



INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS – UFAM



Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais –
PPG/BTRN

Efeito da estrutura do hábitat sobre a riqueza e composição de
comunidades de primatas da RDS Piagaçu-Purus, Amazônia
Central, Brasil.

THAÍS PACHECO KASECKER

Dissertação apresentada à Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais, do convênio INPA /UFAM, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas, área de concentração em Ecologia.

Manaus - AM

2006

**INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA
UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS – UFAM**

**Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais –
PPG/BTRN**

**Efeito da estrutura do hábitat sobre a riqueza e composição de
comunidades de primatas da RDS Piagaçu-Purus, Amazônia
Central, Brasil.**

THAÍS PACHECO KASECKER

Orientador: Dr. Eduardo Martins Venticinque

Co-orientador: Dr. Wilson Roberto Spironello

Dissertação apresentada à Coordenação do Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais, do convênio INPA /UFAM, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ciências Biológicas, área de concentração em Ecologia.

Fontes Financiadoras: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia; CAPES; Instituto Piagaçu; Fundação o Boticário de Proteção à Natureza (0658_20051); Instituto Internacional de Educação do Brasil (B.2005/01/BMP/044); Cleveland Metroparks Zôo; WildLife Conservation Society

Manaus - AM
2006

K19 Kasecker, Thaís Pacheco

Efeito da estrutura do hábitat sobre a riqueza e composição de comunidades de primatas da RDS Piagaçu-Purus, Amazônia Central, Brasil / Thaís Pacheco Kasecker-- /Manaus: [s.n.], 2006.
94 p.: il.

Dissertação (Mestrado)--- INPA/UFAM. Programa de Pós-Graduação em Biologia Tropical e Recursos Naturais.

Orientador: Venticinque, Eduardo Martins

Co-Orientador: Spironello, Wilson Roberto

Área de concentração: Ecologia

1. Primatas – Amazônia 2. Comunidades de Primatas –Modelagem
3. Primatas – Amazônia – Distribuição espacial. I. Título

CDD 599.809811

Sinopse:

O efeito da estrutura da floresta sobre comunidades de primatas em duas diferentes escalas, local e regional, foi investigado para a área focal da RDS Piagaçu-Purus. Os dados de ocorrência das espécies foram coletados em 21 transectos, com 336 km de censo cumulativo. Sob uma perspectiva local, foram testados se os componentes de estrutura da floresta mensurados exercem influência na abundância de primatas e na composição e riqueza de comunidades. Sob uma perspectiva regional, foram elaborados modelos preditivos das áreas de ocorrência de alguns primatas, utilizando variáveis topográficas (base: SRTM e JERS). Foram indicadas três importantes áreas para a conservação de primatas na área.

“Distraídos venceremos..”

Paulo Leminski

Agradecimentos

Ao Dr. Eduardo Venticinque, pela orientação, pelo grande apoio na construção deste trabalho, pelo aprendizado, pela eterna alegria e principalmente, por acreditar nos macacos! (Aí moçada, ´bora pro Jarizão!!)

Ao Dr. Wilson Roberto Spironello, pelas grandes sugestões e correções no trabalho. À Fundação o Boticário de Proteção à Natureza, Cleveland Metroparks Zoo, Instituto Internacional de Educação do Brasil, CAPES, WCS e Instituto Piagaçu pelo suporte financeiro e logístico e pela confiança.

Ao Torbjorn e à Amazon Association for the preservation of Áreas of HighBiodiversity (AAP) pelo apoio e suporte logístico na comunidade do Uauaçu.

Ao grande Evanir, super assistente de campo, pelo grande aprendizado na Amazônia, por me apresentar a magia da floresta.

À Luisa, Diego e Adriana pelo auxílio “básico” e pelas grandes pernadas no mato.

Ao Jomber pela identificação das palmeiras.

Ao Anthony Rylands, Ronis da Silveira e Ana Albernaz pela correção e sugestões no plano e por enriquecer este trabalho.

Ao Gonçalo Ferraz, Tânia Sanaïotti e Arnaldo Carneiro pelas sugestões na aula de qualificação.

Ao Evineu, Eterui, seu Careca, Romi, Quezinho, Caninha, Assis, Mário, Romerito, Barata, Manoel, Capão, Isac, Arilo, Frank, Wal, Lázaro, Vanderlan pelo apoio em campo e pela grande contribuição na abertura de trilhas.

A todas as comunidades da RDS Piagaçu-Purus, pela hospitalidade.

À Família IPI pela companhia e alegria, mesmo no prego total!

À Lala, Dri, Sol, Thata e Dani pela amizade, companheirismo e pelas grandes abstrações da vida.. Essenciais!

Ao Trupico, Marina e Ju Stropp que de alguma forma contribuíram para este trabalho.

À turma de Mestrado em Ecologia pelas discussões e aprendizado.

Às minha amigas Fer, Rebe, Manu e Ju e o querido Fer pela grande força e incentivo, mesmo de tão longe.

A minha linda família pelo amor e apoio incondicional, pelo grande incentivo, por me ensinar a buscar e por estar sempre ao meu lado. (à Pi, pelo carinho e a eterna curiosidade).

Ao Fábio pela brisa, pelo amor, por acreditar, pelos eternos momentos, (pelo mau-humor), por caminhar ao meu lado, por nossa verdade e por nós feliz.

À Grande Floresta, por permitir.

Índice Geral

Lista de Tabelas.....	ix
Lista de Figuras.....	xi
Resumo.....	xiv
Abstract.....	xv
Introdução Geral.....	1
Descrição da Área de Estudo.....	3
Capítulo I – Efeito dos componentes de estrutura da floresta sobre a abundância de primatas e organização espacial de comunidades de primatas na RDS Piagaçu-Purus.....	7
1. Introdução.....	8
2. Objetivos.....	10
3. Métodos.....	11
3.1. Coleta de dados de riqueza e diversidade de primatas.....	11
3.2. Coleta de dados da estrutura do hábitat.....	12
3.2.1. Proporção da abertura de dossel.....	13
3.2.2. Número de estratos florestais.....	13
3.2.3. Altura média de dossel.....	13
3.2.4. Densidade de árvores com Diâmetro na Altura do Peito (DAP)≥20cm.....	13
3.2.5. Média e Variação de DAP.....	14
3.2.6. Densidade de Palmeiras.....	14
3.3. Análises Estatísticas.....	15
4. Resultados.....	18
4.1. Riqueza de espécies.....	18
4.2. Organização espacial de comunidades de primatas.....	20
4.3. Padrões de abundância e biomassa.....	20
4.4. Ocupação dos estratos verticais.....	23
4.5. Variação dos componentes da estrutura da floresta.....	24
4.6. Correlação das variáveis independentes.....	26
4.7. Efeito dos componentes da estrutura da floresta sobre a composição e riqueza das comunidades de primatas.....	27
4.7.1. Composição de comunidades de primatas.....	27
4.7.2. Riqueza de comunidades de primatas.....	29

4.8. Efeito dos componentes da estrutura da floresta sobre a abundância das onze espécies de primatas.....	30
4.8.1. <i>Saguinus</i> spp.....	30
4.8.2. <i>Saimiri</i> spp.....	31
4.8.3. <i>Cebus apella</i>	33
4.8.4. <i>Cebus albifrons</i>	33
4.8.5. <i>Pithecia albicans</i>	35
4.8.6. <i>Alouatta puruensis</i>	36
4.8.7. <i>Lagothrix cana</i>	37
5. Discussão.....	39
5.1. Riqueza de espécies e características gerais das comunidades.....	39
5.2. Composição de comunidades de primatas.....	41
5.3. Ocupação dos estratos verticais.....	41
5.4. Variação dos componentes da estrutura da floresta.....	42
5.5. Efeito dos componentes da estrutura da floresta sobre a composição das comunidades de primatas.....	44
5.6. Efeito dos componentes da estrutura da floresta sobre a riqueza das comunidades de primatas.....	45
5.7. Efeito dos componentes da estrutura da floresta sobre abundância de grupo de <i>Saguinus</i> spp. (sauim).....	45
5.8. Efeito dos componentes da estrutura da floresta sobre abundância de grupo de <i>Saimiri</i> spp. (macaco-de-cheiro).....	46
5.9. Efeito dos componentes da estrutura da floresta sobre abundância de grupo de <i>Cebus apella</i> (macaco-prego).....	47
5.10. Efeito dos componentes da estrutura da floresta sobre abundância de grupo de <i>Cebus albifrons</i> (cairara).....	48
5.11. Efeito dos componentes da estrutura da floresta sobre abundância de grupo de <i>Pithecia albicans</i> (parauacu).....	49
5.12. Efeito dos componentes da estrutura da floresta sobre abundância de grupo de <i>Alouatta puruensis</i> (guariba).....	49
5.13. Efeito dos componentes da estrutura da floresta sobre abundância de grupo de <i>Lagothrix cana</i> (macaco-barrigudo).....	50

Capítulo II – Modelagem Preditiva da ocorrência das espécies de primatas da RDS Piagaçu-Purus.....	52
1. Introdução.....	53
2. Objetivos.....	56
3. Métodos.....	57
3.1. Coleta de dados de riqueza e diversidade de primatas.....	57
3.2. Coleta de dados preditores.....	58
3.2.1. Altitude.....	58
3.2.2. Heterogeneidade Topográfica.....	58
3.2.3. Imagem de Radar Jers.....	58
3.3. Análise dos dados.....	60
3.3.1. Construção do modelo preditivo.....	60
3.3.2. Estabelecimento de área para conservação de primatas na RDS Piagaçu-Purus.....	61
4. Resultados.....	63
4.1. Construção dos modelos.....	63
4.2. Predição espacial de ocorrência das espécies de primatas.....	65
4.3. Áreas prioritárias para a conservação de primatas na RDS Piagaçu-Purus.....	69
5. Discussão.....	75
Considerações Finais.....	82
Referências Bibliográficas.....	83
Apêndices.....	93

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO I. Efeito dos componentes de estrutura da floresta sobre a abundância de primatas e organização espacial de comunidades de primatas na RDS Piagaçu-Purus.....7

Tabela 1. Características das diferentes espécies de primatas presentes na RDS Piagaçu-Purus, Amazônia Central, Brasil.....16

Tabela 2. Valores obtidos para MDS em uma dimensão para a composição de comunidades de primatas na RDS Piagaçu-Purus.....20

Tabela 3. Resultados obtidos para tamanho médio dos grupos, número de avistamento, padrões de abundância e biomassa das espécies de primatas da RDS Piagaçu-Purus.....22

Tabela 4. Altura média das espécies de primatas no estrato vertical dentro da RDS Piagaçu-Purus.....23

Tabela 5. Espécies de palmeiras encontradas da trilhas da RDS Piagaçu-Purus....24

Tabela 6. Densidade de palmeiras encontradas da trilhas da RDS Piagaçu-Purus..25

Tabela 7. Resultados da Matriz de Correlação de Pearson.....26

Tabela 8. Resultados da Análise de Regressão Linear Múltipla para variação na composição de comunidades de primatas em relação aos componentes de estrutura da floresta.....27

Tabela 9. Resultados da Análise de Regressão Linear Múltipla para variação na riqueza de comunidades de primatas em relação aos componentes de estrutura da floresta.....29

Tabela 10. Resultados da Análise de Regressão Linear Múltipla para variação na densidade de *Saguinus* spp. em relação aos componentes de estrutura da floresta.....30

Tabela 11. Resultados da Análise de Regressão Linear Múltipla para variação na densidade de *Saimiri* spp. em relação aos componentes de estrutura da floresta.....31

Tabela 12. Resultados da Análise de Regressão Linear Múltipla para variação na densidade de *Cebus apella* em relação aos componentes de estrutura da floresta..33

Tabela 13. Resultados da Análise de Regressão Linear Múltipla para variação na densidade de *Cebus albifrons* em relação aos componentes de estrutura da floresta34

Tabela 14. Resultados da Análise de Regressão Linear Múltipla para variação na densidade de *Pithecia albicans* em relação aos componentes de estrutura da floresta.....35

Tabela 15. Resultados da Análise de Regressão Linear Múltipla para variação na densidade de *Alouatta puruensis* em relação aos componentes de estrutura da floresta.....36

Tabela 16. Resultados da Análise de Regressão Linear Múltipla para variação na densidade de *Lagothrix cana* em relação aos componentes de estrutura da floresta.....38

CAPÍTULO II – Modelagem Preditiva da ocorrência das espécies de primatas da RDS Piagaçu-Purus

Tabela 1. Número de avistamentos das espécies de primatas por fitofisionomia (floresta de terra firme, várzea e igapó) e número total de registros.....63

Tabela 2. Valores de acurácia da construção do modelo e da sua validação, e número de mapas gerados pelo programa com $p \geq 0.05$, ou seja, não significativos (N), para cada espécie de primata modelada.....64

Tabela 3. Valores de erro de omissão intrínsecos e extrínsecos e incluem apenas os mapas com p significativo. Os erros de omissão intrínsecos indicam a porcentagem de pontos de treinamento que são omitidos na predição; e os erros de omissão extrínsecos foram resultam do processo de validação (pontos do teste). Valores médios, considerando desvio padrão (DP).....64

Tabela 4. Relação entre probabilidade de ocorrência superior a 0.7 e porcentagem protegida pela área sugerida.....73

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I. Efeito dos componentes de estrutura da floresta sobre a abundância de primatas e organização espacial de comunidades de primatas na RDS Piagaçu-Purus

Figura 1 Limites da RDS Piagaçu-Purus e sua localização no estado do Amazonas.....	3
Figura 2. Áreas de floresta de terra firme, igapó e várzea na RDS Piagaçu-Purus....	4
Figura 3. Localização das 21 trilhas abertas dentro da área focal na RDS Piagaçu-Purus (<i>I</i> =trilhas em igapós; <i>T</i> = trilhas em floresta de terra firme; <i>V</i> = trilhas em várzea).....	12
Figura 4. Esquema do método do vizinho mais próximo em cada ponto de amostragem do transecto.....	14
Figura 5. Resultados significativos da análise Regressão Linear Múltipla de variação da composição da comunidade de primatas da RDS Piagaçu Purus em relação aos componentes de estrutura da floresta (abertura de dossel, estratificação, média $DAP \geq 20$, densidade de palmeiras). Os pontos correspondem às trilhas trabalhadas, onde <i>V</i> = várzea, <i>I</i> = igapós e <i>T</i> = terra firme. Os resultados correspondem ao apresentado na Tabela 8. Alguns números nos eixos são negativos porque a regressão parcial representa os desvios dos resultados esperados se todas as outras variáveis são mantidas constantes nas suas médias observadas.....	28
Figura 6. Resultados significativos da análise Regressão Linear Múltipla de variação da riqueza da comunidade de primatas da RDS Piagaçu Purus em relação ao componente de estrutura da floresta estratificação. Os resultados correspondem ao apresentado na Tabela 9.....	29
Figura 7. Resultados significativos da análise Regressão Linear Múltipla de variação da abundância de <i>Saguinus</i> spp. em relação ao componente de estrutura da floresta (altura de dossel). Os resultados correspondem ao apresentado na Tabela 10.....	30
Figura 8. Resultados significativos da análise Regressão Linear Múltipla de variação da abundância de <i>Saimiri</i> spp. em relação aos componentes de estrutura da floresta (estratificação, abertura de dossel, densidade de palmeiras, média $DAP \geq 20$). Os resultados correspondem ao apresentado na Tabela 11.....	32
Figura 9. Resultados significativos da análise Regressão Linear Múltipla de variação da abundância de <i>Cebus apella</i> em relação ao componente de estrutura da floresta: abertura de dossel. Os resultados correspondem ao apresentado na Tabela 12.....	33
Figura 10. Resultados significativos da análise Regressão Linear Múltipla de variação da abundância de <i>Cebus albifrons</i> em relação aos componentes de estrutura da floresta (estratificação, altura de dossel). Os resultados correspondem ao apresentado na Tabela 13.....	34
Figura 11. Resultados significativos da análise Regressão Linear Múltipla de variação da abundância de <i>Pithecia albicans</i> em relação aos componentes de estrutura da floresta (altura de dossel e média $DAP \geq 20$). Os resultados correspondem ao apresentado na Tabela 14.....	35

Figura 12. Resultados significativos da análise Regressão Linear Múltipla de variação da abundância de *Alouatta puruensis* em relação aos componentes de estrutura da floresta (estratificação, abertura de dossel, densidade de palmeiras e média DAP \geq 20). Os resultados correspondem ao apresentado na Tabela 15.....37

Figura 13. Resultados significativos da análise Regressão Linear Múltipla de variação da abundância de *Lagothrix cana* em relação aos componentes de estrutura da floresta (estratificação, altura de dossel). Os resultados correspondem ao apresentado na Tabela 1638

CAPÍTULO II. Modelagem Preditiva da ocorrência das espécies de primatas da RDS Piagaçu-Purus.

Figura 1 Localização das 21 trilhas abertas dentro da área focal na RDS Piagaçu-Purus.....57

Figura 2. Mapas das variáveis ambientais preditoras: a) Altitude, b) Heterogeneidade Topográfica, c) JERS; na área focal da RDS Piagaçu-Purus.59

Figura 3. Mapas de avistamentos (a), de probabilidade de ocorrência contínua (p mín.= 0 e p máx.= 1) (b) e probabilidade de ocorrência (p) acima de 0.5 e acima de 0.8 (c) de *Cebus albifrons* (cairara), dentro da área focal da RDS Piagaçu-Purus. Mapas de avistamentos (d), de probabilidade de ocorrência contínua (p mín.= 0 e p máx.= 1) (e) e probabilidade de ocorrência (p) acima de 0.5 e acima de 0.8 (f) de *Pithecia albicans* (parauacu), dentro da área focal da RDS Piagaçu-Purus.....66

Figura 4. Mapas de avistamentos (a), de probabilidade de ocorrência contínua (p mín.= 0 e p máx.= 1) (b) e probabilidade de ocorrência (p) acima de 0.5 e acima de 0.8 (c) de *Saimiri* spp. (macaco-de-cheiro), dentro da área focal da RDS Piagaçu-Purus. Mapas de avistamentos (d), de probabilidade de ocorrência contínua (p mín.= 0 e p máx.= 1) (e) e probabilidade de ocorrência (p) acima de 0.5 e acima de 0.8 (f) de *Saguinus* spp. (sauim), dentro da área focal da RDS Piagaçu-Purus.....67

Figura 5. Mapas de avistamentos (a), de probabilidade de ocorrência contínua (p mín.= 0 e p máx.= 1) (b) e probabilidade de ocorrência (p) acima de 0.5 e acima de 0.8 (c) de *Alouatta puruensis* (guariba), dentro da área focal da RDS Piagaçu-Purus. Mapas de avistamentos (d), de probabilidade de ocorrência contínua (p mín.= 0 e p máx.= 1) (e) e probabilidade de ocorrência (p) acima de 0.5 e acima de 0.8 (f) de *Cebus apella* (macaco-prego), dentro da área focal da RDS Piagaçu-Purus.....68

Figura 6. Mapa de probabilidade de ocorrência das seis espécies de primatas da RDS Piagaçu-Purus: a) Cairara (*Cebus albifrons*), b) Macaco-de-Cheiro (*Saimiri* spp.), c) Guariba (*Alouatta puruensis*), d) Parauacu (*Pithecia albicans*), e) Macaco-Prego (*Cebus apella*) e f) Sauim (*Saguinus* spp.).....71

Figura 7. a) Riqueza das Florestas de Várzea (Macacos-prego, macacos-de-cheiro e guariba); b) Riqueza das Florestas de Terra Firme e Igapós (Cairara, Parauacu e sauim).....72

Figura 8. Áreas sugeridas como prioritárias para conservação de primatas na RDS Piagaçu-Purus.....	73
Figura 9. Mapa indicativo das Área Prioritárias para a conservação de primatas e sua Zona de Amortecimento na Área Focal da RDS Piagaçu-Purus.....	74

RESUMO

Nas florestas tropicais, pode-se encontrar um gradiente de fatores bióticos e abióticos particularmente pronunciados. Uma grande heterogeneidade espacial é gerada e as diferenças naturais entre áreas tornam-se mais pronunciadas, criando nichos com características específicas. Assim, pode-se ter um uso virtualmente diferenciado do hábitat, com alto potencial para alterar os padrões de distribuição e densidade de espécies. O presente trabalho analisou o efeito da estrutura da floresta sobre comunidades de primatas em duas diferentes escalas: local e regional. O trabalho foi realizado em 21 transectos, totalizando 112 km em terra firme, 112 km em várzea e 112 km em igapós (336 km de censo cumulativo). Foram detectadas 11 espécies de primatas, organizadas em diferentes comunidades. Sob uma perspectiva local, verificou-se que a estrutura da floresta exerce influência na abundância de algumas espécies e também na composição e riqueza de comunidades. Além disso, as fitofisionomias mostraram que podem ser fortes indicadores de densidade e biomassa das espécies. Sob uma perspectiva regional, os primatas modelados apresentaram uma segregação de ocupação de habitats entre as espécies: guaribas, pregos e cheiros, têm sua maior probabilidade de ocorrência na várzea; e parauacus, sauins e cairaras, em terras firme e igapós. Tendo como base os mapas de riqueza e seguindo os princípios de complementaridade de espécies, foram indicadas três áreas com maior potencial de preservação de primatas dentro da área focal da RDS Piagaçu-Purus.

ABSTRACT

In tropical rainforests, a pronounced gradient of biotic and abiotic factors can be found. A great heterogeneity is generated and natural differences between areas are showed, creating niches with specific characteristics. Thus, the hábitat can be use virtually differentiated, with high potential to modify the species distribution and density. The present work analyzed the effect of the forest structure on primate communities in two different scales: local and regional. The work was carried through 21 transectos, totalizing 112 km in unflooded forests, 112 km in várzeas and 112 km in igapós (336 km of cumulative census). 11 species of primates were found, organized in different communities. Under a local perspective, it was verified that the forest structure had a relation in abundance of some species and in richness and composition of communities. Moreover, the fitofisionomias had shown that they can be strong indicators of species density and biomass. Under a regional perspective, the primates modeled showed a potential segregation in hábitats occupation between species: guaribas, pregos and cheiros have higher probability of occurrence in várzeas; e parauacus, sauins and cairaras in unflooded forests and igapós. Using the predict maps of richness and following the principles of complementarities, it was indicated three potential areas for the primate conservation in the focal area of the RDS Piagaçu-Purus.

INTRODUÇÃO GERAL

As áreas habitadas por cada gênero ou espécie não são casuais (Auricchio, 1995). As diferenças encontradas no tamanho da área de distribuição das espécies são resultantes de uma combinação de fatores ecológicos, históricos e de chance. A importância que estes fatores adquirem na distribuição e dispersão varia muito entre as diferentes espécies (Ayres, 1986).

Existem fatores intrínsecos, como adaptações ecológicas e características biológicas básicas associadas a ambientes particulares, que podem influenciar, por exemplo, a habilidade de dada espécie de lidar com situações de mudança (Ayres, 1986). Existem dezenas de especializações encontradas nos primatas que são decorrentes da sua longa convivência com o meio (Auricchio, 1995), como dentição, tamanho do corpo e hábito alimentar (Mendes-Pontes, 1999). Além disso, as interações bióticas com primatas e outros animais também podem afetar esses padrões de distribuição (Mittermeier & Coimbra-Filho, 1977). De uma forma geral, os fatores ecológicos tratam das relações dos primatas entre si, com as outras espécies ali presentes e também com o meio em que vivem.

Os fatores históricos, ou biogeográficos, estão relacionados à história evolutiva de determinado taxon, onde por exemplo, eventos de especiação podem influenciar no presente padrão geográfico de distribuição das espécies. A origem da riqueza das espécies é centro de debate na ecologia e biogeografia. Existem duas hipóteses importantes sobre a evolução da riqueza de espécies da Floresta Amazônica: hipótese dos refúgios (e.g. Haffer, 1969; Vanzolini & Williams, 1970) e hipótese dos rios (e. g. Sick, 1967; Hershkovitz, 1977). A primeira suporta que a especiação ocorreu repetidamente durante o período Quaternário, resultante de variação das condições de aridez e umidade, em certos intervalos geológicos. A hipótese dos rios explica a diferenciação da biota como resultante de sub-populações encontradas entre a rede de rios, formada no final do Terciário e começo do Quaternário.

Além disso, há ainda uma terceira idéia derivada da matemática, onde fatores de chance podem atuar na estrutura e dinâmica de comunidades, influenciando na distribuição de espécies. Nesse caso, é sugerido que estar no lugar certo e na hora certa pode ser importante para o sucesso no estabelecimento de uma espécie (Hubbel & Foster, 1986). Os fatores de chance são processos aleatórios, onde não há regras pré-estabelecidas e a probabilidade do sucesso é igual para todas as espécies.

São diversas as possibilidades de abordagem que buscam entender os fatores que influenciam na distribuição das espécies. Além disso, essa questão pode ter diferentes respostas, de acordo com a escala em que a questão é tratada. De uma perspectiva local a variação da composição de comunidades de primatas pode ter uma maior influência de fatores como disponibilidade de alimento, composição florística, estratificação florestal, altura da floresta, insolação e solos. Entretanto, sob uma escala regional, fatores topográficos e fitofisionomias (e. g. várzea, terra firme, igapó) podem exercer maior controle sobre essa distribuição.

Nas últimas décadas um grande número de espécies de primatas teve seu número reduzido, e algumas delas se encontram mais gravemente ameaçadas, correndo sério risco de extinção (Hilton-Taylor, 2000). A principal ameaça atual aos primatas neotropicais é a destruição do hábitat ou sua modificação, associada à pressão de caça (Coimbra-filho, 1972; Johns & Skorupa, 1987; Peres, 1990, 1993, 2000; Peres & Dolmann, 2000; Chapman & Peres, 2001). Esse efeito pode ser particularmente observado nas florestas amazônicas, onde existem locais sob forte pressão de caça de subsistência e comercial, especialmente sobre primatas de maior biomassa, como guaribas (*Alouatta* spp.), macacos-aranha (*Ateles* spp.) e macacos-barrigudo (*Lagothrix* spp.) (Peres, 1990, 2000; Peres & Dolmann, 2000).

Da mesma forma que é clara a evidência de que populações de primatas têm sido severamente afetadas pela atividade humana dentro dos últimos dois milênios e também pela atividade de caça há muito mais tempo, também se torna claro que o próximo século trará um potencial ainda maior para mudanças (Chapman & Peres, 2001). Nesse contexto, a pesquisa torna-se um componente crucial, uma vez que a tomada de decisão necessita de conhecimento científico para embasar suas ações. O entendimento da distribuição das espécies é um tipo de conhecimento ecológico básico capaz de contribuir para a conservação de primatas. O planejamento e o zoneamento das reservas, por exemplo, devem ser realizados com base no conhecimento sobre riqueza e abundância das espécies e suas ameaças para se concretizar os objetivos de conservação.

O presente trabalho tem a intenção de entender a distribuição das espécies de primatas da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus dentro da perspectiva ecológica, abordando duas diferentes escalas: local (capítulo 1) e regional (capítulo 2). Dentro desses parâmetros, o objetivo final do estudo é trabalhar com a aplicabilidade das informações geradas, contribuindo para a elaboração do plano de Manejo da RDS.

DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus (RDS PP) foi criada em agosto de 2003 pelo Governo do Estado do Amazonas. Esta Reserva está localizada no baixo rio Purus, o último tributário da margem direita do rio Solimões antes de atingir Manaus (Figura 1). O rio Purus nasce na serra da Contamana (Serra do Divisor), território peruano e percorre aproximadamente 3.200 quilômetros até desaguar no rio Solimões. Sua bacia hidrográfica compreende uma área de cerca de 375.000 km². A área de várzea é maior dentre os tributários rios amazônicos, com cerca de 40.000 km² (Deus *et al.*, 2003). Processos de erosão e sedimentação resultantes da força da descarga da água acabam formando inúmeros canais, lagos e níveis de floresta. A combinação de lagos, florestas alagadas e florestas de terra firme fazem com que esta região seja altamente produtiva e diversa (Haugaasen & Peres, 2006).

A RDS PP ocupa uma área de 1.008.167 ha e está localizada entre as coordenadas geográficas de 4°05' e 5°35'S e 61°73' e 63°35' W (Albernaz & Venticinque, 2003), fazendo limite ao sul com a REBIO Abufari. Quatro municípios contribuem com parte de seu território na formação da RDS PP: Anori (35,6%), Beruri (33,1%), Tapauá (30,3%) e Coari (<1%) (Albernaz & Venticinque, 2003).

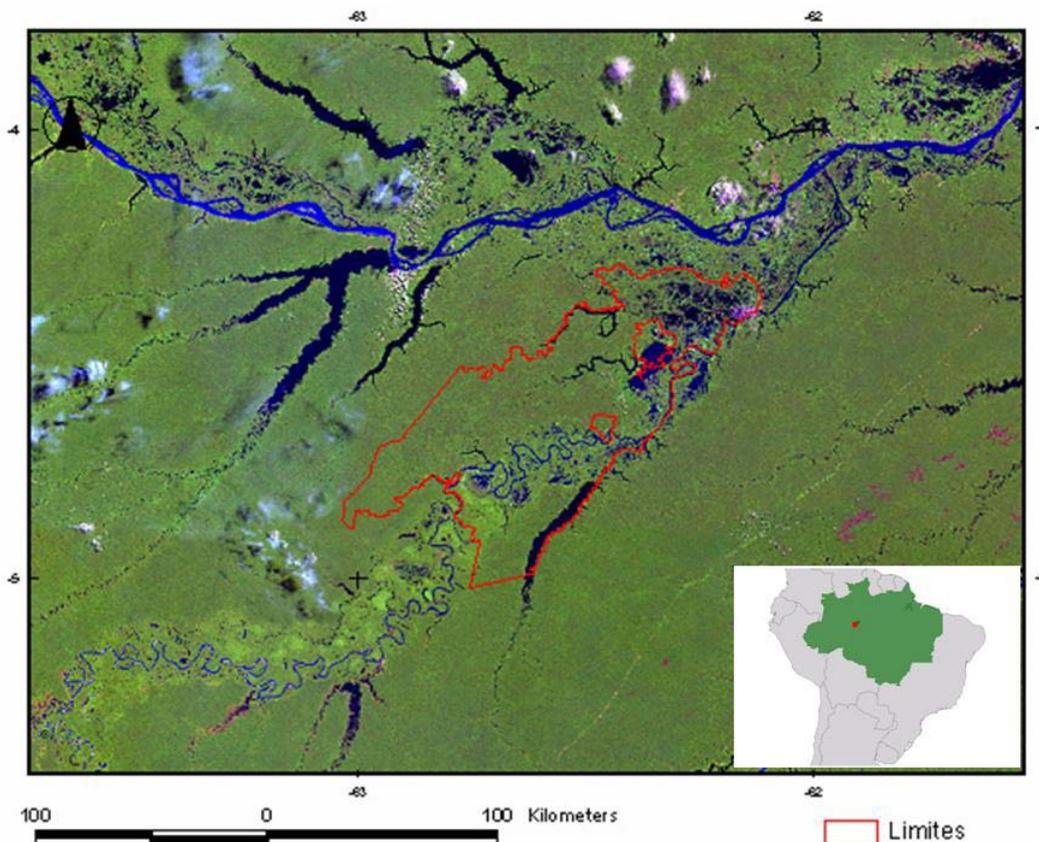


Figura 1: Limites da RDS Piagaçu-Purus e sua localização no estado do Amazonas.

A RDS PP é formada por um grande mosaico vegetal que compreende as florestas alagadas (várzea e igapó) e florestas de terra firme (Figura 2).

As florestas de terra firme ocupam cerca de 60% da área da reserva e compõem o último nível de inundação de rios e igarapés. São compostas por solos bem drenados, que tendem a ser bastante pobres em nutrientes, já que não recebem cargas de sedimentos aluviais (Haugaasen & Peres, 2006). As florestas de terra firme abrigam uma enorme variedade de espécies de plantas, apresentando uma grande variação florística composicional (Terborgh & Andresen, 1998). Este tipo florestal abriga diferentes microhabitats, resultando em altos níveis de heterogeneidade ambiental. Haugaasen & Peres (2006) num estudo realizado no lago Uauaçu, encontraram uma diversidade de morfoespécies arbóreas muito maior para as florestas de terra firme, em relação a várzeas e igapós.

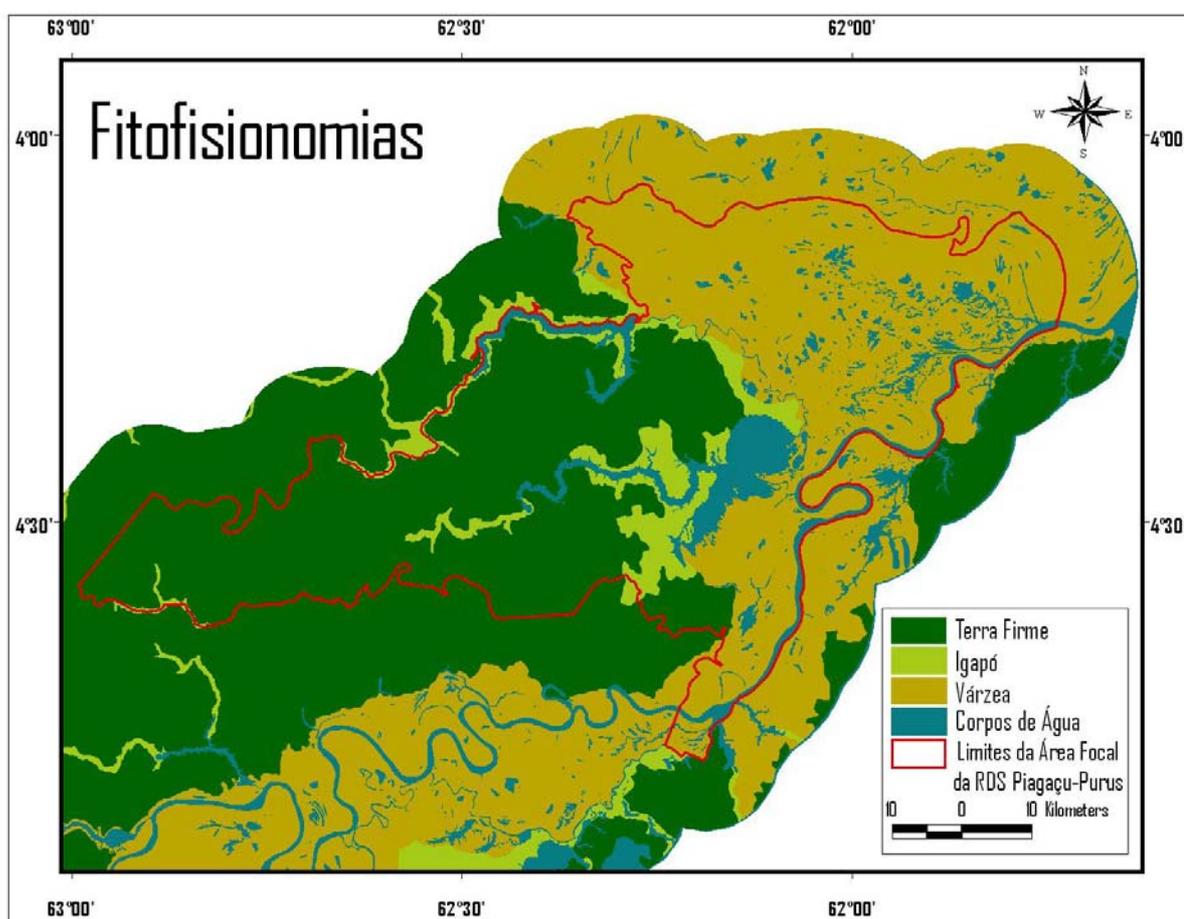


Figura 2: Áreas de floresta de terra firme, igapó e várzea na área focal da RDS Piagaçu-Purus.

As florestas alagadas ocupam cerca de 40% da área da reserva e, devido à sua relativa baixa altitude, permanecem inundadas grande parte do ano (aproximadamente seis meses) (Albernaz & Venticinque, 2003). De acordo com suas diferenças florísticas e de composição hidroquímica, podem ser classificadas

em florestas de igapó e florestas de várzea. As primeiras são inundadas periodicamente por águas pretas ou claras, originadas em solos terciários, e comumente drenam solos de areia com baixa concentração de nutrientes. Assim sua drenagem acaba sendo pobre em nutriente, contendo poucos elementos orgânicos suspensos e elevadas concentrações de matéria orgânica dissolvida. Sua comunidade florística normalmente é composta por um número limitado de espécies e sua diversidade tende a ser bem menor que as florestas de terra firme.

Já as florestas de várzea são banhadas por rios de água branca, originados de regiões pré-andinas ou dos Andes geologicamente novos, que são terras com alta tendência erosiva. Assim suas águas são extremamente ricas em nutrientes suspensos, refletindo diretamente no ambiente de várzea, que são eutróficos e com terras altamente férteis e produtivas (Junk & Piedade, 1993). Diferentemente dos igapós e florestas de terra firme, os solos de várzea contêm uma concentração muito maior de macronutrientes importantes para as plantas, como N, P, K, Na, Ca e Mg (Haugaasen & Peres, 2006).

A região do baixo Rio Purus apresenta, como em grande parte da Amazônia, uma estação seca e outra chuvosa. O índice pluviométrico registrado para a área é de 2.664,8 mm anuais, sendo que a estação mais seca ocorre entre os meses de julho a outubro, e a mais chuvosa, entre fevereiro e junho (Haugaasen & Peres, 2006). Essa variação sazonal de precipitação reflete em diferenças marcantes no nível da água de rios e lagos, sendo que o pico de cheia acontece no final do mês de junho e o de seca no começo de novembro (Haugaasen & Peres, 2006). As médias anuais de temperatura situam-se por volta de 26 a 27 °C, com diferenças sazonais de apenas ± 1 °C, em que o período de estiagem é mais quente que o das chuvas (Sioli, 1985).

A RDS Piagaçu Purus contém cerca de 85 comunidades humanas, 14 das quais se situam dentro da área focal deste trabalho. Dentro dessas 14 comunidades, somam-se aproximadamente 467 famílias e 1766 pessoas, vivendo de uma economia de subsistência (Costa, *comm. pess.*). Devido às restrições impostas pelo ciclo sazonal do nível do Rio Purus, existe uma alternância de atividades de subsistência. Durante todo o ano pratica-se a pesca e a caça de jacarés, tracajás e peixes-boi, sendo que na seca estas se tornam a atividade principal. As atividades agrícolas em terra firme se dão principalmente na cheia, enquanto que nas áreas alagadas ela se dá na seca. Dentro das comunidades associadas a florestas de terra firme, há ainda extração de castanha (*Bertolettia excelsa*) entre os meses de janeiro

e maio (Albernaz & Venticinquê, 2003). A extração de madeira também se mostrou uma atividade importante na região, apresentando um histórico de pressão forte em determinadas regiões na várzea de Cuiuanã e do paraná do Ayapuá.

Em levantamentos de campo preliminares na região do lago Uauaçu e Ayapuá foram constatadas que algumas áreas dentro da RDS PP podem estar sofrendo uma pressão de caça, principalmente sobre mamíferos de grande porte como antas, pacas, veados, tatus, catetos, queixadas e algumas espécies de aves. Com relação às espécies de primatas, as entrevistas revelaram que a caça de macacos é exclusivamente para consumo familiar, não havendo comércio desta carne. As espécies mais visadas para o consumo são o macaco barrigudo, o guariba e o macaco prego, sendo que há uma pequena variação de intensidade entre as comunidades. Por outro lado, em todos os lugares existe caça de macacos para capturar os filhotes, e criá-los como animais de estimação. Quem captura os filhotes pode fazê-lo para si próprio e sua família ou por encomenda, de alguém da comunidade ou de fora. Alguns animais são enviados para Beruri, Manacapuru e Manaus. Aparentemente o número de capturas de filhotes é muito alto em toda a região, mas poucos animais ficam nas comunidades locais (Roberts, *comm. pess.*).

**CAPITULO I: Efeito dos componentes de estrutura da floresta
sobre a abundância de primatas e organização espacial de
comunidades de primatas na RDS Piagaçu-Purus**

Introdução

O Brasil possui cerca de um terço das florestas tropicais remanescentes do mundo e é reconhecidamente um dos países mais importantes em diversidade biológica. Com relação à riqueza de espécies de primatas, apresenta um lugar de maior destaque por ser o país com o maior número de espécies do mundo, com 17 gêneros divididos em 82 espécies, 35% das quais são endêmicas (Rylands *et al.*, 2000; Hirsch *et al.*, 2003).

O território amazônico cobre cerca de sete milhões de quilômetros quadrados e compõe o maior remanescente contínuo de floresta tropical, sustentando uma das mais ricas floras e faunas do mundo (Haugaasen & Peres, 2005). Dois terços das espécies de primatas encontradas no Brasil ocorrem em ecossistemas amazônicos, partilhando aproximadamente 60% do território nacional. Sua organização em comunidades tende a ser bastante complexa, sendo que o número de espécies que as compõem pode variar da menos diversa até a mais alta riqueza (Ayres, 1986; Peres, 1993; Auricchio, 1995). O tipo florestal que mais se destaca com relação à riqueza e abundância de primatas são as florestas de terra firme, podendo conter comunidades com cerca de 14 espécies de primatas vivendo em simpatria, contrastando com ambientes alagáveis que possuem em torno de três ou quatro espécies (Ayres, 1986; Mendes-Pontes, 1997; Peres, 1990, 1993). De acordo com estudos anteriores, a região localizada a oeste do rio Purus e sul do rio Solimões vêm se destacando como uma das áreas amazônicas mais ricas, apresentando de dez a catorze espécies (Terborgh, 1983; Peres, 1988; 1990; 1993; Emmons, 1999; Haugaasen & Peres, 2005b).

Os mecanismos responsáveis por essa alta diversidade por muito tempo vêm permeando discussões, e ainda hoje fazem parte de grandes questões sobre a ecologia de várias espécies (Janzen 1970; Schwarzkopf & Rylands, 1989; Condit *et al.* 1992, Terborgh & Andresen, 1998; Peres, 1999b, 2000; Wright, 2002; Tuomisto *et al.* 2003; Haugaasen & Peres, 2005b). Porém é senso comum entre os pesquisadores que ambientes com alto grau de heterogeneidade espacial permitem a coexistência de diferentes espécies, o que resulta em altos valores de riqueza (Schwarzkopf & Rylands, 1989). Em termos gerais, um maior número de espécies pode encontrar abrigo, alimento e satisfazer suas necessidades quando maior o número de habitats disponibilizados (Atauri & Lucio, 1995).

No caso especial da Amazônia, o tipo florestal (*e.g.* várzeas, terra firme e igapós) é um importante determinante dos padrões de abundância, diversidade, e

estrutura de guildas das comunidades de vertebrados e também pode ser utilizado como bom preditor de abundâncias de espécies (Ayres, 1986; Peres, 1997, 1999b, 2000). Esta heterogeneidade entre sítios pode ser bem pronunciada em termos de regimes hidrológicos, fertilidade do solo, composição florística e estrutura florestal, sendo que todos estes fatores podem exercer diferentes graus de influência sobre a estrutura de comunidades de vertebrados da Amazônia (Peres, 1999b, 2000).

Esta grande heterogeneidade espacial gerada ressalta as diferenças naturais entre áreas, favorecendo a ocorrência de determinada espécie em dado local, em detrimento de outro. Apesar da uniformidade de temperatura e aparência superficial homogênea da floresta, a Amazônia de fato apresenta uma grande variedade de habitats capazes de criar essas diferenças (Mittermeier & Coimbra-Filho, 1977). Assim, a floresta se torna um grande mosaico com manchas de áreas mais favoráveis à ocorrência daquela espécie em contraste com áreas desfavoráveis para o aparecimento da mesma. (Peres, 1988; Molofsky & Augspurger 1992; Aauri & Lucio, 1995). Portanto, as áreas habitadas por cada gênero ou espécie não são casuais e refletem um uso diferenciado do habitat, com alto potencial para alterar os padrões de distribuição e densidade de espécies (Auricchio, 1995; St. Louis *et al*, 2004).

A co-existência de espécies de primatas em comunidades favorece uma grande partição temporal e espacial do nicho, minimizando a interferência da competição, já que as espécies não são todas micro-simpátricas (Peres, 1989). O uso do habitat pode variar enormemente, com os animais podendo repartir a exploração do habitat de acordo com a estação do ano, estrutura da floresta, tipo de vegetação, disponibilidade de alimento, abrigo, continuidade de dossel. Ou muitas vezes sendo generalistas em algumas áreas e especialistas em outras, alterando, conseqüentemente a riqueza de espécies entre os tipos florestais (Ayres, 1986, 1989; Auricchio, 1995; Mendes-Pontes, 1997; St-Louis *et al.*, 2004; Haugaasen & Peres, 2005a; 2005b). O objetivo do presente estudo foi de entender de que forma as variáveis de estrutura da floresta estão afetando a abundância e riqueza de comunidades de primatas da RDS Piagaçu-Purus.

Objetivos

- ✓ Identificar as espécies de primatas existentes da RDS Piagaçu-Purus;
- ✓ Identificar os principais componentes estruturais que influenciam a ocupação dos habitats e a abundância das espécies de primatas na RDS PP;
- ✓ Relacionar os componentes estruturais e da vegetação com a comunidade de primatas;
- ✓ Realizar estimativas de densidade populacional das espécies de primatas para Várzea, Igapó e Floresta de Terra Firme.

Métodos

Coleta de dados de riqueza e diversidade primatas

Os dados sobre comunidades de primatas foram coletados através de censos conduzidos em 21 trilhas de quatro quilômetros de extensão, distribuídas entre as três fitofisionomias principais (sete em várzea, sete em terra firme e sete em igapós) (Figura 3). Apesar de quatro dessas trilhas amostradas se encontrarem fora dos limites da reserva, elas acompanham as fitofisionomias presentes no interior do limite, e foram desenhadas por facilidade de acesso logístico à área. Cada trilha foi percorrida quatro vezes, duas pela manhã e duas à tarde, em intervalos de tempo de no máximo uma semana. Foram, portanto, 112 Km de distância acumulada percorrida em florestas de terra firme, 112 Km em várzeas e 112 Km em igapós, resultando em 336 Km de esforço de censo cumulativo, realizados em 84 Km de transectos. Os censos de primatas foram conduzidos apenas durante o dia, entre 7:30-11:30 e 13:00-17:00, entre os meses de julho e dezembro de 2005, compreendendo o período de vazante e seca na região.

As trilhas foram censadas com base no método de transecto linear (NRC, 1981; Brockelman & Ali, 1987; Whitesides *et al.*, 1988; Peres, 1999a). Este método consiste em caminhadas numa trilha retilínea a uma velocidade constante – aproximadamente 1,3 Km/h. Como pressuposto do método, os avistamentos são eventos independentes e, para cada animal (ou grupo) avistado, era tomada a distância perpendicular entre o animal e a trilha, além da identificação da espécie e do número de indivíduos, e também era tomada a sua coordenada geográfica através do auxílio do GPS (Global Positioning System). A essência desta análise é converter as distâncias trilha-animal, em estimativas de densidade ao longo da trilha. Os grupos foram considerados como a unidade espacial relevante de uma população, e as distâncias perpendiculares foram medidas a partir do centro do grupo (Peres, 1999a). Em cada transecto foram realizados dois dias de contagem, sendo duas saídas em cada dia: uma pela manhã e outra pela tarde, já que os primatas podem apresentar grandes diferenças diárias em abundância ou composição da comunidade (Peres, 1999).

A região onde está localizada a RDS Piagaçu-Purus compreende ainda uma lacuna sobre a identidade taxonômica e distribuição geográfica para algumas espécies de primatas. Como não foi possível realizar uma coleção de referência desses táxons, a sua identificação foi feita com base em literatura e pranchas disponíveis para os gêneros (Geral: Rylands *et al.*, 2000; *Saguinus*: Hershkovitz,

1977, *Saimiri*, Hershkovitz, 1984; *Cebus*, Silva-Junior, 2001, Rylands *et al.*, 2005; *Aotus*, Hershkovitz, 1983, *Callicebus*, Hershkovitz, 1968, 1988, van Roosmalen *et al.*, 2002, *Pithecia*, Hershkovitz, 1987; *Alouatta*, Gregorin, 2006; *Lagothrix*, Fooden, 1963). De uma forma geral, o trabalho realizado anteriormente por Haugaasen & Peres (2006), apesar de também não ter feito coleta de animais, serviu de ponto de partida para a identificação taxonômica de algumas espécies da região, além dos mapas de distribuição geográfica de Auricchio (1995), Emmons (1999) e Hirsh *et al* (2003).

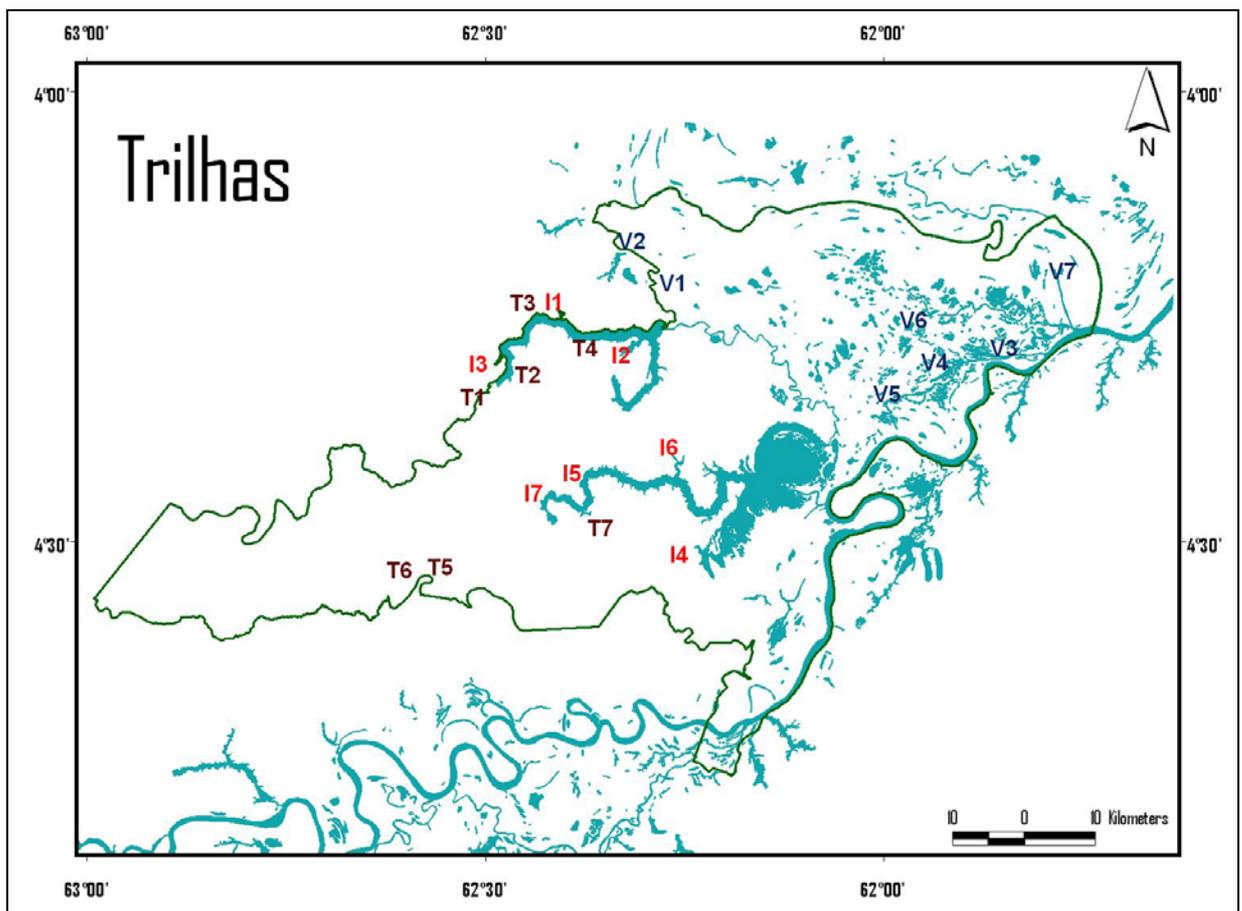


Figura 3: Localização das 21 trilhas abertas dentro da área focal na RDS Piagaçu-Purus (I= trilhas em igapós; T= trilhas em floresta de terra firme; V= trilhas em várzea).

Coleta de dados da estrutura do hábitat

Os dados sobre as características estruturais do ambiente foram coletados intercalados com as coletas de riqueza e diversidade de primatas, entre os meses de julho e dezembro de 2005.

- Proporção da abertura de dossel

Para as medidas de abertura de dossel foi utilizada uma máquina fotográfica digital, modelo Canon PowerShot A400, obtendo-se uma foto a cada 500m, totalizando-se oito fotos por transecto. As fotos obtidas foram processadas no programa Adobe Photoshop 7.0.1, e posteriormente no programa Arcview versão 3.2 (ESRI, 1996), onde foram contabilizados o número de pixels claros e escuros e assim, a porcentagem dos claros em relação ao total. Foi tirada uma média entre todos os pontos para se obter um dado de proporção relativa (já que não se trata de uma câmera esférica convexa) por transecto.

- Número de estratos florestais

Mendes-Pontes (1997), em seu trabalho com primatas amazônicos, utilizou a seguinte divisão do hábitat em estratos florestais: Estrato Alto, incluindo copa alta e emergentes; Estrato Baixo, que inclui sub-bosque, copa baixa e copa média; Vegetação Rasteira e solo. Para a caracterização dos transectos, a cada 500 metros foi feita a contagem e identificação dos estratos florestais existentes, seguindo a classificação supracitada, indicando 0 para ausência e 1 para presença do estrato. Para cada transecto foi feito um cálculo de frequência de ocorrência do estrato, com resultados numa amplitude de 0 a 1, sendo que 0 significa que o estrato não esteve presente em nenhum dos oito pontos amostrados e 1 quando esteve presente em todos. Posteriormente, foi realizada uma MDS (Escalonamento Multidimensional), no programa PcOrd 4.25 (McCune & Mefford, 1999) para extrair apenas uma dimensão que represente os valores obtidos para todos os estratos dentro do mesmo transecto.

- Altura média de dossel

A medida de altura de dossel foi extraída a partir de estimativas feitas a cada 500m ao longo do transecto. A partir das oito medidas obtidas para cada transecto tem-se uma altura resultante do cálculo da média entre elas.

- Densidade de árvores com Diâmetro na Altura do Peito (DAP) \geq 20cm

As medidas de densidade de árvores com DAP \geq 20 cm foram extraídas com base no método do vizinho mais próximo (Clark & Evans, 1954). Para tal procedimento foram amostrados quatro pontos ao longo da trilha (previamente plotados a cada 1000 m). O indivíduo localizado exatamente no ponto (com DAP \geq 20

cm) é ponto de partida para a tirada de medidas de distâncias. A partir dele foi medida a distância do indivíduo vizinho mais próximo, e a partir deste, o seguinte vizinho mais próximo, e assim sucessivamente, até totalizar 30 indivíduos em cada ponto de amostragem (Figura 4). Os dados obtidos consistem de uma distribuição de frequência empírica de uma variável contínua: a distância. Posteriormente realizou-se um cálculo da média da distância entre as árvores para cada transecto, o que ao final resultou em um índice de densidade (Mawson, 1968).

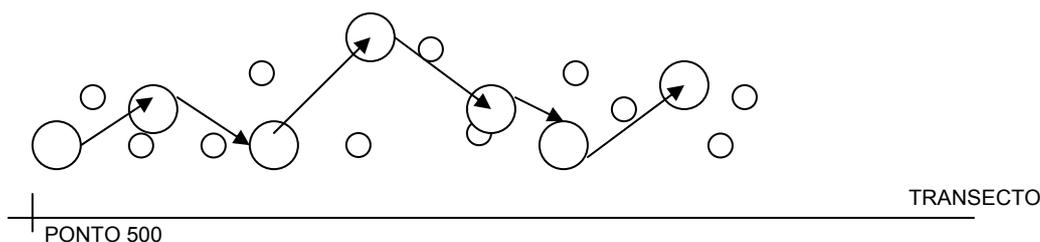


Figura 4: Esquema do método do vizinho mais próximo em cada ponto de amostragem do transecto.

- Média e variação de DAP

Essa variável foi obtida a partir do mesmo procedimento supracitado, onde a cada medida de distância tirada, era também medido o diâmetro da árvore. Assim, tem-se uma média do diâmetro das árvores para cada transecto, bem como sua variação partir da extração do desvio padrão dos dados.

- Densidade de palmeiras

Os dados de densidade de palmeiras foram obtidos por contagem através da metodologia da transecção linear, tal qual feito com os primatas. Assim, para cada palmeira de porte arbóreo avistada, foram realizadas anotações da distância perpendicular entre o indivíduo e a trilha, além da identificação da espécie.

O cálculo para estimar a densidade foi feito através do programa DISTANCE, versão 3.5 (Thomas *et al.* 2002). Algumas espécies que possuíram altas taxas de avistamentos puderam ter sua densidade estimada individualmente.

Análises Estatísticas

A estimativa de densidade de grupos e indivíduos de cada uma das espécies de primatas foi feita utilizando a seguinte fórmula:

$$D=ND/L^2(ESW)$$

Onde, D= densidade do grupo/ indivíduos (grupos/indivíduos por quilômetro quadrado), ND= número de avistamentos para cada espécie, L= comprimento cumulativo do transecto andado em cada site, ESW= largura efetiva, definida como maior distância perpendicular observada para cada espécie, mas excluindo os *outliers*.

Os dados de tamanho médio dos grupos e ocupação no estrato vertical foram realizados extraíndo a média dos dados de avistamentos. Já os dados de biomassa foram calculados com base nos dados obtidos por Peres e Dolman (2000) e Peres (2001) (Tabela 1).

Tabela 1: Características dos diferentes táxons de primatas encontrados na RDS Piagaçu-Purus, Amazônia Central, Brasil.

ESPÉCIES	NOME COMUM	PESO MÉDIO CORPÓREO (Kg) ^a	CLASSIFICAÇÃO TRÓFICA ^{a,b}	ESTRATO FLORESTAL ^{a,c}
Primates				
Callitrichidae				
<i>Saguinus fuscicollis avilapiresi</i> , Hershkovitz, 1966	sauim-de-cara-suja	0,39	Fr; in	Sb; sc
<i>Saguinus mystax pileatus</i> I. Geoffroy & Deville, 1848	sauim-de-boca-branca	0,51	Fr; in	Sc; sb
Cebidae				
<i>Saimiri sciureus sciureus</i> Linnaeus, 1758	mico-de-cheiro	0,94	Fr; in	Sc; c
<i>Saimiri ustus</i> I. Geoffroy, 1843	mico-de-cheiro	0,94	Fr; in	Sc; c
<i>Cebus apella</i> Linnaeus, 1758	macaco-prego	2,91	Fr; sp; in; pv	Sc, c, sb
<i>Cebus albifrons</i> Humboldt, 1812	cairara	2,70	Fr; sp; in; pv	Sc, sb
Aotidae				
<i>Aotus nigriceps</i> Dollman, 1909	macaco-da-noite	1,05	Fr; in	Sc, c
Pitheciidae				
<i>Callicebus cupreus</i> Spix, 1823	zogue-zogue	1,05	Fr; ps	Sb, sc
<i>Pithecia albicans</i> Gray, 1860	parauacu	1,80	Fr; in	Sc; c
Atelidae				
<i>Alouatta puruensis</i> Linnaeus, 1766	guariba	6,50	Fo; fr	C, sc
<i>Lagothrix cana cana</i> E. Geoffroy in Humboldt, 1812	macaco-barrigudo	8,71	Fr; fo	C, sc

^a Peso médio corpóreo, classificação trófica e estrato florestal são derivados dos dados de Peres e Dolman (2000) e Peres (2001).

^b Dieta: ex: exudato; fr: frugívoro; in: insetívoro; ps: predador de semente; pv: predador de vertebrados; fo: folívoro

^c Estrato florestal: c: copa; sc: sub-copa; sb: sub-bosque.

A organização espacial e composição de comunidades de primatas foi calculada utilizando-se a técnica de Escalonamento Multidimensional (MDS), em uma e duas dimensões. Os valores obtidos serviram de base para analisar as similaridades entre os transectos. A partir desses valores também foi realizada uma Regressão Linear Múltipla para se analisar os efeitos da estrutura da floresta sobre a composição de comunidades de primatas.

Ainda utilizando testes com modelos de Regressão Linear Múltipla, foi analisado o efeito da estrutura da floresta sobre riqueza das comunidades e sobre a abundância das espécies de primatas. As variáveis dependentes utilizadas nas análises foram a riqueza (número de espécie em cada transecto) e também os dados de avistamento de cada espécie individualmente. Já as variáveis independentes foram: abertura de dossel, estratificação florestal, altura de dossel, DAP \geq 20 médio, desvio padrão DAP \geq 20 e densidade de palmeiras.

Para determinar se estas variáveis independentes estavam correlacionadas significativamente entre elas, foi feita uma correlação de Pearson. Caso houvesse alguma correlação entre elas, uma das variáveis correlacionadas era descartada. Assim, apenas as variáveis não correlacionadas entraram no modelo de Regressão Linear Múltipla.

Os modelos testados foram:

Número avistamentos da espécie= constante + estratificação + proporção da abertura de dossel + altura de dossel + densidade de árvores com DAP \geq 20 + desvio padrão DAP \geq 20 + densidade de palmeiras.

Riqueza= constante + estratificação + proporção da abertura de dossel + altura de dossel + densidade de árvores com DAP \geq 20 + desvio padrão DAP \geq 20 + densidade de palmeiras.

Composição de comunidades= constante + estratificação + proporção da abertura de dossel + altura de dossel + DAP \geq 20 médio+ desvio padrão DAP \geq 20 + densidade de palmeiras.

Todas as análises foram executadas com o pacote estatístico programa SYSTAT 8.0 (Wilkinson, 1998) e PcOrd 4.25 (McCune & Mefford, 1999).

Resultados

Riqueza de espécies

Foram registrados 300 avistamentos englobando 11 diferentes espécies de primatas durante as atividades de censo diurnos na RDS Piagaçu-Purus. As espécies avistadas foram: sauim-de-boca-branca (*Saguinus mystax pileatus* I. Geoffroy & Deville, 1848); sauim-de-cara-suja (*Saguinus fuscicollis avilapiresi*, Hershkovitz, 1966); micos-de-cheiro (*Saimiri ustus* I. Geoffroy, 1843 e *Saimiri sciureus sciureus* Linnaeus, 1758); parauacu (*Pithecia albicans* Gray, 1860); macaco-barrigudo (*Lagothrix cana cana* E. Geoffroy in Humboldt, 1812); zogue-zogue (*Callicebus cupreus* Spix, 1823); cairara (*Cebus albifrons* Humboldt, 1812); macaco-prego (*Cebus apella* Linnaeus, 1758); guariba (*Alouatta puruensis puruensis* Linnaeus, 1766) e macaco-da-noite (*Aotus nigriceps* Dollman, 1909). Apesar do macaco-da-noite ter sido avistado em um dos sítios, este dado é apenas acrescentado à lista de espécies da Reserva. Para a análise dos dados, as espécies *Saguinus mystax* e *Saguinus fuscicollis* foram agrupadas no mesmo gênero, já que formam bandos mistos de difícil determinação exata de todos os indivíduos em campo. O mesmo ocorreu com as espécies do gênero *Saimiri* (*S. ustus* e *S. sciureus*).

Além disso, a área de estudo está incluída nas distribuições geográficas de macacos-aranha (*Ateles chamek* Humboldt, 1812); zogue-zogue (*Callicebus torquatus purinus* Thomas, 1927) e sagüi-leãozinho (*Cebuella pygmaea niveiventris* Spix, 1823) (Fooden, 1963, Hershkovitz, 1968, 1988, Auricchio, 1995, Emmons 1999, van Roosmalen *et al.*, 2002, Hirsh *et al.*, 2003), que puderam ter suas presenças confirmadas por entrevistas com comunitários locais e também em estudo anterior realizado na região do lago Uauaçu (Haugaasen & Peres, 2005b). Entretanto, este estudo não obteve o registro visual destas espécies por diversos motivos, dentre os quais: a extensa área de vida dos macacos-aranha no período da seca, dificultando seu encontro (são primatas raros) ou então a escolha de florestas com grau baixo de distúrbio, desfavorecendo o encontro de zagues-zogue. Os sagüis-leãozinhos apresentam uma distribuição que aparentemente depende da distribuição de espécies vegetais produtoras de goma (Nash, 1986), e assim, sua distribuição pode ser reduzida onde esses exudatos não são disponíveis (Terborgh, 1983). Tudo isso favorece a uma provável distribuição em manchas, dificultando o encontro com esses animais, como sugerido por Haugaasen & Peres (2005b).

Organização espacial de comunidades de primatas

A floresta de terra firme é a fitofisionomia de maior riqueza, onde foram encontradas sete das oito espécies registradas em censos, excetuando-se, as espécies do gênero *Saimiri*. Esta também contém a trilha com maior número de espécies avistadas: cinco. Todas as trilhas censadas em florestas de várzea apresentaram as mesmas espécies (*Cebus apella*, *Alouatta puruensis* e *Saimiri* sp.), contrastando com florestas de igapós, onde foram encontradas cinco espécies, num máximo de quatro avistadas em um dos sítios.

O maior contraste observado em termos de composição de comunidades foi observado entre as florestas de terra firme e as várzeas, já que as primeiras possuem cinco espécies diferentes das encontradas na segunda. Entretanto, praticamente todas as espécies encontradas na várzea também são encontradas nas florestas de terra firme, excetuando as do gênero *Saimiri*. Já os igapós apresentam uma composição mais semelhante às florestas de terra firme, apesar desta última possuir três espécies diferentes, não avistadas nos igapós. O fato de igapós se assemelharem mais com florestas de terra firme já era esperado, dada a configuração espacial destes, onde igapós permeiam florestas de terra firme permitindo uma conexão entre as fitofisionomias.

A técnica de escalonamento multidimensional (MDS) foi realizada em duas e uma dimensões, com os dados brutos de avistamentos das espécies. Para avaliar a quantidade de informação preservada nos eixos gerados pela ordenação em uma dimensão, foi calculada a distância euclidiana dos pontos dos eixos dessa ordenação e posteriormente correlacionados (Correlação de Pearson) com a matriz de distância original. O valor obtido foi de 0.984, ou seja, a solução da MDS em uma dimensão conservou 98.4% da informação contida na matriz original.

Os resultados obtidos com o MDS corroboram o que foi descrito acima para as fitofisionomias. Os valores da ordenação (Tabela 2) indicam um agrupamento forte entre as várzeas. A trilha de várzea V3 se encontra mais afastada das outras, pelo fato dela ter apresentado um número de avistamentos relativamente alto de macaco-de-cheiro, exatamente o dobro em relação às outras trilhas.

As florestas de Terra Firme e Igapós também formam grupos distintos das várzeas com relação à composição, apresentando uma segregação com certo grau de permeabilidade entre eles. Duas trilhas de igapós (I4 e I1) se encontram no meio das trilhas de floresta de terra firme, devido, principalmente, à sua maior riqueza dentre os igapós. Os igapós I3 e I7 apresentaram valores de ordenação muito

próximos, e sua proximidade está relacionada à ausência de avistamentos durante as atividades de censo. Já a trilha T1 se encontra mais afastada das outras trilhas de floresta de terra firme por possuir um número bem maior de avistamentos de *Saguinus* spp. (cinco).

Tabela 2: Valores obtidos para MDS em uma dimensão para a composição de comunidades de primatas na RDS Piagaçu-Purus.

Trilha	Identificação	Scores
V3	Itapuru Mirim	-3.126
V7	Peua	-1.368
V6	Rabicho	-1.355
V5	Guaribinha	-1.139
V4	Xibui	-1.088
V1	Murinho	-0.273
V2	Fortaleza	0.056
T2	Palhal	0.462
T6	Caripirinha	0.515
I1	Mirocaia	0.544
I4	Itauba Bacuri	0.546
T4	Cotia	0.564
T7	Itauba Uixi	0.570
T3	Mirocaia	0.588
T5	Mutum	0.612
I2	Furo Grande	0.627
I5	Mapixi	0.627
I6	Ajará	0.639
I7	Tucumã	0.645
I3	Gerônimo	0.646
T1	Ventura	0.707

Padrões de abundância e biomassa

A Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus apresentou uma densidade de primatas diurnos de 73,4 indivíduos/ Km²; ou ainda, 11,1 bandos/ Km². As fitofisionomias de várzeas, igapós e florestas de terra firme apresentaram densidade de 181,4; 20,8 e 79,0 indivíduos/ Km², respectivamente. Este contraste observado entre várzeas versus igapós e florestas de terra firme também ficou evidenciado quando os dados foram tratados em grupos/ Km²; obtendo-se 29,5; 3,6 e 10,3, respectivamente. A biomassa final de primatas em várzea também foi bem alta, se comparada às outras fitofisionomias (Tabela 3).

Esses dados refletem, de certa forma, os dados brutos de avistamentos, quando as várzeas obtiveram um número praticamente três vezes maior que as

florestas de terra firme e dez vezes maior do que o igapó (Tabela 3). Assim, apesar dos avistamentos na várzea se concentrarem nos primatas de pequeno porte (macacos-de-cheiro contribuíram com 118,3 Kg/ Km², enquanto que os guaribas e macacos-prego contribuem com 161,5 e 89,3 Kg/ Km², respectivamente) as taxas de avistamentos de guaribas e macacos-prego também foram relativamente altas, contribuindo para a alta biomassa desta fitofisionomia. Nas florestas de terra firme e igapós, apesar destas apresentarem maior número de espécies de primatas de grande porte, as taxas de avistamentos não foram suficientemente altas para elevar seus dados de biomassa final.

Cada espécie se comporta de maneira diferente com relação a formação de seus grupos (Tabela 3). As espécies da família Callithrichidae apresentaram grupos compostos por 5 a 6,7 indivíduos, dependendo da fitofisionomia. Já os primatas de maior porte como o barrigudo, apresentaram grupos maiores, com 10 indivíduos em média por bando. Os guaribas apresentaram forte diferenciação de tamanhos de grupo, densidades e biomassa, quando em diferentes fitofisionomias. Eles estavam organizados em grupos maiores nas florestas de terra firme e nos igapós. Entretanto, apresentaram uma densidade muito maior nas várzeas. Esse fato é também refletido nos dados de biomassa, onde a várzea apresenta 161,5 Kg por Km², contrastando os 52,2 e 19,9 Kg por Km² de florestas de terra firme e igapós, respectivamente. Outra espécie que apresentou comportamento semelhante foram os macacos-pregos, também se organizando em grupos maiores nas florestas de terra firme e nos igapós, mas com baixas densidades e biomassa se comparado às várzeas. Os macacos parauacus apresentaram grupos de tamanho intermediário, com 5.6 indivíduos por bando, e se apresentaram em alta densidade nas florestas de terra firme, só ficando atrás dos macacos-prego.

Tabela 3: Resultados obtidos para tamanho médio dos grupos, número de avistamento, padrões de abundância e biomassa das espécies de primatas da RDS Piagaçu-Purus.

Espécies	Tamanho do grupo ^a			N ^b			Grupo (km ⁻²) ^c			Indivíduos (km ⁻²)			Biomassa (km ⁻²) ^d		
	TF	VZ	IG	TF	VZ	IG	TF	VZ	IG	TF	VZ	IG	TF	VZ	IG
<i>Saguinus</i> spp.	6,7	-	5	13	-	1	1,3	-	0,6	8,6	-	3,2	3,9	-	1,4
<i>Saimiri</i> spp.	-	7,3	45,5	-	114	2	-	17,3	0,3	-	125,9	13,6	-	118,3	12,7
<i>Cebus apella</i>	11,4	5,2	6,6	25	55	7	2,8	6,1	1,2	31,7	30,7	7,6	92,2	89,3	22,1
<i>Cebus albifrons</i>	14,3	-	10,3	4	-	3	0,7	-	0,5	10,2	-	5,5	27,5	-	14,9
<i>Callicebus cupreus</i>	3	-	-	1	-	-	0,7	-	-	2,2	-	-	2,3	-	-
<i>Pithecia albicans</i>	4,6	-	4	11	-	2	2,7	-	0,4	12,6	-	1,4	22,8	-	2,6
<i>Alouatta puruensis</i>	5,6	3,8	4,8	8	43	5	1,4	6,4	0,6	8,0	24,9	3,1	52,2	161,5	19,9
<i>Lagothrix cana</i>	10	-	-	5	-	-	0,6	-	-	5,6	-	-	48,6	-	-
TOTAL				67	214	20	10,3	29,8	3,6	79,0	181,4	20,8	249,6	369,1	73,7

* TF= terra firme; VZ= várzea; IG= igapó.

^a Tamanho médio do grupo obtido de todas as detecções visuais.

^b Número de avistamentos.

^c Todas as densidades foram calculadas através da fórmula $D=N/ TCT*2(P)$; onde D= densidade dada em grupos ou indivíduos por Km²; N= número de avistamentos; TCT= tamanho cumulativo do transecto e P=maior distância perpendicular observada.

^d Estimativas de biomassa foram feitas utilizando os dados de Peres e Dolman (2000).

Ocupação de estratos verticais

A partir dos dados de avistamento, também puderam ser extraídos os dados de ocupação do estrato vertical para cada uma das espécies de primatas (Tabela 4). De uma forma geral, os primatas ocupam o espaço vertical de maneira bem diferenciada. Os macacos-de-cheiro, cairaras e macacos-prego ocupam os setores mais baixos, sendo encontrados a uma altura de 10 a 12 m. Já os guaribas, zoguezogue e sauíns ocupam um estrato intermediário, entre 14 e 17 m. Os estratos superiores, entre 20 a 26 m, são ocupados por macacos-barrigudo e parauacus.

Apesar de haver essa segregação vertical, ela se apresenta um pouco diferenciada quando em florestas de terra firme ou em várzeas (Tabela 4). Em florestas de terra firme, os guaribas e macacos-prego se encontram em estratos mais altos (23.9m e 20.4m, respectivamente), partilhando o espaço com parauacus e macacos-barrigudos. Entretanto, quando avistados em florestas de várzea, estes primatas ocuparam estratos mais baixos, a 15.1 m e 7.5 m, respectivamente.

Tabela 4: Altura média das espécies de primatas no estrato vertical dentro da RDS Piagaçu-Purus.

Espécies	Altura no estrato (m)			
	TF	VZ	IG	GERAL
<i>Saguinus</i> spp.	14,4	-	18	14,6
<i>Saimiri</i> spp.	-	10,6	10	10,6
<i>Cebus apella</i>	20,4	7,5	10,4	11,9
<i>Cebus albifrons</i>	13,3	-	10,7	12,1
<i>Callicebus cupreus</i>	14	-	-	14
<i>Pithecia albicans</i>	20,6	-	20,5	20,5
<i>Alouatta puruensis</i>	23,9	15,1	18,8	16,7
<i>Lagothrix cana</i>	25,6	-	-	25,6

* TF= terra firme; VZ= várzea; IG= igapó.

Variação dos componentes da estrutura da floresta

O resultado de censo de palmeiras indica a presença de 16 diferentes espécies de palmeiras (Tabela 5), encontradas nas 21 trilhas trabalhadas. As espécies que apresentaram as maiores densidades por transecto analisado foram: açai-do-mato, com 44,1 árvores por Km²; babaçu, com 40,5 árvores por Km²; urucuri, com 42,2 árvores por Km²; patauá, com 20,5 árvores por Km² e jauari com 19,7 árvores por Km². Já os transectos obtiveram densidade de palmeiras numa variação de 0 até 103,9 indivíduos por Km² (tabela 6). Os transectos localizados em florestas de terra firme apresentaram densidades entre 15,5 a 71,2 palmeiras por Km²; já os igapós, ficaram na faixa de 0,7 a 17,2 palmeiras por Km² (Tabela 6) Os transectos localizados em várzeas apresentaram dois tipos de comportamento: os localizados em área de restinga baixa tiveram baixíssimas densidades (entre 0 e 0,5 palmeiras por Km²); e os localizados em restinga alta apresentaram as maiores taxas de densidade: 80 e 104 palmeiras por Km². As três espécies mais importantes em florestas de terra firme foram o açai-do-mato, o babaçu e o patauá. Já na várzea, as espécies responsáveis pela alta densidade em restinga alta foram o muru-muru e o açai-do-mato. No igapó, apesar na densidade ser relativamente baixa, as espécies jauari e açai foram as que se mais destacaram.

Tabela 5: Espécies de palmeiras encontradas da trilhas da RDS Piagaçu-Purus.

ESPÉCIES	NOME POPULAR
Arecaceae	
<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	açaí do mato
<i>Astrocaryum murumuru</i> Mart.	murumuru
<i>Attalea attaleoides</i> (Barb. R odr.) Wess. Boer.	urucuri
<i>Astrocaryum jauari</i> Mart.	jauari
<i>Iriarteia deltoidea</i> Ruiz & Pav.	paxubinha barriguda
<i>Iriartella setigera</i> (Mart.) H. Wendl.	paxubinha
<i>Maximiliana maripa</i> (Aublet) Drude	inajá
<i>Scheelea phalerata</i> (Mart. ex Spreng.) Burret	babaçu
<i>Oenocarpus bataua</i> Mart.	patauá
<i>Mauritiella aculeata</i> (Kunth) Burret.	buritirana
<i>Oenocarpus bacaba</i> Mart.	bacaba
<i>Oenocarpus mapora</i> Mart.	bacabinha
<i>Oenocarpus minor</i> Mart.	bacabão
<i>Astrocaryum aculeatum</i> G. Mey	tucumã
<i>Elias oleifera</i> (Kunth) Cortés	caioé
<i>Mauritia flexuosa</i> Mart.	buriti

Tabela 6: Densidade de palmeiras encontradas da trilhas da RDS Piagaçu-Purus.

Trilhas	Identificação	Dens. Palmeiras
I1	Mirocaia	2.67
I2	Furo Grande	17.27
I3	Gerônimo	6.37
I4	Itauba	6.77
I5	Mapixi	1.00
I6	Ajará	0.71
I7	Tucumã	1.07
T1	Ventura	57.38
T2	Palhal	36.17
T3	Mirocaia	42.23
T4	Cotia	66.30
T5	Mutum	29.61
T6	Caripirinha	15.45
T7	Itauba Uixi	71.15
V1	Murinho	103.94
V2	Fortaleza	0.50
V3	Itapuru	0.00
V4	Xibui	0.00
V5	Guaribinha	0.00
V6	Rabicho	0.00
V7	Peua	0.00

A altura de dossel teve uma alta variação entre os transectos, apresentando uma amplitude de 14 a 33,1 metros. As fitofisionomias se comportaram de maneira diferente com relação a essa variável, sendo que as florestas de igapó são as mais baixas, as de terra firme as mais altas e as várzeas apresentam alturas intermediárias.

Os resultados da MDS para a estratificação da floresta indicam uma forte segregação entre as fitofisionomias. Os igapós apresentaram os valores mais baixos, e nesse caso, indicando uma floresta com ausência de copa alta e com muito poucas árvores emergentes. Já as florestas de terra firme ficaram no extremo oposto da MDS, caracterizadas pela presença constante de sub-bosque, copas média, alta e também de vegetação rasteira. As trilhas localizadas em florestas de várzea obtiveram valores intermediários na MDS.

A densidade de árvores com $DAP \geq 20$ cm apresentaram pouca amplitude de variação, entre 3.5 e 4.9 metros. O cálculo do desvio padrão também indicou uma variação muito baixa. Esse fato pode ser resultante de uma relativa baixa amostragem (240 indivíduos por transecto) ou indica que esta variável não é diferencial de estrutura da floresta ou de fitofisionomia. De acordo com a inspeção

gráfica realizada e pela pouca variação apresentada, a variável densidade de árvores não entrou nas análises posteriores de Regressão Múltipla.

As médias de $DAP \geq 20$ cm variaram entre 34.98 e 60.73 cm. As florestas de terra firme apresentaram os valores mais baixos, e as várzeas mostraram valores mais altos, enquanto que os igapós permearam os valores intermediários. Os resultados dos cálculos de desvio padrão (SD) mostraram que as florestas de terra firme tiveram valores baixos, indicando uma floresta mais homogênea, em contraste com as várzeas (com altos valores de SD), indicando uma floresta com alta variação na espessura das árvores, apresentando árvores com DAP elevado, que puxaram os valores médios para um valor mais alto.

A variável abertura de dossel obteve uma amplitude de variação de 8.53 a 14.08% de pixels claros (porcentagem de abertura de dossel). As fitofisionomias aparentaram não ter uma clara distinção com relação à variável, dividindo espaço do mais baixo até o mais alto valor.

Correlação entre as variáveis independentes

Os resultados da Matriz de Correlação de Pearson (Tabela 7) mostraram correlação significativa apenas entre duas variáveis independentes (componentes da estrutura da floresta) amostradas nesse estudo: média de $DAP \geq 20$ e desvio padrão de $DAP \geq 20$. Por conseguinte, a variável desvio padrão de $DAP \geq 20$ não foi utilizada no modelo. O valor de tolerância utilizado foi de 0.8. O modelo para a realização da Regressão Múltipla Linear utilizou, portanto, as variáveis independentes: estratificação, abertura de dossel, altura de dossel, $DAP \geq 20$ médio e densidade de palmeiras.

Tabela 7: Resultados da Matriz de Correlação de Pearson.

	Estratificação	Abertura de Dossel	Altura	$DAP \geq 20$ médio	Desvio Padrão $DAP \geq 20$	Densidade de Palmeiras
Estratificação	1.000					
Abertura de Dossel	-0.273	1.000				
Altura	0.638	-0.159	1.000			
$DAP \geq 20$ médio	0.073	0.186	-0.210	1.000		
Desvio Padrão $DAP \geq 20$	0.020	0.199	-0.212	0.973	1.000	
Densidade de Palmeiras	0.483	-0.002	0.323	-0.081	-0.163	1.000

Efeito dos componentes da estrutura da floresta sobre a composição e riqueza das comunidades de primatas

1- Composição de comunidades de primatas

Foi realizada uma Regressão Múltipla tendo como variável dependente os valores obtidos com MDS para a composição de comunidades de primatas. O resultado desta regressão apontou dois pontos *outliers*. Após análise de resíduos, verificou-se que esses pontos estavam mascarando uma tendência apresentada pela composição em relação à variável independente estratificação. Assim, foi realizada uma segunda regressão múltipla sem esses pontos (Tabela 8). O resultado indicou uma relação significativa com abertura de dossel, estratificação, média DAP \geq 20 e com a densidade de palmeiras (Tabela 8; Figura 5).

Tabela 8: Resultados da Análise de Regressão Linear Múltipla para variação na composição de comunidades de primatas em relação aos componentes de estrutura da floresta.

VARIÁVEIS	Coefficiente	Erro Padrão	Coefficiente Padrão	Tolerância	T	P
Constante	5.548	1.010	0.000	.	5.494	0.000
Estratificação	-0.330	0.131	-0.462	0.385	-2.515	0.026
Abertura de Dossel	-0.252	0.067	-0.485	0.791	-3.786	0.002
Altura	0.007	0.024	0.044	0.522	0.279	0.784
DAP \geq 20	-0.075	0.015	-0.634	0.851	-5.128	0.000
Densidade de Palmeira	0.012	0.003	0.514	0.677	3.711	0.003

R² = 0.831; N = 19; F = 12.802; p < 0.001

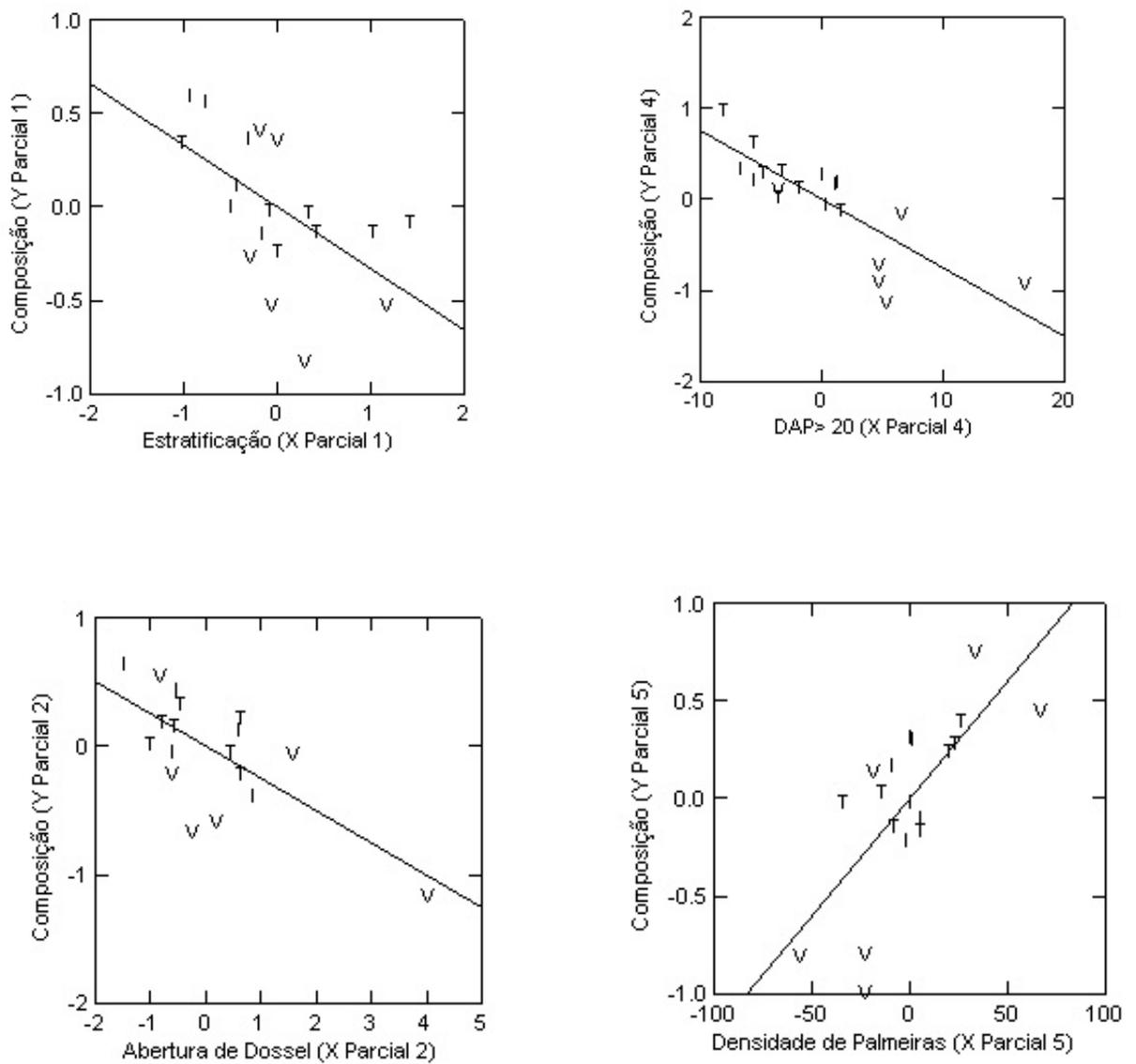


Figura 5: Resultados significativos da análise Regressão Linear Múltipla de variação da composição da comunidade de primatas da RDS Piagaçu Purus em relação aos componentes de estrutura da floresta (abertura de dossel, estratificação, média DAP \geq 20, densidade de palmeiras). Os pontos correspondem às trilhas trabalhadas, onde V= várzea, I= igapós e T= terra firme. Os resultados correspondem ao apresentado na Tabela 8. Alguns números nos eixos são negativos porque a regressão parcial representa os desvios dos resultados esperados se todas as outras variáveis são mantidas constantes nas suas médias observadas.

2- Riqueza de comunidades de primatas

A riqueza de comunidade de primatas (número de espécies) esteve relacionada significativamente com apenas um componente da estrutura da floresta: estratificação, sendo em uma relação direta (Tabela 9, Figura 6). Esse resultado sugere que há um número maior de espécies de primatas com florestas que apresentam sub-bosques e copas média e alta.

Tabela 9: Resultados da Análise de Regressão Linear Múltipla para variação na riqueza de comunidades de primatas em relação aos componentes de estrutura da floresta.

VARIÁVEIS	Coefficiente	Erro Padrão	Coefficiente Padrão	Tolerância	T	P
Constante	0.444	2.650	0.000	.	0.167	0.869
Estratificação	0.748	0.346	0.552	0.409	2.163	0.047
Abertura de Dossel	0.253	0.148	0.304	0.842	1.710	0.108
Altura	0.092	0.065	0.321	0.520	1.418	0.177
DAP \geq 20	-0.043	0.040	-0.194	0.809	-1.067	0.303
Densidade de Palmeira	-0.002	0.008	-0.040	0.725	-0.207	0.839

$R^2 = 0.600$; $N = 21$; $F = 4.507$; $p < 0.05$

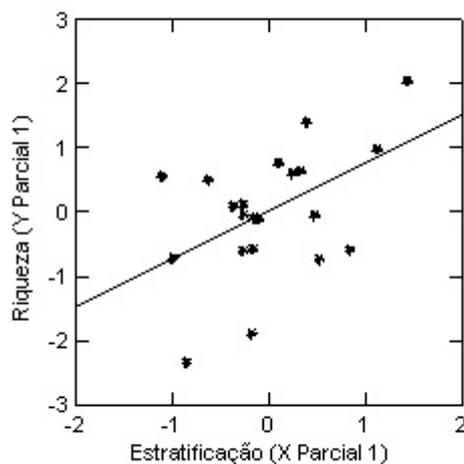


Figura 6: Resultados significativos da análise Regressão Linear Múltipla de variação da riqueza da comunidade de primatas da RDS Piagaçu Purus em relação ao componente de estrutura da floresta estratificação. Os resultados correspondem ao apresentado na Tabela 9.

Efeito dos componentes da estrutura da floresta sobre a abundância das onze espécies de primatas

1- *Saguinus* spp.

A abundância de *Saguinus* esteve relacionada significativamente com a altura de dossel de maneira direta (Tabela 10, Figura 7). Esses resultados sugerem que um maior número de bandos de sauinns está presente quando as florestas são mais altas.

Tabela 10: Resultados da Análise de Regressão Linear Múltipla para variação na densidade de *Saguinus* spp. em relação aos componentes de estrutura da floresta.

VARIÁVEIS	Coefficiente	Erro Padrão	Coefficiente Padrão	Tolerância	T	P
Constante	-1.180	1.994	0.000	.	-0.592	0.563
Estratificação	-0.234	0.260	-0.182	0.409	-0.898	0.383
Abertura de Dossel	-0.070	0.111	-0.089	0.842	-0.629	0.539
Altura	0.229	0.049	0.843	0.520	4.694	0.000
DAP \geq 20	-0.047	0.030	-0.227	0.809	-1.574	0.136
Densidade de Palmeira	0.003	0.006	0.068	0.725	0.449	0.660

$R^2 = 0.748$; $N = 21$; $F = 8.917$; $p < 0.001$

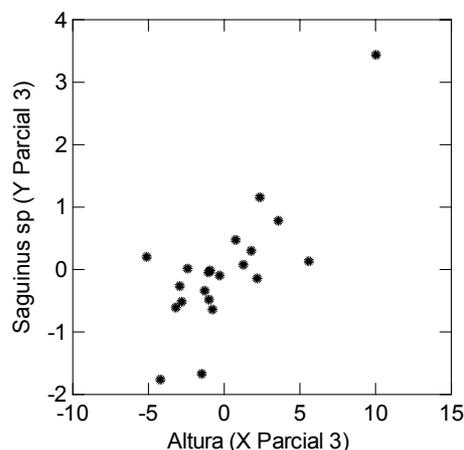


Figura 7: Resultados significativos da análise Regressão Linear Múltipla de variação da abundância de *Saguinus* spp. em relação ao componente de estrutura da floresta (altura de dossel). Os resultados correspondem ao apresentado na Tabela 10.

2- *Saimiri* spp.

O resultado da regressão linear múltipla apontou para dois pontos *outliers*, ou seja, que estavam alterando a configuração final do modelo. Após análise de resíduos, verificou-se que esses pontos estavam mascarando uma relação existente entre *Saimiri* spp. e o componente da estrutura da floresta estratificação. Assim, foi realizada uma segunda regressão múltipla, sem esses pontos supracitados, e o seu resultado é apresentado na Tabela 11.

A abundância de grupos de *Saimiri* spp. esteve relacionada significativamente com quatro componentes da estrutura da floresta, sendo que com abertura de dossel, estratificação e média de DAP \geq 20 o efeito foi positivo (direto) e com densidade de palmeiras ele foi inverso (Tabela 11, Figura 8). Esses resultados sugerem que um maior número de macacos-de-cheiro está presente em florestas com aberturas de dossel maiores, com árvores de diâmetro mais grosso, com presença de sub-bosques e copas média e alta, e também, em florestas com baixas densidades de palmeiras.

A altura de dossel ($R^2= 0.817$, $N=19$, $p=0.889$) não esteve significativamente relacionada com abundância de macacos-de-cheiro.

Tabela 11: Resultados da Análise de Regressão Linear Múltipla para variação na densidade de *Saimiri* spp. em relação aos componentes de estrutura da floresta.

VARIÁVEIS	Coefficiente	Erro Padrão	Coefficiente Padrão	Tolerância	T	P
Constante	-46.145	9.867	0.000	.	-4.677	0.000
Estratificação	2.901	1.284	0.432	0.385	2.259	0.042
Abertura de Dossel	2.422	0.650	0.497	0.791	3.725	0.003
Altura	-0.034	0.237	-0.023	0.522	-0.142	0.889
DAP \geq 20	0.673	0.143	0.606	0.851	4.711	0.000
Densidade de Palmeira	-0.122	0.031	-0.560	0.677	-3.885	0.002

$R^2= 0.817$; $N=19$; $F= 11.605$; $p<0.001$

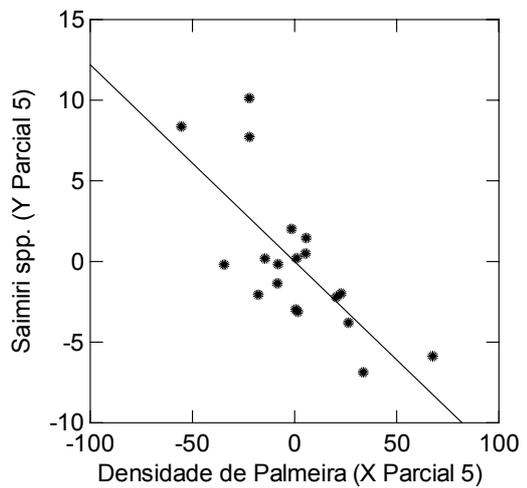
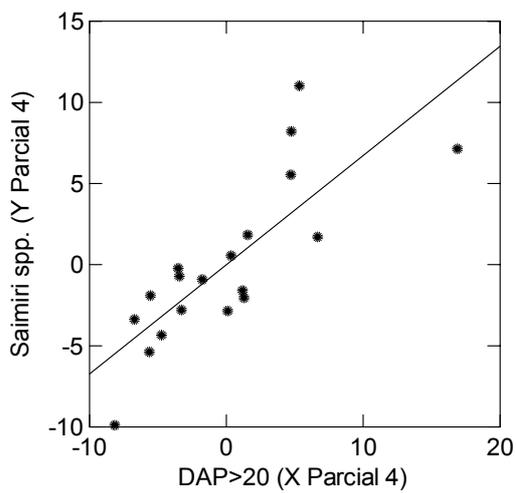
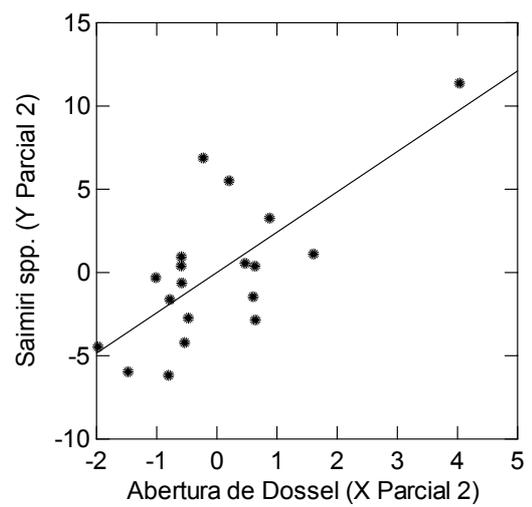
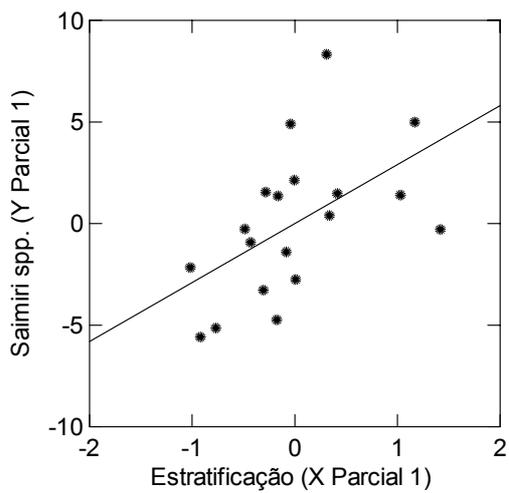


Figura 8: Resultados significativos da análise Regressão Linear Múltipla de variação da abundância de *Saimiri* spp. em relação aos componentes de estrutura da floresta (estratificação, abertura de dossel, densidade de palmeiras, média DAP>20). Os resultados correspondem ao apresentado na Tabela 11.

3- *Cebus apella*

A abertura de dossel foi o único componente da estrutura da floresta que esteve significativamente relacionado com a variação de abundância de grupos de *Cebus apella* (Tabela 12, Figura 9). Assim, estes animais ocorrem em maior número quando a abertura de dossel é maior. Nenhuma outra variável apresentou relação significativa com macacos-pregos.

Tabela 12: Resultados da Análise de Regressão Linear Múltipla para variação na densidade de *Cebus apella* em relação aos componentes de estrutura da floresta.

VARIÁVEIS	Coefficiente	Erro Padrão	Coefficiente Padrão	Tolerância	T	P
Constante	-18.638	7.221	0.000	.	-2.581	0.021
Estratificação	1.071	0.942	0.270	0.409	1.136	0.274
Abertura de Dossel	1.351	0.402	0.556	0.842	3.358	0.004
Altura	-0.046	0.177	-0.055	0.520	-0.260	0.798
DAP \geq 20	0.181	0.109	0.280	0.809	1.658	0.118
Densidade de Palmeira	0.047	0.023	0.374	0.725	2.095	0.054

$R^2 = 0.654$; $N = 21$; $F = 5.667$; $p < 0.005$

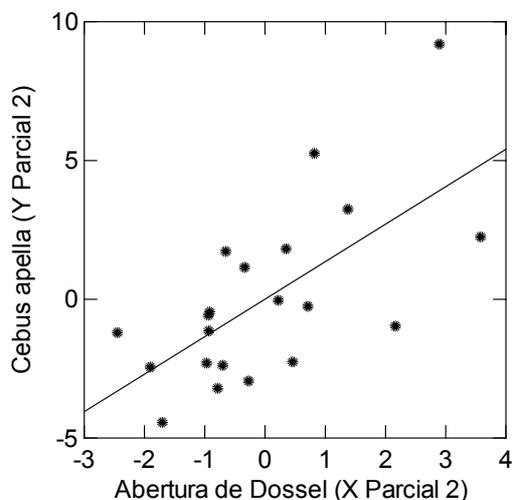


Figura 9: Resultados significativos da análise Regressão Linear Múltipla de variação da abundância de *Cebus apella* em relação ao componente de estrutura da floresta: abertura de dossel. Os resultados correspondem ao apresentado na Tabela 12.

4- *Cebus albifrons*

A estratificação e altura de dossel foram as únicas variáveis independentes do componente da estrutura da floresta que tiveram relação significativa com abundância de grupos de cairaras, entretanto em relações opostas. A primeira apresentou uma relação direta, e altura de dossel uma relação inversa, sugerindo

que *C. albifrons* está associado a florestas mais baixas (Tabela 13, Figura 10). Os demais componentes não apresentaram relação significativa com a abundância desta espécie.

Tabela 13: Resultados da Análise de Regressão Linear Múltipla para variação na densidade de *Cebus albifrons* em relação aos componentes de estrutura da floresta.

VARIÁVEIS	Coefficiente	Erro Padrão	Coefficiente Padrão	Tolerância	T	P
Constante	3.983	1.902	0.000	.	2.046	0.059
Estratificação	0.644	0.248	0.830	0.409	2.595	0.020
Abertura de Dossel	0.114	0.106	0.240	0.842	1.078	0.298
Altura	-0.104	0.047	-0.633	0.520	-2.234	0.041
DAP \geq 20	-0.058	0.029	-0.456	0.809	-2.006	0.063
Densidade de Palmeira	-0.009	0.006	-0.375	0.725	-1.561	0.139

$R^2 = 0.373$; $N = 21$; $F = 5.667$; $p < 0.005$

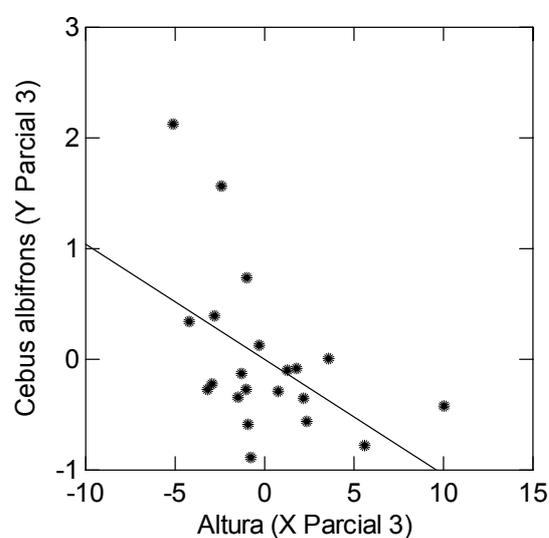
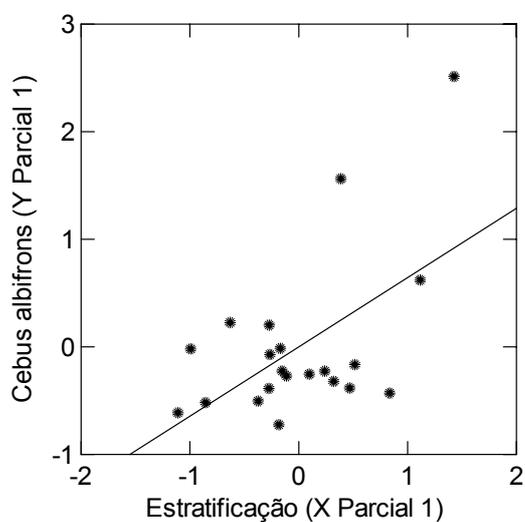


Figura 10: Resultados significativos da análise Regressão Linear Múltipla de variação da abundância de *Cebus albifrons* em relação aos componentes de estrutura da floresta (estratificação, altura de dossel). Os resultados correspondem ao apresentado na Tabela 13.

5- *Pithecia albicans*

Quando analisamos a relação dos componentes de estrutura da floresta com a abundância de grupos de *Pithecia albicans*, verificou-se que houve efeito significativo das variáveis: altura de dossel e média DAP \geq 20 (Tabela 14, Figura 11). Estratificação ($R^2= 0.698$, N=21, $p=0.632$), abertura de dossel ($R^2= 0.698$, N=21, $p=0.586$) e densidade de palmeira ($R^2= 0.698$, N=21, $p=0.350$) não apresentaram relações significativas com abundância de parauacus. Esses resultados sugerem que estes animais ocorrem em maior número em florestas mais altas e com diâmetros menores, próximos a 20 cm.

Tabela 14: Resultados da Análise de Regressão Linear Múltipla para variação na densidade de *Pithecia* em relação aos componentes de estrutura da floresta.

VARIÁVEIS	Coefficiente	Erro Padrão	Coefficiente Padrão	Tolerância	T	P
Constante	1.270	1.528	0.000	.	0.832	0.419
Estratificação	-0.097	0.199	-0.108	0.409	-0.489	0.632
Abertura de Dossel	-0.047	0.085	-0.086	0.842	-0.557	0.586
Altura	0.117	0.037	0.613	0.520	3.116	0.007
DAP \geq 20	-0.060	0.023	-0.410	0.809	-2.596	0.020
Densidade de Palmeira	0.005	0.005	0.161	0.725	0.964	0.350

$R^2= 0.698$; N= 21; F= 6.928; $p<0.005$

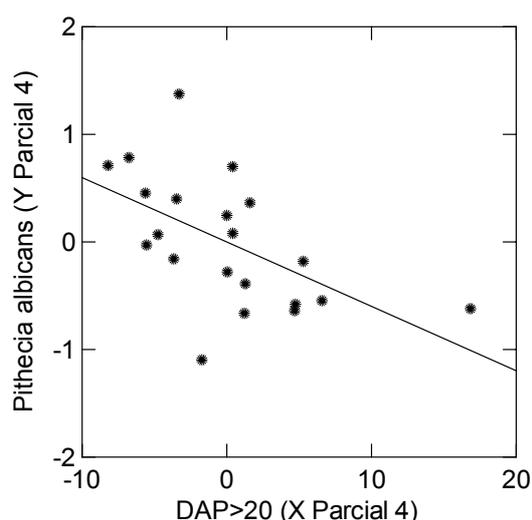
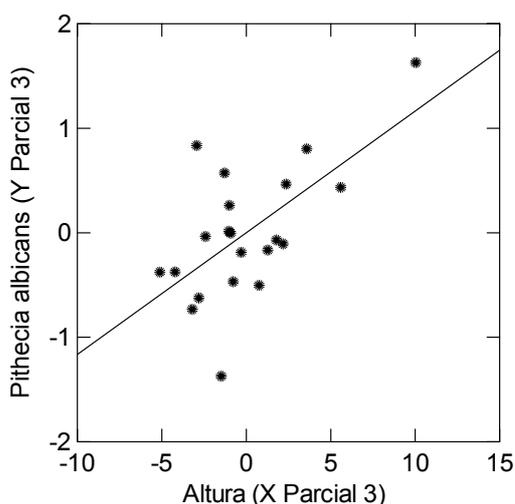


Figura 11: Resultados significativos da análise Regressão Linear Múltipla de variação da abundância de *Pithecia albicans* em relação aos componentes de estrutura da floresta (altura de dossel e média DAP \geq 20). Os resultados correspondem ao apresentado na Tabela 14.

6- *Alouatta puruensis*

Os resultados obtidos para a Regressão Múltipla de guaribas com os componentes da estrutura da floresta apontaram para a existência de um ponto *outlier*. Retirado esse ponto e feita a análise de resíduos, verificou-se que ele estava mascarando a relação existente entre guaribas e as variáveis independentes estratificação e abertura de dossel. Assim, os resultados da segunda regressão linear múltipla, sem o *outlier*, são apresentados na Tabela 15. A abundância de grupos de *Alouatta puruensis* teve uma relação significativa positiva com média de $DAP \geq 20$, abertura de dossel e estratificação e uma relação negativa (inversa) com densidade de palmeiras. Esses resultados sugerem que grupos de guaribas estão diretamente relacionados com florestas que possuem árvores de maior diâmetro, maior abertura de dossel, florestas com presença de sub-bosque, copas média e altas e também com baixas densidades de palmeiras. O componente de estrutura da floresta altura não apresentou relação significativa com abundância de guaribas (Tabela 15, Figura 12).

Tabela 15: Resultados da Análise de Regressão Linear Múltipla para variação na densidade de *Alouatta puruensis* em relação aos componentes de estrutura da floresta.

VARIÁVEIS	Coefficiente	Erro Padrão	Coefficiente Padrão	Tolerância	T	P
Constante	-16.558	3.726	0.000	.	-4.443	0.001
Estratificação	1.231	0.489	0.425	0.405	2.515	0.025
Abertura de Dossel	0.694	0.219	0.372	0.840	.3167	0.007
Altura	0.002	0.092	0.003	0.525	0.023	0.982
$DAP \geq 20$	0.302	0.056	0.640	0.825	5.404	0.000
Densidade de Palmeira	-0.046	0.012	-0.497	0.721	-3.925	0.002

$R^2 = 0.838$; $N = 20$; $F = 14.464$; $p < 0.001$

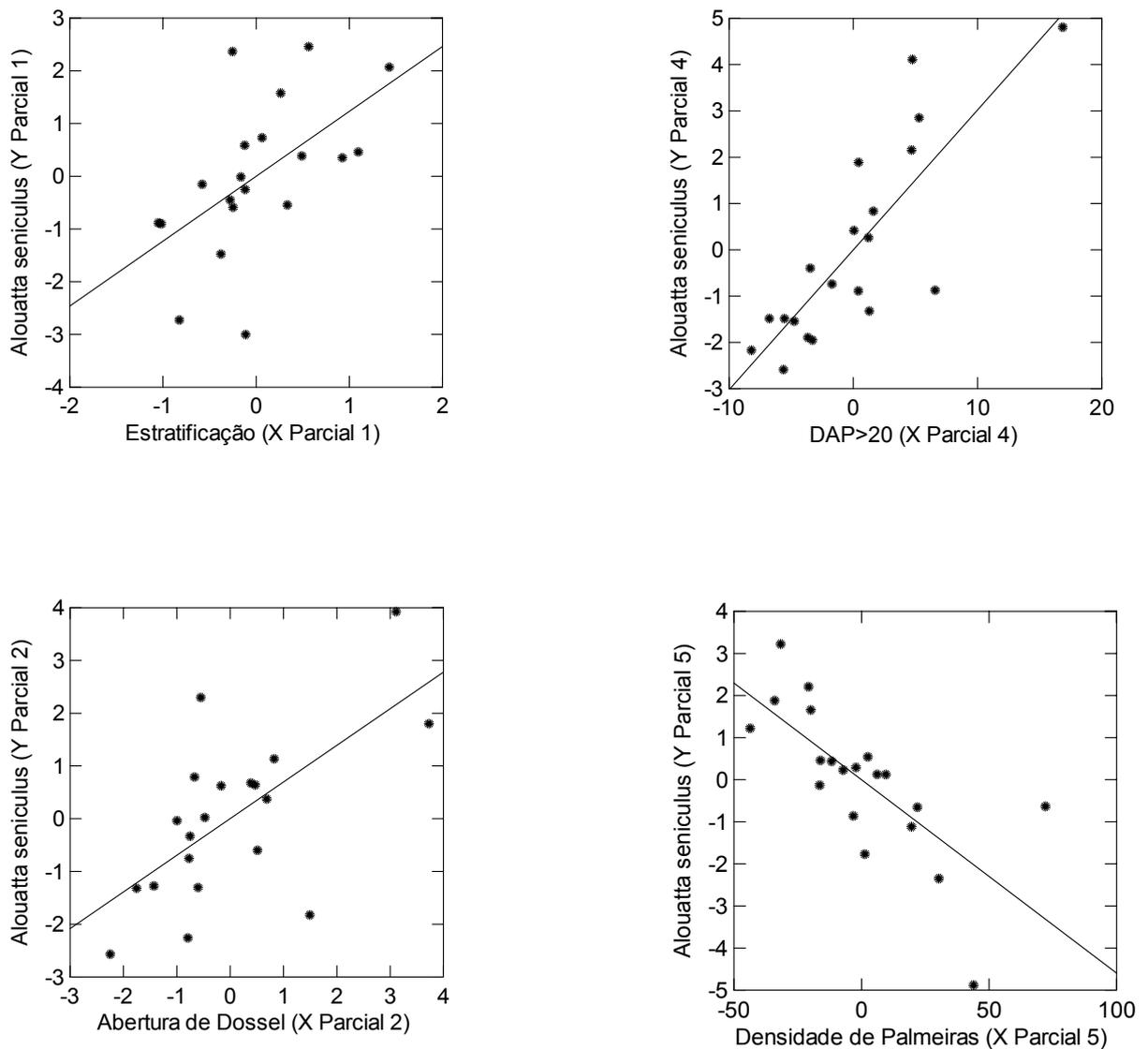


Figura 12: Resultados significativos da análise Regressão Linear Múltipla de variação da abundância de *Alouatta puruensis* em relação aos componentes de estrutura da floresta (estratificação, abertura de dossel, densidade de palmeiras e média DAP \geq 20). Os resultados correspondem ao apresentado na Tabela 15.

7- *Lagothrix cana*

A altura de dossel apresentou uma relação significativa direta com abundância de grupos de *Lagothrix cana*, indicando maiores abundâncias quando em florestas mais altas (Tabela 16, Figura 13). Resultado inverso foi encontrado para estratificação vertical, que apresentou relação significativa indireta com abundância de macacos-barrigudos. Os demais componentes de estrutura de floresta, abertura de dossel ($R^2= 0.863$, $N=21$, $T=-0.917$, $p=0.374$), média DAP \geq 20 ($R^2= 0.863$, $N=21$,

T=-1.156, p=0.266) e densidade de palmeiras ($R^2= 0.863$, N=21, T=1.892, p=0.078) não apresentaram relações significativas com abundância de grupos de *L. cana* (Tabela 16).

Tabela 16: Resultados da Análise de Regressão Linear Múltipla para variação na densidade de *Lagothrix cana* em relação aos componentes de estrutura da floresta.

VARIÁVEIS	Coefficiente	Erro Padrão	Coefficiente Padrão	Tolerância	T	P
Constante	-1.234	0.603	0.000	.	-2.047	0.059
Estratificação	-0.173	0.079	-0.330	0.409	-2.205	0.044
Abertura de Dossel	-0.031	0.034	-0.096	0.842	-0.917	0.374
Altura	0.109	0.015	0.976	0.520	7.358	0.000
DAP \geq 20	-0.011	0.009	-0.123	0.809	-1.156	0.266
Densidade de Palmeira	0.004	0.002	0.213	0.725	1.892	0.078

$R^2= 0.863$; N= 21; F= 18.863; p<0.001

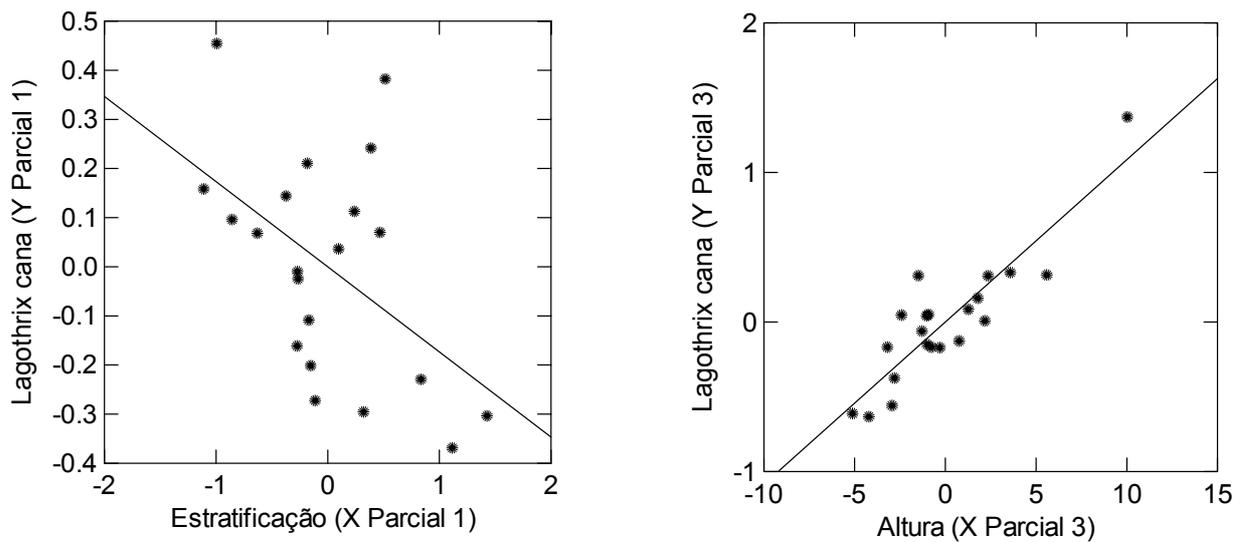


Figura 13: Resultados significativos da análise Regressão Linear Múltipla de variação da abundância de *Lagothrix cana* em relação aos componentes de estrutura da floresta (estratificação, altura de dossel). Os resultados correspondem ao apresentado na Tabela 16.

Discussão

Riqueza de espécies e Características Gerais das comunidades

Com relação à riqueza de comunidades, os primatas da RDS Piagaçu-Purus se comportam de maneira muito similar a outros sítios localizados na Amazônia Centro-Oeste, onde podem ser encontrados de 12 a 14 espécies ocorrendo em simpatria (Peres, 1993, 1997; Haugaasen & Peres, 2005a, 2005b). Este estudo registrou 11 espécies de primatas, além das outras três espécies não detectadas visualmente, mas com presença confirmada em trabalho anterior: *Ateles chamek*, *Callicebus torquatus purinus* e *Cebuella pygmaea* (Haugaasen & Peres, 2005a, 2005b); tratando-se, portanto, de um dos sítios da mais alta riqueza, comparativamente a outras regiões amazônicas (Terborgh, 1983; Ayres, 1986; Rylands & Keuroghlian, 1988; Peres, 1988, 1990, 1993, 1997, 1999, 2000; Schwarzkopf & Rylands, 1999; Mendes-Pontes, 1997; Peres & Dolmann, 2000; Barnett *et al*, 2002; Carvalho, 2003; Palácios & Peres, 2004).

Ainda com relação à riqueza, os resultados relacionados à distribuição dos primatas dentro das fitofisionomias da RDS correspondem à literatura pertinente, onde as florestas de terra firme tendem a ser mais diversas, contrastando com ambientes de várzea e igapós (Peres, 1997; Haugaasen & Peres, 2005a, 2005b). Os dados de estimativa de densidade geral da RDS apontaram para um valor relativamente baixo, de 73,4 indivíduos por km², uma vez que os sítios mais densos registrados para a Amazônia brasileira ficam na faixa de 200 a 250 indivíduos por km² (Peres, 1990). Por outro lado, as estimativas de densidade apontaram para a várzea como o ambiente mais denso, contendo maior número de indivíduos por km² (várzeas: 181,4; florestas de terra firme: 79,0; igapós: 20,8 indivíduos por km²). O presente estudo obteve um número de indivíduos por km² baixo para as fitofisionomias de terra firme e igapó, se comparado com o que já foi observado na região (várzea: 189.9, terra firme: 120.9, igapó: 126.0 ind/ km²; Haugaasen & Peres, 2005b), e também com outros estudos realizados na Amazônia brasileira (Peres, 1990, 1993a, 1999).

Esta particularidade deve-se principalmente ao fato de que o presente estudo foi realizado apenas na época da seca, não obtendo a complementaridade de dados relacionados à época chuvosa na região, tal qual fizeram Haugaasen & Peres (2005a, 2005b). Sendo assim, suas principais conseqüências estão relacionadas às estimativas de densidade e biomassa, já que as espécies se encontram mais espalhadas, dificultando seu encontro. Além disso, em seu trabalho no lago Uauaçu,

Haugaasen & Peres (2005a, 2005b) encontraram outras espécies ocupando áreas alagadas de igapós, além das observadas neste estudo. Sendo assim, as florestas de igapós também tiveram suas riquezas parcialmente distorcidas, resultante de uma provável disponibilização escassa de recursos alimentares para os primatas nessa época do ano (Haugaasen & Peres, 2006). Os primatas podem responder a essa escassez com movimentos semi-migratórios para outras áreas, como as florestas de terra firme adjacentes (Terborgh, 1983; Ayres, 1986; Peres, 1994). Assim, todas as discussões e conclusões feitas por este trabalho respondem unicamente às questões relacionadas ao período de seca da região.

A biomassa também acompanha esse contraste das fitofisionomias: as várzeas apresentam um valor maior que florestas de terra firme, ficando com 369,1 Kg por km². Essa estimativa é bem próxima do que o observado na região no estudo anterior, apesar de haver diferenças na contribuição das espécies. No estudo anterior os macacos-prego contribuíram muito mais que os guaribas, e nesse estudo houve uma inversão, praticamente na mesma proporção (Haugaasen & Peres, 2005b: guaribas: 12 ind/ km² e 78 kg/ km²; pregos: 57.6 ind/ km² e 167.6 kg/ km²; Este estudo, 2006: guaribas: 24.9 ind/ km² e 161.5 Kg/ km²; pregos: 30.7 ind/ km² e 89.3 kg/ km²).

Todos esses parâmetros da comunidade de primatas analisados vêm de encontro aos dados de diversidade florística e análise dos solos levantados por Hauggasen & Peres (2006) dentro da área da reserva. Esses parâmetros ambientais revelam uma floresta de terra firme com diversidade florística muito maior que as várzeas e igapós, mas que apresenta um solo extremamente pobre em macronutrientes importantes para as plantas. Já as várzeas, banhadas por rios de água branca, são periodicamente abastecidos de sedimentos, originados nas cabeceiras desses rios, na região dos Andes. Essa diferença de influxo sazonal faz com que ambientes de várzea possuam solos mais férteis e suportem uma biomassa de mamíferos arborícolas muito maior. Em contrapartida, esses ambientes não apresentam uma diversidade de plantas tamanha que venha a suprir os requisitos de diferentes espécies de primatas. Assim, de uma forma geral, as florestas de terra firme são mais ricas devido a sua diversidade florística, porém menos densas por apresentarem solos mais pobres em nutrientes (Ayres, 1986; Haugaasen & Peres, 2005b).

Composição de comunidades de primatas

O arranjo espacial das espécies de primatas em comunidades tende a ser bastante diverso, adquirindo diferentes configurações nos sítios estudados. O maior contraste observado foi entre as fitofisionomias de várzea e floresta de terra firme, que ocuparam extremos opostos na escala de ordenação. Este fato já era esperado, uma vez que apresentam diferentes riquezas e abundâncias, sendo também já documentada em outros trabalhos (e.g. Ayres, 1986; Peres, 1997; Haugaasen & Peres, 2005). Os igapós, por sua vez apresentam uma grande conectividade física com as florestas de terra firme, o que oferece uma grande possibilidade de aproximar a composição das comunidades de primatas desses dois tipos florestais. Reforçando essa idéia, Terborgh e Andresen (1998) mostraram que a composição de famílias de plantas de florestas alagadas possui uma semelhança muito maior com a composição de florestas de terra firme de áreas próximas, do que de outras florestas alagadas de regiões adjacentes. Isso realça a semelhança de composição florísticas entre igapós e florestas de terra firme, o que leva a crer que haja uma disponibilização de recursos alimentares similar entre esses dois tipos florestais. De fato, essas duas fitofisionomias apresentam valores de ordenação de comunidades de primatas muito próximos, o que leva a crer que são mais próximas entre si, do que qualquer uma delas em relação às várzeas.

É importante ressaltar a importância dos ambientes alagados na utilização de recursos pelas espécies de primatas. Os igapós em especial, são áreas que estão aparentemente relacionadas ao uso esporádico pelos primatas de terra firme, sendo este relacionado a pulsos efêmeros de disponibilidade de frutos nessas regiões (Peres, 1993; Haugaasen & Peres, 2006). Entretanto, estas áreas não devem ser consideradas como ambientes secundários para as espécies, uma vez que são bastante importantes na complementaridade de habitats. Além disso, os ambientes alagados de várzea parecem ser prioritários para as espécies do gênero *Saimiri*, que não tiveram nenhum avistamento em terra firme, contrastando com 114 avistamentos em várzeas.

Ocupação de estratos verticais

Peres (1993) sugere que partição do espaço vertical pelas espécies de primatas deve ser esperada em dois momentos distintos: quando espécies muito similares ecologicamente partilham a mesma área, ou mesmo pela biologia da espécie, dentro das diferenças de utilização e busca de seu recurso. Os primatas da

RDS Piagaçu-Purus apresentaram uma segregação vertical do espaço em todas as fitofisionomias estudadas.

Nas várzeas essa segregação resultou, na época da seca, numa ocupação de estratos bem baixos pelos macacos-pregos. Os macacos-de-cheiro foram encontrados forrageando em estratos intermediários, e os guaribas em locais mais altos. Esse tipo de utilização reflete nitidamente a busca de recursos alimentares diferenciados: os macacos-de-cheiro são animais insetívoros, os guaribas são frugívoros-folívoros e os macacos-prego são omnívoros oportunistas, aproveitando diferentes tipos de recurso, de acordo com a disponibilidade (Mittermeier & van Roosmalen, 1981; Spironello, 1991; Auricchio, 1995; Peres & Dolmann, 2001). Como as várzeas passam boa parte do ano alagadas, seu sub-bosque apresenta uma densidade bem menor do que florestas de terra firme (Haugaasen & Peres, 2006). Sendo assim, na época de brotamento foliar, ao final da estação chuvosa e início da seca (Haugaasen & Peres, 2006), os guaribas vão buscar esse recurso nas copas mais altas. Já os *Saimiri*, com sua dieta insetívora, freqüentam todos os estratos florestais, utilizando com maior intensidade o sub-bosque, aparentemente para evitar ataque de predadores, já que andam em grupos grandes e sua técnica de captura envolve agitação da vegetação (Mittermeier & van Roosmalen, 1981; Terborgh, 1983), podendo chamar atenção para possíveis ataques.

A partilha em florestas de terra firme também foi clara, quando primatas menores, como os sauins, ocupam os estratos mais baixos e primatas maiores, como guaribas e macacos-barrigudos, partilham os estratos mais altos. Semelhante partição foi encontrada por Mittermeier & van Roosmalen (1981), Mendes-Pontes (1997) e Peres (1993) com algumas modificações quando as espécies se encontravam em bandos mistos.

Variação dos componentes de estrutura da Floresta da RDS Piagaçu-Purus

O resultado obtido com o censo de palmeiras arbóreas indica uma região relativamente rica, apesar de Areacaceae não constar entre as dez famílias de árvores mais dominantes da região (Haugaasen & Peres, 2006). As palmeiras são importantes recursos alimentares para os primatas, podendo ser consideradas espécies “chaves” na época da seca, quando na escassez de outras fontes (Terborgh, 1983). De acordo com estudos anteriores, é umas das três famílias de plantas mais importantes que os primatas utilizam na sua dieta (Mittermeier & van

Roosmalen, 1981; Terborgh, 1983; Spironello, 1991), sendo a semente o item mais consumido por espécies do gênero *Cebus*, *Lagothrix*, *Saguinus*, *Saimiri* e *Pithecia* (Mittermeier & van Roosmalen, 1981; Terborgh, 1983; Peres, 1994). Além das sementes, alguns primatas como *Cebus apella*, utilizam outras partes da planta na sua alimentação como, o meristema apical, o mesocarpo, e até mesmo a inflorescência imatura (Terborgh, 1983). Mais do que um recurso alimentar, as palmeiras também são estruturas importantes na proteção e abrigo dos primatas e também são frequentemente utilizadas no forrageio de insetos, principalmente por macacos-prego, mas também pelo seu co-genérico *Cebus albifrons* (Izawa & Mizuno, 1977; Izawa, 1979; Defler, 1979; Terborgh, 1983; Spironello, 1991; Defler & Hernandez-Camacho, 2002).

Os resultados de censos de palmeiras apresentaram uma grande variação de densidade entre trilhas e também de importância das espécies. O maior contraste observado, entre restingas altas e baixas (trilhas de várzea), foi decorrente da presença da espécie urucuri (*Attalea attaleoides*). As duas trilhas de restinga alta se localizavam em área com manchas de urucurizal, ocorrendo de forma agregada, elevando muito a densidade do local. As áreas de restinga baixa continham uma densidade baixíssima de palmeiras, muito provavelmente por estarem em área de alta inundação, diretamente relacionada à sazonalidade do rio Purus.

As medidas de distância do vizinho mais próximo, apesar de não utilizadas nas análises, demonstraram que as trilhas de todas as fitofisionomias envolvidas apresentavam árvores com diâmetro maior que 20 cm a uma alta frequência (a uma distância média entre elas de 4 m). Assim, todos os sítios estudados apresentaram capacidade de suportar primatas arborícolas, mesmo de grande porte. As medidas de DAP superior a 20 cm e seu desvio padrão, ainda indicaram um grande contraste de estrutura entre várzeas e florestas de terra firme. As primeiras apresentaram medidas mais heterogêneas, contendo árvores de grande diâmetro entre as de diâmetro médio (entre 20 e 25 cm). Já as florestas de terra firme apresentam medidas mais homogêneas, mas com alta frequência de árvores de diâmetro mais espesso, entre 30 e 35 cm.

As medidas de abertura de dossel não mostraram uma clara divisão entre as fitofisionomias, sendo que trilhas de terra firme apresentaram tanto dosséis mais abertos quanto fechados, e o mesmo ocorreu para as várzeas e igapós. Esse resultado difere parcialmente do que foi obtido por Hugaasen & Peres (2006), que mostraram não haver uma diferença significativa entre terra firme e várzea.

Entretanto, o dossel dos igapós foi significativamente mais aberto. Essa diferença de resultados pode ser devido à quantidade de trilhas amostradas, já que os igapós tiveram um número menor de amostragem que os outros tipos florestais no trabalho de Haugaasen & Peres (2006) (florestas de terra firme: seis trilhas; várzeas: cinco; e apenas duas em igapós). O presente estudo trabalhou com o mesmo número de amostragem para as fitofisionomias. A heterogeneidade de medidas esperada para a abertura de dossel deve ser maior quando se trabalha com um número maior de trilhas, e também em uma área de estudo mais ampla.

A estratificação vertical da floresta reflete nitidamente o padrão esperado para as fitofisionomias, onde florestas alagadas apresentam sub-bosques ralos, ou às vezes inexistentes (Queiroz, 1995; Haugaasen & Peres, 2006), já que passam boa parte do ano inundadas, e as florestas de terra firme apresentam sub-bosques, copas altas e árvores emergentes sendo estruturalmente mais complexas. Esse fato também acaba sendo, em parte, reflexo da altura de dossel, uma vez que florestas alagadas possuem copa mais baixa que as florestas de terra firme.

Efeito dos componentes da estrutura da floresta sobre a composição das comunidades de primatas

Os resultados da Regressão Múltipla Linear indicaram que os componentes da estrutura da floresta (estratificação, abertura de dossel, $DAP \geq 20$ cm e densidade de palmeiras) apresentam influência na estruturação das comunidades de primatas. E ainda, de uma maneira geral, as fitofisionomias também respondem a essa estruturação de acordo com o componente da floresta. Por exemplo, as variáveis estratificação e $DAP \geq 20$ cm mostram que existem diferenças entre as fitofisionomias, quando apresentam as várzeas afastadas de terras firme e igapós. Já com relação à densidade de palmeiras o comportamento é um pouco diferente, uma vez que as várzeas estão localizadas graficamente nos dois extremos (Figura 5). Este fato é decorrente das grandes diferenças na densidade de palmeiras entre várzeas de restinga baixa e alta, que resulta em diferentes abundâncias de primatas. Ou seja, apesar de possuírem mesma riqueza de espécies, são áreas que apresentam uma estruturação diferente da floresta o que acaba refletindo na abundância de tais primatas. A abertura de dossel também apresenta esse tipo de influência na estruturação de comunidade, sem remeter a nenhuma informação de fitofisionomia; as trilhas dos diferentes tipos florestais se misturam graficamente. As comunidades de primatas podem se organizar de diferentes maneiras também

dentro de uma mesma fitofisionomia. Assim, ainda que o tipo florestal (e.g. várzeas, terra firme e igapós) seja um importante determinante de estruturação de comunidades de primatas e vertebrados (Ayres, 1986; Peres, 1997, 1999b, 2000), os componentes da estrutura florestal também se mostraram atuantes nessa estruturação.

Efeito dos componentes da estrutura da floresta sobre a riqueza das comunidades de primatas

Os resultados da regressão linear múltipla mostraram que um número maior de espécies de primatas está presente em florestas que apresentam sub-bosques, copas altas e árvores emergentes, ou seja, florestas estruturalmente mais complexas. Esse fato corrobora a idéia da necessidade da verticalização do espaço para permitir a coexistência de diversas espécies de primatas numa mesma área. A partição do espaço entre espécies co-ocorrentes – tanto vertical, quanto horizontal, já foi documentada em diversas comunidades de primatas (e. g. Terborgh, 1983, Peres, 1993, Mittermeier & van Roosmalen, 1981, Mendes-Pontes, 1997, Buchanan-Smith, 1999). Essa segregação pode ser resultante de competição interespecífica, mas também é decorrente de diferenças substanciais de categorias de dieta e de requerimentos de recursos, pertinentes a diferentes espécies de primatas (Peres, 1993). Assim, a existência de inúmeros estratos florestais, permite uma maior possibilidade de segregação do uso do espaço vertical e, dessa forma, maior número de espécies podem co-existir em micro-simpatria.

Na RDS Piagaçu-Purus, os primatas podem encontrar esse espaço principalmente em florestas de terra firme, que apresentam florestas com maior número de estratos que as florestas alagadas. E de fato, maior número de espécies de primatas foi encontrado nesse tipo florestal, corroborando o que foi dito acima.

Efeito dos componentes da estrutura da floresta sobre abundância de grupos de *Saguinus* spp. (sauim)

A relação positiva das espécies do gênero *Saguinus* com florestas altas já vem sendo relatada em alguns estudos anteriores sobre sua biologia (e.g. Mittermeier & van Roosmalen, 1981, Peres, 1996, Terborgh, 1983). Peres (1996) encontrou uma forte associação de *Saguinus* com altura e diâmetros das árvores em seus sítios de alimentação. Seus dados indicaram que esses animais utilizam árvores com uma altura média de 21.4 m e de diâmetro médio de 28.6 cm para se alimentar. As

espécies desse gênero são consumidoras exclusivas de alguns frutos de espécies de sub-bosque, e ainda dividem recursos alimentares com outros primatas maiores em copas mais altas (Peres, 1996). No caso da RDS Piagaçu-Purus, as florestas de terra firme apresentam as copas mais altas, dentre as fitofisionomias presentes. Dessa forma, é de se esperar que a abundância dessa espécie esteja indiretamente relacionada a esse tipo florestal.

Efeito dos componentes da estrutura da floresta sobre abundância de grupos de *Saimiri* spp. (macaco-de-cheiro)

Os macacos-de-cheiro são animais bem incomuns em florestas de terra firme altas, ocorrendo em alta abundância em florestas com alto grau de perturbação, sendo frequentemente avistados em bordas e perto das margens de rios e lagos (Terborgh, 1983, Trolle, 2003, Mittermeier & Coimbra-Filho, 1977, Mittermeier & van Rosmalen, 1981). São animais que podem ser encontrados em todos os tipos florestais (Mittermeier & Coimbra-Filho, 1977, Ayres, 1981, Mittermeier & van Rosmalen, 1981). Entretanto, na RDS Piagaçu-Purus, na época da seca, foram encontrados somente em florestas alagadas, principalmente nas várzeas.

Apresentaram relação negativa com a densidade de palmeiras, indicando que estes animais são mais abundantes em locais de menor número dessas árvores. Terborgh (1983) identificou as palmeiras como recurso importante para várias espécies de primatas, menos para *Saimiri* que, devido ao seu reduzido tamanho, são incapazes de utilizar seus frutos ou sementes como recursos alimentares. Apesar da relação apontada pela regressão, estes animais também foram vistos em locais com altíssima densidade de palmeiras (restinga alta), fato este que alivia as palmeiras de serem tratadas como repelentes de macacos-de-cheiro. Portanto, o resultado obtido é em parte justificado pela fina relação entre várzeas e *Saimiri*, já que estiveram em altas abundâncias em várzeas de restinga baixa, que por sua vez apresentaram baixíssimas densidades de palmeiras. Assim, de uma forma geral, essa relação encontrada é na verdade uma derivação secundária, já que as palmeiras por si próprias não determinam uma regra clara de ocorrência do animal em campo.

Os outros componentes da estrutura da floresta que influenciam na abundância de macacos-de-cheiro, indicam sua maior ocorrência para uma floresta com dossel mais aberto, com presença de sub-bosque e árvores emergentes, e também árvores com maior valor de DAP médio. Essas características estruturais são extremamente

concordantes com sua biologia e hábitos alimentares (Terborgh, 1983, Mittermeier & Coimbra-Filho, 1977, Mittermeier & van Rosmalen, 1981). Os macacos-de-cheiro costumam forragear em árvores baixas ou de sub-bosque. Entretanto, devido aos grandes tamanhos dos seus bandos, necessitam também de árvores grandes e com alta quantidade de frutos para se alimentar. Além disso, são animais que consomem insetos em boa parte da sua dieta: aproximadamente 75% (Mittermeier & van Rosmalen, 1981). Acredita-se que bordas e locais mais abertos, por serem locais de ecótono, apresentam grandes abundâncias de insetos, o que está relacionado com a ocorrência de macacos-de-cheiro nestes locais.

Efeito dos componentes da estrutura da floresta sobre abundância de grupos de *Cebus apella* (macaco-prego)

C. apella utilizam as árvores de palmeiras de maneira muito intensa, aproveitando seus recursos de diversas formas (Izawa & Mizuno, 1977; Mittermeier & van Rosmalen, 1981; Terborgh, 1983; Spironello, 1991; Mendes-Pontes, 1997; Barnett *et. al.*, 2002). Era de se esperar que estes animais apresentassem uma relação significativa positiva com a variável densidade de palmeiras, o que não ocorreu. Muito provavelmente, os macacos-pregos estão associados a determinadas espécies de palmeira, e não a esta comunidade de árvores como um todo. O tratamento dos dados de forma conjunta impediu a detecção de uma possível relação com a espécie. Além disso, a presença de dada espécie de palmeira por si só não teria significado sem analisar a disponibilidade do tipo de recurso de palmeira (semente, fruto) utilizado por macacos-prego. Assim, dois componentes acabaram influenciando a relação observada entre *C. apella* e estas árvores: a sazonalidade ou disponibilidade do recurso e a espécie de palmeiras em questão.

Os macacos-prego foram um dos três primatas mais abundantes da RDS Piagaçu-Purus. Foram avistados em todas as fitofisionomias, reforçando seu forte caráter adaptativo e flexível, sendo um generalista de habitats (Izawa & Mizuno, 1977; Izawa, 1979; Mittermeier & van Rosmalen, 1981, Mendes-Pontes, 1997, Terborgh, 1983, Mittermeier & Coimbra-Filho, 1977). De acordo com Ayres (1986) e Terborgh (1983), são animais que forrageiam em diferentes alturas, permeando todos os estratos de uma floresta. Como os macacos-prego apresentam um amplo espectro possível de variação e ocupação de ambientes, é de se esperar que não seja detectado nenhum modelo de ocorrência ou abundância em função da estrutura do ambiente.

Apesar disso, houve uma única variável independente que apresentou relação significativa positiva com macacos-prego: a abertura de dossel. Acredita-se que seja uma questão muito relacionada com a época do ano, quando de uma forma geral os recursos ficam mais escassos. Dentro de florestas de terra firme, áreas de dossel mais aberto poderiam indicar possíveis locais de alto brotamento foliar de árvores de sub-bosque, ou ainda de árvores que estão em fase de crescimento rápido e, portanto, apresentam tecidos de alto valor energético. Em ambientes abertos na restinga baixa, áreas abertas estão relacionadas à alta densidade de capim e disponibilidade de raízes para consumo, como a de piprioca. Sabendo-se que são animais omnívoros oportunistas (Mittermeier & van Roosmalen, 1981), os macacos-prego podem estar freqüentando ambientes abertos em busca destes tipos de recursos.

Efeito dos componentes da estrutura da floresta sobre abundância de grupos de *Cebus albifrons* (cairara)

Dentre os primatas encontrados na RDS Piagaçu-Purus, as espécies do gênero *Cebus* são consideradas as mais generalistas em termos de ocupação de hábitat e utilização de recursos (Mittermeier & van Roosmalen, 1981, Mittermeier & Coimbra-Filho, 1977, Trolle, 2003, Terborgh, 1983, Peres, 1994, Mendes-Pontes, 1997, Hugaasen & Peres, 2005a). Entretanto, quando *C. apella* e *C. albifrons* se encontram em simpatria, o segundo apresenta uma densidade reduzida, o que torna difícil sua detecção visual (Defler & Hernandez-Camacho, 2002, Palácios & Peres, 2005).

Na RDS Piagaçu-Purus, os cairaras parecem ter esse tipo de comportamento, já que suas densidades foram bem menores do que seus co-genéricos. E ainda, apresentaram também uma particularidade única dentre os primatas estudados, no que se refere ao efeito dos componentes da floresta e a ocupação dos diferentes sítios estudados. São primatas que ocorreram em florestas mais baixas. Entretanto a relação positiva com estratificação indicou sua presença também em áreas com uma complexidade vertical maior, com sub-bosques, e copa média e alta presentes. Tal complexidade florestal aponta para florestas de igapó (as mais baixas dentre as fitofisionomias), mas que, entretanto, possuam um nível de inundação baixo, que permita o desenvolvimento de árvores de sub-bosque e copa baixa. Sua forte relação com os igapós já havia sido identificada anteriormente por Peres (1993), na área do Rio Urucu.

As relações significativas com os componentes da estrutura da floresta estratificação e altura de dossel, indicaram que os cairaras estão presentes numa parte bem restritiva da RDS na época da seca, dentre uma grande possibilidade de habitats heterogêneos ali presentes. Esse ponto chama atenção especial para a conservação da espécie, quando a preservação de habitats onde ela ocorre é fundamental para a manutenção de populações viáveis.

Efeito dos componentes da estrutura da floresta sobre abundância de grupos de *Pithecia albicans* (parauacu)

Pithecia é um gênero pouco estudado, e a literatura pertinente a esses animais normalmente restringe-se a sua ocorrência em determinada área, compondo determinada comunidade de primatas (Mittermeier & van Roosmalen, 1981, Lehman *et al*, 2001, Mittermeier & Coimbra-Filho, 1977, Trolle, 2003, Barnett *et al*, 2002, Rylands & Keuroghlian, 1988, Schwartzkopf & Rylands, 1989). A literatura pertinente a biologia da espécie *P. albicans* é ainda mais limitada, fazendo parte de alguns estudos ecológicos, como o realizado por Peres (1993b) no Rio Urucu, ou taxonômicos (Hershkovitz, 1987, Rylands *et al.*, 2002).

Existe uma forte relação de *P. albicans* com florestas altas e com árvores de diâmetros próximos a 20 cm. Tal como para *S. mystax*, os resultados da regressão indicaram uma ocorrência de *P. albicans* relacionada indiretamente às florestas de terra firme, já que são a fitofisionomias de copa mais alta e menores valores de DAP médio. Esses resultados corroboraram o que já se sabe a respeito da ecologia dos parauacus. De uma forma geral, as espécies do gênero *Pithecia* são raras, e bem difíceis de serem observadas, tendo sido registradas em florestas de terra firme ou em algumas áreas de várzea (Mittermeier & van Roosmalen, 1981; Mittermeier & Coimbra-Filho, 1977; Peres, 1993b), podendo entrar em igapós durante a seca (Peres, 1993b; Trolle, 2003). *P. albicans*, diferentemente dos seus co-genéricos, utilizam primariamente as copas mais altas, mas também podem ser encontrados no sub-bosque, a uma altura de 15 m (Mittermeier & van Roosmalen, 1981; Peres, 1993b; Lehman *et al*, 2001).

Efeito dos componentes da estrutura da floresta sobre abundância de grupos de *Alouatta puruensis* (guariba)

Os guaribas podem ocupar uma grande variedade de habitats (Mittermeier & Coimbra-Filho, 1977), podendo ser encontrados em florestas terra firme, várzeas e

igapós. Na RDS Piagaçu-Purus, foram responsáveis pela maior parte da biomassa de primatas nas áreas de várzea.

Apesar de serem considerados os primatas mais folívoros dentro da sua família, os guaribas também ingerem grande quantidade de frutos e flores, de forma especialmente relacionada à sazonalidade (Milton, 1980; Bonvicino, 1989; Mendes, 1989; Strier, 1992; Bicca-Marques & Calegari-Marques, 1994; Chiarello, 1994; Julliot, 1994; Queiroz, 1995; Mittermeier & van Roosmalen, 1981). Na época chuvosa, sua dieta consiste basicamente de frutos (Ayres, 1986), coincidentemente quando há o pico de frutificação (Haugaasen & Peres, 2006). Já na seca, o consumo foliar tem seu pico (Mendes, 1989, Bicca-Marques & Calegari-Marques, 1994) e, da mesma forma, intimamente relacionada ao brotamento foliar nas várzeas (Haugaasen & Peres, 2006). Assim sua ocorrência nas várzeas neste estudo, feito na seca, fica nítida e diretamente relacionada à disponibilidade de recursos.

Estruturalmente, as florestas relacionadas com os guaribas são aquelas que apresentam sub-bosque e copas média e alta, dossel aberto e também árvores com maior DAP médio. Essas características já foram anteriormente relacionadas a este gênero, quando passaram boa parte do tempo se alimentando em árvores de sub-bosques (Mittermeier & van Roosmalen, 1981) ou copas mais altas (Ayres, 1986), com $DAP \geq 100$ cm (Garber *et al.*, 1999). Além disso, as áreas de dossel mais aberto foram fortemente relacionadas às várzeas que, banhadas por água branca, compõem solos férteis, possibilitando uma maior qualidade foliar a suas plantas (Haugaasen & Peres, 2006). Assim, além de usufruir um item alimentar pouco consumido pelas outras espécies de primatas, os guaribas podem encontrar folhas ricas em nutrientes e ainda com baixos níveis de defesa química contra predadores (Haugaasen & Peres, 2006).

Efeito dos componentes da estrutura da floresta sobre abundância de grupos de *Lagothrix cana* (macaco-barrigudo)

Os macacos-barrigudos ocorrem primariamente em florestas de terra firme não perturbadas (Peres, 1990). Por serem animais de grande porte, estão bastante sujeitos aos efeitos da caça de subsistência, chegando a ser considerados extintos em algumas áreas como resultado da pressão antrópica (Peres, 1990, 1994, 2000). Portanto, são primatas que evitam habitats perturbados e também muito próximos de comunidades humanas (Peres, 1994). De fato, dentro da RDS Piagaçu-Purus,

macacos-barrigudos foram avistados nas florestas de terra firme mais afastadas e com os menores graus de extração seletiva de madeira, corroborando o dito acima.

A abundância de grupos de *L. cana* esteve relacionada a florestas altas. Estas características de estrutura de hábitat remetem às florestas de terra firme, de maneira que se pode inferir que este tipo florestal é importante área de utilização no período da seca. Entretanto, *L. cana* também se desloca bastante, percorrendo grandes distâncias diárias, resultando em extensas áreas de vida (Strier, 1992). Peres (1994) sugeriu que seus movimentos migratórios sazonais estão extremamente relacionados à oferta de recursos locais, já que os avistamentos dos animais foram descontínuos durante certas partes do seu período de estudo. Além disso, devido à sua grande massa corpórea e sua dieta basicamente dependente de plantas, necessita de hábitats e mosaicos fitofisionômicos compatíveis com uma alta demanda metabólica (Peres, 1994). Sendo assim, estes tipos florestais apontados como importantes áreas de uso devem fazer parte de um mosaico de hábitats heterogêneos, utilizados de maneira conjugada e sazonal dentro da reserva.

CAPÍTULO 2: Modelagem Preditiva da ocorrência das espécies de primatas da RDS Piagaçu-Purus.

Introdução

O artifício de mapear os padrões de distribuição de diversidade de plantas e animais vem se tornando um componente importante para o planejamento do uso da terra e de conservação de áreas (Pereira & Itami, 1991; Cardillo *et al.*, 1999; Guisan & Zimmermann, 2000; Austin, 2002; Coops & Catling, 2002, Grelle & Cerqueira, 2006). Identificar habitats importantes para as espécies e entender aonde elas ocorrem é um requerimento ecológico fundamental para a conservação e elaboração de planos de manejo de populações (Rushton *et al.*, 2004; Debinski *et al.*, 1999; Saveraid *et al.*, 2001). Pode ser de grande valia, por exemplo, no auxílio do monitoramento da distribuição de espécies e identificação de áreas com especial biodiversidade para onde devem ser priorizados os recursos e esforços de conservação (Agee *et al.*, 1989; Cardillo *et al.*, 1999; Debinski *et al.*, 1999). Assim, áreas destinadas à proteção integral podem ser escolhidas com um melhor rigor científico, baseado em dados mapeados de distribuição de espécies.

O modelamento espacial associado a Sistema de Informação Geográfica (SIG) é um método de grande aplicabilidade para determinar a utilização dos habitats pelas diferentes espécies de animais (Coops & Catling, 2002). A grande força desta abordagem é que os dados gerados com a estrutura do habitat podem ser obtidos conjuntamente por um inventário de campo e por análises de imagens de satélite (Coops & Catling, 2002). Por essa razão, é fundamental trabalhar com modelos associativos baseados em variáveis mapeáveis (Cardillo *et al.*, 1999; Atauri & Lucio, 2000; Saveraid *et al.*, 2001; Coops & Catling, 2002; St-Louis *et al.*, 2004). Variáveis como complexidade do habitat, derivadas da estrutura florestal, fornecem uma descrição específica de um local e permite prever a distribuição da fauna e sua abundância relativa (Coops & Catling, 2002).

A modelagem preditiva também pode ser definida como mapeamento da distribuição potencial de espécies ou de comunidades (Guisan e Zimmermann 2000). A quantificação da relação espécie-ambiente representa o centro da modelagem preditiva geográfica em ecologia. Os modelos são geralmente baseados na hipótese de que fatores ambientais controlam a distribuição das espécies e de comunidades (Guisan e Zimmermann, 2000). Em modelos de distribuição preditiva de habitats, métodos estatísticos são utilizados para relacionar a distribuição das espécies com a distribuição espacial dos preditores ambientais (Hirzel & Guisan, 2002). Esses métodos assumem que a diversidade de condições ambientais nas

áreas onde o táxon ocorre correspondem às melhores amplitudes de condições para uma presença estável do táxon.

Todo esse processo é feito numa forma “estática” ou “empírica”, assumindo que a distribuição de espécies está, pelo menos num curto espaço de tempo, em equilíbrio com os fatores ambientais. O resultado disso é um modelo que procura representar o conhecimento que se tem sobre a distribuição de dada espécie, extrapolado para prever a distribuição espacial de habitats adequados utilizando métodos dedutivos (Agee *et al.*, 1999). A vantagem do método probabilístico é que as probabilidades podem ser mapeadas, dando alguma quantificação da incerteza inerente ao processo analítico de mapeamento. Desta forma, a causa da relação não é estabelecida, mas uma relação funcional pode ser encontrada.

A grande aplicabilidade do processo de modelagem é poder prever a área de ocorrência de uma espécie e, a partir daí, gerar ações que objetivem sua conservação. Desta maneira a predição espacial da distribuição das espécies com dados originados de censos tem sido recentemente reconhecida como um componente significativo para o planejamento da conservação (Pereira & Itami, 1991; Cardillo *et al.*, 1999; Corsi *et al.*, 1999; Debinski *et al.*, 1999, Guisan & Zimmermann, 2000; Jennings, 2000; Aauri & Lucio, 2000; Saveraid *et al.*, 2001; Austin, 2002; Coops & Catling, 2002; Margules *et al.*, 2002; Rushton *et al.*, 2004, Grelle & Cerqueira, 2006).

Dentro desse contexto de planejamento, dados de riqueza de espécies continuam sendo o principal norteador para se estabelecer áreas destinadas à conservação, mas que, entretanto, necessita aliar certos conceitos para se obter sucesso na representação da biodiversidade. O conceito de complementaridade de áreas é um elemento extremamente importante de se incorporar nesse processo, uma vez que lida com uma eficiente representação da biodiversidade através de combinações adequadas de áreas protegidas (Jennings, 2000; Margules *et al.*, 2002). A área apontada como mais rica não necessariamente contém todos os elementos da biodiversidade a serem preservados. Além disso, áreas prioritárias devem complementar umas às outras não só em termos de taxa, mas também considerando características ambientais e habitats. A identificação dessas áreas é, antes de tudo, resultado de um processo de comparação sistemático de áreas por toda uma região (Margules *et al.*, 2002). Tais áreas devem representar uma amostra da diversidade da região em que se situa e também deve separá-la de processos que ameacem sua persistência, ou pelo menos amenizar sua ação.

Dada a condição inicial de estabelecimento da RDS PP, quando seu plano de manejo ainda está em fase de elaboração, é de suma importância o desenvolvimento de pesquisas e levantamentos no local. Este tipo de conhecimento é de extrema relevância para a região do baixo rio Purus, já que pouco se sabe sobre sua mastofauna (Rosas *et al.*, 2003). Esta área é categorizada como de importância “muito alta” para a conservação, e de grande potencial de riqueza e diversidade de mamíferos, mas que, entretanto, necessita de ações urgentes que visem a sua conservação (ISA, 2003).

O presente projeto se propõe a, através de levantamentos populacionais, gerar mapas de probabilidade de ocorrência de espécies de primatas de acordo com a estrutura do habitat, fitofisionomias locais e dados topográficos. As informações sobre as relações entre espécies e habitats, incluindo mapas de distribuição, podem auxiliar no melhor manejo da reserva, ao indicar, por exemplo, áreas destinadas à proteção integral. Este estudo é, portanto, uma ferramenta chave para nortear e embasar futuras ações na reserva, buscando minimizar os efeitos de ação antrópica sobre a fauna.

Considerando a importância da efetividade do tempo - e custos - no planejamento da conservação e manejo, é de extrema valia um sistema de levantamento de dados de baixo custo e que produza mapas de distribuição de espécies rapidamente (Cardillo *et al.*, 1999). Mapear diferentes habitats e estabelecer suas relações espaciais com a comunidade de primatas, especialmente na forma de dados digitais georreferenciados, é idealmente adequado para este caso.

Objetivos

- ✓ Construção de um modelo preditivo espacialmente explícito da probabilidade de ocorrência das espécies de primatas encontrados da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Piagaçu-Purus em função das fitofisionomias, topografia e características estruturais do hábitat;
- ✓ Indicar áreas destinadas à preservação permanente de primatas, colaborando com o zoneamento da RDS Piagaçu-Purus (RDS PP).

Métodos

Coleta de dados riqueza e diversidade primatas

Na tentativa de otimizar os resultados de modelagem da predição espacial, foi realizada uma coleta de dados randômica estratificada, onde a área de estudo foi primeiramente subdividida em estratos ambientais e um número igual de plots foi distribuído entre eles (Hirzel & Guisan, 2002). Assim, com base nas fitofisionomias da reserva (várzea, floresta de terra firme e igapó) foram estabelecidas sete trilhas em cada uma, totalizando 21 (Figura 1). Os dados sobre comunidades de primatas foram coletados através de censos conduzidos nessas trilhas, com quatro quilômetros de extensão cada. Os censos de primatas foram conduzidos apenas durante o dia, entre 7:30-11:30 e 13:00-17:00, entre os meses de julho e dezembro de 2005, compreendendo o período de vazante e seca na região. Em cada transecto foram realizados dois dias de contagem, sendo duas saídas em cada dia: uma pela manhã e outra pela tarde, já que os primatas podem apresentar grandes diferenças diárias em abundância ou composição da comunidade (Peres, 1999). As trilhas foram percorridas a uma velocidade constante – aproximadamente 1,3 Km/h - e para cada animal visto, era tomada a sua coordenada geográfica através do auxílio do GPS (Global Positioning System). Posteriormente esses dados foram computadorizados com auxílio do software GPS Trackmaker versão 12.3 (Ferreira-Junior, 2004), e exportados para o formato shapefile do programa ArcView versão 3.2 (ESRI, 1996).

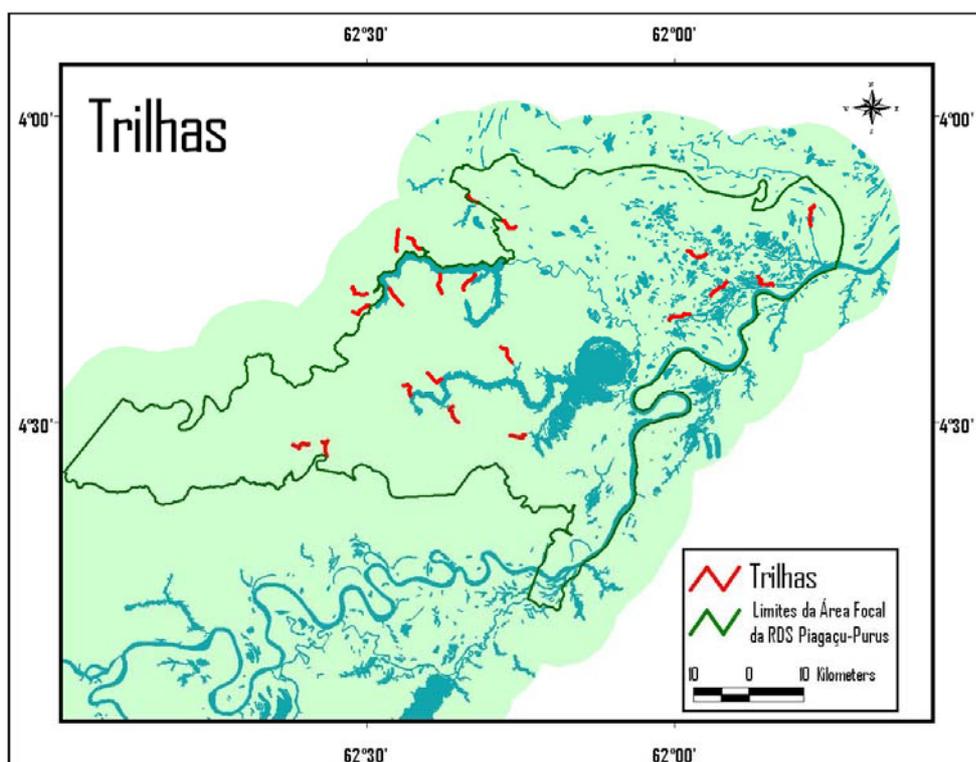


Figura 1: Localização das 21 trilhas abertas dentro da área focal na RDS Piagaçu-Purus.

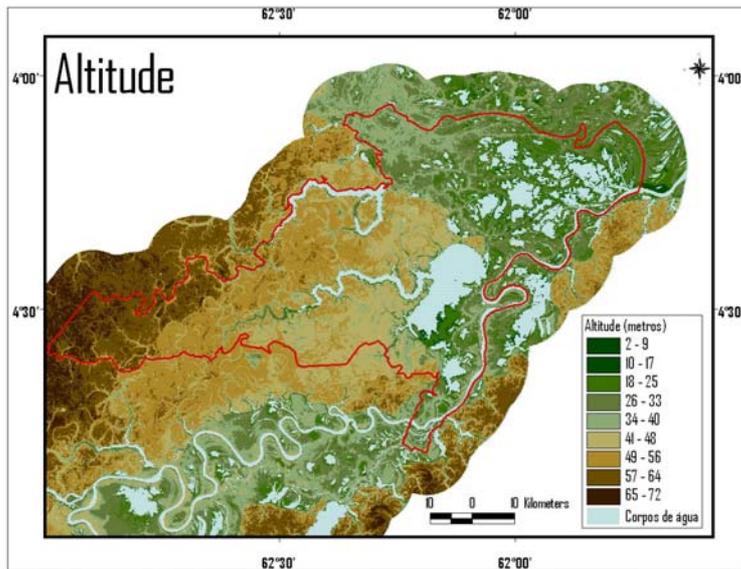
Coleta de dados preditores

Os dados de elevação do terreno foram obtidos a partir das imagens de radar de abertura sintética (SAR). A interferometria de radar é um método alternativo ao método estereoscópico tradicional de extração de informações altimétricas, utilizando as propriedades de coerência do SAR e aproveitando as vantagens dos sistemas de radar e do processamento digital de imagens. Por ser um sensor ativo, o radar não necessita de luz solar para a aquisição de imagens e, por atuar na região de microondas do espectro eletromagnético, não sofre a influência do ambiente (para mais, <http://www2.jpl.nasa.gov.srtm/>). Neste contexto, a missão SRTM (*Shuttle Radar Topographic Mission*) contendo um equipamento SAR interferométrico, coletou imagem de 80% da superfície terrestre. Os modelos SRTM disponibilizados para a América do Sul (no endereço eletrônico da USGS) possuem definição de 90 m (SRTM-3). Dentro da área de estudo as altitudes variaram entre 0 e 72 metros (Figura 2a).

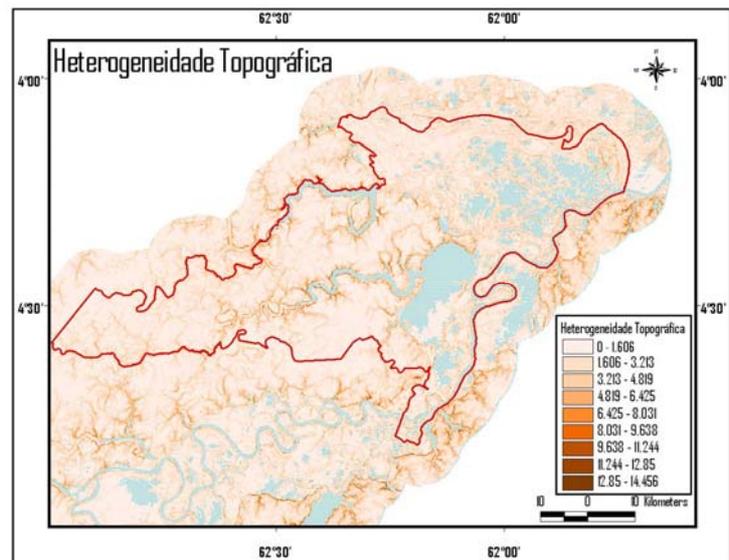
A heterogeneidade topográfica foi gerada do processamento da imagem de altitude (SRTM) no programa ArcView versão 3.2 (ESRI, 1996), sendo obtida através do cálculo de desvio padrão em uma análise de vizinhança, numa janela de 3X3. Os dados gerados (Figura 2b) apresentam uma amplitude de 0 a 14.4.

A terceira camada preditora foi o JERS (Japanese Earth Resource Satellite), que captou imagem através de um tipo de radar de abertura sintética (SAR). As imagens de SAR são frequentemente utilizadas para determinar características de superfície importantes para estudos ecológicos. Uma das grandes aplicações dessas imagens é possível porque uma porção significativa da energia transmitida por esses sistemas penetra pela superfície do chão. Quando existe água abaixo de uma superfície de vegetação, as interações resultantes com a energia de microondas são bastante diferentes que em regiões não alagadas, produzindo assinaturas espectrais características (Kasichke *et. al.*, 1997). Portanto, são imagens eficientes no processo de detecção de umidade do solo e identificação de áreas alagadas, e ainda podem ser utilizados para mapeamento de vegetação (para mais, Kasichke *et. al.*, 1997). Para esse estudo, foram utilizadas imagens com pixel de 93 m de resolução. Para remover o ruído da imagem foi aplicado um filtro (janela: 5X5)., extraindo o valor de maior frequência no tamanho da janela definida (função: *majority*). Esta análise foi realizada no programa ArcView, com a função *Spatial Analyst*. Os dados (Figura 2c) têm uma amplitude de 101 a 187.

a)



b)



c)

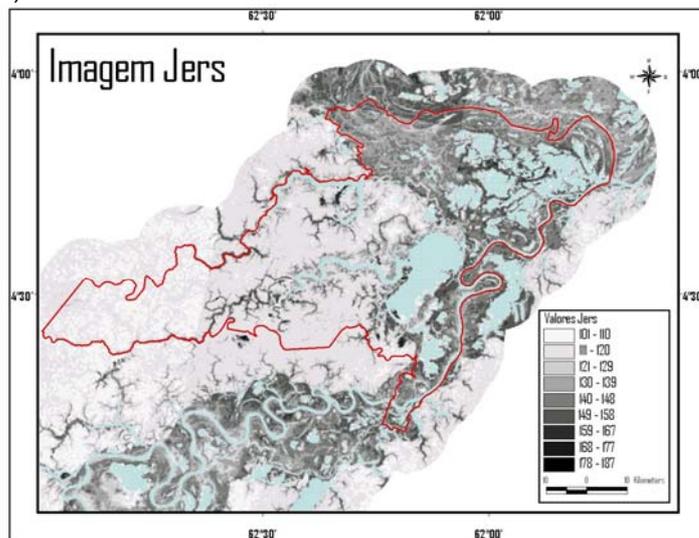


Figura 2: Mapas das variáveis ambientais predictoras: a) Altitude, b) Heterogeneidade Topográfica, c) JERS; na área focal da RDS Piagaçu-Purus.

Análise dos dados

Construção do Modelo Preditivo

Para a determinação da probabilidade de ocorrência das espécies de primatas na RDS PP foi utilizado o programa DesktopGARP (Scachetti-Pereira, 2002), usando como input os pontos georreferenciados obtidos com GPS dos avistamentos por espécie. DesktopGARP é um software para gerar previsões sobre a distribuição de espécies, derivado da algoritmo Garp (Genetic Algorithm for Rule-set Production) (Stockwell & Peters, 1999). A base do programa consiste em criar um modelo do nicho ecológico das espécies a partir de seus dados de ocorrência em determinados parâmetros ambientais (para mais, veja Stockwell & Noble, 1992; Stockwell & Peters, 1999; Anderson *et. al.*, 2002). Nesse estudo, os modelos foram criados a partir dos layers das variáveis independentes: altitude, heterogeneidade topográfica e imagem do Jers na cheia.

O GARP trabalha com diversos algoritmos (e.g. Regressão Logística, BIOCLIM) num processo iterativo de produção de regras para a previsão. Esse processo de produção envolve etapas de seleção, avaliação, teste e incorporação ou rejeição dessas regras. Os pontos de ocorrência são divididos aleatoriamente para as etapas de treinamento e de teste. Quando o processo de modelagem termina, o modelo de nicho ecológico é projetado na paisagem para prever a distribuição geográfica da espécie na forma de *grid*. Durante sua execução, o programa gera dois tipos de output, os mapas preditos e uma tabela de resultados (Scachetti-Pereira, 2002).

Essa tabela de resultados contém informações estatísticas dos treinamentos realizados e dos testes de validação. Para avaliar a performance dos modelos gerados, é levado em consideração o valor de acurácia e dos componentes de erro; também constantes nessa tabela. Os valores de acurácia variam de 0 a 1, e é designado para medir a adequação do modelo, incluindo em sua fórmula tanto os valores de erro de comissão (falsos positivos), quanto por omissão (falsos negativos). Entretanto, como o programa trabalha com dados apenas de presença, há uma assimetria nos dados de input (erros em pseudo-ausência, mas não em presenças) e existe um “terceiro” tipo de erro derivado, que é o de *comissão aparente*. Esse tipo de erro, deriva de regiões potencialmente habitáveis, preditas com espécie presente, mas que não podem ser verificadas como tal, por falta de dados de ocorrência. (Anderson *et al.*, 2003). Assim, os dados de erros por comissão incluem tanto os erros verdadeiros, quanto os aparentes. Então, como grande parte dos erros de comissão não são reais, mas aparentes (devido

principalmente à sub-amostragens), além dos valores de acurácia, também serão interpretados separadamente os valores de erros por omissão (Anderson *et al.*, 2003).

Além disso, é também calculado um valor de p , representando a probabilidade de modelo ter sido gerado de forma randômica ter a mesma performance do modelo gerado pelo DesktopGARP.

Para rodar o programa, os seguintes parâmetros foram utilizados:

número de simulações= 100;

limite de convergência= 0.001 e

número de iterações= 1.000.

Sendo assim, o programa gerou 100 mapas para cada uma das espécies: *Alouatta puruensis*, *Cebus apella*, *Cebus albifrons*, *Saimiri spp.*, *Saguinus spp.*, *Pithecia albicans* e *Lagothrix cana*. Apenas os mapas com $p < 0.05$ foram considerados para os próximos passos.

Na fase seguinte, os mapas de presença *versus* ausência gerados (com $p < 0.05$), foram importados para o programa ArcView versão 3.2 (ESRI, 1996), onde puderam ser calculadas as probabilidades de ocorrência para cada uma das espécies através da soma dos mapas, com posterior divisão pelo número total destes. A probabilidade corresponde a quantas vezes cada pixel aparece como presença em cada um dos mapas em separado. Assim, obteve-se a espacialização da probabilidade de ocorrência da espécie dentro da área focal do trabalho com valores entre 0 e 1.

Estabelecimento de Áreas Prioritárias para Conservação de Primatas na RDS Piagaçu-Purus

Após a construção do mapa de distribuição de probabilidades para cada uma das espécies de primatas, estes foram utilizados para indicar as áreas mais importantes para a conservação da comunidade de primatas na área focal da RDS PP. O mapa resultante parte do princípio da complementaridade de comunidades e das espécies trabalhadas.

Para tanto, foi criado um mapa em formato shape com o contorno da área focal, limitada ao sul pela Terra Indígena Itixi-Mitari a leste pelo Rio Purus e a oeste e norte pelos próprios contornos da RDS Piagaçu-Purus, com um buffer de 10 Km. Esse mapa foi gerado contendo 954 polígonos hexagonais com uma área de 1281 hectares cada. Dentro de cada um destes hexágonos foi calculada a média dos

valores de predição, gerados pelo modelo, para cada uma das espécies. Esses valores médios foram utilizados na legenda de cada um dos mapas de probabilidade de distribuição. Esse procedimento foi adotado em função da premissa que um bando avistado tem uma área de vida maior que um pixel. Esse procedimento foi realizado no ArcView versão 3.2 (ESRI, 1996) com a ferramenta “*Sumarize zones*”. A partir destes mapas foram selecionados os hexágonos com valores médios superiores a 70% de probabilidade de ocorrência de cada uma das espécies. Esses hexágonos foram utilizados para definir as áreas mais relevantes para conservação de cada uma das espécies. A riqueza de primatas foi calculada somente para os hexágonos de alta probabilidade de ocorrência ($\geq 70\%$) através da soma do número de espécies que ocorriam em cada um destes hexágonos. As áreas de alta relevância para conservação da comunidade de primatas utilizadas nos modelos de simulação foram definidas pelo critério de complementaridade (para mais, veja Margules *et al.*, 2002) e, sendo calculada separadamente para as áreas de terra firme e igapó e várzea. Os hexágonos selecionados foram definidos pela interseção dos polígonos de alta probabilidade de ocorrência para pares de espécies. Desta forma todas as espécies foram representadas dentro das áreas relevantes.

Dois mapas foram gerados: um para as áreas de várzea e outro para as áreas de floresta de terra firme e igapós. Assim, baseada na complementaridade de espécies e na riqueza dos polígonos, foram estabelecidos os hexágonos de maior relevância, que seriam melhor indicados para a conservação de comunidades de primatas. Depois de estabelecidos esses hexágonos, foi criado um novo mapa em formato *shape*, contendo as áreas de conservação em forma de polígonos, já apresentando rios e acidentes geográficos como limites, e também contendo uma zona de amortecimento.

Resultados

Construção dos modelos

Para a elaboração do modelo preditivo foi utilizado o registro dos avistamentos das atividades de censo, em 21 trilhas localizadas na área focal da RDS Piagaçu-Purus, numa área de 451.816 hectares (Tabela 1). O táxon com maior número de registros de ocorrência foi o *Saimiri* spp., seguido de *Cebus apella* e *Alouatta puruensis*. Já o primata de menor número de avistamentos foi o *Callicebus cupreus* que, devido ao baixíssimo número de registros não foi submetido à análise. Os demais primatas entraram nas análises, com as devidas restrições, já que o programa trabalha com menos eficiência com números de registros inferiores a dez (Tabela 1).

Tabela 1: Número de avistamentos das espécies de primatas por fitofisionomia (floresta de terra firme, várzea e igapó) e número total de registros.

Espécies	Número de Avistamentos			Total
	Terra Firme	Várzea	Igapó	
<i>Saguinus</i> spp.	13	-	1	14
<i>Saimiri</i> spp.	-	114	2	116
<i>Cebus apella</i>	25	55	7	87
<i>Cebus albifrons</i>	4	-	3	7
<i>Callicebus cupreus</i>	1	-	-	1
<i>Pithecia albicans</i>	11	-	2	13
<i>Alouatta puruensis</i>	8	43	5	56
<i>Lagothrix cana</i>	5	-	-	5
TOTAL	67	212	20	299

Para cada rodada realizada no programa DesktopGarp é gerado um mapa e também é apresentado seu valor de acurácia, tanto para a construção do modelo (treinamento) quanto para a validação (teste), além do valor de p e os valores de erro por omissão. A Tabela 2 apresenta as diferentes amplitudes para os valores de acurácia para cada espécie de primata modelada.

Tabela 2: Valores de acurácia da construção do modelo e da sua validação, e número de mapas gerados pelo programa com $p \geq 0.05$, ou seja, não significativos (N), para cada espécie de primata modelada.

Espécies	N	Acurácia			
		Treinamento		Teste	
		mínimo	máximo	mínimo	máximo
<i>Saguinus</i> spp.	50	0.81	0.91	0.68	0.87
<i>Saimiri</i> spp.	0	0.76	0.89	0.70	0.86
<i>Cebus apella</i>	8	0.62	0.75	0.57	0.73
<i>Cebus albifrons</i>	68	0.89	0.95	0.89	0.94
<i>Pithecia albicans</i>	34	0.90	0.95	0.65	0.92
<i>Alouatta puruensis</i>	5	0.66	0.79	0.63	0.79
<i>Lagothrix cana</i>	100	-	-	-	-

De uma forma geral, a amplitude de acurácia do modelo variou de 0.62 a 0.95 e da validação variou de 0.57 e 0.94. Todos os mapas com p superior a 0.05 foram descartados das análises de modelagem. Assim, a espécie *Lagothrix cana* (macaco-barrigudo) não teve sua distribuição modelada, já que sua ocorrência não pode ser predita. Todas as outras espécies utilizaram as bases geográficas de heterogeneidade topográfica, altitude e Jers para a construção do modelo.

Os valores médios dos erros por omissão estão listados na tabela a seguir (Tabela 3), e possuem uma amplitude de 0 a 22.5%, entre treinamento e teste.

Tabela 3: Valores de erro de omissão intrínsecos e extrínsecos e incluem apenas os mapas com p significativo. Os erros de omissão intrínsecos indicam a porcentagem de pontos de treinamento que são omitidos na predição; e os erros de omissão extrínsecos foram resultam do processo de validação (pontos do teste). Valores médios, considerando desvio padrão (DP).

Espécies	Erros de Omissão	
	Intrínseco	Extrínseco
	Média ± DP	Média ± DP
<i>Saguinus</i> spp.	1.1 ± 3.6	13 ± 14.5
<i>Saimiri</i> spp.	8.1 ± 3.9	12.2 ± 5.8
<i>Cebus apella</i>	14.9 ± 6.7	22.3 ± 9.8
<i>Cebus albifrons</i>	0 ± 0	0 ± 0
<i>Pithecia albicans</i>	0.15 ± 1.28	7.5 ± 14.1
<i>Alouatta puruensis</i>	16.7 ± 6	22.5 ± 9.3

Predição Espacial de ocorrência das espécies de primatas

O mapa de distribuição espacial de *Cebus albifrons* (Figura 3a, 3b, 3c), apresentou áreas bem restritas de alta probabilidade, estando estas na margem de rios e igarapés de floresta de terra firme, especialmente nas áreas de igapós da reserva. Já os parauacus (*Pithecia albicans*), apresentaram áreas no interflúvio Ayapuá-Uauaçú e Ayapuá-Purus com altas probabilidades de ocorrência (Figura 3d, 3e, 3f). Outro macaco encontrado nas florestas de terra firme foram os sauins (*Saguinus* spp.), que apresentaram uma predição de distribuição mais ampla pela área de Floresta de Terra Firme (Figura 4d, 4e, 4f), excetuando as regiões de terras mais altas.

Os primatas de várzea apresentaram uma distribuição ampla dentro dessa fitofisionomia. Dentre eles, o *Saimiri* (macaco-de-cheiro) foi o que apresentou uma distribuição mais restritiva (Figura 4a, 4b, 4c), tendo sua maior probabilidade localizada nas várzeas mais baixas, permeando a grande região dos lagos.

Os *Alouatta puruensis* (guariba) também possuem sua maior probabilidade nesta região (Figura 5a, 5b, 5c), entretanto com uma amplitude de área um pouco maior. Já os *Cebus apella* (macaco-prego) apresentam os mapas de probabilidade mais amplos, com grande ocorrência em várzeas, mas também permeando as florestas de terra firme pelas áreas de igapó (Figura 5d, 5e, 5f).

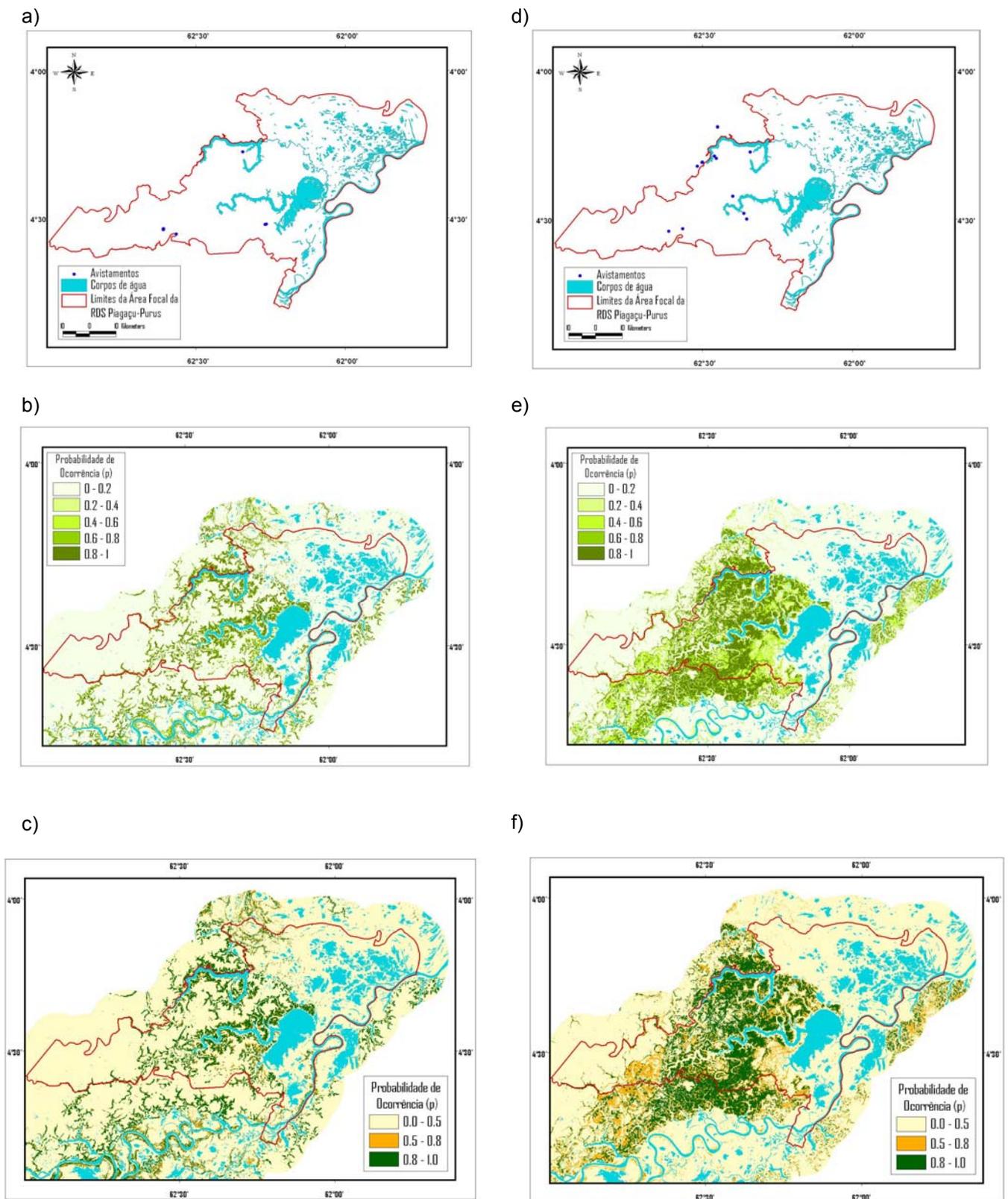


Figura 3: Mapas de avistamentos (a), de probabilidade de ocorrência contínua (p mín.=0 e p máx.=1) (b) e probabilidade de ocorrência (p) acima de 0.5 e acima de 0.8 de *Cebus albifrons* (cairara), dentro da área focal da RDS Piagaçu-Purus. Mapas de avistamentos (d), de probabilidade de ocorrência contínua (p mín.=0 e p máx.=1) (e) e probabilidade de ocorrência (p) acima de 0.5 e acima de 0.8 (f) de *Pithecia albicans* (parauacu), dentro área focal da RDS Piagaçu-Purus.

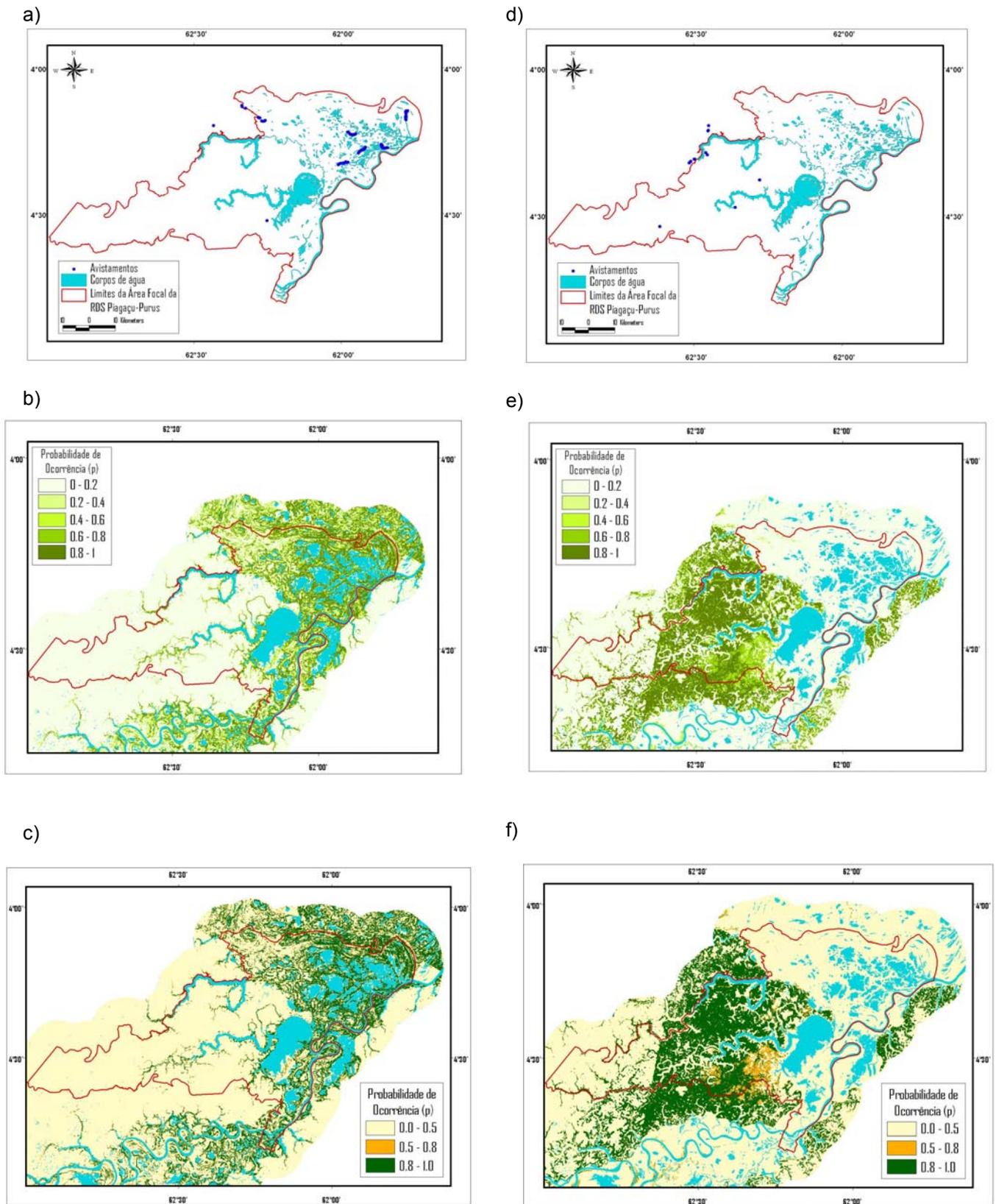


Figura 4: Mapas de avistamentos (a), de probabilidade de ocorrência contínua (p mín.=0 e p máx.=1) (b) e probabilidade de ocorrência (p) acima de 0.5 e acima de 0.8 de *Saimiri* spp. (macaco-de-cheiro), dentro da área focal da RDS Piagaçu-Purus. Mapas de avistamentos (d), de probabilidade de ocorrência contínua (p mín.=0 e p máx.=1) (e) e probabilidade de ocorrência (p) acima de 0.5 e acima de 0.8 (f) de *Saguinus* spp. (sauim), dentro área focal da RDS Piagaçu-Purus.

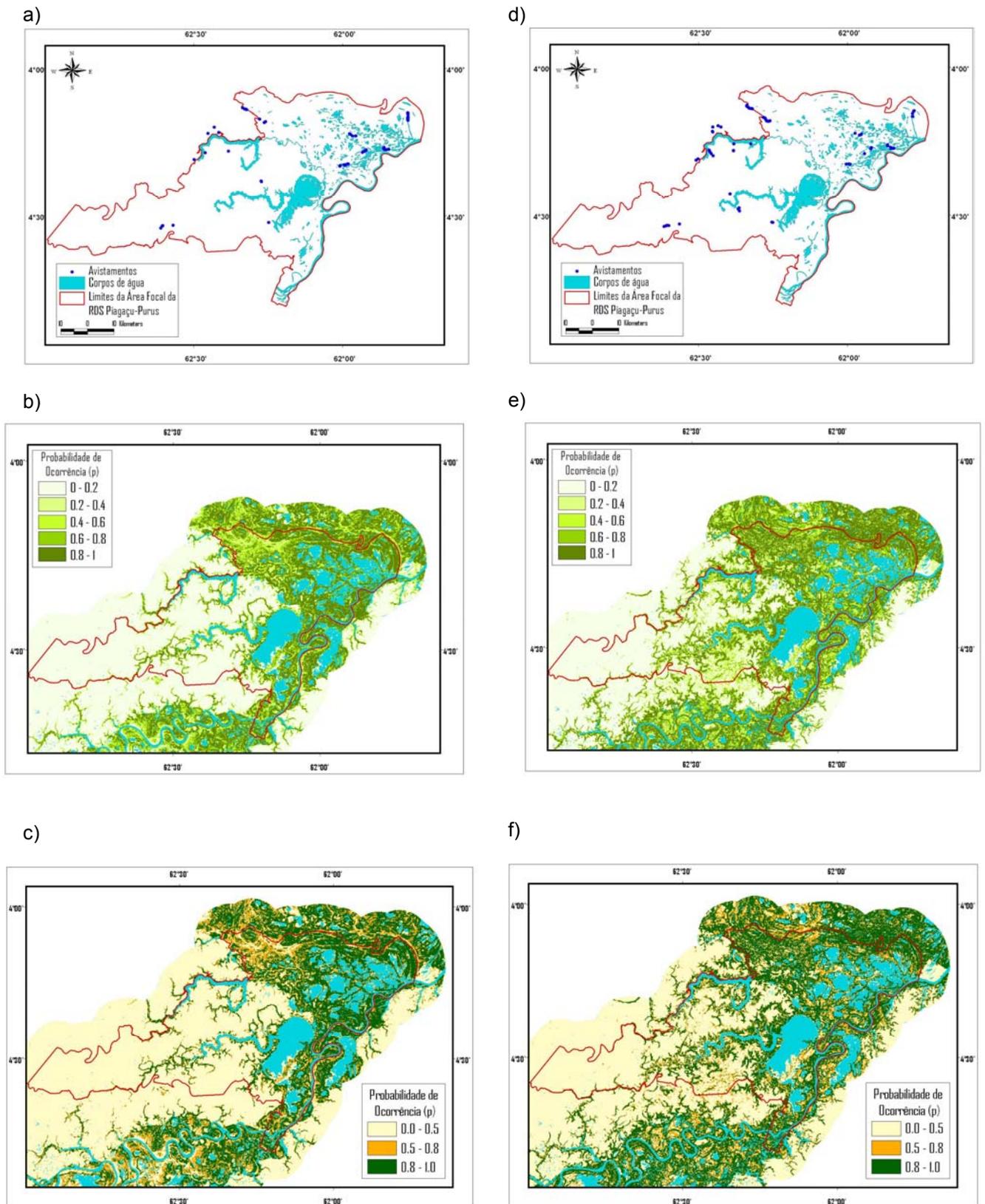


Figura 5: Mapas de avistamentos (a), de probabilidade de ocorrência contínua (p mín.=0 e p máx.=1) (b) e probabilidade de ocorrência (p) acima de 0.5 e acima de 0.8 (c) de *Alouatta puruensis* (guariba), dentro da área focal da RDS Piaçáu-Purus. Mapas de avistamentos (d), de probabilidade de ocorrência contínua (p mín.=0 e p máx.=1) (e) e probabilidade de ocorrência (p) acima de 0.5 e acima de 0.8 (f) de *Cebus apella* (macaco-preço), dentro área focal da RDS Piaçáu-Purus.

Áreas Prioritárias para a Conservação de Primatas na RDS Piagaçu-Purus

Para a caracterização de riqueza das áreas, foram selecionados apenas os hexágonos com $p \geq 0.7$ para cada uma das espécies (Figura 6). Assim, os macacos-prego apresentaram 382 hexágonos com esse valor, os guaribas, 332, os macacos-de-cheiro, 67, os parauacus, 89, os sauíns 110 e, finalmente, os cairaras com apenas 3 hexágonos (Tabela 4). Baseados nesses hexágonos puderam ser estabelecidas as riquezas das regiões de várzea, e de igapós e florestas de terra firme (Figura 7).

As várzeas apresentaram apenas as espécies *Cebus apella*, *Saimiri* spp. e *Alouatta puruensis*, que puderam ser encontradas em diversas combinações, num máximo de três ocorrendo juntas (Figura 7a). Entretanto, nas áreas de florestas de terra firme e igapós não ocorreu o mesmo (Figura 7b). Apesar de estarem sendo modeladas por três espécies (*Pithecia albicans*, *Saguinus* spp. e *Cebus albifrons*), estas se combinaram num máximo de duas a duas, quando não apenas uma se encontrava presente no hexágono. Assim, a amplitude da riqueza nos primeiros variou de 0 a 3 e no segundo de 0 a 2 (Figuras 7a, 7b).

Tendo como base os mapas de riqueza e também de probabilidade de ocorrência das espécies (onde pode se identificar qual espécie ocorria em cada polígono), foram estabelecidos os hexágonos prioritários para a conservação das comunidades (Figura 8). Esses hexágonos contemplam as regiões de maior probabilidade de ocorrência das espécies e também o maior número de espécies de primatas (alta riqueza) (Figura 8). Entretanto, esses polígonos não englobam toda a distribuição potencial acima de 0.7 de todas as espécies. Algumas espécies foram mais bem representadas, como o cairara, macaco-de-cheiro e parauacus que tiveram 100, 95.6 e 79.8% dos seus polígonos com $p \geq 0.7$ incluídos nessa região, respectivamente. Outras espécies, como o macaco-prego e o guariba, de área de ocorrência muito ampla tiveram uma menor representatividade de sua ocorrência, com 17.6% e 19.3%, respectivamente. Apenas os sauíns tiveram porcentagens medianas de suas áreas protegidas (60.0%) (Tabela 4).

Finalmente, para o estabelecimento de áreas destinadas à conservação de comunidades de primatas, foi desenhado um polígono grande, englobando praticamente todos os hexágonos prioritários (Figura 9). Esse grande polígono apresenta uma área de 4.392 Km² e corresponde à zona de amortecimento, que funcionaria como um *buffer* de pressão antrópica sobre as áreas centrais de preservação. Feito isso, foram desenhados três outros polígonos, observando

também os limites de rios e lagos, correspondendo às áreas-chave de conservação (Figura 9). Dois deles estão localizados em florestas de terra firme: um no interflúvio Uauaçú-Ayapuá, com área de 476 Km² (Figura 9, área 1) e outro na parte sul do paraná do Ayapuá, com área de 519 Km² (Figura 9, rea 2) tendo praticamente quase toda sua extensão dentro da Terra Indígena Itixi-Mitari. A rea destinada à conservação na várzea fica localizada nas regiões de restinga baixa, englobando uma grande área entre a região dos lagos e o Rio Purus e apresenta uma área de 406 Km² (Figura 9, rea 3). As três áreas totalizam 1401 Km² de áreas destinadas a proteção integral das espécies analisadas na RDS PP.

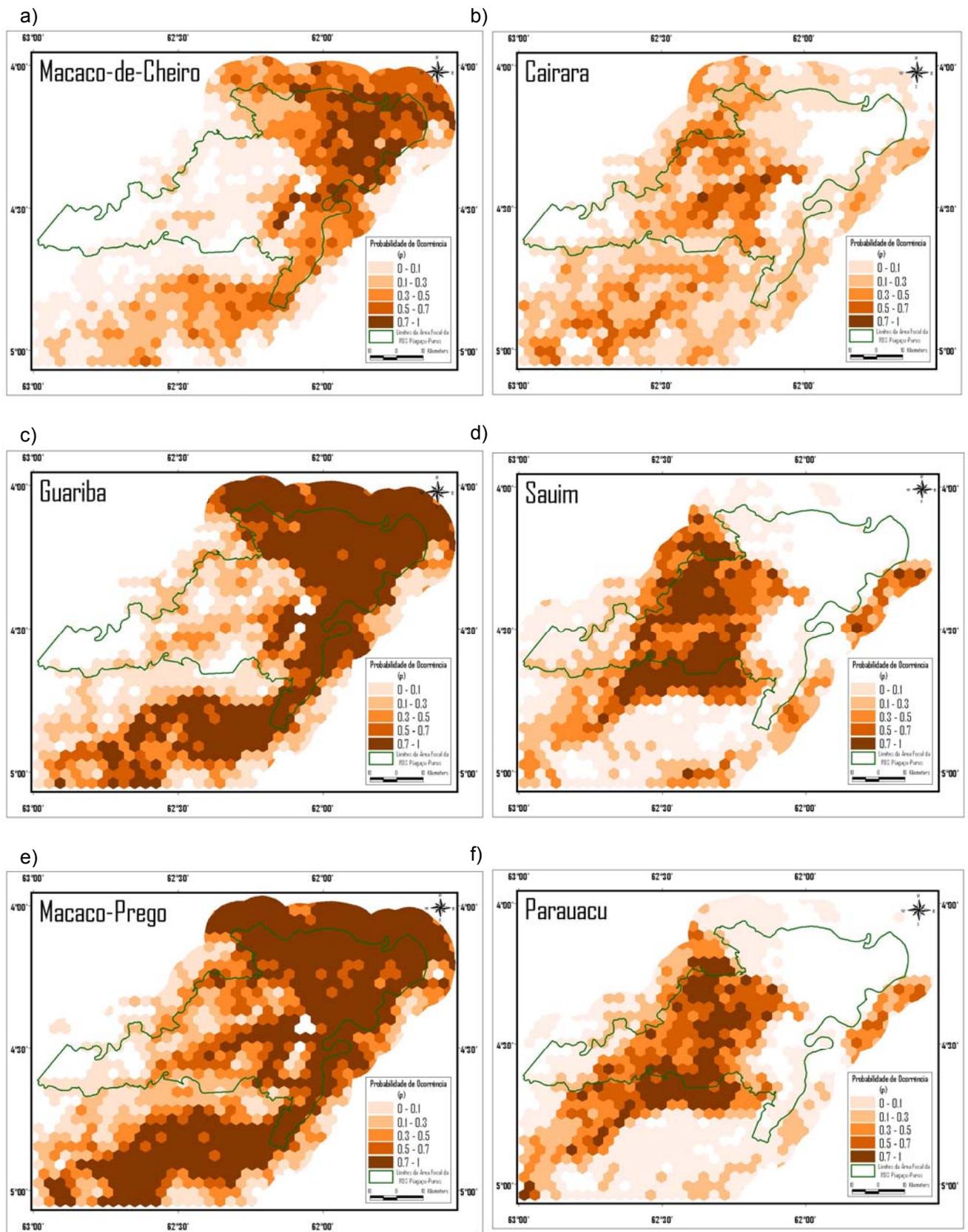
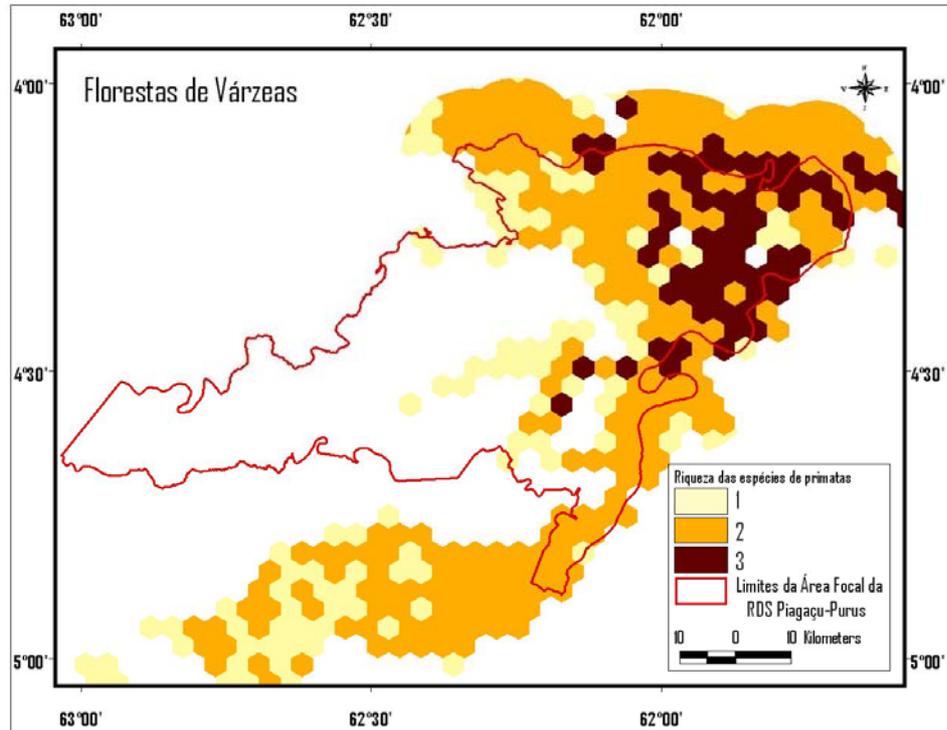


Figura 6: Mapas de probabilidade de ocorrência de seis espécies de primatas da RDS Piagaçu-Purus: a) Macaco-de-Cheiro (*Saimiri* spp.), b) Cairara (*Cebus albifrons*), c) Guariba (*Alouatta puruensis*), d) Sauim (*Saguinus* spp.), e) Macaco-Prego (*Cebus apella*) e f) Parauacu (*Pithecia albicans*).

a)



b)

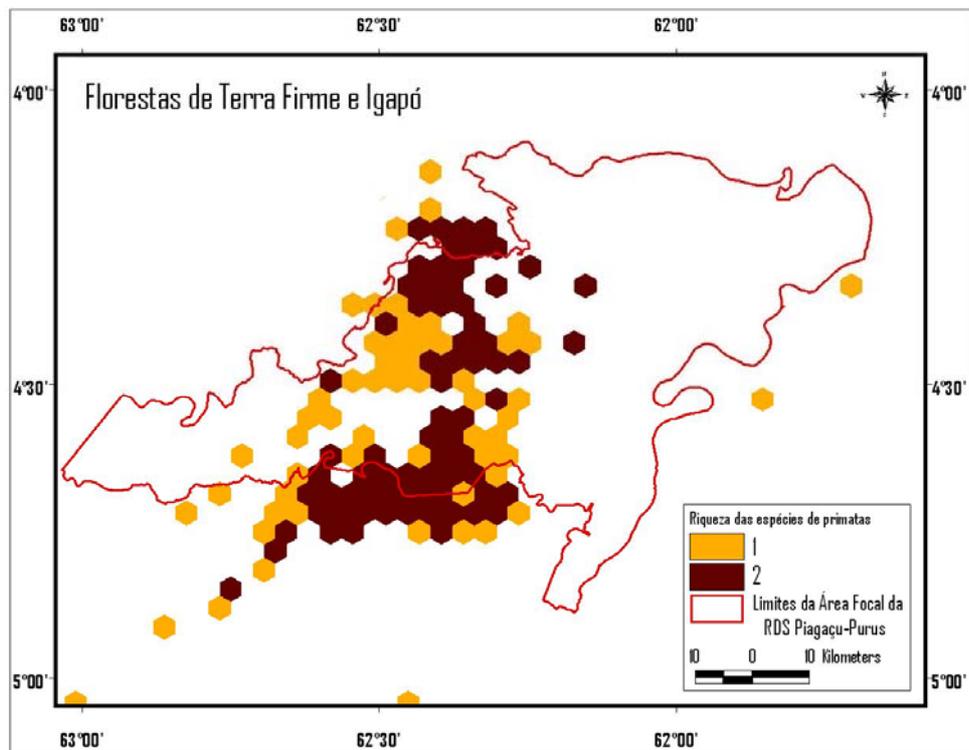


Figura 7: a) Riqueza das Florestas de Várzea (Macaco-Prego, Macaco-de-Cheiro e Guariba); b) Riqueza das Florestas de Terra Firme e Igapós (Cairara, Parauacu e Sauim).

Tabela 4: Relação entre probabilidade de ocorrência superior a 0.7 e porcentagem protegida pela área sugerida.

<i>Espécies</i>	Número de Polígonos Total ($p > 0.7$)	Número de Polígonos dentro da Área de Proteção	Porcentagem Protegida (%)
<i>Saguinus spp.</i>	110	66	60.0
<i>Saimiri spp.</i>	67	64	95.6
<i>Cebus apella</i>	382	67	17.5
<i>Cebus albifrons</i>	3	3	100
<i>Pithecia albicans</i>	89	71	79.8
<i>Alouatta puruensis</i>	332	64	19.3

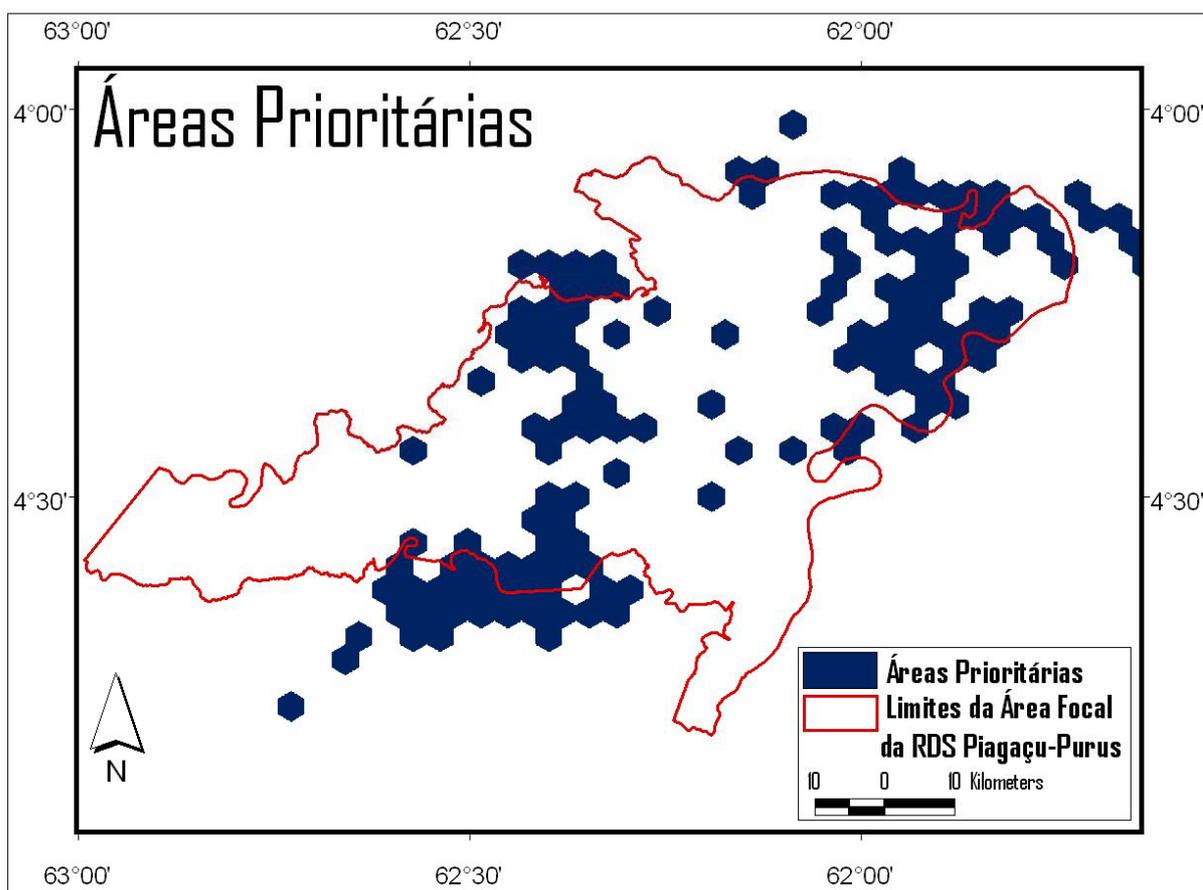


Figura 8: Áreas sugeridas como Prioritárias para Conservação de Primatas na RDS Piagaçu-Purus.

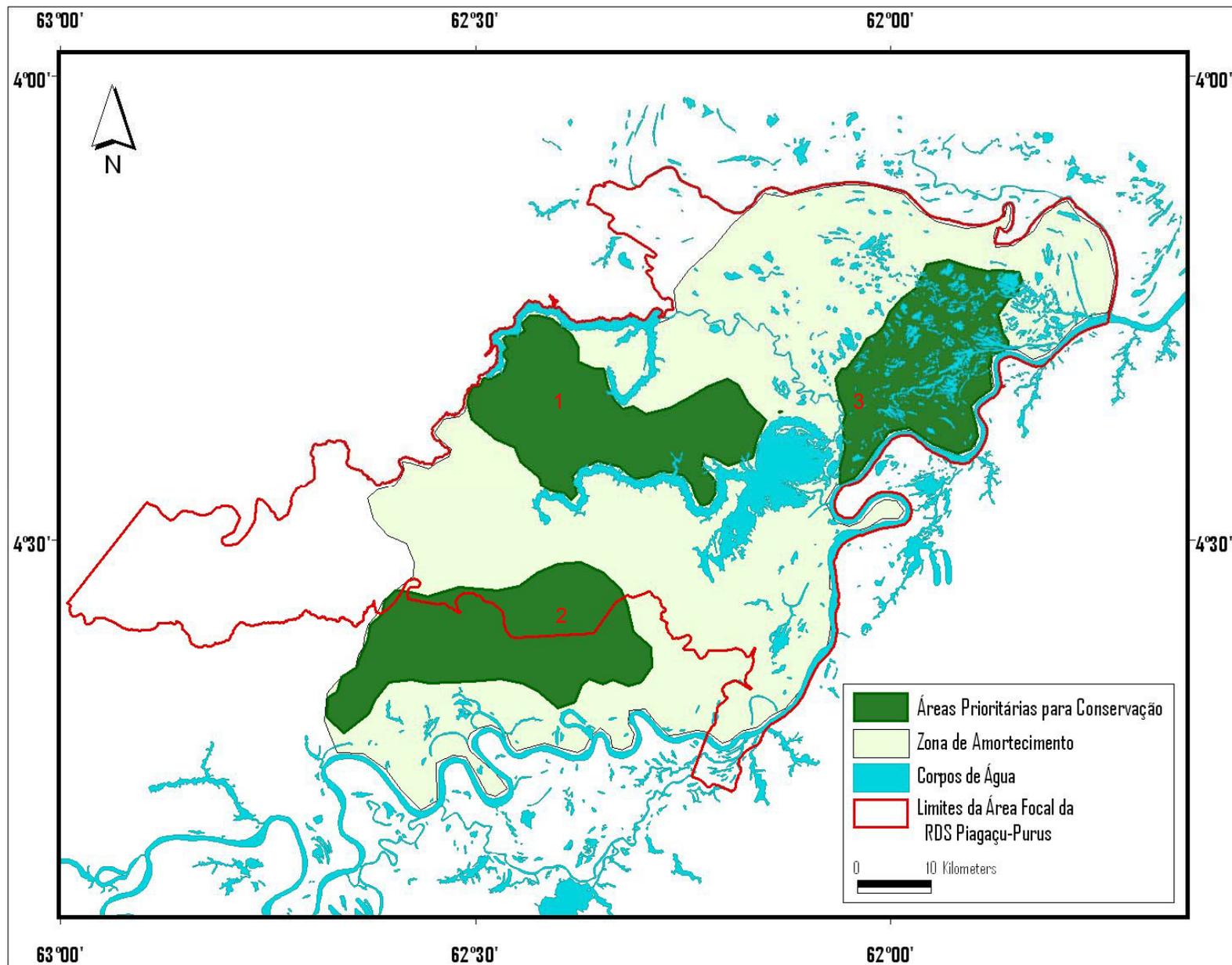


Figura 9: Mapa indicativo das Áreas Prioritárias para a Conservação de Primatas e sua Zona de Amortecimento na Área Focal da RDS PP. 1: Área no interflúvio Uauaçú-Ayapuá; 2: Área na parte sul do paraná do Ayapuá, 3: Área de várzea entre a região dos lagos e o Rio Purus.

Discussão

A construção de modelos de distribuição de habitats é baseada na relação entre a distribuição de espécies e a distribuição espacial dos preditores ambientais (Hirzel & Guisan, 2002). A quantificação dessa relação representa o centro da modelagem preditiva geográfica na ecologia. Entretanto, a natureza é muito complexa e heterogênea para ser predita com extrema acurácia em todos os aspectos de tempo e espaço, a partir de um único, embora complexo, modelo (Guisan & Zimmerman, 2000). A modelagem estática acaba sendo o tipo de abordagem mais adequado para o estudo dessas relações, uma vez que as espécies são pouco estudadas com relação a suas respostas dinâmicas às mudanças ambientais. Esses modelos assumem que a distribuição de espécies está, pelo menos em um curto espaço de tempo, em equilíbrio com o ambiente e não tem sofrido nenhuma maior perturbação (Guisan & Zimmerman, 2000, Hirzel & Guisan, 2002).

Uma outra pré-condição é que, para se construir modelos preditivos, a espécie tem que ser comum e/ou habitat-específica o suficiente para exibir uma relação significativa com um ou mais tipos de habitats espacialmente explícitos. A grande implicação para a biologia da conservação e para o manejo da biodiversidade é que espécies raras precisam ter levantamentos de dados de forma mais intensiva, para se construir modelos de maior acurácia preditiva (Debinski *et al.*, 1999). No caso da RDS Piagaçu-Purus, das oito espécies visualmente constatadas em censo, apenas seis puderam ser modeladas, já que as restantes não tiveram número de avistamentos suficientes para a predição. Desta forma, duas espécies (*Callicebus cupreus* e *Lagothrix cana*) podem ser consideradas raras nesse caso, e necessitam de maiores investimentos futuros de trabalho de campo para a construção de um modelo espacialmente explícito.

Dos mapas preditos, pode-se notar uma clara segregação de ocupação de habitats entre as espécies: guaribas, pregos e macacos-de-cheiro têm sua maior probabilidade de ocorrência em várzeas; e parauacus, sauins e cairaras, em áreas de florestas de terra firme e igapós. No caso especial dos dois primeiros, esses mapas estão refletindo dados diretos de abundância, já que também ocorrem nos outros tipos florestais. Os macacos-prego são animais extremamente generalistas (Mittermeier & van Roosmalen, 1981, Mendes-Pontes, 1997, Terborgh, 1983, Mittermeier & Coimbra-Filho, 1977), e foram avistados em todos os tipos de fitofisionomias da reserva. Apesar disso, sua modelagem se mostrou intimamente

ligada à grande abundância desses macacos em várzeas, em contraposição aos outros tipos florestais. Ainda assim, dentre os primatas de maior probabilidade de ocorrência em várzea, os pregos apresentaram a maior extensão de predição, ocupando moderadas extensões em florestas de terra firme e igapós. Já os guaribas, que apresentaram um contraste de avistamento bem acentuado (43 em várzea, contra 13 em florestas de terra firme e igapós), ficaram bem restritos às áreas de várzea. Assim, por mais que eles sejam avistados em florestas de terra firme e igapós, sua probabilidade de ocorrência é proporcionalmente bem maior nas várzeas. Dentre essas três espécies, os macacos-de-cheiro foi o primata que apresentou um mapa de probabilidade de menor restrição geográfica, confirmando sua forte relação com a fitofisionomia das várzeas (Mittermeier & Coimbra-Filho; Mittermeier & van Roosmalen, 1981; Terborgh, 1983).

Dos macacos de maior probabilidade de ocorrência em florestas de terra firme e igapós, os cairaras são os que apresentam extensão geográfica mais restrita. Grande parte desse resultado pode ser devido ao pequeno número de avistamentos, limitando a acurácia do modelo imposto pelo próprio programa (Scachetti-Pereira, 2002). Outro motivo que pode ter contribuído para essa pequena extensão foi que estes animais foram avistados em áreas próximas a pequenas drenagens, em igapós ou em terras firme próximas a igarapés. Ou seja, são animais que parecem estar intimamente relacionados a áreas de igapós, ou de contato de igapó com terra-firme, que por si só ocupam pequenas extensões dentro da RDS. Daí a grande restrição de ocorrência registrada pelo modelo, acompanhando a fina drenagem da região.

Os parauacus tiveram sua alta probabilidade de ocorrência associada a extensões de florestas de terra firme de menor altitude. A literatura pertinente a essa espécie confirma tal relação, já que, apesar de raros e bem difíceis de serem observados, *Pithecia albicans* vêm sendo registrado principalmente nesse tipo florestal, podendo entrar em áreas de igapó durante a seca (Mittermeier & Coimbra-Filho, 1977, Mittermeier & van Roosmalen, 1981, Peres, 1993b, Trolle, 2003). A utilização dos igapós como hábitat secundário pode ser observada em seu mapa de distribuição, já que também possuem alta probabilidade de ocorrência nessa fitofisionomia.

Os sauins apresentaram uma ampla distribuição, tendo sua alta probabilidade de ocorrência associada a grandes extensões de floresta de terra firme mais alta e afastada da drenagem, concordando com os achados anteriores (Mittermeier & van

Roosmalen, 1981, Peres, 1996, Terborgh, 1983, Haugaasen & Peres, 2005b). O mapa modelado para os sauias apresentou uma forte quebra na região localizada entre 62°40' e 63°00', extremo oeste da área focal. Essa mudança brusca na probabilidade de ocorrência da espécie acompanha principalmente a mudança observada nos valores de Jers, e que também ocorre de maneira mais sutil com a altitude. As implicações específicas para o observado nessa região serão discutidas um pouco mais adiante.

De acordo com Guisan & Zimmermann (2000), a interpretação da acurácia, ou seja, a robustez do modelo é subjetiva. De uma forma geral, valores maiores de acurácia representam modelos com maior capacidade de sucesso na predição (Scachetti-Pereira, 2002). Alguns autores chegam a avaliar seus trabalhos com base em considerações estatísticas, classificando em modelos *razoáveis*, aqueles com valores de acurácia próximos a 0.5 e *excelentes*, modelos com valor entre 0.85 e 0.99 (Monserud & Lemmans, 1992). Já para os de erros por comissão intrínsecos e extrínsecos, os menores valores representam as melhores soluções de modelo (Anderson *et al.*, 2003). Aliado a isso, os modelos podem ser julgados de acordo com sua capacidade de satisfazer os padrões observados em campo (Guisan & Zimmermann, 2000). Assim, tendo como base os valores de acurácia resultantes das estatísticas programa DesktopGarp e também considerando o contexto observado em campo, pode-se afirmar que as espécies de primatas geraram modelos robustos de distribuição, permitindo uma grande confiabilidade de resultados. Apesar disso, os cairaras, que tem um baixo número de avistamentos, apresentou um modelo que parece ser ligeiramente instável, já que os resultados de erro por omissão foi zero, com desvio padrão também de zero. Tal espécie deve ter sua distribuição modelada considerada com certa ressalva.

Ainda que os modelos gerados possam ser considerados confiáveis e de certa robustez, é necessário levantar algumas ressalvas e limitações inerentes ao processo metodológico de levantamento de dados. Em vários aspectos, coletar os dados referentes à ocorrência das espécies é mais difícil do que associa-las às variáveis ambientais, simplesmente porque as espécies estudadas podem se mover pela extensão da paisagem (Rushton *et al.*, 2004). No mundo ideal para desenvolver a modelagem de animais, as espécies seriam sedentárias num ponto fixo do espaço, e seus requerimentos ecológicos seriam bem conhecidos e mensuráveis na mesma escala espaço-temporal. Já no mundo real os processos não funcionam desta forma: conhecer e medir todos os requerimentos ecológicos de uma espécie é impraticável,

e modelos de distribuição de animais sempre irão contar com uma parcela de incerteza e falsas ausências (Jennings, 2000, Austin, 2002, Rushton *et al.*, 2004).

A primeira ressalva pertinente ao modelo de distribuição de ocorrência das espécies de primatas da RDS Piagaçu-Purus é com relação ao período de coleta de dados (*ressalva temporal*). Elas foram realizadas apenas no período de vazante e seca da região, compreendendo seis meses de estudo. Considerando as fitofisionomias da região amazônica, a sazonalidade é componente chave para nortear os processos ecológicos e também de distribuição das espécies (Ayres, 1989, 1993, Haugaasen, & Peres, 2005a, 2005b, 2006, Junk & Piedade, 1997, Mittermeier & Coimbra-Filho, 1977, Peres, 1993a, 1994, 1999a, Queiroz, 1995, Sioli, 1985, Terborgh, 1983, Terborgh & Andresen, 1998, Tuomisto *et al.*, 2003). Assim, o modelo limita-se claramente a modelar a distribuição das espécies para este período, assumindo a grande possibilidade de obter diferente configuração no período de enchente e cheia. De forma alguma essa ressalva condena a aplicabilidade do modelo, mas somente torna nítida sua referência apenas ao período de estudo realizado. Assim, em função dos deslocamentos das populações de primatas, as áreas satisfatórias para a conservação das espécies devem ser determinadas pela complementaridade das áreas de uso entre estas duas épocas.

A segunda ressalva é com relação a uma região geográfica específica, localizada entre 62°40' e 63°00', extremo oeste da área focal (*ressalva espacial-geográfica*). A falha metodológica fica bem evidente quando se observa o mapa de probabilidade de ocorrência dos saúns (Figura 4e, 4f). É um local de difícil acesso, localizado na mais alta cabeceira do paraná do Ayapuá. Durante o período da seca, quando foram levantados os dados de campo, esta área fica inacessível por via fluvial, ficando fora do alcance tanto para a abertura de trilhas, quanto para a realização de censo nas mesmas. Entretanto, é uma região de singular altitude e também valor de Jers, não encontrada em nenhuma outra região trabalhada dentro da área focal. Como esta região não pôde ser censada, ela ficou sem representatividade na amostragem de dados. Conseqüentemente, o modelo não pode prever a distribuição de primatas nessa área, ficando, portanto, uma falha nos mapas de probabilidade de ocorrência. Em termos de aplicabilidade do modelo, esta é uma região que necessita de maiores cuidados, já que as incertezas associadas às predições são bem maiores devido à falta de pontos de treinamento e validação. As conclusões levantadas por este trabalho certamente necessitam ser complementadas com levantamentos naquela região. Além disso, por se tratar de

uma área de difícil acesso e também de diferentes características ambientais e topográficas, existe chance de apresentar diferente composição de comunidades de primatas, ressaltando a necessidade de futuros estudos na região.

Considerando as ressalvas supracitadas e seguindo os princípios de complementaridade (para mais, veja Margules *et al.*, 2002) e também a diversidade de primatas, foram indicadas três importantes áreas para conservação deste grupo taxonômico dentro da RDS Piagaçu-Purus, além de um grande corredor para atuar como zona tampão (Figura 9). Acredita-se que com esse desenho, grande parte do mosaico disponível e habitats identificados também sejam preservados. O desenho dessas áreas procura englobar os centros de maior alta predição de cada uma das espécies, com atenção especial para a complementaridade entre elas. A situação ideal para esse tipo de planejamento seria indicar apenas uma grande área que englobasse os requerimentos de todos os primatas. Entretanto, da forma como os mosaicos ambientais ocorrem, essa situação se torna inviável, já que se trata de uma RDS, com relativo trânsito de barcos de pesca e recreios e também diversas atividades comerciais. A solução encontrada foi de indicar os grandes centros de ocorrência das espécies para a conservação, e também uma zona tampão, que permitiria a formação de corredores de passagem, e que tolerasse movimentos semi-migratórios dos primatas.

Os três grandes centros de conservação tiveram seus desenhos derivados, em grande parte, do mapa de riqueza da região (Figura 7). Duas áreas ocorrem em florestas de terra firme e igapós, enquanto que a outra está localizada em ambiente de várzea. As florestas de terra firme e igapós, apesar de possuírem três espécies modeladas, elas foram preditas de ocorrer num máximo de duas a duas. Ou seja, essas florestas apresentam uma configuração espacial e heterogeneidade ambiental de grande extensão horizontal, permitindo a existência de diferentes arranjos de comunidades de primatas. Nesse caso, é importante garantir que todas as espécies tenham seus diferentes tipos de habitat preservados. A indicação de duas áreas dentro dessa fitofisionomia busca suprir essa garantia. Além disso, houve um cuidado em garantir que o primata de menor restrição geográfica de predição, o *Cebus albifrons*, tivesse grande parte do seu habitat dentro do polígono de conservação. O mesmo ocorreu na área de várzea, quando o polígono de conservação englobou o centro de maior riqueza e também garantiu a inclusão de boa parte do território de *Saimiri* spp., espécie com pequena extensão geográfica de predição, apesar da sua alta densidade.

Como pôde-se notar, a maior preocupação em termos de representatividade de espécies foi de garantir que os primatas de menor restrição geográfica de predição tivessem boa parte de seu território preservado. Assim, essa representatividade acabou variando bastante de espécie para espécie. No caso dos macacos-prego e guaribas, por exemplo, a porcentagem de área protegida foi menor, principalmente porque apresentam uma área de ocorrência de alta predição muito ampla, sendo virtualmente impossível conservar integralmente área tão grande. Apesar disso, tais primatas se encontram em grande área dentro dos polígonos de conservação.

Outra preocupação pertinente foi com relação ao tamanho da área a ser destinada a conservação. Redford e Robinson (1991) realizaram um estudo com diversos mamíferos neotropicais, incluindo 13 espécies de primatas, e concluiu que para garantir a conservação de 500 indivíduos de uma população, seria necessário preservar em média, uma área mínima de 72 Km² para os primatas. Entretanto, esse tamanho varia muito em função dos requerimentos específicos de cada táxon, quando primatas menores requerem uma área aproximadamente de 30 Km², e primatas de maior biomassa precisam de uma área de mais de 150 Km². Além da variação interespecífica, devem-se considerar as características do hábitat, tipo de vegetação e também a pressão de caça. Assim, tendo como base esses dados levantados por Redford e Robinson (1991), pode-se afirmar que os polígonos desenhados com a finalidade de conservação dos primatas da RDS parecem atender às diferentes necessidades e requerimentos espaciais e de área das espécies estudadas, sem esquecer das ressalvas espacial-geográfica e temporal. Além disso, é importante ressaltar que a matriz ao redor destas áreas prioritárias é de matriz florestal, o que minimiza uma série de efeitos relacionados ao isolamento.

O objetivo central deste estudo foi de prever a ocorrência de espécies de primatas, analisar a contribuição de cada área para diversidade local e também indicar possíveis áreas para a conservação. Entretanto, quando se analisa os polígonos de conservação projetados nesse estudo, é também importante considerar a efetividade prática dessas unidades dentro do objetivo proposto. Simplesmente indicar áreas não garante sua efetividade. O planejamento de conservação das espécies ainda necessita de certos investimentos e procedimentos para alcançar sua plenitude. E no caso de uma Reserva de Desenvolvimento Sustentável, é de suma importância o trabalho com os comunitários e também com os indígenas presentes na região.

Um trabalho muito cuidadoso deve ser feito com os integrantes da Terra Indígena Itixi-Mitari que contém uma grande porção do seu território inserido no polígono indicado para conservação. Nesse processo de planejamento de conservação da RDS é muito importante poder contar com o apoio dessas comunidades, que hoje corresponde ao seu entorno. Apesar de o polígono estar localizado boa parte fora da RDS, ele engloba importantes características de floresta de terra firme e igapós, sendo muito importante, não só como hábitat, mas também como área de ocupação e ocorrência de primatas. É evidente que o interesse não se restringe apenas aos usuários diretos da RDS, mas também à área indígena de entorno, já que os processos ecológicos não conhecem esse tipo de barreira. Por ter sido indicada como uma área singular para a comunidade de primatas e também prioritária para a manutenção de populações das espécies, faz-se necessário investimentos em manejo integrado desde o estabelecimento do plano de manejo da RDS.

Além disso, é muito importante a elaboração participativa do plano de manejo, juntamente com as comunidades locais que fazem uso direto dos recursos. Áreas prioritárias para a conservação de primatas são necessárias, porém por si só não são suficientes para a manutenção a longo prazo da diversidade local. É desejável que as áreas apontadas por esse estudo sejam mantidas se não distantes, pelo menos com pouca possibilidade de ameaças antrópicas, como caça ou extração seletiva. E da mesma forma, os movimentos semi-migratórios dos animais deve ser salvaguardado pela zona tampão. A conservação dessas áreas não só protege as espécies de primatas, como todo o mosaico de hábitats, garantindo que os processos ecológicos sejam mantidos. Assim, é necessário otimizar a participação comunitária na elaboração do plano de manejo da RDS Piagaçu-Purus (incluindo aqui os integrantes da TI Itixi-Mitari) e também estabelecer acordos e metas de conservação seguindo um manejo integrado de recursos.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A RDS Piagaçu-Purus compreende um sítio de alta riqueza de primatas, sendo registradas 11 espécies organizadas em diferentes comunidades. A composição de comunidades tende a acompanhar as diferenças fitofisionômicas da área. Sob uma perspectiva local, os componentes de estrutura de floresta apresentaram uma grande heterogeneidade de medidas e relações, indicando diferentes estruturações de hábitat dentro da área. As diferentes espécies de primatas parecem responder a essa heterogeneidade, indicando que a estrutura da floresta exerce influência na abundância de algumas espécies e também na composição e riqueza de comunidades. Sob uma perspectiva regional, os primatas modelados apresentaram uma segregação de ocupação de hábitats entre as espécies. Portanto, dentro do mosaico vegetacional ali presente, as fitofisionomias mostraram que podem ser fortes indicadoras de ocorrência e também de densidade e biomassa das espécies. Este estudo indica que os mosaicos de hábitats presentes na RDS PP parecem complementar as diferentes áreas de utilização de comunidades e espécies de primatas, de forma que a conservação destes animais está diretamente relacionada à conservação destes diferentes ambientes. As informações geradas por esse estudo indicam áreas importantes para a conservação de primatas, servindo de base para decisões sobre o zoneamento da RDS Piagaçu-Purus.

Referências Bibliográficas

- Agee, J. K., Stitt, S. C. F., Nyquist M., Root, R. A geographic analysis of historical grizzly bear sightings in the North Cascades. . *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 55 (11): 1637-1642. 1989.
- Albernaz, A. L. K. M. & Venticinque, E. Reserva de Desenvolvimento Piagaçu-Purus: características e limites geográficos. In: Deus, C. P.; Silveira, R.; Py-Daniel, L. H. R (eds.). *Piagaçu-Purus: Bases Científicas para a criação de uma Reserva de Desenvolvimento Sustentável*. Manaus: IDSM. 2003.
- Anderson, R. P.; Gomez-Laverde, M.; Peterson, A. T. Geographical distributions of spiny pocket mice in South America: insights from predictive models. *Global Ecology and Biogeography*, 11: 131-141. 2002.
- Anderson, R. P.; Lew, D.; Peterson, A. T. Evaluating predictive models of species' distributions: criteria for selecting optimal models. *Ecological Modelling*, 162: 211-232. 2003.
- Austin, M. P. Spatial prediction of species distribution: an interface between ecological theory and statistical modeling. *Ecological modeling* 157: 101-118. 2002.
- Ayres, J. M. The white uakaris and the Amazonian flooded forests. Ph.D. Dissertation, Cambridge University. 1986.
- Ayres, J. M. Comparative feeding ecology of the Uakari and Bearded Saki, Cacajao and Chiropotes. *Journal of Human Evolution* 18: 697-716. 1989.
- Ayres, J. M. *As matas de várzea do Mamirauá*: Belém: Sociedade Civil Mamirauá. 96p. 1993.
- Atauri, J. A. & Lucio, J. V. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology* 16: 147-159. 1995.
- Auricchio, P. A. *Primatas do Brasil*. São Paulo: Terra Brasilis. 1995.
- Barnett, A., Borges, S., Castilho, C., Neri, F., Shapley, R. Primates of the Jaú National Park, Amazonas, Brazil. *Neotropical Primates*, 10 (2): 65-70. 2002.

- Bicca-Marques, J. C., Calegari-Marques, C. Ecologia alimentar de gênero *Alouatta* LACÉPÉDE, 1799 (PRIMATES, CEBIDAE). Cadernos UFAC Ciência Agrônômica. 3: 23- 49, 1995.
- Bonvicino, C. R. Ecologia e comportamento de *Alouatta belzebul* (PRIMATES: CEBIDAE) na Mata Atlântica. Rev. Nordestina Biol., 6(2): 149- 179. 1989.
- Brockelman, W. Y & Ali, R. Methods of Surveying and sampling forest primate populations. In: Primate Conservation in the Tropical Rain Forest. 23-62 p. Alan R. Liss, Inc: 1987.
- Buchanan-Smith, H. M. Tamarin Polyspecific Associations: forest utilization and stability of Mixed-species Groups. Primates, 40(1): 233-247. 1999.
- Burke, V. J. Landscape ecology and species conservation. Landscape Ecology 15: 1-3. 2000.
- Cardillo, M., Macdonald, D. W., Rushton S. P., Predicting mammal species richness and distributions: testing the effectiveness of satellite-derived land cover data. Landscape Ecology 14: 423-435. 1999.
- Carvalho, O. Primates in forest fragment in eastern Amazonia. Neotropical Primates, 11 (2): 100-103. 2003.
- Chapman, C. A. & Peres, C. A. Primate Conservation in the new Millennium: the role of scientists. Evolutionary Anthropology, 10: 16-33. 2001.
- Chiarello, A. G. Diet of the Brown Howler Monkey *Alouatta fusca* in a semi-deciduous Forest Fragment of Southeastern Brazil. Primates, 35 (1):25-34, January, 1994.
- Clark, P. J.; Evans, F. C. Distance to the nearest neighbor as a measure of spatial relationships in populations. Ecology 35 (4): 445-453. 1954.
- Coimbra-Filho, A. F. Conservation and south American primates in Brazil. YZY: 12: 14-15. 1972.
- Condit, R.; Hubbell, S. P. & Foster, R. B. Recruitment near co specific adults and the maintenance of tree and shrub diversity in a Neotropical forest. The American Naturalist 140: 261-286. 1992.
- Coops, N. C. & Catling, P. C. Prediction of the special distribution and relative abundance of ground-dwelling mammals using remote sensing imagery and simulation models. Landscape Ecology 17: 173- 188. 2002.

- Corsi, F., Duprè, E., Boitani, L. A large-scale model of wolf distribution in Italy for Conservation Planning. *Conservation Biology* 13(1): 150-159. 1999.
- Debinski, D. M., Kindsher, K. Jakubauskas, M. E. A remote sensing and GIS- based model of habitats and biodiversity in the Greater Yellowstone Ecosystem. *International Journal of Remote Sensing* 20 (17): 3281- 3291. 1999.
- Defler, T. R. On the Ecology and Behavior of *Cebus albifrons* in Eastern Colombia: I: Ecology. *Primates*, 20(4): 475-490. 1979.
- Defler, T. R. & Hernandez-Camacho, J. I. The true identity and characteristics of *Simia albifrons* HUMBOLDT, 1812: description of neotype. *Neotropical Primates*, 10(2): 49-64. 2002.
- Deus, C. P.; Silveira, R.; Py-Daniel, L. H. R (eds.). Piagaçu-Purus: Bases Científicas para a criação de uma Reserva de Desenvolvimento Sustentável. Manaus: IDSM. 2003.
- Emmons, L. H. Mamíferos de los bosques húmedos de América Tropical: Una guía de campo. Editorial F. A. N., Santa Cruz de la Sierra, Bolívia. 1999.
- ESRI. ArcView GIS. Redlands, CA, USA. Environment Systems Research Institute. 1996.
- Ferreira-Junior, O. GPS Trackmaker. Belo Horizonte: Minas Gerais. Disponível para download em: <http://www.gpstm.com.br>. 2004.
- Fooden, J. A revision of the woolly monkeys (genus *Lagothrix*). *J. Mammal.*, 44(2): 213-247. 1963.
- Guisan, A., Zimermann, N. E. Predictive habitat distribution models in ecology. *Ecological Modeling* 135: 147-186. 2000.
- Gregorin, R. Taxonomia e variação geográfica das espécies do gênero *Alouatta* Lacépède (Primates, Atelidae) no Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 23(1): 64-144. 2006.
- Grelle, C. E. V. & Cerqueira, R. Determinantes da distribuição geográfica de *Callithrix flaviceps* (Thomas) (Primates, Callitrichidae). *Revista Brasileira de Zoologia* 23 (2): 414-420. 2006.
- Haffer. Speciation in Amazonian Forest. *Birds. Science*, 165(3889): 131-136. 1969.

- Haugaasen, T. & Peres, C. A. Mammal assemblage structure in Amazonian Flooded and Unflooded forests. *Journal of Tropical Ecology*, 21: 133-145. 2005a.
- Haugaasen, T. & Peres, C. A. Primate assemblage structure in Amazonian Flooded Forest and Unflooded forests. *American Journal of Primatology*, 67:243-258. 2005b.
- Haugaasen, T. & Peres, C. A. Floristic, edaphic and structural characteristics of flooded and unflooded forests in the lower Rio Purus region of Central Amazonia, Brazil. *Acta Amazonica*, 36 (1): 25-36. 2006.
- Hershkovitz P. A systematic and zoogeographic account of the monkeys of the genus *Callicebus* (Cebidae) of the Amazonas and Orinoco river basins. *Mammalia*, 20: 1-50. 1968.
- Hershkovitz, P. Living New World monkeys (Platyrrhini): with an introduction to primates. Vol. 1. The University of Chicago Press, Chicago. 1117 pp. il. 1977.
- Hershkovitz, P. Two new species of night monkeys, genus *Aotus* (Cebidae, Platyrrhini): a preliminary report on *Aotus* taxonomy. *Am. J. Primatol.*, 4: 209-243. 1983.
- Hershkovitz, P. Taxonomy of the squirrel monkey genus *Saimiri* (Cebidae, Platyrrhini): a preliminary report with description of a hitherto unnamed form. *Am. J. Primatology*, 7: 155-210. 1984.
- Hershkovitz, P. The taxonomy of South American sakis, genus *Pithecia* (Cebidae, Platyrrhini): A preliminary report and critical review with the description of a new species and a new subspecies. *Am. J. Primatol.*, 12: 386-468. 1987.
- Hershkovitz, P. Origin, Speciation, and Distribution of South American Titi Monkeys, Genus *Callicebus* (Family Cebidae, Platyrrhini). *Proceedings of The Academy of Natural Sciences of Philadelphia* 140 (1): 240-272. 1988.
- Hirsch, A.; Dias, L.G.; Martins, L. de O.; Campos, R.F.; Resende, N.A.T. and Landau, E.C. Database of Georeferenced Occurrence Localities of Neotropical Primates. Department of Zoology / UFMG, Belo Horizonte. http://www.icb.ufmg.br/~primatas/home_bdgeoprim.htm. 2003.
- Hirzel, A. & Guisan, A. Wich is the optimal sampling strategy for hábitat suitability modeling. *Ecological Modeling*, 157: 331-341. 2002.
- Hilton-Taylor, C. 2000 IUCN Red List of Threatened Species. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. <http://www.redlist.org>. 2000.

- IBAMA. Unidades de Conservação Federais na Amazônia Legal: classificação por categoria de uso. <http://www.ibama.gov.br>. 2003.
- ISA. Avaliação e Identificação de Ações e Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade na Amazônia Brasileira: Análise da implementação de ações para o uso, conservação e repartição de benefícios para a região Juruá/ Purus/ Acre. 2003.
- Izawa, K & Mizuno, A. Palm- fruit cracking behavior of Wild Black-capped capuchin (*Cebus apella*) Primates 18 (4): 773-792. 1977.
- Izawa, K. Foods and Feeding behavior of Wild Black-capped Capuchin (*Cebus apella*). Primates 20 (1): 57-76. 1979.
- Janzen, D. H. 1970. Herbivores and the number of tree species in tropical forests. American Naturalist, 104: 501-528.
- Jennings, M. D. Gap analysis: concepts, methods, and recent studies. Landscape Ecology, 15: 5-20. 2000.
- Johns, A. D. & Skorupa, J. P. Response of Rain Forest Primates to Hábitat disturbance: a review. International Journal of Primatology, 8 (2): 157-191. 1987.
- Julliot, C. Diet diversity and hábitat of howler monkeys. In: Thierry B., Anderson Jr., Roeder JJ., Herrenschmidt N., editors. *Current primatology*. Vol. I. Ecology and evolution. Strasbourg: Université Louis Pasteur. p 67-71. 1994.
- Junk, W. J. & Piedade, M. T. F. Herbaceous plants of the flood plain near Manaus: species diversity and adaptations to the flood pulse. Amazoniana, 12: 467-484. 1997.
- Kasischke, E. S., Melack, J. M., Dobson, M. C. The use of imaging radars for ecological applications- a review. Remote Sens. Environ, 59: 141-156. 1997.
- Lehman, S. M. Prince, W. Mayor, M. Variations in group size in white-faced sakis (*Pithecia pithecia*): evidence for monogamy or seasonal congregations? Neotropical Primates, 9(3): 96-101. 2001.
- Margules, C. R., Pressley, R. L., Williams, P. H. Representing biodiversity: data and procedures for identifying priorities areas for conservation. J. Biosc, 27(4), supp. 2: 309-326. 2002.
- Mawson, J. C. A monte carlo study of distance measures in sampling for spatial distribution in forest stands. Forest Science, 14 (2): 127-139. 1968.

- McCune, B. & M. J. Mefford. Multivariate Analysis of Ecological Data. PcOrd version 4.25. MjM Software, Gleneden Beach, Oregon, U.S.A. 1999.
- Medley, K. E. Primate Conservation along the Tana River, Kenya: An examination of the forest hábitat. *Conservation Biology*, 7 (1): 109-121. 1993.
- Mendes, S. L. Estudo ecológico de *Alouatta guariba* (PRIMATES: CEBIDAE) na Estação Ecológica de Caratinga, MG. *Rev. Nordestina Biol.*, 6(2): 71-104. 1989.
- Mendes-Pontes. Hábitat portioning among primates in Maracá Island, Roraima, Northern Brazilian Amazonia. *International Journal of Primatology*, 18 (2): 131-157. 1997.
- Milton, K. The foraging strategy of howler monkeys. Columbia University Press, New York, 1980.
- Miranda, E. E. de; Coutinho, A. C. (Coord.). Brasil Visto do Espaço. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2004. Disponível em: <<http://www.cdbrasil.cnpm.embrapa.br>>. 2004.
- Mittermeier, R. A. & Coimbra-Filho, A. F. Primate Conservation in Brazilian Amazônia. In: *Primate Conservation*. Academy Press Inc. 1977.
- Mittermeier, R. A. & van Roosmalen, M. G. M. Preliminary observations on hábitat utilization and diet in eight Surinam monkeys. *Folia Primatologica*, 36: 1-39. 1981.
- Molofsky, J. & Augsburger, K. The effect of leaf litter on early seedling establishment in a tropical forest. *Ecology* 73: 68-77. 1992.
- Monserud, R. A., Lemmans, R. Comparing global vegetation maps with the Kappa statistic. *Ecol. Model.* 70 (1-2): 137-157. 1992.
- Nash, L. Dietary, Behavioral, and Morphological of Gumnivory in Primates. *Yearbook of Physical Anthropology*, 29: 113-137. 1986.
- Neville, M. K.; Glandre, K. E.; Barza, F.; Rylands, A. B. The Howling monkeys, Genus *Alouatta*. In: Rylands, A. B.; Coimbra-Filho, A. e Fonseca, G. A. *Ecology and behavior of Neotropical primates. Volume 2. world wildlife fund*. Washington, D.C. 1988.
- NRC. Techniques for the study of primate population ecology. Subcommittee on Conservation of Natural Populations, National Research Council. National Academy Press, Washington, D. C. 1981.

- Palacios, E. & Peres, C. A. Primate populations densities in three nutrient-poor Amazonian terra firme forests of south-eastern Colômbia. *Folia Primatologica*, 76: 135-145. 2005.
- Pereira, J. M. C. & Itami, R. M. GIS- Based hábitat modeling using logistic multiple regression: a study of the Mt. Graham Red Squirrel. *Photogrammetric Engineering & Remote Sensing* 57 (11): 1475-1486. 1991.
- Peres, C. A. Primate community structure in western brazilian amazônia. *Primate Conservation* 9: 83-87. 1988.
- Peres, C. A. Effects of hunting on western Amazonian primate communities. *Biological Conservation* 54: 47-59. 1990.
- Peres, C. A. Structure and special organization of an Amazonian terra firme forest primate community. *Journal of Tropical Ecology* 9: 259-279. 1993a.
- Peres, C. A. Notes on ecology of buffy saki monkeys (*Pithecia albicans*, Gray 1860)- a canopy seed predator. *American Journal of Primatology* 31: 129-140. 1993b.
- Peres, C. A. Primate Responses to Phenological Changes in an Amazonian Terra Firme Forest. *Biotropica*. 26(1): 98-112. 1994.
- Peres, C. A. Primate Community structure at twenty western amazonian flooded and unflooded forests. *J. Trop. Ecol.*, 13: 381-405. 1997.
- Peres, C. A. General guidelines for standardizing line-transect surveys of tropical forest primates. *Neotropical Primates* 7 (1): 11-16. 1999a.
- Peres, C. A. Nonvolant mammals community structure in different Amazonian forests types. Pages 564-581 in J. G. Robinson and E. L. Bennet, editors. *Mammals of the neotropics*. Volume 3. Chicago University Press, New York. 1999b.
- Peres, C. A. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian Forests. *Conservation Biology*, 14 (1): 240-253. 2000.
- Peres, C. A. Synergistic effects of subsistence hunting and hábitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conservation Biology*, 15(6): 1490-1505. 2001.
- Peres, C. A. & Terborgh, J. W. Amazonian Nature Reserves: an analysis of the defensibility status of existing conservation units and design criteria for the future. *Conservation Biology* 9 (1): 34-46. 1995.

- Peres, C. A. & Dolmann, P. M. Density compensation in neotropical primate communities: evidence from 56 hunted and not hunted Amazonian forests of varying productivity. *Oecologia* 122: 175-179. 2000.
- Queiroz, H. L. Preguiças e Guaribas: os mamíferos folívoros arborícolas do Mamirauá. Tefé, AM: Sociedade Civil Mamirauá. 1995.
- Redford, K. H. & Robinson, J. G. Park size and the conservation of forest mammals in Latin America. In: Mares, M. A., Schmidly, D. J. (eds). *Latin America Mammalogy: History, Biodiversity and Conservation*. University of Oklahoma Press, Norman, Oklahoma, USA. 1991.
- Rosas, F. C. W., Sousa-Lima, R. S., Da Silva, V. M. Avaliação Preliminar dos Mamíferos do Baixo Rio Purus. In: Deus, C. P.; Silveira, R.; Py-Daniel, L. H. R (eds.). *Piagaçu-Purus: Bases Científicas para a criação de uma Reserva de Desenvolvimento Sustentável*. Manaus: IDSM. 2003.
- Rushton, S. P., Ormerod, S. J., Kerby, G. New paradigms for modeling species distributions? *Journal of Applied Ecology*, 41: 193-200. 2004.
- Rylands, A. & Keuroghlian, A. Primate populations in continuous forest and forest fragments in Central Amazonia. *Acta Amazonica*, 18 (3-4): 291-307. 1988.
- Rylands, A. B., Kierulff, M. C. M. & Mittermeier, R. A. Notes on the taxonomy and distributions of the tufted capuchin monkeys (*Cebus*, Cebidae) of South America. *Lundiana* 6 (supp.): 97-110. 2005.
- Rylands, A., Schneider, H., Langguth, A., Mittermeier, R., Groves, C. P., Rodriguez-Luna, E. An assessment of the diversity of New World Primates. *Neotropical Primates*, 8(2): 61-93. 2000.
- Saveraid, E. H., Debisnki, D. M., Kindscher, K., Jakubauskas, M. E. A comparison of satellite data and landscape variables in predicting species occurrence in the Greater Yellowstone Ecosystem, USA. *Landscape Ecology* 16: 71-83. 2001.
- Scachetti-Pereira, R. Desktop GARP version 1.1.6: users Manual. University of Kansas Biodiversity Research Center. Availed on: <http://www.lifemapper.org/desktopgarp>. 2002.
- Schwarzkopf, L & Rylands, A. B. Primates Species Richness in relation to hábitat structure in Amazonian Rainforest Fragments. *Biological Conservation*, 48: 1-12. 1989.

- Sick, H. Rios e enchentes como obstáculo para a avifauna. Atas do Simpósio sobre a biota Amazônica (Zoologia), 5: 495-520. 1967.
- Silva Júnior, J.S. Especiação nos macacos-prego e caiararas, gênero *Cebus* Erxleben, 1777 (Primates, Cebidae). Tese de doutorado. Curso de pós graduação em Genética, Universidade Federal do Rio de Janeiro. Rio de Janeiro, RJ. 377p. 2001.
- Sioli, H. Amazônia: Fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais. Petrópolis: 1985.
- SNUC- Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza: Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Brasília: MMA/ SBF, 32p. 2000.
- Spironello, W. R. Importância de frutos de palmeiras (Palmae) na dieta de um grupo de *Cebus apella* (Cebidae, Primates) na Amazônia Central. A primatologia no Brasil 3: 285-296. 1991.
- St-Louis, V., Fortin, M. J., Desrochers, A. Spatial association between forest heterogeneity and breeding territory boundaries of two forest songbirds. Landscape Ecology 19: 591-601: 2004.
- Stockweel, D. R. B. & Noble, I. R. Induction of sets of rules from animal distribution data: a robust and informative method of data analysis. Mathematics and Computers in Simulation, 33, 385-390. 1992.
- Stockwell, D. R. B., Peters, D. The GARP modeling system: problems and solutions to automated spatial prediction. International Journal of Geographical Information Science 132, 143-158. 1999.
- Strier, K. B. *Atelinae* adaptations: behavioral strategies and ecological constraints. American Journal of Physical Anthropology 88: 515- 524. 1992.
- Terborgh, J. Five new world primates: a study in comparative ecology. Princeton University Press, Princeton, 260p. 1983.
- Terborgh, J. & Andresen, E. The composition of Amazonian forests: patterns at local and regional scales. Journal of Tropical Ecology, 14: 645-664. 1998.
- Thomas, L.; Laake, J. L.; Strindberg, S.; Marques, F. F. C.; Buckland, S. T.; Borchers, D. R.; Anderson, D. R.; Burnham, K. P.; Hedley, S. L. & Pollard, J. H. Distance 3.5 Release 1. University of St. Andrews. Research Unit for Wildlife Population Assessment. <http://www.ruwpa.st-and.ac.uk/distance/>. 2002.

- Trolle, M. Mammal survey in the Rio Jauaperi region, Rio Negro Basin, the Amazon, Brazil. *Mammalia*, 67(1): 75-83. 2003.
- Tuomisto, H.; Ruokolainen, K. & Yli-Halla M. Dispersal, environment, and floristic variation of western Amazonian Forests. *Science* 229: 241-244. 2003.
- van Roosmalen, M. G. M., van Roosmalen, T. & Mittermeier, R. A. A taxonomic review of the titi monkeys, genus *Callicebus* Thomas, 1903, with the description of two new species, *Callicebus bernhardi* and *Callicebus stephennashi*, from Brazilian Amazonia. *Neotropical primates*, 10 (suppl.): 1-52. 2002.
- Vanzolini, P. E. & Williams, E. E. South American anoles: the geographic differentiation and evolution of the *Anolis chrysolepis* species group (Sauria: Iguanidae). *Arq. Zool.*, São Paulo, 19:1-298. 1970.
- Whitesides, G. H.; Oates J. F., Green, S. M., Kluberanz, R. P. Estimating primate densities from transects in a west African rain forest: a comparison of techniques. *Journal of Animal Ecology*, 57: 345-367. 1988.
- Wilkinson, L. *Systat: The system for statistics*. SYSTAT Inc. Evanston. Illinois. 1998.
- Wright, S. J. Plant diversity in tropical forests: a review of mechanisms of species coexistence. *Oecologia* 130: 1-14. 2002.
- Zar, J. H. *Biostatistical Analysis*. Prentice-Hall International Inc. New Jersey.: 1984.

Apêndice I: Base de dados das variáveis dependentes para as análises de Regressão Múltipla: valores de ordenação da MDS em uma dimensão, riqueza e números de avistamentos de cada uma das espécies de primatas em cada trilha censada.

TRILHAS	MDS 1D	Riqueza	<i>Saguinus</i>	<i>Alouatta puruensis</i>	<i>Pithecia albicans</i>	<i>Cebus apella</i>	<i>Lagothrix cana</i>	<i>Saimiri</i>	<i>Cebus albifrons</i>	<i>Callicebus cupreus</i>
Ventura	0.70724	5	5	1	1	2	2	0	0	0
Palhal	0.46179	5	2	1	1	8	1	0	0	0
Mirocaia	0.58815	5	3	1	2	3	1	0	0	0
Cotia	0.56434	3	0	1	0	3	1	0	0	0
Mutum	0.61185	3	0	1	0	1	0	0	1	0
Caripirinha	0.51478	4	2	3	1	4	0	0	3	0
Itauba Uixi	0.56959	4	1	0	1	4	0	0	0	1
Mirocaia	0.54424	3	0	2	0	2	0	1	0	0
Furo Grande	0.62725	2	0	0	0	1	0	0	1	0
Gerônimo	0.64628	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Itauba Bacuri	0.54591	4	0	1	0	3	0	1	2	0
Mapixi	0.62749	1	0	0	0	1	0	0	0	0
Ajara	0.63899	2	1	2	0	0	0	0	0	0
Tucuma	0.64493	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Murinho	-0.2734	3	0	2	0	13	0	8	0	0
Fortaleza	0.05579	3	0	4	0	12	0	3	0	0
Itapuru Mirim	-3.12573	3	0	9	0	13	0	34	0	0
Xibui	-1.08818	3	0	6	0	5	0	16	0	0
Guaribinha	-1.13906	3	0	9	0	3	0	15	0	0
Rabicho	-1.35475	3	0	6	0	5	0	19	0	0
Peua	-1.36751	3	0	7	0	4	0	19	0	0

Apêndice II: Base de dados das variáveis independentes para as análises de Regressão Múltipla: valores de abertura de dossel (% pixels claros/ total de pixels); valores de ordenação da MDS da estratificação florestal; altura de dossel (metros); DAP> 20cm (centímetros) e densidade de palmeiras (indivíduos por hectare).

TRILHAS	Abertura de Dossel	Estratificação (MDS)	Altura de Dossel	DAP> 20 cm	Densidade de Palmeira
Ventura	10.66812	0.68235	33.125	38.12634	57.384
Palhal	11.0899	0.77699	29.875	35.07962	36.169
Mirocaia	9.194148	1.00518	26.5	36.94003	42.229
Cotia	9.431418	1.41446	23	41.29513	66.303
Mutum	8.933216	1.33503	20.5	39.41615	29.611
Caripirinha	9.781622	1.25852	19.875	38.28025	15.445
Itauba Uixi	11.17658	0.5595	19.25	40.66347	71.151
Mirocaia	12.15876	-2.12753	15.625	41.0722	2.6669
Furo Grande	12.0981	-1.80091	15.125	34.98143	17.274
Gerônimo	9.965822	-1.20776	14	37.04086	6.37
Itauba Bacuri	13.28481	-0.46856	15.88	47.0329	6.7772
Mapixi	8.532976	-0.83959	15.75	41.96656	1.0001
Ajara	8.907625	-0.34649	19.375	42.65127	0.71065
Tucuma	10.60122	-1.51535	16.5	42.29565	1.0714
Murinho	13.12209	0.33162	19.25	51.38003	79.916
Fortaleza	10.96839	0.38976	17	48.0414	103.94
Itapuru Mirim	13.93165	-0.25526	18.125	47.69374	0.5
Xibui	10.69959	-0.08286	21	47.78397	0
Guaribinha	9.799703	0.51258	21.375	60.73086	0
Rabicho	14.08024	0.22823	20.75	43.80839	0
Peua	9.959641	0.1501	17.875	50.1672	0