráficos de resíduos do modelo final da análise de efeitos mistos para *Priodontes maximus* para a resolução de UA (unidade de análise) de 5x5 km.

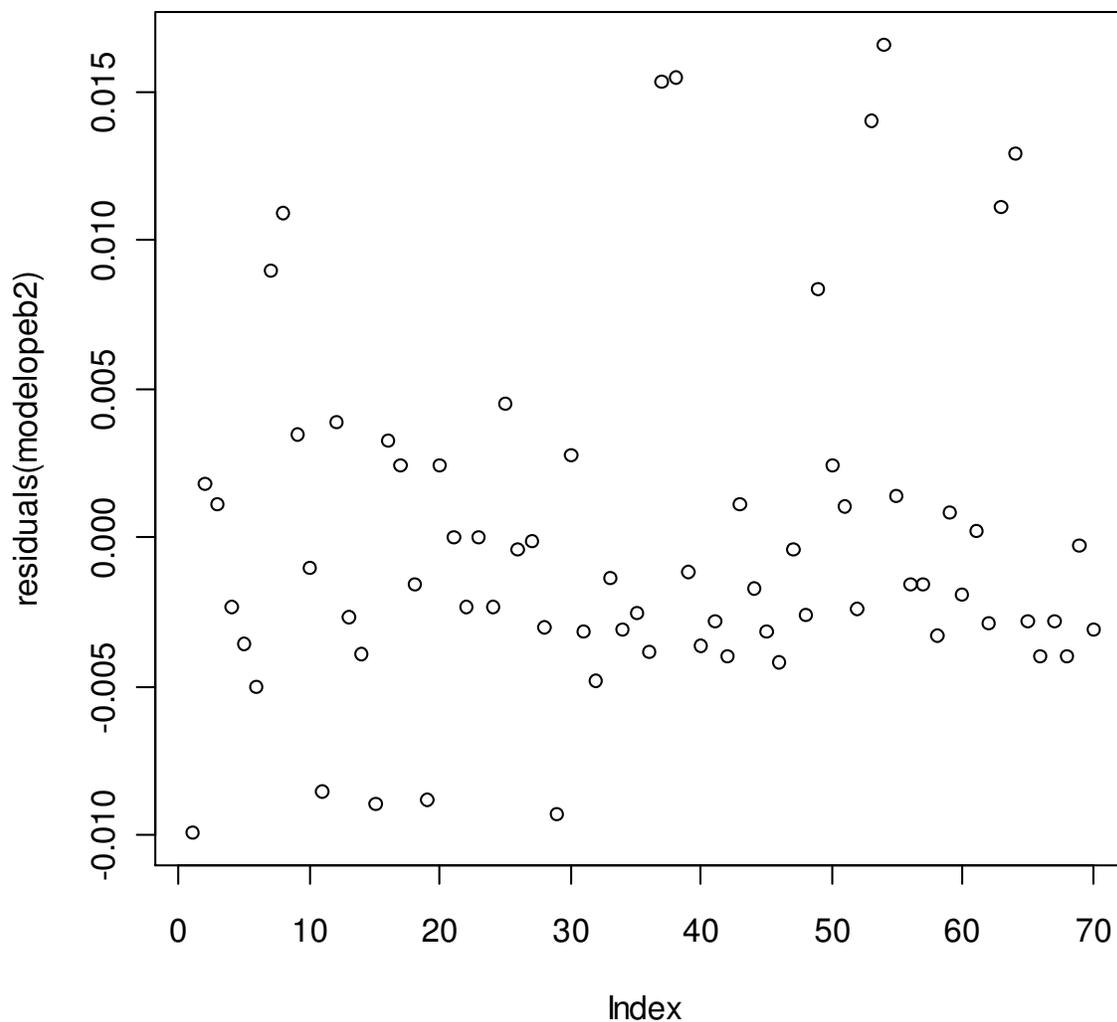


Figura 6. Gráficos de resíduos do modelo final da análise de efeitos mistos para *Euphractus sexcinctus* para a resolução de UA (unidade de análise) de 5x5 km.

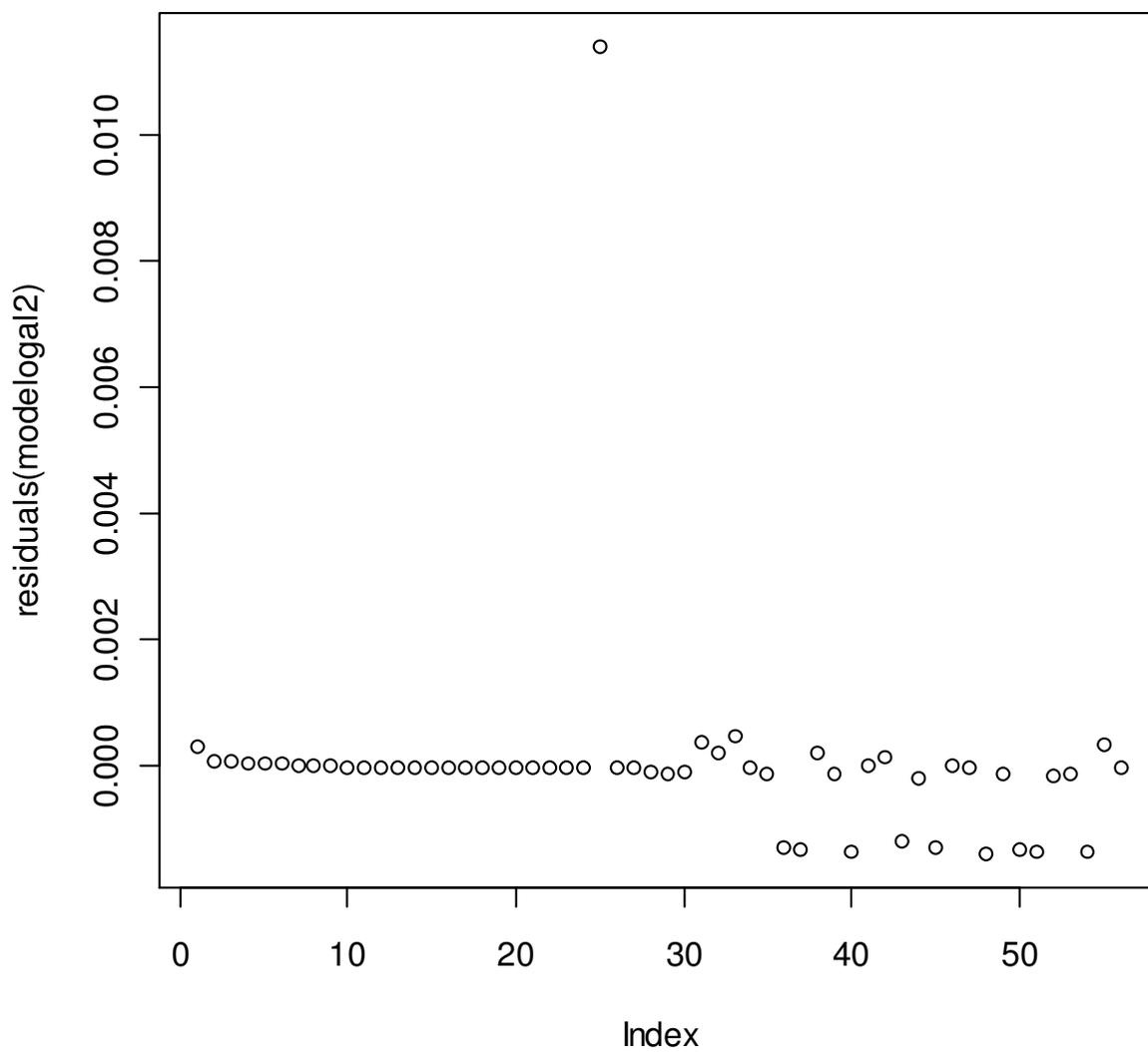


Figura 7. Gráficos de resíduos do modelo final da análise de efeitos mistos para *Dasytus novemcinctus* para a resolução de UA (unidade de análise) de 5x5 km.

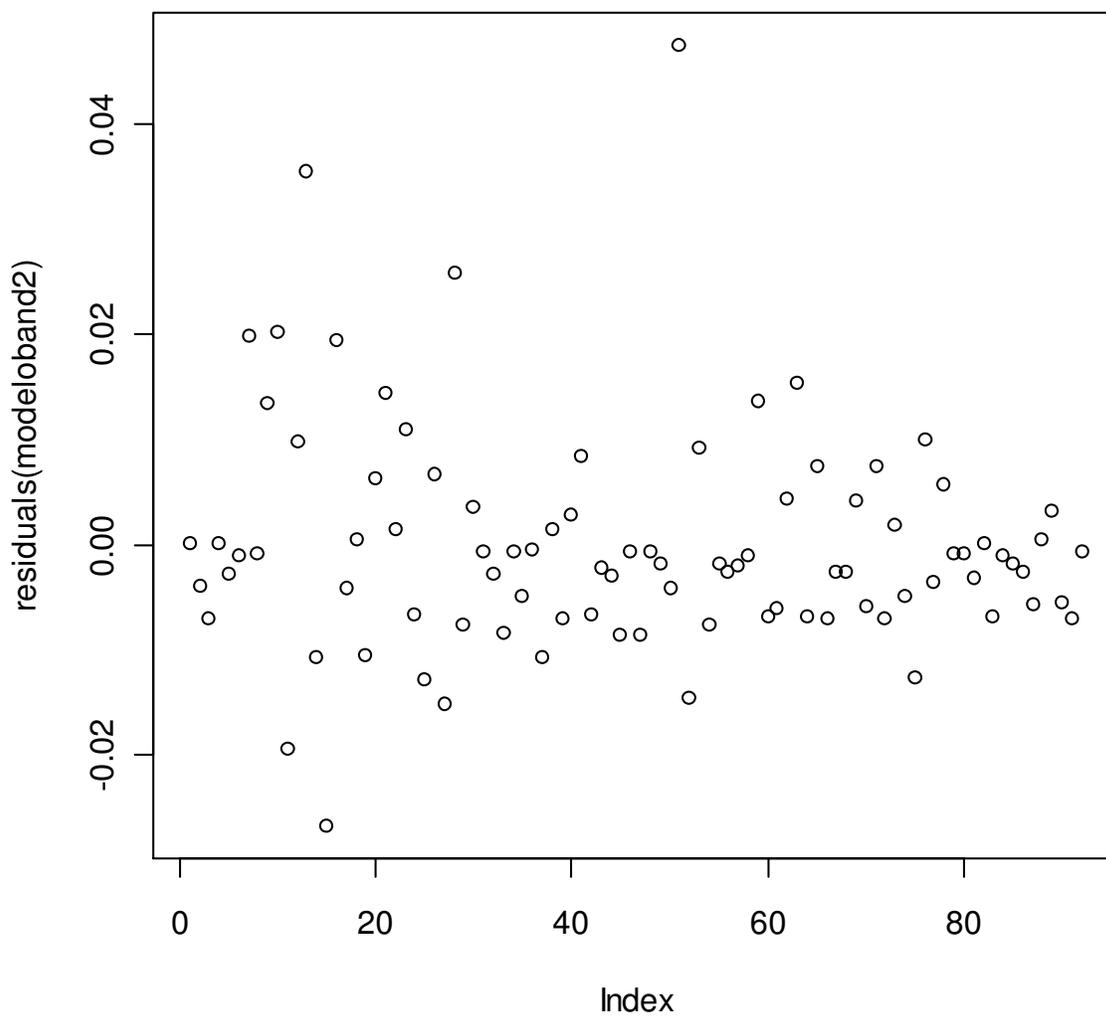


Figura 8. Gráficos de resíduos do modelo final da análise de efeitos mistos para *Myrmecophaga tridactyla* para a resolução de UA (unidade de análise) de 10x10 km.

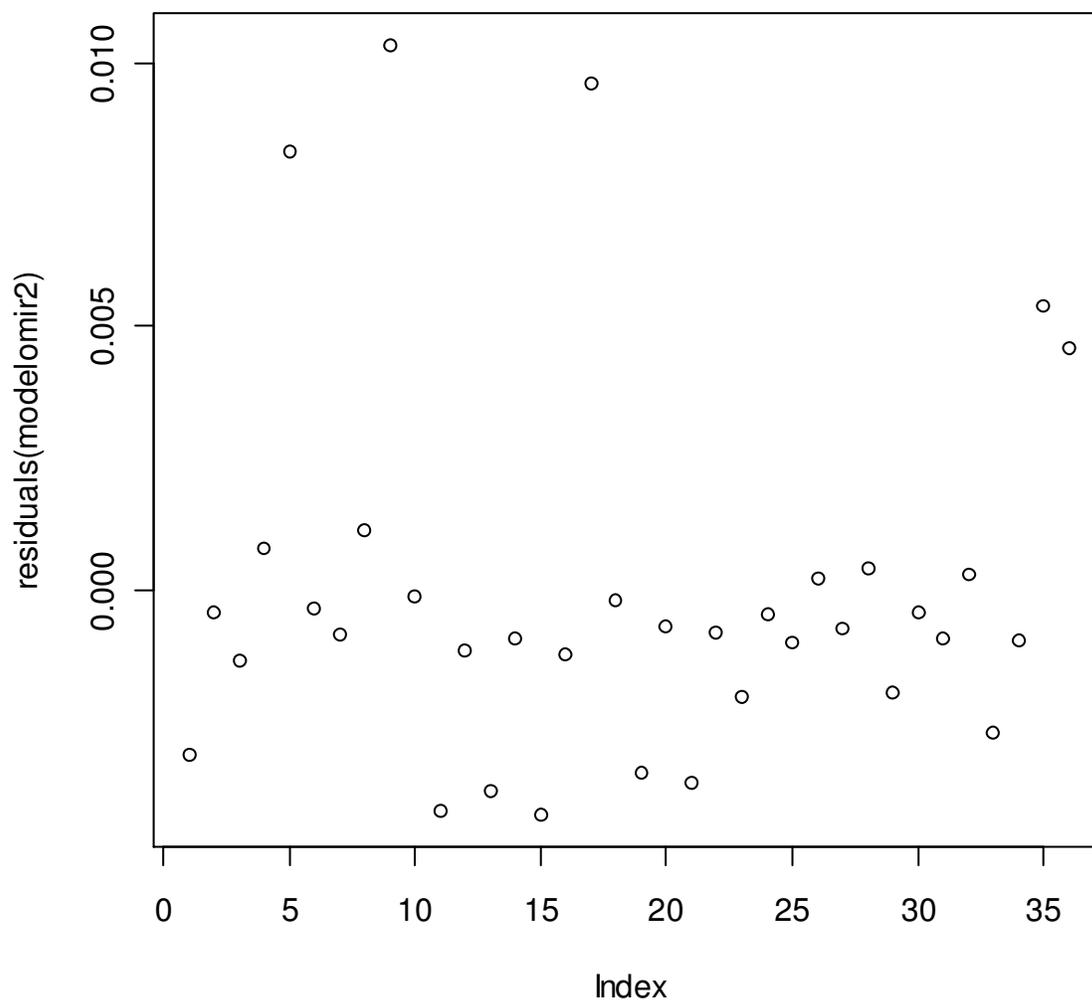


Figura 9. Gráficos de resíduos do modelo final da análise de efeitos mistos para *Tamandua tetradactyla* para a resolução de UA (unidade de análise) de 10x10 km.

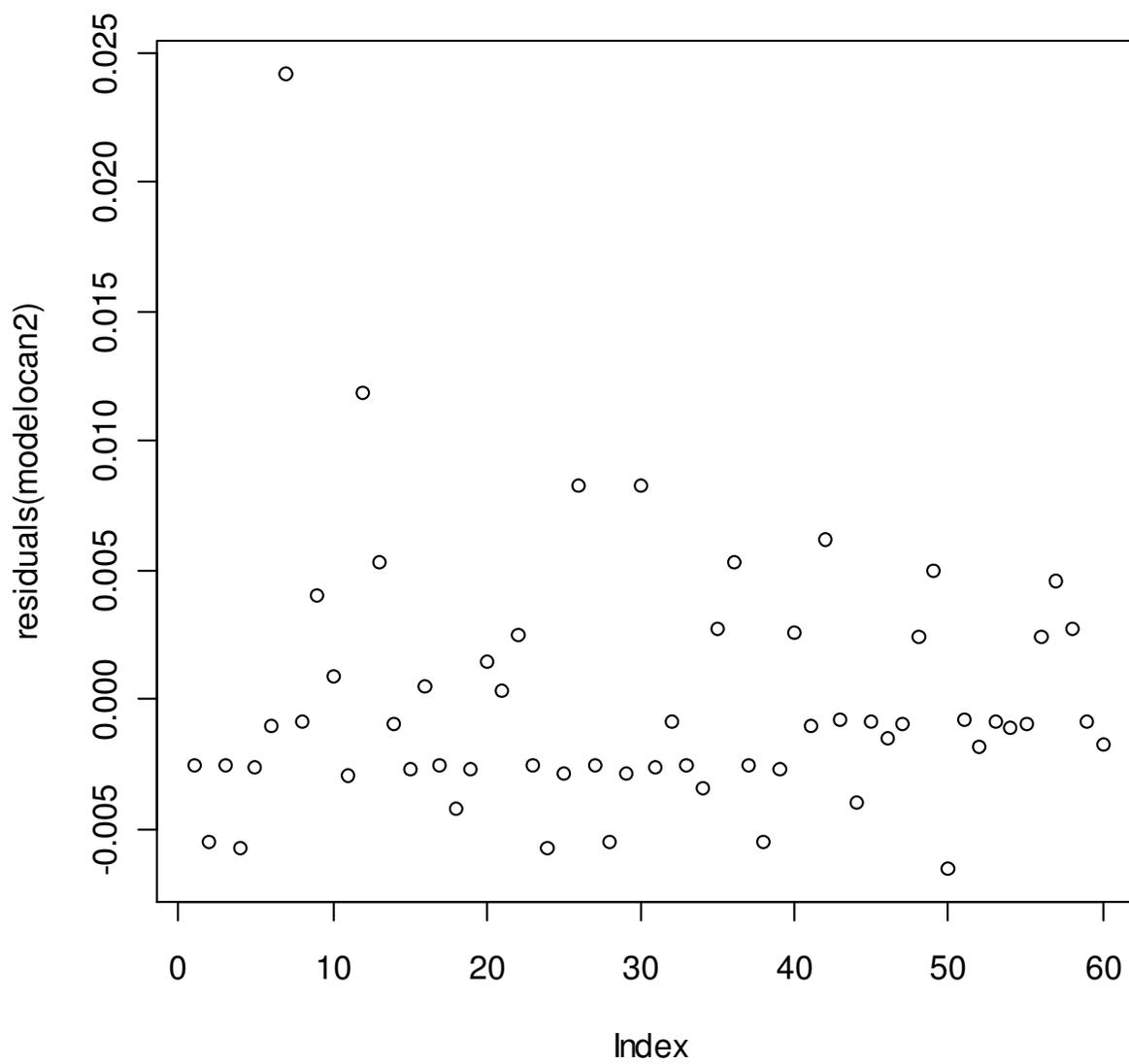


Figura 10. Gráficos de resíduos do modelo final da análise de efeitos mistos para *Priodontes maximus* para a resolução de UA (unidade de análise) de 10x10 km.

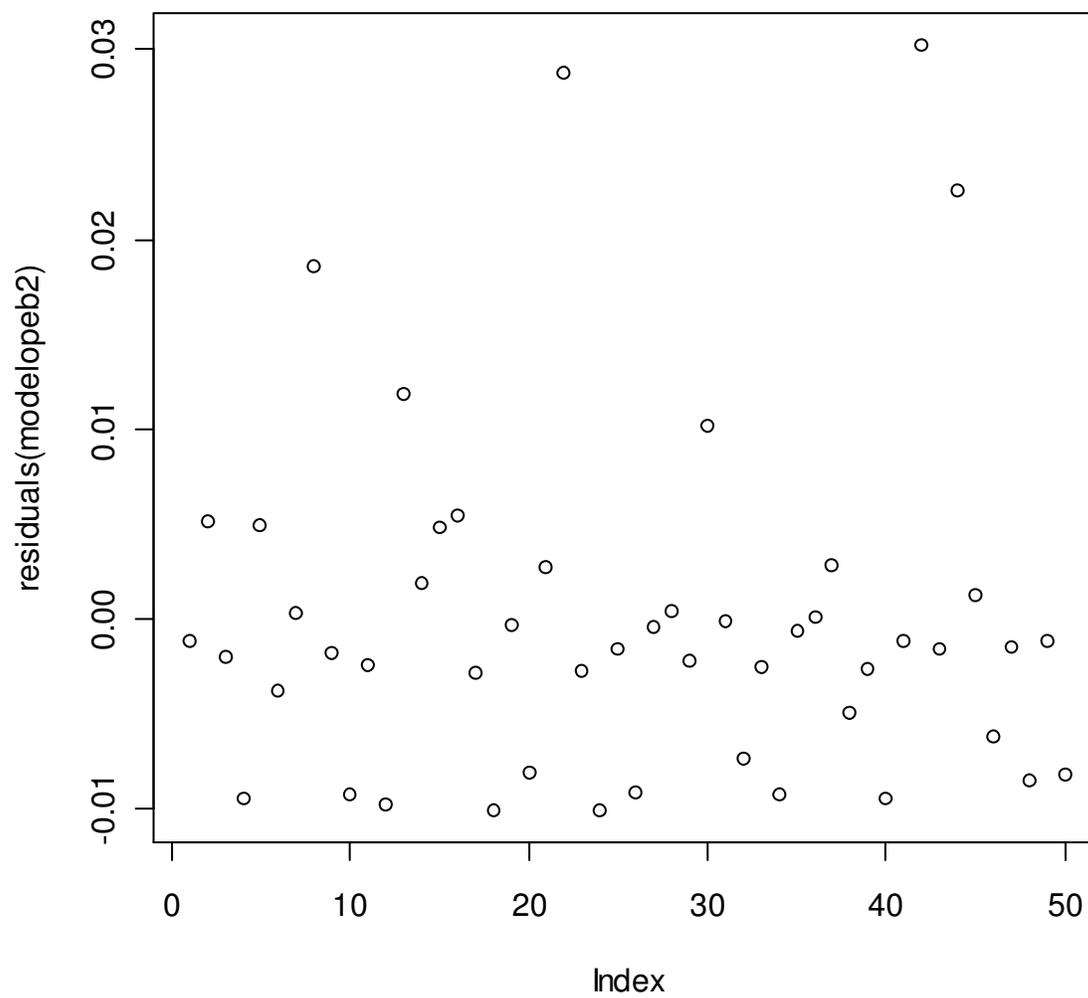


Figura 11. Gráficos de resíduos do modelo final da análise de efeitos mistos para *Euphractus sexcinctus* para a resolução de UA (unidade de análise) de 10x10 km.

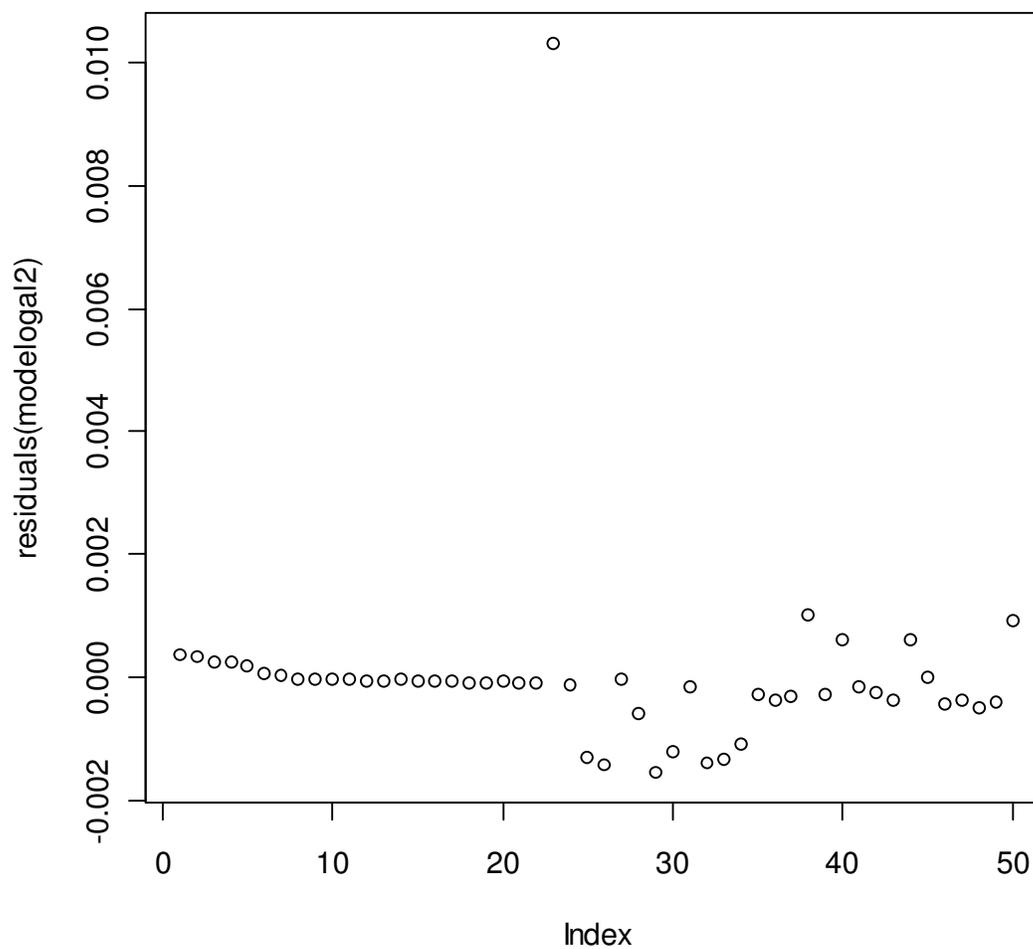


Figura 12. Gráficos de resíduos do modelo final da análise de efeitos mistos para *Dasyus novemcinctus* para a resolução de UA (unidade de análise) de 10x10 km.

Anexo II (Registros fotográficos)

Dasypus novemcinctus, Corredor Emas-Taquari (COR).



Cabassous unicinctus, Corredor Emas-Taquari (COR).



Myrmecophaga tridactyla, entorno do Parque Nacional das Emas (ENT).



Tamandua tetradactyla, entorno do Parque Nacional das Emas (ENT).



Euphractus sexcinctus, entorno do Parque Nacional das Emas (ENT).



Priodontes maximus, Parque Nacional das Emas (PNE).



Tolypeutes tricinctus, Parque Nacional Serra da Capivara, Caatinga (projeto não contemplado no estudo).