



**MUSEU PARAENSE EMÍLIO GOELDI
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOLOGIA
CURSO DE MESTRADO EM ZOOLOGIA**

Paula Cristina Rodrigues de Almeida Maués

**EFEITO DO PLANTIO DE DENDÊ (*Elaeis guineensis* Jacquin 1763) SOBRE A
DIVERSIDADE FUNCIONAL DE MAMÍFEROS TERRESTRES**

Orientadora: Dra Ana Cristina Mendes de Oliveira

BELÉM-PARÁ

2017



EFEITO DO PLANTIO DE DENDÊ (*Elaeis guineensis* Jacquin 1763) SOBRE A DIVERSIDADE FUNCIONAL DE MAMÍFEROS TERRESTRES

Paula Cristina Rodrigues de Almeida Maués

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Zoologia, do Convênio Museu Paraense Emílio Goeldi e Universidade Federal do Pará, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Zoologia.

Área de concentração: Conservação e Ecologia

Linha de pesquisa: Ecologia Animal

Orientador: Dr^a. Ana Cristina Mendes de Oliveira. Instituto de Ciências Biológicas/ICB – UFPA.

BELÉM-PARÁ

2017

Dados Internacionais de Catalogação- na-Publicação
(CIP)

Biblioteca do Instituto de Ciências Biológicas -UFPA

Maués, Paula Cristina Rodrigues de Almeida

Efeito do plantio de dendê (*Elaeis guineensis* Jacquin 1763) sobre a diversidade funcional de mamíferos terrestres / Paula Cristina Rodrigues de Almeida; Orientadora, Ana Cristina Mendes de Oliveira.- 2014.

32 f.: il.

Inclui bibliografias

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal do Pará, Instituto de Ciências Biológicas, Programa de Pós-graduação em Zoologia, Belém, 2014.

Museu Paraense Emílio Goeldi

1.Mamíferos - ecologia. 2. Dendê - cultivo. I. Oliveira, Ana Cristina Mendes de, orientadora. II.Museu Paraense Emílio Goeldi. III. Título.

CDD – 22 ed. 599

FOLHA DE APROVAÇÃO

PAULA CRISTINA RODRIGUES DE ALMEIDA MAUÉS

**EFEITO DO PLANTIO DE DENDÊ (*Elaeis guineensis* Jacquin 1763) SOBRE A
DIVERSIDADE FUNCIONAL DE MAMÍFEROS TERRESTRES**

Dissertação apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Zoologia, do Convênio Museu Paraense Emílio Goeldi e Universidade Federal do Pará, como requisito parcial para a obtenção do grau de Mestre em Zoologia, sendo a COMISSÃO JULGADORA composta pelos seguintes membros:

DR^a. ANA CRISTINA MENDES DE OLIVEIRA

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ

(PRESIDENTE)

DR. RAFAEL DIAS LOYOLA

UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS

DR. FÁBIO MARTINS VILAR DE CARVALHO

INSTITUTO FEDERAL DE EDUCAÇÃO, CIÊNCIA E TECNOLOGIA

GOIANO, CAMPUS RIO VERDE

PhD. BERNARD JOSIAH BARLOW

LANCASTER UNIVERSITY

DR. MARCOS PÉRSIO DANTAS SANTOS

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARÁ

Aprovado em: 12/03/2014

Local de defesa: Universidade Federal do Pará

Agradecimentos

A minha orientadora Dr^a. Ana Cristina Mendes de Oliveira por me aceitar como sua aluna,

Aos amigos de laboratório de Ecologia e Zoologia de vertebrados da UFPA e os amigos que fiz no mestrado,

Aos agentes financiadores desde projeto, capes pela bolsa de estudo, à empresa AGROPALMA e ao Programa de Pós-graduação em Zoologia do Museu Paraense Emílio Goeldi e UFPA.

Sumário

Resumo	7
Palavras-chave:	7
Abstract.....	8
Key words.....	8
Introdução Geral	9
Referências Bibliográficas.....	11
1. Introdução.....	14
2. Material e Métodos.....	15
2.1. Área de estudo	15
2.2. Desenho amostral.....	17
2.3. Caracterização da riqueza, composição e abundância de espécies	17
2.4. Análise da Funcionalidade do Ecossistema	19
2.5. Definição de traços funcionais.....	19
2.6. Diversidade Funcional (FD)	19
2.7. Análise da frequência de ocorrência dos traços funcionais	20
2.8. Análise de Redundância Funcional.....	21
3. Resultados.....	22
4. Discussão	29
5. Conclusão	31
6. Referências Bibliográficas.....	32

Resumo

Estudamos o efeito do plantio de palma de dendê sobre a diversidade funcional de mamíferos terrestres numa região de Floresta Amazônica no nordeste do Estado do Pará, Brasil. Avaliamos através de medidas de Diversidade Funcional (FD) os impactos que este plantio pode ter sobre os grupos funcionais de mamíferos terrestres de médio e grande porte. Além da riqueza de espécies consideramos a abundância de espécies nas análises envolvendo a funcionalidade, através da Análise de Traços Biológicos (BTA) e da Análise de diversidade funcional baseada no índice de entropia quadrática de Rao (FDq). Não foi observado efeito do plantio de dendê sobre a FD dos mamíferos, considerando somente a riqueza de espécies. Entretanto nas análises nas quais a abundância das espécies foi considerada (FDq e BTA), foi possível observar os efeitos sobre os grupos funcionais. Os traços funcionais mais afetados pelo efeito foram, hábito alimentar generalista, dentição bunodonte, período de atividade diurno, dieta baseada em frutos, sementes, invertebrados e exsudato, comportamento social em grupos pequenos, locomoção arborícola, estratos florestais sub-bosque e sub-dossel e os grupos funcionais mais prejudicados pelo plantio de dendê foram primatas e outras espécies arborícolas, comprometendo as funções de predação e dispersão de sementes, diminuição na ciclagem de nutrientes, redução do controle de invertebrados, diminuição da herbivoria e alteração na história de vida de espécies vegetais.

Palavras-chave: diversidade funcional, mamíferos de médio e grande porte, efeito do plantio de dendê, redundância funcional.

Abstract

We studied the effect of palm tree planting on the functional diversity of terrestrial mammals in a region of the Amazon Forest in the northeast of the State of Pará, Brazil. We evaluated through measures of Functional Diversity (FD) the impacts that this planting can have on the functional groups of medium and large terrestrial mammals. In addition to the species richness we consider the abundance of species in the analyzes involving the functionality, through the Biological Trait Analysis (BTA) and the Functional Diversity Analysis based on the Rao quadratic entropy index (FDq). No effect of palm oil planting on the FD of the mammals was observed, considering only the species richness. However, in the analyzes in which the abundance of the species was considered (FDq and BTA), it was possible to observe the effects on the functional groups. The functional traits most affected by the effect were: general food habits, bunodon dentition, diurnal activity period, diet based on fruits, seeds, invertebrates and exudates, social behavior in small groups, arboreal locomotion, sub-forest forest strata and sub-canopy and the functional groups most affected by palm planting were primates and other arboreal species, compromising the functions of seed predation and dispersion, decreased nutrient cycling, reduced invertebrate control, decreased herbivory, and altered species life history vegetables.

Key words: functional diversity, medium and large mammals, effect of palm oil planting, functional redundancy.

Introdução Geral

A cultura agrícola da palma de dendê (*Elaeis guineensis*) tem sido expandida em larga escala em regiões tropicais, especialmente na Ásia, África e América do Sul (Butler and Laurance, 2009; Wilcove and Koh, 2010). As características climáticas favoráveis, aliadas ao solo propício (Donald, 2004), têm permitido o avanço desta cultura principalmente na Malásia, Indonésia e Tailândia (Fitzherbert et al., 2008; Wilcove and Koh, 2010). Na Amazônia, essa monocultura tem sido considerada uma atividade produtiva crescente e bastante promissora (Butler and Laurance, 2009).

Na região amazônica parte da monocultura de palma de dendê tem sido desenvolvida em áreas já degradadas, entretanto ainda existe a conversão de floresta nativa para este tipo de atividade (Fitzherbert et al., 2008; Butler and Laurance, 2009). Alguns estudos realizados em áreas de conversão têm demonstrado a diminuição da complexidade estrutural do habitat em relação à cobertura florestal original (Fitzherbert et al., 2008; Yaap et al., 2010). Normalmente as extensas áreas de plantação apresentam árvores de idade uniforme, dossel mais baixo e mais aberto que o da floresta, o solo mais exposto, microclima mais homogêneo e alta mobilidade de seres humanos (Peh et al., 2006; Nantha and Tisdell, 2009). As plantações de palmeira de dendê estocam cerca de 40% a menos de carbono do que o encontrado em florestas tropicais nativas (Gibbs et al., 2008). Estas mudanças estruturais drásticas do ecossistema certamente exercem efeitos sobre diversidade da fauna (Fitzherbert et al., 2008).

Os efeitos monocultura de palma de dendê têm se mostrado tanto positivos quanto negativos para a fauna (Humble and Matsuzawa, 2004; Koh, 2008). Estudos realizados sobre este assunto constataram a redução na riqueza de aves, formigas, besouros, morcegos e primatas em áreas de plantio de palma (Aratrakorn et al., 2006; Fitzherbert et al., 2008; Azhar et al., 2011). A diminuição da abundância foi outro atributo da estrutura da comunidade afetado pela palma, tanto nos grupos taxonômicos já citados, mas também incluindo espécies de pequenos mamíferos, mosquitos, e outros artrópodes (Foster et al., 2011; Senior et al., 2013). A perda da variabilidade genética também foi apontada como efeito da monocultura para grupos de artrópodes (Foster et al., 2011). A plantação de palma também refletiu negativamente na riqueza e abundância de guildas de aves frugívoras e insetívoras (Aratrakorn et al., 2006). Turner and Foster (2009) constataram ainda que houve diminuição de formigas de dossel na plantação de palma de dendê e diminuição da biomassa de insetos não-sociais no plantio de palma em comparação com áreas de floresta.

Todos estes efeitos sobre a riqueza, composição e abundância, que compõem a diversidade de espécies da fauna, podem comprometer o funcionamento de um ecossistema. Entretanto, medidas tradicionais de diversidade baseadas na riqueza de espécies, implicitamente assumem que todas as espécies são igualmente importantes no ecossistema (Botta-Dukát, 2005; Ricotta, 2005). Desta forma, utilizar as medidas simples de riqueza e abundância de espécies como modo complementar a diversidade funcional do ecossistema tem sido uma abordagem bastante interessante do ponto de vista da conservação, haja vista que as espécies apresentam características biológicas, morfológicas e ecológicas distintas, as quais as medidas tradicionais de diversidade não conseguem detectar (Magurran, 2004), diferentemente da medida de diversidade funcional que faz uma análise mais minuciosa do papel funcional de cada espécie dentro de um ecossistema (Cianciaruso et al., 2009).

Dessa forma, a diversidade funcional incorpora além das medidas tradicionais de diversidade, parâmetros de história natural, características morfológicas e comportamentais das espécies que sejam relevantes para entender o funcionamento do ecossistema em questão (Violle et al., 2007). Estas características são denominadas de atributos ou traços funcionais. A escolha destes traços não deve ser feita de forma arbitrária, suas características devem estar intimamente ligadas ao funcionamento do ecossistema abordado. A análise da diversidade funcional agrupa as espécies de acordo com a proximidade funcional entre elas, comparando a similaridade dos traços funcionais (Bremner et al. 2006).

Atualmente alguns índices de diversidade funcional têm sido citados na literatura e utilizados de acordo com a pergunta ecológica que se propõe a responder. O índice de Diversidade Funcional (FD) proposto por Petchey and Gaston (2002) tem sido um dos mais utilizados e se baseia na diferença de funcionalidade das espécies medida através do comprimento dos ramos do dendrograma, construído por análise de agrupamento, baseado normalmente na distância euclidiana. Apesar de amplamente difundido, este índice ignora as diferenças na abundância ou biomassa de espécies que podem afetar a diversidade funcional. Botta-Dukát (2005) propôs um índice de diversidade funcional que incorpora tanto a abundância quanto a medida da distância entre a funcionalidade das espécies, entretanto este índice é mais adequado quando não se tem um grande número de traços ecológicos a serem avaliados.

Recentemente Bremner et al. (2006) utilizaram a Análise de Traços Biológicos (BTA) baseada em um índice proposto por Statzner et al. (1994) para avaliar a

diversidade funcional de táxons bentônicos. Os autores mencionam que a BTA incorpora a abundância ou biomassa para verificar a frequência de ocorrência de cada traço funcional no ecossistema estudado. Esta abordagem parece bem adequada em estudos onde existe uma grande quantidade de traços funcionais envolvidos e que a partir da BTA pode ser feita uma triagem de traços funcionais que mais se aplicam a análise da diversidade funcional de cada caso. Através da BTA é possível não só identificar a presença do impacto antrópico, mas também de verificar quais os traços funcionais estão sendo mais afetados (Bremner et al., 2006).

A consequência de incluir a abundância na análise de diversidade funcional é que a mudança deste atributo de uma espécie de um hábitat para outro também altera a frequência de ocorrência do traço funcional. Por isso é tão importante ter critérios rigorosos para a escolha dos traços funcionais. Neste caso a BTA usa a ordenação para descrever os padrões de composição dos traços biológicos, baseado na frequência de ocorrência desses traços dentro de cada comunidade biológica (Bremner et al., 2003 and 2006).

O entendimento sobre os impactos de efeitos antrópicos sobre o funcionamento do ecossistema depende do conhecimento acerca da riqueza, composição e abundância das espécies dentro de uma comunidade. Teoricamente existe uma relação positiva entre alta riqueza de espécies e o melhor funcionamento do ecossistema, em função da maior diversidade de grupos funcionais (Magurran, 2004).

Neste trabalho de pesquisa foram avaliadas quais as consequências da monocultura de palma de dendê desenvolvida em áreas de Floresta Amazônica sobre a diversidade funcional de mamíferos terrestres de médio e grande porte. Esta dissertação está apresentada na forma de um artigo científico, elaborada nos moldes da revista *Biological Conservation*, ao qual será submetida.

Referências Bibliográficas

Aratrakorn, S., Thunhikorn, S., Donald, P.F. 2006. Changes in bird communities following conversion of lowland forest to oil palm and rubber plantations in southern Thailand. *Bird Conservation International* 16, 71-82.

Azhar, B., Lindenmayer, D.B., Wood, J., Fischer, J., Manning, A. 2011. The Conservation Value of Oil Palm Plantation Estates, Smallholdings and Logged Peat Swamp Forest for Birds. *Forest Ecology and Management* 262, 2306-2315.

- Botta-Dukát, Z. 2005. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science* 16, 533-540.
- Butler, R.A., Laurance, W.S. 2009. Is oil palm the next emerging threat to the Amazon? *Tropical Conservation Science* 2, 1-10 p.
- Bremner, J., Rogers, S.I., Frid, C.L.J., 2003. Assessing functional diversity in marine benthic systems: a comparison of approaches. *Marine Ecol. Progr. Series* 254, 11–25.
- Bremner, J., Rogers, S.I., Frid, C.L.J. 2006. Methods for describing ecological functioning of marine benthic assemblages using biological traits analysis (BTA). *Ecological Indicators* 6, 609-622.
- Fitzherbert, E.B., Struebig, M.J., Morel, S., Danielsen, F., Brühl, C.A., Donald, P.F., Phalan, B. 2008. How will oil palm expansion affect biodiversity? *Trends in Ecology and Evolution* 23, 538-545.
- Foster, W.A., Snaddon, J.L., Turner, E.C., Fayle, T.M., Cockerill, T.D., Ellwood, M.D. F., Broad, G.R., Chung, A.Y.C., Eggleton, P., Khen, C. V., Yusah, K.M. 2011. Establishing the evidence base for maintaining biodiversity and ecosystem function in the oil palm landscapes of South East Asia. *Phil. Trans. R. Soc. B* 366, 3277–3291.
- Gibbs, H.K., Johnston, M., Foley, J., Holloway, T., Monfreda, C., Ramankutty, N., Zaks, D. 2008. Carbon payback times for crop-based biofuel expansion in the tropics: the effects of changing yield and technology. *Environ Res Lett* 3.
- Humle, T., Matsuzawa, T. 2004. Oil Palm Use by Adjacent Communities of Chimpanzees at Bossou and Nimba Mountains, West Africa. *International Journal of Primatology* 25, 551-581.
- Koh, L. P. 2008. Birds defend oil palms from herbivorous insects. *Ecological Applications* 18, 821-825.
- Magurran, A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. First Edition. Blackwell Science Ltd. Australia. 256 p.
- Nantha, H.S., Tisdell, C. 2009. The orangutan–oil palm conflict: economic constraints and opportunities for conservation. *Biodiversity Conservation* 18, 487–502.
- Peh, K.S.H., Sodhi, N.S., Jong, J., Sekercioglu, C.H., Yap, C.A.M., Lim, S.L.H. 2006. Conservation value of degraded habitats for forest birds in southern Peninsular Malaysia. *Divers. Distrib.* 12, 572–581.
- Petchey, O.L., Gaston, K.J. 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters*, 5, 402–411.
- Ricotta, C. 2005. Through the jungle of biological diversity. *Acta Biotheoretica* 53, 29–38.
- Senior, M.J.M., Hamer, K.C., Bottrell, S., Edwards, D.P., Fayle, T.M., Lucey, J.M., Mayhew, P.J., Newton, R., Peh, K.S.H., Sheldon, F.H., Stewart, C., Styring, A.R.,

Thom, M.D.F., Woodcock, P., Hill, J.K. 2013. Trait-dependent declines of species following conversion of rain forest to oil palm plantations. *Biodivers Conserv* 22, 253–268.

Statzner, B., Resh, V.H., Roux, L.A., 1994. The synthesis of longterm ecological research in the context of concurrently developed ecological theory: design of a research strategy for the Upper Rhone River and it's floodplain. *Freshwater Biol.* 31, 253–263.

Turner, E.C., Foster, A.W. 2009. The impact of forest conversion to oil palm on arthropod abundance and biomass in Sabah, Malaysia. *Journal of Tropical Ecology.* 25, 23-30p.

Turner, E.C., Snaddon, J.L., Fayle, T.M., Foster, W.A. 2008. Oil Palm Research in Context: Identifying the Need for Biodiversity Assessment. *Plos One* 3, e1572.

Violle, C., Navas, M-L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E. 2007. Let the Concept of Trait be Functional! *Oikos* 116, 882-892.

Wilcove, D.S., Koh, L.P. 2010. Addressing the threats to biodiversity from oil palm agriculture. *Biodivers. Conserv* 19, 999–1007.

Yaap, B., Struebig, M.J., Paoli, G., Koh, L. P. 2010. Mitigating the biodiversity impacts of oil palm development. *Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* 5, 1-11 p.

1. Introdução

Nos últimos anos os médios e grandes mamíferos têm sido afetados pelos efeitos antrópicos sobre florestas tropicais (Lopes and Ferrari, 2000; Meijaard and Sheil, 2008; Nantha and Tisdell, 2009; Andrade-Núñez and Aide, 2010). Na Amazônia o desmatamento, a fragmentação e a degradação de áreas florestadas, provocados principalmente por atividades econômicas como agricultura, pecuária e exploração madeireira têm reduzido a riqueza e abundância de espécies de mamíferos terrestres (Peres, 2001; Michalski and Peres, 2007; Parry et al., 2007).

Além destas atividades econômicas, o plantio de dendê tem sido considerado crescente e bastante promissor na região Amazônica (Butler and Laurance, 2009). Alguns estudos realizados em áreas de plantios de dendê têm demonstrado a diminuição da complexidade estrutural do habitat em relação à cobertura florestal original (Fitzherbert et al., 2008; Gibbs et al., 2008; Yaap et al., 2010). Normalmente as extensas áreas de plantação apresentam árvores de idade uniforme, dossel mais baixo e mais aberto que o da floresta, o solo mais exposto, microclima mais homogêneo e alta mobilidade de seres humanos (Peh et al., 2006; Nantha and Tisdell, 2009). Estas mudanças estruturais drásticas do ecossistema possivelmente exercem efeitos sobre diversidade da fauna (Humble and Matsuzawa, 2004; Fitzherbert et al., 2008; Koh, 2008) e certamente tem efeitos sobre as comunidades de mamíferos de médio e grande porte na Amazônia. Estes impactos sobre as comunidades de mamíferos podem ter efeitos drásticos sobre a funcionalidade dos ecossistemas amazônicos em médio e longo prazo, pois afetam diretamente alguns serviços ambientais e podem causar desequilíbrio na cadeia alimentar (Finke and Denno, 2004).

A alta diversidade morfológica, comportamental e de hábitos, refletem na ampla variedade de papéis ecológicos desempenhados pelos mamíferos nos ecossistemas florestais (Emmons and Feer, 1997; Eisenberg and Redford, 1999; Mendes-Oliveira and Ferrari, 2000; Ramos and Carvalho Jr., 2001; Stoner *et al.*, 2007). Entre os mamíferos terrestres de médio porte destacam-se as dietas onívora, insetívora, frugívora e/ou granívora, que propicia a participação destes animais em processos de dispersão, predação e ciclagem de nutrientes (Redford, 1992; Mendoza and Dirzo, 2007; Chinchilla, 2009). Entre os grandes mamíferos, além das dietas já mencionadas, destacam-se ainda as dietas carnívoras e herbívoras que conferem a estes animais um

papel regulador na estrutura das comunidades biológicas dentro de um ecossistema (Rafferty and Lamont, 2007). Além da dieta, outras características ecológicas como o uso de habitat (no tempo e no espaço), contribuem na definição dos nichos utilizados pelas espécies de mamíferos de médio e grande porte que também delimitam a funcionalidade delas no ecossistema. Apesar da alta diversidade de nichos utilizados pelos mamíferos terrestres propiciar a grande contribuição deste grupo da fauna para o funcionamento de ecossistemas florestais, muitas vezes evidencia-se a sobreposição de nichos e a redundância de papéis funcionais no ecossistema (Bueno et al., 2013).

Apesar de existirem alguns estudos envolvendo os efeitos do plantio sobre a diversidade da fauna, incluindo medidas simples de riqueza, composição a abundância de espécies, relacionar tais medidas com o funcionamento do ecossistema impactado tem sido uma abordagem pouco comum. Neste trabalho de pesquisa hipotetizamos que o plantio de dendê reduz a diversidade funcional de mamíferos de médio e grande porte, considerando as mudanças estruturais registradas nesse ambiente antropizado quando comparado com a estrutura vegetacional das áreas de florestas. Nesse sentido, queremos responder as seguintes perguntas: (1) a diversidade funcional é afetada pelo plantio de dendê? (2) quais os traços funcionais foram mais afetados pelo plantio? (3) quais as espécies que apresentam redundância de papéis funcionais?

2. Material e Métodos

2.1. Área de estudo

O estudo foi realizado na Amazônia brasileira, no nordeste do Estado do Pará, no Complexo Agroindustrial do Grupo Agropalma, localizado no município de Tailândia (coordenadas 2°24'4" de latitude Sul e 48°48'2" de longitude Oeste) (Figura 1). A área total apresenta cerca de 107.000 hectares, sendo aproximadamente 39.000 hectares de área contínua de plantação de palma de dendê e 68.000 hectares de Floresta Ombrófila Densa. As áreas de floresta estão distribuídas em nove fragmentos florestais que variam de 200 a 10.000 ha, dispostos ao redor da área de plantio (Figura 1). Estes fragmentos florestais são considerados como a área de Reserva Legal da propriedade e, portanto, não sofrem alteração no uso do solo.

A monocultura de palma é um cultivo perene que começa a produzir frutos a partir de três anos depois de semeada, com uma vida econômica entre 20 a 30 anos. A palmeira *Elaeis guineensis* atinge cerca de 20m de altura e produz grandes cachos de

frutos bastante ricos em betacaroteno que lhes confere uma cor alaranjada (Luskin and Potts, 2011). A semente ocupa quase que totalmente o fruto e é do tipo drupa fibrosa, com epicarpo brilhante vermelho-alaranjado, o mesocarpo é carnoso e oleoso com fibras e o endocarpo é lenhoso, negro e muito duro (Lorenzi et al., 2010). O fruto é comestível e utilizado como fonte alimentar por espécies da fauna.

Apesar da atividade de caça ser proibida e controlada pela empresa Agropalma, é possível observar indícios dessa atividade ao longo das áreas amostradas. No entanto, assume-se que o impacto desta atividade seja homogêneo em toda a região do estudo.

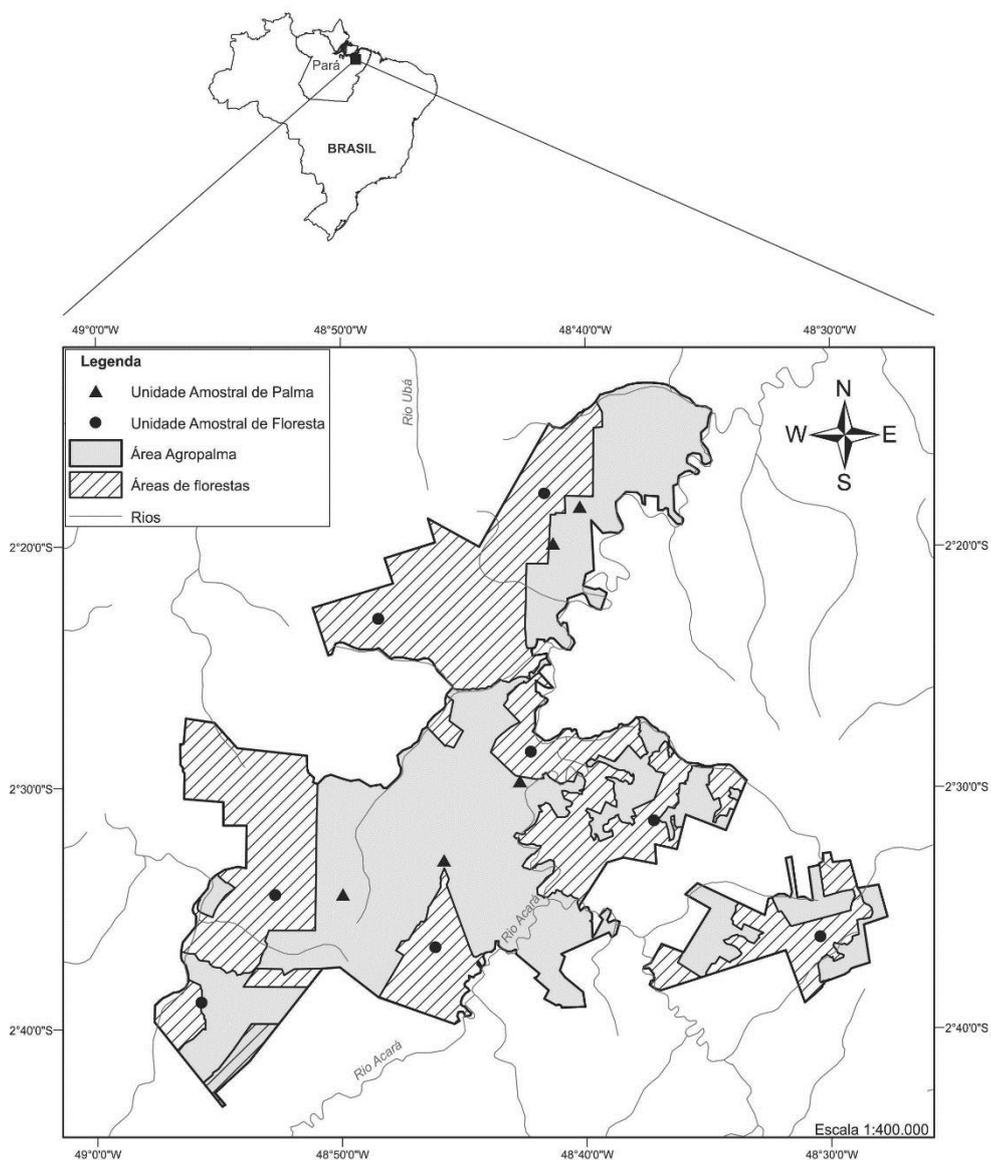


Figura 1: Localização da área de estudo no nordeste do Estado do Pará, Amazônia brasileira. Detalhamento da área de estudo apresentando os pontos de coleta de dados, no Município de Tailândia, Pará, Brasil.

Segundo a classificação de Köppen-Geiger, o clima da região é do tipo tropical totalmente úmido (Kottek et al., 2006), apresentando uma estação mais chuvosa, que vai de dezembro a maio, e outra menos chuvosa, que vai de junho a novembro. A precipitação pluviométrica anual registrada entre 1978 e 2008 foi de 2.344 mm, alcançando médias máximas de 427 mm em março, e médias mínimas de 54 mm em setembro (Albuquerque et al., 2010). A média anual da temperatura é de 26°C e a média da umidade relativa do ar é de 85% (Oliveira et al., 2000).

2.2. Desenho amostral

A coleta de dados foi realizada em duas expedições, uma em abril no período seco e outra em dezembro de 2012 no período chuvoso, totalizando 41 dias de amostragem, com 108 km na primeira campanha e 320 km na segunda campanha. Foram amostrados dois tipos de habitat, denominados de tratamentos, sendo eles: plantio de dendê e floresta de terra firme. A escolha das áreas de amostragem de plantio de palma considerou árvores com idades distintas de plantio que variaram entre 7 a 15 anos, porém que apresentaram estrutura da vegetação semelhante.

Foram definidos 13 pontos de amostragem, sendo: cinco distribuídos ao longo da área contínua de plantio de dendê, com distância mínima de 1 km entre eles; e oito pontos de amostragem em áreas de floresta de terra firme (Figura 1). Cada unidade amostral foi constituída de uma transecção retilínea de 4 km (Peres and Cunha, 2011). Os pontos de amostragem de floresta foram distribuídos entre os fragmentos florestais localizados adjacentes à plantação de palma de dendê (Figura 1).

2.3. Caracterização da riqueza, composição e abundância de espécies

Foram realizados três métodos sistemáticos para coleta dos dados de riqueza, abundância e composição de mamíferos de médio e grande porte nas áreas de amostragem, sendo eles: censo visual por transecção linear (Buckland et al., 2001), busca ativa por vestígios (Pardini et al., 2006) e armadilhas fotográficas (Tomas and Miranda, 2006).

O censo visual por transecção linear e a busca por vestígios são métodos complementares e realizados concomitantemente. Para ambos os métodos, foi percorrido um total de 428 km de transecções, sendo 160,35 km em áreas de plantação de palma de dendê e 267,65 km em áreas de floresta de terra firme.

Seguindo os critérios dos métodos, cada transecção foi percorrida lentamente (cerca de 1 km/hora), em silêncio para reduzir as chances de afugentar os animais, realizada por dois observadores, fazendo pequenas paradas periódicas de busca visual e registrando todos os vestígios e avistamentos de mamíferos de médio e grande porte (Pardini et al., 2003; Peres and Cunha, 2011). O percurso das transecções foi feito diariamente por duas equipes durante os períodos matutino (6h30 às 10h30) e vespertino (14h às 18h). Para cada registro foram anotadas as seguintes informações: espécie, número de indivíduos, posição na trilha, hora do registro, data, identificação da área, tipo de hábitat, tipo de registro (no caso de vestígios). Foram considerados como registros de vestígios: carcaças, fezes, vocalização, tocas e outros indícios que permitissem identificar com segurança a espécie registrada.

O método de censo foi realizado apenas no percurso de ida, de forma que as transecções foram percorridas apenas uma vez por dia. Além disto, foi respeitado um intervalo de no mínimo dois dias antes de percorrer a mesma trilha novamente (Buckland et al., 2001).

Adicionalmente aos dois métodos descritos acima, também utilizamos o método de armadilhamento fotográfico que permite a amostragem de mamíferos de difícil detecção nos métodos de censo (principalmente noturnos) (Srbek-Araujo and Chiarello, 2007). Cada armadilha é composta por uma câmera fotográfica automática acoplada a um sensor de calor e movimento que registra, por meio fotográfico, a passagem de animais. Ao todo foram distribuídas 26 armadilhas fotográficas, sendo duas para cada transecção de 4 km. As armadilhas foram posicionadas nas extremidades das transecções, a uma distância de 100 metros da mesma.

As armadilhas foram fixadas em árvores a uma altura de aproximadamente 40 cm do solo e programadas para funcionar ininterruptamente durante todo período de amostragem, marcando a data e o horário de cada registro fotográfico. O esforço amostral deste método foi de 1066 armadilhas/noite, sendo um total de 410armadilhas/noite para o plantio de dendê e 656armadilhas/noite para as áreas de floresta de terra firme.

Os métodos de coleta de dados descritos permitiram o registro da composição, riqueza e abundância relativa das espécies de mamíferos de médio e grande porte, nos dois tratamentos estudados. A abundância relativa (P_i) foi expressa em decimal e calculada pelo número de registros por espécie dividido pelo número total de registros de todas as espécies. Os resultados obtidos nesta fase do trabalho foram utilizados como

base para a análise de diversidade funcional e análise de redundância de espécies, descritas a seguir.

2.4. Análise da Funcionalidade do Ecossistema

Para analisar a funcionalidade do ecossistema, foram feitas análises de diversidade funcional (FD), análise da frequência de ocorrência dos traços funcionais (BTA) e análise de redundância funcional de espécies (FDq), as quais serão apresentadas a seguir.

2.5. Definição de traços funcionais

Primeiramente foi necessário definir os traços funcionais a serem utilizados. Consideramos aqueles traços cujas informações estão disponíveis, seja em bibliografia ou em dados primários de pesquisas anteriores, para todas as espécies registradas.

A Tabela I apresenta as 11 características ecológicas consideradas e os 64 traços funcionais selecionados para todas as espécies registradas. Para definição e detalhamento dos traços funcionais foi realizada uma busca bibliográfica intensa com utilização de bibliografias reconhecidamente qualificadas, incluindo: Bertha (1982), McBeer and Backer (1982), Currier (1983), Mones and Ojasti (1986), Mayer and Wetzel (1987), Ford and Hoffmann (1988), Seymour (1989), Nowak (1991), Pérez (1992), Padilla and Dowler (1994), Lopes and Ferrari (1996), Murray and Gardner (1997), Emmons and Feer (1997), Gompper and Decker (1998), Oliveira (1998), Eisenberg and Redford (1999), Mendes-Oliveira and Ferrari (2000), Oliveira and Cassaro (2006), Zimble-Delorenzo and Stone (2011), Mendes-Oliveira et al. (2012) e Paglia et al. (2012). Para os traços funcionais quantitativos, foi feita uma média dos valores registrados por espécie, considerando apenas indivíduos adultos.

2.6. Diversidade Funcional (FD)

A análise de FD foi feita no software R (R Development Core Team 2011), baseada na proposta de Petchey and Gaston (2002), resumida nos seguintes passos: (1) Construção de uma matriz de traços funcionais, (2) Conversão desta matriz em uma matriz de distância de Gower, como sugerido por Podani and Schmera (2006) em vez da distância euclidiana sugerida por Petchey and Gaston (2002), já que a matriz utilizada apresenta variáveis em diferentes escalas de medidas, (3) Obtenção de um

dendrograma de similaridade funcional, através da Análise de Agrupamento e, (4) Somatória do comprimento total dos braços do dendrograma, resultando no valor total da diversidade funcional por unidade amostral.

Para a obtenção da matriz de distância de Gower, os dados categóricos foram transformados em binários e os quantitativos permaneceram com seus valores reais, sem qualquer transformação. Os grupos funcionais foram formados a partir de um ponto de corte de 0.5, feito na Análise de Agrupamento. Ao final, foi realizada também uma regressão simples para verificar se a riqueza de espécies afeta a diversidade funcional. Foi realizado um teste T de Student comparando a riqueza de espécies por amostras para verificar se a diversidade funcional foi diferente entre amostras dos dois tratamentos (plantio e floresta).

2.7. Análise da frequência de ocorrência dos traços funcionais

A Análise de Traços Biológicos (BTA), proposta por Bremner et al. (2006) tem sido usada em estudos que descrevem o impacto de ações antrópicas sobre o funcionamento ecológico dos ecossistemas, relacionando os traços funcionais com a biomassa ou com a abundância das espécies.

Esta análise incorpora a abundância ou a biomassa das espécies para determinar a frequência de ocorrência dos traços funcionais e verificar quais deles estão sendo mais afetados pelo efeito estudado. Para esta análise foram utilizados os mesmos traços definidos na Tabela I, entretanto, os traços quantitativos como peso e tamanho da área de vida foram categorizados, para que os valores totais da análise não fossem superestimados.

Para a construção da matriz, todos os traços funcionais para todas as espécies foram preenchidos com valores de afinidade que variaram de 0 a 3, onde o 0 significa que a espécie não possui afinidade com aquele traço e 3 significa que a espécie tem alta afinidade com o traço. Em seguida, esses valores foram multiplicados pela abundância de cada espécie em cada tratamento.

Para obter o valor da frequência de ocorrência dos traços funcionais (*FOT*) para cada tratamento estudado, utilizamos a fórmula abaixo:

$$FOT_{\text{hab}} = \sum Vt.Pi$$

Onde, *Vt* é o valor de afinidade atribuído a cada espécie para cada traço funcional e *Pi* é abundância relativa da espécie. A frequência de ocorrência dos traços

funcionais foi gerada a partir da somatória destes valores de *FOT*. Esse cálculo foi feito separadamente para os dois tratamentos amostrados (Palma e Floresta), gerando um valor de *FOT* para cada traço na Palma e na Floresta. A interpretação da análise é feita de forma comparativa e descritiva entre os valores de *FOT* para todos os traços nos dois ambientes (Tabela I). Além disso, foi feita uma Análise de Componentes Principais (PCA), utilizando o Programa PCOrd (Legendre and Legendre, 1998) para verificar quais traços funcionais foram mais afetados pelo plantio de dendê, complementando os resultados descritivos gerados pelo cálculo de *FOT*.

2.8. Análise de Redundância Funcional

A redundância de papéis funcionais foi verificada a partir da análise de diversidade funcional baseada no índice de entropia quadrática de Rao (*FDq*) definida por Rao (1982) e detalhado por Botta-Dukát (2005), também considerando a abundância das espécies. Para a análise da *FDq*, foi usado o mesmo dendrograma funcional gerado pela análise de FD descrita anteriormente. O cálculo de *FDq* foi realizado utilizando a seguinte fórmula proposta por Botta-Dukát (2005):

$$FDq = \sum_{i=1}^{S-1} \sum_{j=i+1}^S d_{ij} P_i P_j$$

Onde, d_{ij} é a distância entre as espécies (i e j) e P_i é abundância destas. Ou seja, *FDq* é a somatória das distâncias de todas as espécies de uma amostra ou grupo funcional, multiplicada pela somatória de suas abundâncias relativas. Com os resultados de *FDq*, foi possível verificar se mesmo com a perda de algumas espécies, outras tiveram suas abundâncias relativas aumentadas dentro de um mesmo grupo funcional, sugerindo a redundância de papéis funcionais.

Para obter o valor da distância (d) de cada espécie, foi feita no software R (R Development Core Team 2011) uma Análise de Coordenadas Principais (PCoA) usando a mesma matriz de *espécies x traços* utilizados para a análise de FD para gerar uma matriz de distância entre as espécies. Os escores das espécies representaram a distância de uma espécie em relação a todas as outras. Nesse caso, utilizamos a somatória dos escores das espécies de cada amostra e multiplicamos pelo somatório de suas abundâncias para gerar um valor de *FDq* por amostra.

Com esse valor de *FDq* obtido por amostra, foi feito um teste T de Student pelo Programa Statistica 7.0 (StatSoft Inc., Tulsa, OK, EUA), comparando os valores de *FDq* por amostras de palma e floresta para verificar se a diversidade funcional difere entre

elas. Em seguida, foi realizado um teste T comparando cada grupo funcional entre amostras de tratamentos diferentes para verificar quais os grupos funcionais foram mais afetados pela monocultura de dendê e em quais grupos funcionais ocorreu ou não redundância de espécies.

3. Resultados

Ao todo foram registradas 35 espécies de mamíferos de médio e grande porte, sendo 23 no tratamento de palma e 31 no tratamento de floresta. 19 espécies foram comuns aos dois tratamentos. 12 espécies foram registradas somente nas áreas de floresta e quatro somente nas áreas de plantação de palma.

A regressão simples mostrou que a diversidade funcional é afetada pela riqueza de espécies ($R^2 = 0.89$, $p = 0.0000001$). A análise de FD mostrou que não houve diferença na diversidade funcional entre as amostras de plantio de dendê e floresta ($t = 1.31$, $df = 10.56$, $p = 0.21$), com médias de 1.41 para o tratamento floresta e 1.22 para o tratamento plantio e coeficiente cofenético de 0.75. A similaridade na diversidade funcional entre os tratamentos foi influenciada apenas pela composição e riqueza de espécies, não incorporando a abundância nesta análise.

A análise de BTA mostrou que houve diferença na Frequência de Ocorrência dos Traços funcionais registrados para amostras de plantio de dendê e floresta. Nesta análise, observamos quais os traços funcionais foram mais afetados (Tabela I e Figura 2) e quais os grupos funcionais foram favorecidos ou desfavorecidos pelo plantio (Figura 3).

Tabela I: Lista de características ecológicas e traços funcionais utilizados, com detalhamento de cada traço.

Característica ecológica	Traço funcional	Descrição do traço funcional	Frequência de Ocorrência do Traço (FOT)	
			Floresta	Palma
Hábito alimentar	generalista	Alimenta-se de dois itens alimentares de categorias diferentes (animal e vegetal) ou	228.18	59.31

			mais de dois itens alimentares			
	especialista		Alimentam-se de um ou dois itens alimentares da mesma categoria alimentar	7.89	4.05	
Territorialista	sim		Defende o território	89.04	9.24	
	não		Não defende o território	62.7	44.07	
Tipo de dentição	sem dente		Dentição homogênea e primitiva ou ausência de dentes	4.92	0.81	
	hypselodonte	homodonte	Dentição de crescimento contínuo, sem diferenciação de dentes	1.62	0.27	
		Heterodonte	Dentição de crescimento contínuo, com diferenciação de dentes	2.43	6.00	
	Heterodonte	Bunodonte		Adaptados à onivoria, com cúspides menos pontudas e mais arredondadas	183.06	25.41
		Carniceiro		Característicos de carnívoros	2.43	23.52
		hipsodonte	bracdonte	Dentes de coroa alta, que permitem alto desgaste, característicos de herbívoros	33.96	3.54
			selenodonte	Dentes de raízes abertas e crescimento contínuo	7.65	3.00
	Dieta	vegetal		folha	85.6	7.53
gramíneas				0.99	20.72	
flor				76.61	24.9	
fruto				228.18	55.68	
sementes				195.03	35.1	

		raiz/ tubérculo/ rizomas/ bulbos		67.95	3.81
		caule		35.34	0
		casca		38.34	0
		broto		93.15	5.16
		exsudato (goma, resina)		98.07	3.26
		néctar		55.2	1.08
		mel		0.81	1.35
		fungos		7.65	3.00
	animal	inverteb.		165.09	48.2
		peq.verteb.		137.53	39.79
		méd. verteb.		2.52	12.9
		carniça		2.7	23.28
Comportamento social		solitário		55.54	56.58
		em pares	Fêmea e macho, fêmea e filhote	34.84	23.79
		grupos pequenos	De 3 a 20 indivíduos	151.38	7.14
		grupos médios	De 20 a 50 indivíduos	20.82	1.35
		grupos grandes	> 50 indivíduos	10.41	0.27
Dispersão de sementes		sem atividade	Não exerce atividade de predação nem dispersão	11.4	15.21
		predador	Destrói a semente depois de consumi-la	68.73	5.16
		dispersor	Consome a semente sem destruí-la, tornando-a viável para ser	215.67	45.15

		fertilizada		
Período de atividade	diurno	de 06:30h às 17:00h	230.57	30.98
	crepuscular	de 05:00 às 6:30h/17:00 às 18:30h	6.79	18.58
	noturno	de 18:30h às 05:00h	21.07	51.24
Estrato florestal utilizado	solo		77.4	58.74
	sub-bosque	< 5 (m)	151.62	29.21
	sub-dossel	de 6 a 20 (m)	177.47	10.05
	dossel	< 20 (m)	117.53	7.35
Locomoção	semi-fossorial		1.62	4.00
	terrestre	Locomove-se essencialmente por terra ao longo de toda a vida	75.85	58.47
	escansorial	Adaptado para escalar	24	13.05
	arborícola	Locomove-se essencialmente por entre as árvores ao longo de toda a vida	160.86	6.78
Peso (kg)	< 1		73.47	3.27
	>1-6		109.26	50.04
	>6-12		34.23	7.08
	>12-31		6.54	1.08
	>31-50		9.03	3.00
	> 50		3.54	1.08
Área de vida (ha)	<5		4.89	3.27
	5-10		29.31	7.92
	>10-20		70.47	3.27
	>20-40		85.5	2.16
	>40-60		0.27	17.55
	>60-90		6.84	1.92
	>90-130		25.17	2.16
	300-600		5.46	2.7

	1000-2000		1.08	1.08
	2000-4000		1.08	21.36
	>4000- 15000		5.46	1.35

Os traços funcionais mais afetados pelo plantio de dendê foram: dieta generalista, a territorialidade, tipo de dentição bunodonte, comportamento social em grupos pequenos, dieta baseada em frutos, sementes, invertebrados, exsudato e néctar, e os estratos florestais sub-bosque, sub-dossel e dossel. Além destes, os traços funcionais nomeados “dispersores/predadores de sementes” e “locomoção arborícola” também foram afetados pelo efeito do plantio. Por outro lado, os traços funcionais “tipo de dentição carniceiro” e “dieta baseada em carniça” tiveram maior frequência de ocorrência no plantio.

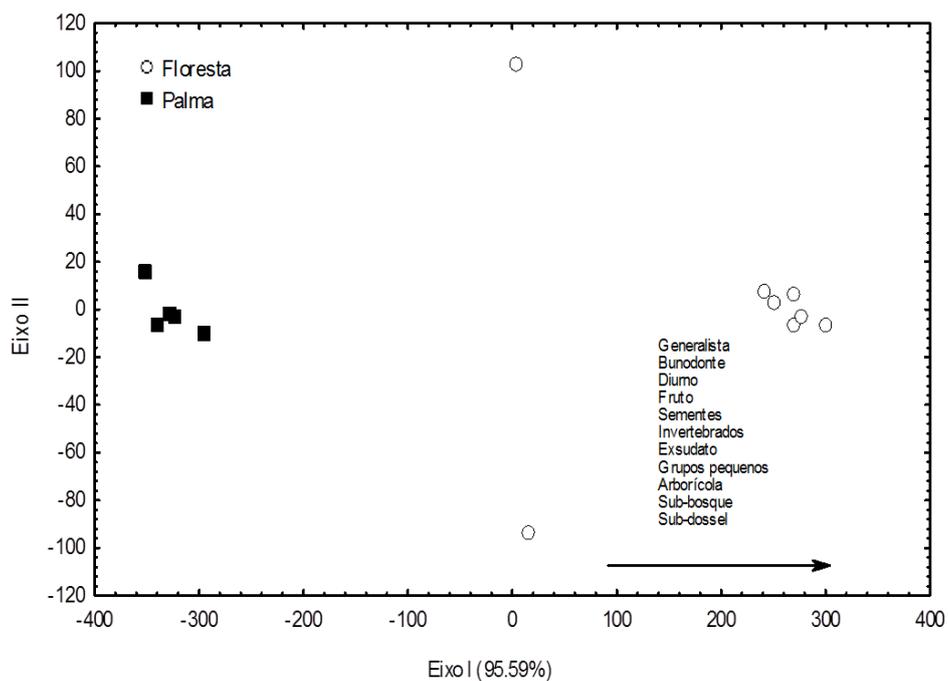


Figura 2: Análise de Componentes Principais mostrando a separação entre as amostras de monocultura de palma e áreas florestadas e identificando os traços funcionais que foram mais desfavorecidos pela monocultura.

A Análise de Componentes Principais (PCA) mostrou que houve uma perda de traços funcionais para as amostras de plantio de dendê. O eixo I explicou a maior parte da variação das amostras com 95.59%. Os dois tratamentos apresentaram diferença

quanto aos seus traços funcionais, separando as amostras em dois grupos distintos. As variáveis que melhor explicaram essa variação foram hábito alimentar generalista, dentição bunodonte, período de atividade diurno, dieta baseada em frutos, sementes, invertebrados e exsudato, comportamento social em grupos pequenos, locomoção arborícola, estratos florestais sub-bosque e sub-dossel.

A partir da análise de *FDq* (Figura 3) observamos que houve a formação de 16 grupos funcionais. Dentre estes, o mais afetados pelo efeito do plantio de dendêforamos primatas e outras espécies frugívoras e arborícolas.

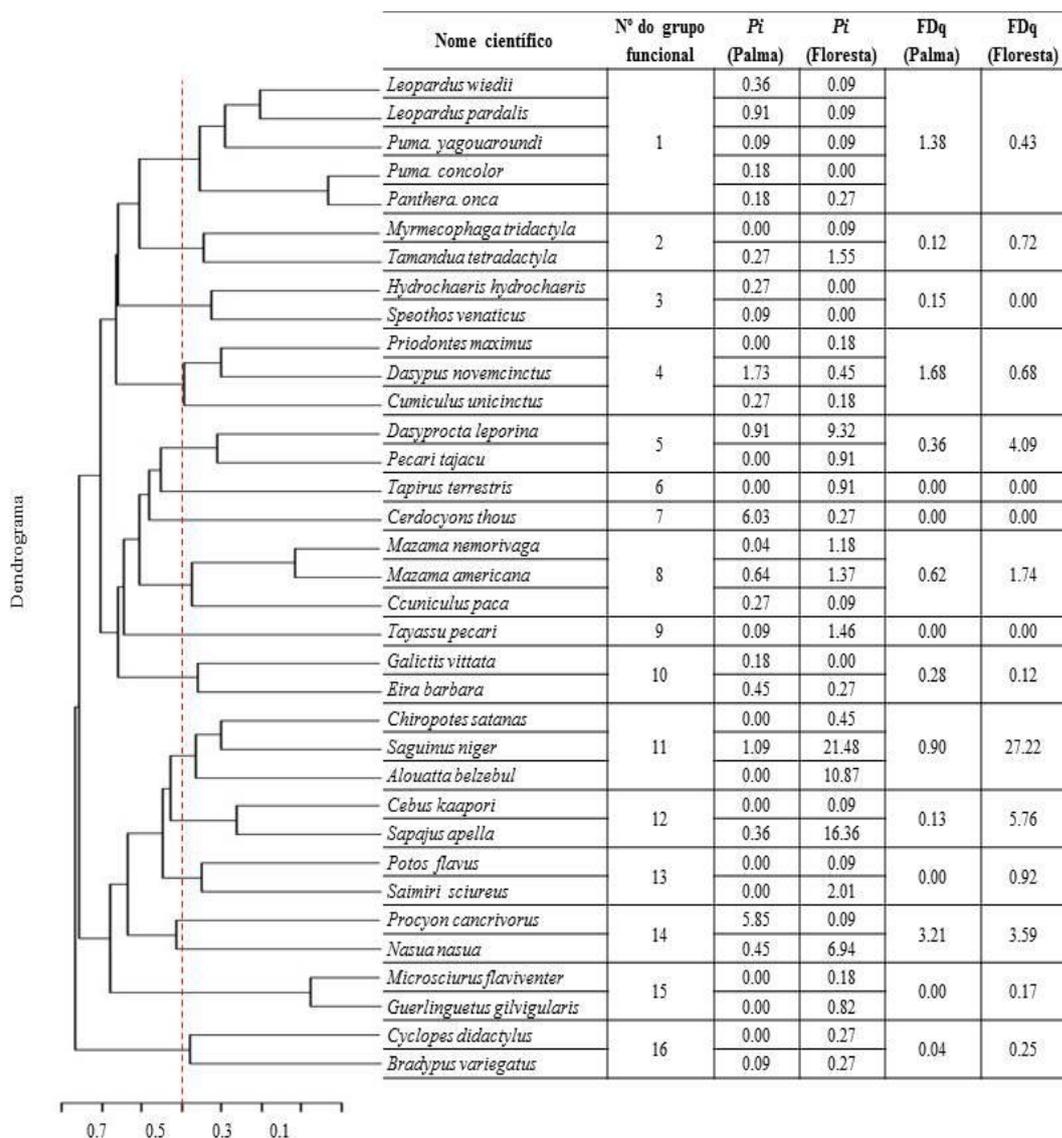


Figura 3: Dendrograma funcional das 35 espécies registradas com suas respectivas distâncias e abundâncias (*Pi*) nos dois tratamentos amostrados (Palma e Floresta), e os valores de *FDq*.

Quando a abundância das espécies foi incorporada às análises, verificamos através dos grupos funcionais específicos que a funcionalidade do ecossistema foi afetada (*FDq*). O teste-T realizado entre os valores de *FDq* por amostra (PLevne = 0.56) mostrou que a hipótese de que o plantio de dendê reduz a diversidade funcional de mamíferos de médio e grande porte foi corroborada, uma vez que a probabilidade de o acaso explicar essa relação foi muito baixa ($t=381.19$, $GL=24$, $p<0.001$).

Numa análise mais aprofundada por grupos funcionais específicos, observa-se que os grupos um, quatro e sete (Figura 3) foram favorecidos pelo plantio de dendê, tendo suas abundâncias aumentadas nesse tratamento (G1: $t = 721.87$, $GL = 24$, $p = 0.00$, G4: $t = 721.87$, $GL = 24$, $p = 0.00$, G7: $t = 721.89$, $GL = 24$, $p = 0.00$). No grupo quatro foi observada a redução de uma espécie no plantio de dendê (*P. maximus*) e aumento da abundância das outras duas espécies (*D. novemcinctus* e *C. uncinctus*) na floresta, dentro do mesmo grupo funcional, sugerindo a redundância de papéis funcionais entre elas.

Nos grupos funcionais dois, cinco, seis, 11, 12, 13, 15 e 16 (Figura 3) houve uma redução na riqueza e abundância das espécies nas amostras de plantio de dendê, afetando negativamente a funcionalidade destes grupos no ecossistema (G2: $t = 721.89$, $GL = 24$, $p = 0.00$, G5: $t = 721.89$, $GL = 24$, $p = 0.00$, G6: $t = 721.89$, $GL = 24$, $p = 0.00$, G11: $t = 721.61$, $GL = 24$, $p = 0.00$, G12: $t = 721.79$, $GL = 24$, $p = 0.00$, G13: $t = 721.89$, $GL = 24$, $p = 0.00$, G15: $t = 721.89$, $GL = 24$, $p = 0.00$, G16: $t = 721.89$, $GL = 24$, $p = 0.00$). Apenas os grupos funcionais dois e cinco sugerem a redundância funcional entre as espécies de cada grupo. A espécie *D. leporina* teve um aumento mais expressivo em sua abundância nas amostras de floresta em comparação com as áreas de plantio.

No grupo oito e nove (Figura 3) a riqueza de espécies foi igual para ambos os tratamentos, entretanto a abundância das espécies de ambos os grupos foi maior em áreas de floresta (G8: $t = 721.89$, $GL = 24$, $p = 0.00$, G9: $t = 721.89$, $GL = 24$, $p = 0.00$). A espécie *T. pecari* obteve maior abundância nas áreas de floresta, entretanto seu *FDq* não diferiu entre os dois tratamentos, uma vez que esta espécie compõe sozinha um grupo funcional. Foi observada a redundância de papéis funcionais no grupo oito, onde observamos a redução da abundância de cervídeos (*M. americana* e *M. gouazoubira*) e o aumento da abundância de paca (*C. paca*). Entretanto este aumento não foi suficiente para compensar a funcionalidade do grupo na área de plantio de dendê.

No grupo dez (Figura 3), o registro da espécie *G. vittata* e a maior abundância das duas espécies do grupo funcional nas áreas de plantio de dendê, contribuíram para a maior funcionalidade deste grupo nestas áreas ($t = 721.89$, $GL = 24$, $p = 0.00$).

No grupo 14 (Figura 3), observa-se uma inversão na abundância de *P. cancrivorous* e *N. nasua*, entre plantio e floresta, mas esta inversão não foi capaz de compensar a funcionalidade deste grupo nas áreas de plantio de dendê ($t = 721.89$, $GL = 24$, $p = 0.00$).

4. Discussão

Considerando somente a riqueza de espécies de mamíferos de médio e grande porte, o plantio de dendê teve efeito sobre o funcionamento do ecossistema. Entretanto, considerando a abundância de espécies e a baixa redundância de papéis funcionais exercidos pelas espécies registradas, verificou-se que o plantio tem efeitos negativos, evidenciando a perda de funções entre os tratamentos avaliados. Conclui-se que para o grupo taxonômico de mamíferos de médio e grande porte, o cálculo de FD somente considerando riqueza e composição de espécies pode não fornecer subsídios suficientes para analisar o funcionamento do ecossistema. Grande parte dos efeitos antrópicos nesta região tem provocado impactos sobre a abundância de mamíferos de médio e grande porte, principalmente em curto e médio prazo (Lopes and Ferrari, 2000; Peres, 2001; Michalski and Peres, 2007). Em médio e longo prazo, provavelmente efeitos sobre a riqueza também serão evidenciados em maior intensidade. Os efeitos sobre a abundância dessas espécies também foram observados em outros tipos de culturas agrícolas (Dotta & Verdade, 2007), entretanto, pouco ou quase nada se conhece sobre os impactos do plantio de dendê sobre a diversidade funcional de mamíferos de médio e grande porte.

Em termos mais específicos, os efeitos negativos sobre os grupos funcionais foram mais evidenciados em áreas de plantio de dendê, através do comprometimento de características ecológicas relacionadas à dieta, tipo de locomoção e estrato florestal utilizado, descritas anteriormente (Tabela I e Figura 2). Tais características são encontradas principalmente em primatas e em outras espécies arborícolas (Ex.: grupos funcionais 11, 12, 13, 15 e 16 - Figura 3). Corroborando com esse resultado, primatas da família Cebidae também foram afetados em áreas de pasto, plantação de açúcar e reflorestamento de eucalipto (Dotta & Verdade, 2007). No geral, as áreas de plantio de dendê apresentam extensas áreas de plantação, simplificação e perda do habitat e

mudanças estruturais nos estratos florestais, com falta de suporte para a fauna e pouca variação na disponibilidade de alimentos (Foster et al., 2011, Luskin and Potts, 2011), desfavorecendo a persistência dessas espécies neste ambiente (Nantha and Tisdell, 2009).

Com a ausência ou a baixa abundância de primatas e outros arborícolas nas áreas de plantio, as principais funções desenvolvidas por estas espécies tornam-se bastante comprometidas como a predação, a dispersão de sementes e todos os outros processos vinculados à manutenção de populações de árvores da região tropical (Chapman and Onderdonk, 1998). Além disso, a ausência de *Chiropotes satanas* nas áreas de plantio de dendê também levou ao comprometimento do controle populacional de insetos e outros invertebrados (Frazão, 1991). Em contra partida, mesmo com a ausência deste predador, Fitzherbert et al. (2008), Turner and Foster (2009) e Senior et al. (2013), ainda assim registraram a redução da fauna de formigas e outros artrópodes em áreas de plantio de dendê na Malásia, por conta da mudança no dossel e do uso de agrotóxicos. Neste contexto, as espécies de tamanduás representadas pelo grupo funcional dois, que apresentam hábito alimentar extremamente especializado, tiveram seu principal item alimentar reduzido, diminuindo as abundâncias destas espécies nas áreas de plantio de dendê, culminando no comprometimento de suas funções neste ambiente.

Por outro lado, as espécies *Cerdocyon thous* e *Procyon cancrivorus* foram as que apresentaram maior abundância nas áreas de plantio, quando comparadas às áreas de floresta. Ambas apresentam características ecológicas favoráveis à sua adaptação em ambientes antropizados, sendo consideradas espécies adaptadas a áreas abertas que ocorrem nos biomas do cerrado, pantanal e caatinga, com hábito alimentar generalista e dieta onívora (Beisiegel, 1999; Gatti et al., 2005, Martineli and Volpi, 2010). Outros estudos também registraram a ocorrência dessas espécies em outras culturas agrícolas como pinus, eucalipto, cana-de-açúcar e cabucas (Dotta and Verdade, 2007, Lyra-Jorge et al., 2008, Cassano e al., 2012; Onghero-Júnior et al., 2012), corroborando a plasticidade ecológica destas espécies.

No plantio de dendê, foi registrada a maior riqueza de pequenos mamíferos não-voadores com relação às áreas florestadas, com algumas destas espécies apresentando alta abundância no plantio (Lima, 2013). Com isto, predadores tanto generalistas (*C. thous*, *P. cancrivorus*, *L. pardalis*, *L. wiedii*, *P. yagouaroundi*, *S. venaticus*, *H. hidrochaeris*, *D. novemcinctus*, *C. unicinctus*, *C. paca*, *G. vitatta* e *E. barbara*) quanto especialistas (*P. onca* e *P. concolor*) foram atraídos para este ambiente, favorecendo a

movimentação dos médios e grandes carnívoros formados pelo grupo funcional um ao longo de extensas áreas contínuas de plantio de dendê e floresta, desencadeando um desequilíbrio na cadeia alimentar observado mais facilmente a longo prazo (Finke and Denno, 2004).

A redução da riqueza e abundância dos grandes herbívoros (*T. terrestris*, *P. tajacu*, *T. pecari*, *M. americana*, *M. nemorivaga*) nas áreas de plantio pode refletir em longo prazo na diminuição da herbivoria, desencadeando no aumento de produtores primários e suas taxas de reprodução, recrutamento, mortalidade e dispersão (Huntly, 1991; Rooney, 2001; Rawinski, 2008), influenciando toda a dinâmica ecológica (Vidal et al., 2013).

5. Conclusão

De um modo geral, o desequilíbrio ambiental provocado pelo plantio de dendê culminou na perda de diversidade e diminuição da redundância de espécies e papéis funcionais, comprometendo funções ecológicas importantes para a manutenção do funcionamento do ecossistema como predação e dispersão de sementes, diminuição na ciclagem de nutrientes, redução do controle de invertebrados, diminuição da herbivoria e alteração no crescimento, dispersão, reprodução e mortalidade das plantas. Ainda assim, a manutenção de fragmentos florestais nas proximidades das áreas de plantio de dendê mostrou-se favorável como tentativa de reduzir a perda de diversidade e manter o ecossistema viável para as populações existentes.

Finalmente, é possível afirmarmos que a diversidade funcional é afetada negativamente pelo plantio de dendê, comprometendo alguns traços funcionais já discutidos anteriormente, assim como a funcionalidade do ecossistema através da perda de diversidade de espécies. Além disso, a abundância se mostrou um parâmetro decisivo para chegarmos a essa conclusão, devendo ser incorporado em estudos que envolvam a diversidade funcional de mamíferos de médio e grande porte.

6. Referências Bibliográficas

Albuquerque, M.F., Souza, E.B., Oliveira, M.C.F., Souza-Jr, J.A. 2010. Precipitação nas mesorregiões do Estado do Pará: Climatologia, variabilidade e tendências nas últimas décadas (1978-2008). *Revista Brasileira de Climatologia* 6, 151-168.

Andrade-Núñez, M.J., Aide, T.M. 2010. Effects of habitat and landscape characteristics on medium and large mammal's species richness and composition in northern Uruguay. *Zoologia* 27, 909-917 p.

Aratrakorn, S., Thunhikorn, S., Donald, P.F. 2006. Changes in bird communities following conversion of lowland forest to oil palm and rubber plantations in southern Thailand. *Bird Conservation International* 16, 71-82.

Arteaga, M.C., Jorgenson, J.P. 2007. Hábitos de desplazamiento y dieta del Capibara (*Hydrochoerus hydrochaeris*) em la Amazonia Colombiana. *Mastozoología Neotropical* 14, 11-17 p.

Barreto, G.R., Hernandez, O.E., Ojasti, J. 1997. Diet of peccaries (*Tayassu tajacu* and *T. pecari*) in a dry forest of Venezuela. *J. Zool., Land.* 241, 279-284 p.

Bertha, A. 1982. Mammalian Species: *Cerdocyon thous*. *The American Society of Mammalogists* 186, 1-4 p.

Botta-Dukát, Z. 2005. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *Journal of Vegetation Science* 16, 533-540.

Bueno, R.S., Guevara, R., Ribeiro, M., C., Culot, L., Bufalo, F.S., Galetti, M. 2013. Functional Redundancy and Complementarities of Seed Dispersal by the Last Neotropical Megafrugivores. *PloS One* 8, e56252.

Butler, R.A., Laurance, W.S. 2009. It oil palm the next emerging threat to the Amazon? *Tropical Conservation Science* 2, 1-10 p.

- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L., Thomas, L. 2001. Introduction to Distance Sampling: estimating abundance of biological populations. Oxford University Press, New York. 432 p.
- Bremner, J., Rogers, S.I., Frid, C.L.J., 2003. Assessing functional diversity in marine benthic systems: a comparison of approaches. Marine Ecol. Progr. Series 254, 11–25.
- Bremner, J., Rogers, S.I., Frid, C.L.J. 2006. Methods for describing ecological functioning of marine benthic assemblages using biological traits analysis (BTA). Ecological Indicators 6, 609-622.
- Chapman, C.A., Onderdonk, D.A. 1998. Forests without primates: Primate/ Plant Codependency. American Journal of Primatology 45:127–141 p.
- Chinchilla, F.A. 2009. Seed predation by mammals in forest fragments in Monteverde, Costa Rica. Rev. Biol. Trop. 57, 865-877 p.
- Cianciaruso, M.V., Silva, I.A., Batalha, M.A. 2009. Diversidades filogenética e funcional: novas abordagens para a Ecologia de comunidades. Biota Neotropica 9, 1-11.
- Cullen Jr, L., R. Rudran. 2004. Transectos lineares na estimativa de densidade de mamíferos e aves de médio e grande porte, p. 169-179. In: L. Cullen Jr, C. Valladares-Padua, R. Rudran (orgs.). Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Curitiba, UFPR/Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 667p.
- Currier, M.J.P. 1983. Mammalian Species: *Felis concolor*. The American Society of Mammalogists 200, 1-7 p.
- Dirzo, R., Mendoza, E. 2007. Size-Related Differential Seed Predation in a Heavily Defaunated Neotropical Rain Forest. Biotropica 39, 355-362 p.
- Donald, P.F. 2004. Biodiversity impacts of some agricultural commodity production systems. Conserv Biol 18, 17-37.

Duffy, J.E. 2002. Biodiversity and ecosystem function: the consumer connection. *Oikos* 99,201–219.

Eisenberg, J.F., K.H. Redford. 1999. *Mammals of the Neotropics: the Central Neotropics – Ecuador, Peru, Bolivia, Brasil*, third edition. The University of Chicago Press. Chicago and London. 609 p.

Emmons, L.H., Feer, F. 1997. *Neotropical Rainforest Mammals: a field guide*. Second edition. The University of Chicago Press. Chicago and London. 307 p.

Fitzherbert, E.B., Struebig, M.J., Morel, S., Danielsen, F., Brühl, C.A., Donald, P.F., Phalan, B. 2008. How will oil palm expansion affect biodiversity? *Trends in Ecology and Evolution* 23, 538-545.

Foerster, C.R., Vaughan, C. 2002. Home Range, Habitat Use, and Activity of Baird's Tapir in Costa Rica. *Biotropica* 34, 423-437 p.

Ford, L.S., Hoffmann, R.S. 1988. Mammalian Species: *Potos flavus*. The American Society of Mammalogists 321, 1-9 p.

Foster, W.A., Snaddon, J.L., Turner, E.C., Fayle, T.M., Cockerill, T.D., Ellwood, M.D. F., Broad, G.R., Chung, A.Y.C., Eggleton, P., Khen, C. V., Yusah, K.M. 2011. Establishing the evidence base for maintaining biodiversity and ecosystem function in the oil palm landscapes of South East Asia. *Phil. Trans. R. Soc. B* 366,3277–3291.

Gatti, A., Bianchi, R., Rosa, C.R.X., Mendes, S.L. 2006. Diet of two sympatric carnivores, *Cerdocyon thous* and *Procyon cancrivorus*, in a resting area of Espírito Santo State, Brazil. *Journal of Tropical Ecology* 22, 227-230 p.

Gayot, M., Henry, O., Dubost, G., Sabatier, D. 2004. Comparative diet of the two forest cervids of the genus *Mazama* in French Guiana. *Journal of Tropical Ecology* 20, 31-43 p.

Gibbs, H.K., Johnston, M., Foley, J., Holloway, T., Monfreda, C., Ramankutty, N., Zaks, D. 2008. Carbon payback times for crop-based biofuel expansion in the tropics: the effects of changing yield and technology. *Environ Res Lett* 3.

Gompper, M.E., Decker, D.M. 1998. Mammalian Species: *Nasua nasua*. The American Society of Mammalogists 580, 1-9 p.

Hayassen, V. 2009. Mammalian Species: *Bradypus variegatus* (Pilosa: Bradypodidae). American Society of Mammalogists 42, 19-32 p.

Humle, T., Matsuzawa, T. 2004. Oil Palm Use by Adjacent Communities of Chimpanzees at Bossou and Nimba Mountains, West Africa. International Journal of Primatology 25,551-581.

Koh, L. P. 2008. Birds defend oil palms from herbivorous insects. Ecological Applications 18, 821-825.

Kottek, M., Grieser, J., Beck, C., Rudolf, B., Rubel, F. 2006. World Map of the Köppen-Geiger Climate classification updated. Meteorologische Zeitschrift, 15, 259-263.

Legendre, P., Legendre, L. 1998. Numerical Ecology. Second Edition. Elsevier Science B.V. Amsterdam. 870 p.

Lima, R.C.S. 2013. Efeito da monocultura de palma de dendê (*Elaeis guineenses*, Jacq.) sobre a fauna de pequenos mamíferos não-voadores na Amazônia. Dissertação de Mestrado. Museu Paraense Emílio Goledi. Belém, PA. 29 p.

Lopes, M.A., Ferrari, S.F. 1996. Preliminary Observations on the Ka'apor Capuchin *Cebus Kaapori* Queiroz 1992 from Eastern Brazilian Amazonia. Biological Conservation 76, 321-324 p.

Lopes, M.A., Ferrari, S.F. 2000. Effects the Human Colonization on the Abundance and Diversity of Mammals in Eastern Brazilian Amazonia. Conservation Biology 14, 1658-1665.

Lorenzi, H., Kahn, F., Noblick, L.R., Ferreira, E. 2010. Flora Brasileira: arecaceae (palmeiras), first edition. Nova Odessa, São Paulo. Instituto Plantarum. 384 p.

Luiselli, L., Akani, G.C. 2003. An indirect assessment of the effects of oil pollution on the diversity and functioning of turtle communities in the Niger Delta, Nigeria. *Animal Biodiversity and Conservation* 26, 57-65.

Luskin, M.S., Potts, M.D. 2011. Microclimate and habitat heterogeneity through the oil palm lifecycle. *Basic and Applied Ecology* 12,540–551.

Magurran, A.E. 2004. *Measuring Biological Diversity*. First Edition. Blackwell Science Ltd. Australia. 256 p.

Mayer, J., Wetzel, R.M. 1987. Mammalian Species: *Tayassu pecari*. *The American Society of Mammalogists* 293, 1-7 p.

McBee, K., Baker, R. 1982. Mammalian Species: *Dasypus novemcinctus*. *The American Society of Mammalogists* 162, 1-4.

Meijaard, E., Sheil, D. 2008, The persistence and conservation of Borneo's mammals in lowland rain forests managed for timber: observations, overviews and opportunities. *Ecol Res* 23, 21-34 p.

Mendes-Oliveira, A.C., de Maria, S.L.S., Lima, R.C.S., Almeida, P.C.R., Montag, L.F.A., Carvalho-Jr, O. 2012. Testing Simple Criteria for Age Estimation of Six Hunted Mammal Species in the Brazilian Amazon. *Mastozoología Neotropical* 19, 105-116 p.

Michalski, F., Peres, C.A. 2007. Disturbance-Mediated Mammal Persistence and Abundance-Area Relationships in Amazonian Forest Fragments. *Conservation Biology* 21, 1626-1640 p.

Moanes, A., Ojasti, J. 1986. Mammalian Species: *Hydrochoerus hydrochaeris*. *The American Society of Mammalogists* 264, 1-7 p.

Murray, J.L., Gardner, G.L. 1997. Mammalian Species: *Leopardus pardalis*. *The American Society of Mammalogists* 548, 1-10 p.

Nantha, H.S., Tisdell, C. 2009. The orangutan–oil palm conflict: economic constraints and opportunities for conservation. *Biodiversity Conservation* 18, 487–502.

Nepstad, D.C., Stickler, C.M. and Almeida, O.T. 2006. Globalization of the Amazon soy and beef industries: opportunities for conservation. *Conserv. Biol* 20, 1595-1604.

Nowak, R.M. 1991. *Mammals of the world*. Fifth Edition. The Johns Hopkins University Press. Baltimore and London. 1629 p.

Oliveira, T.G., Cassaro, K. 2006. *Guia de Campo de Felinos do Brasil*. Primeira edição. São Paulo: Instituto Pró-Carnívoros, Fundação Parque Zoológico de São Paulo, Sociedade de Zoologia do Brasil, Pró-Vida Brasil. 80 p.

Oliveira, A.C.M., Ferrari, S.F. 2000. Seed dispersal by black-handed tamarins, *Saguinus midas niger* (Callitrichinae, Primates): implications for the regeneration of degraded forest habitats in eastern Amazonia. *Journal of Tropical Ecology* 16,709-716 p.

Oliveira, L.L., Fontinhas, R.L., Lima, A.M.M., Lima, R.J.S. 2000. Mapas dos parâmetros climatológicos do Estado do Pará: Umidade, temperatura e insolação, médias anuais. XIII Congresso Brasileiro de Meteorologia. 29/08 a 03/09/2000. Fortaleza – Ceará. Núcleo de Hidrometeorologia – SECTAM.

Oliveira, T.G. 1998. Mammalian Species: *Hepailurus yagouaroundi*. *The American Society of Mammalogists* 200, 1-6 p.

Oliveira, T.G. 1998. Mammalian Species: *Leopardus wiedii*. *The American Society of Mammalogists* 200, 1-6 p.

Padilla, M., Dowler, R.C. 1994. Mammalian Species: *Tapirus terrestris*. *The American Society of Mammalogists* 481, 1-8 p.

Paglia, A.P., da Fonseca, G.A.B., Rylands, A.B., Herrmann, G., Aguiar, L.M.S., Chiarello, A.G., Leite, Y.L.R., Costa, L.P., Siciliano, S., Kierulff, M.C.M., Mendes,

S.L., Tavares, V.C., Mittermeier, R.A., Patton, J.L. 2012. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil/ Annotated Checklist of Brazilian Mammals. Segunda Edição. Occasional Papers in Conservation Biology, Nº 6. Conservation International, Arlington, VA. 76pp.

Pardini, R., Ditt, E.H., Cullen-Jr., L., Bassi, C., Rudran, R. 2006. Levantamento rápido de mamíferos terrestres de médio e grande porte, 181-201 p. In: L. Cullen Jr, C. Valladares-Padua , R. Rudran (orgs.). Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre. Curitiba, UFPR/Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 667p.

Parry, L., Barlow, J., Peres, C.A. 2007. Large-vertebrate assemblages of primary and secondary forests in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 23, 653-662 p.

Peh, K.S.H., Sodhi, N.S., Jong, J., Sekercioglu, C.H., Yap, C.A.M., Lim, S.L.H. 2006. Conservation value of degraded habitats for forest birds in southern Peninsular Malaysia. *Divers. Distrib.* 12,572–581.

Peres, C.A. 2001. Synergistic Effects of Subsistence Hunting and Habitat Fragmentation on Amazonian Forest Vertebrates. *Conservation Biology* 15, 1490-1505 p.

Peres, C.A., Cunha, A.A. 2011. Manual para censo e monitoramento de vertebrados de médio e grande porte por transecção linear em florestas tropicais. Wildlife Technical Series, Wildlife Conservation Society, Brasil. 32 p.

Pérez, E.M. 1992. Mammalian Species: *Agouti paca*. *The American Society of Mammalogists* 404, 1-7

Petchey, O.L., Gaston, K.J. 2002. Functional diversity (FD), species richness and community composition. *Ecology Letters* 5, 402–411.

Podani, J., Schmera, D. 2006. On dendrogram-based measures of functional diversity. *Oikos* 115, 179-185p.

Presley, S.J. 2000. Mammalian Species: *Eira barbara*. The American Society of Mammalogists 200, 1-6p.

Rafferty, C., Lamont, B.B. 2007. Selective herbivory by mammals on 19 species pplanted and two densities. *Acta Oecologica* 32, 1-13 p.

Rawinski, T.J. 2008. Impacts of White-Tailed Deer Overabundance in Forest Ecosystems: An Overview. Forest Service, U.S. Department of Agriculture.

Redford, K.H. 1986. Dietary specialization and variation in two mammalian myrmecophages (variation in mammalian myrmecophagy). *Revista Chilena de Historia Natural* 59, 201-208 p.

Redford, K.H. 1992. The Empty Forest. *BioScience* 42, 412-422 p.

Ricotta, C. 2005. Through the jungle of biological diversity. *Acta Biotheoretica* 53,29–38.

Rooney, T.P. 2001. Deer impacts on forest ecosystems: a North American perspective. *Forestry* 74, 201-208 p.

Senior, M.J.M., Hamer, K.C., Bottrell, S., Edwards, D.P., Fayle, T.M., Lucey, J.M., Mayhew, P.J., Newton, R., Peh, K.S.H., Sheldon, F.H., Stewart, C., Styring, A.R., Thom, M.D.F., Woodcock, P., Hill, J.K. 2013. Trait-dependent declines of species following conversion of rain forest to oil palm plantations. *Biodivers Conserv* 22, 253–268.

Silvius, K.M., Fragoso, J.M. 2003. Red-rumped Agouti (*Dasyprocta leporina*) Home Range Use in an Amazonian Forest: Implications for the Aggregated Distribution of Forest Trees. *Biotropica* 35, 7483 p.

Srbek-Araújo, A.C., Chiarello, A.G. 2007. Short Communication: Is camera-trapping and efficient method for surveying mammals in Neotropical Forests? A case study in

south-eastern Brazil. Cambridge University Press. *Journal of Tropical Ecology* 21, 121-125.

Statzner, B., Resh, V.H., Roux, L.A., 1994. The synthesis of longterm ecological research in the context of concurrently developed ecological theory: design of a research strategy for the Upper Rhone River and it's floodplain. *Freshwater Biol.* 31, 253–263.

Stoner, K.E. 2007. The Role of Mammals in Creating and Modifying Seedshadows in Tropical Forests and Some Possible Consequences of Their Elimination. *Biotropica* 39, 316-327 p.

Tabeni, S., Ojeda, R.A. 2003. Assessing mammal responses to perturbations in temperate aridlands of Argentina. *Journal of Arid Environments* 55, 715–726.

Tomas, W.M., Miranda, G.H.B. 2006. Uso de armadilhas fotográficas em levantamentos populacionais, 243-267 p. In: L. Cullen Jr, C. Valladares-Padua , R. Rudran (orgs.). *Métodos de Estudos em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre*. Curitiba, UFPR/Fundação O Boticário de Proteção à Natureza, 667p.

Trovati, R.G., Brito, B.A., Duarte, J.M.B. 2007. Área de uso e utilização de habitat de cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous* Linnaeus, 1766) no cerrado da região central do Tocantins, Brasil. *Mastozoologia Neotropical* 14, 61-68 p.

Turner, E.C., Foster, A.W. 2009. The impact of forest conversion to oil palm on arthropod abundance and biomass in Sabah, Malaysia. *Journal of Tropical Ecology*. 25, 23-30p.

Turner, E.C., Snaddon, J.L., Fayle, T.M., Foster, W.A. 2008. Oil Palm Research in Context: Identifying the Need for Biodiversity Assessment. *Plos One* 3, e1572.

Varela, D.M., Trovati, R.G., Guzmán, K.R., Rossi, R.V., Duarte, J.M.D. 2010. *Neotropical Cervidology, Biology and Medicine of Latin American Deer*. Jaboticabal. 397 p.

Voss, R.S., Emmons, L.H. 1996. Mammalian diversity in neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment. *Bulletin of the American Museum of Natural History* 230, 115 p.

Zimble-Delorenzo, H.S., Stone, A.I. 2011. Integration of Field and Captive Studies for Understanding the Behavioral Ecology of the Squirrel Monkey (*Saimiri* Sp.). *American Journal of Primatology* 73, 607–622 p.

Wilcove, D.S., Koh, L.P. 2010. Addressing the threats to biodiversity from oil palm agriculture. *Biodivers. Conserv* 19, 999–1007.

Yaap, B., Struebig, M.J., Paoli, G., Koh, L. P. 2010. Mitigating the biodiversity impacts of oil palm development. *Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources* 5, 1-11 p.

Yensen, E., Tarifa, T. 2003. Mammalian Species: *Galictis vittata*. *The American Society of Mammalogists* 200, 1-8 p.