

**INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA – INPA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**

O RETORNO DAS ARIRANHAS À PAISAGEM BANIWA

NATALIA CAMPS PIMENTA

Manaus, Amazonas
Julho, 2016

NATALIA CAMPS PIMENTA

O RETORNO DAS ARIRANHAS À PAISAGEM BANIWA

Orientador: Adrian P. A. Barnett

Co-orientador: Glenn Shepard Jr.

Dissertação apresentada ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia como parte dos requerimentos para obtenção do título de Mestre em Biologia (Ecologia) em julho de 2016

Manaus, Amazonas
Julho, 2016

BANCA EXAMINADORA DA DEFESA PÚBLICA

Dr. Fernando Rosas: Aprovada

Dr. Bruce Nelson: Aprovada

Dr. Guillaume Marchand: Aprovada



O Pajé das Águas
(Ilustração: Gustavo Pimenta)

Dedico este trabalho à minha família, e ao povo Baniwa, que me acolheu como parte da família deles.

Ficha catalográfica

P644 Pimenta, Natalia Camps
O Retorno das Ariranhas à Paisagem Baniwa /Natalia Camps
Pimenta. --- Manaus: [s.n.], 2016.
78 f.: il.

Dissertação (Mestrado) --- INPA, Manaus, 2016.
Orientador: Adrian P. A. Barnett
Coorientador: Glenn Harvey Shepard Jr.
Área de concentração: Ecologia

1. Uso da fauna. 2. Ecologia de populações. I. Título.

CDD 599.74447

Sinopse

Avaliei a resiliência diferencial de lontras e ariranhas do rio Negro frente à caça comercial para abastecer o mercado internacional de peles silvestres durante o século XX. Identifiquei as áreas de refúgio e os aspectos ambientais que estão possibilitando a recolonização das ariranhas após período de extinção local no médio rio Içana em decorrência da histórica exploração comercial da espécie.

Agradecimentos:

Aos meus pais por serem os pilares que me ajudaram a realizar mais este sonho, mesmo lamentando o meu afastamento. Pelo amor e apoio incondicional, sempre.

Durante esta jornada de constante crescimento profissional e pessoal, contei com a ajuda de muitas pessoas. Alguns, grandes amigos, outros, completos desconhecidos até então, mas que de alguma forma me ajudaram a completar mais esta etapa. Cito aqui alguns dos que deixaram claramente suas marcas neste trabalho, pois todos, seria impossível.

Aos meus orientadores: Glenn Shepard pela idealização do projeto que me abriu as portas para o universo indígena e me possibilitou vivenciar uma das minhas mais belas experiências. Ao Adrian Barnett, o maior naturalista e entusiasta que já conheci, pela motivação e suporte constante ao longo desses dois anos. Obrigada por aceitarem este desafio comigo.

Ao Fernando Rosas que, em meio às cacaias de Balbina, me mostrou as dificuldades e belezas encontradas por quem se arrisca a desvendar os segredos das “ararinhas”. Sua simpatia e devoção é contagiante. Obrigada por se colocar sempre a disposição.

Ao André Antunes, que surgiu como “alguém que eu devia conversar sobre caça”, e acabou contribuindo para uma mudança de perspectiva sobre a caça de lontras e ariranhas no rio Negro. Agradeço pela confiança em compartilhar dados tão arduamente trabalhados em sua tese e por estar presente em cada etapa deste trabalho.

Ao Grupo de Pesquisa de Mamíferos Amazônicos, pela parceria, troca de experiências e risadas. Agradeço especialmente ao André Gonçalves com quem tive longas conversas que tanto contribuíram para o amadurecimento deste trabalho, e que resultaram em uma bela parceria.

Ao Paulo Bobrowiec pela ajuda com o delineamento da pesquisa e pelo incentivo na exploração dos dados. Ao Fabrício Baccaro pela disposição em discutir sobre todos os possíveis métodos de análises estatística. À Jessica Groenendijk e Renato Cintra pelas trocas de e-mails e sugestões bibliográficas. À Miriam Marmontel, Fernanda Michalski e George Rebelo pelas contribuições na fase de construção do plano de pesquisa. À Vera da Silva, Henrique Pereira e Bruce Nelson pela discussão enriquecedora na minha aula de qualificação.

Este trabalho só foi possível graças à visão inovadora e receptividade do povo Baniwa, que sugeriu a pesquisa em seu território. Agradeço imensamente a cada família de cada comunidade que me recebeu de braços abertos para a realização deste trabalho, e àqueles que me abrigaram na longa viagem até o médio rio Içana. Pelo aprendizado e carinho, minha eterna gratidão ao povo Baniwa.

Agradeço especialmente ao Valêncio Macedo Walipere, pesquisador indígena que foi meu braço direito, esquerdo e os dois pés durante os quase dois meses que passei no Içana. E também, ao seu Amrindo Brazão, que guiou a mim e ao Juliano de Moraes pelo rio dos Baniwa, e nos apresentou a seus parentes e às maravilhas escondidas naquelas águas pretas.

Ao André Baniwa da Organização Indígena da Bacia do Rio Içana (OIBI), ao Isaias Fontes da Federação das Organizações Indígenas do Rio Negro (FOIRN), ao Domingos Barreto da Fundação Nacional do Índio (FUNAI) de São Gabriel da Cachoeira pelo incentivo e permissão para realização desta pesquisa na T.I. Alto Rio Negro.

Ao Instituto Socioambiental – Programa Rio Negro, especialmente Adeilson Lopes e Beto Ricardo, pelo apoio logístico e intermediação com as lideranças indígenas de São Gabriel da Cachoeira.

Ao Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia e ao PPG Ecologia pela oportunidade de realizar este mestrado. A todos os funcionários do INPA por fornecer as condições necessárias para o funcionamento do instituto. A CAPES pela bolsa concedida. A The Rufford Foundation pelo financiamento do projeto e ao Idea Wild pelo fornecimento de equipamentos de campo.

Por fim, agradeço a todos os amigos que fiz e reencontrei nessa Amazônia! Aos de casa pela imensa parceria na construção de um lar aonde sempre me senti acolhida. Aos colegas de turma pelo apoio em cada etapa. Aos etnopeoples pela resistência. Aos de festas pelos momentos de descontração e aos de todas as horas. Aos que passaram e aos que ficarão, muito obrigada por se tornarem minha família manauara!!

Saio do mestrado certa de que é preciso unir esforços para falar de conservação na Amazônia, e que uma pesquisa interdisciplinar e intercultural só é possível quando feita de maneira colaborativa. A todos os envolvidos, minha eterna gratidão!

Resumo

A caça de animais silvestres para abastecer o comércio internacional de peles foi responsável pelo colapso de diversas populações de mamíferos e répteis da Amazônia. Entretanto, os impactos desta atividade tiveram efeitos distintos em cada espécie explorada, variando local e regionalmente de acordo com a intensidade de caça e a capacidade de resiliência da espécie. Cerca de vinte anos após a proibição do comércio de peles no Brasil, a ariranha, espécie mais impactada pelo comércio internacional, começou a mostrar sinais de recuperação populacional. Este fenômeno despertou o interesse dos índios Baniwa do médio rio Içana, com quem realizamos esta pesquisa. Este estudo está dividido em dois capítulos nos quais investigamos: I) os fatores históricos que influenciaram a variação espaço-temporal da exploração comercial no alto rio Negro, assim como a resposta de duas espécies aparentadas, lontras neotropicais e ariranhas, frente a caça comercial na região e II) identificamos os locais de refúgio das ariranhas durante o período de extinção local no médio rio Içana e os elementos da paisagem que estão permitindo a recolonização da área pela espécie. No capítulo I reconstruímos a história oral dos Baniwa através de entrevistas semiestruturadas acerca da caça comercial realizada em seu território, identificando técnicas de caça, fatores políticos e econômicos que influenciaram as flutuações na atividade comercial e nas populações de lontras e ariranhas na região, em contraste com as características biológicas de ambas as espécies. Também sistematizamos dados provenientes de documentos de comercialização de peles nos portos da região para avaliar a capacidade de resiliência de ambas as espécies à caça comercial comparando a variação do montante de peles comercializadas durante o século XX no alto rio Negro. A união das diferentes fontes utilizadas nos mostrou que após quase um século de intensa caça comercial no alto rio Negro características intrínsecas das espécies assim como diferentes intensidades e técnicas de caça atuaram conjuntamente para a persistência das populações de lontras e para a extinção local e regional das populações de ariranhas, iniciando pelas áreas mais próximas à Manaus até atingir o médio rio Içana. No capítulo II investigamos as percepções Baniwa acerca das ariranhas através de entrevistas semiestruturadas com auxílio de mapas de referência para detectar as flutuações populacionais da espécie nos lagos e igarapés do médio rio Içana desde o início da atividade de caça comercial na região até os dias atuais. Realizamos amostragens nos lagos e igarapés em busca de sinais diretos e indiretos da ocorrência da espécie, registramos cinco variáveis de micro-habitat *in situ* e obtivemos cinco variáveis de paisagem através de imagem de satélite. Medimos as variáveis de paisagem dependentes de escala em buffers de 250m, 500m e 1000m para

testarmos qual escala é a mais adequada para o estudo do uso do habitat pelas ariranhas. Após calcular a frequência de indícios em cada unidade amostral nós geramos modelos lineares generalizados para testar as variáveis preditoras. O modelo com as variáveis dependentes de escala indicou um padrão bimodal, mas a escala de 250m foi a que apresentou maior efeito na ocorrência de ariranhas. As variáveis de paisagem disponibilidade de habitat, forma e isolamento do corpo hídrico explicaram 61,86% da frequência de ariranhas no médio rio Içana, enquanto a única variável de micro-habitat profundidade, correlacionada à hidrografia, explicou 38,12% dos casos. Para os Baniwa as ariranhas são os pajés das águas, e se distribuem pelo ambiente aquático juntamente com os peixes. Através dessa percepção indígena sobre as ariranhas nós obtivemos a movimentação da espécie em diferentes escalas temporais, e identificamos as cabeceiras dos longos igarapés como as áreas de refúgio da espécie durante o período de extinção local no médio rio Içana. A partir das informações ambientais e históricas nós identificamos os igarapés, bem drenados e conectados a corpos hídricos adjacentes como áreas favoráveis para a ocorrência de ariranhas no médio rio Içana. Nosso trabalho evidencia a valiosa contribuição do conhecimento ecológico tradicional em preencher lacunas no conhecimento sobre espécies ameaçadas que não poderiam ser obtidas somente através das pesquisas ecológicas convencionais, auxiliando a compreensão de processos ecológicos de longa duração com implicações para a conservação dessas espécies e do ecossistema que ela ocupa.

Abstract

The Giant Otter's Return to Baniwa's Landscape

The hunting of wild animals in the 20th century for the international skin trade was responsible for the collapse of several populations of Amazon mammals and reptiles. However, the impacts of this activity varied between the exploited species, locally and regionally, according to the intensity of hunting and resilience of the species. Some twenty years after the ban of the fur trade in Brazil, giant otters, the species most affected by this international trade, began to show signs of population recovery. This phenomenon aroused the interest of the Baniwa Indians from the middle Rio Içana, western Amazonian Brazil, with whom I carried out this research. This study is divided into two chapters in which I investigated I) historical factors that influenced the spatial-temporal variation of the commercial exploitation in the Rio Negro region, as well as the differing responses of neotropical and giant otter to commercial hunting in the area and II) identified giant otter's refuge areas during the period of local extinction on the middle Rio Içana, and the landscape elements that are allowing the recolonization of the area by species. In Chapter I, using semi-structured interviews, I reconstructed the Baniwa's oral history concerning the commercial hunting in their territory, identified the hunting techniques they used and the political and economic factors that influenced the fluctuations on trade activity, and the collective impact of these on the otter populations in the region, contrasting to their biological characteristics. I also used systematized data from commercial shipping records from upper Rio Negro to assess the resilience of both species by comparing the variation in the numbers of sold skins. The different sources of information has shown that after nearly a century of intense fur trade in the upper Rio Negro, intrinsic species characteristics, as well different hunt intensities and techniques acted to facilitate the persistence of neotropical otters populations and for the local and regional extinction of giant otters populations, starting in areas closest to Manaus until reaching the middle Rio Içana. In Chapter II, I investigated Baniwa's perceptions of giant otters through semi-structured interviews with the aid of reference maps to analyse the species population fluctuations in the lakes and streams of the middle Rio Içana from the beginning of commercial hunting activity in the region up to the present day. I conducted sampling in lakes and streams in search of direct and indirect signs of giant otter occurrence. I recorded five microhabitat variables *in situ* and measured five landscape variables via satellite image. I measured landscape scale -dependent variables with buffers of 250m, 500m and 1000m to test which scale is most suitable for the study of habitat use by giant otters. After calculating the frequency of evidence in each sample unit, I created generalized linear models to test the predictor variables. The scale-dependent variables model indicated that the 250m scale has the greatest explanatory power on the occurrence of giant otters. Habitat availability, shape and isolation of the water body explained 61.86% of otter frequency, while the only significant microhabitat variable, water depth, correlated to hydrography, explained 38.12% of cases. Based on environmental and historical data I identified the streams, well drained and connected to adjacent water bodies as areas favorable landscape to giant otter's occurrence in the middle Rio Içana. This work highlights the valuable contribution of traditional ecological knowledge to fill gaps in knowledge about endangered species that would be unobtainable using conventional ecological research techniques, aiding the understanding of long-term ecological processes with implications for the conservation of giant otter and the ecosystem they occupy.

Sumário

Lista de figuras e tabelas	12
Introdução Geral	13
Objetivos.....	15
Capítulo I.	16
Introdução.....	17
Métodos	20
Resultados.....	24
Discussão	31
Considerações Finais	35
Referências Bibliográficas	36
Capítulo II.	43
Introdução.....	44
Métodos	46
Resultados.....	53
Discussão	62
Considerações Finais	66
Referências Bibliográficas	67
Conclusão.....	76
Referências Bibliográficas	77

Lista de Figuras e Tabelas

Capítulo I

Figura 1 Municípios estabelecidos nas margens do rio Negro durante o século XX.....	20
Figura 2 Região dos lagos do médio rio Içana e a localização das comunidades estudadas.....	22
Figura 3 Nota fiscal da venda de peles de animais silvestres no porto de Santa Isabel do Rio Negro pela empresa J.G. Araújo em 1939.	23
Tabela 1 Relatos sobre locais e técnicas de caça, e valores das peles de lontra e ariranhas pagos aos caçadores Baniwa no rio Içana.	25
Figura 4 Representação da caça de ariranhas utilizando a armadilha de pesca matapi na entrada da toca de ariranhas (Ilustração: Ramiro Melinski).....	26
Tabela 2 Relatos sobre o início e declínio da atividade de caça comercial no rio Içana.	28
Tabela 3 Número de peles de ariranha e lontra desembarcadas por barco no porto de Manaus provenientes de municípios do rio Negro em cada série temporal.	29
Figura 5 Número de peles de ariranhas e lontras desembarcadas no porto de Manaus por barcos provenientes do rio Negro entre 1935 e 1968. Círculos vazios indicam os barcos de propriedade da J. G. Araujo Ltda. (1935-1953) e os círculos cheios indicam barcos de diversas empresas (1957-1968).	30
Figura 6 Número de peles de ariranhas desembarcadas no porto de Manaus entre 1935 e 1953 provenientes dos municípios de Santa Isabel, Barcelos e Moura. Dados obtidos nos manifestos de carga dos barcos comerciais da J. G. Araujo Ltda.	30

Capítulo II

Figura 7 Região do médio rio Içana com a localização dos lagos e igarapés amostrados neste estudo. .	48
Figura 8 Índícios de ocorrência de ariranhas registrados no médio rio Içana durante as amostragens. Avistamento direto de indivíduo no lago <i>Kaalipe</i> (A), toca em uso no igarapé <i>Ttdziali</i> (B) e fezes secas no igarapé <i>Korodza</i> (C).	49
Figura 9 Registros de medição da transparência da água no lago <i>Mawipiali</i> por Valêncio Walipere (A) e medição da declividade de barranco no lago <i>Maakoma</i> por Juarez Baniwa (B).	51
Figura 10 Trajetória de ocupação do médio rio Içana pelas ariranhas de acordo com os relatos dos Baniwa. O mapa 1 representa a distribuição das ariranhas no início da atividade comercial no rio Içana. O mapa 2 representa os locais onde era possível encontrar ariranhas durante o período de extinção local. O mapa 3 representa os locais de ocorrência da espécie atualmente, segundo os Baniwa entrevistados. O mapa 4 representa a distribuição atual das ariranhas no médio rio Içana, de acordo com as amostragens ecológicas em busca de indícios da espécie.	55
Tabela 4 Relação dos corpos hídricos do médio rio Içana e suas características ambientais independentes de escala.	57
Tabela 5 Relação dos corpos hídricos do médio rio Içana e suas características ambientais dependentes de escala, nos buffer de 250m, 500m e 1000m. Corpos hídricos totalmente isolados de corpos hídricos adjacentes foram identificados como NA.	58
Tabela 6 Resultado dos modelos lineares generalizados para o teste de multi-escala das variáveis de paisagem disponibilidade de habitat e isolamento sobre a ocorrência de ariranhas no médio rio Içana.	59
Tabela 7 Variáveis de paisagem e micro-habitat obtidas nos modelos lineares generalizados que estão influenciando a ocorrência de ariranhas no médio rio Içana.	60
Figura 11 Frequência de ariranhas em relação a (1) disponibilidade de habitat e (2) forma do corpo hídrico e (3) isolamento do corpo hídrico no buffer de 250 metros. Estas foram as variáveis de paisagem mais significativas nos modelos lineares generalizados.	61
Figura 12 Frequência de ariranhas em relação a profundidade da água, a única variável de micro-habitat significativa do GLM (1) e variação da profundidade da água em relação ao tipo de ecossistema analisado (2).	61

Introdução Geral

A caça de animais silvestres visando o comércio internacional de peles do século XX foi responsável pelo colapso de diversas populações de mamíferos e répteis (Smith, 1976, 1981 Antunes et al., 2014). A facilidade de acesso fluvial da região amazônica afetou especialmente os vertebrados aquáticos, sendo a ariranha (*Pteronura brasiliensis*) a espécie mais impactada em toda a Amazônia Ocidental (Antunes, 2015). A espécie chegou a ser considerada extinta em diversas áreas de distribuição histórica (Carter e Rosas, 1997 Duplaix et al., 2015; Groenendijk et al., 2015). No entanto, sua pequena parente solitária, lontra neotropical (*Lontra longicaudis*), parece ter persistido à caça comercial, apesar da redução em seus índices populacionais (Rodrigues et al., 2013; Rheingantz e Trinca, 2015). O que poderia ter contribuído para este cenário?

Apesar da situação crítica das populações de ariranhas após quase um século de intensa caça comercial para abastecer o mercado internacional de peles, estudos têm indicado uma tendência de recuperação populacional da espécie em diversas áreas de distribuição histórica (Van Damme et al., 2002; Díaz e Sánchez, 2002; Rosas et al., 2007; Recharte e Bodmer, 2009; Ribas et al., 2012; Groenendijk et al., 2014; Lima et al., 2014). Medidas legislativas acerca do uso da fauna foram decisivas para a redução da pressão de caça (Recharte e Bodmer, 2009), possibilitando o reabastecimento das áreas impactadas a partir do fornecimento de indivíduos provenientes de áreas de refúgios (Joshi e Gadgil, 1991). Entretanto, a migração de indivíduos depende da capacidade da espécie em se locomover através da paisagem (Metzger e Décamps, 1997; Schenck et al., 2003). Como seria a paisagem favorável para as ariranhas?

O retorno das ariranhas à paisagem Baniwa após um longo período de extinção no médio rio Içana chamou a atenção dos moradores locais para a necessidade de criação de um plano de manejo de pesca da região que vise regular o uso dos lagos e igarapés de forma sustentável, evitando danos ao processo de reocupação das ariranhas, e ao mesmo tempo, garantindo a manutenção do recurso pesqueiro, essencial para os habitantes da região. Neste estudo busquei integrar o conhecimento tradicional indígena e métodos da pesquisa ecológica para gerar ferramentas que possibilitem elaboração do plano de manejo de pesca no território Baniwa, promovendo o bem-estar das populações indígenas do médio rio Içana, e contribuindo para o conhecimento e conservação da espécie nas áreas alagáveis da Amazônia.

No capítulo I desta dissertação utilizei dados etnográficos qualitativos e dados históricos quantitativos para identificar os fatores que contribuíram para a resiliência diferencial de lontras e ariranhas frente a caça comercial do século XX no alto rio Negro. Através da história oral dos índios Baniwa que habitam o rio Içana, reconstruí o cenário de caça de lontras e ariranhas a nível local, e com os documentos de comercialização de peles em portos distribuídos pela bacia do rio Negro avaliei o impacto da atividade comercial sobre estas espécies a nível regional. No capítulo II, busquei conhecer as percepções Baniwa sobre as ariranhas para reconstruir a trajetória de ocupação do médio rio Içana e identificar as áreas de refúgio durante período de extinção local da espécie, e utilizei métodos de amostragem ecológicas para identificar os elementos da paisagem essenciais para as ariranhas que estão contribuindo para a recolonização da área pela espécie.

Conhecer as variações espaço-temporal nos padrões populacionais de espécies historicamente exploradas pode nos ajudar a compreender processos ecológicos de longo prazo, como capacidade de resiliência e extinção, e conseqüentemente, contribuir para a discussão sobre o manejo e uso da fauna. Resguardar as áreas de refúgio e conhecer os requerimentos de habitat essenciais para as ariranhas é essencial para avaliarmos a viabilidade de suas populações em processo de recuperação. Diante disso, este trabalho foi realizado com o intuito de enriquecer o conhecimento ecológico sobre as ariranhas que contribua para a elaboração de estratégias de conservação para a espécie e do ecossistema que ela ocupa, além de fomentar a discussão sobre a pesquisa intercultural com povos indígenas, que representam um grande avanço para o campo de pesquisa da ecologia humana e ecologia histórica.

Objetivo Geral

Compreender fatores históricos que influenciaram a resiliência diferencial de lontras neotropicais e ariranhas frente a caça comercial do século XX, e fatores ambientais que podem estar influenciando a reocupação e a atual distribuição de ariranhas no médio rio Içana, levando em consideração a perspectiva indígena.

Objetivos Específicos

- I. Identificar os impactos da caça comercial para abastecer o mercado internacional de peles durante o século XX sobre as populações de lontras neotropicais e ariranhas.
- II. Relacionar a resiliência diferencial de lontras neotropicais e ariranhas frente a caça comercial com a intensidade de caça e aspectos biológicos de ambas as espécies.
- III. Identificar as áreas de refúgio das ariranhas durante o período de extinção local no médio rio Içana.
- IV. Identificar as características ambientais que estão contribuindo para a recolonização do médio rio Içana pelas ariranhas.

A Era das Peles Baniwa: Percepções indígenas e a resiliência diferencial de lontras e ariranhas frente à caça comercial por peles do século XX.

Introdução

Apesar de aparentemente prístina e impenetrável, a Amazônia ocidental é permeada por rios navegáveis que formam vias de acesso ao interior, facilitando a penetração na floresta, o transporte de pessoas, mantimentos e produtos entre interior e capital (Tocantins e Freyre, 1983). Ao longo destas rotas fluviais, os comerciantes de cidades amazônicas foram capazes de enviar suas frotas para explorar recursos extrativistas em regiões remotas através de um sistema de escravidão pela dívida, conhecido como aviamento, criado para suprir a demanda comercial pela borracha (Antunes et al., 2014). O ciclo da borracha teve seu apogeu no final do século XIX e foi responsável pela riqueza que ergueu os grandes centros comerciais da época. A primeira fase do chamado “ouro branco” durou até 1912, quando entrou em crise em decorrência da perda do monopólio para novos produtores da Europa, Ásia e África. Entre 1942-1945 apresentou uma sobrevida, que iniciou e terminou juntamente com a necessidade de suprir o exército dos aliados durante a segunda guerra mundial (Dean, 1989).

Ainda que diluído em dois breves momentos, o ciclo da borracha foi responsável pela formação social e econômica que prevaleceu na Amazônia brasileira durante todo o século XX. Uma vez estabelecido, o sistema socioeconômico baseado no aviamento facilitou o acesso e a exploração de diversos produtos florestais, que se mantiveram durante os períodos de crise e após o fim da exploração da borracha. Depois da borracha, peles e couros de animais silvestres estavam entre os produtos de maior importância para o mercado internacional. Após o colapso da borracha em 1912, a exportação de couros e peles se intensificou, agindo como uma alternativa comercial que substituiria o vazio deixado pela Era da Borracha, dando início a Era das Peles (Antunes et al., 2014). A atividade de caça comercial na Amazônia abasteceu o mercado de peles dos Estados Unidos e da Europa até a década de 1980, movimentou mais de 500 milhões de dólares (calculado no valor do US\$ de 2015) e foi responsável pelo abate de mais de 20 milhões de répteis e mamíferos na Amazônia Ocidental (Antunes et al., 2014).

A intensa pressão comercial foi particularmente severa às espécies aquáticas de grande porte, levando ao colapso das populações de lontra (*Lontra longicaudis*), ariranha (*Pteronura brasiliensis*), jacaré-açu (*Melanosuchus niger*) e peixe-boi (*Trichechus inunguis*) em grande escala (Smith, 1981). Esse cenário de “Rio Vazio” parece ter relação direta com o padrão de ocupação humana na Amazônia ao longo dos rios e o acesso difundido em ambientes aquáticos (Antunes, 2015). A lontra e a ariranha, ambas pertencentes à família Mustelidae e de hábitos semiaquáticos, eram espécies que despertavam grande interesse de caçadores comerciais. Detentoras de peles que chegaram a custar US\$ 175.00 e US\$ 440.00 (calculado

no valor do US\$ de 2015) no fim da década de 1960, estima-se que tenham sido caçadas pelo menos 370 mil lontras e 390 mil ariranhas da Amazônia centro-ocidental brasileira entre 1904 e 1969 (Antunes, 2015). Os impactos dessa extração levaram a medidas legislativas regulamentadoras do comércio de peles no Brasil (Brasil, 1943, 1953, 1967).

O Código de Caça (Decreto-Lei nº 5.894) publicado em 1943 proibia a caça de espécies raras quando não provenientes de criadouros registrados, mas paradoxalmente manteve a permissão de caça de espécies consideradas perigosas, como ariranha (Brasil, 1943). Em 1953, a caça de lontra e ariranha foi totalmente proibida no Amazonas, Pará, Guaporé (Rondônia) e Rio Branco (Roraima) (Brasil, 1953). Finalmente, em 1967 foi publicada a Lei nº 5.197, mais conhecida como Lei de Proteção à Fauna, que proibiu a caça de animais silvestres (Brasil, 1967). No entanto, o período de concessão à liquidação dos couros e peles estocados estendeu-se até 1974, o que deu margem à continuidade da caça comercial na Amazônia (Smith, 1976; Antunes et al., 2014; Antunes, 2015). Somente em 1975 as espécies de mustelídeos foram incluídas à lista da Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Fauna e da Flora Silvestres Ameaçadas de Extinção (CITES) (Recharte e Bodmer, 2009), que previa maior regulação no comércio mundial da fauna e flora, representando uma mudança na perspectiva mundial sobre o uso e conservação dos recursos naturais renováveis.

A despeito de todos os esforços para regulamentar a caça de mustelídeos na Amazônia, o controle ambiental ineficiente devido à extensão continental da floresta possibilitou que o comércio de espécies proibidas se mantivesse até a década de 1980, quando a opinião pública internacional passou a apreciar a “moda ambientalmente correta”, reduzindo a demanda de mercado por produtos de origem animal (Antunes et al., 2014). O esforço de caça durante mais de meio século não foi constante e parece ter respondido aos principais eventos políticos e econômicos nacionais e internacionais (Antunes et al., 2014). Entretanto, em nenhum momento as peles sofreram desvalorização significativa, evidenciando a demanda contínua do mercado internacional pelo produto entre 1930 e 1970. A redução de determinadas peles comercializadas na década de 1960 estaria então refletindo o declínio populacional das espécies-alvo, indicativo de sobre-exploração (Antunes, 2015).

As populações de lontras e ariranhas sofreram forte declínio nas áreas exploradas comercialmente durante o século XX (Foster-Turley et al., 1990; Carter e Rosas, 1997), e seguem ainda hoje na lista de espécies ameaçadas de extinção da IUCN (Groenendijk et al., 2015; Rheingantz e Trinca, 2015). A ariranha, que originalmente distribuía-se desde a Venezuela à Argentina, teve sua área de distribuição restringida, chegando a ser considerada extinta em diversas áreas de sua distribuição histórica (Carter e Rosas, 1997). Cerca de trinta

anos após o fim da demanda internacional por peles de animais silvestres na Amazônia, as lontras passaram a ter seus índices populacionais recuperados (Rodrigues et al., 2013) , mas o processo de recolonização pelas ariranhas em áreas aonde foram localmente extintas ainda não foi completamente estabelecido (Recharte e Bodmer, 2009; Lima et al., 2014b).

Presumivelmente, cada região assistiu ao seu próprio processo histórico de extração de peles, com reflexos demográficos particulares em nível local ou regional, dependentes da variação de fatores como intensidade espaço-temporal de caça (Peres, 2000; Peres et al., 2016), demanda de mercado (Antunes, 2015), características socioeconômicas e culturais (Shepard et al., 2012) e capacidade de suporte das populações animais (Peres, 2000). No entanto, estudos que investigam os impactos da caça de subsistência sobre a fauna na região Neotropical restringem-se à fauna terrestre (Peres, 1990; Michalski e Peres, 2005; Ohl-Schacherer et al., 2007; Vieira et al., 2015). Mesmo os sofisticados modelos espaciais desenvolvidos para prever os impactos da caça na Amazônia (Read et al., 2010; Levi et al., 2009, 2011; Shepard et al., 2012; Peres et al., 2016) baseiam-se no modo de forrageio central, o qual pode ser inadequado quando está sendo considerada a acessibilidade diferencial entre ambientes terrestres e áreas alagáveis na Amazônia.

Conhecer as variações nos padrões populacionais de espécies cinegéticas em resposta a pressão de caça através do tempo e espaço pode nos ajudar a compreender processos ecológicos de longo prazo, como capacidade de resiliência e extinção destas espécies (Peres, 2000). O uso de fontes de informação não comumente usadas em pesquisas ecológicas, como a história oral, documentos históricos e dados etnográficos, tem se mostrado decisivo em estudos de eventos ecológicos pretéritos (Jackson et al., 2001; Szabó e Hédli, 2011; McClenachan et al., 2015). Dados históricos, quando disponíveis e devidamente analisados, podem gerar informações surpreendentes e preencher lacunas importantes em nosso conhecimento sobre espécies e ecossistemas em diferentes escalas temporais que seriam impossíveis de obtermos através dos métodos tradicionais usados em pesquisas ecológicas (Reeves et al., 2004; Balée, 2006; Szabó e Hédli, 2011; Lanman et al., 2012; Antunes, 2015). A integração entre dados históricos e análises ecológicas pode nos ajudar a compreender aspectos ecológicos das espécies historicamente exploradas (Ames, 2004; Szabó, 2015), contribuindo para a conservação dessas espécies e para o estudo da ecologia histórica (Balée, 2006; McClenachan et al., 2015).

A história oral relatada por moradores de regiões historicamente exploradas para a caça comercial pode contribuir para a compreensão sobre a resiliência das espécies-alvo. Os Baniwa são indígenas do alto rio Negro que participaram da caça comercial de lontras neotropicais e

ariranhas realizada pela empresa J.G. Araújo Ltda. na região. As pessoas que vivenciaram a Era das Peles Baniwa encontram-se com idade avançada, representando uma fonte valiosa de informação sobre a caça e seus impactos históricos, prestes a desaparecer. Neste estudo buscamos unir a história oral dos caçadores Baniwa às informações contidas em documentos históricos de comércio de peles dos portos da região para avaliar o impacto do comércio internacional de peles do século XX sobre as populações de lontras e ariranhas do rio Negro.

Métodos

Área de estudo

O alto rio Negro está localizado no noroeste amazônico, mais especificamente na “cabeça do cachorro” (Figura 1). Sua área engloba os municípios brasileiros de Barcelos, Santa Isabel do Rio Negro e São Gabriel da Cachoeira, além de áreas da Colômbia e Venezuela. É habitat de 22 etnias indígenas pertencentes a cinco famílias linguísticas: Tukano, Arawak, Maku, Yanomami e Tupi. Os Baniwa, e seus parentes vizinhos da Colômbia, Coripaco, fazem parte do grupo étnico pertencente à família linguística Arawak e habitam a bacia do rio Içana (Wright, 2005).

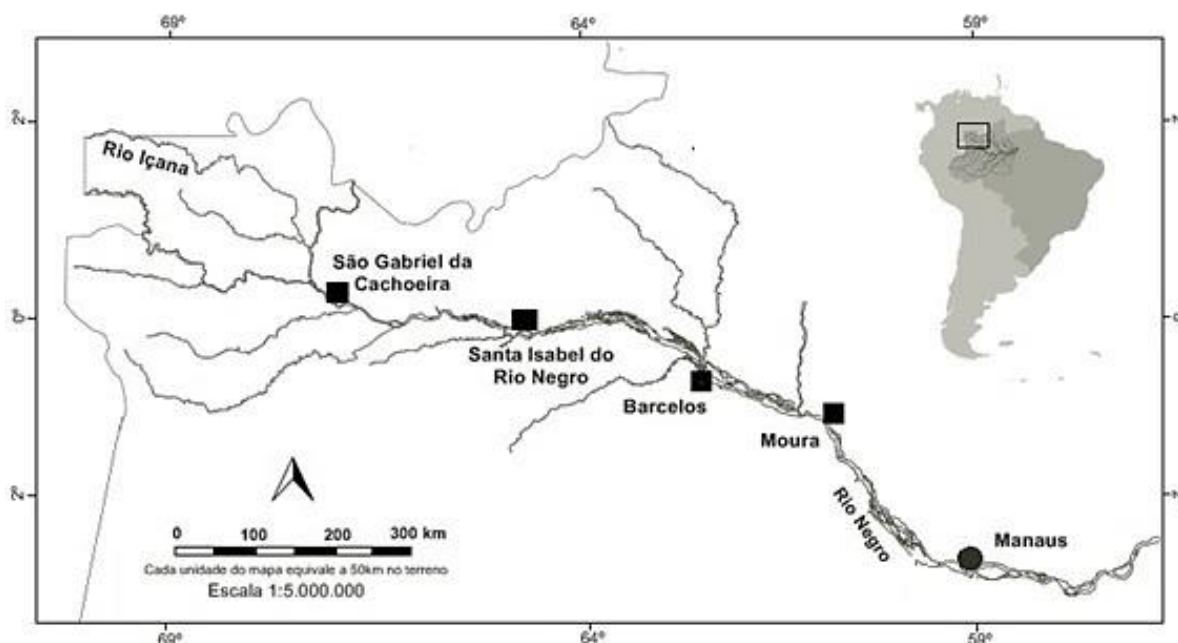


Figura 1 Municípios estabelecidos nas margens do rio Negro durante o século XX.

Permeado por corredeiras, o rio Içana dificulta o acesso a sua cabeceira por território brasileiro (MacCreagh, 1985). Próximo a sua nascente na Colômbia, apresenta-se como um rio de água branca e vai mudando sua cor para avermelhada e preta após receber as águas de seus afluentes. Esta variação na composição de suas águas, tipo de solo e histórico de ocupação faz do rio Içana um verdadeiro mosaico de paisagens exploradas pelas populações locais (Shepard et al., 2004; Abraão et al., 2010). O médio rio Içana, localizado na confluência do rio Ayari, é dominado por solos arenosos pobres em nutrientes cobertos pela vegetação do tipo campinarana. Apesar de apresentar solo extremamente pobre em nutriente e inapropriado para a agricultura devido a inundação sazonal por água preta, a região contém numerosos lagos e igarapés valorizados pelos Baniwa por abrigarem populações de peixes relativamente abundantes (Shepard et al., 2004; Abraão et al., 2010; Endo et al., 2010).

Esta região compreende o território tradicional *Dzawinai* ou “povo da onça”, um dos diversos clãs Baniwa. Os *Dzawinai*, antes temidos e respeitados por sua força e poderes xamânicos, foram dizimados por regatões e militares brasileiros e colombianos no final do século XIX durante a primeira fase do Ciclo da Borracha (Wright, 2005). Nesta época o alto rio Negro era domínio da J.G. Araújo Ltda., empresa do visionário Jotte Jae também conhecido como o “Imperador do Amazonas”, pela sua soberania na exploração da borracha. De acordo com o naturalista Gordon MacCreagh que visitou São Gabriel da Cachoeira em 1926, o rio Içana passou a ser evitado pelos comerciantes na segunda fase da borracha devido a agressividade com que os indígenas tratavam as pessoas de fora, em resposta à violência sofrida pelos regatões durante a primeira fase da borracha (MacCreagh, 1985).

Apesar da reação agressiva dos Baniwa que tentavam resistir à escravidão imposta pelos regatões, aldeias *Dzawinai* inteiras foram para a Venezuela e Colômbia fugindo da violência sofrida. Muitos dos que permaneceram foram levados para trabalhar nos seringais ou em obras federais das cidades emergentes do rio Negro, promovendo a reestruturação territorial e social da região. Despovoado pelo clã original *Dzawinai*, o território voltou a ser ocupado a partir de 1940 por membros de outros clãs Baniwa, *Hohodene* e *Walipere*, após o estabelecimento das missões católicas e evangélicas que minimizaram a ação dos comerciantes e militares na região (Wright, 2005). Atualmente, a “região dos lagos”, que possui cerca de 65km de extensão, abriga dez comunidades Baniwa, das quais nove foram visitadas para a realização deste estudo: Jandu Cachoeira, Tucumã, Bela Vista, Urumutum Lago, São José do Ayari, Arapasso, Tarumã, Tucunaré Lago e Santa Marta (Figura 2).

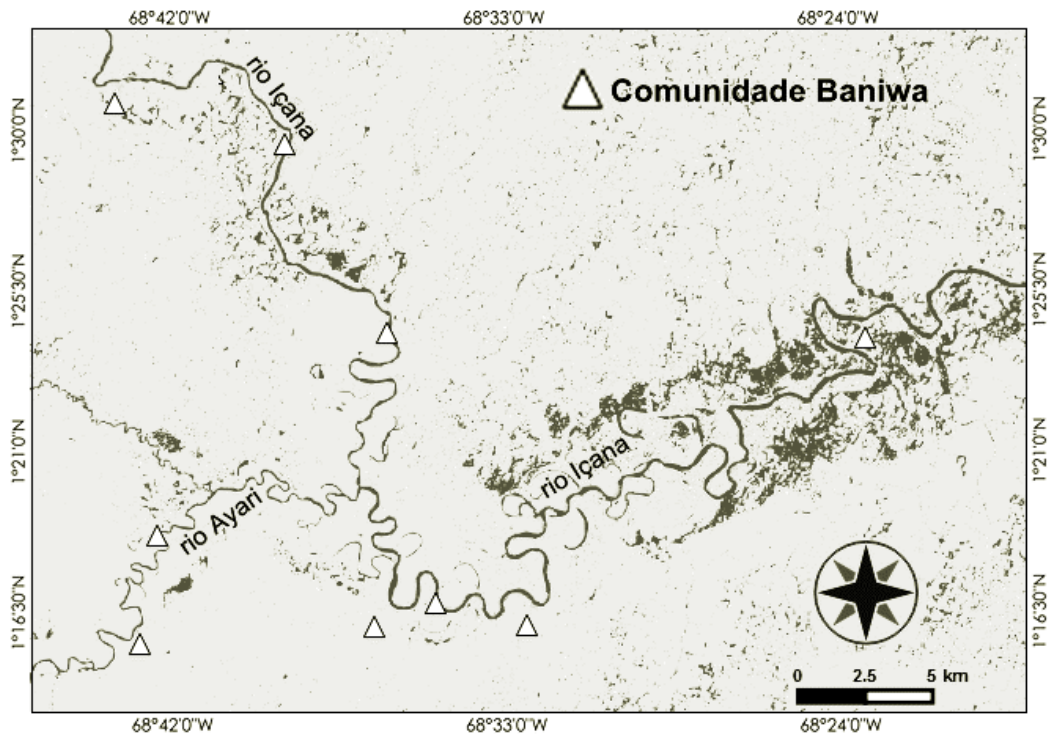


Figura 2 Região dos lagos do médio rio Içana e a localização das comunidades estudadas.

História oral sobre a Era das Peles Baniwa


Para reconstruir a história da caça comercial de lontras e ariranhas no rio Içana nós realizamos entrevistas semiestruturadas (Alexiades, 1996) com os moradores mais antigos de cada comunidade visitada. Entrevistamos 11 moradores, com idades entre 59 a 88 anos, pertencentes a nove comunidades distribuídas ao longo da área de estudo. Os participantes foram questionados sobre o período e técnicas de caça, aspectos comerciais da atividade, período e motivo do declínio do comércio de peles no rio Içana. Apresentamos os resultados obtidos nas entrevistas de forma descritiva.

As entrevistas foram acompanhadas por Valêncio Macedo Walipere, pesquisador indígena, que foi fundamental em facilitar comunicação entre falantes de língua portuguesa e Baniwa. Todos os informantes tiveram a liberdade de aceitar ou não a participação na pesquisa. Aqueles que aceitaram participar da pesquisa concordaram com o Termo de Consentimento Livre e Esclarecido (TCLE). A pesquisa foi aprovada pelo Comitê de Ética em Pesquisa com Seres Humanos do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (licença nº 1.166.446) e pela Comissão Nacional de Ética em Pesquisa (licença nº 1.337.043).

Manifestos de cargas dos barcos comerciais do rio Negro

Para avaliar o impacto da caça comercial nas populações de lontras e ariranhas no rio Negro, nós sistematizamos manifestos de cargas dos barcos comerciais provenientes dessa calha que desembarcaram peles de ariranha e lontra no porto de Manaus entre as décadas de 1930 e 1960. Reunimos duas fontes de documentos históricos representando dois períodos distintos: (1) 1935-1955 – manifestos de carga dos barcos comerciais da empresa J.G. Araujo (hoje depositados no Museu do Amazonas- Universidade Federal do Amazonas) e (2) 1957-1968 – resumo dos manifestos de carga dos barcos comerciais de empresas diversas publicados no periódico *Boletim Informativo Corel*.

Usamos modelos *spline* (Hastie e Tibshirani, 1990; Fewster et al., 2000; Wood, 2006) para rastrear as tendências temporais no montante de peles extraídas de lontra e ariranha no rio Negro nesses dois períodos. As duas séries de dados foram modeladas separadamente por provirem de fontes históricas com populações estatísticas distintas. Dado ao elevado incentivo comercial às peles e a elevada população humana ao longo das áreas cultiváveis do rio Negro, que mantiveram o esforço de caça constante (Antunes et al., 2014), assumimos que a variação do número estimado de peles comercializadas ao decorrer das séries temporais reflete a abundância das populações no período correspondente. Desta maneira, pudemos avaliar a capacidade de resiliência de ambas as espécies à caça comercial comparando a variação do montante de peles comercializadas por quase meio século no rio Negro.



J. G. Araujo & Co., Ltd.

CAIXA POSTAL, 38
RUA MARECHAL DEODORO, 170
MANAUS — AMAZONAS

Eu abaixo assinado, comandante do vapor nacional "Sipam" presentemente ancorado neste porto com destino ao de MANAUS, declaro ter recebido e carregado dentro da dita embarcação, debaixo de cobertura enxuta e bem acondicionada, de

J. G. Araujo 16 de Maio de 1939

os volumes com a marca e numero à margem, o que me obrigo (salvo os riscos e perigos do mar) a descarregar no dito porto e entregar aos Srs.

Município de *São Gabriel*

MARCAS	N.ºs	Quant.	B/fin	TOTAL
<i>HI</i>		1	<i>Amarado com</i>	
		13	<i>couros ariranha</i>	14
		3	<i>" lontra</i>	8
		1	<i>Amarado com</i>	
		2	<i>couros maracajá</i>	1
		1	<i>" veados</i>	1
		6	<i>" castor</i>	5
		5	<i>" queimado</i>	5
		<u>2</u>		<u>31</u>

J. G. ARAUJO & Cia., Ltda.

PAGANDO:

Frete	13,400
Quota de Previdência 2%	\$300
Manãos Harbour	\$200
Frete ao motor	\$
Despachos e selos.	\$
Estiva	\$300
	\$
Total Rs.	\$

E para assim o cumprir obrigo minha pessoa e a dita embarcação; em certeza do que assino conhecimentos de igual teor.

Is para o peso e conteúdo.

São Isabel, 16 de Maio de 1939

A. Araujo
COMANDANTE

Figura 3 Nota fiscal da venda de peles de animais silvestres no porto de Santa Isabel do Rio Negro pela empresa J.G. Araújo em 1939.

Resultados

História oral dos Baniwa sobre a caça comercial no rio Içana

“Foi na época que Sophia Muller chegou aqui que os brancos começaram a fazer comércio no rio Içana. Mas a caça de ariranha só veio depois”.

André da Silva Lopes (66 anos, comunidade Tarumã)

A história oral sobre a caça comercial no rio Içana contada por nossos informantes tem início com a chegada dos “brancos” (não indígenas) na região. Nossos informantes relatam que os primeiros brancos chegaram no rio Içana na década de 1920 com as missões católicas salesianas e suas escolas “civilizatórias”, e mais tarde na década de 1940, com a chegada de Sophia Muller, missionária evangélica norte-americana da Missão Novas Tribos que buscava enavangelizar os povos Baniwa e Coripaco. Com o objetivo de atender a demanda das missões, iniciou-se as primeiras atividades comerciais no Rio Içana.

Nesta época, o comércio baseava-se na extração de produtos naturais como breu (*Prothium spp.*, Bursuraceae), sorva (*Couma spp.*, Apocynaceae), castanha (*Bertholetia excels*, Lecythidaceae) e carnes de caça, além de produtos artesanais como ralo e cestarias para uso doméstico. Trava-se de um comércio em pequena escala baseado na troca de mercadorias, até que por volta de 1945 houve uma migração de homens Baniwa para trabalhar na extração de castanha e borracha em Santa Isabel e Barcelos. Com isso, os comerciantes que atuavam nessas áreas identificaram o potencial extrativista existente em São Gabriel da Cachoeira, e passaram a navegar pelos rios mais distantes em busca de matéria prima.

Neste período, tem início uma nova fase do comércio internacional de peles após a queda na demanda da borracha (Antunes et al., 2014). Dois informantes mencionaram casos isolados de comércio de peles no rio Içana na década de 1920 e 1940, mas foi somente em meados dos anos 1950 que o comércio de peles se estabelece no rio Içana. No início dos anos 1960 a caça comercial era tão intensa que chegou a ser considerada pelos nossos informantes como a principal atividade dos homens da região naquela época.

“Nessa época tinha muita ariranha, por todo lado. Não precisava ir longe pra caçar elas não”.

Pedro Brazão (71 anos, comunidade Tucumã)

Já no início da década de 1960 tornou-se comum ver o rio Içana movimentado pelos barcos dos comerciantes brancos vindos de São Gabriel da Cachoeira e de Manaus atrás de couro de animais silvestres. Paravam nos sítios familiares existentes na beira do Içana e nos sítios que povoavam o Igarapé do Pamáali para encomendar peles de onça-pintada (*Panthera onca*), jaguatirica (*Leopardus pardalis*), gato maracajá (*Leopardus wiedii*), lontra (*Lontra longicaudis*) e ariranha (*Pteronura brasiliensis*).

Os couros de ariranha e de onça eram os mais procurados pelos comerciantes, e os mais rentáveis para os caçadores Baniwa. As peles eram classificadas como de primeira, segunda ou terceira classe, de acordo com o tamanho e o estado de conservação da pele. Se houvessem manchas de sangue e/ou furos em determinados locais, o valor da pele sofria uma redução. Neste período, uma pele de primeira de ariranha chegava a render até três espingardas novas para o caçador que a vendia, enquanto a pele de primeira de lontra valia apenas uma espingarda (Tabela 1). Apesar da pele de onça ser tão valiosa quanto a de ariranha, a caça do felino era mais difícil e perigosa, uma vez que a espécie era menos abundante e era necessário entrar na mata para caçá-la. Os Baniwa são excelentes pescadores, e têm maior afinidade com o ambiente aquático. Sendo assim, a pele de ariranha se tornou o produto mais visado pelos caçadores Baniwa.

Tabela 1 Relatos sobre locais e técnicas de caça, e valores das peles de lontra e ariranhas pagos aos caçadores Baniwa no rio Içana.

ID	Locais de caça	Técnicas de caça	Pele de lontra	Pele de ariranha
01	lagos	espingarda	2 peles = 1 espingarda	1 pele = 1 espingarda
02	lagos, rios e igarapés	espingarda	---	1 pele = 1 espingarda + cartucho
03	igarapés	espingarda	---	1 pele = 3 espingardas
04	lagos	espingarda	1 pele = 1 espingarda	1 pele = 2 espingardas
05	lagos	espingarda	---	---
06	lagos	espingarda	---	---
07	---	---	produtos industrializados*	produtos industrializados*
08	lagos, rios e igarapés	matapi e espingarda	---	1 pele = 1 espingarda
09	---	matapi e espingarda	---	1 pele = 1 espingarda
10	---	---	1 pele = 1 espingarda	1 pele = 2 espingardas
11	igarapé	espingarda	1 pele = 1 espingarda	1 pele = 2 espingardas

(*) valor das peles após Lei da Fauna de 1967.

No início da atividade de caça comercial a caça de ariranhas era feita tanto na beira do rio Içana como em seus lagos e igarapés. Embora houvesse uma preferência pela caça nos grandes lagos, as ariranhas podiam ser encontradas por toda a parte do médio rio Içana. Os caçadores chegavam a passar de duas a três semanas dentro dos grandes lagos caçando ariranhas. As lontras não eram tão visadas devido ao seu baixo valor comercial, sendo o abate da espécie descritos como eventos casuais. Neste primeiro momento, não havia armas de fogo entre os Baniwa. A caça era feita com arco e flecha, ou utilizando a armadilha de pesca conhecida por matapi - “*dzaarokana*” em língua Baniwa- que consiste em uma armadilha de pesca cônica feita com tala de miriti (*Mauritia flexuosa*) para captura de peixes em locais de corredeira (Pamáali, 2006).

Em ambos os casos, os caçadores seguiam o grupo de ariranhas durante todo o dia a partir do momento em que avistavam os animais até o momento em que o grupo se recolhia à toca. Quando utilizavam arco e flecha, aguardavam pacientemente aos primeiros raios da manhã, momento em que o grupo sai da toca, e então abatiam o maior número de indivíduos que fosse possível. A caça de ariranha utilizando matapi seguia o mesmo princípio, com o matapi armado na entrada da toca assim que o grupo se recolhia (Figura 4). Quando as ariranhas saiam pela manhã acabavam presas na armadilha, o que facilitava o abatimento e a garantia um couro de qualidade. Mais tarde, o arco e flecha e o uso do matapi foram substituídos por armas de fogo a medida que recebiam espingardas, cartuchos e pólvora como pagamento pelos couros entregues aos comerciantes.

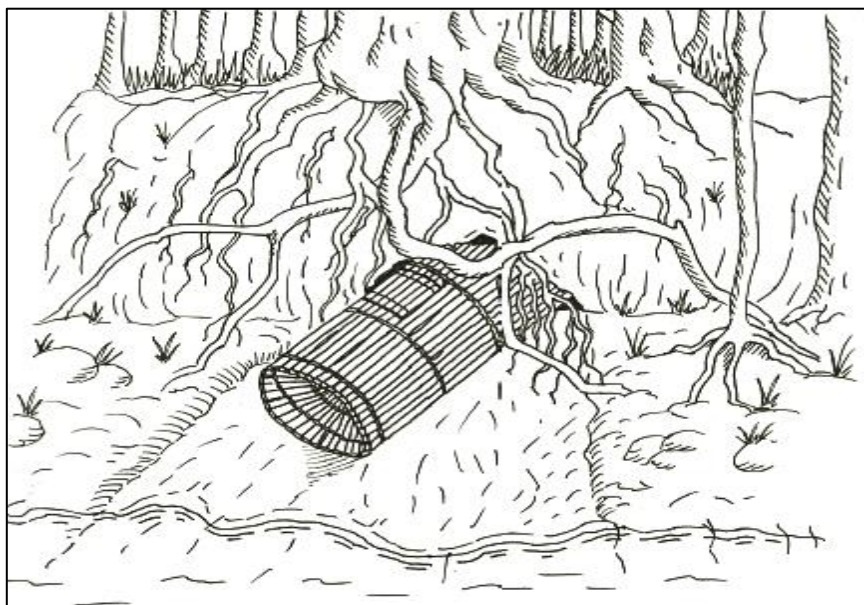


Figura 4 Representação da caça de ariranhas utilizando a armadilha de pesca matapi na entrada da toca de ariranhas (Ilustração: Ramiro Melinski).

“A caça acabou porque já não tinha mais ariranha pra caçar. Elas fugiram para as cabeceiras dos igarapés aonde caçador nenhum chega. (...) Caçavam lontra também, mas essas não acabam não”.

Lúcio Pereira Paiva (59 anos, comunidade Arapasso).

A atividade de caça visando o comércio de peles que se intensificou no rio Içana no início da década de 1960 não se manteve por muito tempo. Em 1967 tem início o declínio da atividade comercial de peles, em reposta à publicação da Lei de Proteção à Fauna (Brasil, 1967) que proibia a comercialização de animais silvestres. Nesta época estava muito mais difícil encontrar ariranhas na região, e a Lei da Fauna provocou uma redução na demanda por peles, o que gerou a desvalorização das peles antes comercializadas a alto custo. Após a proibição da caça era necessário três a quatro peles de ariranha para obter uma espingarda, e uma única pele de primeira classe de ariranha passou a ser paga com um punhado de produtos industrializados, como sal, açúcar e sabão. Ainda assim, a atividade persistiu de forma menos intensa na região por mais alguns anos.

No início da década de 1970 já não se encontrava mais ariranhas no médio rio Içana. Segundo nossos informantes, os grupos de ariranhas que sobreviveram refugiaram-se nas cabeceiras dos longos igarapés do alto rio Içana, onde o difícil acesso impedia a chegada de caçadores. As lontras persistiram, mesmo com populações reduzidas, mas a ilegalidade do comércio de peles e o baixo valor oferecido pela pele de lontra não compensava a manutenção da atividade. Conseqüentemente, a caça de animais silvestres visando o comércio internacional de peles que teve seu auge no rio Içana durante a década de 1960, teve seu declínio no início dos anos 1970 diante da constatação da extinção local das ariranhas pelos Baniwa que habitavam a região (ver detalhes das datas na Tabela 2). Sem sua pele mais rentável, a atividade comercial deixou de ser viável para os Baniwa.

“Os Baniwa não caçam ariranha nem lontra, não comemos esses animais. Os brancos que pediam pra gente caçar pra tirar o couro delas. Quando eles foram embora ninguém caçou mais elas por aqui, e por isso elas tão aumentando agora”

Alberto (84 anos, comunidade Jandu Cachoeira)

Tabela 2 Relatos sobre o início e declínio da atividade de caça comercial no rio Içana.

ID	Idade	Relatos sobre o comércio de peles no rio Içana	Início da atividade	Fim da atividade	Motivos do fim da caça
01	84	<i>“A caça de ariranha começou quando eu ainda morava no igarapé Pamáali, pouco antes de me casar. Eu devia ter uns 20 anos na época”</i>	± 1951	1975	extinção das ariranhas
02	88	<i>“Eu era muito jovem quando os brancos começaram a caçar por aqui. Tinha uns 14 anos quando fui atrás de ariranha pela primeira vez”</i>	± 1940	1948	extinção das ariranhas
03	71	<i>“Eu era muito pequeno quando a caça começou por aqui, mas lembro do meu pai e meu avô indo caçar. Ele me contava como eles caçavam, e dizia que os brancos começaram a aparecer por volta de 1950”</i>	± 1950	> 1960	proibição da caça e extinção das ariranhas
04	62	<i>“Eu mesmo não cacei não. Meu pai dizia que antes dele se casar muitas pessoas eram levadas pra trabalhar em Barcelos. Isso parou por volta de 1950, quando começou o comércio por aqui”</i>	± 1950	> 1960	extinção das ariranhas
05	59	<i>“Não lembro de datas, mas eu já era homem formado quando os comerciantes chegaram aqui no Ayari atrás de peles. Eu já pescava nessa época, devia ter uns 12 anos quando eles apareceram”</i>	± 1966	1969	extinção das ariranhas
06	66	<i>“Foi na época que Sophia Muller chegou aqui que os brancos começaram a fazer comércio no rio Içana. Mas a caça de ariranha só veio depois. Os comerciantes mesmo chegaram depois de uns 10 anos”</i>	± 1954	< 1960	extinção das ariranhas
07	62	<i>“Não sei bem quando a caça começou por aqui, mas quando eu tinha uns 14 anos ainda tinha comerciante branco encostando nos sítios atrás de couro. Trocávamos os couros por um pouco de sal, açúcar, sabão...”</i>	< 1967	± 1972	extinção das ariranhas
08	62	<i>“Meu pai dizia que quando ele e seus irmãos fundaram esta comunidade já tinha comerciante pela região atrás de pele de ariranha, lontra, onça...”</i>	1925	> 1960	extinção das ariranhas
09	59	<i>“Meu avô dizia que quando chegaram aqui na comunidade (1925) já tinha comerciante pela região, mas eram poucos. Foi na época de Juscelino (ex-presidente do Brasil) que o comércio de peles começou mesmo”</i>	± 1956	> 1970	extinção das ariranhas
10	52	<i>“Quando eu nasci já não tinha mais ariranha aqui não, mas meu pai me contava que chegou a caçar lá no igarapé Pamáali antes de mudar pra cá”</i>	< 1955	1963	extinção das ariranhas
11	63	<i>“Eu não tinha 10 anos, mas me lembro do Içana cheio de barco de branco atrás de pele onça, jaguatirica, lontra e ariranha. O comércio durou quase dez anos, até os bichos sumirem daqui. Ariranha ninguém via mais”</i>	> 1955	> 1960	extinção das ariranhas

Análise documental do comércio de peles no rio Negro

A partir da sistematização dos dados extraídos de documentos históricos nós levantamos os montantes de peles de ariranhas e lontras desembarcadas no porto de Manaus entre 1935 e 1968 provenientes do rio Negro (Tabela 3; Figura 5), sugerindo a exploração de peles de animais silvestres a nível regional. O período de 1936-1953 mostra uma redução no número de peles de ambas as espécies desembarcados por barcos da J.G. Araújo Ltda. Enquanto cada barco do J.G. Araujo Ltda. desembarcou cerca de 10,5 peles de ariranha do rio Negro entre

1936 e 1940, durante os anos 1950 os seus barcos desembarcaram em média apenas 3,3 peles. Neste momento, o declínio no número total de peles não foi maior devido a contribuição das peles provenientes de Santa Isabel (Figura 6).

Em meados de 1950 foi registrado o maior montante de peles de ariranhas e lontras desembarcadas no porto de Manaus por barcos de diversas empresas, indicativo da recuperação da atividade comercial. Esta segunda fase do comércio de peles (1957–1968) rapidamente entrou em declínio, e barcos que chegavam a desembarcar 66 peles de ariranhas no final de 1950, não entregavam mais que 10 peles no final da década de 1960. No início da segunda série temporal a produção de peles de lontra também sofre declínio no rio Negro, mas diferentemente do comércio de peles de ariranhas, o comércio de peles de lontras volta a se recuperar em meados de 1960.

A utilização de dados provenientes de documentos fiscais de venda de peles dos portos do rio Negro nos permitiram reconstruir as flutuações populacionais de lontras e ariranhas a nível regional, enquanto as informações que obtivemos a partir da história oral contada pelos Baniwa nos permitiu reconstruir as flutuações populacionais das duas espécies a nível local. Os dados que obtivemos a partir da união das diferentes fontes de informação indicaram que foram necessários aproximadamente vinte anos de caça pelos afluentes do rio Negro para a extinção regional das ariranhas, e apenas dez anos de exploração comercial no rio Içana para causar sua extinção local. E que apesar do evidente colapso das populações de ariranhas, as populações de lontras persistiram tanto a nível local como regional.

Tabela 3 Número de peles de ariranha e lontra desembarcadas por barco no porto de Manaus provenientes de municípios do rio Negro em cada série temporal.

	<i>Pteronura brasiliensis</i>				<i>Lontra longicaudis</i>			
	Min.	Max.	Média	Total	Min.	Max.	Média	Total
1936-1940	1	31	7.58	394	1	15	4.39	123
1957-1968	2	150	35.55	320	1	50	16.7	167
Total				714				290

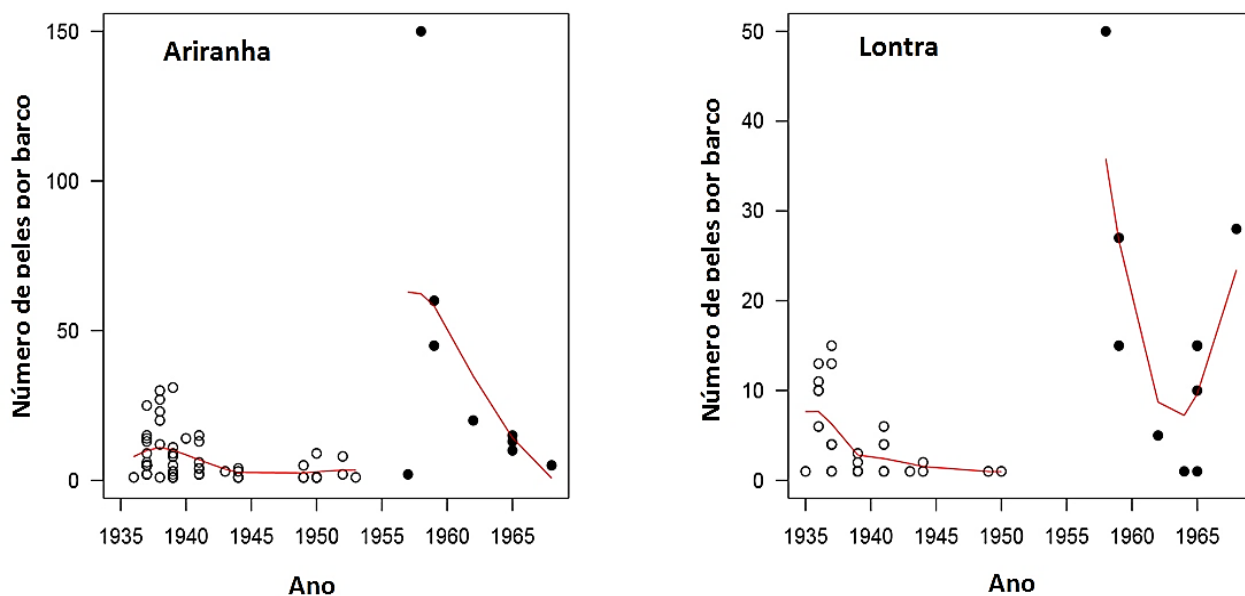


Figura 5 Número de peles de ariranhas e lontras desembarcadas no porto de Manaus por barcos provenientes do rio Negro entre 1935 e 1968. Círculos vazios indicam os barcos de propriedade da J. G. Araujo Ltda. (1935-1953) e os círculos cheios indicam barcos de diversas empresas (1957-1968).

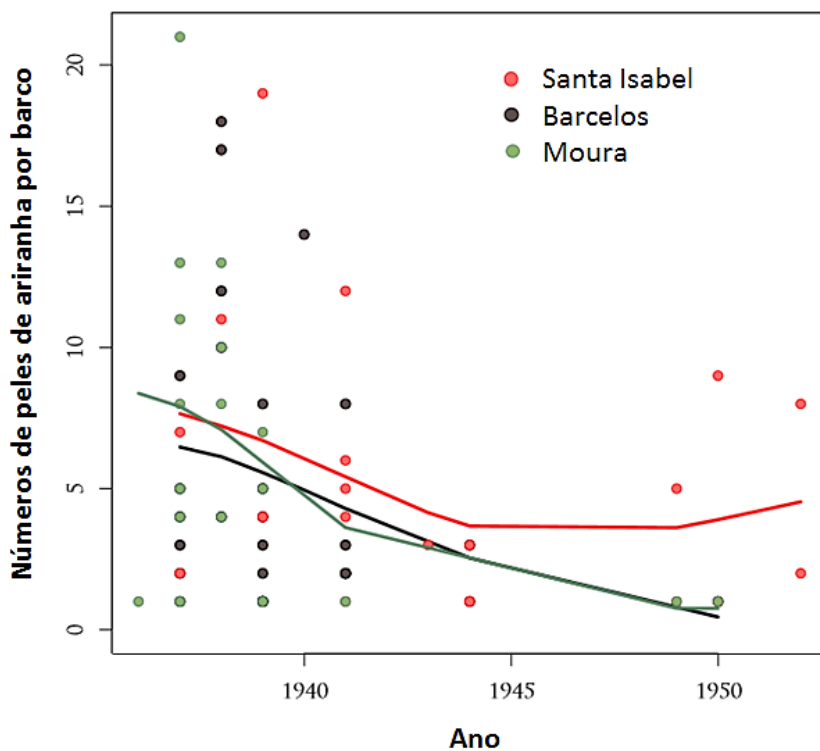


Figura 6 Número de peles de ariranha desembarcadas no porto de Manaus entre 1935 e 1953 provenientes dos municípios de Santa Isabel, Barcelos e Moura. Dados obtidos nos manifestos de carga dos barcos comerciais da J. G. Araujo Ltda.

Discussão

Resiliência diferencial de lontras e ariranhas frente a caça comercial do século XX

A integração da história oral Baniwa a respeito do comércio de peles de lontra e ariranha no rio Içana aos dados de desembarque de peles silvestres no porto de Manaus provenientes do rio Negro agrega maiores evidências sobre hipóteses recentemente levantadas (Antunes, 2015) acerca da resiliência diferencial destas duas espécies à caça comercial do século XX. Tamanho corpóreo, longevidade, hábitos sociais, características reprodutivas e a intensidade de caça estão entre alguns dos principais fatores diretamente relacionados aos impactos da caça às populações das espécies-alvo (Bodmer et al., 1997; Peres, 1996, 2000). A baixa fecundidade das espécies de maior porte está diretamente relacionada à longevidade e ao longo período de gestação, o que torna animais como antas, macacos atélideos e carnívoros particularmente mais sensíveis à caça (Bodmer et al., 1997; Levi et al., 2009; Peres et al., 2016).

Mesmo sendo mustelídeos da mesma subfamília (Wilson e Reeder, 2005; Kruuk, 2008), serem simpátricas, semiaquáticas e possuírem dieta carnívora (Duplaix, 1980; Rodrigues et al., 2013a; Rodrigues et al., 2013b), as duas espécies possuem diferenças biológicas e ecológicas podem ter contribuído para os diferentes comportamentos populacionais de lontras e ariranhas diante da pressão de caça do século XX. Fêmeas de lontra e ariranha possuem períodos de gestação entre 60 e 90 dias, podem igualmente gerar de 1 a 5 filhotes por ano e estão aptas a reproduzir-se a partir de dois anos de idade (Carter e Rosas, 1997; Larivière, 1999), ainda que seja rara a reprodução de fêmeas de ariranhas antes dos três anos de idade devido ao comportamento social hierárquico (Duplaix, 1980). As lontras são poligâmicas, podendo um macho copular com diversas fêmeas presente em seu território e vice-versa (Larivière, 1999), e neste caso o abatimento de um indivíduo reprodutivamente ativo pode não ser tão impactante na população como um todo. Já as ariranhas possuem um sistema reprodutivo monogâmico, havendo apenas um macho e uma fêmea reprodutivos no grupo (Carter e Rosas, 1997). O abatimento de um dos membros do casal alpha pode ser o suficiente para desmembrar o grupo, afetando diretamente a dinâmica da população local.

A detecção das duas espécies também é muito variável. A lontra é de menor porte (5-15 kg), solitária e tem hábito noturno (Larivière, 1999), enquanto a ariranha é um animal de grande porte (26-32 kg), social e possui hábito diurno (Duplaix, 1980; Carter e Rosas, 1997; Eisenberg e Redford, 2000). Grupos de ariranhas podem atingir até 16 indivíduos (Carter e Rosas, 1997) que constroem suas tocas nas margens dos rios e se comunicam através de um vasto repertório vocal (Bezerra et al., 2011). Estas características fazem com que esta espécie seja

facilmente detectada por caçadores. Além disso, mamíferos que vivem em grandes grupos ocorrem em densidade relativamente baixa e são gravemente afetados pela caça, pois cada evento de encontro entre um grupo e um caçador pode eliminar uma porcentagem relativamente grande da população local (Peres, 1990, 2000). Nesse contexto, a utilização da técnica de caça utilizando o matapi relatada pelos Baniwa pode ter sido decisiva para a extinção local das ariranhas, pois ela permitia a retenção e abatimento de um grupo inteiro, o que dificilmente seria possível na caça feita com o uso de arco e flecha ou armas de fogo. Em contrapartida, nossos informantes Baniwa descrevem a caça de lontra como oportunista, havendo o abatimento decorrente de encontros casuais devido à dificuldade de encontrar os indivíduos.

O elevado valor das peles de ariranha associado ao hábito social e a facilidade de encontro refletiram diretamente na maior pressão de caça. Nossos resultados mostram que a exemplo de outras espécies com alto valor agregado, como a onça-pintada e os gatos maracajás (Smith, 1976), eram realizadas excursões por caçadores direcionadas à ariranha, o que foge consideravelmente ao padrão espacial de “forrageio central” típico de caçadores de subsistência (Ohl-Schacherer et al., 2007; Levi et al., 2009; Read et al., 2010; Shepard et al., 2012; Peres et al., 2016). A valorização do recurso e a ampliação espacial da exploração da caça comercial gera o aumento do regime de acesso dos caçadores às áreas que não são usualmente exploradas na caça de subsistência, o que pode ter sérias implicações no rápido esgotamento dos recursos (Damania et al., 2005). Considerando que o transporte fluvial possibilita o acesso a áreas remotas da floresta (Peres e Lake, 2003), é de se esperar o cenário apresentado neste estudo, que reforça a hipótese de sobre-exploração das espécies aquáticas durante a era das peles (Smith, 1981; Antunes, 2015), sobretudo das espécies de maior valor comercial e mais sensíveis à caça como é o caso das ariranhas.

Variação espaço temporal na exploração comercial no rio Negro

Tanto as características ecológicas das espécies como as diferentes intensidades de caça, reguladas pelo interesse de mercado e pelas técnicas utilizadas, atuaram conjuntamente para a extinção local e regional das populações de ariranhas e a persistência das populações de lontras após meio século de intensa caça comercial no rio Negro. No entanto, se compararmos os dados que obtivemos a partir dos documentos fiscais com a história oral contada pelos Baniwa notamos que existe uma diferença temporal e espacial nos picos de exploração comercial do rio Negro e seus afluentes.

Os conflitos sociais que dominaram o rio Içana até o estabelecimento das missões bastariam para justificar a sua tardia exploração comercial em relação às outras áreas do alto rio Negro. Entretanto, nós observamos que o comércio de peles no rio Içana teve início em meados de 1940, justamente no momento em que houve um forte declínio no número de peles de lontras e ariranhas comercializadas em outras áreas do rio Negro (Figura 5, série 1). Neste período a pele de lontra sofreu moderada desvalorização, mas a pele de ariranha manteve seu valor comercial, e conseqüentemente, o esforço de caça constante (Antunes, 2015). Desta maneira, a queda no número de peles de ariranhas comercializadas no baixo e médio rio Negro na década de 1940 (Figura 6) seria reflexo da sobre-exploração da espécie na região, o que nos permite levantar a hipótese de que o início da atividade comercial no rio Içana (alto rio Negro) neste exato momento representou a obtenção de uma área de caça alternativa após o colapso populacional das ariranhas em Barcelos, Santa Isabel e Moura.

Neste período o município de São Gabriel da Cachoeira se resumia à uma vila, sendo Santa Isabel o centro comercial mais próximo, que recebia a produção extrativista de todo o alto rio Negro, e escoava os produtos provenientes de Manaus para o interior (MacCreagh, 1985). Desta maneira, o aumento no número de peles de lontra e ariranha comercializadas a partir da década de 1950 (Figura 5, série 2), que parecem provirem de Santa Isabel do Rio Negro (Figura 6), corresponde à intensificação da atividade de caça comercial no rio Içana conforme contaram nossos informantes. A segunda série temporal apresentada neste estudo estaria então relacionada à exploração comercial do rio Içana, e possivelmente de outros afluentes do alto rio Negro, não explorados anteriormente. Esta série remonta a persistência das populações de lontras e o declínio das populações de ariranha no final da década de 1960 até sua extinção.

Recuperação dos estoques: implicações para a conservação de mustelídeos

As lontras demonstraram elevada capacidade de resiliência frente à caça comercial no rio Negro, ainda que em outras áreas exploradas comercialmente durante o século XX a espécie tenha registrado severo declínio populacional (Foster-Turley et al., 1990). Atualmente a espécie apresenta seus índices populacionais reestabelecidos (Rodrigues et al., 2013a) e vasta distribuição na América Latina (Rheingantz et al., 2014). No entanto, a *Lontra longicaudis* é classificada como “quase ameaçada” pela lista vermelha da IUCN (Rheingantz e Trinca, 2015) devido à estimativa de declínio populacional futuro provocado pela falta de conhecimento da biologia e aspectos comportamentais da espécie que possibilitem amenizar os efeitos de ações antropogênicas em seu habitat (Pacifci et al., 2013).

Já as ariranhas, embora tenham se mostrado resilientes diante um curto período de caça, a espécie não foi capaz de persistir à intensa atividade de caça comercial no rio Negro. No entanto, apesar do cenário desestimulador apresentado pelas populações de ariranhas, estudos indicaram uma tendência de recuperação da espécie na Colômbia (Díaz e Sánchez, 2002), Perú (Recharte e Bodmer, 2010; Groenendijk et al., 2014), Bolívia (Van Damme et al., 2002), na Amazônia e no Pantanal brasileiro (Rosas et al., 2007; Leuchtenberger e Mourão, 2008; Lima et al., 2014b). Ainda assim, a *Pteronura brasiliensis* todavía é considerada extinta no sul da sua distribuição histórica (Rosas et al., 2008), e permanece classificada como “em perigo” pela lista vermelha da IUCN (Groenendijk et al., 2008) devido a transformação de habitats (Agostinho et al., 2005; Michalski e Peres, 2005), a exploração dos recursos naturais em florestas tropicais (Carter e Rosas, 1997; Groenendijk et al., 1998), a caça ilegal (Groenendijk et al., 2008; Zucco e Tomás, 2004) e os conflitos entre ariranhas e pescadores (Michalski et al., 2012; Rosas-Ribeiro et al., 2012; Lima et al., 2014a) que ameaçam o reestabelecimento das populações de ariranhas em suas áreas de ocupação histórica.

O processo de recuperação de ambas as espécies está intimamente ligado a proibição da atividade comercial da década de 1960 (Brasil, 1967) e à inclusão das espécies na lista da Convenção Internacional de Comércio de Espécies Ameaçadas em 1975 (Recharte e Bodmer, 2009), o que nos chama a atenção da necessidade da adoção de medidas de proteção para ambas espécies. Essas medidas legislativas levaram à redução da pressão de caça ao impulsionar o comércio de peles à ilegalidade, reduzindo assim a demanda de mercado. No entanto, o sucesso da nova regulamentação sobre a recuperação das populações impactadas se tornou possível graças ao reabastecimento do estoque local de lontras e ariranhas através do fornecimento de indivíduos provenientes das áreas de refúgio, suficientemente afastados a ponto de estarem quase ou totalmente isentos de pressões antrópicas, e que abrigam populações cinegéticas à beira da capacidade suporte (Novaro et al., 2000).

A dispersão de indivíduos a partir dessas áreas de refúgio para áreas de caça é responsável por abastecer as populações cinegéticas através da dinâmica fonte-sumidouro (Joshi e Gadgil, 1991), desde que a taxa de imigração seja menor do que a taxa de exploração (Peres, 2001; Sirén et al., 2004). Sendo assim, a identificação das áreas de refúgio e dos aspectos da paisagem essenciais para o estabelecimento dessas populações são ferramentas que devem ser utilizadas como base para a elaboração de planos de gestão territorial de áreas protegidas, a fim de garantir a viabilidade das populações de lontras e ariranhas em processo de recuperação.

Considerações Finais

A associação da história oral a documentos históricos sobre a exploração de recursos emerge como uma ferramenta promissora para a melhor compreensão da ecologia histórica da Amazônia, ao mesmo tempo em que oferece subsídios ao manejo das espécies historicamente exploradas. A presença de refúgios naturais de difícil acesso parece ter garantido populações mínimas que permitiram que as lontras não fossem completamente extintas no rio Içana, e que estão promovendo o processo de recolonização da área pelas ariranhas. Conseqüentemente, nós indicamos fortemente o estabelecimento desses refúgios como áreas de preservação nos planos de manejo e gestão territorial das unidades de conservação tropicais.

A criação de reservas naturais tem sido amplamente adotada na Amazônia para resguardar a vida selvagem, prevenindo a exploração comercial da fauna. No entanto, além da criação destes espaços de proteção da biodiversidade, é necessário avançar em estudos que possibilitem o diálogo entre Estado e políticas públicas, a fim de garantir a elaboração de estratégias de conservação que sejam verdadeiramente eficientes tanto para a proteção da fauna como para a manutenção dos modos de vida das populações humanas locais. Sendo assim, precisamos investir em pesquisas aplicadas ao manejo das áreas naturais, principalmente em reservas indígenas e extrativistas que funcionam como áreas fonte de recolonização para diversas espécies atual e historicamente exploradas.

Referências Bibliográficas

- Abraão, M.B.; Shepard, G.H.; Nelson, B.W.; Baniwa, J.C.; Andello, G.Y.D.W. 2010. Baniwa Vegetation Classification in the White-Sand Campinarana Habitat of the Northwest Amazon, Brazil. *In*: Johnson, L.M.; Hunn, E. (Eds). *Landscape ethnoecology. Concepts of biotic and physical space*. 2010. New York: Berghen Books, New York. p. 83-115.
- Agostinho, A.A.; Thomaz, S.M.; Gomes, L.C. 2005. Conservation of the Biodiversity of Brazil's Inland Waters. *Conservation Biology*, 19(3): 646–652.
- Alexiades, M.N. 1996. Collecting Ethnobotanical Data: An Introduction to Basic Concepts and Techniques. *In*: Alexiades, M.N. (Ed). *Selected Guidelines for ethnobotanical Research: A Field Manual*. The New York Botanical Garden. p. 53–94.
- Ames, E.P. 2004. Fisheries Sustainability via Protection. *Fisheries*, 29(8): 23–32.
- Antunes, A.P. 2015. *Um Século de Caça Comercial na Amazônia*. Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Amazonas, p. 102.
- Antunes, A.P.; Shepard, G.H.; Venticinque, E.M. 2014. O comércio internacional de peles silvestres na Amazônia brasileira no século XX. *Boletim Do Museu Paraense Emílio Goeldi: Ciências Humanas*, 9(2): 487–518.
- Balée, W. 2006. The research program of historical ecology. *Annual Review of Anthropology*, 35(1): 75–98.
- Bezerra, B.M.; Souto, A.S.; Schiel, N.; Jones, G. 2011. Notes on vocalisations of giant otters in the flooded Igapó forests of Jaú National Park, Amazonas, Brazil. *Journal of Ethology*, 29(1): 169–175.
- Bodmer, R.E.; Eisenberg, J.F.; Redford, K.H. 1997. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conservation Biology*, 11(2): 460–466.
- Brasil. 1943. Lei no 5.894, de 20 de outubro de 1943 Aprova e Baixa o Código de Caça. *Diário Oficial*, 1–12.
- Brasil. 1953. Portaria no 64, de 13 de abril de 1953. *Diário Oficial Da União, Seção 1*, 7012–7014.

Brasil. 1967. Lei no 5.197, de 3 de janeiro de 1967. Dispõe sobre a proteção à fauna e dá outras providências. *Diário Oficial*, 1–7.

Carter, S.K.; Rosas, F.C.W. 1997. Biology and conservation of the giant otter *Pteronura brasiliensis*. *Mammal Review*, 27(1): 1–26.

Damania, R.; Milner-Gulland, E.J.; Crookes, D.J. 2005. A bioeconomic analysis of bushmeat hunting. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272(2004): 259–266.

Dean, W. 1989. *Luta pela borracha no Brasil*. Studio Nobel S.A., São Paulo, p. 286.

Díaz, H.J.; Sánchez, I. 2002. Historical and Actual Presence of the Giant Otter (*Pteronura brasiliensis*) on the Lower Meta River, Department of Casanare-Colombia Orinoquia. IUCN Otter. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, 19(2): 97–102.

Duplaix, N. 1980. Observations of the ecology and behaviour of the giant river otter *Pteronura brasiliensis* in Suriname. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 34: 496–620.

Eisenberg, J.F.; Redford, K.H. 2000. *Mammals of the Neotropics, Volume 3: Ecuador, Bolivia, Brazil* (Vol. 3). University of Chicago Press, Chicago, p. 625.

Endo, W.; Peres, C. A.; Rebêlo, G. H.; Baniwa, E.; Shepard, G.; Mesquita, R. 2010. Padrões de uso da vida silvestre entre os Baniwa. In: *Manejo do mundo: conhecimentos e práticas dos povos indígenas do Rio Negro*. Instituto Sociambiental (ISA)/Federação das Organizações Indígenas do Rio Negro (FOIRN), São Gabriel da Cachoeira, Amazonas, p. 114-121.

Fewster, R.M.; Buckland, S.T.; Siriwardena, G.M.; Baillie, S.R.; Wilson, J.D. 2000. Analysis of Population Trends for Farmland Birds Using Generalized Additive Models. *Ecology*, 81(7): 1970–1984.

Foster-Turley, P.; MacDonald, S.; Mason, C. 1990. *Otters. An Action Plan for their Conservation*. IUCN/SSC Otter Specialist Group, p. 126.

Groenendijk, J. 1998. A Review of the Distribution and Conservation Status of the Giant Otter (*Pteronura brasiliensis*), with Special Emphasis on the Guayana Shield Región. *Netherland Commitee for IUCN*, 55.

Groenendijk, J.; Duplaix, N.; Marmontel, M.; Van Damme, P.; Schenck, C. 2008. *Pteronura brasiliensis*. *The IUCN Red List of Threatened Species*, 7–8.

- Groenendijk, J.; Duplaix, N.; Marmontel, M.; Van Damme, P.; Schenck, C. 2015. *Pteronura brasiliensis*, Giant Otter. *The IUCN Red List of Threatened Species*, 8235.
- Groenendijk, J.; Hajek, F.; Johnson, P.J.; Macdonald, D.W.; Calvimontes, J.; Staib, E.; Schenck, C. 2014. Demography of the giant otter (*Pteronura brasiliensis*) in Manu National Park, south-eastern Peru: Implications for conservation. *PLoS ONE*, 9(8): 1–15.
- Hastie, T.J.; Tibshirani, R.J. 1990. *Generalized Additive Models*. Washington, D. C., p. 338.
- Jackson, J.B.; Kirby, M.X.; Berger, W.H.; Bjorndal, K.A.; Botsford, L.W.; Bourque, B.J.; Bradbury, R.H.; Cooke, R.; Erlandson, J.; Estes, J.A.; Hughes, T.P.; Kidwell, S.; Lange, C.B.; Lenihan, H.S.; Pandolfi, J.M.; Peterson, C.H.; Steneck, R.S.; Tegner, M.J.; Warner, R. R. 2001. Historical overfishing and the recent collapse of coastal ecosystems. *Science*, 293(5530): 629–37.
- Joshi, N.V.; Gadgil, M. 1991. On the Role of Refugia in Promoting Biological Resources Prudent Use of Biological Resources. *Theoretical Population Biology*, 40(2): 211–229.
- Kruuk, H. 2008. Otters: Ecology, Behaviour and Conservation. *Freshwater Biology*, 53(9): 1914–1915.
- Lanman, R.B.; Perryman, H.; Dolman, B.; James, C.D.; Osborn, S. 2012. The historical range of beaver in the Sierra Nevada: a review of the evidence. *California Fish and Game*, 98(2): 65–80.
- Larivière, S. 1999. *Lontra longicaudis*. *Mammalian Species*, 609(1): 1–5.
- Leuchtenberger, C.; Mourão, G. 2008. Social organization and territoriality of giant otters (Carnivora: Mustelidae) in a seasonally flooded savanna in Brazil. *Sociobiology*, 52(2): 257–270.
- Levi, T.; Shepard, G.H.; Ohl-Schacherer, J.; Peres, C.A.; Yu, D.W. 2009. Modelling the long-term sustainability of indigenous hunting in Manu National Park, Peru: Landscape-scale management implications for Amazonia. *Journal of Applied Ecology*, 46(4), 804–814.
- Levi, T.; Shepard, G.H.; Ohl-Schacherer, J.; Wilmers, C.C.; Peres, C.A.; Yu, D.W. 2011. Spatial tools for modeling the sustainability of subsistence hunting in tropical forests. *Ecological Applications*, 21(5), 1802–1818.

- Lima, D.S.; Marmontel, M.; Bernard, E. 2014a. Conflicts between humans and giant otters (*Pteronura brasiliensis*) in Amanã Reserve, Brazilian Amazonia. *Ambiente & Sociedade*, 17(2): 127–142.
- Lima, D.S.; Marmontel, M.; Bernard, E. 2014b. Reoccupation of historical areas by the endangered giant river otter *Pteronura brasiliensis* (Carnivora: Mustelidae) in Central Amazonia, Brazil. *Mammalia*, 78(2): 177–184.
- MacCreagh, G. 1985. *White waters and black*. University of Chicago Press, Chicago, p. 335.
- McClenachan, L.; Cooper, A.B.; Mckenzie, M.G.; Drew, J.A. 2015. The Importance of Surprising Results and Best Practices in Historical Ecology. *BioScience*, 65(9): 932–939.
- Michalski, F.; Conceição, P.C.; Amador, J.A.; Laufer, J.; Norris, D. 2012. Local Perceptions and Implications for Giant Otter (*Pteronura brasiliensis*) Conservation around Protected Areas in the Eastern Brazilian Amazon. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, 28B(2012): 47–63.
- Michalski, F.; Peres, C.A. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation*, 124(3): 383–396.
- Novaro, A.J.; Redford, K.H.; Bodmer, R.E. 2000. Effect of hunting in source-sink systems in the Neotropics. *Conservation Biology*, 14(3): 713–721.
- Ohl-Schacherer, J.; Shepard, G.H.; Kaplan, H.; Peres, C.A.; Levi, T.; Yu, D.W. 2007. The sustainability of subsistence hunting by Matsigenka native communities in Manu National Park, Peru. *Conservation Biology*, 21(5): 1174–1185.
- Pacifici, M.; Santini, L.; Marco, M.; Baisero, D.; Francucci, L.; Marasini, G.G.; Visconti, P.; Rondinini, C. 2013. Generation length for mammals. *Nature Conservation*, 5: 87–94.
- Pamáali, E.I.B.C. 2006. *Kophenai Nako*. Áttema Design Editorial, São Gabriel da Cachoeira, p. 201.
- Peres, C.A. 2000. Effects of Subsistence Structure in Hunting on Vertebrate Forests Community. *Conservation Biology*, 14(1): 240–253.
- Peres, C.A. 1990. Effects of hunting on western Amazonian primate communities. *Biological Conservation*, 54(1): 47–59.

- Peres, C.A. 1996. Population status of White-Lipped *Tayassu pecari* and Collared Peccaries *T. tajacu* in hunted and unhunted Amazonian forests. *Biological Conservation*, 3207(96): 115–123.
- Peres, C.A. 2001. Synergistic Effects on Amazonian Forest Vertebrates Fragmentation. *Conservation Biology*, 15(6): 1490–1505.
- Peres, C.A.; Emilio, T.; Schiatti, J.; Desmoulière, S.J.M.; Levi, T. 2016. Dispersal limitation induces long-term biomass collapse in overhunted Amazonian forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, (1): 1–6.
- Peres, C.A.; Lake, I.R. 2003. Extent of Nontimber Resource Extraction in Tropical Forests : Accessibility to Game Vertebrates by Hunters in the Amazon Basin. *Conservation Biology*, 17(2): 521–535.
- Read, J.M.; Fragoso, J.M.V.; Silvius, K.M.; Luzar, J.; Overman, H.; Cummings, A.; Giery, S.T.; Oliveira, L.F. 2010. Space, Place, and Hunting Patterns among Indigenous Peoples of the Guyanese Rupununi Region. *Journal of Latin American Geography*, 9(3): 213–243.
- Recharte, M.U.; Bodmer, R. 2009. Recovery of the Endangered giant otter *Pteronura brasiliensis* on the Yavari-Mirín and Yavari Rivers: a success story for CITES. *Oryx*, 44(1): 83.
- Redford, K.H. 1992. The Empty Forest. *BioScience*, 42(6): 412–422.
- Reeves, R.R.; Smith, T.D.; Josephson, E.A.; Clapham, P.J.; Woolmer, G. 2004. Historical Observations of Humpback and Blue Whales in the North Atlantic Ocean: Clues To Migratory Routes and Possibly Additional Feeding Grounds. *Marine Mammal Science*, 20(4): 774–786.
- Rheingantz, M.L.; Menezes, J.F.S.; Thoisy, B. 2014. Defining Neotropical otter *Lontra longicaudis* distribution, conservation priorities and ecological frontiers. *Tropical Conservation Science*, 7(2): 214–229.
- Rheingantz, M.L.; Trinca, C.S. 2015. *Lontra longicaudis*, Neotropical Otter. *The IUCN Red List of Threatened Species*, 8235.
- Rodrigues, L.D.A.; Leuchtenberger, C.; Kasper, C.B.; Carvalho-Junior, O.; Silva, V.C.F. 2013a. Avaliação do risco de extinção da Lontra neotropical *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 3(1): 216–227.

- Rodrigues, L.A.; Leuchtenberger, C.; Silva, V.C.F. 2013b. Avaliação do risco de extinção da Ariranha *Pteronura brasiliensis* (Zimmermann, 1780) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 3(1): 228–239.
- Rosas, F.C.W.; de Mattos, G.E.; Cabral, M.M.M. 2007. The use of hydroelectric lakes by giant otters *Pteronura brasiliensis*: Balbina lake in central Amazonia, Brazil. *Oryx*, 41(4): 520–524.
- Rosas, F.C.W.; Waldemarin, H.; de Mattos, G.E. 2008. Ariranha, *Pteronura brasiliensis* (Zimmermann, 1780), In: Machado, A.B.M., Drummond, G.M., Paglia, A.P. (Eds.), *Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção*, Ministério do Meio Ambiente e Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte, p. 800–801.
- Rosas-Ribeiro, P.F.; Rosas, F.C.W.; Zuanon, J. 2012. Conflict between Fishermen and Giant Otters *Pteronura brasiliensis* in Western Brazilian Amazon. *Biotropica*, 44(3): 437–444.
- Shepard, G.H.; Levi, T.; Neves, E.G.; Peres, C.A.; Yu, D.W. 2012. Hunting in Ancient and Modern Amazonia: Rethinking Sustainability. *American Anthropologist*, 114(4): 652–667.
- Shepard, G.H.; Silva, M.N.F.; Brazão, A.F.; Van der Veld, P. 2004. Sustentabilidade socioambiental de arumã no Alto Rio Negro. In: *Terras indígenas e Unidades de Conservação da natureza: o desafio das sobreposições*. Instituto Socioambiental, São Paulo, p. 129–143.
- Sirén, A.; Hambäck, P.; Machoa, J. 2004. Including Spatial Heterogeneity and Animal Dispersal When Evaluating Hunting: a Model Analysis and an Empirical Assessment in an Amazonian Community. In: *Inclusión de Heterogeneidad Espacial y Dispersión de Animales al Evaluar Cacería: un Análisis de Modelo y. Conservation Biology*, 18(5): 1315–1329.
- Smith, N.J.H. 1976. Spotted cats and the amazon skin trade. *Oryx*, 13(4): 362–371.
- Smith, N.J.H. 1981. Caimans, Capybaras, Otters, Manatees, and Man in Amazonia. *Biological Conservation*, 19(1980-1): 177–187.
- Szabó, P. 2015. Historical ecology: Past, present and future. *Biological Reviews*, 90(4): 997–1014.
- Szabó, P.; Hédli, R. 2011. Advancing the Integration of History and Ecology for Conservation. *Conservation Biology*, 25(4): 680–687.

- Tocantins, L.; Freyre, G. 1983. *O rio comanda a vida: uma interpretação da Amazônia*. Livraria J. Olympio, Rio de Janeiro, p.382.
- Van Damme, P.; Wallace, R.; Swaenepoel, K.; Painter, L.; Ten, S.; Taber, A.; Taber, A.; Jimenes, R.G.; Saravia, I; Fraser, A.; Vargas, J. 2002. Distribution and population status of the Giant Otter *Pteronura brasiliensis* in Bolivia. *IUCN Otter Spec. Group Bull*, 19(2), 23–31.
- Vieira, M.R.M.; Muhlen, E.M.; Shepard, G.H. 2015. Participatory Monitoring and Management of Subsistence Hunting in the Piagaçu- Purus Reserve, Brazil. *Conservation and Society*, 13(5197): 254–264.
- Wilson, D.E.; Reeder, D.M. 2005. *Mammal Species of the World: A Taxonomic and Geographic Reference*. The Johns Hopkins University Press, Baltimore, p. 723.
- Wood, S. 2006. *Generalized additive models: an introduction with R*. Chapman and Hall/CRC, New York, p. 410.
- Wright, R. 2005. História Indígena e do Indigenismo no Alto Rio Negro. Mercado das Letras, Campinas, p. 320.
- Zucco, C.A.; Tomás, W. 2004. Diagnóstico do conflito entre os pescadores profissionais artesanais e as populações de jacarés (*Caiman yacare*) e ariranhas (*Pteronura brasiliensis*) no Pantanal. *IV Simpósio Sobre Recursos Naturais E Sócio-Econômicos Do Pantanal*.

Pajé das Águas voltou: Influência da paisagem e percepções indígenas sobre a recolonização do médio rio Içana pelas ariranhas.

Introdução

A ariranha (*Pteronura brasiliensis*) foi a espécie mais impactada pela caça visando o comércio internacional de peles que se estendeu durante quase todo o século XX (Antunes, 2015). A extensa rede fluvial amazônica e a implementação do sistema comercial baseado no aviamento ampliaram a capacidade de acesso dos caçadores comerciais às espécies alvo do mercado de peles (Peres e Lake, 2003; Antunes et al., 2014), com severas consequências às populações de vertebrados aquáticos (Smith, 1981), especialmente às populações de ariranhas (Antunes, 2015). Características intrínsecas da espécie como o sistema reprodutivo monogâmico e o hábito diurno, social e conspicuo contribuíram para a baixa resiliência das ariranhas frente a caça comercial ocorrida durante a Era das Peles (ver capítulo I), levando suas populações ao colapso em toda a Amazônia Central (Antunes, 2015).

A espécie que originalmente distribuía-se desde a Venezuela à Argentina passou a ser considerada localmente extinta em diversas áreas de ocupação histórica (Carter e Rosas, 1997; Duplaix et al., 2008), o que impulsionou a adoção de medidas protecionistas em âmbito nacional (Brasil, 1943, 1953, 1967) e internacional (Rechate e Bodmer, 2009). Após a proibição do comércio de produtos provindos de animais silvestres, a espécie passou a apresentar sinais de recuperação na Colômbia (Díaz e Sánches, 2002), Peru (Rechate e Bodmer, 2009; Groenendijk et al., 2014), Bolívia (Van Damme et al., 2002), e no Brasil (Rosas et al., 2007; Leuchtenberger e Mourão, 2008; Ribas, 2012; Lima et al., 2014). Ainda assim a espécie continua classificada como “ameaçada” pela IUCN devido às ameaças que enfrenta em seu processo de reocupação das áreas de ocorrência histórica (Groenendijk et al., 2015).

A recolonização de áreas de caça após extinção local de uma dada espécie se dá pela migração de indivíduos de metapopulações residentes em áreas de refúgio através da dinâmica fonte-sumidouro (Joshi e Gadgil, 1991). Esses refúgios são áreas adjacentes aos locais de caça, suficientemente afastados a ponto de estarem quase ou totalmente isentos de pressões antrópicas, e que abrigam populações à beira da capacidade suporte (Novaro et al., 2000). Entretanto, a dispersão de indivíduos de uma população para uma nova área por meio da migração depende da capacidade de locomoção da espécie entre habitats através da paisagem (Metzger e Décamps, 1997; Schenck et al., 2003). A forma como esses habitats estão distribuídos na paisagem tem implicações na conectividade, e, portanto, na qualidade desses habitats (Lyra-Jorge et al., 2010).

Variações em padrões populacionais no habitat pode ser uma forma de avaliar a resposta das espécies às diferentes estruturas e configurações da paisagem (Lyra-Jorge et al., 2010),

que devem responder à capacidade de movimentação, potencial demográfico, área disponível e aos requisitos do habitat necessários ao estabelecimento da espécie (Metzger e Décamps, 1997; Uezu et al., 2005). Habitats considerados de boa qualidade tendem a ser mais usados do que habitats degradados (Garshelis, 2000), reflexo da permeabilidade da matriz, que está diretamente relacionada a capacidade de locomoção e passagem de fluxo biológico (Taylor et al., 1993), essencial para a persistência das espécies (Metzger e Décamps, 1997; Uezu et al., 2005; Umetsu e Pardini, 2007; Metzger et al., 2009).

Não conhecemos as exigências estruturais e de configuração da paisagem pelas ariranhas (mas ver Michalski e Peres, 2005). Entretanto, em escala de micro-habitat, sabemos que são dependentes do ambiente ripário uma vez que utilizam as margens dos corpos hídricos como abrigo, e o ambiente aquático para locomoção (Duplaix, 1980; Carter e Rosas, 1997). A espécie ocorre geralmente em águas lânticas e rasas (Duplaix, 1980; Staib e Schenck, 1994) que possuem maior transparência, pois facilita a atividade forrageio uma vez que são predadores visuais (Duplaix, 1980; Rosas et al., 1999; Schenck et al., 1999). A ocupação de rios, igarapés e lagunas de águas pretas e claras é influenciada pela disponibilidade de cobertura vegetal densa, declividade de barrancos, profundidade e transparência do curso d'água (Duplaix, 1980; Carter e Rosas, 1997; Rosas et al., 1999; Lima et al., 2012; Duplaix et al., 2015). No entanto, podemos observar variações nas características locais de ambientes ocupados pelas ariranhas, o que nos sugere certa flexibilidade da espécie em relação aos micros habitats utilizados.

A dependência por ecossistemas ribeirinhos saudáveis faz com que a espécie seja reconhecida como indicadora da qualidade ambiental (Barnett et al., 2000). Por ser um predador topo de cadeia, a ariranha regula o tamanho populacional de suas presas evitando a exclusão competitiva de peixes (Eisenberg e Redford, 2000; Treves e Karanth, 2003), fazendo com que seu desaparecimento reflita em diferentes níveis tróficos (Gittleman et al., 2001), o que a torna uma espécie-chave para a conservação de áreas alagáveis. As áreas alagáveis compreendem cerca de 30% do território da Amazônia e estão entre os ecossistemas mais ameaçados do mundo (Darwall et al., 2008; Junk et al., 2014). A expansão da ocupação humana e da exploração de recursos florestais têm contribuído para a degradação desses ambientes, representando uma das principais ameaças para a recuperação populacional das ariranhas (Agostinho et al., 2005; Groenendijk et al., 2015). Conhecer as exigências de habitat pelas ariranhas em escala local e de paisagem é crucial para a manutenção de populações viáveis e para a tomada de decisões de conservação adequadas tanto para a espécie como para o ecossistema que ela ocupa.

A extinção local em decorrência da caça comercial do século XX e a recolonização das ariranhas foi relatada recentemente pelos índios Baniwa que habitam o rio Içana (ver capítulo I). O retorno das ariranhas à paisagem Baniwa chamou a atenção dos moradores locais para a necessidade de criação de um plano de manejo de pesca da região que vise regular o uso dos lagos e igarapés de forma sustentável, evitando danos ao processo de reocupação das ariranhas, e ao mesmo tempo, garantindo a manutenção do modo de vida do povo Baniwa. Sendo assim, realizamos uma pesquisa intercultural com o objetivo de reconstruir a trajetória de ocupação do médio rio Içana pelas ariranhas para identificar os locais de refúgio, e buscamos identificar os elementos ambientais essenciais para o seu reestabelecimento em diferentes escalas espaciais a fim de gerar ferramentas para a elaboração de estratégias de conservação da espécie e do ecossistema que ela ocupa.

Métodos

Área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Içana, com extensão de 696 km, tem suas nascentes na Colômbia, mas logo em seguida passa a delimitar a fronteira com o Brasil. Da cabeceira até o limite Colômbia/Brasil são 76 Km, atuando como fronteira dos dois países por mais 110 Km. Em território brasileiro, o rio Içana percorre a Terra Indígena do Alto Rio Negro recebendo água dos seus afluentes (rio Aiari, Cuiari, Piraiuara e Cubate), até desaguar no rio Negro (Cabalzar e Ricardo, 2006).

Os Baniwa fazem parte do grupo étnico pertencente à família linguística Arawak e habitam o rio Içana, também conhecido como “o rio dos Baniwa” (Wright, 2005). No Brasil, os Baniwa têm população aproximada de 4.100 indivíduos, distribuídos em 93 pequenos povoados (Cabalzar e Ricardo, 2006) localizados principalmente no médio e alto rio Içana e seus afluentes. A paisagem do médio rio Içana é dominada por solos arenosos pobres em nutrientes e cobertos pela vegetação do tipo campinarana inundadas sazonalmente por água preta, formando lagos e igapós ricos em peixes (Shepard et al., 2004; Abraão et al., 2010).

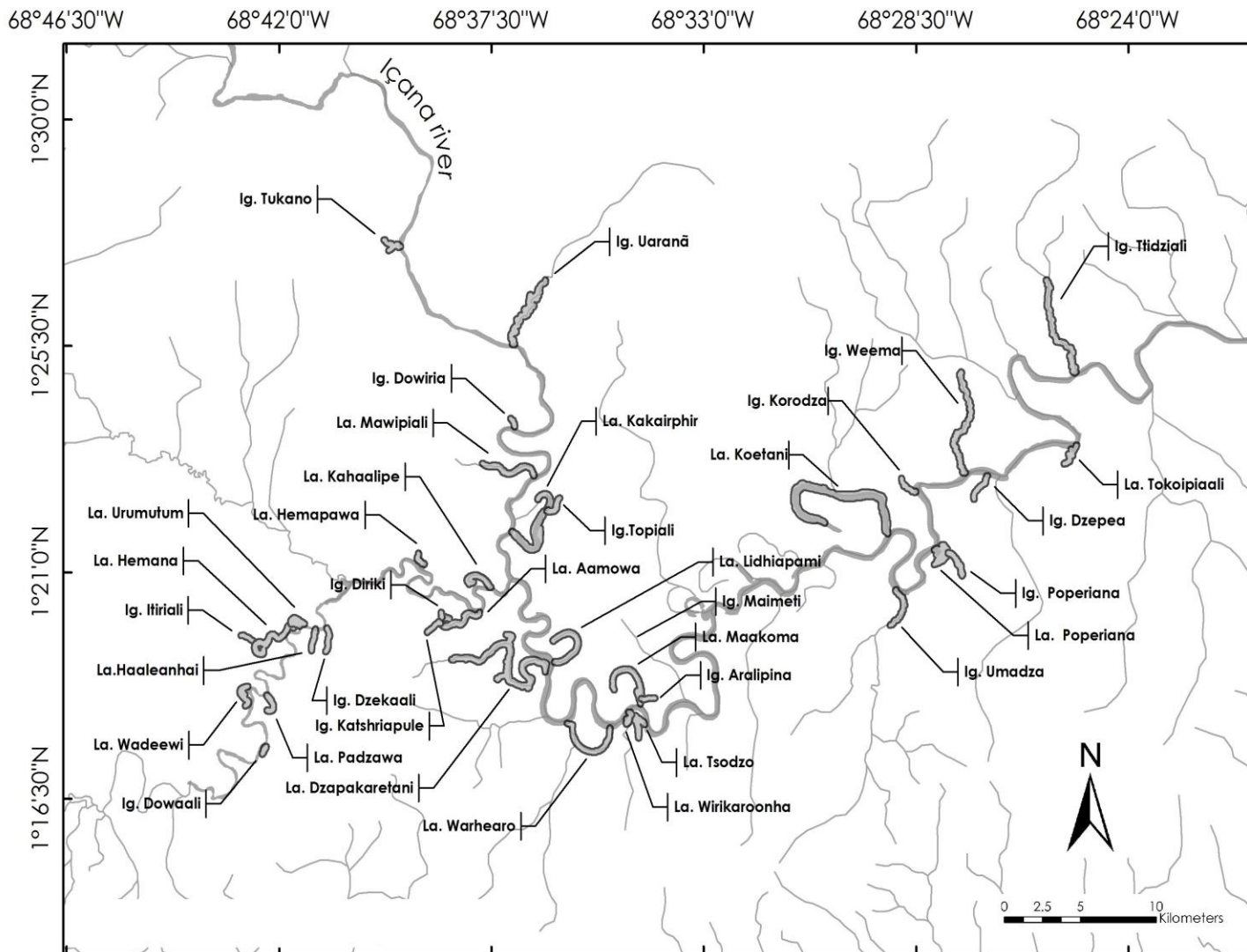
A presença de solos pouco propensos à agricultura, frente ao vasto recurso pesqueiro, fez dos Baniwa do médio rio Içana exímios pescadores, permitindo a construção de conhecimento sobre os recursos disponíveis nos lagos e igapós (Endo et al., 2010). Esta região de igapó compreende o território do clã Dzawinai, que hoje é ocupado por membros de outros dois clãs Baniwa: *Hohodene* e *Walipere*, e é a área focal do nosso estudo. Possui cerca de 65 km de

extensão por rio pelo qual se distribuem atualmente 10 comunidades Baniwa. Para a realização deste estudo, nós visitamos as comunidades Jandu Cachoeira, Tucumã, Bela Vista, Urumutum Lago, São José do Ayari, Arapasso, Tarumã, Tucunaré Lago e Santa Marta durante o mês de setembro, outubro e novembro de 2015.

Percepções indígenas sobre a trajetória de ocupação do médio rio Içana pelas ariranhas

Para identificar as áreas refúgios de ariranhas no médio rio Içana nós reconstruímos a trajetória de ocupação da região pelas ariranhas através da perspectiva indígena. Para isso realizamos entrevistas semiestruturadas (Alexiades, 1996) utilizando mapas de referência com 21 moradores, com idade entre 24 a 88 anos, pertencentes às nove comunidades distribuídas ao longo da área de estudo. Os participantes foram questionados sobre mitos de origem das ariranhas, locais de ocorrência e caça de ariranhas no início do comércio de peles na região, locais de remanescentes populacionais de ariranhas durante o período de extinção, locais onde são vistas atualmente e sobre mudanças percebidas por eles no ecossistema em relação às flutuações populacionais das ariranhas na região. A distribuição atual das ariranhas foi avaliada de acordo com os relatos dos entrevistados Baniwa e com os pontos dos locais onde foi detectada a ocorrência da espécie durante as amostragens, separadamente.

Neste artigo apresentamos as informações acerca das percepções Baniwa sobre a espécie de forma descritiva. A partir das informações espaciais e temporais obtidas nas entrevistas realizamos a análise de conteúdo (Bailey, 1994), que consiste na análise da frequência dos termos de um dado discurso, e apresentamos neste artigo em forma de mapas de Kernel (Nanni et al., 2002), indicando a densidade de ocorrência de relatos dos nossos entrevistados sobre os locais de ocorrência de ariranhas nas diferentes escalas temporais. As entrevistas foram acompanhadas por Valêncio Macedo Walipere, pesquisador indígena que teve papel fundamental em facilitar comunicação entre falantes de língua portuguesa e Baniwa. Antes de cada entrevista apresentamos a todos os informantes o Termo de Consentimento Livre e Esclarecido (TCLE) e o entrevistado teve a liberdade de aceitar ou não aceitar a participação na pesquisa. A pesquisa foi aprovada pelo Comitê de Ética em Pesquisa com Seres Humanos do Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (1.166.446) e pela Comissão Nacional de Ética em Pesquisa (1.337.043).



Legenda

 lagos e igarapés

Figura 7 Região do médio rio Içana com a localização dos lagos e igarapés amostrados neste estudo (Criação: André Gonçalves).

Amostragem de ocorrência de ariranhas

Durante nosso estudo nós percorremos 35 corpos hídricos médio rio Içana (Figura 7) no período de seca, quando as ariranhas ficam restritas aos corpos d'água permanentes. Por se tratar de uma espécie de hábito diurno, conduzimos as amostragens entre as 6h e 18h (Duplaix, 1980; Carter e Rosas, 1997; Groenendijk et al., 2005). Percorremos todo o perímetro do corpo hídrico em busca de sinais diretos (ex., visualização de grupos ou indivíduos solitários) e indiretos (ex., pegadas, latrinas, tocas e paragens) da presença da espécie por meio de embarcação motorizada mantendo a velocidade máxima de 10 km/h (Yoccoz et al., 2001; Pollock et al., 2002; Groenendijk et al., 2005). Todos os indícios detectados durante o trajeto percorrido foram georrefenciados, e para garantir maior detecção dos sinais de uso das ariranhas, nossa equipe de campo foi composta por um barqueiro e dois observadores, portando binóculos.



Figura 8 Indícios de ocorrência de ariranhas registrados no médio rio Içana durante as amostragens. Avistamento direto de indivíduo no lago *Kaalipe* (A), toca em uso no igarapé *Ttdziali* (B) e fezes secas no igarapé *Korodza* (C) (Fotos: Natalia Pimenta).

Coleta de variáveis ambientais

Considerando a importância da disponibilidade de área e da capacidade de locomoção da espécie para colonização desta área nós medimos as seguintes variáveis de paisagem: perímetro, área, formato, disponibilidade de habitat e isolamento do corpo hídrico; e considerando os requerimentos da espécie para seu estabelecimento nesta nova área nós medimos as seguintes variáveis de micro-habitat: hidrografia (lago ou igarapé), tipo de solo (arenoso, argiloso ou misto), declividade do barranco, profundidade e transparência da água. As variáveis de micro-habitat foram medidas *in situ* a cada 300m percorrido (Palmerim et al., 2014). Medimos a declividade de barrancos com auxílio de um clinômetro na interface terra-superfície da água, a transparência da água com o uso de um Disco de Secchi, e a profundidade com uma corda de 20m marcada a cada 50cm e portando um peso de 5kg em sua extremidade, sendo que as duas últimas variáveis foram medidas no meio do corpo hídrico. Obtivemos as variáveis de paisagem através de imagem de radar ALOS-Palsar 1 (2008), com resolução de 12m e polarização HH e através de imagem de satélite Landsat 8 (2015), ambas correspondentes ao período da amostragem (novembro e setembro, respectivamente). Realizamos o *tracking* por GPS (Garmin eTrex 10) de todos os corpos hídricos percorridos a fim de validar as informações obtidas pelas imagens de radar e satélite.

Usando o software Arcgis, nós calculamos a área e o perímetro de cada corpo hídrico amostrado, e obtivemos a forma com base nas duas medidas anteriores de acordo com o cálculo do índice de forma sugerido por Cintra et al. (2007): $SI = \frac{P}{200 (\pi A)^{0,5}}$. Onde, SI= índice de forma do corpo hídrico; P= perímetro do corpo hídrico em quilômetros; $\pi = 3,14$; A= área do corpo hídrico em quilômetros quadrados. O índice de forma fornece valores de 1 a 6, sendo que SI=1 refere-se a corpos hídricos circulares, SI>1 a corpos hídricos alongados e SI=6 refere-se a corpos hídricos retilíneos. Ou seja, quanto maior o valor de SI, maior a complexidade do corpo hídrico (Patton, 1975).

Para avaliar o grau de isolamento e disponibilidade de habitat nós estabelecemos um buffer em torno de cada corpo hídrico para delimitar a escala espacial em que a paisagem seria analisada. No entanto, ainda existe uma lacuna no conhecimento sobre a capacidade de locomoção da espécie, necessária para o estabelecimento não arbitrário desta escala. Segundo, informações cedidas por F. Rosas e F. Michalski (comunicação pessoal) registros visuais e fotográficos de *P. brasiliensis* indicaram que a espécie pode ser encontrada a uma distância de até 400m do corpo hídrico principal, portanto, optamos por uma abordagem de multiescala (Thompson e McGarigal, 2002; Grand et al., 2004; Mateo- Sánchez et al., 2013;

Shirk et al., 2014; Chambers et al., 2016) que abrangesse o limite registrado pelos especialistas consultados e criamos buffers de três diferentes tamanhos em torno dos corpos hídricos estudados: 250m, 500m e 1000m.

Considerando que a ariranha se locomove majoritariamente por ambientes aquáticos (Duplaix, 1980; Carter e Rosas, 1997) realizamos a medida de disponibilidade de habitat e de isolamento com base na área alagável de cada unidade amostral. Inicialmente fizemos a classificação não supervisionada da imagem de satélite, validada pela imagem de radar, e encontramos três classes de paisagem que denominados como: corpo d'água exposto, zona de inundação e área não alagável. Todas estas classes foram validadas manualmente e refinadas através de filtros a fim de excluir os ruídos das classificações. Em seguida somamos a proporção de buffer ocupado por corpo d'água exposto e por zona de inundação para obter a porcentagem de habitat disponível para a espécie em cada corpo hídrico estudado nas diferentes escalas espaciais. Para avaliar o grau de isolamento geramos um ponto centroide em cada corpo hídrico estudado, e em seguida calculamos a distância deste centroide à borda de cada corpo d'água exposto identificado dentro do respectivo buffer. Por fim, geramos a distância média entre corpos hídricos para cada escala de buffer (Metzger, 2004). Desconsideramos a distância do centroide ao corpo de água principal, uma vez que todos os corpos hídricos amostrados estavam conectados ao rio Içana.

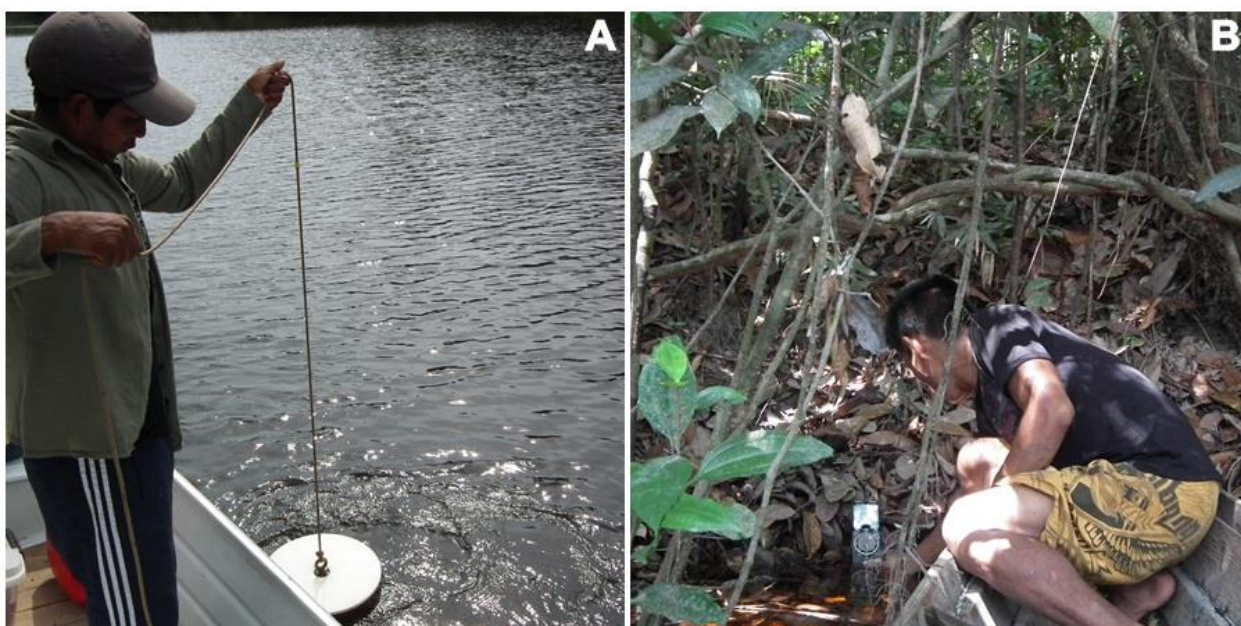


Figura 9 Registros de medição da transparência da água no lago *Mawipiali* por Valêncio Walipere (A) e medição da declividade de barranco no lago *Maakoma* por Juarez Baniwa (B) (Fotos: Natalia Pimenta).

Análise de dados das variáveis ambientais

Inicialmente nós calculamos a frequência de ocorrência de ariranhas para cada corpo hídrico com base no número de detecções da ocorrência da espécie dividido pelo número de transectos percorridos. Em seguida compilamos os dados de micro-habitat obtido *in situ* a cada 300m e calculamos a mediana de cada variável para obter um valor único que representasse as variações ambientais de cada corpo hídrico. Com os dados das variáveis preditores e da variável resposta sistematizados, nós realizamos um teste de Shapiro para verificar a distribuição conjunto de dados, que não apresentaram distribuição normal. Para lidar com essa questão, optamos por utilizar os modelos lineares generalizados (GLM) que atendem a esta premissa, e consideramos outros tipos de distribuição de dados (Zuur et al., 2009; McCullough, 2013).

No entanto, como as características ambientais podem estar relacionadas ao tipo de ecossistema, o que pode influenciar as análises subsequentes, nós optamos por avaliar o comportamento das variáveis em relação às classes de hidrografia e solo separadamente antes de gerar os modelos GLM. Para tanto, aplicamos o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis para todas as variáveis coletadas. Também avaliamos a colinearidade entre o conjunto de variáveis na escala local e na escala de paisagem através da correlação de Spearman (Zuur et al., 2009). Na escala local, consideramos as variáveis correlacionadas quando estas apresentaram um valor de $R > 0,50$, sendo consideradas nos modelos subsequentes apenas as variáveis com caráter biológico mais informativo. Na escala de paisagem, mantivemos todas as variáveis nas análises subsequentes, pois neste caso, o intuito foi avaliar apenas a força das correlações, uma vez que já esperávamos que variáveis iguais ainda que medidas em escalas distintas teriam alta colinearidade. Posteriormente, utilizamos GLM para determinar quais conjuntos de variáveis melhor representariam a variação entre a frequência de ocorrência de ariranhas e as variáveis preditoras para a espécie. Durante a análise exploratória, checamos o conjunto de dados para avaliar a presença de possíveis *outliers* (Zuur et al., 2009).

Como detectamos “*overdispersion*” no conjunto de variáveis, e a variável resposta se apresentou como contagem, que é sempre positiva e tende a ser heterogênea, nós optamos por modelos GLM com distribuição *quasi-poisson*, a qual corrige o erro padrão de cada variável (Kindt e Coe, 2005). Inicialmente criamos três modelos, um com variáveis de paisagem dependentes de escala, outro com as variáveis de paisagem independentes de escala e outro com as variáveis de micro-habitat, e unimos no modelo final apenas as variáveis que apresentaram significância $p < 0,05$ ou uma tendência próxima a este valor (até $p < 0,09$) (Zuur et

al., 2010). Avaliamos a significância de cada variável a partir da observação da homogeneidade dos resíduos, sendo que os mesmos foram plotados posteriormente contra os valores ajustados e contra as variáveis explanatórias.

Por fim observamos os Fatores de Inflação de Variância (VIF) para identificar se as variáveis mais representativas apresentaram multicolinearidade, sendo as mesmas eliminadas quando os valores de $VIF > 3$ (Dormann et al., 2013; Benchimol e Peres, 2015). O uso da subfamília *quasi-poisson* não permite a utilização do Critério de Informação de Akaike (AIC) para realizar a seleção dos modelos, portanto empregamos a seleção passo a passo para identificar qual modelo responde melhor a ocorrência de ariranhas, sendo este modelo aquele que apresentou o maior desvio explicativo (Martin et al., 2015; Zuur et al., 2010), e determinamos a importância relativa de cada variável presente no modelo final através do particionamento hierárquico (HP) (Walsh e Nally, 2003). Para desenvolver estas análises utilizamos os pacotes *vegan*, *lme4*, *pscl*, *hier.part* e *visreg* no software R 3.2.1.

Resultados

Percepções Baniwa sobre as ariranhas

Para os Baniwa a ariranha é um peixe, mas não um peixe comum. Segundo a mitologia indígena, na época em que o criador do mundo e de todos os seres, *Ñapirikoli*, vivia na Terra muitos animais ainda não existiam e havia muitos homens estudando para se tornarem pajés. Um dia *Ñapirikoli* reuniu todos os candidatos a pajé para fazerem o ritual de iniciação, que consiste na invocação dos espíritos através do uso do *dzáato* (em português, paricá) – produto preparado a partir da casca do Angico (Mimosaceae) que quando moído e inalado apresenta propriedades psicoativas. *Ñapirikoli* acendeu o seu cigarro e soprou o paricá em cada um dos candidatos, que tiveram reações bastante distintas. Alguns tiveram fortes alucinações, mas conseguiram dominá-las, e permaneceram ao lado de *Ñapirikoli*. Esses se tornaram os pajés que vemos hoje nas aldeias cuidando das pessoas. Outros não conseguiram dominar as fortes alucinações e saíram descontrolados em diferentes direções. Aqueles que saíram voando se transformaram em *Píttiri* (morcego), e se tornaram os pajés das aves. Outros saíram correndo mata adentro e se transformaram em *awakaróna* (curupira) e se tornaram pajés dos animais da floresta (*awaka*). E aqueles que correram para o rio se transformaram em *amána* (boto), *pidoo* (lontra) e *ñeewi* (ariranha) e se tornaram pajés das águas, responsáveis pela saúde dos peixes.

Segundo nossos informantes, por serem peixes, as ariranhas são capazes de se locomover por todo ambiente aquático. E embora no início da atividade de caça comercial no médio rio Içana (1950- 1960) fossem caçadas principalmente nos grandes lagos devido a facilidade de captura, as ariranhas podiam ser encontradas em todos os lagos e igarapés da região, e até mesmo nas margens do rio Içana (Figura 10.1). No entanto, a atividade de caça foi responsável por espantar as ariranhas. Por serem pajés, as ariranhas têm a capacidade de se tornarem invisíveis aos olhos dos seus inimigos. Esta habilidade atribuída aos pajés permitiu que elas não fossem mais vistas pelos caçadores do médio Içana após dez anos de intensa pressão de caça motivada pelo comércio internacional de peles na região (1970). Nesta época, raros avistamentos das ariranhas eram relatados nas cabeceiras do rio Ayari e Içana e nas cabeceiras de seus longos igarapés (Figura 10.2).

Quando as ariranhas deixaram o médio rio Içana houve também o desaparecimento dos peixes. Alguns informantes relatam que a redução do estoque pesqueiro se deu pela inclusão das malhadeiras na atividade de pesca, trazidas pelos regatões –comerciantes fluviais- no início da atividade comercial na região. Outros informantes indicam o sumiço das ariranhas como causa da redução de peixes, que teriam seguido seus pajés até as cabeceiras dos igarapés. Cerca de 20 anos após a proibição da caça comercial no Brasil as ariranhas voltaram a ser vistas no médio rio Içana (1990), e segundo nossos informantes, são hoje mais frequentemente encontradas nos grandes lagos da região (Figura 10.3). Com o retorno das ariranhas à paisagem Baniwa, os outros peixes também estão voltando, seguindo seu pajé.

Paralelamente à reconstrução da trajetória de ocupação do território Baniwa pelas ariranhas feita com base nas informações cedidas por nossos entrevistados, nós identificamos a atual distribuição das ariranhas através dos indícios diretos e indiretos da presença das ariranhas nos lagos e igarapés do médio rio Içana, registrados durante as amostragens ecológicas (Figura 10.4). A comparação dos resultados obtidos através das diferentes fontes de informação nos permitiu validar as informações disponibilizadas por nossos entrevistados acerca da atual distribuição das ariranhas na região. Por se tratar de diferentes fontes de informação, os dados dos relatos indígenas e das amostragens ecológicas foram apresentados separadamente.

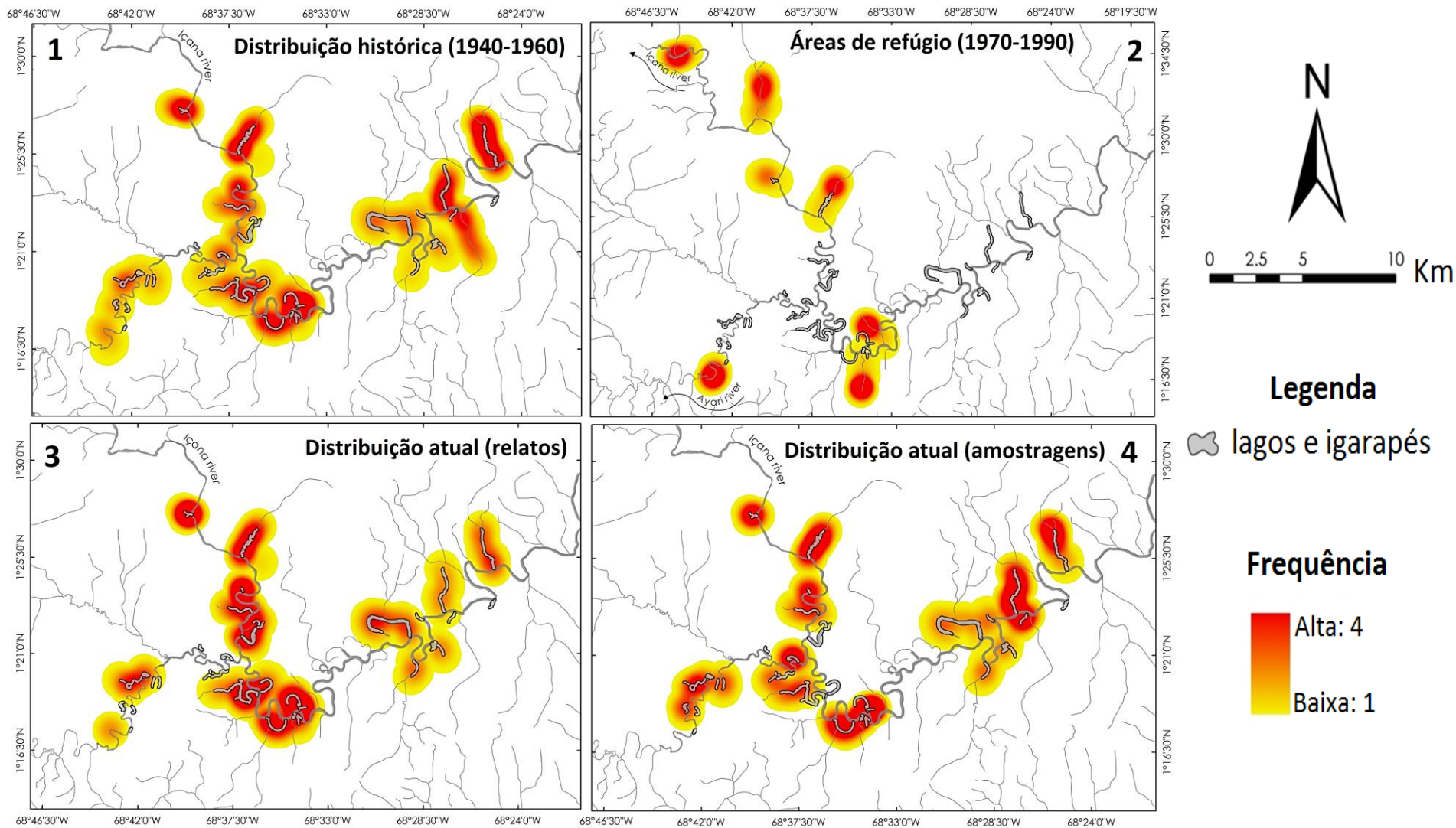


Figura 10 Trajetória de ocupação do médio rio Içana pelas aranhas de acordo com os relatos dos Baniwa. O mapa 1 representa a distribuição das aranhas no início da atividade comercial no rio Içana. O mapa 2 representa os locais onde era possível encontrar aranhas durante o período de extinção local. O mapa 3 representa os locais de ocorrência da espécie atualmente, segundo os Baniwa entrevistados. O mapa 4 representa a distribuição atual das aranhas no médio rio Içana, de acordo com as amostragens ecológicas em busca de indícios da espécie (Criação: André Gonçalves).

Efeito das variáveis ambientais na ocorrência de ariranhas

Durante este estudo percorremos aproximadamente 150km, distribuídos em 19 lagos (97,3km) e 16 igarapés (52,6km) do médio rio Içana. Os corpos hídricos amostrados apresentaram variações nas medidas de micro-habitat e de paisagem de acordo com as características hidrográficas. Os lagos mostraram-se mais alagados do que os igarapés, havendo apenas dois com terra exposta nas margens (*Kakairphir* e *Padzawakarettani*), enquanto apenas três igarapés apresentaram suas margens alagadas (*Dzekaali*, *Korodza* e *Umadza*). A profundidade da água variou entre 1,2m e 3,3m, sendo os igarapés mais rasos ($\bar{X}=1,95\text{m}$) que os lagos ($\bar{X}=3,17\text{m}$). A transparência da água foi similar em lagos (min. 75cm, max. 120cm) e igarapés (min. 65cm e máx. 130cm). A área e o perímetro foram maiores em lagos ($\bar{X}=2,7\text{km}^2$, $\bar{X}=5,12\text{km}$) do que em igarapés ($\bar{X}=0,7\text{km}^2$, $\bar{X}=3,28\text{km}$), e mesmo sendo caracterizados como lagos de ferradura, que tendem a ser não circulares, os lagos apresentaram menor índice de forma ($\bar{X}=4,1$) do que os igarapés ($\bar{X}=6,4$). Em relação à disponibilidade de habitat, notamos que o médio rio Içana é bastante homogêneo, não havendo grande variação na porcentagem de área alagável entre lagos e igarapés em nenhum dos buffers analisados, sendo 94,53%, 93,26%, e 89,16% as médias da porcentagem de área alagável em lagos no buffer de 250m, 500m e 100m, respectivamente, e 91,76%, 87,99% e 83,76% as médias em igarapés no buffer de 250m, 500m e 100m, respectivamente. O isolamento do corpo hídrico não apresentou grande variação entre lagos e igarapés, mas mostrou uma redução no número de corpos hídricos isolados de acordo com o aumento do buffer analisado, havendo 16 corpos hídricos isolados no buffer de 250m, 10 no buffer de 500m e apenas 4 no buffer de 1000m. Ver detalhes na Tabela 4 e na Tabela 5.

O teste de Kruskal- Wallis mostrou que a variável profundidade ($p < 4,25 \times 10^{-5}$), declividade do barranco ($p < 1,6 \times 10^{-4}$), perímetro ($p = 0,043$) e área ($p = 0,008$) do corpo hídrico possuem relação com o ecossistema analisado. Quando realizamos o mesmo teste para a variável solo, apenas a disponibilidade de habitat apresentou correlação significativa ($p < 0,013$), indicando haver maior porcentagem de área alagada em corpos hídricos de solo argiloso e misto (com áreas de solo argiloso e áreas de solo arenoso). A análise de colinearidade indicou que apenas as variáveis área e perímetro apresentaram correlação ($\rho = 0,891$, $p < 0,001$). Sendo assim, optamos por excluir a variável área das análises subsequentes por considerar que o perímetro, que se refere à extensão da interface entre o ambiente terrestre e aquático, é mais representativo quando avaliamos o ambiente essencial para ariranhas (Palmerim et al., 2014).

Tabela 4 Relação dos corpos hídricos do médio rio Içana e suas características ambientais independentes de escala.

Corpo Hídrico	Hidrografia	Tipo de solo	Mediana da profundidade da água (m)	Mediana da transparência da água (cm)	Mediana da declividade de barranco (°)	Perímetro (km)	Área (km ²)	Índice de forma (SI)
Aamowa	Lago	Misto	2,3	90	0	6,88	0,12	5,55
Aralipina	Igarapé	Argila	2,9	100	41	1,18	0,00	8,36
Diriki	Igarapé	Misto	1,2	110	35	0,50	0,00	2,45
Dowali	Igarapé	Areia	3,3	107,5	19	0,71	0,02	1,59
Dowiria	Igarapé	Argila	1,2	120	31	0,86	0,01	3,49
Dzapakaretani	Lago	Misto	5,0	120	0	16,53	0,47	6,81
Dzekaali	Igarapé	Misto	1,5	110	0	1,90	0,02	3,50
Dzepea	Igarapé	Argila	1,7	110	10	2,21	0,03	3,63
Haaleanhai	Lago	Argila	1,9	100	0	1,72	0,02	3,29
Hemana	Lago	Argila	3,5	100	0	5,84	0,12	4,68
Hemapawa	Lago	Argila	2,6	100	0	1,19	0,02	2,62
Itiriari	Igarapé	Misto	2,6	130	20	1,42	0,01	5,82
Kakairphir	Lago	Argila	3,3	75,5	40	9,07	0,32	4,54
Katshiriapule	Igarapé	Argila	1,9	97,5	14	1,56	0,01	4,97
Keerikaidani	Lago	Aisto	2,6	100	0	2,26	0,04	3,08
Khaalipe	Lago	Argila	2,6	100	0	3,13	0,05	3,86
Koetani	Lago	Argila	3,5	120	0	13,94	0,83	4,33
Korodza	Igarapé	Argila	1,4	110	0	1,89	0,00	15,02
Lidhiapami	Lago	Argila	4,9	100	0	5,19	0,13	4,14
Maakoma	Lago	Argila	3,9	120	0	5,94	0,10	5,23
Mawipiali	Lago	Argila	2,2	85	0	4,92	0,09	4,58
Padzawakarettani	Lago	Argila	3,1	95	30	1,80	0,03	2,80
Poperiana_ig	Igarapé	Areia	2,0	110	12	2,30	0,06	2,76
Poperiana_la	Lago	Argila	3,0	120	0	3,34	0,15	2,45
Tokoipiaali	Lago	Argila	3,6	120	0	2,43	0,03	4,12
Topiali	Igarapé	Misto	2,1	65	7	1,74	0,03	2,72
Tsodzo	Lago	Argila	3,2	100	0	3,01	0,06	3,61
Ttidziali	Igarapé	Areia	1,5	120	40	9,52	0,16	6,66
Tukano	Igarapé	Areia	2,1	95	10	2,85	0,00	22,42
Uarana	Igarapé	Misto	2,1	114,5	40	10,37	0,17	7,14
Umadza	Igarapé	Areia	2,2	115	0	3,68	0,04	5,13
Wadeewi	Lago	Argila	3,0	90	0	2,73	0,04	4,03
Warhearo	Lago	Argila	2,7	110	0	6,01	0,07	6,50
Weema	Igarapé	Areia	1,5	110	37	9,91	0,17	6,81
Wirikaroonha	Lago	Argila	3,5	100	0	1,43	0,03	2,46

Tabela 5 Relação dos corpos hídricos do médio rio Içana e suas características ambientais dependentes de escala, nos buffer de 250m, 500m e 1000m. Corpos hídricos totalmente isolados de corpos hídricos adjacentes foram identificados como NA.

Corpo Hídrico	Disponibilidade de habitat (%)			Isolamento do corpo hídrico (m)		
	250m	500m	1000m	250m	500m	1000m
Aamowa	97,03	98,11	95,41	NA	NA	1186,00
Aralipina	100,00	97,84	94,90	235,00	235,00	518,67
Diriki	100,00	100,00	95,35	187,00	187,00	509,00
Dowali	91,66	95,59	96,54	257,00	412,00	635,00
Dowiria	97,93	89,51	74,35	161,00	161,00	161,00
Dzapakaretani	94,44	96,63	91,61	1095,00	1230,00	1426,00
Dzekaali	97,56	99,71	95,15	NA	575,00	784,00
Dzepea	99,35	95,79	92,08	NA	NA	957,00
Haaleanhai	95,18	97,64	94,98	211,00	424,50	618,00
Hemana	100,00	93,34	84,00	NA	625,00	625,00
Hemapawa	84,52	87,03	87,76	349,00	349,00	779,00
Itiriri	98,13	97,66	96,11	NA	NA	NA
Kakairphir	100,00	98,06	87,07	NA	496,00	616,00
Katshiriapule	97,49	93,80	90,28	214,00	214,00	214,00
Keerikaidani	92,36	76,65	71,50	NA	382,00	511,50
Khaalipe	93,21	97,29	96,62	256,00	372,00	864,00
Koetani	93,96	97,55	94,13	577,00	765,00	1511,00
Korodza	98,85	94,71	92,76	NA	NA	1157,00
Lidhiapami	94,74	97,04	97,64	NA	744,00	745,00
Maakoma	99,26	97,99	96,52	NA	462,50	550,33
Mawipiali	96,13	97,85	97,47	1222,00	1295,00	1397,00
Padzawakarettani	92,74	96,81	90,58	NA	1592,80	983,00
Poperiana_ig	66,02	48,62	50,55	31,00	31,00	294,50
Poperiana_la	91,23	78,38	67,52	NA	NA	NA
Tokoipiaali	92,75	85,89	60,57	528,00	527,00	680,00
Topiali	91,67	79,30	75,95	NA	NA	NA
Tsodzo	93,89	93,40	94,84	539,00	665,00	842,00
Ttidziali	84,44	86,18	80,57	NA	1448,00	1699,00
Tukano	70,89	57,48	47,11	237,00	345,00	683,00
Uarana	90,99	92,92	88,12	981,00	1159,00	1185,00
Umadza	95,55	95,31	92,82	NA	NA	NA
Wadeewi	94,03	96,63	95,82	NA	NA	1029,00
Warhearo	95,29	95,23	96,18	733,00	774,00	1178,00
Weema	85,41	83,24	77,57	509,00	539,00	1136,00
Wirikaroonha	93,77	90,58	93,93	263,00	490,00	740,50

O teste de colinearidade das variáveis disponibilidade de habitat e isolamento indicaram correlação significativa nas três escalas de buffer (os valores de rho variaram de 0,557 a 0,994, sempre com valores de $p < 0,05$), confirmando que apesar das medidas serem feitas em diferentes escalas, elas seguem correlacionadas. Ainda assim, criamos um modelo com as duas variáveis em todos os tamanhos de buffers a fim de detectar qual é a escala mais adequada para avaliar a influência da paisagem sobre a ocorrência de ariranhas. O resultado do modelo gerado com estas duas variáveis nos três diferentes buffers indicou que o buffer de 250m é o que melhor explica a ocorrência de ariranhas em relação à disponibilidade de habitat ($p < 0,09$) e ao isolamento ($p < 0,05$) (ver tabela 6).

Tabela 6 Resultado dos modelos lineares generalizados para o teste de multi-escala das variáveis de paisagem disponibilidade de habitat e isolamento sobre a ocorrência de ariranhas no médio rio Içana.

Variáveis	Estimativa (\pm SE)	t	P(> t)	Desvio Explicativo %
<i>1. Habitat</i>				
Intercepto	-5,59(\pm 3,43)	-1,62	0,11	-
Habitat 250 m	0,07(\pm 0,04)	1,7	0,09 [†]	0,93
Habitat 500 m	-0,006(\pm 0,02)	-0,25	0,79	0,29
Habitat 1000 m	-0,01(\pm 0,01)	-0,87	0,38	0,30
<i>2. Isolamento</i>				
Intercepto	-0,87(0,42)	-2,04	0,04*	-
Isolamento 250 m	-0,001(0,0009)	-1,93	0,05*	16,74
Isolamento 500 m	-0,0007(\pm 0,0005)	-1,38	0,17	7,34
Isolamento 1000 m	-0,001(0,0008)	-1,93	0,06 [†]	13,54

1. Desvio nulo: 7,33 [grau de liberdade (d.f) = 34]; desvio residual: 6.44 (d.f = 32).

2. Desvio nulo: 7,33 [grau de liberdade (d.f) = 34]; desvio residual: 5.41 (d.f = 31).

Valores significativos: [†] efeito moderado, * $P < 0,05$.

A variável disponibilidade de habitat e isolamento do corpo hídrico no buffer de 250m foram incluídas no modelo das variáveis de paisagem, juntamente com a variável perímetro e forma. Neste modelo, apenas a variável perímetro não apresentou valores significativos para a ocorrência de ariranhas [\pm SE = -0,45(\pm 038), $p < 0,24$], e foi excluída do modelo final. No modelo criado com as variáveis de micro-habitat apenas a profundidade da água mostrou ter efeito na ocorrência de ariranhas [\pm SE= -0,71(\pm 031), $p < 0,03$]. O modelo final (Tabela 7), contendo apenas as variáveis significativas de paisagem e micro-habitat, indicou que a profundidade da água e o isolamento do corpo hídrico são as variáveis que melhor explicam a ocorrência de ariranhas no médio rio Içana. O maior poder de particionamento hierárquico (HP) foi encontrado

no isolamento em 250 m de buffer, responsável por 42.85% da importância relativa entre todas as variáveis significativas. Todas as variáveis presentes no modelo final apresentaram VIF <3.

Tabela 7 Variáveis de paisagem e micro-habitat obtidas nos modelos lineares generalizados que estão influenciando a ocorrência de ariranhas no médio rio Içana.

Variáveis	Estimativa (\pm SE)	T	P(> t)	Desvio Explicativo %	VIF	HP(%)
Intercept	-5,89 (\pm 3,15)	-1,86	0,07	-		
1. Micro-habitat						
Profundidade	-0,52 (\pm 0,25)	-2,04	0,04*	18,74	1,08	38,12
2. Paisagem						
Forma	0,08(\pm 0,04)	1,87	0,07 [†]	3,61	1,63	7,52
Habitat 250 m	0,07(\pm 0,04)	1,7	0,09 [†]	0,93	1,67	11,49
Isolamento 250 m	-0,001(0,0009)	-1,93	0,05*	16,74	1,12	42,85

1. Desvio nulo: 7,33 [grau de liberdade (d.f) = 34];

2. Desvio residual: 4,44 (d.f = 30).

Valores significativos: [†] efeito moderado, * $P < 0,05$.

No entanto, todas as variáveis incluídas no modelo final apresentaram ao menos uma tendência significativa para explicar a ocorrência de ariranhas nos lagos e igarapés do médio rio Içana. Em relação às variáveis de paisagem, notamos que a disponibilidade de habitat (Figura 11.1) e a forma do corpo hídrico (Figura 11.2) apresentaram uma relação positiva em relação a frequência de ariranhas, indicando que quanto maior a área alagada e mais alongado for o corpo hídrico, maior será a frequência de ariranhas; enquanto o isolamento apresentou uma relação negativa (Figura 11.3), indicando que quanto mais distante for o corpo hídrico principal em relação aos corpos hídricos adjacentes, menor será a frequência de ariranhas. Ao analisarmos os gráficos das variáveis de paisagem, notamos que para a variável de disponibilidade de habitat e forma existe uma leve diferenciação no comportamento das unidades amostrais lagos e igarapés, mas que esta diferenciação não ocorre quando analisamos o isolamento do corpo hídrico. Ainda observando os gráficos referentes à disponibilidade de habitat e forma, detectamos a presença de dois *outliers*, que optamos manter nas análises pela possibilidade de representarem locais decisivos para a ocorrência da espécie.

Em relação à profundidade da água, única variável de micro-habitat que apresentou poder explicativo na frequência de ariranhas, notamos uma relação negativa, indicando que quanto maior a profundidade do corpo hídrico, menor a frequência de ariranhas (Figura 12.1). Esta variável apresentou forte correlação com a natureza do corpo hídrico no teste de Kruskal-Wallis ($p < 4,25 \times 10^{-5}$), sendo os igarapés os locais mais rasos (Figura 12.2), e logo, com maior frequência de ariranhas.

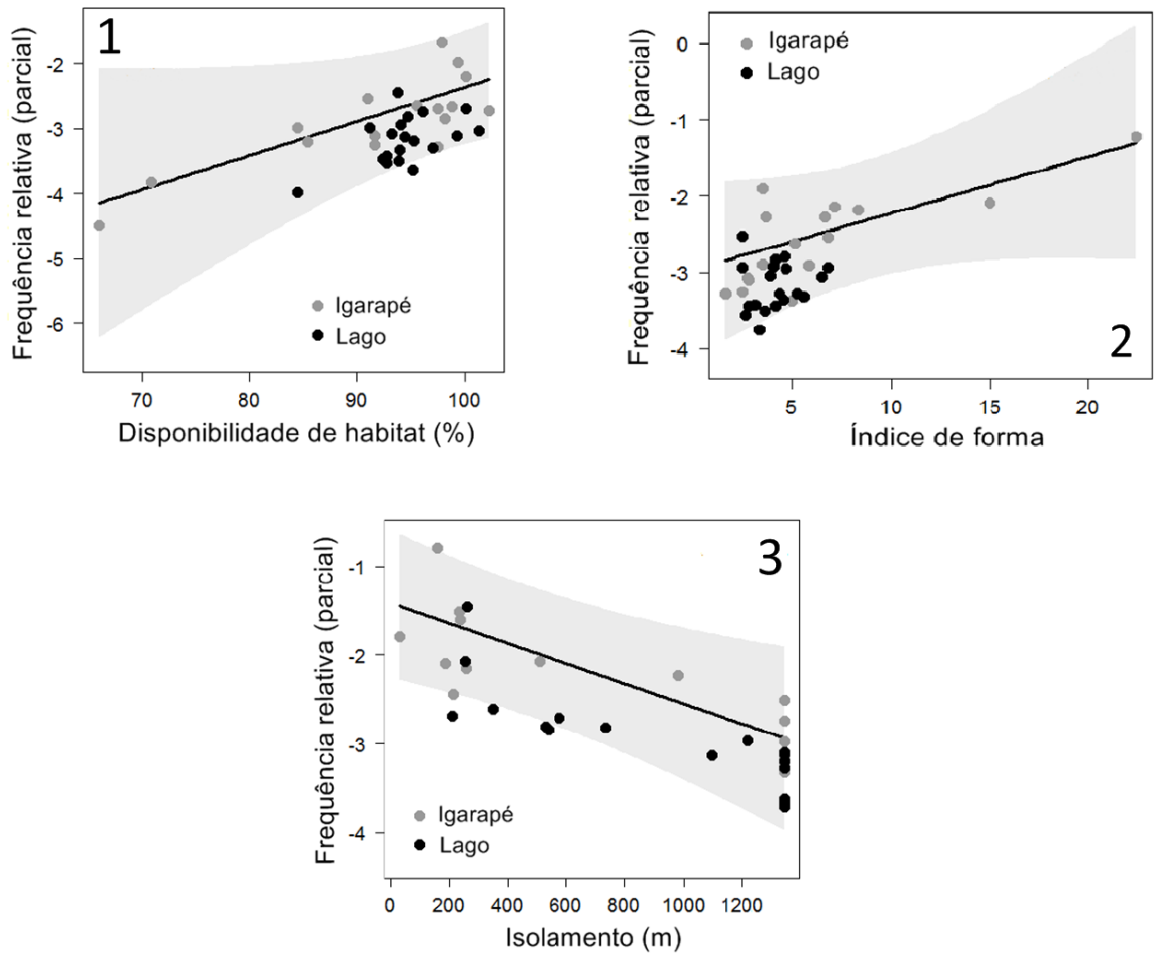


Figura 11 Frequência de aranhas em relação a (1) disponibilidade de habitat e (2) forma do corpo hídrico e (3) isolamento do corpo hídrico no buffer de 250 metros. Estas foram as variáveis de paisagem mais significativas nos modelos lineares generalizados.

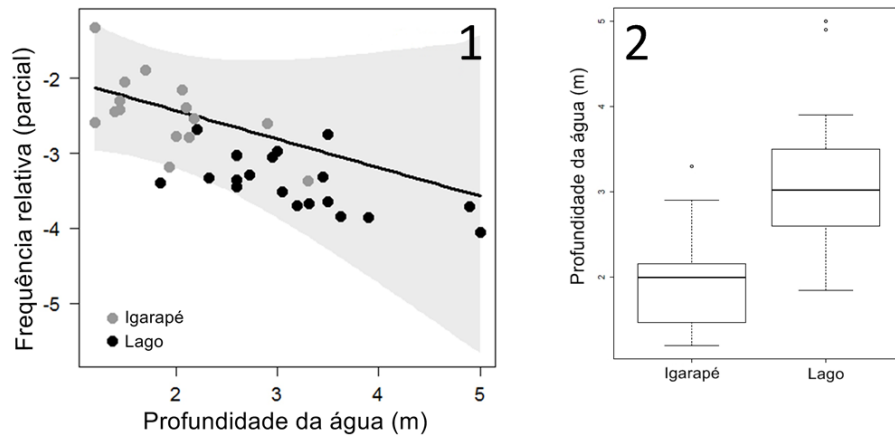


Figura 12 Frequência de aranhas em relação a profundidade da água, a única variável de micro-habitat significativa do GLM (1) e variação da profundidade da água em relação ao tipo de ecossistema analisado (2).

Discussão

Efeito da paisagem e áreas de refúgio na trajetória de ocupação das ariranhas

Apesar da caça comercial ter ocorrido há mais de 60 anos e os caçadores entrevistados serem jovens naquela época, a ariranha representava um importante recurso já que suas peles chegavam a valer US\$ 440.00 (calculado no valor do US\$ de 2015) (Antunes, 2015), o que sugere precisão dos mapas históricos construídos com base nos relatos dos Baniwa. No entanto, atualmente as ariranhas não representam mais um recurso para o povo Baniwa, já que suas peles não são mais comercializadas e sua carne não é consumida pela população local (ver capítulo I). A mudança de perspectiva dos Baniwa em relação às ariranhas pode ser a razão pela qual vemos uma imprecisão do mapa de distribuição atual das ariranhas construído com base nos relatos de nossos informantes (Figura 10.3) quando comparado com o mapa de distribuição atual construído com base nos registros de indícios da espécie na região (Figura 10.4). É possível que os Baniwa vejam as ariranhas mais frequentemente nos grandes lagos tanto pela facilidade de detecção da espécie em ambientes mais abertos como pela possibilidade desses locais serem mais explorados pelos pescadores.

Comparando o mapa da fase inicial de exploração do médio rio Içana (Figura 10.1) com o mapa da distribuição atual das ariranhas (Figuras 10.3 e 10.4) notamos que as ariranhas se distribuíam amplamente pela região, e que o processo de reocupação das áreas de ocorrência histórica, todavia não está completo. Entretanto, a recolonização da área pelas ariranhas em andamento na região se deu pela presença de áreas de refúgio nas cabeceiras dos longos igarapés, indicadas na segunda fase de ocupação das ariranhas no médio rio Içana (Figura 10.2). Áreas de interflúvio e de cabeceiras têm sido sugeridas como áreas fonte de indivíduos para áreas de caça devido ao seu difícil acesso pelos caçadores (Peres, 2000). O abastecimento das áreas de caça a partir das áreas de refúgio só é possível quando a taxa de exploração da espécie é menor do que a taxa de migração de indivíduos (Peres, 2001; Sirén et al., 2004). Portanto, esses locais identificados pelos Baniwa foram, provavelmente, responsáveis pelo reabastecimento das populações de ariranhas nas áreas de extinção local uma vez que a atividade comercial foi proibida, reduzindo a pressão de caça sobre a espécie.

Nesse contexto nossos resultados indicaram que a paisagem favorável para colonização do médio rio Içana pelas ariranhas depende da disponibilidade de área alagável, do baixo isolamento entre corpos hídricos e da presença de corpos hídricos alongados, identificados pelos Baniwa como potenciais áreas de refúgio. O fato da profundidade da água ser uma

variável de micro-habitat, mas ser fortemente correlacionada à natureza do corpo hídrico amostrado (Figura 12), nos chama a atenção para uma visão ecossistêmica desta variável. Sendo assim, nós reforçamos a hipótese de que as ariranhas possuem certa flexibilidade às características de micro-habitat, sendo a escala de paisagem a mais adequada para estudo do uso de habitat pela espécie, sobretudo em se tratando de um contexto de recolonização.

Variáveis dependentes de escala

As ariranhas apresentam melhor resposta à disponibilidade de habitat e isolamento do corpo hídrico na menor escala analisada (250m). No entanto, observamos que o isolamento na maior escala (1000m) também apresentou uma tendência significativa na ocorrência de ariranhas, indicativo de um padrão bimodal em análises em multiescala. Padrões similares ao que registramos para as ariranhas foram encontrados em outros estudos sobre o uso de habitat por carnívoros (Wasserman et al., 2012; Mateo-Sánchez et al., 2013; Elliot et al., 2014; Shirk et al., 2014), que sugerem que a resposta às variáveis ambientais em pequenas escalas representaria o efeito da paisagem na área de forrageio, e que a resposta a essas mesmas variáveis em escalas maiores representaria o efeito da paisagem na área de vida da espécie (Chambers et al., 2016).

Geralmente, aspectos populacionais respondem à paisagem de acordo com a área de vida e padrões de movimentação da espécie que está relacionada ao tamanho do animal (Tucker et al., 2014). A área de vida das ariranhas ainda é bastante discutida, apresentando variação de acordo com o ecossistema e métodos utilizados na sua estimativa (Duplaix et al., 2015). No entanto, durante o período de seca em ambientes lacustres naturais da Amazônia, a área de vida de *P. Brasiliensis* é estimada entre 0,5 e 2,8 km² (Staib, 2005; Utreras et al., 2005), o que parece bastante reduzido quando comparado com outros mamíferos amazônicos de grande porte (Eisenberg e Redford, 2000). A restrita área de vida, somada aos nossos resultados referentes ao isolamento do corpo hídrico na escala de 1000m, corroboram a limitada capacidade de persistência e de locomoção da espécie em áreas distantes de corpos hídricos adjacentes (Duplaix, 1980; Carter e Rosas, 1997; Michalski e Peres, 2005). E apesar da elevada capacidade de natação das ariranhas, nossos resultados referentes à disponibilidade de habitat e isolamento na escala de 250m estaria indicando que a movimentação da espécie limita-se ao território do grupo, que varia de 0,1 a 1km² em lagos naturais da Amazônia (Staib, 2005; Groenendijk et al., 2015b).

A seleção de habitat por uma espécie pode variar de acordo com a escala espacial e temporal. No entanto, a escolha errada ou arbitrária da escala para o estudo da paisagem pode resultar em falsas inferências sobre a influência da paisagem na seleção de habitat pela espécie (Chambers et al., 2016). A abordagem em multiescala pode nos ajudar a evitar erros quando analisamos a força da relação entre espécie e uso de habitat (Thompson e McGarigal, 2002; Grand et al., 2004; Gailard et al., 2010; Mateo- Sánchez et al., 2013;), permitindo uma melhor compreensão da influência da paisagem nas relações e processos ecológicos (Neel et al., 2004; Cushman et al., 2008;). Neste contexto, o nosso estudo é pioneiro em avaliar a resposta de aranhas à disponibilidade de habitat e isolamento em diferentes escalas espaciais, e sugerimos que novos estudos sejam feitos para testar o comportamento de outras métricas de paisagem dependentes de escala para a espécie nas diferentes paisagens em que ela ocorre para podermos compreender como se dá a seleção de habitat pelas aranhas.

Variáveis independentes de escala

Geralmente corpos hídricos alongados são associados a igarapés, no entanto, em nossa área de estudo não detectamos diferença significativa entre forma de lagos e igarapés pelo fato de que os lagos estudados são lagos de ferradura, e portanto, não circulares (Goulding et al., 2003). Corpos hídricos alongados apresentam maior área coberta por vegetação e são considerados mais complexos por abrigarem uma maior diversidade de micro-habitats, favorecendo a diversidade da fauna aquática (Patton, 1975 Gorman e Karr, 1978; Bojsen e Barriga, 2002). Por ser um animal territorial e prioritariamente piscívoro (Duplaix, 1980; Rosas et al., 1999; Groenendijk et al., 2014, 2015b; Duplaix et al., 2015), é possível que a ocorrência de aranhas esteja associada a corpos hídricos mais alongados devido a preferência da espécie em estabelecer seus territórios em ambientes com maior abundância e diversidade de recurso alimentar.

A ocorrência de aranhas em ambientes rasos e alongados ressalta a importância dos pequenos corpos hídricos para a ocorrência da espécie. O uso de ambientes rasos pelas aranhas pode estar relacionado com a facilidade de visualização e captura de peixes (Staib, 2005; Lima et al., 2012), contribuindo para o aumento do sucesso na obtenção de presas necessárias para atender a elevada demanda energética e nutricional da espécie, que pode consumir até 10% do seu peso por dia (Carter et al., 1999). A abundância de carnívoros é limitada por suas elevadas taxas metabólicas e pela produtividade de presas em sua área de uso (Carbone e Gittleman, 2002), e ambas variáveis independentes de escala que indicaram

influenciar a ocorrência de ariranhas no médio rio Içana estão relacionadas às exigências alimentares da espécie. Apesar de serem oportunistas no período de cheia, ampliando sua alimentação para outros grupos de vertebrados e artrópodes, o consumo de peixe é a maior parte da dieta das ariranhas (Rosas et al., 1999; Cabral et al., 2010), o que torna necessário estudos sobre a diversidade e produtividade da ictiofauna nas áreas de ocorrência de ariranhas para melhor compreensão do uso do habitat pela espécie (e.g. Silva et al., 2014).

O recurso pesqueiro é também a principal fonte de proteína animal das populações ribeirinhas da Amazônia, o que faz com que as ariranhas sejam vistas como competidoras pelos pescadores, sendo esta a principal causa de abate dos animais atualmente (Gómez & Jorgenson, 1999; Recharte et al., 2008; Michalski et al., 2012; Rosas-Ribeiro et al., 2012; Lasmar e Marmontel, 2013; Lima et al., 2014a) e representando uma grande ameaça para a conservação da espécie (Duplaix et al., 2015; Groenendijk et al., 2015a). No entanto, a perspectiva indígena sobre a origem e o papel das ariranhas como reguladoras das populações de peixes nos sugere que a espécie é vista positivamente pelos Baniwa. Ainda assim, é possível que o aumento das populações de ariranhas aumente também os eventos de encontros entre os animais e os pescadores, gerando novos conflitos (Lima et al., 2014a). Desta maneira é necessário conhecer as atitudes dos pescadores frente a encontros com ariranhas para a adoção de medidas mitigadoras de conflitos, visando contribuir tanto para a recuperação populacional da espécie como para a manutenção da atividade pesqueira, essencial para as populações ribeirinhas.

Considerações Finais

O mito Baniwa que associa a ariranha aos pajés das águas, responsáveis pela saúde e flutuações nas populações de peixes, evidencia que as concepções tradicionais indígenas sobre o ambiente estão intimamente conectadas a valores cosmológicos e culturais. O estudo da paisagem e de processos ecológicos através de uma abordagem etnoecológica promove o diálogo entre o conhecimento tradicional e o conhecimentos científico, proporcionando novas perspectivas sobre a relação entre populações humanas e meio ambiente. A união de dados qualitativos fornecidos pelos Baniwa a respeito do histórico de ocupação da região pelas ariranhas, com a identificação dos requerimentos ambientais essenciais para as ariranhas nos permitiu gerar instrumentos que podem ser utilizados para a elaboração do plano de manejo de pesca do médio rio Içana, como também sugerir diretrizes para a adoção de medidas de conservação da espécie em áreas alagáveis da Amazônia.

Através deste estudo, sugerimos que igarapés drenados por outros corpos hídricos sejam considerados como áreas de preservação no plano de gestão territorial do médio rio Içana a fim de evitar danos ao processo de recuperação das ariranhas na região. Nossa sugestão não diz respeito aos impactos do uso da área pela população local, uma vez que a longa história de ocupação do rio Içana pelos Baniwa contribuiu para a manutenção de um ambiente extremamente preservado, mas busca evitar possíveis conflitos entre as ariranhas e a atividade pesqueira. No entanto, para o sucesso de planos de manejo em áreas que permitem o estabelecimento de populações humanas é necessário estudar as relações antrópicas, seja com a espécie ameaçada, seja com o uso do ambiente que ambos ocupam. Desta maneira, a perspectiva indígena deve ser levada em consideração para o estabelecimento de estratégias de manejo de recursos naturais que seja eficiente tanto para a conservação das ariranhas como para a manutenção do modo de vida Baniwa.

Referências Bibliográficas

- Abraão, M.B.; Shepard, G.H.; Nelson, B.W.; Baniwa, J.C.; Andello, G.Y.D.W. 2010. Baniwa Vegetation Classification in the White-Sand Campinarana Habitat of the Northwest Amazon, Brazil. *In: Johnson, L.M.; Hunn, E. (Eds). Landscape ethnoecology. Concepts of biotic and physical space.* New York: Berghen Books. p. 83–115.
- Agostinho, A.A.; Thomaz, S.M.; Gomes, L.C. 2005. Conservation of the Biodiversity of Brazil's Inland Waters. *Conservation Biology*, 19(3): 646–652.
- Alexiades, M.N. 1996. Collecting Ethnobotanical Data: An Introduction to Basic Concepts and Techniques. *In: Alexiades, M.N. (Ed). Selected Guidelines for ethnobotanical Research: A Field Manual.* The New York Botanical Garden. p. 53–94.
- Antunes, A.P. 2015. *Um Século de Caça Comercial na Amazônia.* Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Amazonas, p. 102.
- Antunes, A.P.; Shepard, G.H.; Venticinque, E.M. 2014. O comércio internacional de peles silvestres na Amazônia brasileira no século XX. *Boletim Do Museu Paraense Emílio Goeldi: Ciências Humanas*, 9(2): 487–518.
- Bailey, K. 1994. Document Study. *In: Bailey, K.D. (Ed). Methods of social research.* The Free Press, p. 304–319.
- Barnett, A.; Shapley, B.; Lehman, S.; Henry, E.; Benjamin, P. 2000. Records of the Giant Otter, *Pteronura brasiliensis*, from Guyana. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, 17(1): 46–51.
- Benchimol, M.; Peres, C. A. 2015. Widespread forest vertebrate extinctions induced by a mega hydroelectric dam in lowland Amazonia. *PLoS ONE*, 10(7): 61-72.
- Bojsen, B. H.; Barriga, R. 2002. Effects of deforestation on fish community structure in Ecuadorian Amazon streams. *Freshwater Biology*, 47: 2246–2260.
- Cabalzar, A.; Ricardo, A.C. 2006. *Mapa-livro Povos Indígenas do Rio Negro: Uma Introdução à Diversidade Socioambiental do Noroeste da Amazônia Brasileira.* FOIRN, Federação das Organizações Indígenas do Rio Negro.

- Cabral, M.M.M.; Zuanon, J.; de Mattos, G.E.; Rosas, F.C.W. 2010. Feeding habits of giant otters *Pteronura brasiliensis* (Carnivora: Mustelidae) in the Balbina hydroelectric reservoir, Central Brazilian Amazon. *Zoologia*, 27(1): 47–53.
- Carbone, C.; Gittleman, J.L. 2002. A Common Rule for the Scaling of Carnivore Density. *Science*, 2273(295): 2273–2276.
- Carter, S.K.; Rosas, F.C.W. 1997. Biology and conservation of the giant otter *Pteronura brasiliensis*. *Mammal Review*, 27(1): 1–26.
- Carter, S.K.; Rosas, F.C.W.; Cooper, A.B. 1999. Consumption rate, food preferences and transit time of captive giant otters *Pteronura brasiliensis* : Implications for the study of wild populations. *Aquatic Mammals*, 25(2): 79–90.
- Chambers, C.L.; Cushman, S.A.; Medina-Fitoria, A.; Martínez-Fonseca, J.; Chávez-Velásquez, M. 2016. Influences of scale on bat habitat relationships in a forested landscape in Nicaragua. *Landscape Ecology*, 2016(1):1-20.
- Cintra, R.; Manuel, P.; Simões, R.; Santos, D. 2007. Composition and Structure of the Lacustrine Bird Communities of Seasonally Flooded Wetlands of Western Brazilian Amazonia at High Water. *Waterbirds*, 30(1): 521–540.
- Cushman, S.A.; Mcgarigal, K.; Neel, M.C. 2008. Parsimony in landscape metrics: Strength, universality and consistency. *Ecological Indicators*, 8(2008): 691–703.
- Damania, R.; Milner-Gulland, E.J.; Crookes, D.J. 2005. A bioeconomic analysis of bushmeat hunting. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 272(2004): 259–266.
- Darwall, W.; Smith, K.; Allen, D.; Seddon, M.; Reid, G.M.; Clausnitzer, V.; Kalkman, V.J. 2008. Freshwater biodiversity: a hidden resource under threat. In: Vié, J.C.; Hilton-Taylor, C.; Stuart, S.N. (Eds). *Wildlife in a Changing World—An Analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN, Gland, Switzerland. p. 43.
- Díaz, H.J.; Sánchez, I. 2002. Historical and Actual Presence of the Giant Otter (*Pteronura brasiliensis*) on the Lower Meta River, Department of Casanare-Colombia Orinoquia. IUCN Otter. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, 19(2): 97–102.
- Dormann, C.F.; Elith, J.; Bacher, S.; Buchmann, C.; Carl, G.; Carré, G.; Marquéz, J.R.G.; Gruber, B.; Lafourcade, B.; Leitão, P. J.; Münkemüller, C.M.; Osborne, P.E.; Reineking, B.;

- Schröder, B.; Skidmore, A.K.; Zurell, S.; Lautenbach, S. 2013. Collinearity: A review of methods to deal with it and a simulation study evaluating their performance. *Ecography*, 36(1): 27–46.
- Duplaix, N. 1980. Observations of the ecology and behaviour of the giant river otter *Pteronura brasiliensis* in Suriname. *Rev. Ecol. (Terre Vie)*, 34: 496–620.
- Duplaix, N.; Evangelista, E.; Rosas, F.C.W. 2015. Advances in the study of giant otter (*Pteronura brasiliensis*): ecology, behavior, and conservation: a review. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 10(2): 75.
- Duplaix, N.; Lingaard, M.; Sakimin, C. 2008. *A Survey of Kaburi Creek , West Suriname , and its Conservation Implications*. The Oceanic Society, San Francisco, p. 1-34.
- Eisenberg, J.F.; Redford, K.H. 2000. *Mammals of the Neotropics, Volume 3: Ecuador, Bolivia, Brazil* (Vol. 3). University of Chicago Press, Chicago, p. 625.
- Elliot, N.B.; Cushman, S.A.; Macdonald, D.W.; Loveridge, A.J. 2014. The devil is in the dispersers: Predictions of landscape connectivity change with demography. *Journal of Applied Ecology*, 51(5): 1169–1178.
- Endo, W.; Peres, C. A.; Rebêlo, G. H.; Baniwa, E.; Shepard, G.; Mesquita, R. 2010. Padrões de uso da vida silvestre entre os Baniwa. In: *Manejo do mundo: conhecimentos e práticas dos povos indígenas do Rio Negro*. Instituto Sociambiental (ISA)/Federação das Organizações Indígenas do Rio Negro (FOIRN), São Gabriel da Cachoeira, Amazonas, p. 114-121.
- Fewster, R.M.; Buckland, S.T.; Siriwardena, G.M.; Baillie, S.R.; Wilson, J.D. 2000. Analysis of Population Trends for Farmland Birds Using Generalized Additive Models. *Ecology*, 81(7): 1970–1984.
- Gaillard, J.M.; Hebblewhite, M.; Loison, A.; Fuller, M.; Powell, R.; Basille, M.; Van Moorter, B. 2010. Habitat-performance relationships: finding the right metric at a given spatial scale. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences*, 365(1550): 2255–2265.
- Garshelis, D.L. 2000. Delusions in habitat evaluation: measuring use, selection, and importance. In: Boitani, L.; Fuller, T. (Eds). *Research Techniques in Animal Ecology: Controversies and Consequences*. Columbia University Press, New York. p. 111–164.

- Gittleman, J.L.; Funk, S.M.; Macdonald, D.W.; Wayne, R.K. 2001. Carnivore Conservation. *Conservation Biology*, 5: 675.
- Gómez, J.R.; Jorgenson, J.P. 1999. An Overview of the Giant Otter-Fisherman Problem in the Orinoco Basin of Colombia. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, 16(2), 1–5.
- Goodwin, B.; Fahrig, L. 2002. How does landscape structure influence landscape connectivity? *Oikos*, 3(6): 552–570.
- Gorman, O.T.; Karr, J.R. 1978. Habitat Structure and Stream Fish Communities. *Ecology*, 59(3): 507–515.
- Goulding, M.; Cañas, C.; Barthem, R.; Forsberg, B.; Ortega, H. 2003. *Amazon headwaters: Rivers, wildlife, and conservation in southeastern Peru*. Amazon Conservation Association.
- Grand, J.; Buonaccorsi, J.; Cushman, S.A.; Griffin, C.R.; Neel, M.C. 2004. A multiscale landscape approach to predicting bird and moth rarity hotspots in a threatened pitch pine-scrub oak community. *Conservation Biology*, 18(4): 1063–1077.
- Groenendijk, J.; Duplaix, N.; Marmontel, M.; Van Damme, P.; Schenck, C. 2015. *Pteronura brasiliensis*, Giant Otter. *The IUCN Red List of Threatened Species*.
- Groenendijk, J.; Hajek, F.; Johnson, P.J.; Macdonald, D.W.; Calvimontes, J.; Staib, E.; Schenck, C. 2014. Demography of the giant otter (*Pteronura brasiliensis*) in Manu National Park, south-eastern Peru: Implications for conservation. *PLoS ONE*, 9(8): 1–15.
- Groenendijk, J.; Hajek, F.; Schenck, C.; Staib, E.; Johnson, P.J.; Macdonald, D.W. 2015. Effects of territory size on the reproductive success and social system of the giant otter, south-eastern Peru. *Journal of Zoology*, 2015(9):1–8.
- Groenendijk, J.; Hajek, F.; Duplaix, N.; et al. 2005. *Surveying and Monitoring Distribution and Population Trends of the Giant Otter (Pteronura brasiliensis): guidelines for a standardization of survey methods as recommended by the giant otter section of the IUCN/SSC Otter Specialist Group*. *Habitat* (Vol. 16). p. 100.
- Hastie, T.J.; Tibshirani, R.J. 1990. *Generalized Additive Models*. Washington, D. C., p. 338.
- Joshi, N.V.; Gadgil, M. 1991. On the Role of Refugia in Promoting Biological Resources Prudent Use of Biological Resources. *Theoretical Population Biology*, 40(2): 211–229.

Junk, W.J.; Piedade, M.T.F.; Lourival, R.; Wittmann, F.; Kandus, P.; Lacerda, L.D.; Bozelli, R.L.; Esteves, C.N.C.; Maltchik, L.; Schongart, J.; Schaeffe, N.; Agostinho, A.A. 2014. Brazilian wetlands: Their definition, delineation, and classification for research, sustainable management, and protection. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 24(1): 5–22.

Kindt, R.; Coe, R. 2005. *Tree diversity analysis- A Manual and software for common statistical methods for ecological and biodiversity studies*. World Agroforestry Center. Transforming lives and landscapes, Nairobi, Kenya. p. 196.

Lasmar, R.P.; Marmontel, M. 2013. What do local fishermen from the mid Solmões River think about the gigante river otter? *Natural Resources*, 3(1): 42–48.

Leuchtenberger, C.; Mourão, G. 2008. Social organization and territoriality of giant otters (Carnivora: Mustelidae) in a seasonally flooded savanna in Brazil. *Sociobiology*, 52(2): 257–270.

Lima, D.S.; Marmontel, M.; Bernard, E. 2014. Conflicts between humans and giant otters (*Pteronura brasiliensis*) in Amanã Reserve, Brazilian Amazonia. *Ambiente & Sociedade*, 17(2): 127–142.

Lima, D.S.; Marmontel, M.; Bernard, E. 2012. Site and refuge use by giant river otters (*Pteronura brasiliensis*) in the Western Brazilian Amazonia. *Journal of Natural History*, 46(11-12): 729–739.

Lima, D.S.; Marmontel, M.; Bernard, E. 2014. Reoccupation of historical areas by the endangered giant river otter *Pteronura brasiliensis* (Carnivora: Mustelidae) in Central Amazonia, Brazil. *Mammalia*, 78(2): 177–184.

Lyra-Jorge, M.C.; Ribeiro, M.C.; Ciocheti, G.; Tambosi, L.R.; Pivello, V.R. 2010. Influence of multi-scale landscape structure on the occurrence of carnivorous mammals in a human-modified savanna, Brazil. *European Journal of Wildlife Research*, 56(3): 359–368.

Martin, E.H.; Cavada, N.; Ndibalema, V.G.; Rovero, F. 2015. Modelling fine-scale habitat associations of medium-to-large forest mammals in the Udzungwa Mountains of Tanzania using camera trapping. *Tropical Zoology*, 6975(3): 1–15.

Mateo-Sánchez, M.C.; Cushman, S.A.; Saura, S. 2013. Scale dependence in habitat selection: the case of the endangered brown bear (*Ursus arctos*) in the Cantabrian Range (NW Spain). *International Journal of Geographical Information Science*, 28(8): 1531–1546.

- McCullough, D.R. 2013. Spatially structured populations and harvest theory. *The Journal of Wildlife Management*, 60(1): 1–9.
- Metzger, J.; Décamps, H. 1997. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Ecologica*, 18(1): 1–12.
- Metzger, J.P. 2004. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: Cullen, L.; Rudran, R.; Valladares-Pádua, C. (Eds). *Métodos de estudos em biologia da conservação & manejo da vida silvestre*, Editora UFPR, Curitiba. p. 423–453.
- Metzger, J.P.; Martensen, A.C.; Dixo, M.; Bernacci, L.C.; Ribeiro, M.C.; Teixeira, A.M.G.; Pardini, R. 2009. Time-lag in biological responses to landscape changes in a highly dynamic Atlantic forest region. *Biological Conservation*, 142(6): 1166–1177.
- Michalski, F.; Conceição, P.C.; Amador, J.A.; Laufer, J.; Norris, D. 2012. Local Perceptions and Implications for Giant Otter (*Pteronura brasiliensis*) Conservation around Protected Areas in the Eastern Brazilian Amazon. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, 28B(2012): 47–63.
- Michalski, F.; Peres, C.A. 2005. Anthropogenic determinants of primate and carnivore local extinctions in a fragmented forest landscape of southern Amazonia. *Biological Conservation*, 124(3): 383–396.
- Nanni, A.S.; Descovi Filho, L.; Virtuoso, M.A.; Montenegro, D.; et al. 2002. Quantum GIS- Guia do Usuário, versão 1.7.4. *Manual [Www.document]. Http://qgisbrasil. Org [Accessed on 15 June 2015]*.
- Neel, M.C.; McGarigal, K.; Cushman, S.A. 2004. Behavior of class-level landscape metrics across gradients of class aggregation and area. *Landscape Ecology*, 19(4): 435–455.
- Novaro, A.J.; Redford, K.H.; Bodmer, R.E. 2000. Effect of hunting in source-sink systems in the Neotropics. *Conservation Biology*, 14(3): 713–721.
- Palmeirim, A.F.; Peres, C.A.; Rosas, F.C.W. 2014. Giant otter population responses to habitat expansion and degradation induced by a mega hydroelectric dam. *Biological Conservation*, 174(2014): 30–38.
- Patton, D.R. 1975. A Diversity Index for Quantifying Habitat “Edge”. *Wildlife Society Bulletin*, 3(4): 171–173.

- Peres, C. (2000). Effects of Subsistence Structure in Hunting on Vertebrate Forests Community. *Conservation Biology*, 14(1): 240–253.
- Peres, C.A. 2001. Synergistic Effects on Amazonian Forest Vertebrates Fragmentation. *Conservation Biology*, 15(6): 1490–1505.
- Peres, C.A.; Lake, I.R. 2003. Extent of Nontimber Resource Extraction in Tropical Forests: Accessibility to Game Vertebrates by Hunters in the Amazon Basin. *Conservation Biology*, 17(2): 521–535.
- Pollock, K.H.; Nichols, J.D.; Simons, T.R.; Farnsworth, G.L.; Bailey, L.L.; Sauer, J.R. 2002. Large-scale wildlife monitoring studies: statistical methods for design and analysis. *Environmetrics*, 119(1987): 105–119.
- Recharte, M.; Bowler, M.; Bodmer, R. 2008. Potencial conflict between fishermen and Giant Otter (*Pteronura brasiliensis*) populations by fishermen in Response to declining stocks of Arowana fish (*Osteoglossum bicirrhosum*) in Northeastern Peru. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, 25(2): 47–63.
- Recharte, M.U.; Bodmer, R. 2009. Recovery of the Endangered giant otter *Pteronura brasiliensis* on the Yavarí-Mirín and Yavarí Rivers: a success story for CITES. *Oryx*, 44(1): 83.
- Ribas, C.; Damasceno, G.; Magnusson, W.; Leuchtenberger, C.; Mourão, G. 2012. Giant otters feeding on caiman: evidence for an expanded trophic niche of recovering populations. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 47(1): 19–23.
- Rosas, F.C.W.; de Mattos, G.E.; Cabral, M.M.M. 2007. The use of hydroelectric lakes by giant otters *Pteronura brasiliensis*: Balbina lake in central Amazonia, Brazil. *Oryx*, 41(4): 520–524.
- Rosas, F.C.W.; Zuanon, J.A.S.; Carter, S.K. 1999. Feeding ecology of the giant otter, *Pteronura brasiliensis*. *Biotropica*, 31(3): 502–506.
- Rosas-Ribeiro, P.F.; Rosas, F.C.W.; Zuanon, J. 2012. Conflict between Fishermen and Giant Otters *Pteronura brasiliensis* in Western Brazilian Amazon. *Biotropica*, 44(3): 437–444.
- Schenck, C.; Groenendijk, J.; Hajek, F. 1999. Giant otter Project in Peru: Field Trip and Activity report- 1998. *IUCN Otter Specialist Group*, 16(1): 33–43.

- Schenck, C.; Groenendijk, J.; Hajek, F.; Staib, E.; Frank, K. 2003. Giant otters in the peruvian rainforest: linking protected area conditions to species needs. *In: Landscape Ecology and Resource Management- Linking Theory with Practice*. p. 341–357.
- Shepard, G.H.; Silva, M.N.F.; Brazão, A.F.; Van der Veld, P. 2004. Sustentabilidade socioambiental de arumã no Alto Rio Negro. *In: Terras indígenas e Unidades de Conservação da natureza: o desafio das sobreposições*. Instituto Socioambiental, São Paulo, p. 129–143.
- Shirk, A.J.; Raphael, M.G.; Cushman, S.A. 2014. Spatiotemporal variation in resource selection: Insights from the American marten (*Martes americana*). *Ecological Applications*, 24(6): 1434–1444.
- Silva, R.E.; Rosas, F.C.W.; Zuanon, J. 2014. Feeding ecology of the giant otter (*Pteronura brasiliensis*) and the Neotropical otter (*Lontra longicaudis*) in Jaú National Park, Amazon, Brazil. *Journal of Natural History*, 48(7-8): 465–479.
- Sirén, A.; Hambacck, P.; Machoa, J. 2004. Including Spatial Heterogeneity and Animal Dispersal When Evaluating Hunting: a Model Analysis and an Empirical Assessment in an Amazonian Community. *Conservation Biology*, 18(5): 1315–1329.
- Smith, N.J.H. 1981. Caimans, Capybaras, Otters, Manatees, and Man in Amazonia. *Biological Conservation*, 19(1980-1): 177–187.
- Staib, E. 2005. *Eco-etologia del Lobo de Río (Pteronura brasiliensis) en el sureste del Peru. Ayuda para Vida Silvestre Amenazada*. Sociedad Zoologica de Francfort.
- Staib, E.; Schenck, C. 1994. Giant otters and ecotourism in Peru. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, 9(9): 7–8.
- Taylor, P.D.; Fahrig, L.; Henein, K.; Merriam, G.; 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 68(3): 571–573.
- Thompson, C.M.; McGarigal, K. 2002. The influence of research scale on bald eagle habitat selection along the lower Hudson River, New York (USA). *Landscape Ecology*, 17(6): 569–586.
- Treves, A.; Karanth, K.U. 2003. Human-Carnivore Conflict and Perspectives on Carnivore Management Worldwide. *Conservation Biology*, 17(6): 1491–1499.

- Tucker, M.A.; Ord, T.J.; Rogers, T.L. 2014. Evolutionary predictors of mammalian home range size: Body mass, diet and the environment. *Global Ecology and Biogeography*, 23(10): 1105–1114.
- Uezu, A.; Metzger, J.P.; Vielliard, J.M.E. 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation*, 123(4): 507–519.
- Umetsu, F.; Pardini, E.R. 2007. Small mammals in a mosaic of forest remnants and anthropogenic habitats - evaluating matrix quality in an Atlantic forest landscape. *Landscape Ecology*, 22: 517–530.
- Utreras B.V.; Suárez R.; E.R.; Zapata-Ríos, G.R.; Lasso, G.; Pinos, L. 2005. Dry and rainy season estimations of giant otter, *Pteronura brasiliensis*, home range in the Yasuní National Park, Ecuador. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 4(2): 1–4.
- Van Damme, P.V.; Wallace, R.; Swaenepoel, K.; Painter, L.; Ten, S.; Taber, A.; Taber, A.; Jimenes, R.G.; Saravia, I; Fraser, A.; Vargas, J. 2002. Distribution and population status of the Giant Otter *Pteronura brasiliensis* in Bolivia. *IUCN Otter Spec. Group Bull*, 19(2), 23–31.
- Walsh, C.; Nally, R.Mac. 2003. The hier. part package. *Hierarchical Partitioning. R Project for Statistical Computing*. URL: [Http://cran. R-Project. Org](http://cran.R-Project.Org).
- Wasserman, T.N.; Cushman, S.A.; Wallin, D.O.; Hayden, J. 2012. Multi Scale Habitat Relationships of *Martes americana* in Northern Idaho , U.S.A. *USDA Forest Service RMRS-RP-94*.
- Wright, R. 2005. História Indígena e do Indigenismo no Alto Rio Negro. Mercado das Letras, Campinas, p. 320.
- Yoccoz, N. G., Nichols, J. D., & Boulinier, T. (2001). Monitoring of biological diversity in space and time. *TRENDS in Ecology & Evolution*, 16(8), 446–453.
- Zuur, A.F.; Ieno, E.N.; Elphick, C.S. 2010. A protocol for data exploration to avoid common statistical problems. *Methods in Ecology and Evolution*, 1(1): 3–14.
- Zuur, A.F.; Ieno, E.N.; Walker, N.J.; Saveliev, A.A.; Smith, G.M. 2009. *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. Springer Science and Business Media, New York: Springer, New York.

Conclusão

O cruzamento da história oral Baniwa com documentos comerciais provou ser uma ferramenta poderosa para recuperar a ecologia histórica da dinâmica populacional de lontras e ariranhas em resposta a caça comercial no alto rio Negro no século XX. A presença de refúgios remotos dentro de Terras Indígenas protegidas parece ter garantido a sobrevivência de populações remanescentes, permitindo que ambas as espécies se recuperassem. A união de dados qualitativos fornecidos pelos Baniwa a respeito do histórico de ocupação da região pelas ariranhas, com a identificação dos requerimentos ambientais essenciais para as ariranhas nos permitiu gerar instrumentos para a elaboração do plano de manejo de pesca do médio rio Içana, como também sugerir diretrizes para a adoção de medidas de conservação da espécie em áreas alagáveis da Amazônia. Este estudo destaca a importância da participação da comunidade local na investigação e gestão de áreas protegidas, incluindo reservas indígenas e extrativistas habitadas por populações humanas que podem atuar como áreas de refúgio para a proteção e até mesmo recolonização das espécies ameaçadas e em perigo de extinção.

Referências Bibliográficas

- Antunes, A. P. 2015. *Um Século de Caça Comercial na Amazônia*. Tese de Doutorado, Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, Amazonas. 102 p.
- Antunes, A.P.; Shepard, G.H.; Venticinque, E.M. 2014. O comércio internacional de peles silvestres na Amazônia brasileira no século XX. *Boletim Do Museu Paraense Emilio Goeldi: Ciências Humanas*, 9(2): 487–518.
- Carter, S.K.; Rosas, F.C.W. 1997. Biology and conservation of the giant otter *Pteronura brasiliensis*. *Mammal Review*, 27(1): 1–26.
- Damme, P. Van; Wallace, R.; Swaenepoel, K.; Painter, L.; Ten, S.; Taber, A.; Jimenes, R.G. Saravia, I.; Fraser, A.; Vargas, J. 2002. Distribution and population status of the Giant Otter *Pteronura brasiliensis* in Bolivia. *IUCN Otter Spec. Group Bull*, 19(2): 23–31.
- Díaz, H.J.; Sánchez, I. 2002. Historical and Actual Presence of the Giant Otter (*Pteronura brasiliensis*) on the Lower Meta River, Department of Casanare-Colombia Orinoquia. IUCN Otter. *IUCN Otter Specialist Group Bulletin*, 19(2): 97–102.
- Duplaix, N.; Evangelista, E.; Rosas, F.C.W. 2015. Advances in the study of giant otter (*Pteronura brasiliensis*): ecology, behavior, and conservation: a review. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 10(2): 75.
- Groenendijk, J.; Duplaix, N.; Marmontel, M.; Van Damme, P.; Schenck, C. 2015. *Pteronura brasiliensis*, Giant Otter. *The IUCN Red List of Threatened Species*, 8235.
- Groenendijk, J.; Hajek, F.; Johnson, P.J.; Macdonald, D.W.; Calvimontes, J.; Staib, E.; Schenck, C. 2014. Demography of the giant otter (*Pteronura brasiliensis*) in Manu National Park, south-eastern Peru: Implications for conservation. *PLoS ONE*, 9(8): 1-15.
- Joshi, N.V.; Gadgil, M. 1991. On the Role of Refugia in Promoting Biological Resources Prudent Use of Biological Resources. *Theoretical Population Biology*, 40(2): 211–229.
- Lima, D.; Marmontel, M.; Bernard, E. 2014. Reoccupation of historical areas by the endangered giant river otter *Pteronura brasiliensis* (Carnivora: Mustelidae) in Central Amazonia, Brazil. *Mammalia*, 78(2): 177–184.

- Metzger, J.; Décamps, H. 1997. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Ecologica*, 18(1): 1–12.
- Recharte, M.U.; Bodmer, R. 2009. Recovery of the Endangered giant otter *Pteronura brasiliensis* on the Yavari-Mirín and Yavari Rivers: a success story for CITES. *Oryx*, 44(1): 83.
- Rheingantz, M.L.; Trinca, C.S. 2015. *Lontra longicaudis*, Neotropical Otter. *The IUCN Red List of Threatened Species*, 8235.
- Ribas, C.; Damasceno, G.; Magnusson, W.; Leuchtenberger, C.; Mourão, G. 2012. Giant otters feeding on caiman: evidence for an expanded trophic niche of recovering populations. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, 47(1): 19–23.
- Rodrigues, L.D.A.; Leuchtenberger, C.; Kasper, C.B.; Carvalho-Junior, O.; Silva, V.C.F. 2013. Avaliação do risco de extinção da Lontra neotropical *Lontra longicaudis* (Olfers, 1818) no Brasil. *Biodiversidade Brasileira*, 3(1): 216–227.
- Rosas, F.C.W.; de Mattos, G.E.; Cabral, M.M.M. 2007. The use of hydroelectric lakes by giant otters *Pteronura brasiliensis*: Balbina lake in central Amazonia, Brazil. *Oryx*, 41(4): 520–524.
- Schenck, C.; Groenendijk, J.; Hajek, F.; Staib, E.; Frank, K. 2003. Giant otters in the peruvian rainforest: linking protected area conditions to species needs. In: Bissonete, J.A.; Storche, I. (Eds). *Landscape Ecology and Resource Management- Linking Theory with Practice*, p. 341–357.
- Smith, N.J.H. 1976. Spotted cats and the amazon skin trade. *Oryx*, 13(4): 362–371.
- Smith, N.J.H. 1981. Caimans, Capybaras, Otters, Manatees, and Man in Amazonia. *Biological Conservation*, 19(1980-1): 177–187.