

**CÍCERO PEDRO FARIAS DE SOUSA**

**ESTRUTURA DE COMUNIDADE DA HERPETOFAUNA EM ÁREAS  
FRAGMENTADAS ASSOCIADAS AO CULTIVO DE TECA (*Tectona grandis*, L.f.)  
EM UMA REGIÃO ECOTONAL NA BACIA DO ALTO PARAGUAI**

**TANGARÁ DA SERRA/MT- BRASIL**

**2015**

**CÍCERO PEDRO FARIAS DE SOUSA**

**ESTRUTURA DE COMUNIDADE DA HERPETOFAUNA EM ÁREAS  
FRAGMENTADAS ASSOCIADAS AO CULTIVO DE TECA (*Tectona grandis*, L.f.)  
EM UMA REGIÃO ECOTONAL NA BACIA DO ALTO PARAGUAI**

Dissertação apresentada à Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do Programa de Pós-Graduação *Stricto Sensu* em Ambiente e Sistemas de Produção Agrícola para obtenção do título de Mestre.

Orientador: Prof. Dr. Dionei José da Silva.

**TANGARÁ DA SERRA/MT- BRASIL**

**2015**

Sousa, Cicero Pedro Farias.

S725e Estrutura de comunidade da herpetofauna em áreas fragmentadas associadas ao cultivo de teca (*Tectona grandis*, L.f.) em uma região ecotonal na bacia do Alto Paraguai / Cicero Pedro Farias de Sousa. – Tangará da Serra, 2015. 63 f. ; 30 cm. il. Color. (Anexo CD-ROM)

Dissertação (Mestrado em Ambientes e Sistema de Produção Agrícola) – Universidade do Estado de Mato Grosso, 2015  
Orientador: Dionei José da Silva

1. Herpetofauna. 2. Ecotonal. 3. Fragmentação. I. Autor. II. Título.

CDU 598.1(817.2)

**CÍCERO PEDRO DE FARIAS**

**ESTRUTURA DE COMUNIDADE DA HERPETOFAUNA EM ÁREAS  
FRAGMENTADAS ASSOCIADAS AO CULTIVO DE TECA (*TECTONA GRANDIS*,  
L. F.) EM UMA REGIÃO ECOTONAL NA BACIA DO ALTO PARAGUAI**

Dissertação apresentada a Universidade do Estado de Mato Grosso, como parte das exigências do programa de Pós-Graduação em Ambiente e Sistemas de Produção Agrícola, para obtenção do título de Mestre.

APROVADA em 27 de fevereiro de 2015.



---

Prof. Dr. Dionei José da Silva  
Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT  
(Orientador)



---

Prof. Dr. Gustavo Rodrigues Canale  
Universidade Federal de Mato Grosso - UFMT  
(Membro Externo)



---

Profa. Dra. Alessandra Regina Butnariu  
Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT  
(Membro Interno)

## **DEDICATÓRIA**

Dedico este trabalho a Deus e a nosso Senhor Jesus Cristo, pois vossa palavra é uma luz para meus passos, porquanto busquemos a nossa salvação com temor e tremor! (Filipenses 2:12-15).

## **AGRADECIMENTOS**

Em primeiro lugar a Deus todo poderoso e o seu filho Jesus Cristo nosso Senhor, por ter iluminado meu caminho me dando força e oportunidades. À minha mãe Francisca de Sousa e ao meu pai José Miguel (JF), e em especial meus irmãos Francisco José (Dodó), Lafaiette (Lafa), Janaina (Medusa), Ygor (Zeus) e Gustavo (Perseu) pelo apoio, carinho e principalmente pelas orações que me guiaram no caminho da perseverança. Ao meu orientador Prof. Dr. Dionei José da Silva pela orientação, oportunidades, apoio e todos os ensinamentos repassados a mim. Dionei foi mais que um orientador, com suas críticas e sugestões para a minha vida pessoal. Foi o principal responsável por eu ter chegado até aqui. Neste encontro pude aprender e crescer como pessoa "humana".

A Joselaine Solto Hall Silva, pela amizade e confiança. A todos os funcionários e professores da UNEMAT: Ricardo José pela amizade e companheirismo ao longo destes anos, à professora Celice Alexandre Silva por sempre me colocar na direção certa, e ao professor Manoel dos Santos Filho pelos diversos auxílios, meu muito obrigado. Agradeço aos meus amigos, André Cajazeiras, João Cajazeiras Neto, Adriana Guimarães, Renato Cajazeiras, Anderson Fernandes, Walter Clayton de Oliveira, Felipe Gonçalves Ferreira, Cleber Luiz de Sousa, Tony Hirota Tanaka, Leonardo Alves, Fabricio Coletti, Henry Wilian Van Der Laan, Junior Miranda Sheuer, Patrick de Lázari, Fernando Prado, Jocieli de Oliveira, Luiz Argolo, Alexandre Casagrande, Aline Dartora, e Vitor Campos. Vocês que compartilharam cada momento de desespero, alegria e incertezas, porquanto minha conquista é de vocês também.

Obrigado!

PAZ e BEM!

## SUMÁRIO

RESUMO.....	8
ABSTRACT .....	9
INTRODUÇÃO GERAL .....	10
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....	12
ARTIGO 1: Estrutura da Comunidade de Répteis em Áreas Fragmentadas Associada ao Cultivo de Teca ( <i>Tectona grandis</i> , L. f.) em uma Região Ecotonal da Bacia do Alto Paraguai.....	15
ARTIGO 2: Estrutura da Comunidade de Anfíbios em Áreas Fragmentadas Associada ao Cultivo de Teca ( <i>Tectona grandis</i> , L. f.) em uma Região Ecotonal da Bacia do Alto Paraguai.....	38
CONSIDERAÇÕES FINAIS .....	64

## RESUMO

Em Mato Grosso, as fitofisionomias ecotonais encontram-se bastante fragmentadas devido ao desmatamento, implantação de monoculturas anuais e, mais recentemente, por silviculturas de teca e eucalipto. Este processo tem promovido o isolamento de áreas nativas em matrizes diferentes da vegetação original, passando a ter condições distintas devido ao efeito de borda, que é o efeito mais danoso da fragmentação. A matriz interfere diretamente na estrutura da vegetação e na dinâmica das populações animais do local, agindo diferentemente em cada táxon, em função das características da paisagem. A Herpetofauna, representada pelos anfíbios e répteis, responde a estes processos e pode desencadear desequilíbrios ecológicos, pois é de extrema importância num ecossistema, atuando como presas ou predadores, ou até mesmo como polinizadores e dispersores de sementes nestes remanescentes florestais ecotonais. No entanto, os efeitos da fragmentação e das matrizes florestadas sobre a herpetofauna, são pouco estudados no Brasil. Assim, este trabalho objetivou estudar os efeitos da fragmentação de habitats e da matriz de teca sobre a comunidade de répteis e anfíbios, em 34 áreas (17 fragmentos e 17 áreas de cultivo de teca), observando variáveis como tamanho dos fragmentos, distância da borda, índice de forma, distância do vizinho mais próximo, extensão dos plantios, idade e altura das árvores. Foram estudadas áreas sob influência de uma região ecotonal, localizadas no sudoeste de Mato Grosso. As coletas foram realizadas através de armadilhas de interceptação e queda, *pitfall traps*, procura limitada por tempo e encontros ocasionais, entre julho de 2013 e março de 2014. As análises realizadas demonstraram que as espécies encontradas apresentavam hábitos generalistas, utilizando em geral tanto os fragmentos como a matriz de teca, não se observando diferenças estatisticamente significativas entre as matrizes com cultivo de teca e fragmentos, mesmo se tratando de uma área ecotonal, bem como em relação às variáveis dos fragmentos e matriz. Assim, os resultados mostram que a matriz de teca oferta estrutura mínima necessária à sobrevivência de importante parcela da herpetofauna e se constitui menos impactante para este grupo do que culturas anuais ou pastagens.

**Palavras-chave:** Fragmentação, Matriz, Borda, Ecotonal, Comunidade, Mato Grosso.

## ABSTRACT

The ecotonal vegetation types in Mato Grosso are very fragmented due to deforestation, annual monoculture implementations and, more recently, silviculture of teak (*Tectona grandis* Lf) and eucalypt (*Eucalyptus spp.*). This process has caused the isolation of native areas in different matrices of the original vegetation, which came to have distinct conditions due to the edge effect, the most harmful effect of fragmentation. The matrix directly affects local vegetation structure and animal populations dynamics, acting differently in each taxon, depending on landscape characteristics. The Herpetofauna, represented by amphibians and reptiles, respond to these processes and can trigger ecological imbalances, so it is extremely important in an ecosystem, acting as prey or predators, or even as pollinators and seed dispersers in these ecotonal forest remnants. However, the fragmentation and forested matrices effects on the herpetofauna, are poorly studied in Brazil. So that, the aim of this work was to study the effects of habitat fragmentation and the teak matrix on the reptiles and amphibians community in 34 areas (17 and fragment areas and 17 teak plantations), observing variables such as fragment size, distance from the edge, shape index, distance from the nearest neighbor, plantation extensions, and trees height and age. The studied areas were under an ecotonal region influence, located in southwestern Mato Grosso State. Samples were collected through interception and fall traps, *pitfall traps*, in which searching is limited by time and occasional interceptions, between July 2013 and March 2014. The analyzes showed that the species found had generalist habits, using, in general, both the fragments and the teak matrix, but no statistically significant differences were found between the teak cultivation matrix and the fragments, even though it is in an ecotonal area, as well as between the fragments and matrix variables. Thus, the results show that the teak matrix provides a basic structure necessary for survival of an important portion of the herpetofauna and it is less disturbing for this group than annual crops or pasture.

**Keywords:** fragmentation, matrix, edge, ecotonal, community, Mato Grosso.

## INTRODUÇÃO GERAL

A fragmentação de habitats é o processo de redução e isolamento de uma área de vegetação nativa em porções menores, isoladas por matriz diferente da vegetação original, que passam a ter condições distintas devido a cinco efeitos principais: (a) redução do número de habitats contínuos; (b) aumento do número de fragmentos; (c) redução do tamanho dos fragmentos; (d) aumento do isolamento entre os fragmentos e (e) efeito de borda. Estes efeitos promovem modificações na dinâmica das populações de animais e vegetais. Isto pode influenciar os padrões locais e regionais de biodiversidade devido à perda de micro-habitats únicos, mudanças nos padrões de dispersão e migração, constituindo assim numa séria ameaça à diversidade biológica (LAURANCE; YENSEN, 1991, SARTORIUS et al., 1999; FAHRIG, 2003).

Além disso, as alterações na paisagem geralmente resultam em modificações e perda de habitat reprodutivo dos animais e afetam negativamente o sucesso reprodutivo de plantas (SILVA, 2007). Contribui, ainda, para a alteração da taxa de dispersão de sementes (BÉLISLE et al., 2001), taxa de predação (KURKI et al., 2000), afeta espécies que dependem de recursos efêmeros (GIBBS; STANTON, 2001), exercendo grandes pressões ecológicas sobre os diversos grupos de seres vivos que usam estes espaços, levando à mudança funcional das espécies no ambiente fragmentado.

Embora as consequências da fragmentação de habitat para as comunidades naturais sejam diversas e variem de acordo com o táxon estudado, bem como em função das características da paisagem e do processo de fragmentação em si, de um modo geral, qualquer espécie sinaliza a existência de um conjunto particular de condições ambientais às quais se adaptou ao longo do processo evolutivo e que, a princípio, seriam as condições próximas às ideais em seu habitat original (FREITAS et al., 2006).

O conhecimento das fitofisionomias regionais e dos ecossistemas, assim como todas as faixas de transição e contato existentes entre elas (ecótonos), particularmente a bacia do Alto Paraguai possuem “enclaves” de vegetação ocorrentes nas áreas deste trabalho (“ilhas” de matas no domínio Cerrados, Amazônia e entre meio áreas de Pantanal) constituem biomas bastante fragmentados e ameaçados considerados prioritários para investigação científica,

dado o grau de devastação e da quase inexistência de estudos sobre a fauna e flora remanescentes (BRASIL, 2002; ALMEIDA, 1956; AB'SÁBER, 1954).

Muitos grupos animais, dentre eles representantes da herpetofauna, são de fundamental importância num ecossistema, como presas ou predadores, ou até mesmo como polinizadores e dispersores de sementes. A falta de movimentação de muitos desses animais entre os fragmentos pode restringir o fluxo gênico entre suas espécies e daquelas dependentes de polinização cruzada ou zoocoria (TURNER, 1996). Assim, ao se estudar aspectos da fragmentação sobre as comunidades, torna-se fundamental observar variáveis importantes como a forma, a distância entre os fragmentos e a estrutura da matriz, que podem afetar diretamente a riqueza e abundância das espécies (LAURANCE, 1997; CHIARELLO, 2000; SANTOS FILHO et al. 2012, SILVA et al., 2014).

O processo de ocupação de Mato Grosso se deu intensamente a partir da década de 70 quando incentivos como os do Pólo Noroeste contribuíram para a retirada da vegetação nativa e implantação de culturas anuais e pastagens, o que tem ocasionado a redução da vegetação original, com consequente fragmentação dos habitats (SILVA, 2005). Entre os sistemas de produção agrícola que circundam os fragmentos florestais na região, além das pastagens, culturas de grãos e cana-de-açúcar, foram incluídas, nas duas últimas décadas, práticas silviculturais de eucalipto (*Eucalyptus*) e teca (*Tectona grandis*) (SILVA, 2000), que por possuírem estrutura arbustiva, ciclo de produção de dez anos ou mais e não serem intensamente movimentadas como as demais culturas tradicionais, mantém habitats mais adequados à sobrevivência de muitas espécies.

Não há, para esta região, estudos intensivos de média ou longa duração sobre a maioria dos grupos de seres vivos. Dos poucos estudos realizados pode-se destacar aqueles realizados pelo Pólo Noroeste, levantamentos rápidos para implantação de usinas hidrelétricas e linhas de transmissão, e alguns relacionados a anfíbios (STRÜSSMANN et al., 2000), pequenos mamíferos (SANTOS-FILHO et al., 2006; SANTOS-FILHO et al., 2008a, b; SANTOS FILHO et al., 2012) e répteis (SILVA, 2005; SILVA et al. 2014). Desta forma, a geração de conhecimento sobre o comportamento da herpetofauna, sobre os efeitos da fragmentação e de cultivos de teca, dentro do sistema de produção agrícola regional, além de ser inédito na região, pode constituir base importante de informações para o delineamento de planos de manejo de habitats e ações que visem a preservação de espécies.

Neste contexto, o presente estudo partiu da premissa de que as áreas de vegetação nativa apresentam maior diversidade e abundância de representantes da herpetofauna do que as áreas de cultivo de teca, assim como devem possuir composição distinta. Assim, pesquisamos a riqueza, composição, uso e forma de ocupação por representantes da herpetofauna em habitats de paisagens fragmentadas adjacentes a cultivos de teca, em áreas ecotonais na Bacia do Alto Paraguai, sendo o trabalho apresentado em dois artigos: (i) Estrutura da Comunidade de Répteis em Áreas Fragmentadas Associada ao Cultivo de Teca (*Tectona grandis*, L. f.) em uma Região Ecotonal da Bacia do Alto Paraguai e (ii) Estrutura da Comunidade de Anfíbios em áreas Fragmentadas Associada ao Cultivo de Teca (*Tectona grandis*, L. f.) em uma Região Ecotonal da Bacia do Alto Paraguai.

### REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AB'SÁBER, A. N. O planalto dos Parecis, na região de Diamantino (Mato Grosso). **Boletim Paulista de Geografia**, São Paulo, n. 17, p. 63-79, 1954.
- ALMEIDA, F. F. M. The West Central Plateau and Mato Grosso Pantanal. In: XVIII Congresso Internacional de Geografia, 1, 1956, Rio de Janeiro. **Excursion. Guide-book**. 1956. p. 5-55.
- BÉLISLE, M.; DESROCHERS, A.; FORTIN, M. J. Influence of forest cover on the movements of forest bird: a homing experiment. **Ecology**. p. 1893-1904. 2001
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Biodiversidade Brasileira: Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros**. Brasília, DF, 2002. 404p.
- CHIARELLO, A.G. Conservation value of a native forest fragment in a region of extensive agriculture. **Revista Brasileira de Biologia**. n. 60(2), p. 237-247, 2000.
- FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Review Ecology Evolution and Systematic**. n. 34, p. 487-515, 2003.
- FREITAS, A.V.L.; LEAL, I.R., UEHARA-PRADO, M. & IANNUZZI, L. Insetos como indicadores de conservação da paisagem. **Biologia da Conservação, essências**. São Carlos. p.357-384, 2006.
- GIBBS, J.P.; STANTON, E.J. Habitat fragmentation and arthropod community change: carrion beetles, phoretic mites and flies. **Ecological Applications**. n. 11, p. 79-85, 2001.

KURKI, S.; NIKULA, A. HELLE, P.; LINDÉN, H. Landscape fragmentation and forest composition effects on grouse breeding success in boreal forests. **Ecology**. n. 81, p. 1985-1997, 2000

LAURANCE, W. F.; YENSEN, E. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. **Biological Conservation**. n. 55, p. 77-92, 1991.

LAURANCE, W.F. Responses of mammals to rainforest fragmentation in Tropical, Queensland: A review and synthesis. **Wildlife Research**. n. 24, p. 603-612, 1997.

SANTOS-FILHO, M.; PERES, C. A.; SILVA, D. J. & SANIAOTTI, T. M. Habitat patch and matrix effects on small-mammal persistence in Amazonian forest fragments. **Biodiversity and Conservation**. v. 20, 2012.

\_\_\_\_\_. Edge effects and landscape matrix use by a small mammal community in fragments of semideciduous submontane forest in Mato Grosso, Brazil. **Braz. J. Biol.** n. 68(4), p. 703-710, 2008a.

\_\_\_\_\_. Efficiency of four trap types in sampling small mammals in forest fragments, Mato Grosso, Brazil. **Mastozoología Neotropical**. n. 13(2), p. 217-225, 2006.

\_\_\_\_\_. Variação sazonal na riqueza e na abundância de pequenos mamíferos, na estrutura da floresta e na disponibilidade de artrópodes em fragmentos florestais no Mato Grosso, Brasil. **Biota Neotropica**. n. 8(1), p. 115-121, 2008b.

SARTORIUS, S.S., VITT, L.J. COLLI, G.R. Use of natural and anthropogenically disturbed habitats in Amazonian rainforest by the teiid lizard *Ameiva ameiva*. **Biological Conservation**. n. 90, p. 91-101, 1999.

SILVA, D. J; FERRAZ, J. B. S.; SANTOS-FILHO, M. & SILVA, J. S. H. Estado de crescimento de teca. **Revista da Madeira**. v. 106, p. 6-6, 2007.

SILVA, D. J. **Estado nutricional, crescimento de teca (*Tectona grandis* L.f.) e suas relações com os fatores de sítio do solo em plantios no sudoeste de Mato Grosso**. 2000. 68 f. (Mestrado em Ciências Biológicas - Ecologia). Departamento de Ecologia. Departamento de Ecologia. INPA. Manaus – AM, 2000.

SILVA, D. J., SANTOS-FILHO, M.; CANALE, G, R. The importance of remnant native vegetation of Amazonian submontane forest for the conservation of lizards. **Braz. J. Biol.** vol. 74, n. 3, p. 523-528, 2014.

SILVA, D. J. **Efeitos da fragmentação sobre a comunidade de lagartos em áreas de Floresta Estacional Semidecidual Submontana no Sudoeste de Mato Grosso, Brasil.** 2005.100 f. Tese (Doutorado em Ciências Biológicas - Ecologia). Departamento de Ecologia. INPA. Manaus – AM, 2005.

SILVA, C. A. **Biologia reprodutiva de três espécies distílicas de *Psychotria L.* e efeitos da fragmentação florestal no sucesso reprodutivo e na diversidade genética de *P. hastisepala Müll. Arg. (Rubiaceae)*.** 2007.63 f. Tese (Doutorado em Botânica) - Universidade Federal de Viçosa, Viçosa. 2007.

STRÜSSMANN, C. Fauna silvestre da região do rio Manso – MT. **Herpetofauna.** p. 153-189. Brasília, DF, 2000.

TURNER, I. M. Species loss in fragments of tropical rain forest: a review o the evidence. **Journal of Applied Ecology.** n. 33, p. 200-209, 1996.

**Estrutura da Comunidade de Répteis em Áreas Fragmentadas Associada ao Cultivo de Teca (*Tectona grandis*, L. f.) em uma Região Ecotonal da Bacia do Alto Paraguai.**

**Reptile community structure in fragmented areas associated with cultivation of teak (*Tectona grandis* L. f.) in an ecotonal region of the upper Paraguay basin**

[Revista Biota Neotropica]

Cícero Pedro Farias de Sousa<sup>1,2</sup>; Manoel dos Santos Filho<sup>2</sup>; Dionei José da Silva<sup>1,2</sup>

1. Programa de Mestrado em Ambiente e Sistemas de Produção Agrícola - Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT. 2. Centro de Pesquisas, Estudos e Desenvolvimento Agro-Ambiental - CPEDA – Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT – Campus Universitário de Tangará da Serra, MT.

Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT, 78.300-000. Tangará da Serra, MT, (cicero\_bio@hotmail.com).

## **RESUMO**

Alterações na paisagem resultam em modificações e perda de habitat exercendo grandes pressões ecológicas. Estudos sobre fragmentação têm sido realizados, no entanto aqueles que abordam fragmentos com cultivos florestais são raros em Mato Grosso. Para entender os impactos da fragmentação quando associadas a cultivos de teca (*Tectona grandis*), estudamos a comunidade de répteis em dezessete fragmentos florestais em áreas de ecótono Cerrado, Pantanal e Amazônia no Mato Grosso, sendo cada fragmento adjacente a plantios de Teca. Foram avaliadas variáveis, riqueza, abundância e composição de répteis, partindo-se da premissa de que as áreas de vegetação nativa apresentam maior diversidade e abundância, bem como composição distinta das áreas de cultivo. Os levantamentos foram realizados através de armadilhas de interceptação e queda, *pitfall traps*, complementados com procura limitada por tempo e encontros ocasionais. O resultado das correlações das variáveis tamanho, forma e idade dos fragmentos e composição, riqueza e abundância da comunidade de répteis, mostraram não haver diferença estatisticamente significativa nas comparações entre as 17 áreas de fragmentos ou entre os fragmentos com as áreas de cultivo de teca. Este resultado sugere que a regeneração recente e a estrutura robusta da matriz de teca foram fatores que contribuíram para a linearidade nas áreas amostradas.

**Palavras-chave:** Fragmentos Florestais, Ecótono, Herpetofauna, Teca, Mato Grosso

## ABSTRACT

Alteration in the landscape result in modifications and loss of habitat, exerting major ecological pressures. Studies on fragmentation have been conducted; however, studies on fragments with forest cultivation are scarce in Mato Grosso. In order to understand the impacts of fragmentation when associated with teak (*Tectona grandis*) plantations, we studied the reptile community from seventeen forest fragments of ecotones areas in the Cerrado, Pantanal and Amazon biomes of Mato Grosso State, which were adjacent to these plantations. The evaluated variables were richness, abundance and reptile composition, assuming that the native vegetation areas have greater diversity and abundance, as well as different composition from planted areas. The samples were collected through intercepting and fall traps, *pitfall traps*, complemented with searches limited by time and occasional findings. The results of the correlations regarding the fragment variables size, shape and age and composition, and the reptile community richness and abundance, showed no statistically significant difference comparing the 17 fragments areas or these fragments with the teak plantation areas. This result suggests that the recent regeneration and the robust structure of teak matrix were factors that contributed to the linearity in the sampled areas.

**Key words:** Forest fragments, ecotone, herpetofauna, teak, Mato Grosso State

## 1 INTRODUÇÃO

A ocupação dos ambientes devido ao crescimento populacional, construções de estradas, usinas hidrelétricas e atividades agropecuárias tem promovido profundas modificações no ambiente e conseqüentemente mudanças na dinâmica das populações animais e vegetais que acabam sofrendo grandes alterações, principalmente devido à fragmentação de habitats (Gascon et al. 1999).

A fragmentação de habitats constitui um processo de redução e isolamento de uma área de vegetação nativa em porções menores, as quais também sofrem com o efeito da borda em condições climáticas distintas do interior, como por exemplo, o aumento da temperatura, quantidade de luz, vento e diminuição da umidade (Primack & Rodrigues 2001). Além do efeito de borda, que é um dos mais severos da fragmentação, os fragmentos também são comprometidos por problemas pontuais, tais como o efeito do grau de isolamento, distância entre os fragmentos, o tamanho, a forma dos mesmos e o tipo de matriz circundante. Para Cerqueira et al. (2003) a matriz funciona como um filtro que facilita ou impede o acesso de algumas espécies aos fragmentos, logo a permeabilidade da matriz é um fator importante para a manutenção da diversidade biológica local, e pode restringir o fluxo gênico entre as espécies.

Os efeitos da fragmentação sobre a composição da fauna podem variar de acordo com o bioma estudado. Assim, é pouco provável que os efeitos de borda se manifestem da mesma maneira em biomas abertos como o Cerrado, quando comparados a ambientes mais fechados como as florestas (Cerqueira et al. 2003).

Outro aspecto relevante é a variação na composição e na riqueza de espécies em áreas de contato entre ambientes abertos ou florestais, visto que a complexidade ambiental das fisionomias vegetais pode apresentar maior diversidade, disponibilidade de nichos e recursos, permitindo a coexistência de um número maior de espécies (Scott 1976, August 1983, Souza et al. 2008, Moreno-Arias & Urbina-Cardona 2013). Desta forma, faixas de transição ou áreas ecotonais como a bacia do Alto Paraguai e a complexidade das fitofisionomias locais e dos ecossistemas remanescentes, possuem ilhas de matas de domínio Cerrado, Amazônia e entremeio áreas de Pantanal, fundamentais para estudos sobre a fauna local (Almeida, 1956, Ab'sáber 1954).

Ao substituir uma área heterogênea com ecossistemas complexos por uma estrutura simplificada (matriz de pastagem), perde-se uma gama enorme da diversidade, abundância e composição da fauna e flora locais, o que pode promover desequilíbrio ambiental (Machado 2007). Destarte os florestamentos com árvores exóticas como a teca (*Tectona grandis*, L.f.) podem ser menos prejudiciais, já que apresentam maior cobertura, complexidade e menores perdas em relação a pastagens, podendo tornar-se uma alternativa do ponto de vista econômico e ambiental (Schuhli & Paludzyszyn 2010).

Na maioria das vezes o ambiente é responsável pela estruturação da comunidade (Samuels & Drake 1997), pois influencia na distribuição das espécies, conforme essas sejam mais ou menos suscetíveis às alterações ambientais. Répteis, por exemplo, podem apresentar respostas rapidamente às alterações ambientais devido à sua baixa mobilidade e alta dependência do ambiente para regulação da temperatura corporal. Rodrigues (2005) e Nogueira (2006) relatam, por exemplo, que as espécies de savana e de formações abertas são menos sensíveis às perturbações, porém desaparecem quando seus habitats são totalmente alterados.

A busca por mais conhecimentos sobre a funcionalidade dos ecossistemas permite auxiliar as políticas de conservação a adotar medidas eficazes para preservação e conservação da fauna e flora dos biomas brasileiros (Brandon et al. 2005). É de fundamental importância compreender como as comunidades de répteis utilizam os recursos disponíveis no ambiente e onde vivem (Vitt & Colli 1994, Toft 1985), pois quanto mais estudos são realizados com foco na ecologia das espécies, mais estratégias de conservação poderão ser desenvolvidas, principalmente em ambientes descontínuos ou isolados, como habitats abertos, manchas de florestas e terras devolutas (Rodrigues 2005).

Poucos estudos enfocam a distribuição, os padrões ecológicos e a utilização de ambientes de plantios florestais por répteis, portanto avaliar o impacto dessas alterações, em relação à distribuição e abundância da fauna de répteis é essencial para conhecer as mudanças na composição de répteis quando há alterações no uso da terra. Deste modo, para este estudo parte-se da premissa que as áreas de vegetação nativa apresentam maior diversidade e abundância, bem como composição distinta da matriz de teca. Presume-se que em relação aos vários

tamanhos dos fragmentos podem surgir alterações negativas na estrutura da comunidade de répteis à medida que o tamanho das áreas diminui.

Em relação às áreas de cultivo estima-se que quanto maior for a idade dos plantios de teca, mais estruturada será a comunidade de répteis e, quanto mais próximo do fragmento de vegetação nativa maior será a permeabilidade da comunidade de répteis nas áreas de teca. Desse modo, este trabalho propõe avaliar a influência de plantios de teca sobre a comunidade de répteis, analisando os diferentes níveis de interação da herpetofauna com áreas de fragmentos de vegetação nativa e de plantio de teca.

## 2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Áreas de Estudo

As áreas de coletas estão localizadas nos municípios de Rosário Oeste, Cáceres e Porto Esperidião (Figura 1) numa região de ecótono entre Pantanal, Cerrado e Amazônia, na bacia do Alto Paraguai, sudoeste de Mato Grosso. O clima da região é tipo Aw, tropical quente e úmido, segundo a classificação de Köppen (Sano et al. 2007), apresentando duas estações distintas, uma chuvosa de outubro a abril e outra seca de maio a setembro, com precipitação média de 1.330 mm/ano (Inpe, 2014).

As amostragens foram realizadas entre julho de 2013 e março de 2014 em plantios de teca e fragmentos de vegetação nativa, em quatro fazendas: Panflora, Duas Lagoas e por último as fazendas Santa Fé e Icaroma (Tabela 1).

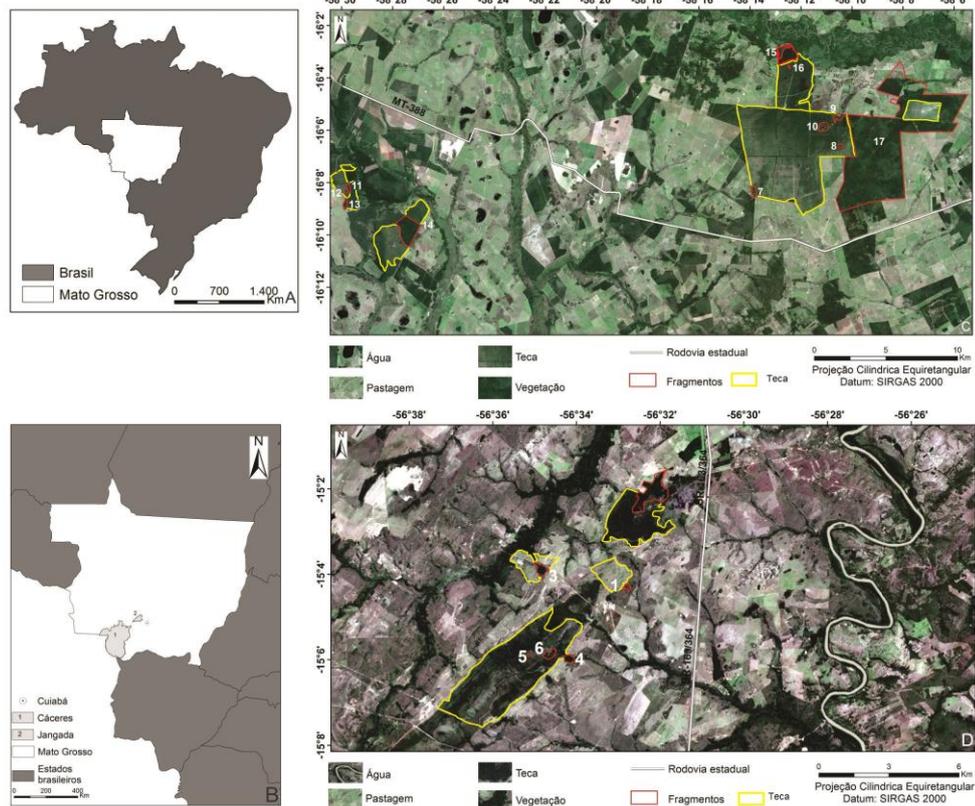
**Tabela 1** - Áreas de estudo com coordenadas, tamanho dos fragmentos, extensão, altura e idade dos plantios de teca e áreas de influência fitofisionômica. **TF** = Tamanho dos fragmentos; **EP** = Extensão dos plantios; **AA** = Altura das Árvores; **IP**= Idade dos plantios.

Área	Fazenda	Coordenadas	TF (ha)	EP (ha)	AA (m)	IP (anos)
I	Panflora	15°04' 22"S 56°32'56"W	115,8	2.337,52	16,7	18
II	Panflora	15°02' 29"S 56°32'34"W	35,3	2.337,52	21,2	19
III	Panflora	15°03' 52"S 56°34'47"W	30,8	2.337,52	22,6	18
IV	Panflora	15°05'49"S 56°34'19.8"W	261,8	2.337,52	18,5	19
V	Panflora	15°06'2.34"S 56°35'12.3"W	455	2.337,52	18,5	19
VI	Panflora	15°06'2.53"S 56°34'37.8"W	8,1	2.337,52	14,5	18
VII	Duas lagoas	16°08'22.3"S 58°13'49.7"W	25	4.155,70	13,3	13
VIII	Duas lagoas	16°06'43.7"S 58°10'29.4"W	5,9	4.155,70	17	13
IX	Duas lagoas	16°05'35.9"S 58°10'32.4"W	27,9	4.155,70	17	13
X	Duas lagoas	16°05'54.8"S 58°11'12.4"W	39,8	4.155,70	17	13
XI	Santa Fé	16°08'14.0"S 58°29'44.5"W	10	2.562,71	17,1	11
XII	Santa Fé	16°08'19.4"S 58°29'57.9"W	1	2.562,71	17,1	11
XIII	Santa Fé	16°08'50.3"S 58°29'55.2"W	15	2.562,71	17,1	11
XIV	Santa Fé	16°09'51.3"S 58°27'37.1"W	205,2	2.562,71	15,9	11
XV	Icaroma	16°03'10.9"S 58°12'51.1"W	84	1.478,70	19,2	10
XVI	Icaroma	16°03'40.6"S 58°12'27.2" W	2,4	1.478,70	19,2	10
XVII	Icaroma	16°06'19.9"S 58°09'54.1" W	2,601	1.478,70	17	11

\* A idade e a altura da matriz, foram obtidas no banco de dados de plantio de teca, disponibilizados pela empresa Floresteca.

Foram selecionados dezessete fragmentos florestais com o auxílio de imagem do satélite Landsat-8 sensor Operational Land Imager (OLI), de 14 de julho de 2013, com resolução espacial de 30 metros (ano-base 2013), sendo amostradas paralelamente as áreas de plantios de teca. Os tamanhos dos remanescentes florestais variaram de 1 a 2.433 ha.

Figura 1 - Localização das áreas de coleta. Destaque para os, fragmentos circundados em vermelho e paralelo a cada um os cultivos de teca em amarelo. Imagens de satélite 2014 Geoeye Spot 2,5 metros.



Fonte do próprio autor

O tamanho das áreas e as distâncias entre elas foram obtidos com o auxílio do software Arcview 3.2. O índice de forma dos remanescentes foi calculado através formulado modelo elaborado por Laurance & Yensen (1991),  $\{SI = p/200 * (\pi * Ta)^{0,5}\}$ , onde **SI** é o valor do índice de forma, **p** é o perímetro do fragmento em metros e **Ta** é o valor da área total do fragmento em hectares.

Em relação ao isolamento dos fragmentos, fez-se uso do índice de isolamento, calculado a partir da distância (metros) e do tamanho (hectares) das áreas vizinhas na direção de cada ponto cardeal, mais próximas dos fragmentos estudados. Para o cálculo foi utilizada a fórmula:  $li = d(N)/a(N) + d(S)/a(S) + d(L)/a(L)$

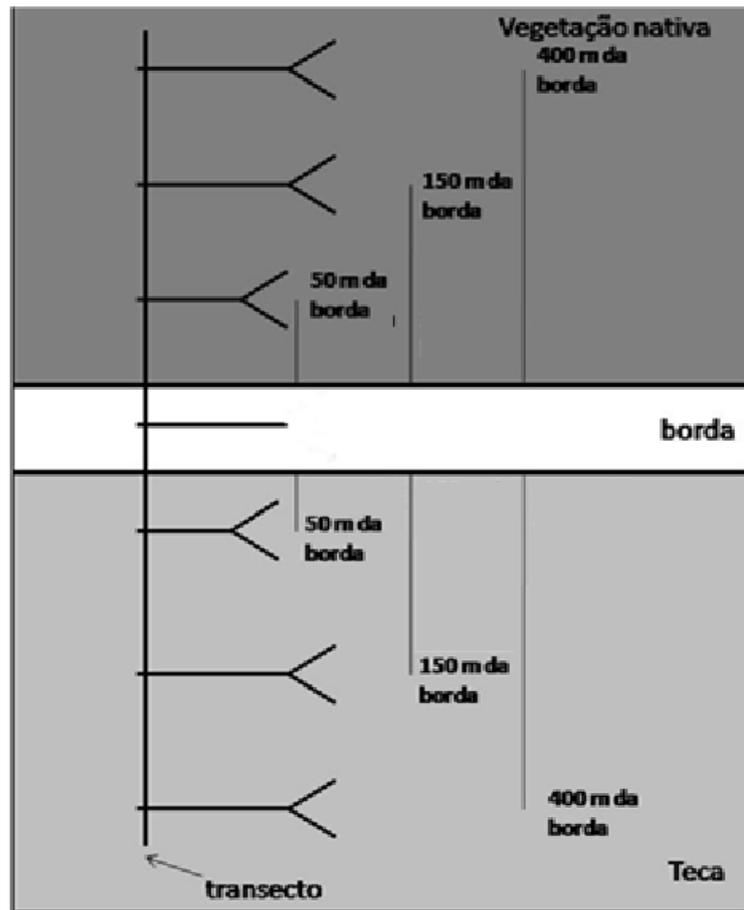
$+d(O)/a(O)$ , onde  $li$  = índice de isolamento,  $d$  = distância em metros,  $a$  = área em ha,  $N$  = norte,  $S$  = sul,  $L$  = leste,  $O$  = oeste. O índice procedente da fórmula representa o grau de isolamento do fragmento. Dessa forma, quanto maior for o valor do índice significa que o fragmento é circundado por fragmentos pequenos e distantes e, quanto menor o valor do índice implica que o fragmento é circundado por fragmentos próximos e maiores (Audino 2011). A idade e a altura da matriz foram obtidas no banco de dados de plantio de teca, disponibilizados pela empresa Floresteca.

## 2.2 Métodos de Amostragem

Para realização das amostragens foi aberto em cada área um transecto de aproximadamente 1.500 m de comprimento, compreendendo o fragmento e área de plantio de teca. Paralelamente a essa trilha, foram estabelecidas uma parcela na borda do fragmento, três para o interior deste e outras três para o interior do plantio a 50, 150 e 400 metros.

Em cada linha foi montada uma armadilha de interceptação e queda (pitfall trap), em formato de “Y”, contendo cinco recipientes de 42 cm de diâmetro por 61 cm de profundidade, equidistantes 10 m, que foram enterrados até a borda superior, alcançando o mesmo nível do solo. Os recipientes foram interligados por uma cerca guia de lona plástica preta com cerca de 80 cm de altura, conforme sugerido por Cechin & Martins, (2000) e Ribeiro-Jr, et al. (2008), (Figura 2).

Figura 2 - Esquema base para amostragem e disposição das armadilhas *Pitfall trap* para captura de representantes da herpetofauna nos remanescentes florestais e área de plantio de teca.



Fonte: pelo próprio autor

Como forma complementar de amostragem foi utilizada a procura Limitada por Tempo, realizada por uma hora/dia, por três dias consecutivos em cada área, percorrendo lentamente cada trilha principal, registrando todos os indivíduos avistados dentro de uma distância máxima de cinco metros a partir da trilha, verificando, todo o micro-habitat potencial para répteis. Os encontros ocasionais, fora dos horários dedicados ao PLT, também foram registrados.

Todos os indivíduos capturados foram transportados para o laboratório e fixados, conforme metodologia padrão para o grupo. Posteriormente, foram identificados quanto ao nível de espécie e tombados na Coleção de Répteis e Anfíbios do Museu de Zoologia de Tangará da Serra – MZT, do Centro de Pesquisas, Estudos e Desenvolvimento Agro-Ambientais da Universidade do Estado de Mato Grosso – Campus Universitário e Tangará da Serra. As coletas foram realizadas sob licença SISBIO 5623-1 e 5950-1.

### 2.3 Análise dos Dados

Para as amostras realizadas aleatórias e independentes de dados foi realizado teste de Mantel para verificar a independência espacial das áreas estudadas, utilizando-se duas matrizes correlacionadas de dissimilaridade, sendo uma matriz de distância espacial (Euclidiana) e outra de dissimilaridade de espécies (Bray-Curtis) (Mantel 1967).

Para reduzir a dimensionalidade dos dados de composição de espécies foram aplicadas técnicas de ordenação multivariada. Um dos métodos foi o de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) que visa maximizar o *STRESS* (*Standard Residuals Sum of Squares*), que vai de zero a um e quanto mais próximo de zero maior será o ajuste entre eles (Legendre & Legendre 1998, Mccune & Grace 2002).

Após o escalonamento, tomou-se uma medida para averiguar o quanto as posições de objetos em uma configuração tridimensional desviam-se das distâncias originais ou similaridades, para detectar uma similaridade de composição de espécies entre o remanescente florestal e a matriz.

Construiu-se curva de rarefação com o intuito de verificar a representatividade das amostras de espécies baseadas no número de indivíduos e o número de amostras, geradas pelo estimador Jackknife 1. Os métodos de rarefação são adequados para estimativas de riqueza de espécies e comparações entre conjuntos de dados com diferentes números de indivíduos (Gotelli & Colwell 2001). Para obtenção das curvas de rarefação fez-se o uso do programa EstimateS 7 (Colwell 2005), com os dados organizados em amostras, baseados na média de 50 curvas geradas aleatoriamente.

Para analisar a influência das variáveis tamanho, índice de forma e distância dos remanescentes florestais mais próximos sobre a riqueza e abundância de répteis nos diferentes biomas, foram realizadas regressões múltiplas. Em relação ao cultivo de teca, foram utilizadas as variáveis, extensão do plantio, idade e altura das árvores.

Análise de variância (ANOVA) foi realizada para testar a ocorrência de diferenças na riqueza e abundância (variáveis dependentes) entre os fragmentos e cultivos de teca (variáveis categóricas independentes). Testou-se a diferença entre as médias por meio do método de contraste e a *posteriori* utilizou-se o Teste de

Tukey, considerando significativos os valores menores ou iguais a  $P = 0,05$ , como sugerido por Jolliffe (1986) e Pereira (2001).

Para avaliar a variação na riqueza das espécies e o número total de lagartos capturados entre as distâncias da borda foi utilizado o Teste de Wilcoxon (Wilcoxon 1945), estabelecido um nível de significância de 0,05.

As análises foram realizadas através do programa R *version* 3.1.2.2014 (R. Development Core Team 2014), exceto para o Teste de Wilcoxon que foi executado no programa Systat 8.0 (Wilkinson 1998).

### 3 RESULTADOS

Neste estudo não foi encontrada correlação estatisticamente significativa, espécie/área, como mostra o teste de Auto Correlação Espacial (Mantel), entre as matrizes de dissimilaridade de espécies e distância espacial entre os fragmentos ( $r^2 = 0,000789$ ;  $p = 0,443$ ).

O esforço amostral foi de 4.250 baldes-noite e 51 horas/homem de procura ativa, possibilitando o registro de 409 indivíduos, pertencentes a 15 famílias, distribuídas em 39 espécies. Os lagartos foram representados por 22 espécies, serpentes por 15, uma *Amphisbaena* e um Testudines. Nas áreas de fragmentos foram registradas 33 espécies, sete (17,95%) exclusivas deste ambiente e 32 para áreas da matriz de teca, seis (15,38%) exclusivas dos plantios (Tabela 2). Observou-se que não houve diferenças estatisticamente significativas para riqueza entre fragmentos e cultivos de teca ( $F_{1,31}=0,210$ ;  $p=0,650$ ) (Gráfico 1a).

**Tabela 2** - Lista das espécies de répteis registrados pelos métodos de Pitfall trap (PIT), procura limitada por tempo (PLT) e encontro ocasional (EO) nos fragmentos (F) e plantios de teca (T) na bacia do Alto Paraguai.

Subordem/ Família/ Espécie	Métodos de Amostragem/ Registros			Ambiente
	<i>Pitfall</i>	PLT	EO	
<b>Amphisbaenia</b>				
<b>Amphisbaenidae</b>				
<i>Amphisbaena alba</i> (Linnaeus,1758)		X		F
<b>Testudinidae</b>				
<i>Chelonoidis denticulata</i> (Linnaeus,1766)			X	F
<b>Sauria</b>				
<b>Dactyloidae</b>				

Continua...

Continuação

Subordem/ Família/ Espécie	Métodos de Amostragem/ Registros			Ambiente
	Pitfall	PLT	EO	
<i>Norops chrysolepis</i> (Duméril e Bibron, 1837)		X	X	F, T
<i>Norops meridionalis</i> (Boettger, 1885)	X	X	X	F, T
<b>Gymnophthalmidae</b>				
<i>Cercosaura eigenmanni</i> (Griffin, 1917)	X	X		F, T
<i>Cercosaura ocellata</i> (Wagler, 1830)	X			F, T
<i>Cercosaura parkeri</i> (Ruibal, 1952)	X	X		F, T
<i>Cercosaura schreibersii albostrigata</i> (Wiegmann, 1834)	X			F, T
<i>Colobosaura modesta</i> (Reinhardt e Lütken, 1862)	X			F, T
<i>Micrablepharus maximiliani</i> (Reinhardt e Lütken, 1862)	X			F, T
<b>Iguanidae</b>				
<i>Iguana</i> (Linnaeus, 1758)			X	F
<b>Mabuyidae</b>				
<i>Copeoglossum nigropunctatum</i> (Spix, 1825)	X	X	X	F, T
<b>Phyllodactylidae</b>				
<i>Gymnodactylus geckoides</i> (Spix, 1825)	X			F, T
<i>Phyllopezus pollicaris</i> (Spix, 1825)	X			F
<b>Scincidae</b>				
<i>Notomabuya frenata</i> (Cope, 1862)	X	X	X	F, T
<b>Sphaerodactylidae</b>				
<i>Coleodactylus brachystoma</i> (Amaral, 1935)	X	X		F, T
<i>Gonatodes humeralis</i> (Guichenot, 1855)	X	X		F, T
<b>Teiidae</b>				
<i>Ameiva ameiva</i> (Linnaeus, 1758)	X	X	X	F, T
<i>Ameivula ocellifera</i> (Spix, 1825)	X			F
<i>Kentropyx paulensis</i> (Boettger, 1893)			X	T
<i>Kentropyx vanzoi</i> (Gallagher e Dixon, 1980)	X			T
<i>Salvator merianae</i> (Duméril e Bibron, 1839)			X	F, T
<b>Tropiduridae</b>				
<i>Stenocercus caducus</i> (Cope, 1862)	X	X	X	F, T
<i>Tropidurus oreadicus</i> (Rodrigues, 1987)	X			F, T
<b>Serpente</b>				
<b>Colubridae</b>				
<i>Leptophis ahaetulla</i> (Linnaeus, 1758)	X		X	T
<i>Leptodeira annulata</i> (Linnaeus, 1758)			X	T

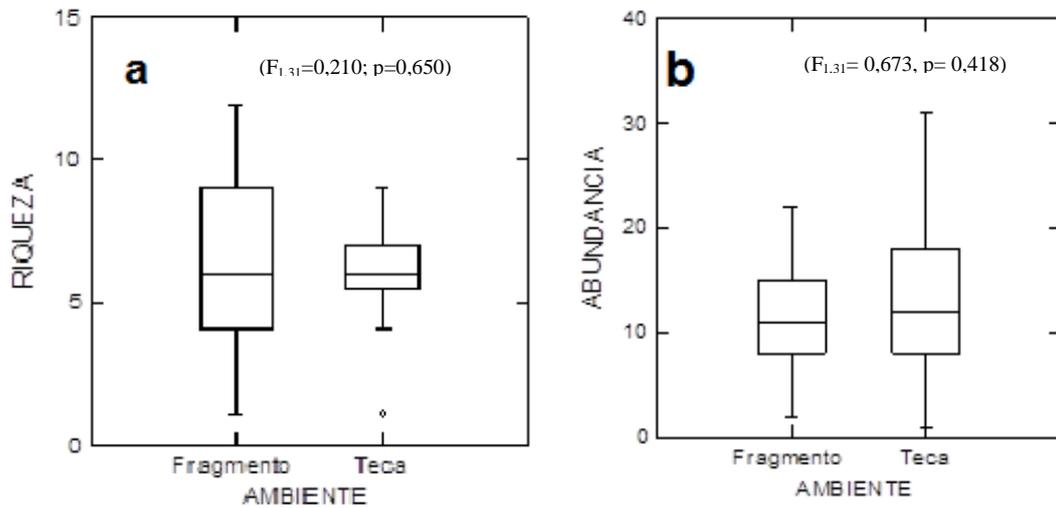
Continua...

Continuação

Subordem/ Família/ Espécie	Métodos de Amostragem/ Registros			Ambiente
	<i>Pitfall</i>	PLT	EO	
<i>Spilotes pullatus</i> (Linnaeus, 1758)		X	X	F, T
<i>Tantilla melanocephala</i> (Linnaeus, 1758)		X	X	F, T
<b>Dipsadidae</b>				
<i>Apostolepis dimidiata</i> (Jan, 1862)	X			F, T
<i>Erythrolamprus poecilogyrus</i> (Wied-Neuwied, 1825).	X			F, T
<i>Erythrolamprus reginae</i> (Linnaeus, 1758)	X	X		F, T
<i>Oxyrhopus rhombifer</i> (Duméril, Bibron e Duméril, 1854)		X		F
<i>Sibynomorphus mikanii</i> (Schlegel, 1837)	X			F
<i>Taeniophallus occipitalis</i> (Jan, 1863)	X			T
<i>Xenopholis werdingorum</i> (Álvarez e Köhler, 2009)	X		X	F, T
<b>Leptotyphlopidae</b>				
<i>Trilepida brasiliensis</i> (Laurent, 1949)	X			F, T
<b>Typhlopidae</b>				
<i>Typhlops brongersmianus</i> (Vanzolini, 1972)	X			F, T
<b>Viperidae</b>				
<i>Bothrops moojeni</i> (Hoge, 1966)		X	X	F, T
<i>Crotalus durissus</i> (Linnaeus, 1758)			X	T

Em relação à Abundância, do total de 409 indivíduos registrados, 191 (46,7%) foram encontrados nos fragmentos e 218 (53,3%) no plantio de teca, não havendo diferença estatística significativa ( $F_{1,31} = 0,673$ ,  $p = 0,418$ ) entre os dois ambientes (Gráfico 1b).

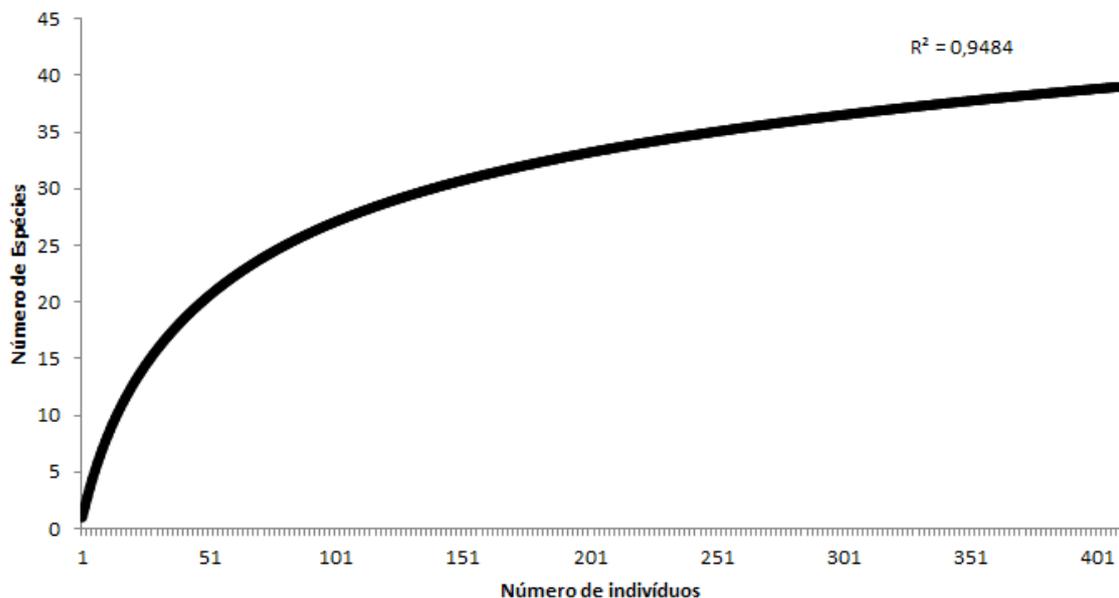
Gráfico 1 - Resultado da análise de variância para riqueza de espécies de répteis (a) e abundância (b) entre fragmentos de vegetação nativa e cultivos de teca (a), numa região de ecótono na bacia do Alto Paraguai.



Fonte: próprio autor

A curva de rarefação de espécies em função do número de indivíduos coletados mostra que até em aproximadamente 200 indivíduos coletados, há um incremento significativo de espécies. A partir desse quantitativo nota-se que o incremento ainda é pequeno, porém gradativo. A curva de acumulação de espécies não atinge uma assíntota (Gráfico 2).

Gráfico 2 - Curva de rarefação, estimada para as 34 áreas estudadas numa região de ecótono na bacia do Alto Paraguai, mostrando o número de espécies de répteis em função dos indivíduos coletados.



O teste de Wilcoxon realizado para averiguar a riqueza de espécies entre distâncias de amostragens, nas dezessete áreas (plantios de teca e fragmentos) apontou diferença significativa somente entre borda e 50m e 150m para o interior do fragmento e 50m no interior dos plantios de teca e 50m do interior dos fragmentos, sendo o interior do fragmento mais rico que a borda e as áreas de plantio de teca (Tabela 3).

**Tabela 3** - Matriz dos resultados do teste de Wilcoxon para riqueza de espécies entre as diferentes distâncias a partir da borda (-400, -150, -50 = plantio de teca; 0 = borda; 50,150 e 400 = distância da borda para o interior do fragmento), numa região de ecótono na bacia do Alto Paraguai.

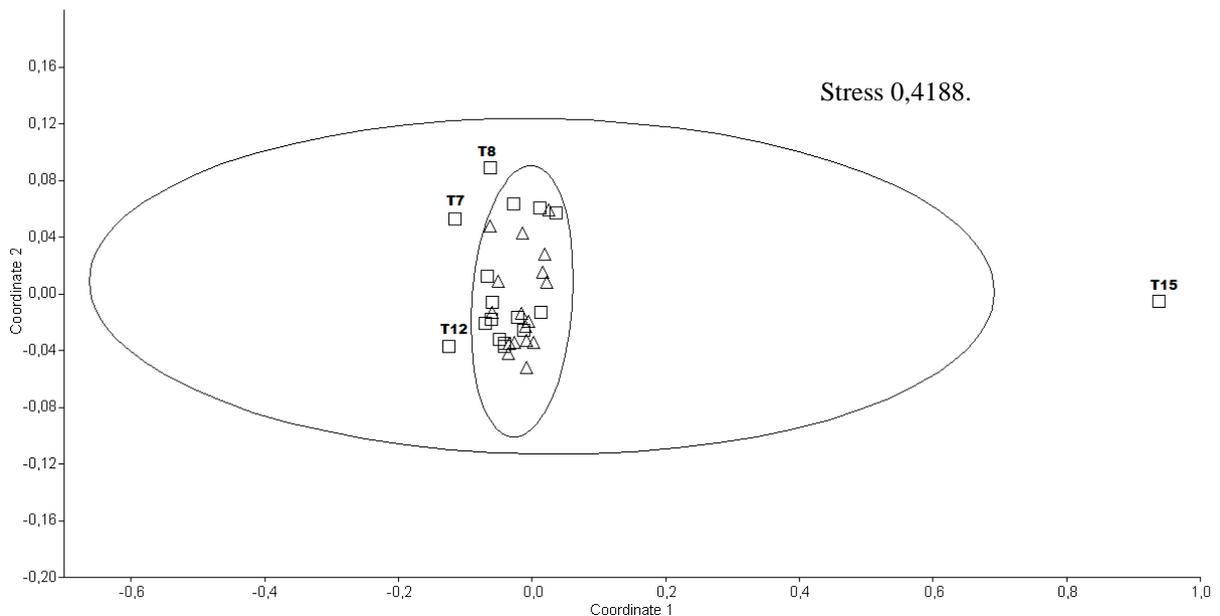
Distância da borda (m)	-400	-150	-50	0	50	150	400
-400	z = 0,000 p = 1,000						
-150	z = 0,187 p = 0,852	z = 0,000 p = 1,000					
-50	z = 1,592 p = 0,111	z = 1,813 p = 0,070	z = 0,000 p = 1,000				
0	z = 1,862 p = 0,063	z = 1,765 p = 0,077	z = -0,191 p = 0,849	z = 0,000 p = 1,000			
50	z = -1,268 p = 0,205	z = -1,241 p = 0,215	z = -2,304 <b>p = 0,021</b>	z = -2,254 <b>p = 0,024</b>	z = 0,000 p = 1,000		
150	z = -0,144 p = 0,886	z = -0,371 p = 0,711	z = -1,584 p = 0,113	z = -2,043 <b>p = 0,041</b>	z = 0,240 p = 0,810	z = 0,000 p = 1,000	
400	z = -0,921 p = 0,357	z = -1,027 p = 0,305	z = -1,481 p = 0,139	z = -1,543 p = 0,123	z = 0,172 p = 0,863	z = 0,577 p = 0,564	z = 0,000 p = 1,000

A análise de regressão múltipla para a variável dependente riqueza de espécies mostrou não haver diferença significativa em relação às variáveis distância, forma e tamanho do vizinho mais próximo dos fragmentos, ( $r^2 = 0,0416$ ,  $f = 0,1881$ ,  $p = 0,9035$ ). Da mesma forma, para o plantio de teca as variáveis altura, idade e extensão dos plantios não influenciam de forma significativa na riqueza de espécies ( $r^2 = 0,07121$ ,  $f = 0,00286$ ,  $p = 0,9581$ ).

A análise de regressão múltipla realizada com a variável dependente abundância, tendo como variável independente o tamanho, forma e a distância do fragmento vizinho mais próximo não revelou diferença estatisticamente significativa ( $r^2 = 0,042$ ,  $f = 0,188$ ,  $p = 0,903$ ). Para os cultivos de teca as variáveis independentes altura, idade e extensão dos plantios também não mostraram influenciar significativamente na abundância ( $r^2 = 0,183$ ,  $f = 0,895$ ,  $p = 0,472$ ).

O resultado do Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) com o valor do Stress 0,4188 demonstra que a maioria das áreas se encontram agrupadas, exceto quatro áreas de cultivo de teca que se isolaram: a área T7 devido a apresentar abundância, significativamente, mais alta de *Norops meridionalis* e *Gymnodactylus geckoides*; a área T8 devido a maior abundância de *Copeoglossum nigropunctatum*; a área T12 devido ao fato de ser a única onde foi coletada a espécie *Leptophis ahaetulla*. No entanto, estas permanecem próximas ao aglomeramento das demais áreas, já a área T15 se diferencia de todas as demais visto que nela não foi registrada sequer uma espécie (Gráfico 3).

Gráfico 3 - Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) para as 34 áreas (17 teca e 17 fragmentos) numa região de ecótono na bacia do Alto Paraguai. Triângulos = composição de espécies de répteis nos fragmentos; Quadrados = composição de espécies de répteis nos cultivos de teca.



Fonte: do próprio autor

#### 4 DISCUSSÃO

O registro de 39 espécies de répteis demonstra que embora as áreas amostradas constituam um mosaico de fragmentos adjacentes à monocultura de florestal, elas são de grande importância para preservação de várias espécies. Este aspecto é reforçado, quando se avalia que em alguns estudos (Colli et al. 2002) em áreas de ecotonais de Cerrado bem preservado, por exemplo, foram registradas apenas 13 espécies de lacertílios. A expectativa da ocorrência de um maior número

de espécies nas áreas estudadas, como demonstrado na curva de rarefação, reforça a eficiência destas áreas, seja com fragmentos ou com cultivos de teca, como ambientes de relevante capacidade de suporte para muitas espécies de répteis.

O tamanho dos fragmentos de vegetação nativa tem sido descrito como uma variável de influência direta na distribuição das populações e comunidades, por não ter o tamanho mínimo ou necessário para manter populações de uma dada comunidade ou espécie (Colli et al. 2003). Nesse sentido, para Cerqueira et. al. (2003), as espécies raras podem não suportar os efeitos de variáveis como tamanho, forma ou distâncias entre manchas de vegetação nativa, o que resulta na diminuição do número de indivíduos por área, tornando-o muitas vezes, inviável para a manutenção das espécies locais. No entanto, os resultados deste estudo não apontaram influência destas variáveis sobre a riqueza e abundância das espécies de répteis como também é demonstrado por Colli et al. (2003) em estudos realizados com lagartos na Mata Atlântica do sul da Bahia, e por estudos de Silva (2005) na região Sudoeste de Mato Grosso.

Da mesma forma, as variáveis, altura, idade e tamanho dos talhões de teca, não mostraram influência significativa para riqueza de espécies e abundância de répteis. O cultivo de teca por ser mais estruturado em relação a outras monoculturas, como por exemplo pasto, se apresenta como uma extensão das áreas dos fragmentos dando-lhes aspecto de maior dimensão, o que possibilita a manutenção de muitas espécies em abundâncias maiores, mesmo que o fragmento de mata nativa seja pequeno em relação a outras áreas.

A inserção da monocultura florestal como as de teca em estudos de fragmentação é essencial, visto que este é um ambiente que funciona como um filtro importante para várias espécies, (Fahrig & Merriam 1994, Gascon et al. 1999, Mesquita et al. 1999, Fischer et al. 2005). Hokit et al. (1999), por exemplo, notaram que o movimento de lagartos em áreas de diferentes monoculturas é significativamente menor do que em áreas de vegetação nativa. A permeabilidade destas culturas, frequentemente denominadas de matriz, é um fator importante para a manutenção da diversidade, pois permite a manutenção do fluxo gênico entre estas populações (Baguette & Dyck 2007).

A heterogeneidade do ambiente é outro aspecto que pode explicar a diversidade de espécies encontrada, mesmo o cultivo de teca sendo uma

monocultura, ele possui uma variedade de tipos de paisagens de sub-bosque que define a diversidade de espécies que podem conviver nestas áreas.

Os resultados apontam que mesmo em fragmentos pequenos, associados a uma monocultura florestal estruturalmente mais permeável, a riqueza de espécies de répteis, aparentemente, não se altera, indicando estar relacionados à estrutura da vegetação principalmente, a permeabilidade do cultivo circundante. Além de servir como abrigo contra predadores, também estão relacionados à disponibilidade de alimentos, termorregulação e à fisiologia adaptativa destes répteis em áreas mais abertas, o que certamente explica o fato de não observar diferenças na composição de espécies entre as diferentes distâncias a partir da borda, seja para o interior do fragmento ou para a teca. Por esse motivo os três casos apontados no teste de Wilcoxon, podem ser um fator ocasional.

Algumas espécies como *Ameiva ameiva*, *Norops meridionalis*, *Notomabuya frenata* e *Stenocercus caducus* ocorreram em todas as distâncias a partir da borda, com exceção dos 400 metros em que foi registrado somente *Ameiva ameiva*. Estas espécies são heliotérmicas, pouco exigentes quanto ao uso do habitat, beneficiando-se de áreas antropizadas (Colli 1991, Vitt & Colli 1994, Lima et al. 2001) e, portanto, não sentem os efeitos da diferença de estrutura da matriz. A aparente plasticidade das espécies *A. ameiva*, *N. meridionalis*, *N. frenata* e *S. caducus*, quanto ao uso de *habitat*, está, em parte, relacionada com a dieta, visto que é um fator contribuinte para o êxito das espécies em áreas mais abertas, uma vez que amplia o território de forrageamento e a capacidade de sobrevivência nestes ambientes (Grover 1996), um fator positivo para preservação da espécie em ambientes antropizados.

No entanto, mesmo com maior permeabilidade em relação a outros tipos de matriz, como pastagem, por exemplo, a teca ainda pode ser uma barreira para dispersão de alguns répteis como foi possível observar para as espécies *Amphisbaena alba*, *Chelonoidis denticulata*, *Iguana iguana*, *Phyllopezus pollicaris*, *Ameivula ocellifera*, *Oxyrhopus rhombifer* e *Sibynomorphus mikanii*, que ocorreram exclusivamente nas áreas de vegetação nativa. Embora a maioria destas espécies apresente comportamento compatível com o uso do habitat da matriz, a espécie *Iguana*, por exemplo, não se adapta ao ambiente de matriz de teca por ser arborícola e dependentes de áreas úmidas.

Nota-se também que a maioria das espécies registradas neste estudo utilizam habitats sombreados e/ou serrapilheira, o que é relevante no quesito de contribuir

para o uso do cultivo de teca pela comunidade de répteis. A monocultura de teca oferece condições semelhantes a estes habitats sombreados, por possuir copa frondosa na maior parte do ano e folhas caducas, no período seco, propiciando densa serapilheira, o que favorece a diminuição da incidência solar sobre o solo, produzindo ambientes com temperaturas menos extremas garantindo maior umidade local, de modo que os répteis possam explorar os microhabitats formados, obtendo maior área de vida e conseqüentemente aumentando o período de atividades de forrageamento, como sugerido por Macedo et al. (2008). Salienta-se que o uso, ocupação da matriz e dos remanescentes são diferentes para cada táxon e espécies com menor área de vida podem ser mais tolerantes à matriz e ao efeito de borda (Laurance & Yensen 1991).

A formação de um grande grupo, na ordenação do NMDS demonstra que as áreas, sejam teca ou fragmentos, não diferenciam essencialmente quanto à composição (riqueza e abundância), o que fortalece o entendimento de que as espécies encontradas são de hábitos generalistas e que o cultivo de teca apresenta condições mínimas necessárias para a sobrevivência da maioria das espécies encontradas. Em relação ao não agrupamento da área T15, não se encontrou, dentro dos aspectos analisados, fator especial que pudesse explicar o não registro de espécies na mesma, e tal condição pode ter sido um fato ocasional.

## **5 CONCLUSÃO**

A não ocorrência de diferenças estatisticamente significativas na riqueza de espécies entre fragmentos florestais e a monocultura de teca, assim como inexistência de similaridade na composição de espécies entre as áreas estudadas, possibilita presumir que os plantios de teca não constituem barreiras de sobrevivência ou dispersão às espécies de répteis, na região estudada.

O cultivo de teca, diferente das matrizes mais simples como a pastagem, mostra-se melhor estruturada, embora seja uma monocultura, propicia ambientes com sub-bosques, ou seja, mais sombreados, garantindo temperaturas amenas, umidade, fornecimento de bases alimentares e de nidificação para os répteis. Esses elementos atuam de forma semelhante à estrutura dos fragmentos de vegetação nativa, o que garante a penetração, ocupação e dispersão das espécies de répteis e portanto, dentro de diversas atividades agrosilvopastoris, apresenta menos impacto. Ou seja, os resultados obtidos neste trabalho, congregados ao atual contexto da

alteração do uso da terra, demonstram que as paisagens silviculturais, cuja matriz e de *Tectona grandis*, podem ter um aceitável valor conservacionista.

## 6 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AB'SÁBER, A. N. 1954. O planalto dos Parecis, na região de Diamantino (Mato Grosso). In Boletim Paulista de Geografia. São Paulo, n. 17, p.63-79.

ALMEIDA, F. F. M. 1956. The West Central Plateau and Mato Grosso Pantanal. In XVIII Congresso Internacional de Geografia. Excursion Guide-book. Rio de Janeiro, n. 1, p.5-55.

AUDINO, L. D.; SILVA, P. G.; NOGUEIRA, J. M.; MORAES, L. P. & VAZ DE MELLO, F. Z. 2011. Scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae) de um bosque de eucalipto introduzido em uma região originalmente campestre. In Iheringia, [Série Zoológica], 101 (1-2): 121-126.

AUGUST, P. V. 1983. The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. In Ecology. 64: 1495-1513.

BAGUETTE, M. & HANS V. D. 2007. Landscape connectivity and animal behavior: functional grain as a key determinant for dispersal. In Landscape ecology 22.8: 1117-1129.

BRANDON, K.; FONSECA, G. A. B.; RYLANDIS, A. B. & SILVA, J. M. C. 2005. Conservação brasileira: desafios e oportunidades. In Megadiversidade, v. 1, n. 1, p.7-13.

CECHIN, S. Z. & MARTINS, M. 2000. Eficiência de armadilhas de queda (pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. In Revista Brasileira de Zoologia, v. 17, n. 3, p.729-740.

CENAS 227/70 e 228/72, 05/06/2013, do satélite Landsat-8 sensor Operational Land Imager, de 14 de julho de 2013, com resolução espacial de 30 metros, obtida no sítio do Serviço Geológico Americano via Web <<http://earthexplorer.usgs.gov/>>. Acessado em 22 Out 2014.

CERQUEIRA, R. BRANT, A.; NASCIMENTO, M. T. & PARDINI R. 2003. Fragmentação de Ecossistemas. Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. In Ministério do Meio Ambiente Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Brasília - DF, p.510.

COLLI G.R., BASTOS R.P. & ARAÚJO A.F.B. 2002, The character and dynamics of the Cerrado herpetofauna. In: The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna (P.S. Oliveira & R.J. Marquis, eds.). Columbia University Press, New York, NY, p.223-241.

COLLI, G. R. 1991. Reproductive ecology of Ameiva (Sauria, Teiidae) in the Cerrado of Central Brazil. In Copeia. 4:1002-1012.

COLLI, G. R.; ACCACIO, G. M.; ANTONINI, Y.; CONSTANTINO, R.; FRANCESCHINELLI, E. V.; LAPS, R. R.; SCARIOT, A.; VIEIRA, M. V. & WIEDERHECKER, H. C. 2003. A Fragmentação dos Ecossistemas e a Biodiversidade Brasileira: Uma Síntese. In: Fragmentação de Ecossistemas: Causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. p.317-24.

COLWELL, R.K. 2005. EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. User's Guide and application published at: <<http://purl.oclc.org/estimates>>. Version 7.5.0.

FAHRIG, L.; & MERRIAM, G. 1994. Conservation of fragmented populations. In Conservation Biology. 8(1): 50-59.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D.B.; BARRY, S.; & FLOWERS, E. 2005. Lizard distribution patterns in the Tumut fragmentation "Natural Experiment" in south-eastern Australia. In Biological Conservation. 123:301-315.

GASCON, C.; LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD JR, R. O.; MALCOLM, J. R.; STOUFFER, P. C.; VASCONCELOS, H. L.; LAURENCE, W. F.; ZIMMERMAN, B.; TOCHER, M.; & BORGES, S. 1999. Matrix habitat and species richness in tropical forest remnants. In Biological Conservation, v 91, p. 223-229.

GOTELLI N, & COLWELL R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. In Ecology Letters 2001: p.379-391.

GROVER, M. C. 1996. Microhabitat use and thermal ecology of two narrowly sympatric Sceloporus (Phrynosomatidae) lizards. In Journal of Herpetology, 30 (2): 152-160.

HOKIT, D. G., STITH B. M., & BRANCH L. C. 1999. Effects of landscape structure in Florida scrub: an population perspective. In Ecological Applications. 9:124–134.

INPE (Instituto Nacional De Pesquisas Espaciais). Ministério da Ciência, tecnologia e Inovação. Disponível em <<http://www.inpe.br/climaetempo/>>. Acessado em 12 mai 2014.

JOLLIFFE, I. T. 1986. Principal component analysis. In New York: Springer-Verlag, 271p.

LAURANCE, W. F.; & YENSEN, E. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. In Biological Conservation. 55:77-92.

LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. 1998. Numerical ecology. In 2nd English edn. Elsevier, Amsterdam.

LIMA, A. P., SUÁREZ, F.I.O. & HIGUCHI, N. 2001. The effects of selective logging on the lizards *Kentropyx calcarata*, *Ameiva ameiva*, and *Mabuya nigropunctata*. Amphibia-Reptilia. 22(2): 209-216.

- MACEDO, L.C., BERNARDE, P.S, & ABE, A.S. 2008. Lagartos (Squamata: Lacertilia) em áreas de floresta e de pastagem em Espigão do Oeste, Rondônia, sudoeste da Amazônia, Brasil. In *Biota Neotrop.* 8.1: 21-27.
- MACHADO, P. H. D. 2007. Análise da natureza das interações entre animais e plantas e a sua importância para a manutenção das relações ecológicas. ULBRA - São Jerônimo. In *Ciência e Conhecimento.* v. 01, p. 1-9.
- MANTEL, N. 1967. The detection of disease clustering and a generalized regression approach. In *Cancer Research.* 27: 209-220.
- McCUNE, B. & GRACE, J.B.. 2002. Nonmetric Multidimensional Scaling. In: *Analysis of Ecological Communities.* MJM, Software, Oregon, p: 125.
- MESQUITA, R. C.G.; DELAMÔNICA, P. & LAURANCE, W.F. 1999. Effect of surrounding vegetation on edge-related tree mortality in Amazonian forest fragments. *Biological Conservation.* 91:129-134.
- MORENO-ARIAS, R. A. & URBINA-CARDONA, J. N. 2013. Population Dynamics of the Andean Lizard *Anolis heterodermus*: Fast-slow Demographic Strategies in Fragmented Scrubland Landscapes. In *Biotropica.* v. 45, n. 2, p. 253–261.
- NOGUEIRA, C. C. 2006. Diversidade e padrões de distribuição da fauna de lagartos do Cerrado. Tese de Doutorado, Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia. 295 p.
- PEREIRA, J. C. R. 2001. Análise de dados qualitativos: estratégias metodológicas para as ciências da saúde, humanas e sociais. Edusp, São Paulo.
- PRIMACK, R.B. & RODRIGUES. 2001. *Biologia da conservação.* Gráfica e editora Midiograf, Londrina.
- R. Development Core Team. 2014. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, R Foundation for Statistical Computing, ISBN 3900051-07-0, available online at: <<http://www.R-project.org>>.
- RIBEIRO-JR, M. A.; GARDNER, T. A.; & ÁVILA-PIRES T. C. S. 2008. Evaluating the effectiveness of herpetological sampling techniques across a gradient of habitat change in a tropical forest landscape. In *Journal of Herpetology.* 42(4): 733-749.
- RODRIGUES, M.T. 2005. A biodiversidade dos Cerrados: conhecimento atual e perspectivas, com uma hipótese sobre o papel das matas galerias na troca faunística durante ciclos climáticos. In *Cerrado: Ecologia, biodiversidade e conservação.* (Scariot, A., Silva, J.C.S. e Felfili, J.M. org.). Ministério do Meio Ambiente. Brasília, DF. p. 235-246.
- SAMUELS, C. L. & DRAKE, J. A. 1997. Divergent perspectives on community convergence. In *Trends in Ecology and Evolution.* 12:427–432.
- SANO, E. SANTOS. ROSA, R. BRITO, J. L. SILVA, & FERREIRA, L. G. 2007. Mapeamento de Cobertura Vegetal do Bioma Cerrado: Estratégias e resultados. In *Embrapa Cerrado.* Planaltina- DF. p.33.

- SCHUHLI, G. S. & PALUDZYSZYN FILHO, E. 2010. O Cenário da silvicultura de teca e perspectivas para o melhoramento genético. In Pesquisa Florestal Brasileira. Colombo. v. 30, n. 63, p. 217-230.
- SCOTT, N. J. 1976. The abundance and diversity of the herpetofaunas of tropical forest litter. In *Biotropica*. v. 8, n. 1, p. 41–58.
- SILVA, D. J. 2005. Efeitos da fragmentação sobre a comunidade de lagartos em áreas de Floresta Estacional Semidecidual Submontana no Sudoeste de Mato Grosso, Brasil. Tese de Doutorado. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia / Universidade Federal do Amazonas, Manaus. 107 f.
- SOUZA, V. M.; SOUZA, M. B. & MORATO, E. F. 2008. Efeitos da sucessão florestal sobre a anurofauna (Amphibia: Anura) da Reserva Catuaba e seu entorno, Acre, Amazônia sul-ocidental. In *Rev. Bras. Zool.* v. 25, n.1, p.49-57.
- TOFT, C. A. 1985. Resource partitioning in amphibians and reptiles. *Copeia*, 1: 1-21.
- VITT, L. J.; & COLLI, G. R. 1994. Geographical ecology of a neotropical lizard: Ameiva ameiva (Teiidae) in Brazil *Can. J. Zool.* 1986-2008.
- WILCOXON, F. 1945. Individual Comparisons by Ranking Methods. In *Biometrics Bulletin*. Vol. 1, No. 6. p. 80-83.
- WILKINSON, L. 1998. *Systat: The system for statistics*. In SYSTAT Inc., Evanston, Illinois.

**Estrutura da Comunidade de Anfíbios em Áreas Fragmentadas Associada ao Cultivo de Teca (*Tectona grandis*, L. f.) em uma Região Ecotonal da Bacia do Alto Paraguai.**

**Amphibians Community Structure in Fragmented Areas Associated with cultivation of Teak (*Tectona Grandis* L. f.) in an Ecotonal Region From the Upper Paraguay River Basin**

[Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi. Ciências Naturais]

Cícero Pedro Farias de Sousa<sup>1,2</sup>; Manoel dos Santos Filho<sup>2</sup>; Dionei José da Silva<sup>1,2</sup>

1. Programa de Mestrado em Ambiente e Sistemas de Produção Agrícola - Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT. 2. Centro de Pesquisas, Estudos e Desenvolvimento Agro-Ambiental - CPEDA – Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT – Campus Universitário de Tangará da Serra, MT.

Universidade do Estado de Mato Grosso - UNEMAT, 78.300-000. Tangará da Serra, MT, (cicero\_bio@hotmail.com).

**RESUMO:** Os efeitos da fragmentação interferem diretamente na estrutura da vegetação, conseqüentemente, na dinâmica das populações animais de um dado local, por expô-los a novas interações ecológicas e causarem o que se denomina efeito de borda. O presente trabalho objetivou investigar a influência de plantios de teca (*Tectona grandis*), levando em consideração a idade e extensão do plantio, altura das árvores, bem como aspectos dos fragmentos associados como tamanho, índice de forma, efeito de borda e distância do vizinho mais próximo sobre a comunidade de anfíbios em 34 áreas (17 fragmentos e 17 plantios de teca), em áreas de ecótono entre Cerrado, Pantanal e Amazônia, localizadas em Mato Grosso. As amostragens ocorreram através de armadilhas de interceptação e queda, *pitfall trap*, entre julho de 2013 e março de 2014. Através das análises, não foram verificadas diferenças estatisticamente significativas em relação à riqueza e abundância entre as áreas de teca, nos fragmentos e na distância da borda. A ordenação levando em consideração riqueza e abundância das áreas mostrou que a composição de espécies é muito próxima entre as áreas, demonstrando que a teca constitui um ambiente favorável à sobrevivência da maioria das espécies de anfíbios coletadas nas áreas de estudo.

**Palavras-chave:** Fragmentos florestais, Herpetofauna, Anfíbios anuros, *Tectona grandis*.

**ABSTRACT:** The fragmentation effects directly interfere in the vegetation structure, consequently in the local dynamics of animal populations, exposing them to new ecological interactions and causing what is called edge effect. This study aimed to assess the influence of teak plantations (*Tectona grandis*), taking into account the plant age, planting extent, tree height, as well as aspects of the fragments which it is associated with, such as size, shape index, edge effect and distance from closest neighbor on the community of amphibians. Thirty-four areas (17 fragments and 17 teak plantations) of ecotone in the Cerrado, Pantanal and Amazon biomes, in Mato Grosso State were used. Sampling were performed through interception and fall traps, *pitfall traps*, between July 2013 and March 2014. The data analysis showed no statistically significant differences regarding the richness and abundance comparing the teak areas, fragment areas and the distance from the edge. The ordering, taking into account the areas richness and abundance showed that species composition was very close between areas, demonstrating that the teak plantation can be a favorable environment for survival of most amphibians species collected in the study areas.

**Keywords:** Forest fragments, herpetofauna, anuran amphibians, *Tectona grandis*.

## INTRODUÇÃO

O Brasil apresenta grande diversidade biológica, destacando-se como detentor das maiores riquezas de diversos grupos animais e vegetais. Somente em relação ao grupo de anfíbios, de acordo com a lista publicada pela Sociedade Brasileira de Herpetologia (Segala *et al.*, 2014), são registradas 1.026 espécies. Esta lista pode ser bastante ampliada com a realização de novos estudos, em áreas ainda pouco amostradas.

Anfíbios apresentam relativa plasticidade ocorrendo, comumente em abundância, em ambientes úmidos, porém algumas espécies podem ser encontradas até mesmo em ambientes de baixa umidade como as Savanas e Cerrados. Constituem organismos importantíssimos nas estruturas tróficas, pois são controladores naturais de insetos e outros invertebrados, sendo bons indicadores biológicos e ambientais, já que os mesmos só conseguem manter sua diversidade em ambientes equilibrados (Bastos *et al.*, 2003).

O fato de muitas espécies de anfíbios apresentarem ampla distribuição e devido às suas características ecológicas e fisiológicas, comumente são utilizadas como indicadoras na avaliação de longas mudanças geográficas ou globais no ambiente como fragmentação de habitat, alterações hidrológicas e na química da água (Vitt *et al.*, 1990; Silvano & Pimenta, 2003). Algumas espécies são especialistas de habitat ou têm distribuição restrita, e podem acusar perturbação local com maior rapidez que a maioria das espécies que ocupam este mesmo local (Bastos *et al.*, 2003).

Declínios e extinção populacional de anfíbios em diversas partes do mundo vêm sendo amplamente evidenciados (Rodrigues *et al.*, 2006). Em geral, as causas sugeridas para esse declínio estão relacionadas à destruição e fragmentação de habitats com conseqüente variação climática e redução e/ou contaminação dos cursos d'água devido ao avanço das fronteiras agrícolas e a execução de práticas impróprias na agricultura (Young *et al.*, 2001; Vallan, 2000; Silvano & Segalla, 2005; Muths *et al.*, 2006).

A velocidade de ocupação das áreas naturais tem sido cada vez maior e biomas como Cerrado, Pantanal e Amazônia vêm sendo intensamente ocupados em Mato Grosso, estendendo-se às áreas de ecótono na bacia do Alto Paraguai, que já apresentam alto grau de comprometimento pelas práticas do desmatamento e subsequente implantação de pastagens e monoculturas anuais (Fearnside, 2002,

2003). Este processo tem promovido a redução das áreas naturais e o isolamento de pequenas porções de vegetação nativa em paisagens bastante modificadas, frequentemente matrizes homogêneas de culturas agrícolas ou pastagens, criando o que se denomina fragmentos florestais (Laurance *et al.*, 2002; Gascon *et al.*, 2004; Fischer *et al.*, 2005).

Estudos têm mostrado que os processos de fragmentação causam sérias modificações na dinâmica das populações de animais e vegetais (Ex.: Kruess & Tschardtke, 1994; Laurance *et al.*, 1997; Scariot, 1998; Laurance *et al.*, 2002; Nunes *et al.*, 2003; Silva, 2005; Santos Filho, 2005; Silva *et al.*, 2005, Santos Filho *et al.*, 2005, Santos Filho *et al.*, 2012; Silva *et al.*, 2014), podendo influenciar os padrões locais e regionais de biodiversidade devido à perda de micro-habitats únicos, isolamento do habitat, mudanças nos padrões de dispersão e migração, e erosão do solo, constituindo uma séria ameaça à diversidade biológica (Haydon & Pianka, 1999).

Um dos principais efeitos negativos da fragmentação é o que se denomina efeito de borda, que promove mudanças físicas e bióticas expondo a vegetação e populações animais a novas interações ecológicas (Laurance, 1991). Estas mudanças podem alterar a distribuição, o comportamento e sobrevivência de espécies de plantas e animais (Kapos, 1989; Murcia, 1995) e assim conduzir a extinções de populações em função da perda de habitats (Barbosa & Marquet, 2002).

Outras variáveis como forma do fragmento também exercem importante influência sobre a comunidade, já que a relação perímetro/área é aumentada em fragmentos de floresta, influenciando os efeitos de borda (Laurance & Yensen, 1991). O tamanho do fragmento também é importante para a comunidade ali instalada (Fearnside, 2003). Laurance *et al.* (2002), citando a teoria de biogeografia de ilhas, proposta por MacArthur & Wilson (1967), mencionam que é esperada relação negativa entre tamanho de fragmentos e extinção de espécies.

Os efeitos da fragmentação também ocorrem pelo aumento do isolamento entre as áreas (Skole & Tucher, 1993; Scariot, 1998) e assim os estudos devem levar em consideração as matrizes circundante ou adjacente aos fragmentos, as quais nem sempre são homogêneas, apresentam estruturas que podem diferir na resistência destas ao movimento dos organismos entre fragmentos. Assim, os

fragmentos estarão mais ou menos isolados independentemente da distância, mas às vezes em função da estrutura da matriz (Ricketts, 2001).

Poucos estudos realizados no Brasil enfocam relações de estrutura populacional da herpetofauna com fragmentos envolvidos por matrizes florestadas ou pastagens. Dentre estes, Barlow et al. (2003) observaram no Pará que em plantações de *Eucalyptus spp* houve dominância de espécies de lagartos típicos de áreas abertas, já em relação aos anfíbios, Bernarde (2008) observou em Rondônia diminuição no número de espécies, com a transformação de florestas em áreas de pastagens.

Considerando estes aspectos, o presente estudo objetivou avaliar a influência de plantios de teca, uma espécie exótica que vem sendo largamente utilizada para práticas silviculturais em Mato Grosso, sobre a comunidade de anfíbios, partindo-se da premissa que as áreas de vegetação nativa, apresentam maior diversidade e abundância, bem como composição distinta da matriz de teca. Pressupõe, ainda, que em relação aos vários tamanhos dos fragmentos podem surgir alterações negativas na estrutura da comunidade de anfíbios, à medida que diminui o tamanho das áreas. É esperado que quanto maior a idade da matriz de teca, mais estruturada será a comunidade de anfíbios e ainda que quanto mais próximo do fragmento de vegetação nativa maior será a permeabilidade da comunidade de anuros nos cultivos de teca.

## **MATERIAL E MÉTODOS**

### **Áreas de Estudo**

As áreas de coletas estão localizadas nos municípios de Rosário Oeste, Cáceres e Porto Esperidião (Figura 1) numa região de ecótono entre Pantanal, Cerrado e Amazônia, na bacia do Alto Paraguai, sudoeste de Mato Grosso. O clima da região é tipo Aw, tropical quente e úmido, segundo a classificação de Köppen (Sano et al. 2007), apresentando duas estações distintas, uma chuvosa de outubro a abril e outra seca de maio a setembro, com precipitação média de 1.330 mm/ano (Inpe, 2014).

As amostragens foram realizadas entre julho de 2013 e março de 2014 em plantios de teca e fragmentos de vegetação nativa, em quatro fazendas: Panflora, Duas Lagoas e por último as fazendas Santa Fé e Icaroma (Tabela 1).

**Tabela 1** - Áreas de estudo com coordenadas, tamanho dos fragmentos, extensão, altura e idade dos plantios de teca e áreas de influência fitofisionômica. **TF** = Tamanho dos fragmentos; **EP** = Extensão dos plantios; **AA** = Altura das Árvores; **IP** = Idade dos plantios.

Área	Fazenda	Coordenadas	TF (ha)	EP (ha)	AA (m)	IP (anos)
I	Panflora	15°04' 22"S 56°32'56"W	115,8	2.337,52	16,7	18
II	Panflora	15°02 '29"S 56°32'34"W	35,3	2.337,52	21,2	19
III	Panflora	15°03' 52"S 56°34'47"W	30,8	2.337,52	22,6	18
IV	Panflora	15°05'49"S 56°34'19.8"W	261,8	2.337,52	18,5	19
V	Panflora	15°06'2.34"S 56°35'12.3"W	455	2.337,52	18,5	19
VI	Panflora	15°06'2.53"S 56°34'37.8"W	8,1	2.337,52	14,5	18
VII	Duas lagoas	16°08'22.3"S 58°13'49.7"W	25	4.155,70	13,3	13
VIII	Duas lagoas	16°06'43.7"S 58°10'29.4"W	5,9	4.155,70	17	13
IX	Duas lagoas	16°05'35.9"S 58°10'32.4"W	27,9	4.155,70	17	13
X	Duas lagoas	16°05'54.8"S 58°11'12.4"W	39,8	4.155,70	17	13
XI	Santa Fé	16°08'14.0"S 58°29'44.5"W	10	2.562,71	17,1	11
XII	Santa Fé	16°08'19.4"S 58°29'57.9"W	1	2.562,71	17,1	11
XIII	Santa Fé	16°08'50.3"S 58°29'55.2"W	15	2.562,71	17,1	11
XIV	Santa Fé	16°09'51.3"S 58°27'37.1"W	205,2	2.562,71	15,9	11
XV	Icaroma	16°03'10.9"S 58°12'51.1"W	84	1.478,70	19,2	10
XVI	Icaroma	16°03'40.6"S 58°12'27.2" W	2,4	1.478,70	19,2	10
XVII	Icaroma	16°06'19.9"S 58°09'54.1" W	2,601	1.478,70	17	11

\* A idade e a altura da matriz, foram obtidas no banco de dados de plantio de teca, disponibilizados pela empresa Floresteca.

Foram selecionados dezessete fragmentos florestais com o auxílio de imagem do satélite Landsat-8 sensor Operational Land Imager (OLI), de 14 de julho de 2013, com resolução espacial de 30 metros (ano-base 2013), sendo amostradas paralelamente as áreas de plantios de teca. Os tamanhos dos remanescentes florestais variaram de 1 a 2.433 ha.

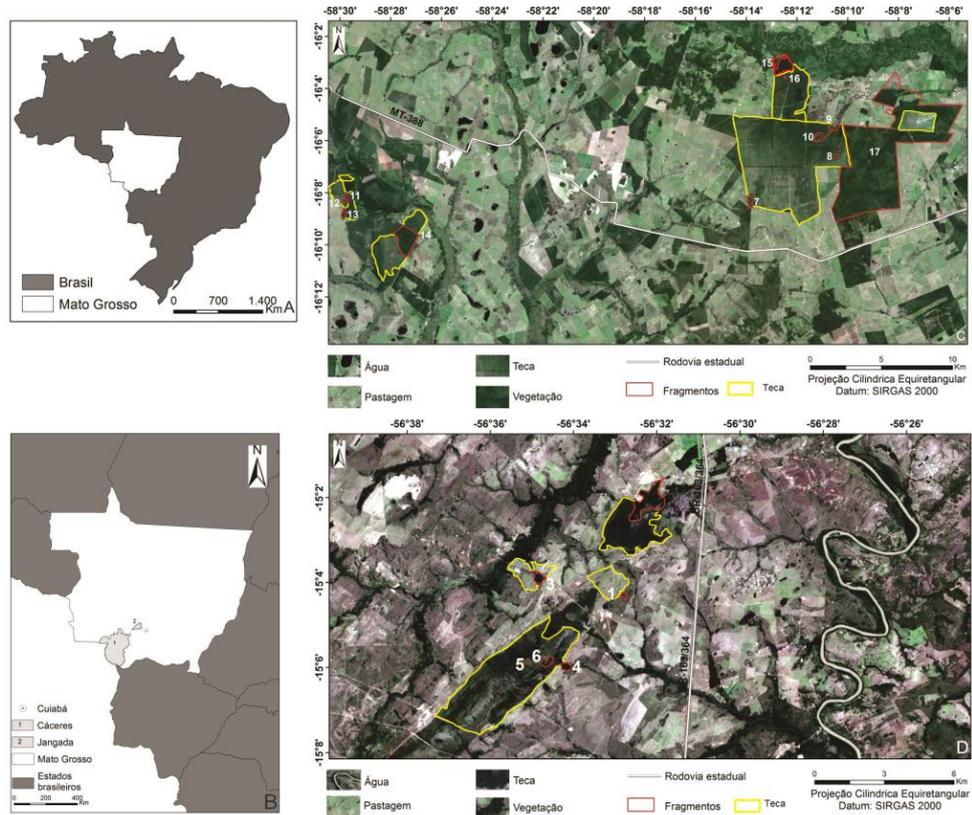


Figura 1 - Localização das áreas de coleta. Destaque para os, fragmentos circundado em vermelho e paralelo a cada um os cultivos de teca em amarelo. Imagens de satélite 2014 Geoeye Spot 2,5 metros. Fonte do próprio autor.

O tamanho das áreas e as distâncias entre elas foram obtidos com o auxílio do software Arcview 3.2. O índice de forma dos remanescentes foi calculado através formulado modelo elaborado por Laurance & Yensen (1991),  $\{SI = p/200 * (\pi * Ta)^{0,5}\}$ , onde **SI** é o valor do índice de forma, **p** é o perímetro do fragmento em metros e **Ta** é o valor da área total do fragmento em hectares.

Em relação ao isolamento dos fragmentos, fez-se uso do índice de isolamento, calculado a partir da distância (metros) e do tamanho (hectares) das áreas vizinhas na direção de cada ponto cardeal, mais próximas dos fragmentos estudados. Para o cálculo foi utilizada a fórmula:  $li = d(N)/a(N) + d(S)/a(S) + d(L)/a(L) + d(O)/a(O)$ , onde **li** = índice de isolamento, **d** = distância em metros, **a** = área em ha, **N** = norte, **S** = sul, **L** = leste, **O** = oeste. O índice procedente da fórmula representa o grau de isolamento do fragmento. Dessa forma, quanto maior for o valor do índice significa que o fragmento é circundado por fragmentos pequenos e distantes e, quanto menor o valor do índice implica que o fragmento é circundado por fragmentos

próximos e maiores (Audino *et al.*, 2011). A idade e a altura da matriz foram obtidas no banco de dados de plantio de teca, disponibilizados pela empresa Floresteca.

### Métodos de Amostragem

Para realização das amostragens foi aberto em cada área um transecto de aproximadamente 1.500 m de comprimento, compreendendo o fragmento e área de plantio de teca. Paralelamente a essa trilha, foram estabelecidas uma parcela na borda do fragmento, três para o interior deste e outras três para o interior do plantio a 50, 150 e 400 metros.

Em cada linha foi montada uma armadilha de interceptação e queda (*pitfall trap*), em formato de “Y”, contendo cinco recipientes de 42 cm de diâmetro por 61 cm de profundidade, equidistantes 10 m, que foram enterrados até a borda superior, alcançando o mesmo nível do solo. Os recipientes foram interligados por uma cerca guia de lona plástica preta com cerca de 80 cm de altura, conforme sugerido por Cechin & Martins (2000) e Ribeiro-Júnior *et al.* (2008) (Figura 2).

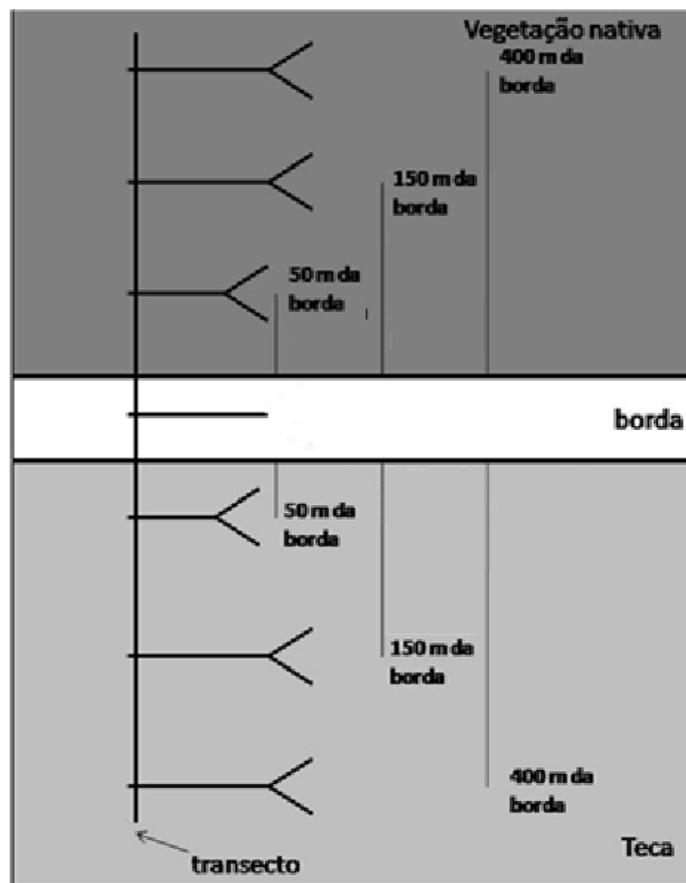


Figura 2 - Esquema base para amostragem e disposição das armadilhas *Pitfall trap* para captura de anfíbios nos remanescentes florestais e área de plantio de teca. Fonte: próprio autor

Como forma complementar de amostragem foi utilizada a Procura Limitada por Tempo, realizada por uma hora/dia, por três dias consecutivos em cada área, percorrendo lentamente cada trilha principal, registrando todos os indivíduos avistados dentro de uma distância máxima de cinco metros a partir da trilha, verificando todo o micro-habitat potencial para anfíbios.

Todos os indivíduos capturados foram transportados para laboratório e fixados, conforme metodologia padrão para o grupo. Posteriormente foram identificados quanto ao nível de espécie e tombados na Coleção de Répteis e Anfíbios do Museu de Zoologia de Tangará da Serra – MZT, do Centro de Pesquisas, Estudos e Desenvolvimento Agro-Ambiental da Universidade do Estado de Mato Grosso – Campus Universitário e Tangará da Serra. As coletas foram realizadas sob licença SISBIO 5623-1 e 5950-1.

### **Análise dos Dados**

Para reduzir a dimensionalidade dos dados de composição de espécies foram aplicadas técnicas de ordenação multivariada. Um dos métodos foi o de Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) que visa maximizar o *STRESS* (*Standard Residuals Sum of Squares*), que vai de zero a um e quanto mais próximo de zero maior será o ajuste entre eles (Legendre & Legendre, 1998; Mccune & Grace, 2002).

Após o escalonamento, tomou-se uma medida para averiguar o quanto as posições de objetos em uma configuração tridimensional desviam-se das distâncias originais ou similaridades, para detectar uma similaridade de composição de espécies entre o remanescente florestal e a matriz.

Construiu-se curva de rarefação com o intuito de verificar a representatividade das amostras de espécies baseadas no número de indivíduos e o número de amostras, geradas pelo estimador Jackknife 1. Os métodos de rarefação são adequados para estimativas de riqueza de espécies e comparações entre conjuntos de dados com diferentes números de indivíduos (Gotelli & Colwell, 2001). Para obtenção das curvas de rarefação fez-se o uso do programa EstimateS 7 (Colwell, 2005), com os dados organizados em amostras, baseados na média de 50 curvas geradas aleatoriamente.

Para analisar a influência das variáveis tamanho, índice de forma e distância dos remanescentes florestais mais próximos sobre a riqueza e abundância de

répteis nos diferentes biomas, foram realizadas regressões múltiplas. Em relação ao cultivo de teca, foram utilizadas as variáveis, extensão do plantio, idade e altura das árvores.

Análise de variância (ANOVA) foi realizada para testar a ocorrência de diferenças na riqueza e abundância (variáveis dependentes) entre os fragmentos e cultivos de teca (variáveis categóricas independentes). Testou-se a diferença entre as médias por meio do método de contraste e a *posteriori* utilizou-se o Teste de Tukey, considerando significativos os valores menores ou iguais a  $P = 0,05$ , como sugerido por Jolliffe (1986) e Pereira (2001).

Para avaliar a variação na riqueza das espécies e o número total de lagartos capturados entre as distâncias da borda foi utilizado o Teste de Wilcoxon (WILCOXON, 1945), estabelecido um nível de significância de 0,05.

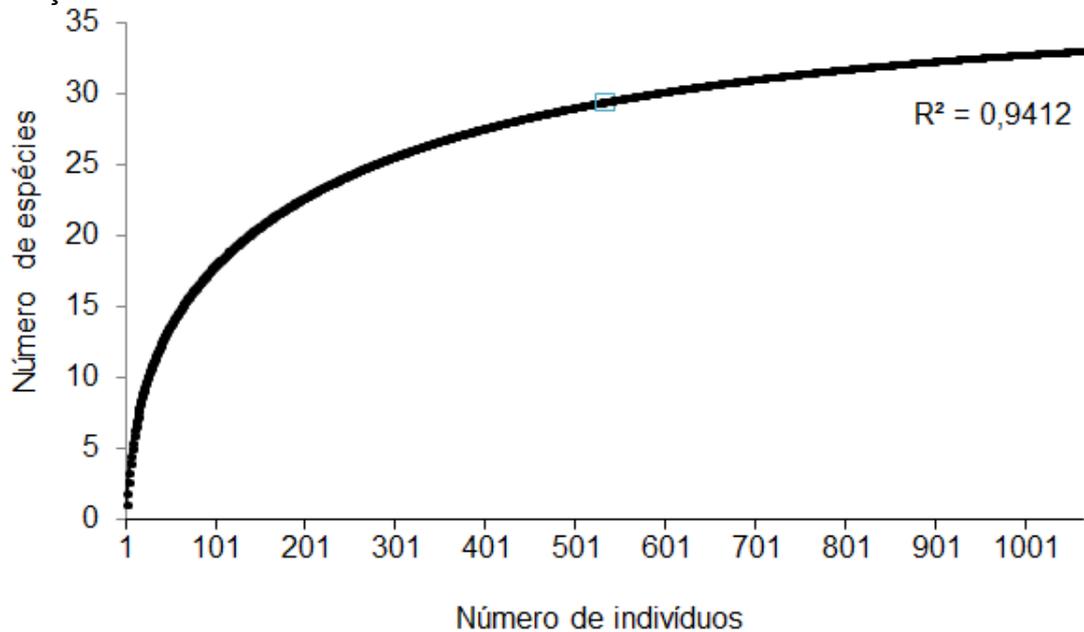
As análises foram realizadas através do programa R *version 3.1.2.2014* (R. Development Core Team 2014), exceto para o Teste de Wilcoxon que foi executado no programa Systat 8.0 (Wilkinson, 1998).

## **RESULTADOS**

O esforço amostral foi de 4.250 baldes-noite e 51 horas/homem dia de procura ativa, possibilitando o registro de 1.064 indivíduos, pertencentes a oito famílias distribuídas em 32 espécies.

A curva de rarefação de espécies, em função do número de indivíduos coletados, mostra que até, aproximadamente, 600 indivíduos coletados há incremento significativo de espécies, e a partir deste quantitativo o incremento é pequeno, porém gradativo. No entanto, não há tendência de estabilização da curva de acumulação de espécies (Gráfico 1).

Gráfico 1 - Curva de rarefação, estimada para as 34 áreas estudadas, numa região de ecótono na bacia do Alto Paraguai, mostrando o número de espécies de anfíbios em função do número indivíduos coletados.



## Riqueza

Foram registradas 30 espécies nas áreas dos fragmentos, oito (25%, do total) exclusivas deste ambiente e 24 espécies para áreas da matriz de teca, com duas (6,25%, do total) exclusivas dos plantios (Tabela 2), não sendo observadas diferenças significativas na riqueza entre fragmentos e cultivos de teca ( $F_{1,31}=1,426$ ;  $p=0,241$ ) (Gráfico 2).

Gráfico 2 - Resultado da análise de variância para riqueza de espécies entre fragmentos de vegetação nativa e cultivos de teca, numa região de ecótono na bacia do Alto Paraguai.

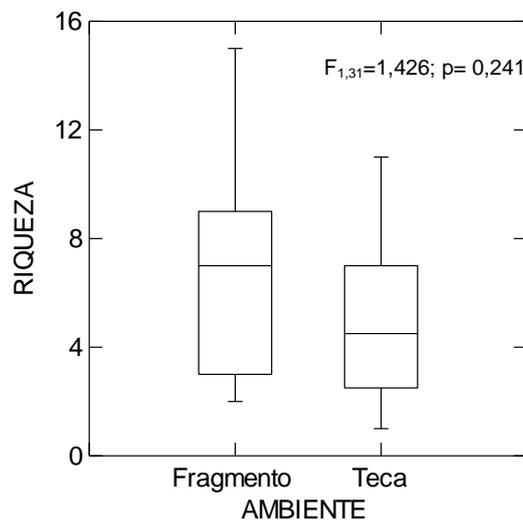


Tabela 2 - Lista das espécies de anfíbios registrados nas áreas de fragmentos (F) e cultivos de teca (T), com os métodos de procura limitada por tempo (PLT), Pitfall trap (PIT), em área de ecótono no Alto Paraguai.

Família/Subfamília/Espécie	Método de Coleta		Ambiente
	Pitfall	PLT	
<b>Bufonidae</b>			
<i>Rhinella margaritifera</i> (Laurenti, 1768)	x	x	F, T
<i>Rhinella marina</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	F
<i>Rhinella schneideri</i> (Werner, 1894)	x		F, T
<i>Rhinella granulosa</i> (Spix, 1824)	x	x	F
<b>Craugastoridae (Ceuthomantinae)</b>			
<i>Pristimantis dundeei</i> (Heyer & Muñoz, 1999)	x		F, T
<b>Hylodidae</b>			
<i>Physalaemus albonotatus</i> (Steindachner, 1864)	x	x	F, T
<i>Physalaemus centralis</i> Bokermann, 1962	x		F, T
<i>Physalaemus cuvieri</i> Fitzinger, 1826	x	x	F, T
<b>Hylidae (Hylinae)</b>			
<i>Hypsiboas albopunctatus</i> (Spix, 1824)	x		F, T
<i>Hypsiboas crepitans</i> (Wied-Neuwied, 1824)		x	F
<i>Hypsiboas raniceps</i> Cope, 1862		x	F
<i>Trachycephalus typhonius</i> (Linnaeus, 1758)	x	x	F, T
<i>Dendropsophus nanus</i> (Boulenger, 1889)		x	F
<i>Scinax fuscovarius</i> (A. Lutz, 1925)		x	F, T
<b>Hylidae (Phyllomedusinae)</b>			
<i>Phyllomedusa azurea</i> Cope, 1862	x	x	F, T
<b>Microhylidae (Gastrophryninae)</b>			
<i>Chiasmocleis albopunctata</i> (Boettger, 1885).	x	x	F, T
<i>Dermatonotus muelleri</i> (Boettger, 1885).	x		F
<i>Elachistocleis ovalis</i> (Schneider, 1799).	x	x	F, T
<b>Leptodactylidae (Leiuperinae)</b>			
<i>Pseudopaludicola falcipes</i> (Hensel, 1867)	x		F
<i>Physalaemus nattereri</i> (Steindachner, 1863)	x	x	F, T

Continua

Continuação

<b>Leptodactylidae (Leptodactylinae)</b>			
<i>Adenomera andreae</i> (Müller, 1923)	x	x	F, T
<i>Adenomera martinezi</i> (Bokermann, 1956)	x		F, T
<i>Leptodactylus chaquensis</i> Cei, 1950	x		F, T
<i>Leptodactylus fuscus</i> (Schneider, 1799)	x	x	F, T
<i>Leptodactylus gracilis</i> (Duméril & Bibron, 1841)	x		F
<i>Leptodactylus labyrinthicus</i> (Spix, 1824)	x	x	F, T
<i>Leptodactylus latrans</i> (Steffen, 1815)	x	x	F, T
<i>Leptodactylus mystaceus</i> (Spix, 1824)	x		F, T
<i>Leptodactylus mystacinus</i> (Burmeister, 1861)	x	x	F, T
<i>Leptodactylus podicipinus</i> (Cope 1862)	x	x	T
<i>Leptodactylus pustulatus</i> (Peters, 1870)	x		T
<i>Leptodactylus troglodytes</i> A. Lutz, 1926	x	x	F, T

Fonte: próprio autor

No teste de Wilcoxon realizado para riqueza de espécies entre as sete distâncias de amostragens, nas 17 áreas (plantios de teca e fragmentos), constatou diferença estatisticamente significativa somente entre borda e a distância de 400 m e desta para 50 m para o interior do fragmento, sendo a distância de 400 m menos rica (Tabela 3).

Tabela 3. Matriz dos resultados do teste de Wilcoxon para riqueza de espécies entre as diferentes distâncias a partir da borda (-400, -150, -50 = cultivo de teca; 0 = borda; 50, 150 e 400 = distância da borda para o interior do fragmento).

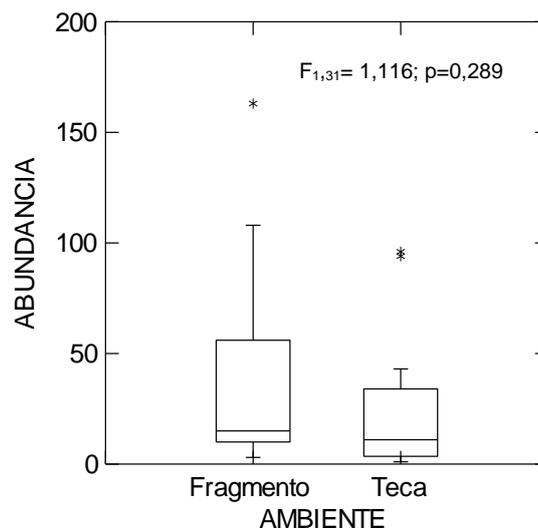
Distância da borda (m)	-400	-150	-50	0	50	150	400
-400	z = 0,000 p = 1,000						
-150	z = 0,960 p = 0,337	z = 0,000 p = 1,000					
-50	z = 1,605 p = 0,108	z = 0,353 p = 0,724	z = 0,000 p = 1,000				
0	z = 1,436 p = 0,151	z = -0,032 p = 0,974	z = 0,079 p = 0,937	z = 0,000 p = 1,000			
50	z = 1,397 p = 0,163	z = 0,743 p = 0,457	z = 0,598 p = 0,550	z = 0,85 p = 0,395	z = 0,000 p = 1,000		
150	z = 0,224 p = 0,823	z = -0,315 p = 0,753	z = -0,656 p = 0,512	z = -0,561 p = 0,575	z = -0,83 p = 0,407	z = 0,000 p = 1,000	
400	z = -1,593 p = 0,111	z = -1,822 p = 0,068	z = -1,890 p = 0,059	z = -2,053 <b>p = 0,040</b>	z = -2,090 <b>p = 0,037</b>	z = -1,247 p = 0,212	z = 0,000 p = 1,000

A análise de regressão múltipla, tendo como variável dependente riqueza de espécies e variáveis independentes tamanho e forma dos fragmentos e distância do vizinho mais próximo não mostrou ter diferença estatisticamente significativa entre as áreas ( $r^2 = 0,08985$ ;  $f = 0,4278$ ;  $p = 0,7365$ ). Para os cultivos de teca, as variáveis altura, idade e extensão dos plantios também não mostraram influenciar significativamente na riqueza ( $r^2 = 0,2583$ ;  $f = 1.509$ ;  $p = 0,2586$ ).

### Abundância

Dos 1.064 indivíduos coletados, 675 (63,4%) foram encontrados nos fragmentos e 390 (36,6%) na matriz de teca, não havendo diferença estatisticamente significativa ( $F_{1,31} = 1,116$ ;  $p = 0,289$ ) entre as áreas (Gráfico 3).

Gráfico 3 - Resultado da análise de variância para abundância entre fragmentos de vegetação nativa e cultivos de teca, numa região de ecótono na bacia do Alto Paraguai.



Fonte: próprio autor

O teste de Wilcoxon realizado para abundância entre as diferentes distâncias de amostragens, nas 17 áreas (plantios de teca e fragmentos) não revelou diferenças significativas entre elas (Tabela 4).

Tabela 4 - Matriz dos resultados do teste de Wilcoxon para abundância entre as diferentes distâncias a partir da borda (-400, -150, -50 = cultivo de teca; 0 = borda; 50, 150 e 400 = distância da borda para o interior do fragmento).

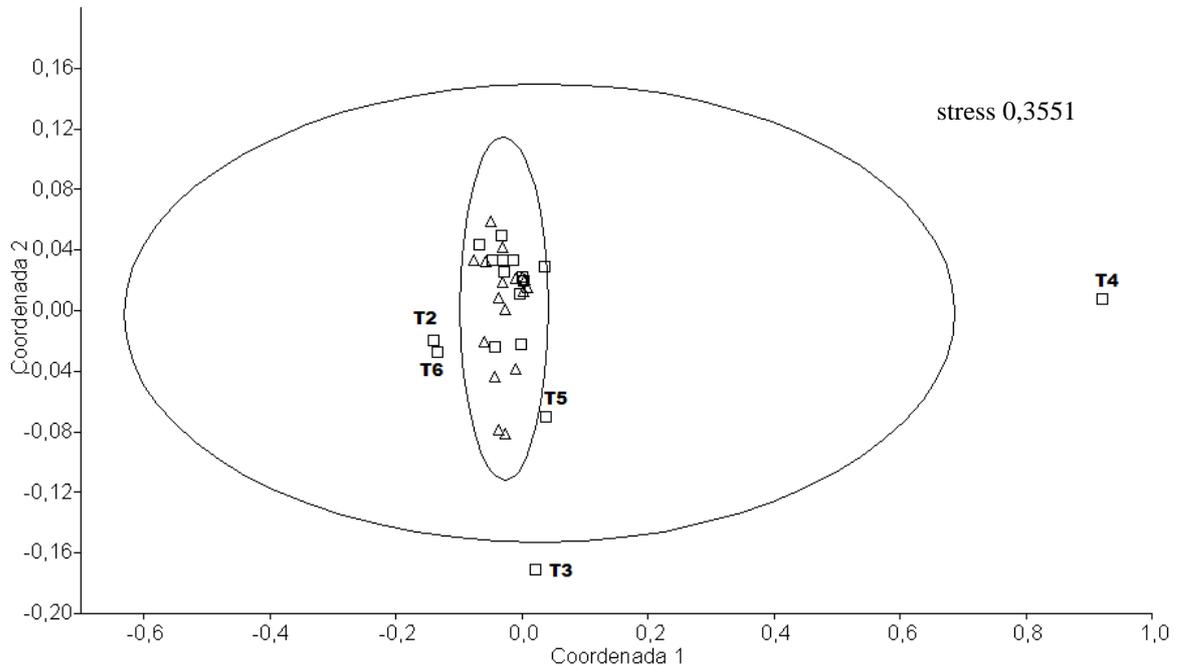
Distância da borda (m)	-400	-150	-50	0	50	150	400
-400	z = 0,000 p = 1,000						
-150	z = 0,267 p = 0,790	z = 0,000 p = 1,000					
-50	z = 0,297 p = 0,767	z = -0,360 p = 0,719	z = 0,000 p = 1,000				
0	z = 1,650 p = 0,099	z = 1,621 p = 0,105	z = 1,735 p = 0,083	z = 0,000 p = 1,000			
50	z = 0,157 p = 0,875	z = 0,510 p = 0,610	z = 0,541 p = 0,588	z = -0,350 p = 0,726	z = 0,000 p = 1,000		
150	z = 0,736 p = 0,462	z = 0,762 p = 0,446	z = 0,631 p = 0,528	z = 0,422 p = 0,673	z = 0,847 p = 0,397	z = 0,000 p = 1,000	
400	z = 0,070 p = 0,944	z = -0,534 p = 0,593	z = -0,704 p = 0,482	z = -1,014 p = 0,311	z = -0,983 p = 0,326	z = -0,772 p = 0,440	z = 0,000 p = 1,000

A análise de regressão múltipla realizada para abundância (variável dependente), registrada nos fragmentos, tendo como variáveis independentes tamanho das áreas, forma e distância do vizinho mais próximo não revelou diferença ( $r^2 = 0,0726$ ;  $F = 0,3392$ ;  $p = 0,7974$ ). Para os cultivos de teca as variáveis altura, idade e extensão dos plantios também não mostraram influenciar a abundância ( $r^2 = 0,1724$ ;  $F = 0,9027$ ;  $p = 0,4663$ ).

### Composição

O Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) mostra que a maioria das áreas está agrupada, indicando que os cultivos de teca e fragmentos não se diferenciam quanto à composição de espécies (Gráfico 4). No entanto, quatro áreas de teca (T2, T3, T4 e T5) aparecem isoladas das demais. Este isolamento maior em relação à T4 se deve ao não registro de espécies nesta área e na área T3 pelo registro exclusivo e quatro indivíduos de *Hypsiboas albopunctatus*. Já as áreas T2 e T6, embora não tenham apresentado espécies exclusivas, mostraram riqueza e abundância consideravelmente menor que as demais áreas.

Gráfico 4 - Escalonamento Multidimensional Não-Métrico (NMDS) para as 34 áreas (17 teca e 17 fragmentos) numa região de ecótono na bacia do Alto Paraguai. Triângulo = Composição de espécies de anfíbios anuros nos Fragmentos e Quadrado = Composição de espécies de anfíbios nos cultivos de Teca.



Fonte: próprio autor

## DISCUSSÃO

A fauna de anfíbios registrada neste estudo é composta por espécies generalistas de áreas abertas e distribuídas por todo o Brasil, excetua esta informação para *Pristimantis dundeei* e *Phyllomedusa azurea*, para as quais ainda não se tem dados suficientes (IUCN, 2004). A predominância, tanto em riqueza quanto em abundância de representantes das famílias Leptodactylidae e Hylidae, correspondem à expectativa para as áreas de estudo, considerando que estes são grupos dominantes nas regiões neotropicais e que em outros levantamentos realizados na região (Strüssmann, 2000; Uetanabaro *et al.*, 2008 e Sousa, 2009) também registraram estas famílias como as mais ricas e abundantes. Strüssmann (2000) afirma que essa predominância pode ser explicada pela capacidade de colonização das espécies destas duas famílias nos mais diversos habitats.

Estudos têm demonstrado fatores paisagísticos como determinantes sobre padrões de distribuição espacial de anfíbios (Menin, 2005; Rodrigues, 2006; Rojas-Ahumada & Menin, 2010, Campos *et al.*, 2013). Assim acredita-se que remanescentes de vegetação nativa secundária, bem como a silvicultura, permitem

maiores movimentos da fauna em detrimento à pastagem como foi evidenciado por Silva (2005); Sousa (2009); Prevedello & Vieira (2010) e Peres et al. (2013).

A não ocorrência de diferenças significativas na riqueza de espécies entre fragmentos florestais e cultivos de teca, assim como a inexistência de composição distinta entre os dois tipos de ambientes, indica que os plantios de teca não constituem barreiras à dispersão das espécies de anfíbios aqui registrados. O cultivo de teca pode estar funcionando como uma extensão dos remanescentes florestais, facilitando a dispersão da maioria das espécies. Embora a silvicultura de teca pareça ofertar condições à sobrevivência da maioria das espécies aqui registradas, sua estrutura não deixa de ser distinta daquela encontrada nos fragmentos, assim é preciso considerar também a plasticidade adaptativa dos táxons encontrados que pode ser uma explicação à distribuição e abundância de espécies em habitat com diferentes níveis de variação ambiental, conforme menciona Griffiths (1997).

A ocorrência das espécies *Dendropsophus nanus*, *Hypsiboas crepitans*, *Hypsiboas raniceps*, *Leptodactylus gracilis*, *Pseudopaludicola falcipes*, *Rhinella granulosa*, *Rhinella marina* e *Dermatonotus muelleri*, apenas em áreas de fragmentos, pode ter sido um fato ocasional e não representar baixa plasticidade destas espécies, visto que todas elas apresentam ampla distribuição e são de hábitos generalistas, sendo capazes de utilizar ambientes antropizados, incluindo pastagens e áreas urbanas (Maffei et al., 2011; Casimiro et al., 2012; Amphibian Species, 2015). Nos casos de *Hypsiboas crepita* e *Hypsiboas raniceps* por preferir ambientes arbóreos e a teca apresentar copa extremamente alta, pode estar dificultando o acesso destas ao seu microhabitat preferido e, portanto, reduzindo ou inviabilizando a presença destas espécies no cultivo de teca.

O uso natural dos plantios de teca pela maioria das espécies de anfíbios, aqui registradas, relaxa a competição dentro dos fragmentos amostrados e a diferenciação dos nichos entre os competidores pode explicar a coexistência de taxocenose entre fragmentos e os cultivos de teca, sendo possivelmente similares (Krüger et al., 2010; Razgour et al., 2011).

Os resultados evidenciam que mesmo para fragmentos pequenos, desde que associados a uma matriz mais permeável e estruturalmente mais complexa como os plantios de teca, a riqueza de espécies de anfíbios anuros, aparentemente, não é alterada, diferentemente do que foi verificado em matriz de pastagem por Pearman

(1997) e Sousa (2009). Este último em áreas situadas na mesma região deste estudo.

Embora não tenham sido verificadas diferenças significativas para riqueza e abundância em relação ao tamanho dos fragmentos, em várias áreas menores foram registradas mais espécies e maior número de indivíduos do que fragmentos maiores, contrariando o que propõe a teoria de biogeografia de Ilhas de MacArthur e Wilson (1967). Resultados semelhantes também foram registrados para anfíbios (Tocher et al., 1997) e para outros grupos como borboletas (Brown & Hutchings, 1997) e pequenos mamíferos (Malcolm, 1995). Thomazini e Thomazini (2000) e Laurance et al. (2002), justificam este fato devido à invasão de espécies, ao desaparecimento de predadores e/ou competidores ou simplesmente porque estas espécies apresentam grande plasticidade.

Apesar do tamanho das áreas e o ambiente (teca ou fragmentos) não terem influenciado significativamente a riqueza ou abundância, os fragmentos não deixam de ser importantes para a sobrevivência e manutenção da anurofauna local. Provavelmente estes fragmentos estão em regeneração, e devido a matriz ser uma cultura com estrutura florestada, podem realizar serviços complementares como diminuição do efeito da fragmentação, servindo como corredor ecológico, e, conseqüentemente, conservando áreas fundamentais para a anurofauna (Chazdon, et al., 2009).

Dados apresentados por Flinn et al. (2005) revelam que florestas recentes possuem diversidade alfa menor, ou seja, têm menor riqueza de espécies em relação a florestas mais antigas. Sendo assim, é possível que a estrutura circundante aos fragmentos tenha influência direta sobre estes resultados, pois quanto maior a similaridade entre a estrutura e composição da matriz em relação aos fragmentos, menor será os efeitos da fragmentação sobre a anurofauna em geral (Brasil, 2003).

A estrutura da copa das árvores de teca promove o fechamento do dossel durante os períodos chuvoso, proporcionando sombreamento da área, mantendo temperaturas mais baixas e umidades mais altas do que em áreas abertas como pastagens, proporcionando ambientes adequados para a maioria das espécies de anfíbios. No período seco as árvores de teca são caducas e o grande volume de folhas caídas, ricas em sílica que demoram a degradar, forma espessa camada de liteira (Silva, 2000), garantindo microhabitat que fornece condições para alimentação

e abrigo contra predadores (Cushman, 2006), suficiente para a permanência das espécies no interior do cultivo de teca ou utilizar a matriz como corredor ecológico entre os fragmentos. Vários estudos têm mostrado que a riqueza de anfíbios está correlacionada com a cobertura do solo por serapilheira (Lieberman, 1986; Fauth *et al.*, 1989; Allmon, 1991; Heinen, 2006; Van Sluys *et al.*, 2007; Xavier & Napoli, 2011).

A alta abundância e frequência de *P. nattereri* no plantio de teca e nos fragmentos de mata nativa estão relacionadas às características simplificadas de seu modo reprodutivo (Bastos *et al.*, 2003). Dixo & Verdade (2006) afirmam que esta espécie não costuma ser abundante em áreas conservadas, apresentando potencial de espécie indicadora de perturbação ambiental. Assim o alto número de registros de *P. nattereri* nos fragmentos, pode ser um indicativo de que estas áreas se encontram fortemente alteradas, levando-os a não ser estruturalmente tão distintos dos cultivos de teca.

A presença das espécies generalistas como *P. albonotatus*, *L. mystacinus*, *P. nattereri*, em todas as áreas, é um indicativo de que estão se beneficiando de atividades antrópicas, que alteram as paisagens naturais ampliando suas expansões e distribuição geográfica (Kats & Ferrer, 2003; Conte & Rossa-Ferez, 2006; Moraes *et al.*, 2007). O teste NMDS demonstrou que não houve formação de grupos em relação à composição de espécies, ou seja, não há diferenças entre o uso dos cultivos de teca e dos fragmentos pela distribuição das espécies da anurofauna certamente esta condição está relacionado ao fato de que a maioria das espécies é generalista, comumente em sua diversidade, abundante e de ampla distribuição geográfica.

## **CONCLUSÃO**

A capacidade da maioria das espécies encontradas neste estudo de explorarem os vários tipos de habitat é fundamental, e assim podem suportar os efeitos da fragmentação, o que diminui seu risco de extinção local em função destes efeitos.

De forma geral, mesmo os cultivos de teca não sendo utilizados por todas as espécies de anuros, estão funcionando como extensões da vegetação nativa, apresentando estrutura diversificada e compatível com os requisitos básicos das espécies encontradas, podendo ser utilizados como corredores o que facilita o

deslocamento das espécies entre as manchas de vegetação nativa, possibilitando a manutenção da diversidade local e o fluxo gênico entre populações de distintos fragmentos.

A silvicultura baseada nos plantios de *Tectona grandis* é importante do ponto de vista ambiental e constitui matriz menos impactante do que culturas anuais ou pastagens, pois mantém a conectividade entre fragmentos, diminui os efeitos da fragmentação e permite o fluxo e a sobrevivência da anurofauna existente nestas áreas.

## BIBLIOGRAFIA

ALLMON, W.D. 1991. A plot study of forest floor litter frogs, Central Amazon, Brazil. **The journal of Ecology** 7: 503-522.

Amphibian species: 7,387 (Jan 26, 2015) **Newly added species**. Disponível em: <<http://amphibiaweb.org/index.html>> Acessado em: 12 maio 2014.

AUDINO, L. D.; SILVA, P. G.; NOGUEIRA, J. M.; MORAES, L. P. & VAZ DE MELLO, F. Z. 2011. Scarabaeinae (Coleoptera, Scarabaeidae) de um bosque de eucalipto introduzido em uma região originalmente campestre. **Iheringia, [Série Zoológica]** 101 (1-2): 121-126.

BARBOSA, O.; & MARQUET, P. A. 2002. Effects of forest fragmentation on the beetle assemblage at the relict forest of Fray Jorge, Chile. **Oecologia** 132(2): 296-306.

BARLOW, J., GARDNER, T.A., ARAUJO, I.S., AVILA - PIRES, T.C., BONALDO, A.B., COSTA, J.E., ESPOSITO, M.C., FERREIRA, L.V., HAWES, J, HERNANDEZ, M.M., HOOGMOED, M.S. LEITE, R.N., LO - MAN - HUNG, N.F., MALCOLM, J.R., BASTOS, R.P., MOTTA, J.A.O., LIMA, L.P.; & GUIMARÃES, L.D. 2003. **Anfíbios da Floresta Nacional de Silvânia, estado de Goiás**. 82p., R.P. Bastos, Goiânia.

BASTOS, R. P.; MOTTA, J. A. O.; LIMA, L. P.; & GUIMARÃES, L. D. A., 2003. **Anfíbios da Floresta Nacional de Silvânia, Estado de Goiás**. R.P. BASTOS, v. 1. 82p, Goiânia

BERNARDE, P. S.; & MACEDO, L. C. 2008. Impacto do desmatamento e formação de pastagens sobre a anurofauna de serapilheira em Rondônia. **Iheringia, Série Zoologia** 98(4): 454-459.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente. 2006. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Núcleo dos Biomas Cerrado e Pantanal. Programa Nacional de **Conservação e uso sustentável do Bioma do Cerrado**: programa Cerrado sustentável: proposta elaborada pelo grupo de trabalho do bioma cerrado, instituído pela portaria MMA nº 361 de setembro de 2003. Brasília: MMA/SBF, 56 p.

BROWN, K. S. Jr. & HUTCHINGS, R. W.. 1997. Disturbance, Fragmentation, and the Dynamics of Diversity in Amazonian Forest Butterflies. p. 91-110. LAURANCE, W. F. & BIERREGAARD, R. O. Jr. 1997. **Tropical Forest Remnants. Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities.** Univ. Chicago Press. Chicago. p. 616.

CAMPOS, V.A., ODA, F.H., JUEN, L., BARTH, A. & DARTORA, A. 2013. Composição e riqueza de espécies de anfíbios anuros em três diferentes habitat em um agrossistema no Cerrado do Brasil central. **Biota Neotrop.** 13(1). Disponível em: <<http://www.biotaneotropica.org.br/v13n1/pt/abstract?inventory+bn0321301>. 2013.> Acessado em 12 maio 2014.

CECHIN, S. Z. & MARTINS, M. 2000. Eficiência de armadilhas de queda (pitfall traps) em amostragens de anfíbios e répteis no Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 17(3): 729-740.

CHAZDON, R. L.; PERES, C. A.; DENT, D.; SHEIL, D.; LUGO, A. E.; LAMB, D.; STORK, N. E. & MILLER, S. E. 2009. The potential for species conservation in tropical secondary forests. **Conservation Biology** 23(6): 1406-1417.

COLWELL, R. K. 2005. **EstimateS**: Statistical estimation of species richness and shared species from samples. Version 7.5.0. User's Guide and application published at: <<http://purl.oclc.org/estimates>>. Acessado em 12 maio 2014.

CONTE; C. E. & ROSSA-FEREZ, D.C. 2006. Diversidade e ocorrência temporal da anurofauna (amphibia, Anura) em São José dos pinhais, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia** 23(1): 162-175.

CUSHMAN, S.A. 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on anphibians: a review and prospectus. **Biological Conservation** 128(2): 231-240.

DIXO, M.; & VERDADE, V.K. 2007. Herpetofauna de serrapilheira da Reserva Florestal de Morro. Espigão do Oeste, Rondônia, Sudoeste da Amazônia-Brasil. **Biota Neotropica** 7(2): 88-92.

FAUTH, J.E.; CROTHER, B.I.; & SLOWINSKI. J.B. 1989. Elevational patterns of species richness, evenness, and abundance of the Costa Rica leaf-litter herpetofauna. **Biotropica** 21: 178-185.

FEARNSIDE, P. M. 2003. **A Floresta Amazônica nas mudanças globais:** 1-134. INPA, Manaus.

FEARNSIDE, P. M. 2002. A globalização do meio ambiente: o papel da Amazônia brasileira. **Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi - Ser. Antropol.** 18(2):167-181.

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D.B.; BARRY, S.; & FLOWERS, E. 2005. Lizard distribution patterns in the Tumut fragmentation "Natural Experiment" in south-eastern Australia. **Biological Conservation.** 123:301-315.

FLINN, K. M.; VELLEND, M.; & MARKS, P.L. 2005. Environmental causes and consequences of forest clearance and agricultural abandonment in central New York, USA. **Journal of Biogeography** 32: 439–452.

GASCON, C.; FONSECA, G.A.B.; SECHREST, W.; BILLMARK, K.A.; & SANDERSON, J. 2004. Biodiversity conservation in deforested and fragmented landscapes: an overview. In: G. Schroth, G.A.B. Fonseca, C.A. Harvey, C. Gascon, H.L. VASCONCELOS & A.M.N. ISAC (Eds.): **Agroforestry and biodiversity conservation in tropical landscapes**. 15-32. Island Press, Washington, D.C.

GOTELLI, N.J.; & COLWELL, R.K. 2001. Quantifying biodiversity: procedures and pitfalls in the measurement and comparison de species richness. **Ecology Letters**, 4: 379-391.

GRIFFITHS, D. 1997. Local and regional species richness in North American lacustrine fish. **Journal of Animal Ecology** 68: 49-56. CrossRef, Web of Science Times.

HAYDON, D. T; & PIANKA, E. R. 1999. Metapopulation theory, landscape models, and species diverstity. **Ecoscience** 6(3): 316-328.

HEINEN, J. T. 2006. Comparisons of the leaf litter herpetofuana in abandoned action plantations and primary rain forest in Costa Rica: Some Implications for Faunal Restoration, **Biotropica** 24(3): 431-439.

INPE (Instituto Nacional De Pesquisas Espaciais), 2014. **Ministério da Ciência, tecnologia e Inovação**. Disponível em <<http://www.inpe.br/climaetempo/>>. Acessado em 12 maio 2014.

IUCN, Conservation International, and NatureServe. 2004. **Global Amphibian Assessment**. Disponível em: <[www.globalamphibians.org](http://www.globalamphibians.org)>. Acessado: 04 Agosto 2014.

JOLLIFFE, I. T. 1986. **Principal component analysis**: 1-271. Springer-Verlag, New York.

KAPOS, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of tropical ecology** 5: 173-185.

KATS, L. B.; & FERRER, R. P. 2003. Alien predators and amphibian declines: review of two decades of science and the transition to conservation. **Diversity and Distributions** 9(2): 99-110.

KRUESS, A.; & TSCHARNTKE, T. 1994. Habitat Fragmentation, Species Loss, and Biological Control. **Science** 264(10): 1581-1584.

KRÜGER, R. F.; DE CARVALHO, C. JB; & RIBEIRO, P. B. 2010. Assembly rules in Muscid Fly assemblages in the grasslands Biome of Southern Brazil. **Neotropical entomology** 39(3): 345-353.

LAURANCE, F. W. 1991. Edge effects in tropical forest: application of a model for the design of nature reserves. **Biological Conservation** 57: 205-219.

LAURANCE, W. F.; BIERREGAARD Jr., R. O.; GASCON, C.; DIDHAM, R. K.; SMITH, A. P.; LYNAM, A. J.; VIANA, V. M.; LOVEJOY, T. E.; SIEVING, K. E.; SITES JR., J. W.; ANDERSEN, M.; TOCHER, M. D.; KRAMER, E. A.; RESTREPO, C. & MORITZ C. 1997. Tropical forest fragmentation: synthesis of a diverse and dynamic discipline. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O. (Eds.) **Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities**: 502-514. University of Chicago Press, Chicago.

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. E.; BRUNA, E. M.; DEDA, R.K.; STOUFFER, F. C.; GASCON, C.; BIERRGAARD, R. O.; LAURANCE, S. G.; & SAMPAIO. E. 2002. Ecosystem decay of amazonian forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**. 16(3):605-618.

LAURANCE, W. F.; & YENSEN, E. 1991. Predicting the impacts of edge effects in fragmented habitats. **Biological Conservation** 55: 77-92.

LEGENDRE P; & LEGENDRE L. 1998. **Numerical ecology**, 2nd English edn. Elsevier, Amsterdam.

LIEBERMAN, S.S. 1986. Ecology of the leaf litter herpetofauna of a neotropical rainforest: la Selva, Costa Rica. **Acta Zoológica Mexicana**, 15: 1-72.

MAFFEI, F.; UBAID, F. K.; & JIM, J. 2011. Discovery of the fifth population of a threatened and endemic toad of the Brazilian Cerrado, *Proceratophrys moratoi* (Anura, Cycloramphidae). **Herpetology Notes** 4: 95-96.

MALCOLM, J.R. 1995. Forest structure and the abundance and diversity of Neotropical small mammals. In: M.D. LOWMAN & N.M. NADKARNI (Eds.): **Forest canopies**: 179-197. Academic Press, San Diego.

McARTHUR, R. H., & WILSON, E. O. 1967. **The theory of island biogeography**. Princeton University Press, Princeton, New Jersey, USA.

McCUNE, B. & GRACE, J.B. 2002. Nonmetric Multidimensional Scaling. **Analysis of Ecological Communities**. McCUNE, B. e J.B. GRACE MjM, Software.

MENIN, M. 2005. **Padrões de distribuição e abundância de anuros em 64 km<sup>2</sup> de floresta de terra firme na Amazônia Central**. Tese (Doutorado em Ecologia). Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia / Universidade Federal do Amazonas. Manaus, AM.

MORAES, R.A. de; SAWAYA, R.J.; & BARRELA, W. 2007. Composition and diversity of Anuran Amphibians in two Atlantic Forest environments in Southeastern Brazil, Parque Estadual Carlos Botelho, São Paulo, Brazil. **Biota Neotrópica** 7(2): 28-36.

MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Tree** 10(2): 58-62.

MUTHS, E.; GALLANT, A. L.; CAMPBELL, G.; EVAN, H.; BATTAGLIN, A.; GREEN, D. E.; STAIGER, J. S.; WALLS, S. C.; GUNZBURGER, M. S.; & KEARNEY, R. F. 2006. The Amphibian Research and Monitoring Initiative (ARMI): 5-Year Report: U.S. **Geological Survey Scientific Investigations Report** 2006–5224, p 77.

NUNES, Y.R.F.; MENDONÇA, A.V.R.; BOTEZELLI, L.; MACHADO, E. L. M. & OLIVEIRA-FILHO, A.T. 2003. Variations in tree community physiognomy, diversity, and species guild composition of a fragment of tropical semideciduous forest in Lavras, south-eastern Brazil. **Acta Bot. Bras** 17(2): 213-229.

PEARMAN, P. B. 1997. Correlates of amphibian diversity in an altered landscape of Amazonian Ecuador. **Conservation biology** 11(5): 1211-1225.

PEREIRA, J. C. R. 2001. **Análise de dados qualitativos**: estratégias metodológicas para as ciências da saúde, humanas e sociais. Edusp. São Paulo.

PERES, C. A.; BARLOW, J.; GARDNER, T. A.; & VIEIRA, C. G. (Orgs.). 2013. **Conservação da biodiversidade em paisagens antropizadas do Brasil**. Ed. UFPR, 2013.587p. – il. algumas color, mapas, grafs., tabs. – (Pesquisa; n. 220). Curitiba.

PREVEDELLO, J.A.; & VIEIRA, M. V. 2010. Does the type of matrix matter. A quantitative review of the evidence. **Biodiversity and Conservation** 19: 1205–1223.

R. Development Core Team. 2014. R: **A language and environment for statistical computing**. Vienna, R Foundation for Statistical Computing, ISBN 3900051-07-0, available online at: <<http://www.R-project.org>> Acessado em 12 maio 2014.

RAZGOUR, O.; KORINE, C.; & SALTZ, D. 2011. Does interspecific competition drive patterns of habitat use in desert bat communities. **Oecologia** 167(2): 493-502.

RIBEIRO-JR, M. A.; GARDNER, T. A.; & ÁVILA-PIRES T. C. S. 2008. Evaluating the effectiveness of herpetological sampling techniques across a gradient of habitat change in a tropical forest landscape. **Journal of Herpetology** 42(4): 733-749.

RICKETTS, T. H. 2001. The matrix matters: effective isolation in fragmented landscapes. **The American Naturalist** 158(1): p.87-99.

RODRIGUES, D. J. 2006. **Influência de fatores bióticos e abióticos na distribuição Temporal e espacial de girinos de comunidades de poças Temporárias em 64 km<sup>2</sup> de floresta de terra firme na Amazônia Central**. Vol. Tese (Doutorado em Ecologia). Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, 109p.

ROJAS-AHUMADA, D. P.; & MENIN, M. 2010. Composition and abundance of anurans in riparian and non-riparian areas in a forest in Central Amazonia, Brazil. **South American Journal of Herpetology** 5(2): 157-167.

SANO, E.; SANTOS, R.; BRITO, J.; SILVA, L.; & FERREIRA, L. G. 2007. **Mapeamento de Cobertura Vegetal do Bioma Cerrado**: Estratégias e resultados: 1-33. Embrapa Cerrado, Planaltina- DF.

SANTOS FILHO, M. 2005. **Efeitos da fragmentação sobre a comunidade de pequenos mamíferos em Floresta Estacional Semidecidual Submontana no Mato Grosso, Brasil**. 122 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/ Universidade Federal do Amazonas, Manaus.

SANTOS FILHO, M.; SILVA, D.J.; & SANAIOTTI, T.M. 2005. Variação na riqueza e abundância de pequenos mamíferos durante o período seco e chuvoso, em fragmentos florestais no Mato Grosso. **III Congresso Brasileiro de Mastozoologia**. Resumos. Sociedade Brasileira de Mastozoologia. p. 385. Aracruz – SC.

SANTOS-FILHO, M.; PERES, C. A.; SILVA, D. J. & SANAIOTTI, T. M. 2012. Habitat patch and matrix effects on small-mammal persistence in Amazonian forest fragments. **BiodiversConserv** 21: 1127–1147.

SCARIOT, A. 1998. **Conseqüências da fragmentação da floresta na comunidade de palmeiras na Amazônia central**. Série Técnica - IPEF - EMBRAPA - CENARGEN. 12(32): p.71-86.

SEGALA, M. V.; CARAMASCHI, U.; CRUZ, C.A.G.; GRANT, T.; HADDAD, C.F.B; LANGONE, J. A., & GARCIA, P. C. A. 2014. Brazilian Amphibians: Listo Of Species. **Herpetologia Brasileira** 3(2): 37-48.

SILVA, D, J.; SANTOS-FILHO, M.; & CANALE, G. R. 2014. The importance of remnant native vegetation of Amazonian submontane forest for the conservation of lizards. **Braz. J. Biol.** 74(3): 523-528.

SILVA, D. J. 2005. **Efeitos da fragmentação sobre a comunidade de lagartos em áreas de Floresta Estacional Semidecidual Submontana no Sudoeste de Mato Grosso, Brasil. 2005**. 107 f. Tese (Doutorado em Ecologia) – Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia / Universidade Federal do Amazonas. Manaus.

SILVA, D. J. 2000. **Estado nutricional, crescimento de teca (Tectona grandis L.f.) e suas relações com os fatores de sítio do solo em plantios no Sudoeste de Mato Grosso**. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, INPA, Brasil. Manaus.

SILVA, D. J.; SANTOS FILHO; & SANAIOTTI, T.M. 2005. Estrutura populacional de *Stenocercus caducus* em fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual Submontana no Sudoeste de Mato Grosso, Brasil. In: VII CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL. Caxambu – MG. Sociedade Brasileira de Ecologia. **Resumos**. 579a.

SILVANO, D. L.; & SEGALLA, M. V. 2005. Conservação de anfíbios no Brasil. **Megadiversidade** 1(1): 79-86.

SILVANO, D.L.; & PIMENTA, B.V.S. 2003. Diversidade e distribuição de anfíbios na mata atlântica do sul da Bahia. **Amphibia, Anura, Leptodactylidae, em Santa Teresa, Espírito Santo, Sudeste da Brasil**. Museu de Biologia prof. Mello Leitão. Vila Velha, ES.

SKOLE, D.; & TUCKER, C. 1993. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: satellite data from 1978 to 1988. **Science** 260: 1905-1910.

SOUSA, C.P.F. 2009. **Influência da Matriz de pastagem e do Efeito de Borda Sobre a Comunidade de Anfíbios em Fragmentos de Floresta no Sudoeste de Mato Grosso**. Unemat. Tangará da Serra- MT.

STRÜSSMANN, C. 2000. Herpetofauna. In: ALHO, C. J. **Fauna silvestre da região do rio Manso – MT**: 153-189. IBAMA, Brasília.

THOMAZINI, M.J., & THOMAZINI, A.P.B.W. 2000. A fragmentação florestal e a diversidade de insetos nas florestas tropicais umidas. Rio Branco: **Embrapa Acre**, 21p. (Embrapa Acre. Documentos, 57).

TOCHER, M. D; GASCON, C.; & ZIMMERMAN, B. L. 1997. Fragmentation effects on a central amazonian frog community: a te-year study. In: LAURANCE, W.F.; BIERREGAARD, R.O. (Eds.) **Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities**. University of Chicago Press, p. 124 - 137. Chicago.

UETANABARO, M.; PRADO, C. P. A.; RODRIGUES, D. J.; GORDO, M.; & CAMPOS. Z. 2008. **Guia de Campo dos Anuros do Pantanal Sul e Planaltos de Entorno**. Campo Grande, MS: Editora UFMS. Ed. UFMT. Cuiabá-MT.

VALLAN, D. 2000. Influence of forest fragmentation on amphibian diversity in the nature reserve of Ambohitantely, Highland Madagascar. **Biological Conservation** 96: 31-43.

VAN SLUYS, M.; VRCIBRADIC, D.; ALVES, M.A.S.; BERGALLO, H G.; & ROCHA, C.F.D. 2007. Ecological parameters of the leaf-litter frog community of na Atlantic Rainforest área at Ilha Grande, Rio de Janeiro State, Brasil. **Austral Ecology**, Carlton 32: 254-260.

VITT, L. J., CALDWELL J. P., WILBUR H. M. & SMITH D. C. 1990. Amphibians as harbingers of decay. **Bioscience** 40: 418.

WILCOXON, F. 1945. Individual Comparisons by Ranking Methods. **Biometrics Bulletin** 1(6): 80-83.

WILKINSON, L. 1998. **Systat**: The system for statistics. SYSTAT Inc., Evanston, Illinois.

XAVIER, A.L. & NAPOLI, M.F. 2001. Contribution of environmental variables to anuran community structure in the Caatinga Domain of Brazil. **Phyllomedusa**, 10: 45–64.

YOUNG, B. E.; LIPS, K. R.; REASER, J. K.; IBÁÑEZ, R.; SALAS, A. W.; CEDEÑO, J. R.; COLOMA, L. A.; RON, S.; LA-MARCA, E.; MEYER, R. J.; MUÑOZ, A.; BOLAÑOS, F.; CHAVES, G. & ROMO, D. 2014. Population declines and priorities for amphibian conservation em Latin America. **Conservation Biology** 15(5).

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

O intenso incremento de atividades agropecuárias, em Mato Grosso, nas últimas três décadas, tem determinado o ritmo de seu desenvolvimento econômico e Social. No entanto, a expansão destas atividades só ocorreu com a ocupação de áreas de vegetação nativa, resumindo várias regiões em mosaicos de fragmentos vegetacionais, sem a devida mensuração ou estudos de impactos sobre as comunidades bióticas.

Os poucos estudos que relacionam efeitos da fragmentação e estrutura de matrizes cultivadas sobre comunidades faunísticas, no estado de Mato Grosso, foram realizados em áreas de pastagem ou culturas anuais e apontam para importante influência das matrizes sobre a riqueza, abundância e composição de espécies.

No caso deste estudo, foram observadas áreas com atividades silviculturais, com plantios de teca, que apresentam ciclo de cultivo de aproximadamente vinte anos e cuja estrutura da matriz é mais estruturada que aquelas observadas em outros estudos, embora seja reconhecidamente menos complexa que de áreas nativas. Apesar desta simplificação, relativa, da estrutura da vegetação, no interior dos cultivos de teca, não foram encontradas diferenças estatisticamente significativas na comunidade da herpetofauna, entre áreas de vegetação nativa e cultivos de Teca.

Compreende-se assim que, de certa forma, estas áreas podem estar minimizando os efeitos de borda nos fragmentos de vegetação nativa, sendo uma matriz permeável, e, portanto, está sendo bem utilizada como área de vida ou refúgio por várias espécies de anfíbios e répteis nesta região de ecótono na bacia do Alto Paraguai.

Por fim é possível afirmar que o cultivo de teca, diferente das matrizes mais simples como a pastagem, mostra-se melhor estruturada, embora seja uma monocultura, propicia ambientes com sub-bosques e fornecimento de bases ecológicas importantes para manutenção de porção significativa da diversidade de répteis e anfíbios da região. Assim os resultados obtidos neste trabalho, congregados ao atual contexto da alteração do uso da terra, demonstram que as paisagens silviculturais, cuja matriz é de *Tectona grandis*, podem ter um aceitável valor conservacionista e devem ser consideradas em planos de desenvolvimento

econômico, social e ambiental do Estado, como forma de conciliação entre meio ambiente natural e os sistemas de produção agrícola.