

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 hábitat, 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).

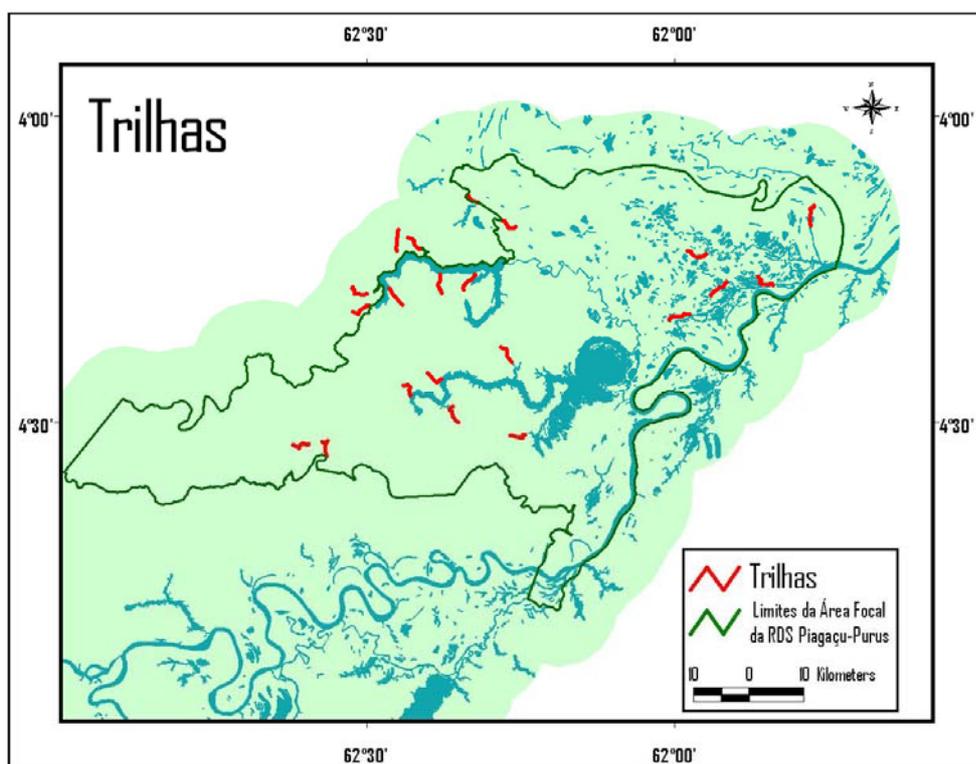


Figura 1: Localização das 21 trilhas abertas dentro da área focal na RDS Piagaçu-Purus.

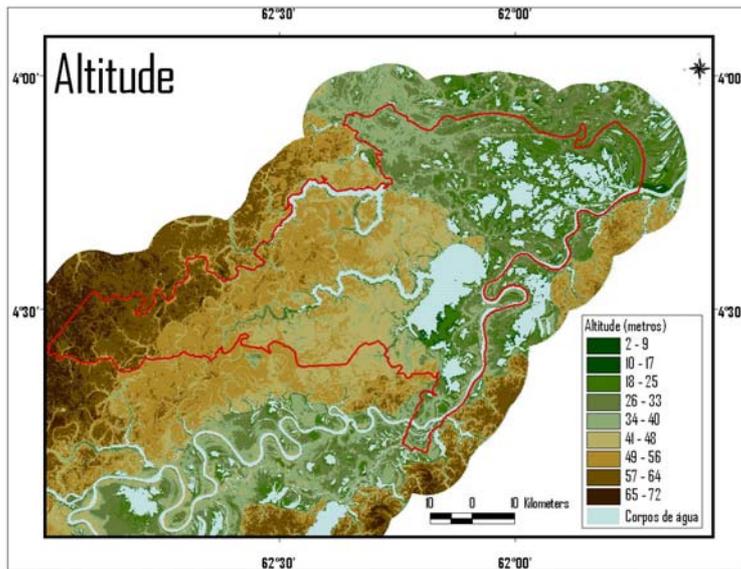
Coleta de dados preditores

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).

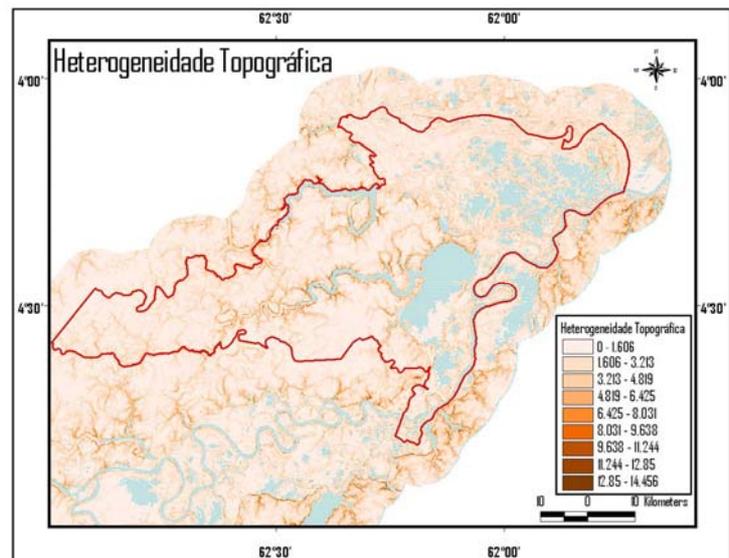
A heterogeneidade topográfica foi gerada do processamento da imagem de altitude (SRTM) no programa ArcView versão 3.2 (ESRI, 1996), sendo obtida através do cálculo de desvio padrão em uma análise de vizinhança, numa janela de 3X3. Os dados gerados (Figura 2b) apresentam uma amplitude de 0 a 14.4.

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)

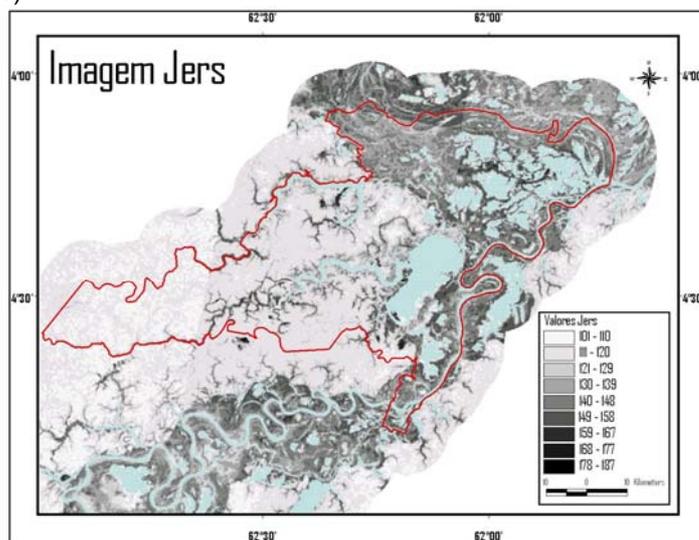


Figura 2: Mapas das variáveis ambientais predictoras: a) Altitude, b) Heterogeneidade Topográfica, c) JERS; na área focal da RDS Piagaçu-Purus.

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.

<i>Espécies</i>	<i>Número de Avistamentos</i>			<i>Total</i>
	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).

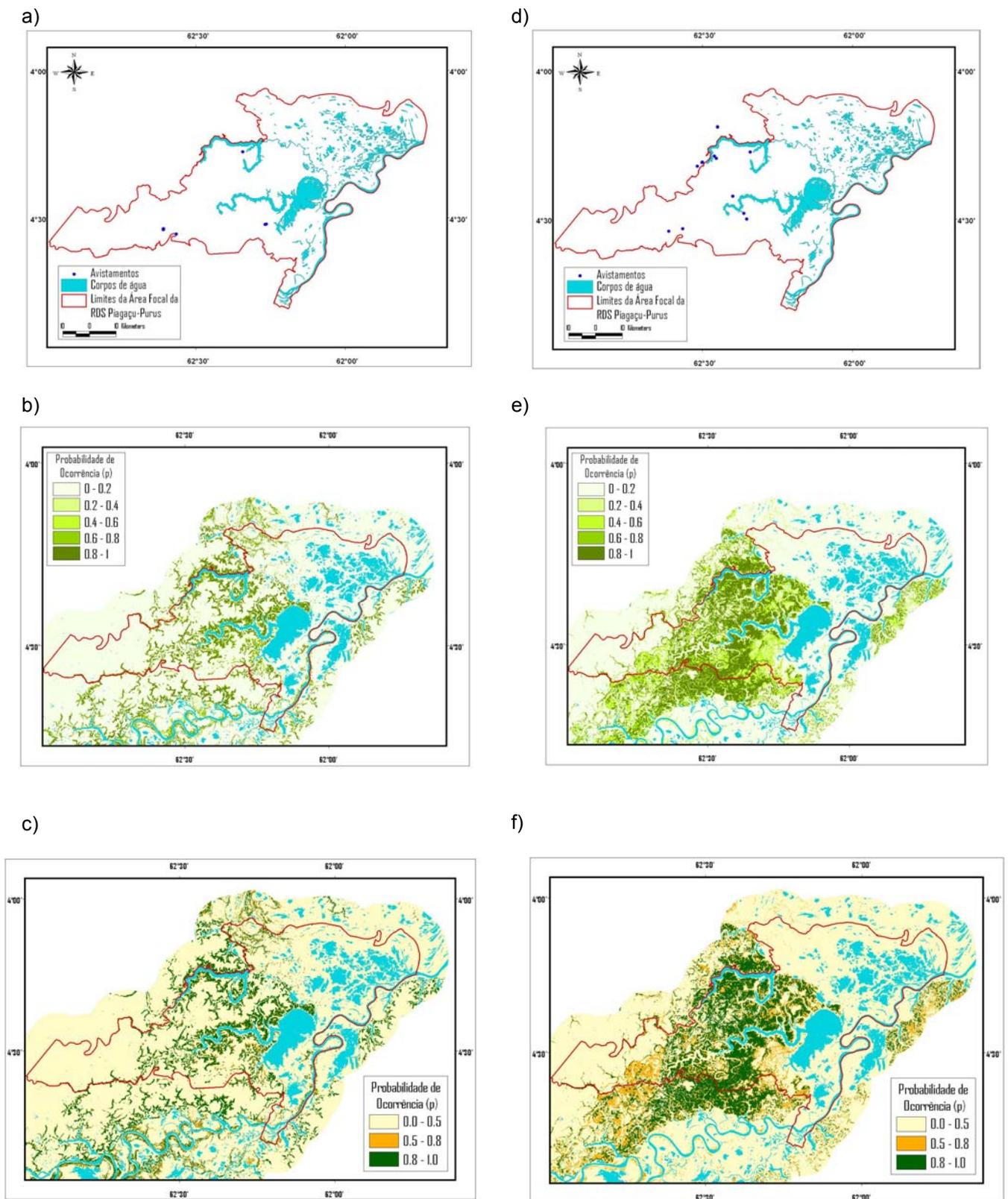


Figura 3: Mapas de avistamentos (a), de probabilidade de ocorrência contínua (p mín.=0 e p máx.=1) (b) e probabilidade de ocorrência (p) acima de 0.5 e acima de 0.8 de *Cebus albifrons* (cairara), dentro da área focal da RDS Piagaçu-Purus. Mapas de avistamentos (d), de probabilidade de ocorrência contínua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

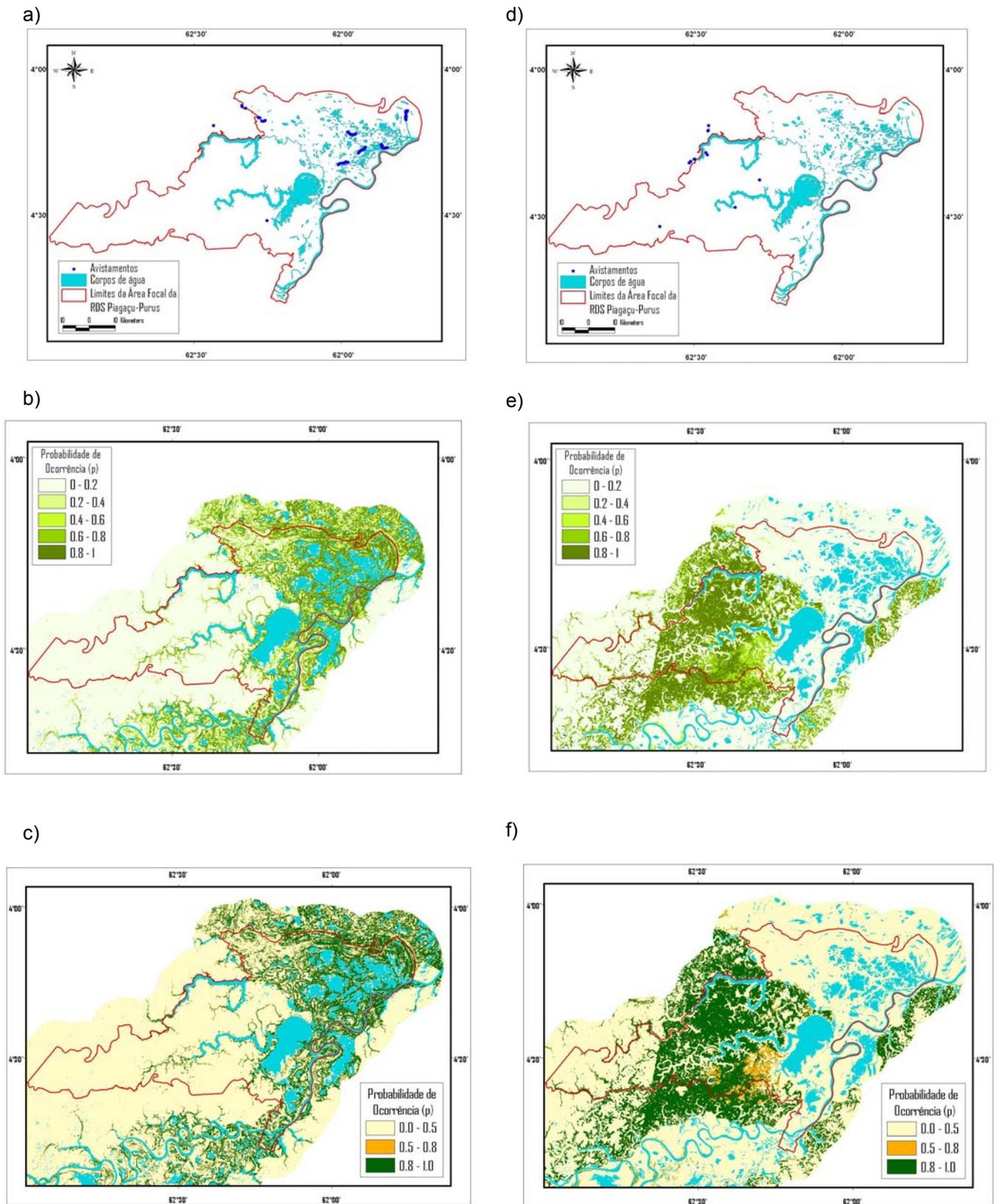


Figura 4: Mapas de avistamentos (a), de probabilidade de ocorrência contínua (p mín.=0 e p máx.=1) (b) e probabilidade de ocorrência (p) acima de 0.5 e acima de 0.8 de *Saimiri* spp. (macaco-de-cheiro), dentro da área focal da RDS Piagaçu-Purus. Mapas de avistamentos (d), de probabilidade de ocorrência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

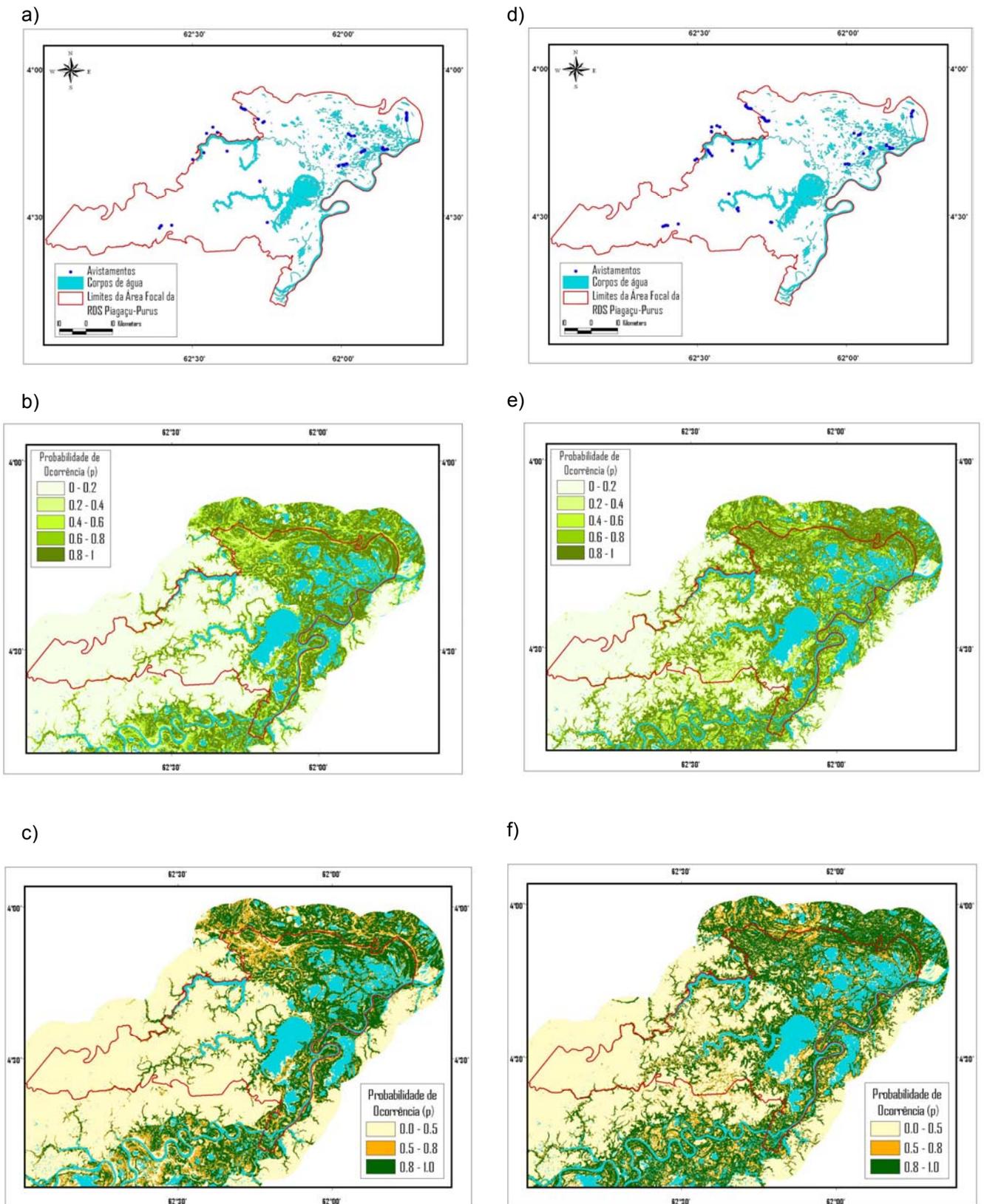


Figura 5: Mapas de avistamentos (a), de probabilidade de ocorrência contínua (p mín.=0 e p máx.=1) (b) e probabilidade de ocorrência (p) acima de 0.5 e acima de 0.8 (c) de *Alouatta puruensis* (guariba), dentro da área focal da RDS Piaçáu-Purus. Mapas de avistamentos (d), de probabilidade de ocorrência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

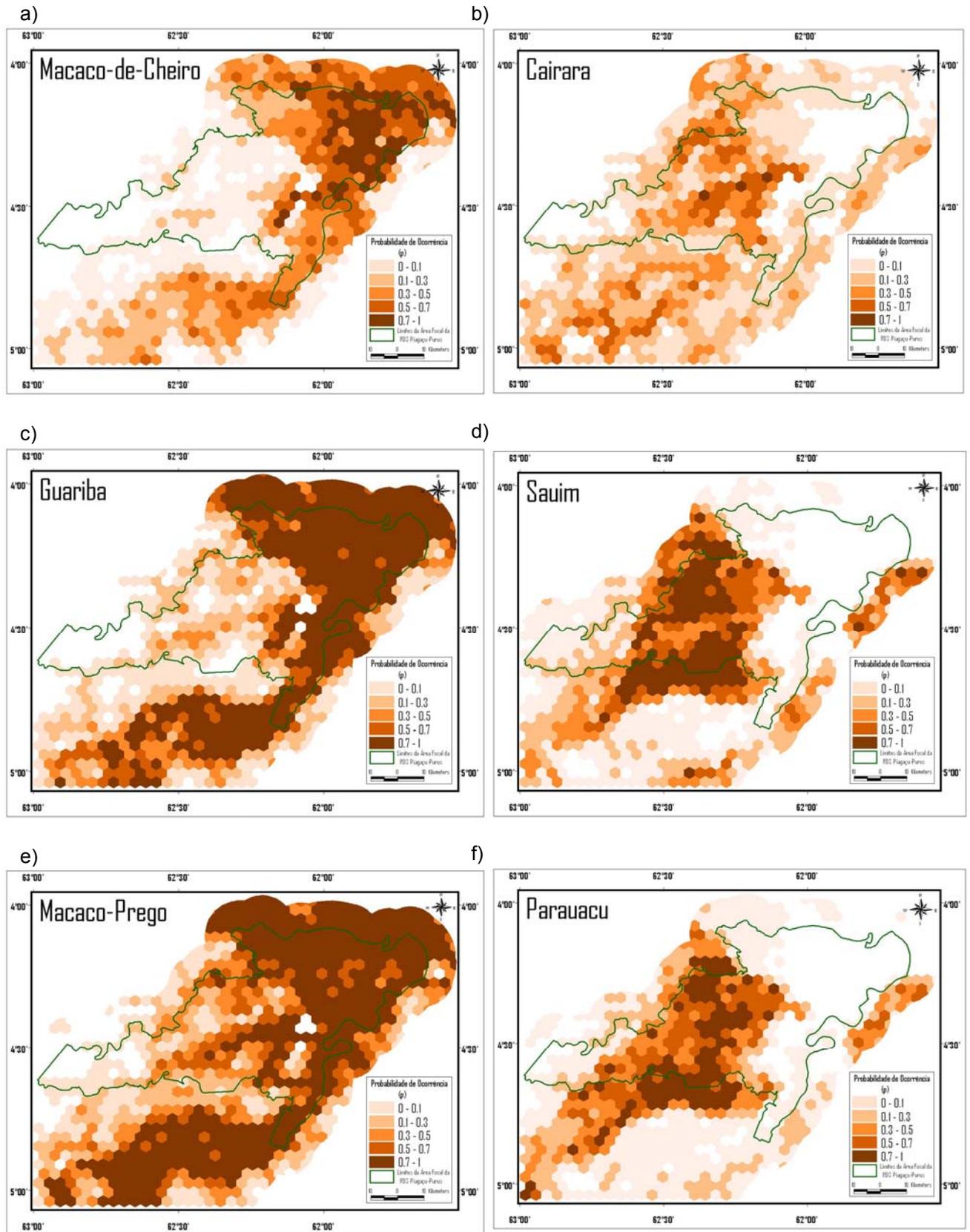
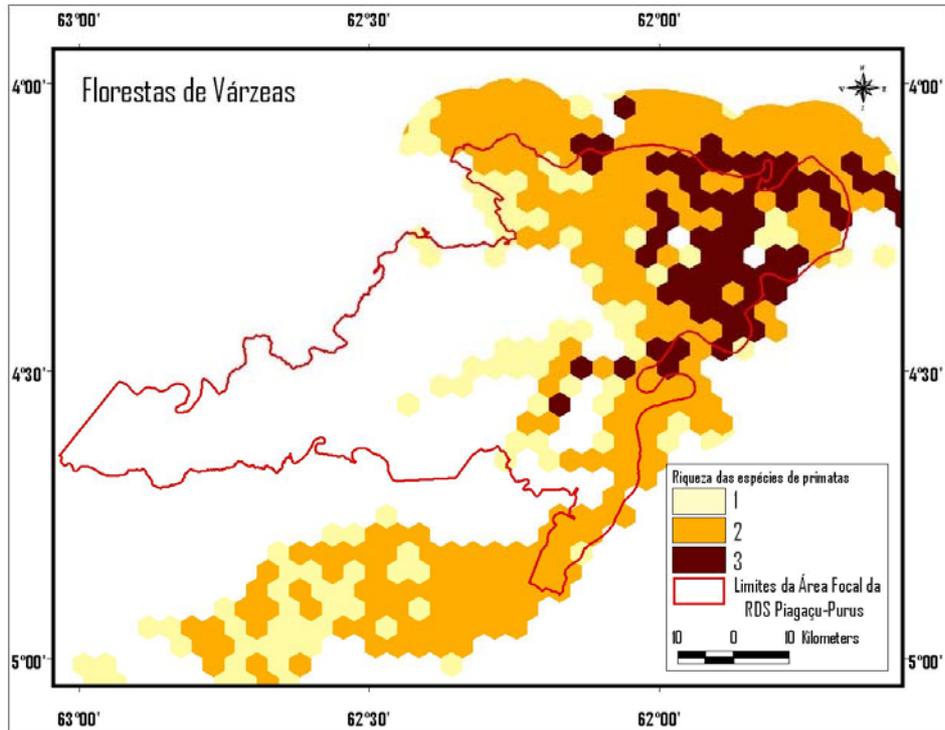


Figura 6: Mapas de probabilidade de ocorrência de seis espécies de primatas da RDS Piagaçu-Purus: a) Macaco-de-Cheiro (*Saimiri* spp.), b) Cairara (*Cebus albifrons*), c) Guariba (*Alouatta puruensis*), d) Sauim (*Saguinus* spp.), e) Macaco-Prego (*Cebus apella*) e f) Parauacu (*Pithecia albicans*).

a)



b)

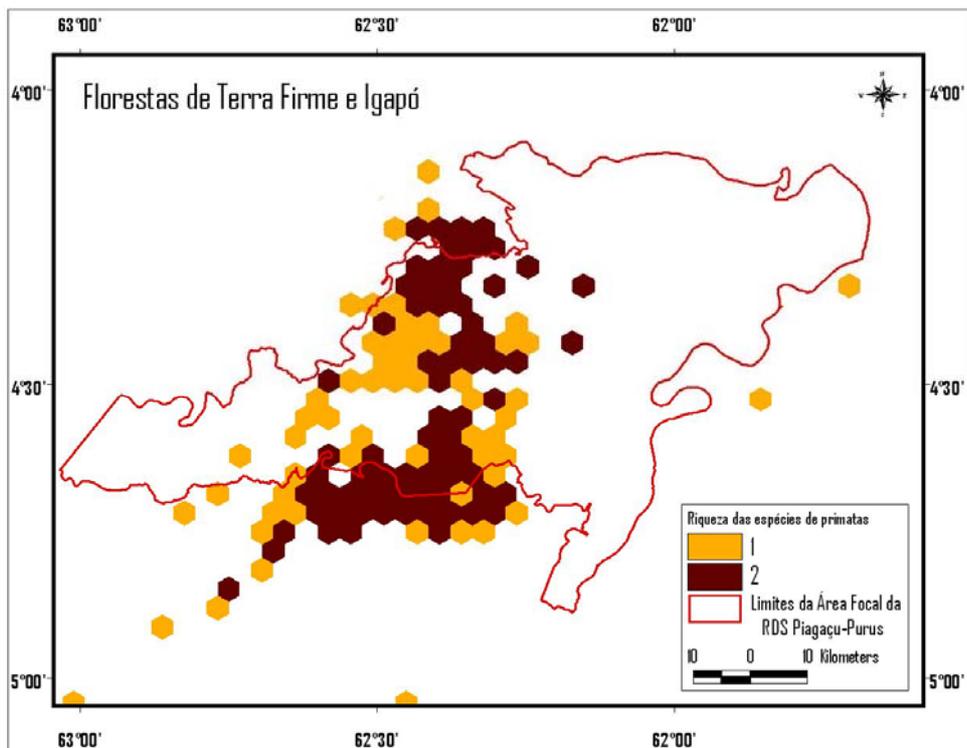


Figura 7: a) Riqueza das Florestas de Várzea (Macaco-Prego, Macaco-de-Cheiro e Guariba); b) Riqueza das Florestas de Terra Firme e Igapós (Cairara, Parauacu e Sauim).

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

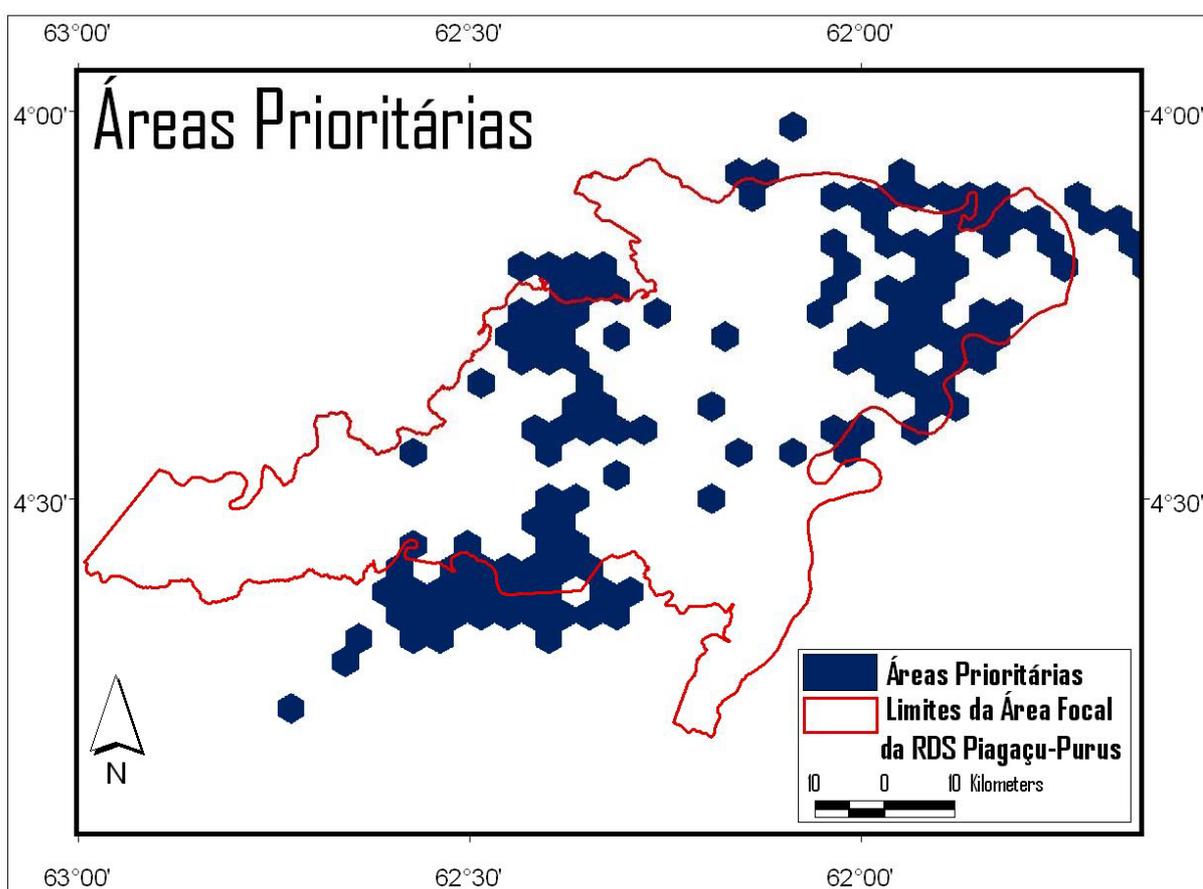


Figura 8: Áreas sugeridas como Prioritárias para Conservação de Primatas na RDS Piagaçu-Purus.

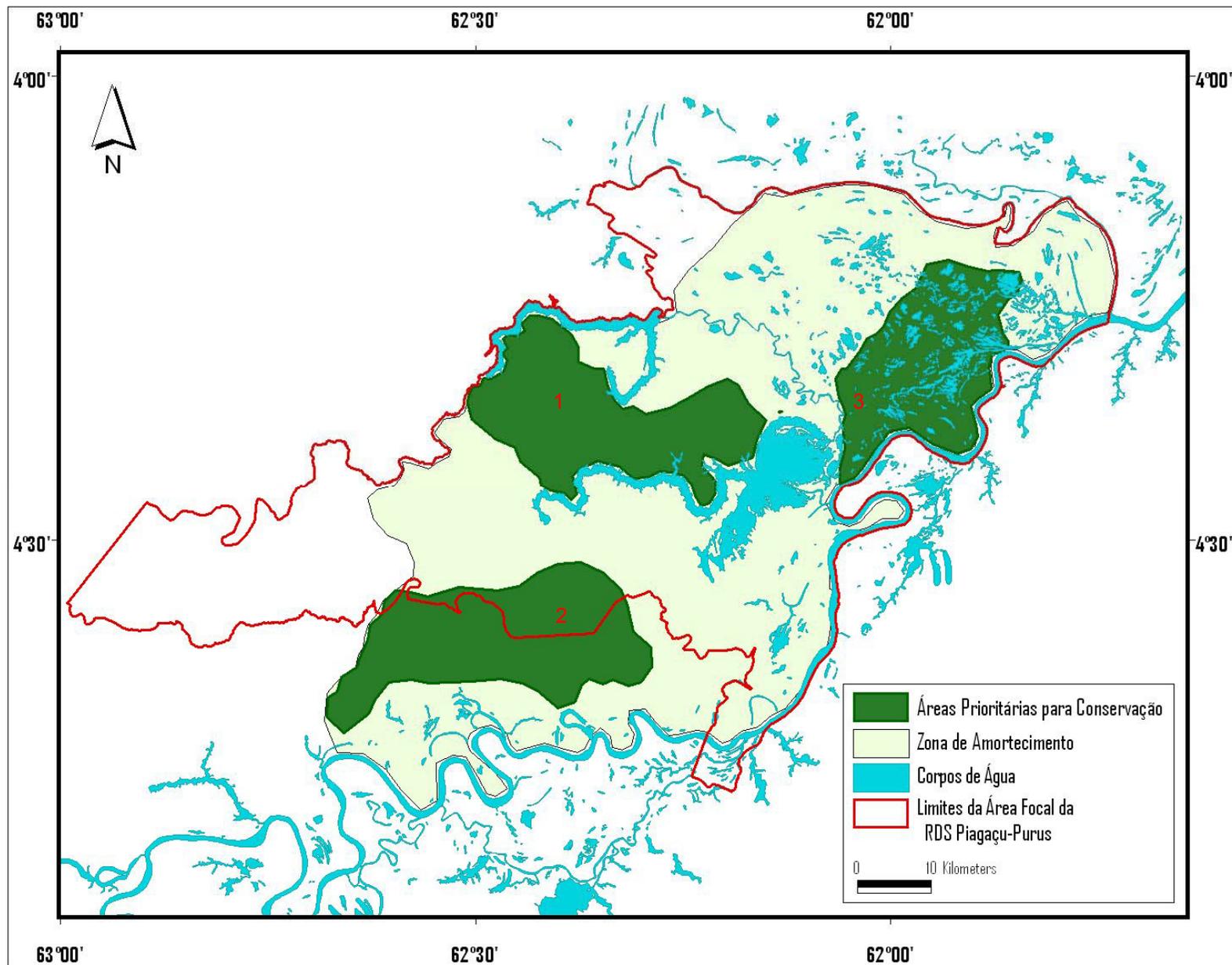


Figura 9: Mapa indicativo das Áreas Prioritárias para a Conservação de Primatas e sua Zona de Amortecimento na Área Focal da RDS PP. 1: Área no interflúvio Uauaçú-Ayapuá; 2: Área na parte sul do paraná do Ayapuá, 3: Área de várzea entre a região dos lagos e o Rio Purus.

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., Calegario-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