



Pós-Graduação
ZOOLOGIA
MPEG/UFPA



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

Ivo Gabriel Barros Mineiro

**EFEITO DA MONOCULTURA DA PALMEIRA DE DENDÊ (*Elaeis guineensis* Jacq.)
SOBRE A FAUNA DE PRIMATAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Orientadora: Dr^a. Ana Cristina Mendes de Oliveira

BELÉM – PA

2016



Pós-Graduação
ZOOLOGIA
MPEG/UFPA



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

**EFEITO DA MONOCULTURA DA PALMEIRA DE DENDÊ (*Elaeis guineensis* Jacq.)
SOBRE A FAUNA DE PRIMATAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Ivo Gabriel Barros Mineiro

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-graduação em Zoologia da Universidade Federal do Pará e Museu Paraense Emílio Goeldi, como requisito para obtenção do título de mestre em Zoologia.

Orientadora: **Dr^a. Ana Cristina Mendes de Oliveira**

Área de Concentração: **Conservação e Ecologia**

BELÉM – PA

2016

IVO GABRIEL BARROS MINEIRO

**EFEITO DA MONOCULTURA DA PALMEIRA DE DENDÊ (*Elaeis guineensis* Jacq.)
SOBRE A FAUNA DE PRIMATAS NA AMAZÔNIA ORIENTAL**

Orientadora: **Dr^a. Ana Cristina Mendes de Oliveira**
Universidade Federal do Pará

Avaliadores: **Dr^a. Maria Aparecida Lopes**
Universidade Federal do Pará

Dr. Helder Lima de Queiroz
Instituto de Desenvolvimento Sustentável Mamirauá

Dr. Júlio César Bicca-Marques
Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul

Dr. Daniel de Paiva Silva
Instituto Federal de Educ., Ciênc. e Tecnologia de Goiás

Dr. Marcos de Souza Fialho
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

AGRADECIMENTOS

À minha orientadora Ana Cristina pela disponibilidade, amizade, paciência, confiança, correções e conhecimentos transmitidos, que contribuíram para meu desenvolvimento como pesquisador. Obrigado Cris!

À minha mãe Antonieta e minha irmã Isolda, pelo amor, incentivo, força e torcida sempre para que alcance meus objetivos.

A toda a equipe de Mastozoologia do Laboratório de Vertebrados da UFPA, pelos bons momentos, pela união e compartilhamento de ideias e conhecimentos: Paulinha, Susanne, Renata, Danilo, Jacqueline, Letícia Gomes, Letícia Silva, Klyssia, Alessandra. E claro aos companheiros de Lab e também de mestrado, foram dois anos intensos, mas sempre superamos tudo no bom humor e dedicação: Geovana, Regeane, Paulo e Simone.

Ao Grupo Agropalma e a Conservação Internacional por toda a logística e apoio na pesquisa.

Ao auxiliar de campo, Seu Damasceno, pelo apoio e contribuição nas expedições. Sem ele, a execução deste estudo seria mais complicada.

Aos membros da banca de qualificação: Dr. Helder Queiroz, Dr^a. Maria Aparecida Lopes (Cida) e Dr^a. Karoline Sarges, pelas críticas e contribuições para a melhoria deste trabalho.

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão da bolsa de estudos.

À Universidade Federal do Pará (UFPA); ao Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG) e ao Programa de Pós-graduação em Zoologia.

À amiga Paulinha e ao velho amigo Erlane pelo auxílio nas análises estatísticas.

Aos demais amigos da turma de mestrado PPGZool 2014 (área de Ecologia), pela convivência harmoniosa, colaboração mútua e momentos de descontração: Ana Lu, Denise, Rafael, Joyce, Tarcísia, Karline, Nágila, Lêda e Eliphás.

Aos professores da área de Ecologia do programa (Cida, Kita, Marcos Pérsio, Leandro, Marlúcia, Miúdo, Raphael, Felipe, Esposito e Daniel), pelos conhecimentos e experiências adquiridos ao decorrer do curso. E também à secretária Edilza, sempre disponível para a resolução de problemas.

Aos demais amigos que fizeram parte da minha estadia em Belém durante o curso. Ronildo e Ualerson (Tanatos), pela moradia nos primeiros meses de curso, quando ainda estava sem bolsa. Áurea, Geraldo e Íthalo, amigos desde os tempos de UFPI, assim como o Erlane. Cristiane de Altamira, sempre dando força. A galera da Herpeto (Silvita, Elisia, Beto, Cássia, Fabrício), e também Fernanda, colegas do laboratório. Ao pessoal da Sistemática: Marcely, Abel e Jeferson. Os amigos que fiz na disciplina em Caxiuanã: Christophe, Jamille, Tati, Yanne, Lucas, Veka, Carol, e especialmente Janayna. Ao Marcos pela manutenção do computador sempre que preciso, dentre outros...

Aos amigos de Teresina, pela parceria de sempre: Lucas, Bruninha, Aieska, Éthynna, Mailson, Rafael, Fábio, Karynne, a galera da graduação e aos demais...

E aos primatas, que são a base para que esta pesquisa pudesse ocorrer.

Enfim, agradeço a todos que contribuíram com este trabalho direta ou indiretamente, ou com atividades ao longo desses dois anos. Valeu galera!

RESUMO

A monocultura de dendê (*Elaeis guineensis* Jacq.) é uma atividade que vem se expandindo na Amazônia Oriental. A conversão de um ambiente florestal em áreas de plantação de dendê reduz a complexidade ambiental e altera a paisagem local. Neste trabalho foi utilizado o grupo dos primatas como alvo para investigar os efeitos da diferença na paisagem entre esses dois ambientes. O objetivo foi de avaliar o efeito desta monocultura na abundância, riqueza e distribuição das espécies de primatas na paisagem fragmentada. A área de estudo fica localizada no Complexo Agroindustrial do Grupo Agropalma, nos municípios de Moju, Tailândia, Acará e Tomé-açu, nordeste do Pará. Foram estabelecidos 16 pontos de amostragem, sendo oito em áreas de floresta e oito em plantações de dendê. Em cada ponto foi aberta uma trilha retilínea de 4200 metros. Foram realizadas três campanhas de campo, totalizando 71 dias de amostragem. O método utilizado foi o censo por transecção linear. Todas as trilhas foram estratificadas a cada 600 metros, para verificar a influência das métricas ambientais na distribuição da fauna de primatas ao longo das transecções. As unidades amostrais corresponderam às estratificações de 600m em cada uma das transecções nos dois ambientes avaliados, totalizando 112 amostras (56 em cada ambiente). As métricas ambientais medidas foram a área basal (DAP de 5 a 10 cm e DAP > 10 cm), a distância mínima para corpos d'água, distância mínima para a matriz oposta e a área dos fragmentos florestais e das áreas de plantação do dendê. Foram registrados 578 indivíduos, distribuídos em seis espécies: *Sapajus apella*, *Cebus kaapori*, *Saimiri collinsi*, *Saguinus ursulus*, *Alouatta belzebul* e *Chiropotes satanas*. No ambiente de plantação de dendê, houve apenas um único registro, sendo um grupo da espécie *Saguinus ursulus*. As espécies *S. apella* e *S. ursulus* estão distribuídas na maioria das amostras de floresta, e juntas representaram 78% da abundância total de primatas na área de estudo. *Cebus kaapori* e *S. collinsi* foram registradas apenas uma vez. Pelo Teste *t*, a abundância e a riqueza de primatas foram maiores nos fragmentos florestais (ambos $p < 0,001$). Na análise de PCA, as métricas ambientais que melhor explicaram a diferença entre os dois ambientes foram as medidas de área basal. A plantação de dendê exerceu um efeito negativo sobre a comunidade de primatas. Mais da metade dos registros nos fragmentos foram observados distantes da borda com a monocultura. A estrutura da vegetação menos complexa (ausência de sub-bosque e dossel mais aberto) e a redução de recursos colaboram com a não tolerância dos primatas à paisagem da matriz de dendê. No entanto, os fragmentos florestais da área estudada estão conseguindo manter todas as espécies de primatas com ocorrência prevista para essa região da Amazônia.

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	1
2. MATERIAL E MÉTODO	4
2.1. Área de Estudo.....	4
2.2. Desenho Amostral e Coleta de Dados.....	5
2.3. Métricas Ambientais.....	6
2.3.1. <i>Área Basal</i>	7
2.3.2. <i>Distâncias para o ambiente oposto e corpos d'água</i>	7
2.3.3. <i>Área dos fragmentos florestais e da monocultura de dendê</i>	7
2.4. Análise de dados.....	8
3. RESULTADOS	9
4. DISCUSSÃO	13
5. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	16

1. INTRODUÇÃO

No período de 2000 a 2014, o desmatamento na Amazônia alcançou uma média anual maior que 13 mil km², o que representa um total de quase 205 mil km² de áreas florestais desmatadas (INPE 2013). O estado do Pará foi o que mais contribuiu para a perda dessas áreas. Dentre as principais causas de desmatamento na Amazônia estão a pecuária, extração de madeira ilegal, mineração, construção de rodovias e hidrelétricas e a agroindústria, incluindo extensas áreas de monoculturas de espécies exóticas, como eucalipto (*Eucalyptus* spp.) e palmeira de dendê (*Elaeis guineensis* Jacq.). A pecuária e as práticas agrícolas industriais evoluíram nos últimos 40 anos como atividades que vem provocando a fragmentação florestal em larga escala e a perda da biodiversidade na Amazônia (Fearnside 2005; Capobianco *et al.* 2001; Michalski and Peres 2005; Vieira *et al.* 2007).

A monocultura de dendê tem sido uma atividade crescente na Amazônia, que vem se expandindo rapidamente. As condições climáticas favoráveis e o solo apropriado da região aumentam a produtividade desta cultura agrícola, caracterizada pelo bom retorno econômico e baixo custo da mão-de-obra nas áreas tropicais (Casson 2000; Basiron 2007). No Brasil são produzidas anualmente 300 mil toneladas de óleo de dendê, sendo a maior parte usada nas indústrias de alimentos, cosméticos e na produção de biodiesel (Butler and Laurance 2011). O Pará é o maior produtor de dendê do Brasil, sendo responsável por 90% da produção nacional. Estima-se que mais de 140 mil ha do solo do Estado estejam ocupados com esta monocultura (1,2% do território), com perspectivas de expansão (Muller and Furlan 2006).

Principalmente em países da Ásia, como Indonésia e Malásia, o plantio da palmeira de dendê tem sido responsável pela conversão de grandes áreas de florestas em zonas de cultivo, trazendo diversos efeitos sobre a fauna local (Bernard *et al.* 2009). Nestas áreas, alguns estudos têm demonstrado os impactos desta monocultura na biodiversidade. Foi observada uma redução considerável na riqueza de espécies de aves (Azhar *et al.* 2011), de morcegos (Struebig *et al.* 2008) e de borboletas (Koh and Wilcove 2008). Houve também um declínio na abundância de formigas (Fayle *et al.* 2010) e mamíferos (Maddox *et al.* 2007) nas áreas de plantio. Peh *et al.* (2006) atribuíram a presença de grupos específicos de aves nas áreas de plantação de dendê, à menor distância da paisagem de dendê para as áreas florestais próximas. Também em estudos na Ásia, Danielsen *et al.* (2009) realizaram uma compilação de trabalhos envolvendo os efeitos desse cultivo na biodiversidade local. Em todos os estudos avaliados, a riqueza de vertebrados em áreas de plantio representava menos da metade da riqueza encontrada em áreas florestais adjacentes. No entanto, a riqueza de invertebrados foi similar

nos dois ambientes, e alguns grupos (besouros e abelhas) apresentaram uma maior abundância na matriz de dendê, mas com baixa riqueza de espécies. Na Costa Rica, Williams e Vaughan (2001) observaram um aumento na densidade de uma espécie de primata, *Cebus capucinus*, que parece ser favorecida pela plantação de dendê, pois se alimenta dos frutos produzidos pelas palmeiras.

A conversão de um ambiente florestal em áreas de monoculturas de dendê certamente reduz a complexidade ambiental e altera a paisagem local (Donald 2004; Brockerhoff *et al.* 2008; Fitzherbert *et al.* 2008; Yaap *et al.* 2010; Foster *et al.* 2011). As extensas plantações de dendê são estruturalmente menos complexas do que as florestas nativas, apresentando cobertura vegetal menos densa, com indivíduos de mesma estrutura etária, vegetação com espaçamento uniforme, dossel mais baixo e mais aberto que o da floresta (Turner and Foster 2009); o solo é mais exposto, com menor quantidade de serrapilheira (Yeboua and Ballo 2000; Bruhl and Eltz 2010; Edwards *et al.* 2010); e microclima menos estável (Chung *et al.* 2000).

Para a Amazônia, os efeitos desta conversão sobre a fauna ainda são pouco conhecidos. Trabalhos pioneiros para a região mostraram resultados distintos de acordo com o grupo taxonômico avaliado. No Pará, Cunha *et al.* (2015) observaram que as áreas de plantação de dendê prejudicam a integridade de ecossistemas aquáticos, resultando na redução da riqueza de espécies da ordem Hemiptera. Indicadores ambientais de água doce foram impactados, e uma maior riqueza do grupo ocorreu em córregos situados em áreas preservadas. Na mesma área, Lees *et al.* (2015) observaram que a composição e riqueza de aves nas zonas de plantio de dendê são comparáveis às áreas de pastagens de gado. As espécies encontradas nas plantações foram típicas de ambientes não florestais. Correa *et al.* (2015), observaram que a abundância de anuros não diferiu entre os ambientes, mas houve uma enorme perda na riqueza de espécies em áreas de plantação de dendê.

Vargas *et al.* (2015) fizeram uma análise geral do impacto do cultivo de dendê sobre a biodiversidade na Colômbia. Observaram que a diversidade de formigas, besouros e aves foi maior em áreas de monocultura quando comparadas com outros tipos de uso do solo. Felinos de pequeno porte tiveram frequências mais altas em plantações. As serpentes tiveram uma ocorrência considerável em zonas de cultivo, até mesmo maior que nas áreas florestais pesquisadas. Por último, De Maria (2013) analisou a fauna de mamíferos de médio e grande porte em área de plantação de dendê no nordeste da Amazônia. Observou que há um efeito sobre a composição e abundância das espécies neste grupo. Algumas espécies de carnívoros foram registradas exclusivamente no ambiente de dendê, que também apresentou presença de

outros grupos como tatus, veados e roedores. Com a expansão das monoculturas em áreas florestais, esses estudos são muito importantes para avaliar o impacto deste tipo de uso do solo sobre a biodiversidade. No presente estudo foi utilizado o grupo dos primatas como alvo para investigar os efeitos da plantação de dendê em área de Floresta Amazônica.

O Brasil apresenta a maior diversidade de primatas do planeta com 139 espécies descritas, distribuídas em cinco famílias (Rylands 2012), representando 17% da diversidade de mamíferos no país (Paglia *et al.* 2012). A Amazônia é o bioma brasileiro com maior riqueza de primatas, com aproximadamente 80% das espécies ocorrendo na região ($n = 94$), sendo que 75% destas são endêmicas (Paglia *et al.* 2012). Este grupo da mastofauna vive em unidades sociais e apresentam hábitos arborícolas e diurnos (com exceção de *Aotus*), além de vocalizarem com frequência, facilitando sua observação. Sua participação ativa em processos de dispersão e predação de sementes e herbivoria, contribui na manutenção e regeneração de florestas tropicais (Bicca-Marques, Silva and Gomes 2011; Mittermeier and Coimbra-Filho 1977).

Os primatas têm sido um dos grupos mais afetados por pressões antrópicas em florestas tropicais (Costa *et al.* 2005; Santos *et al.* 2007), sendo que 30% das espécies brasileiras estão listadas com algum nível de ameaça na lista nacional de espécies ameaçadas do ICMBio (Portaria 444/14). Na Amazônia, as principais ameaças a este grupo são o desmatamento e a atividade de caça (Robinson and Redford 1991; Vieira *et al.* 2005). Estudos na região têm demonstrado o quanto os primatas são sensíveis a atividades provocadas pela ação humana. As densidades de diferentes espécies em áreas perturbadas podem reduzir, aumentar ou permanecer inalteradas, dependendo das demandas ecológicas de cada espécie (Peres 1990; Johns 1992; Chapman *et al.* 2003; Putz *et al.* 2001).

O grupo pode ser considerado um bom indicador de alterações ambientais na Amazônia, são estritamente arborícolas e dependentes de condições específicas do ambiente para sua sobrevivência. Além disso, a alta diversidade de espécies, com diferentes tamanhos de grupos, áreas de vida e utilização de diferentes níveis da estratificação vertical da vegetação conferem distintas demandas ecológicas dentro do grupo de primatas amazônicos (Johns 1991; Rylands and Mittermeier 2009). Essa alta diversidade permite ao grupo uma ampla distribuição, desde florestas primárias até áreas degradadas e fragmentos menores.

O objetivo deste trabalho foi verificar o impacto da monocultura de dendê na riqueza, composição, abundância e distribuição das espécies de primatas em um mosaico de paisagem formado por áreas de plantio de dendê e fragmentos de floresta ombrófila na Amazônia.

2. MATERIAL E MÉTODO

2.1. Área de Estudo

O trabalho foi realizado em área pertencente ao Complexo Agroindustrial do Grupo Agropalma, localizada nos municípios de Moju, Tailândia, Acará e Tomé-Açu, no nordeste do estado do Pará (Figura 1). A propriedade apresenta uma área total de 107 mil ha, sendo 39 mil ha destinados ao plantio de dendê (*Elaeis guineensis*) e 68 mil ha de floresta. A área de reserva legal da empresa está dividida em oito fragmentos florestais que variam entre 2 mil a 15 mil ha, distribuídos ao redor da área de plantio. O clima local é do tipo tropical úmido, apresentando uma estação chuvosa de dezembro a maio, e uma estação seca de junho a novembro. A precipitação pluviométrica anual média é de 2.344 mm, alcançando média máxima de 427 mm em março, e média mínima de 54 mm em setembro (Albuquerque *et al.* 2010). A temperatura anual média é em torno dos 26°C, com umidade relativa do ar média por volta de 85% (Oliveira *et al.* 2000).

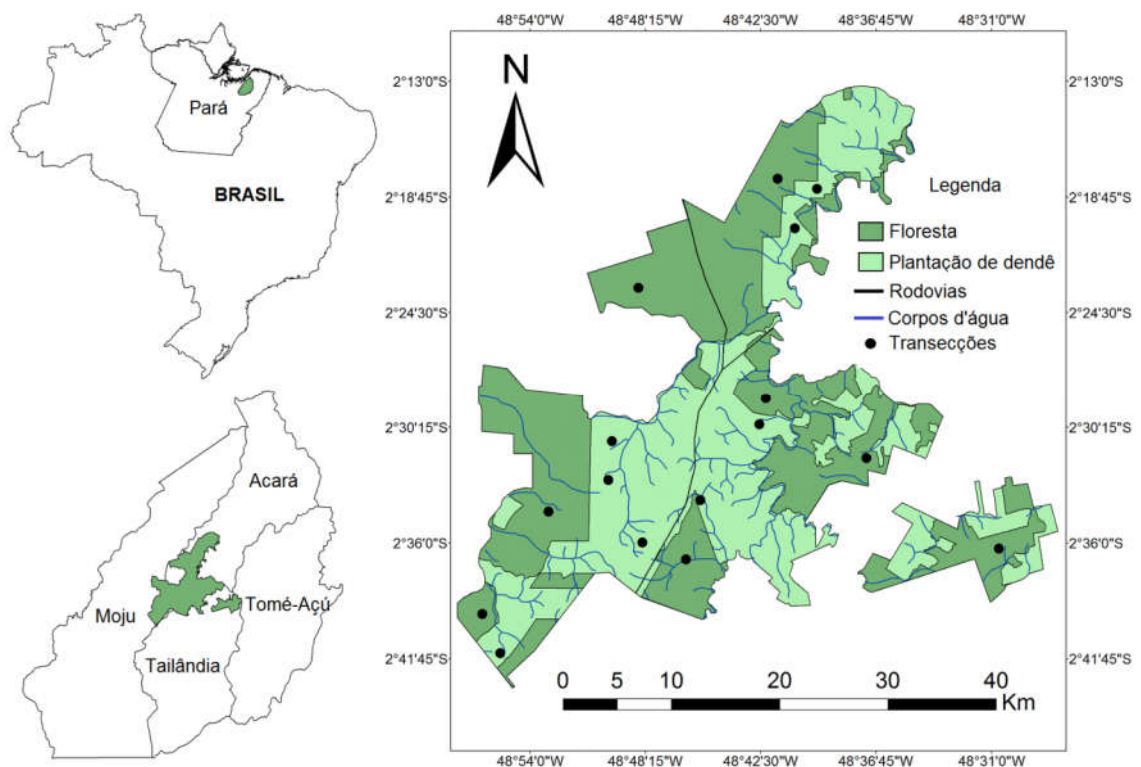


Figura 1. Localização da área de estudo no estado do Pará e nos municípios de Moju, Acará, Tailândia e Tomé-açu. Detalhamento da área de estudo com a distribuição das áreas de floresta e de plantação de dendê, além dos pontos de amostragem (transecções).

A palmeira do dendê é originária da África, especificamente do Golfo da Guiné, com distribuição ampla na costa ocidental desse continente (Morcillo *et al.* 2007). Alcançam até 30m de altura, porém em condições florestais, o dossel raramente ultrapassa os 20m. As palmeiras começam a produzir frutos a partir dos três anos de idade. Os frutos nascem em cachos grandes e apresentam cor alaranjada devido à grande quantidade de betacaroteno (Gonçalves 2001). 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 plantio é realizado com espaçamento padrão de 10m entre as palmeiras. Após o primeiro ciclo de corte (20 a 30 anos), devido à dificuldade em alcançar os frutos e substituição de indivíduos, é realizada uma limpeza de forma que a serrapilheira fique amontoada em fileiras intercaladas às do plantio, formando os chamados “empilhamentos” (Luskin and Potts 2011).

Na Amazônia, o cultivo de palmeira de dendê tem sido normalmente realizado em áreas que foram degradadas ou desmatadas pela atividade de extração de madeira. No nordeste paraense, geralmente a dinâmica tem sido de depois do abandono da área após intensa atividade madeireira, a área é queimada, na maioria das vezes, para dar lugar a outras atividades como a pecuária ou ao cultivo de monoculturas, como a de palmeira de dendê (Butler and Laurance 2011; Rocha and Castro 2012).

As áreas de floresta estudadas são caracterizadas pela vegetação predominante do tipo Floresta Ombrófila Densa (IBGE 2012). Aproximadamente 190 espécies de árvores foram registradas para o ambiente de floresta, com uma média de 86 espécies por fragmento (Lopes MA *et al.*, 2012). Apesar de a atividade de caça ser proibida por lei em áreas de reserva legal, é possível observar indícios dessa atividade ao longo das áreas de floresta, como armadilhas, trilhas feitas por caçadores e objetos deixados por estes.

2.2. Desenho Amostral e Coleta de Dados

Foram realizadas três expedições de campo (duas em 2012, nos meses de abril e novembro, e uma em 2015, no mês de abril), totalizando 71 dias de amostragem. Foram estabelecidas 16 transecções (pontos de amostragem), sendo oito em áreas de monocultura de dendê e oito em fragmentos florestais (Figura 1). Cada transecção tinha uma extensão de 4200 metros e obedecia a um gradiente da borda da matriz de plantação de dendê para o interior da floresta e vice-versa. A distância mínima de uma transecção para outra era de 2 km. Todas as trilhas foram marcadas a cada 50 metros.

O método de coleta de dados utilizado foi o censo por Transecção Linear (Cullen and Rudran 2004; Peres and Cunha 2011). As trilhas foram percorridas nos períodos matutino (6 às 10h) e vespertino (14 às 18h), e o método foi realizado sistematicamente apenas no percurso de ida, com alternância entre os ambientes (na floresta durante a manhã e na plantação de dendê durante à tarde, invertendo a ordem no dia seguinte). Foi dado um intervalo de 72h entre os censos na mesma trilha. A velocidade média de caminhada foi de 1 km/h. Cada transecção foi percorrida pelo menos por três vezes em cada expedição, sendo consideradas réplicas. Para cada visualização de primata, as seguintes informações foram anotadas: espécie observada, data e hora, ambiente, localização na trilha, distância perpendicular do animal para a trilha, número de indivíduos no grupo e estrato florestal. O esforço amostral total foi de 627 km percorridos.

Neste trabalho, os registros sonoros (vocalizações) foram anotados, mas apenas os avistamentos entraram nas análises estatísticas. Isto porque como os dois ambientes estudados (plantação de dendê e floresta) são adjacentes, não é possível determinar com precisão a localização dos animais, já que algumas vocalizações podem ser ouvidas em até quilômetros de distância. Para todas as análises foram considerados apenas os avistamentos durante o percurso do censo, os encontros ocasionais não foram contabilizados. Neste estudo foi contabilizado apenas o número de indivíduos para cada espécie, mesmo estes pertencendo à mesma unidade social.

2.3. Métricas Ambientais

Foram consideradas quatro métricas ambientais na comparação das comunidades de primatas entre os ambientes de plantação de palmeira de dendê e áreas de floresta: área basal, distância mínima para a matriz adjacente (plantação ou floresta), distância perpendicular mínima da transecção ao corpo d'água mais próximo e tamanho dos fragmentos florestais.

Para efeitos de análise de dados, cada transecção foi estratificada em sete trechos de 600 metros, uma vez que as influencias das métricas ambientais podem ser variáveis ao longo de toda a transecção. Cada segmento foi considerado uma amostra, sendo contabilizadas 112 amostras no total (56 em cada tratamento). A cada 600 metros em todas as transecções foram instaladas estações de coleta de dados ambientais, com início em 300 metros (na metade de cada unidade amostral), totalizando sete estações em cada trilha. A seguir serão descritos os métodos utilizados para coleta de dados de cada métrica ambiental.

2.3.1. Área Basal

A área basal é um parâmetro relacionado com a biomassa da vegetação, sendo considerada uma boa métrica para caracterizar a estrutura de uma comunidade vegetal (Mueller-Dombois and Ellenberg 1974). Apresenta-se como uma medida de abundância por área, que representa quanto de um hectare está sendo ocupado por árvores, arbustos ou palmeiras arborescentes (Rodriguez 2005).

Para mensuração desta métrica, em cada unidade amostral foram instaladas duas parcelas de 10 x 50 m (= 500 m²), uma em cada lado da transecção e perpendiculares à trilha (14 parcelas por transecção), onde foram medidas todas as plantas lenhosas a uma altura padrão de 1,30 m e com DAP (diâmetro do caule à altura do peito) de no mínimo 5 cm (Abreu e Coutinho 2014). O valor da área basal é o somatório da secção dos caules que se enquadram na altura e DAP estabelecidos, e por convenção deve ser expressa por metros quadrados por hectare (m²/ha). Os valores são obtidos através da fórmula: $AB = (DAP^2 \times \pi) / 4$.

Os dados em ambos os ambientes foram classificados em dois grupos: AB1 (DAP de 5 a 10 cm) e AB2 (DAP > 10 cm). O primeiro compreende plantas de menor porte, e o último representa plantas maiores, como árvores e arbustos, que fazem parte da cobertura vegetal.

2.3.2. Distâncias para o ambiente oposto e corpos d'água

Outras duas variáveis analisadas foram as distâncias mínimas de cada unidade amostral para o ambiente oposto (da floresta para a matriz de dendê e vice-versa) e para os corpos d'água (igarapés). Essas duas medidas foram inseridas porque podem exercer influência sobre a distribuição da comunidade de primatas ao longo das transecções. Os cálculos foram realizados com auxílio de *shapefiles* da área de estudo, estes são arquivos que contêm dados geoespaciais em forma de vetores, com geometrias que representam componentes da paisagem natural (Martinelli 2006). As distâncias foram medidas através da ferramenta *Measure* do programa ArcGIS 10.2, a partir de cada coordenada das estações de coleta de dados ambientais, ou seja, sempre no ponto central de cada unidade amostral.

2.3.3. Área dos fragmentos florestais e da monocultura de dendê

A área do fragmento florestal exerce uma importante influência nos processos ecológicos. É um fator essencial na manutenção de populações, já que apresenta relação com

a área de vida mínima das espécies, e influencia na sua riqueza e abundância em determinada região (Sarcinelli 2006). Fragmentos menores geralmente apresentam um maior nível de degradação ambiental, prejudicando a permanência de espécies animais e vegetais (Ranta *et al.* 1998). Foram calculadas as áreas dos oito fragmentos florestais (incluindo as partes localizadas fora do perímetro da empresa) e das áreas ocupadas pela plantação de dendê. Também foi utilizada a ferramenta *Measure* do programa ArcGIS 10.2 para obtenção dos valores.

2.4. Análise de Dados

Foi calculada a taxa de avistamento, que corresponde ao número de indivíduos registrados a cada 10 km percorridos (Terborgh *et al.* 2002), para cada espécie nos dois ambientes estudados. O cálculo foi realizado pela equação $A = N \times 10 / L$, onde N representa o número de indivíduos avistados durante o censo e L representa a quilometragem percorrida, resultando na taxa de avistamento (A). Para comparar a riqueza de espécies e a abundância total de primatas entre os dois ambientes foram realizados testes *t* de Student (Zar 2010), com nível de significância de $p < 0,05$, após verificado se seus pressupostos (distribuição normal e variâncias homogêneas) haviam sido respeitados. Nessa análise, foram utilizadas as unidades amostrais a cada 600m.

A Análise de Componentes Principais (PCA) foi utilizada para verificar o nível de variação ambiental em cada tratamento e agrupar as unidades amostrais similares, indicando quais métricas mais contribuíram para a separação dos ambientes. Para isso, os valores destas medidas foram padronizados, utilizando o logaritmo, devido às diferentes unidades. A Análise de Correspondência Canônica (CCA) foi realizada para testar a influência das métricas ambientais sobre a composição das espécies em cada unidade amostral. Para essa análise também houve padronização dos dados para as métricas.

Por último, foi feito um gráfico de distribuição das espécies conforme a métrica de distância para o ambiente oposto, para avaliar se a proximidade com a borda da plantação de dendê interfere na distribuição das espécies na área de estudo. Neste gráfico, as estratificações de 600m foram numeradas até sete (7) a partir da borda, e realizada a frequência de registros dos indivíduos para todas as espécies em cada unidade amostral. O programa utilizado para as análises foi o R (R *Development Core Team*).

3. RESULTADOS

Foram obtidos 578 registros de indivíduos, distribuídos em quatro famílias e seis espécies (Tabela 1; Figura 2).

Tabela 1. Composição e taxa de avistamento (indiv. / 10 km) para as espécies de primatas registradas na área de estudo.

Espécie	Taxa de Avistamento (nº de indiv.)	
	Dendê	Floresta
Atelidae		
<i>Alouatta belzebul</i> (Linnaeus, 1766)	0 (0)	13,2 (114)
Callitrichidae		
<i>Saguinus ursulus</i> (Hoffmannsegg, 1807)	0,62 (7)	24,9 (215)
Cebidae		
<i>Cebus kaapori</i> Queiroz, 1992	0 (0)	0,1 (1)
<i>Sapajus apella</i> (Linnaeus, 1758)	0 (0)	26,9 (232)
<i>Saimiri collinsi</i> Osgood, 1916	0 (0)	0,6 (5)
Pitheciidae		
<i>Chiropotes satanas</i> (Hoffmannsegg, 1807)	0 (0)	0,5 (4)

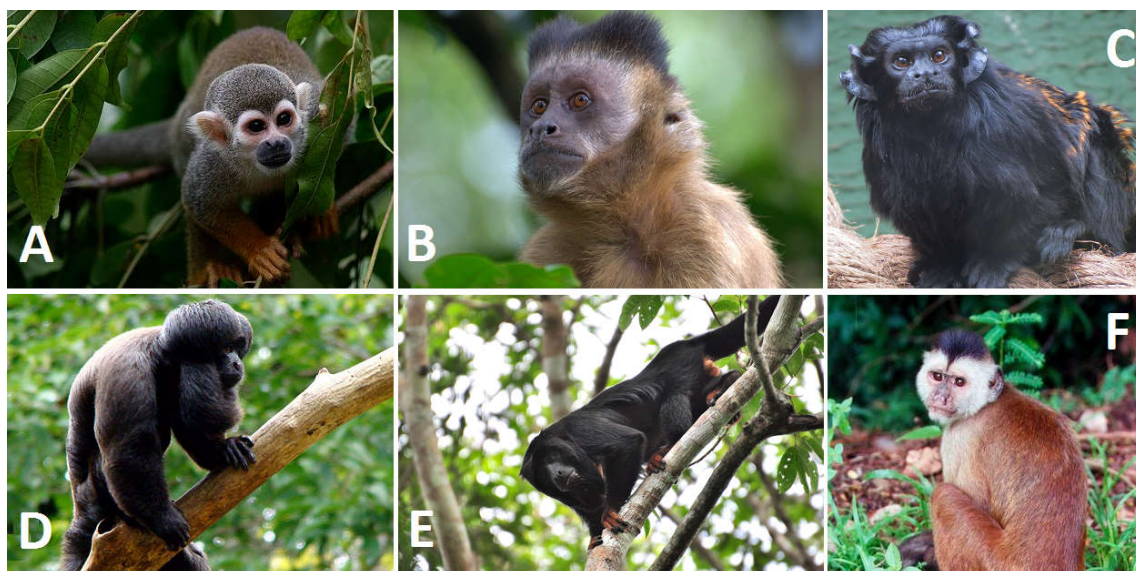


Figura 2. Primatas registrados na área de estudo. A – *Saimiri collinsi* (Foto: T. Montford); B – *Sapajus apella* (Foto: D. Sanches); C – *Saguinus ursulus* (Foto: M. Rangel Jr); D – *Chiropotes satanas* (Foto: A. Cotta); E – *Alouatta belzebul* (Foto: F. A. Sonntag); F – *Cebus kaapori* (Foto: L. M. Veiga).

A riqueza e a abundância total da comunidade de primatas (Figura 3) foram maiores nas unidades amostrais de floresta do que nas áreas de dendê (Riqueza: $t = 11,544$; Abundância: $t = 6,705$; ambos $gl = 55$; $p < 0,001$).

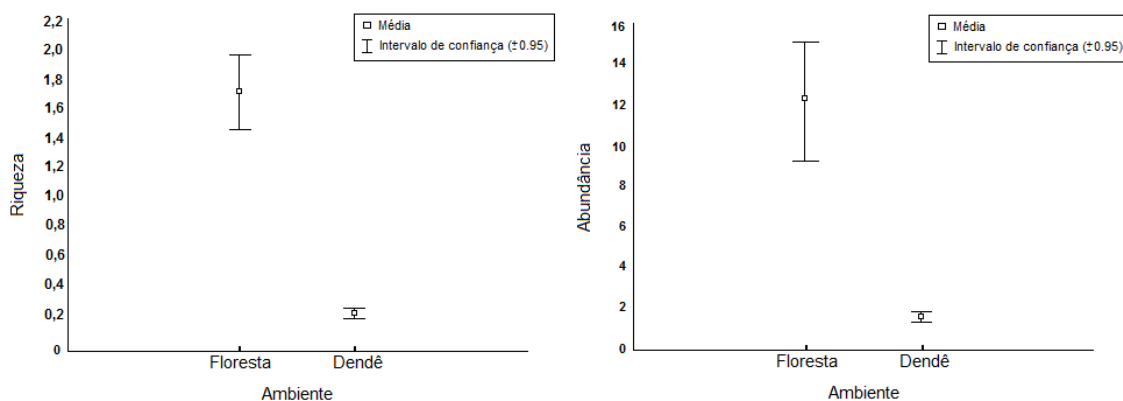


Figura 3. Riqueza (à esquerda) e abundância (à direita) de primatas para a área de estudo.

A grande maioria das espécies foi encontrada exclusivamente no ambiente de floresta. A espécie mais abundante foi *Sapajus apella* (macaco-prego), seguida de *Saguinus ursulus* (sagui) e *Alouatta belzebul* (guariba). Essas três espécies representaram 98% dos registros. As menores taxas de avistamento foram das espécies *Chiropotes satanas* (cuxiú), *Saimiri collinsi* (macaco-de-cheiro) e *Cebus kaapori* (caiarara). Para o ambiente de dendê houve apenas um registro de avistamento, sendo um grupo de *S. ursulus* com sete indivíduos. Um total de 89% das unidades amostrais do ambiente de floresta teve registro de pelo menos uma espécie, enquanto apenas 1% das unidades amostrais para a matriz de dendê obteve registro de primatas.

Sapajus apella foi registrada nas oito áreas florestais e em 42% das unidades amostrais para esse ambiente. Por outro lado, *C. kaapori* foi avistada uma única vez, com apenas um indivíduo, próximo a um igarapé. *Saimiri collinsi* e *C. satanas* apresentaram baixas ocorrências na área de estudo. Esta última foi encontrada em apenas dois fragmentos, enquanto *S. collinsi* foi avistada apenas uma vez, com um grupo de cinco indivíduos. Os guaribas, *A. belzebul*, foram registrados em todas as áreas de floresta, assim como *S. apella* e *S. ursulus*. Esta última, além de ser a única registrada no ambiente de monocultura de dendê, foi a espécie que apresentou maior distribuição nas áreas de floresta, apesar de ter apresentado uma menor abundância do que os macacos-prego. *Saguinus ursulus* esteve em 64% das unidades amostrais em fragmentos florestais.

A análise de ordenamento pela PCA apresentou dois componentes principais e mostrou a separação entre os ambientes (Figura 4). A média da medida de área basal 1 ($r = 0,878$) e a média da medida de área basal 2 ($r = 0,782$) explicaram cerca de 48% da variação entre os ambientes. Essas medidas de área basal foram as principais variáveis que distinguem as amostras de floresta. Para as amostras do plantio de dendê, a variável de tamanho da matriz ($r = -0,517$) foi a que melhor contribuiu na separação deste ambiente. As métricas das distâncias mínimas das unidades amostrais para a matriz oposta ($r = 0,615$) e para os corpos d'água ($r = 0,635$) não apresentaram efeito significativo na variância dos dados, nos dois ambientes estudados.

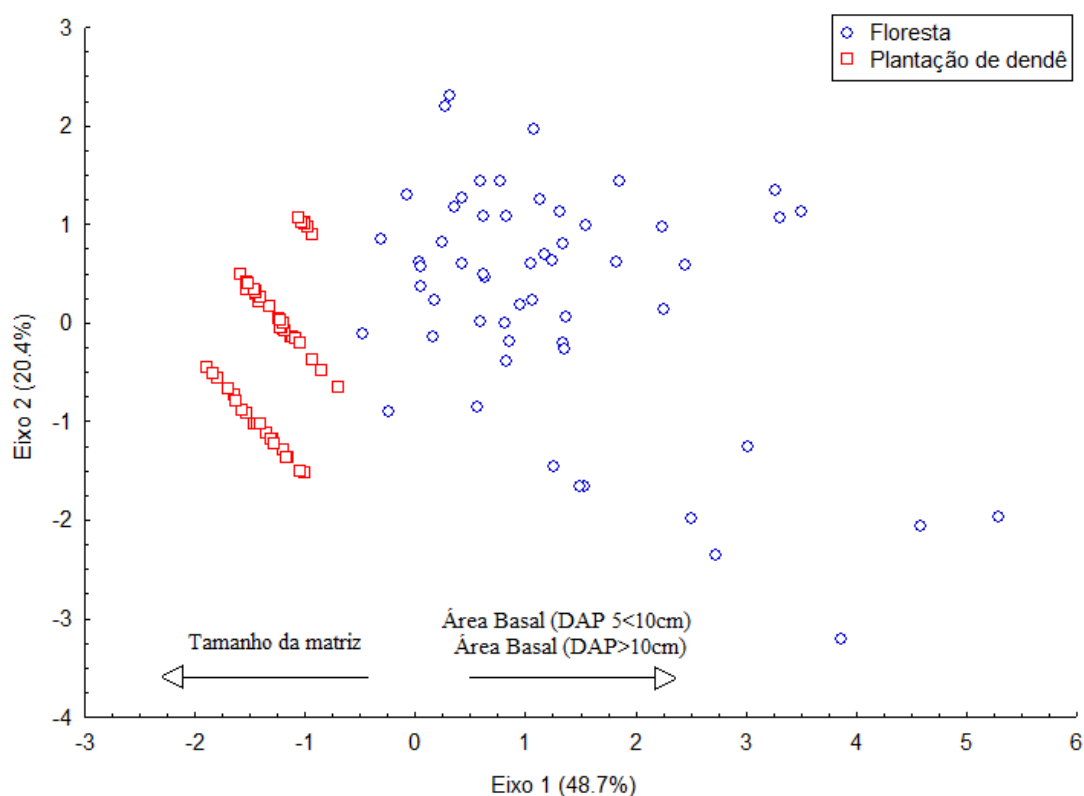


Figura 4. Análise de Componentes Principais (PCA) das métricas ambientais avaliadas.

Na Análise de Correspondência Canônica (Figura 5), *S. collinsi* apresentou-se agregada às áreas de floresta com maiores valores de área basal 1 (DAP 5-10cm), ou seja, a espécie foi registrada em área de sub-bosque mais denso. *Sapajus apella* encontrou-se agregada em estratificações com maiores valores de área basal 2 (DAP>10cm). Já *S. ursulus* e *A. belzebul* apresentaram-se agregadas com essas duas medidas de área basal (Figura 6). Como apenas uma unidade amostral na plantação de dendê obteve registro para o grupo, nessa análise, foram consideradas apenas as unidades amostrais do ambiente de floresta.

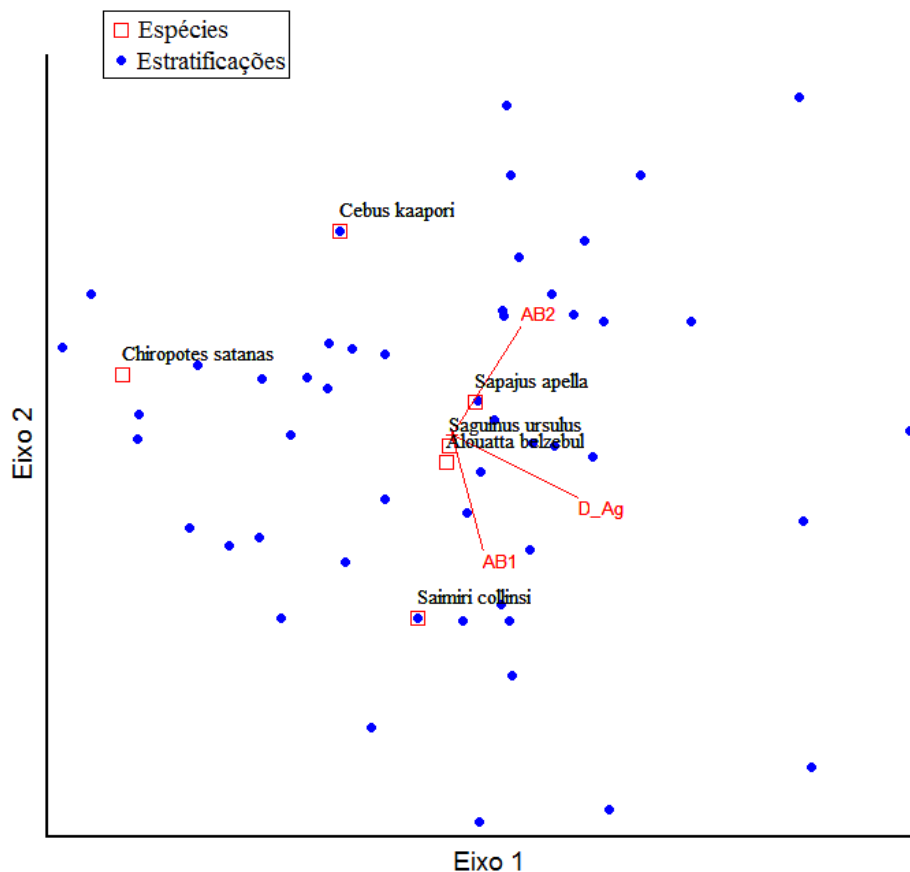


Figura 5. Gráfico da Análise de Correspondência entre as espécies registradas e as métricas ambientais no ambiente de floresta. (Legenda: AB1 – Área basal com DAP de 5 a 10cm; AB2 – Área basal com DAP > 10cm; D_Ag – Distância mínima para corpos d'água).

Considerando apenas a métrica de distância da matriz oposta (Figura 6), as três espécies mais abundantes na área de estudo foram visualizadas próximas à borda da floresta, e foram registradas em todas as estratificações nesse ambiente. O único registro de primata para o plantio de dendê, *S. ursulus*, também foi próximo à borda da floresta. Os poucos registros para *S. collinsi* e *C. satanas* ocorreram quase no final das transecções. O gradiente de distribuição das espécies em cada unidade amostral de 600m, levando em conta apenas essa métrica de distância, mostra o efeito que a plantação causa na comunidade de primatas.

Nos encontros ocasionais, que foram os registros observados no retorno do percurso do censo e no deslocamento até as trilhas, foram visualizadas cinco espécies, a única exceção foi *C. kaapori*. As espécies *S. collinsi* e *C. satanas* foram vistas uma vez cada ocasionalmente, com grupos de 20 e 15 indivíduos, respectivamente. *Saguinus ursulus* foi a que teve mais registros (35 indivíduos), sendo nove em ambiente de plantação de dendê. Todos os demais avistamentos foram nos fragmentos florestais.

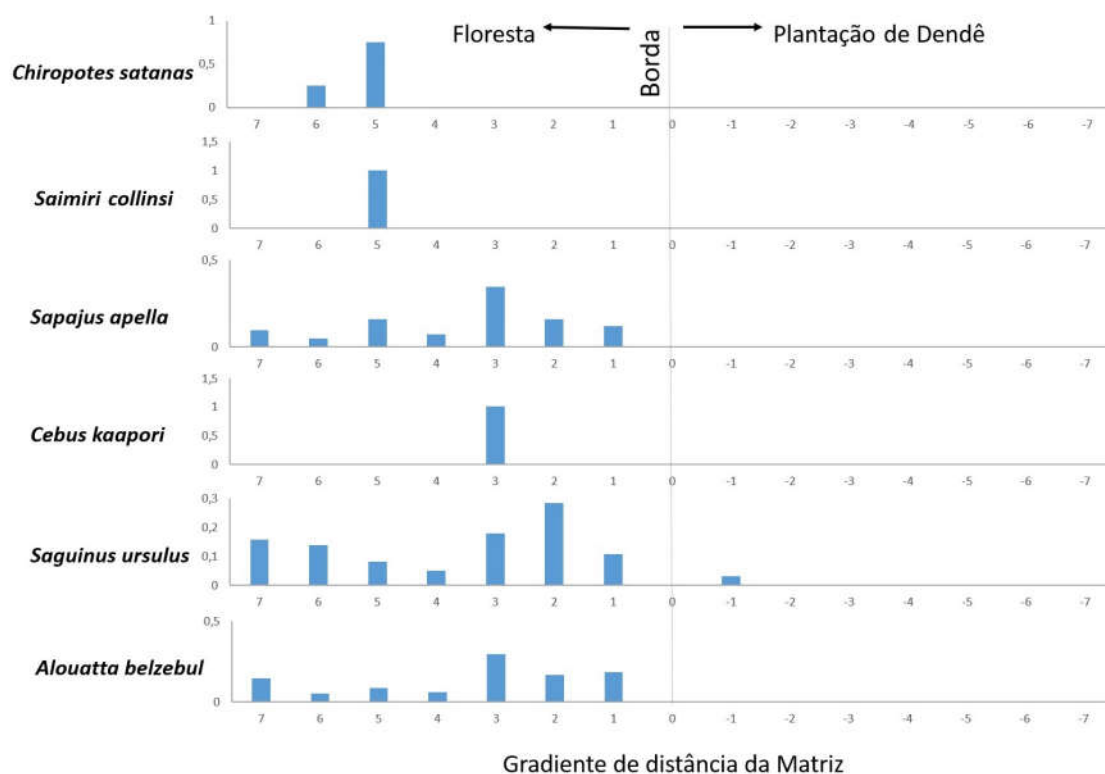


Figura 6. Distribuição da frequência relativa de registros das espécies em relação à distância da borda entre os dois ambientes. Legenda: 1 e -1 (estratificação de 1 a 600m); 2 e -2 (601 a 1200m); 3 e -3 (1201 a 1800m); 4 e -4 (1801 a 2400m); 5 e -5 (2401 a 3000m); 6 e -6 (3001 a 3600m); 7 e -7 (3601 a 4200m).

4. DISCUSSÃO

A monocultura de dendê exerce um impacto negativo na fauna de primatas. Este grupo da mastofauna não utiliza o ambiente de plantação em função das alterações estruturais e de composição em relação à floresta (Brockerhoff *et al.* 2008; Fitzherbert *et al.* 2008). Para os primatas, as alterações mais relevantes parecem estar relacionadas à falta de recursos alimentares disponíveis, a biomassa de sub-bosque e a descontinuidade do dossel (Maddox *et al.* 2007; Yaap *et al.* 2010). Essas características explicariam a intolerância dos primatas à plantação de dendê. Em um estudo realizado no sudeste do Peru, Palminteri *et al.* (2012) observaram que os indivíduos de *Pithecia irrorata* (parauacú) evitavam se deslocar em áreas de buritizais (*Mauritia flexuosa*). Os grupos se deslocavam contornando o ambiente dominado pelas palmeiras, em direção à floresta de várzea, selecionando árvores com maior altura de dossel.

Ao todo foram detectadas seis espécies no ambiente de floresta. *Aotus inflatus* (macaco-da-noite), com ocorrência também esperada para a região de estudo (Lopes and Ferrari 2000), provavelmente não foi registrada pela falta de amostragem noturna. Espécies como *C. satanas* e *S. collinsi* tiveram baixa abundância de registros em relação a outras áreas de florestas localizadas na Amazônia Oriental (Lopes and Ferrari 2000; Mendes-Oliveira 2011). A baixa abundância dos macacos-de-cheiro (*S. collinsi*) na área de estudo não era esperada, já que são animais com distribuição ampla na Amazônia, incluindo remanescentes florestais degradados e florestas secundárias, e muitas vezes preferem habitats alterados, onde a abundância de artrópodes é maior (Stone 2007). Entretanto, *Saimiri* é bastante relacionado à floresta de várzea, apresentando altas densidades nessas áreas, devido a alta produtividade desse ambiente e boa adaptação a mudanças sazonais na disponibilidade de recursos (Peres 1993).

Chiropotes satanas utiliza o dossel mais alto da floresta, sendo encontrado em áreas de florestas menos alteradas (Veiga 2006; Veiga and Ferrari 2007). A plantação de dendê pode estar influenciando até mesmo na distribuição dos grupos em áreas de floresta, já que mais de 60% dos registros para essa espécie foram encontrados distantes da borda do ambiente de monocultura. Desta forma é possível que mesmo na floresta esta espécie também esteja sendo prejudicada pela baixa qualidade de recursos oferecidos na região. Alimentam-se principalmente de sementes e frutos grandes em quantidades elevadas, passando a maior parte do tempo em atividades de deslocamento e forrageio (Ayres 1981). Os cuxiús são estritamente arborícolas, e raramente descem ao solo (Ferrari *et al.* 2004).

A elevada taxa de ocorrência de *Sapajus apella* pode ser considerada um indicador de pressão antrópica na região. Esta espécie é considerada oportunista e de fácil adaptação a áreas degradadas. Os indivíduos desta espécie são onívoros e ocupam o estrato médio da floresta, podendo também forragear no chão (Terborgh 1983; Emmons and Feer 1997). A única espécie registrada para a matriz de dendê, *Saguinus ursulus*, também apresenta tolerância a ambientes perturbados. Esta espécie prefere os níveis mais baixos do estrato vertical da vegetação, chegando a ir ao solo, e apresenta uma dieta frugívora, mas pode também consumir insetos (Mendes-Oliveira and Ferrari 2000). Isso deve explicar a alta abundância destas duas espécies para a área de estudo, já que apresentam uma maior adaptação a alterações no ambiente. Vários registros para *S. ursulus* foram localizados próximos à borda da plantação de dendê, podendo um grupo forragear rapidamente na monocultura e retornar aos fragmentos florestais.

Um único registro de *C. kaapori* é compatível com a baixa densidade natural desta espécie, principalmente em área de alta abundância de *S. apella* (Queiroz 1992; Lopes and Ferrari 1996). A ocorrência desta espécie na área de estudo, aumenta a relevância de conservação da área, visto que *C. kaapori* é a espécie de primata mais ameaçada na Amazônia. Esta espécie é restrita ao Centro de Endemismo Belém (Queiroz 1992).

Os guaribas (*A. belzebul*) apresentaram ampla distribuição em todas as áreas de floresta amostradas, provavelmente devido a sua alimentação formada principalmente por frutos, folhas e flores (Pinto *et al.* 1993). Podem viver desde florestas primárias até áreas com alto grau de perturbação ou em fragmentos de poucos hectares (Bonvicino 1989). Em ambientes alterados ou com área de vida restrita, os grupos de *A. belzebul* consomem grandes quantidades de folhas e evitam longos deslocamentos, favorecendo a permanência da espécie nessas áreas (Veiga *et al.* 2008).

Foi observado que a atividade de caça também é constante na área de estudo. Várias armadilhas e objetos de caçadores, como cartuchos de espingarda, foram encontrados na maioria das áreas de floresta amostradas, além de trilhas estreitas, que cruzavam a linha de transecção. Os primatas estão entre os grupos de mamíferos mais visados por essa atividade (Mena *et al.* 2000). Apesar deste fator não ter sido mensurado no estudo, a pressão de caça pode estar também influenciando na abundância das espécies.

Desta forma, em função da baixa riqueza e abundância de espécies para o ambiente de plantação de dendê, concluímos que esta matriz não é favorável para a fauna de primatas nesta região da Amazônia. A estrutura da paisagem e disposição dos remanescentes florestais na área de estudo pode favorecer o deslocamento de outros grupos através da matriz de dendê. Contudo, as condições ambientais encontradas nesse ambiente limitam a permanência das espécies de primatas. Outras monoculturas, como o eucalipto e o café, também são consideradas de baixa permeabilidade para o grupo (Anderson *et al.* 2007). Já a extração de madeira de baixo impacto, outra atividade econômica presente na Amazônia, apresenta maior abundância para todas as espécies em uma região próxima (Mendes-Oliveira 2011), quando comparada às plantações. A tendência para o estabelecimento de zonas de cultivo de dendê em áreas de floresta primária é preocupante, levando em consideração a conservação do grupo.

No entanto, os fragmentos florestais da área de estudo ainda estão conseguindo abrigar todas as espécies de primatas esperadas para esta região da Amazônia. A implantação de corredores ecológicos interligando os fragmentos florestais em áreas de monocultura deve ser levada em consideração na definição de áreas que serão utilizadas para esta atividade. Dessa

forma, a dispersão para as espécies de primatas seria facilitada. Contudo, deve-se destacar a grande importância das áreas de Reserva Legal e APPs, estabelecidas por lei, em regiões com este tipo de atividade, para a conservação da fauna.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Abreu KMP, Coutinho LM (2014) Sensoriamento remoto aplicado ao estudo da vegetação com ênfase em índice de vegetação e métricas da paisagem. **Vértices**, 16(1): 177-202.

Albuquerque MF, Souza EB, Oliveira MCF, Souza-Jr JA (2010) Precipitação nas mesorregiões do Estado do Pará: Climatologia, variabilidade e tendências nas últimas décadas (1978-2008). **Revista Brasileira de Climatologia**, 6: 151-168.

Anderson J, Rowcliff JM, Cowlishaw G (2007) Does the matrix matter? A forest primate in a complex agricultural landscape. **Biological Conservation**, v. 135, p. 212-222.

Ayres JMC (1981) **Observações sobre a Ecologia e o Comportamento dos Cuxiús (*Chiropotes albinasus* e *Chiropotes satanas*, Cebidae: Primates)**. Manaus: CNPq/INPA/FUA, 142p.

Azhar B, Lindenmayer DB, Wood J, Fischer J, Manning A, McElhinny C, Zakaria M (2011) The conservation value of oil palm plantation estates, smallholdings and logged peat swamp forest for birds. **Forest Ecology and Management**, 262 (12), 2306-2315.

Basiron Y (2007) Palm oil production through sustainable plantations. **European Journal of Lipid Science and Technology**. 109(4), 289-295.

Bernard H, Fjeldsa J, Mohamed M (2009) A case study on the effects of disturbance and conversion of tropical lowland rain forest on the non-volant small mammals in north Borneo: management implications. **Mammal Study**. 34: 85-96.

Bicca-Marques JC, Silva VM, Gomes DF (2011) Ordem Primates. In: Reis NR, Peracchi AL, Pedro WA, Lima IP (2011) **Mamíferos do Brasil**. 2ª edição. Londrina. 439p.

Bonvicino CR (1989) Ecologia e comportamento de *Alouatta belzebul* (Primates: Cebidae) na Mata Atlântica. **Revista Nordestina de Biologia**. 6(2): 149-179.

Brockerhoff EG, Jactel H, Parrotta JA, Quine CP, Sayer J (2008) Plantation forests and biodiversity: oxymoron or opportunity? **Biodivers Conserv.** 17: 925–951.

Bruhl CA, Eltz T (2010) Fuelling the biodiversity crisis: species loss of ground-dwelling forest ants in oil palm plantations in Sabah, Malaysia (Borneo). **Biodivers Conserv.** 19: 519–529.

Butler RA, Laurance WF (2011) Is oil palm the next emerging threat to the Amazon?. **Interaction**, 39(2), 15.

Capobianco JPRA, Veríssimo A, Moreira IS, Pinto LP, Sawyer D (2001) **Biodiversidade na Amazônia brasileira**. São Paulo: Editora Estação Liberdade e Instituto Socioambiental.

Casson A (2000) The hesitant boom: Indonesia's oil palm sub-sector in an era of economic crisis and political change. **CIFOR Program on the underlying causes of deforestation**. Center for International Forestry Research (CIFOR). Bogor, Indonesia.

Chapman CA *et al.* (2003) Primate survival in community-owned forest fragments: are metapopulation models useful amidst intensive use? *In: Primates in Fragments*. Springer US. 63-78.

Chung AYC, Eggleton P, Speight MR, Hammond PM, Chey VK (2000) The diversity of beetle assemblages in different habitat types in Sabah, Malaysia. **Bull Entomol Res.** 90: 475–496.

Correa FS, Juen L, Rodrigues LC, Silva-Filho HF, Santos-Costa MC (2015) Effects of oil palm plantations on anuran diversity in the eastern Amazon. **Animal Biology.** 65, 321-335.

Costa LP, Leite YLR, Mendes SL, Ditchfield AD (2005) Conservação de mamíferos no Brasil. **Megadiversidade**. Vol. 1; n. 1; 10p.

Cullen-Jr L, Rudran R (2004) Transectos lineares na estimativa de densidade de mamíferos e aves de médio e grande porte. *In: Cullen-Jr L, Valladares-Padua, Rudran R (eds). Métodos de estudos em biologia da conservação e manejo da vida silvestre*. Curitiba. 169-179.

Cunha EJR, Montag LFA, Juen L (2015) Oil palm crops effects on environmental integrity of Amazonian streams and Heteropteran (Hemiptera) species diversity. **Ecological Indicators**, 52: 422-429.

Danielsen F, Beukema H, Burgess ND, Parish F, Bruehl CA, Donald PF, Fitzherbert EB (2009) Biofuel plantations on forested lands: double jeopardy for biodiversity and climate. **Conservation Biology**, 23(2), 348-358.

De Maria SLS (2013) **Efeito da conversão de floresta Amazônica em plantação de palma de dendê (*Elaeis guineensis* Jacq.) sobre a fauna de mamíferos de médio e grande porte**. Dissertação (Mestrado em Pós Graduação em Zoologia). Universidade Federal do Pará. 34p.

Donald PF (2004) Biodiversity impacts of some agricultural commodity production systems. **Conserv Biol**. 18: 17-37.

Edwards DP, Hodgson JA, Hamer KC, Mitchell SL, Ahmad AH, Cornell SJ, Wilcove DS (2010) Wildlife-friendly oil palm plantations fail to protect biodiversity effectively. **Conservation Letters**. 3: 236-242.

Emmons LH, Feer F (1997) **Neotropical rainforest mammals. A field guide**, 2.

Fayle TM, Turner EC, Snaddon JL, Chey VK, Chung AYC, Eggleton P, Foster WA (2010) Oil palm expansion into rain forest greatly reduces ant biodiversity in canopy, epiphytes and leaf-litter. **Basic Appl. Ecol**. 11: 337-345.

Fearnside PM (2005) Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates and consequences. **Conservation Biology**. 19(3): 680-688.

Ferrari SF *et al.* (2004) Rethinking the ecology of eastern Amazonian bearded sakis (*Chiropotes satanas*). **Folia Primatologica**, Basel, v. 75, suppl. 1, p. 261.

Fitzherbert EB, Struebig MJ, Morel A, Danielsen F, Bruhl CA, Donald PF, Phalan B (2008) How will oil palm expansion affect biodiversity? **Trends Ecol Evol**. 23: 538-545.

Foster WA *et al.* (2011) Establishing the evidence base for maintaining biodiversity and ecosystem function in the oil palm landscapes of South East Asia. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**. v. 366; n. 1582: 3277-3291.

Gonçalves ACR (2001) Dendezeiro (*Elaeis guineensis* Jacq). In: Castro PRC, Kluge RA (Coord.). **Ecofisiologia de culturas extrativas: cana-de-açúcar, seringueira, coqueiro, dendezeiro e oliveira**. Cosmópolis. Stoller do Brasil. 95-112.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) (2012) Manual técnico da vegetação brasileira, 2ª Ed. **Manuais técnicos em Geociências**. 271p.

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) (2014) Portaria N° 444 de 17 de dezembro de 2014. Lista nacional oficial de espécies da fauna ameaçadas de extinção. **Diário Oficial da União**. N° 245, 121-126.

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE/MCTI) (2013) **PRODES 2014: Divulgação da taxa estimada de desmatamento da Amazônia Legal para o período 2013-2014**. Brasília. 13p.

Johns AD (1991) Forest disturbance and Amazonian primates. *In*: Box HO (ed.). **Primate responses to environmental change**. London: Chapman and Hall. 115-135.

Johns AD (1992) Species conservation in managed tropical forests. **Tropical deforestation and species extinction**. p15-53.

Koh LP, Wilcove DS (2008) Is oil palm agriculture really destroying tropical biodiversity? **Conservation Letters**, 1(2), 60-64.

Lees AC, Moura NG, de Almeida AS, Vieira ICG (2015) Poor prospects for Avian biodiversity in Amazonian oil palm. **PloS one**, 10(5), e0122432.

Lopes MA, Ferrari SF (1996) Preliminary observations on the Ka'apor capuchin *Cebus kaapori* Queiroz 1992 from eastern Brazilian Amazonia. **Biol. Conserv.** 76: 321-324.

Lopes MA, Ferrari SF (2000) Effects of human colonization on the abundance and diversity of mammals in eastern Brazilian Amazonia. **Conservation Biology**, 14(6), 1658-1665.

Lopes MA, Mendes-Oliveira AC, Juen L, Montag LFA, Santos MPD, Costa MCS (2012) Relatório – **Protocolo de monitoramento de fauna e flora – Projeto CI-Agropalma**. 101p.

Lorenzi H, Kahn F, Noblick LR, Ferreira E (2010) **Flora Brasileira: Arecaceae (palmeiras)**. Nova Odessa, São Paulo.

Luskin MS, Potts MD (2011) Microclimate and habitat heterogeneity through the oil palm lifecycle. **Basic and Applied Ecology**, 12(6), 540-551.

Maddox T, Priatna D, Gemita E, Salampessy A., (2007) The conservation of tigers and other wildlife in oil palm plantations. Jambi Province, Sumatra, Indonesia (October 2007). **Conservation Report**; n. 7. London: The Zoological Society of London.

Martinelli M (2006) **Mapas da Geografia e Cartografia Temática**. São Paulo. Contexto. 3ªEd.

Mena VP, Stallings JR, Regalado JB, Cueva RL (2000) The sustainability of current hunting practices by the Huaorani. **Hunting for sustainability in tropical forests**, 57-78.

Mendes-Oliveira AC, Ferrari SF (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(05), 709-716.

Mendes-Oliveira AC (2011) **Relatório - Validação das áreas de alto valor de conservação do complexo de fazendas da CIKEL Brasil Verde**.

Michalski F, Peres CA (2005) Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *124*: 383-396.

Mittermeier RA, Coimbra-Filho AF (1977) Primate conservation in Brazilian Amazonian. *In*: Prince Rainier III; Bourne GH. (Ed.). **Primate Conservation**. New York: Academic Press. 117-166.

Morcillo F, Gallard A, Pillot M, Jouannic S, Aberlenc-Bertossi F, Collin M, Verdeil JL, Tregear JW (2007) EgAP2-1, an Aintegumenta-like (AIL) gene expressed in meristematic and proliferating tissues of embryos in oil palm. **Planta**. 226(6): 1353-1362.

Mueller-Dombois D, Ellenberg H (1974) **Aims and methods of vegetation ecology**. Wiley, New York. 547p.

Muller AA, Furlan J (2006) **A Embrapa Amazônia Oriental e o agronegócio do dendê no Pará**. Belém, PA - Embrapa Amazônia Oriental, 67p.

Oliveira LL, Fontinhas RL, Lima AMM, Lima RJS (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.

Paglia AP, Fonseca GAB, Rylands AB, Herrmann G, Aguiar LMS, Chiarello AG, Leite YLR, Costa LP, Siciliano S, Kierulff MCM, Mendes SL, Tavares VC, Mittermeier RA, Patton JL (2012) Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil. 2ª edição. **Occasional Papers in Conservation Biology**. nº.6. 76p.

Palminteri S, Powell GV, Asner GP, Peres CA (2012) LiDAR measurements of canopy structure predict spatial distribution of a tropical mature forest primate. **Remote Sensing of Environment**, 127, 98-105.

Peh KSH, Sodhi NS, de Jong J, Sekercioglu CH, Yap CAM, Lim SLH (2006) Conservation value of degraded habitats for forest birds in southern Peninsular Malaysia. **Divers. Distrib.** 12: 572–581.

Peres CA (1990) Effects of hunting on western Amazonian primate communities. **Biological Conservation**. 54: 47-59.

Peres CA (1993) Structure and spatial organization of a Amazonian terra firme Forest primate community. **Journal of Tropical Ecology**, 9(3): 259 – 276.

Peres CA, Cunha AA (2011) **Manual para censo e monitoramento de vertebrados de médio e grande porte por transeção linear em florestas tropicais**. Wildlife Technical Series, Wildlife Conservation Society, Brasil.

Pinto LPS, Costa CMR, Strier KB, Da Fonseca GAB (1993) Habitat, density and group size of primates in a Brazilian tropical forest. **Folia Primatologica**, 61(3), 135-143.

Putz FE, Blate G, Redford KH, Fimbel R, Robinson JG (2001) Tropical forest management and conservation of biodiversity: an overview. **Conservation Biology**. 15: 7–20.

Queiroz HL (1992) **A new species of capuchin monkey, genus *Cebus* Erxleben, 1777 (Cebidae: Primates) from eastern Brazilian Amazonia**. Departamento de Zoologia, Museu Paraense Emílio Goeldi.

Ranta P, Blom TOM, Niemela J, Joensuu E, Siitonen M (1998) The fragmented Atlantic rain forest of Brazil: size, shape and distribution of forest fragments. **Biodiversity & Conservation**, 7(3), 385-403.

Robinson JG, Redford KH (1991) Sustainable harvest of neo-tropical mammals. *In: Neotropical wildlife use and conservation* (Robinson JG, Redford KH Eds.). 415-429. Chicago: Chicago University Press.

Rocha MG, Castro AMG (2012) **Fatores limitantes à expansão dos sistemas produtivos de palma na Amazônia**. Brasília, EMBRAPA, 185p.

Rodriguez LCE (2005) **Técnicas Quantitativas para a Gestão de Florestas Plantadas**. Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, ESALQ, Piracicaba-SP.

Rylands AB (2012) **Taxonomy of the Neotropical Primates – database**. International Union for Conservation of Nature (IUCN), Species Survival Commission (SSC), Primate Specialist Group, IUCN, Gland.

Rylands AB, Mittermeier RA (2009) The diversity of the New World primates (Platyrrhini): an annotated taxonomy. *In: South American Primates*. 23-54. Springer New York.

Santos CV *et al.* (2007) Ecologia, comportamento e manejo de primatas invasores e populações-problema. *In: Bicca-Marques JC. (Ed.). A Primatologia no Brasil*, vol. 10. Sociedade Brasileira de Primatologia: Porto Alegre, 101-118.

Sarcinelli TS (2006) **Representatividade ambiental e fragmentação florestal em áreas dominadas por plantios homogêneos: uma proposta para o arranjo espacial de fragmentos florestais**. Tese de doutorado. Pós-graduação em Solos e Nutrição de Plantas. Universidade Federal de Viçosa.

Stone AI (2007) Responses of squirrel monkeys to seasonal changes in food availability in an eastern Amazonian forest. **American Journal of Primatology**, 69(2), 142-157.

Struebig MJ, Kingston T, Zubaid A, Mohd-Adnan A, Rossiter SJ (2008) Conservation value of forest fragments to Palaeotropical bats. **Biological Conservation**. 141: 2112–2126.

Terborgh J (1983) **Five New World Primates**. Princeton: Princeton University Press, 260p.

Terborgh J, Pitman N, Silman M, Schichter H, Nunez PV (2002) **Maintenance of tree diversity in tropical forest**. Seed dispersal and frugivory: Ecology, Evolution and Conservation, Wallingford. Levey DJ, Silva WR, Galetti M (eds.)

Turner EC, Foster WA (2009) The impact of forest conversion to oil palm on arthropod abundance and biomass in Sabah, Malaysia. **J of Trop Ecol**. 25: 23-30.

Vargas LEP, Laurance WF, Clements GR, Edwards W (2015) The impacts of oil palm agriculture on Colombia's biodiversity: what we know and still need to know. **Tropical Conservation Science**, 8(3), 828-845.

Veiga LM (2006) **Ecologia e comportamento do cuxiú-preto (*Chiropotes satanas*) na paisagem fragmentada da Amazônia Oriental**. Tese de Doutorado. Programa de Pós-graduação em Zoologia. Universidade Federal do Pará, Brasil.

Veiga LM, Ferrari SF (2007) Predation of arthropods by southern bearded sakis (*Chiropotes satanas*) in eastern Brazilian Amazonia. **American Journal of Primatology**, Hoboken, v. 68, p. 209-215.

Veiga LM, Kierulff C, De Oliveira MM (2008) *Alouatta belzebul*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2008**: e.T39957A10298051.

Vieira ICG, Silva JMC, Toledo PM (2005) Estratégias para evitar a perda de biodiversidade na Amazônia. **Estudos Avançados**. v. 19; 54: 153-164.

Vieira ICG, Toledo PM, Almeida A (2007) Análise das modificações da paisagem na Região Bragantina, Pará: Integrando diferentes escalas de tempo. **Revista Ciências e Cultura (SBPC)**. 59: 27-30.

Yaap B, Struebig J, Paoli G, Koh LP (2010) Mitigating the biodiversity impacts of oil palm development. **Perspect in Agricult, Vet Sci, Nutrit and Nat Resourc**. 5:19.

Yeboua K, Ballo K (2000) Caracteristiques chimiques du sol sous palmeraie. **Cahiers d'études et de recherches francophones /Agricultures**. 9: 73-76.

Williams HE, Vaughan C (2001) White-faced monkey (*Cebus capucinus*) ecology and management in neotropical agricultural landscapes during the dry season. **Rev. Biol. Trop.** 49: 1199-1206.

Zar JH (2010) **Biostatistical Analysis**. USA, Prentice-Hall, 944 p.