

# Plano de Monitoramento do Mosaico de Áreas Protegidas do Baixo Rio Negro, Amazonas, Brasil

Editores

Karl Didier e Guillermo M. B. Estupiñán



## EDITORES COORDENADORES

### **Karl Didier**

Associação Conservação da Vida Silvestre  
(WCS Brasil)  
kdidier@wcs.org

### **Guillermo M. B. Estupiñán**

Associação Conservação da Vida Silvestre  
(WCS Brasil)  
gestupinan@wcs.org

## REVISÃO ORTOGRÁFICA E GRAMATICAL

### **Satya B. L. Caldenhof**

saboloca@gmail.com

## DIAGRAMAÇÃO

### **Tito Fernandes**

titofern@gmail.com

### **Natália Nakashima**

nati.nakashima@gmail.com

## REFERÊNCIA RECOMENDADA

Referências recomendadas para capítulos individuais estão incluídas no final de cada capítulo. Para o plano inteiro, sugerimos o uso da referência seguinte:

Didier K, Estupiñán GMB (editores). 2017. Plano de Monitoramento do Mosaico de Áreas Protegidas do Baixo Rio Negro, Amazonas, Brasil. Wildlife Conservation Society (WCS Brasil) e o Conselho do Mosaico do Baixo Rio Negro, Manaus, Amazonas, Brasil.

## AUTORES PARTICIPANTES

### **Liana Oighenstein Anderson (CEMADEN-MCT)**

Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais  
Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações (CEMADEN-MCT)  
liana.anderson@cemaden.gov.br

### **André Pinassi Antunes**

Associação Conservação da Vida Silvestre  
(WCS Brasil)  
aapardalis@gmail.com

### **Virginia Campos Diniz Bernardes**

Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ)  
virginiacdbernardes@gmail.com

### **Karl Didier**

Associação Conservação da Vida Silvestre  
(WCS Brasil)  
kdidier@wcs.org

### **Guillermo M. B. Estupiñán**

Associação Conservação da Vida Silvestre  
(WCS Brasil)  
gestupinan@wcs.org

### **Carlos Durigan**

Associação Conservação da Vida Silvestre  
(WCS Brasil)  
cdurigan@wcs.org

### **Camila Kurzmann Fagundes**

Associação Conservação da Vida Silvestre  
(WCS Brasil)  
cfagundes@wcs.org

### **Leticia Kirsten Fernandes**

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)  
leticia.kirstenf@gmail.com

### **Camila R. Ferrara**

Associação Conservação da Vida Silvestre  
(WCS Brasil)  
cferrara@wcs.org

### **Rafael Luís Fonseca**

SkyMarket  
rafael@skymarket.com.br

### **Cláudia Gemaque Gualberto**

Consultor (WCS Brasil)  
claudiaggualbert@gmail.com

### **Daniel Lins da Silva**

SkyMarket  
daniel@skymarket.com.br

### **Pollyana Figueira de Lemos**

Instituto de Pesquisas Ecológicas (IPÊ)  
lemos@ipe.org.br

**Victor Marchezini**

Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais  
Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações (CEMADEN-MCT)  
victor.marchezini@cemaden.gov.br

**Débora Menezes**

Fundação Vitória Amazônica (FVA)  
debora@fva.org

**Sérgio Rodrigues Morbiolo**

SkyMarket  
sergio@skymarket.com.br

**Artur Sgambatti Monteiro**

Fundação Vitória Amazônica (FVA)  
artur@fva.org.br

**Marcelo Paustein Moreira**

Fundação Vitória Amazônica (FVA)  
pinguela.florestal@gmail.com

**Ana Cristina Ramos de Oliveira**

Fundação Vitória Amazônica (FVA)  
ana@fva.org.br

**Eduardo M. B. Prata**

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)  
eduardombprata@gmail.com

**Alessandra Stremel Pesce Ribeiro**

Consultor (WCS Brasil)  
ale\_stremel@yahoo.com.br

**Fabio Röhe**

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)  
fabiorohe@gmail.com

**Olívia Joice Mousinho da Rocha**

Fundação Vitória Amazônica (FVA)  
oliviajoicerocha@gmail.com

**Mauro Luís Ruffino**

Fundação Vitória Amazônica (FVA)  
mauro.ruffino@fva.org.br

**Silvia Midori Saito**

Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais  
Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações (CEMADEN-MCT)  
silvia.sato@cemaden.gov.br

**Marcelo Augusto dos Santos Junior**

Fundação Vitória Amazônica (FVA)  
brasa@fva.org.br

**Fabiano Lopez da Silva**

Fundação Vitória Amazônica (FVA)  
fabiano@fva.org.br

**Ruan Nascimento de Souza**

Universidade do Estado do Amazonas (UEA)  
ruan.sud@gmail.com

**Alberto Vicentini**

Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)  
vicentini.beto@gmail.com

## COORDENAÇÃO DO PLANO



## COLABORADORES INSTITUCIONAIS



## FINANCIAMENTO



# Índice

<b>Capítulo 1.</b> O Mosaico do Baixo Rio Negro e Seu Plano de Monitoramento.....	5
<b>Capítulo 2.</b> Plano de Monitoramento Socioeconômico do Mosaico do Baixo Rio Negro, Amazonas, Brasil.....	36
<b>Capítulo 3.</b> Plano de Monitoramento da Cobertura Vegetal do Mosaico do Baixo Rio Negro, Amazonas, Brasil.....	78
<b>Capítulo 4.</b> Plano de Monitoramento de Quelônios de Água Doce do Mosaico do Baixo Rio Negro, Amazonas, Brasil.....	93
<b>Capítulo 5.</b> Plano de Monitoramento da Pesca do Mosaico do Baixo Rio Negro, Amazonas, Brasil.....	121
<b>Capítulo 6.</b> Plano de Monitoramento da Onça-pintada e Espécies Cinegéticas no Mosaico do Baixo Rio Negro, Amazonas, Brasil.....	147
<b>Capítulo 7.</b> Plano de Monitoramento de Itaúbas do Mosaico do Baixo Rio Negro, Amazonas, Brasil.....	166
<b>Capítulo 8.</b> Plano de Monitoramento Populacional do Sauim-de-coleira ( <i>Saguinus bicolor</i> ) dentro do Mosaico do Baixo Rio Negro.....	180
<b>Capítulo 9.</b> Plano de Monitoramento de Riscos Socioambientais ao Mosaico do Baixo Rio Negro, Amazonas, Brasil.....	189
<b>Capítulo 10.</b> Proposta de Arquitetura Computacional para a Integração, Gestão e Publicação de Dados das Iniciativas de Monitoramento do Mosaico do Baixo Rio Negro, Amazonas, Brasil.....	213
<b>Capítulo 11.</b> Orçamento Total, Financiamento Sustentável e Próximos Passos.....	242
<b>Anexo 1.</b> Análise das experiências de monitoramento nas unidades de conservação do Mosaico do Baixo Rio Negro.....	254
<b>Anexo 2.</b> Levantamento de metadados das iniciativas de monitoramento em unidades de conservação do Mosaico Baixo Rio Negro (MBRN).....	262

# Plano de Monitoramento da Onça-pintada e Espécies Cinegéticas no Mosaico do Baixo Rio Negro, Amazonas, Brasil

André Pinassi Antunes (WCS Brasil)\*

Colaboradores Institucionais:

Wildlife Conservation Society - Brazil Program (WCS Brasil)

\*aapardalis@gmail.com



Plano de Monitoramento  
do Mosaico do Baixo Rio Negro

## CAPÍTULO 6

Manaus  
Fevereiro  
2017

# Índice

<b>1. Resumo</b> .....	149	<b>6. Relação com o Programa de Monitoramento <i>in situ</i> da Biodiversidade</b> ... 157
<b>2. Introdução</b> .....	149	<b>7. Cenários distintos do monitoramento de fauna: replicação espacial e temporal</b> ..... 157
2.1. Manejo e monitoramento da fauna cinegética no Mosaico do Baixo Rio Negro.....	149	<b>8. Monitoramento de caça</b> ..... 158
<b>3. Área de estudo</b> .....	149	8.1. Caça comercial – monitoramento das apreensões ..... 160
3.1. Os efeitos da heterogeneidade ambiental e da pressão antrópica sobre a fauna.....	149	<b>9. Monitoramento participativo</b> ..... 160
3.2. Regiões amostrais.....	150	<b>10. Considerações finais - monitoramento e manejo adaptativos</b> ..... 161
<b>4. Espécies focais</b> .....	151	<b>11. Agradecimentos</b> ..... 162
4.1 Onça-pintada.....	151	<b>12. Orçamento</b> ..... 162
4.2. Espécie cinegéticas.....	152	12.1. Custo das armadilhas fotográficas para dois cenários..... 162
4.2.1. Fauna terrestre de médio e grande porte.....	152	12.2. Orçamentos para um ciclo de amostragem..... 163
4.2.2. Primatas.....	153	12.3. Orçamentos para os primeiros dez anos de monitoramento..... 163
<b>5. Obtenção dos dados</b> .....	154	12.4. Orçamento para um ano de amostragem do auto-monitoramento da caça de subsistência..... 163
5.1 Monitoramento de Ocupação e Densidade utilizando armadilhas fotográficas.....	154	12.5. Orçamento para a implantação dos centros comunitários de formação dos monitores e difusão das informações..... 163
5.1.1. Armadilhas fotográfica (camera traps).....	154	12.6. Recursos humanos..... 163
5.1.2. Modelos de ocupação.....	155	<b>13. Referências Bibliográficas</b> ..... 164
5.1.3. Variáveis preditoras.....	155	<b>14. Referência Recomendada</b> ..... 165
5.1.4. Densidade.....	155	
5.1.5. Sazonalidade.....	156	
5.1.6. Séries temporais.....	156	
5.1.7. Análise dos resultados das armadilhas fotográficas.....	156	
5.1.8. Censos em transecções lineares.....	156	

# 1. Resumo

Vertebrados de médio e grande portes realizam funções ecológicas vitais para a manutenção do ecossistema, tais como dispersão e predação de sementes, polinização, herbivoria, ciclagem de nutrientes, pasto, predação, regulação das populações de presas, etc. Além disso, eles representam grande parte da proteína consumida pelas populações tradicionais da Amazônia. Dependendo da intensidade, o desmatamento e a caça podem causar impactos severos às populações animais. Precariedade na governança e ausência de políticas que regulamentem o uso da fauna são fatores que impulsionam a extração em regime de livre acesso, a insustentabilidade da atividade e ausência de monitoramento. A compreensão e o monitoramento dos efeitos dessas pressões antrópicas sobre a fauna do Mosaico do Baixo Rio Negro são essenciais para embasar as tomadas de decisão que concirnam à conservação da biodiversidade da região, contribuindo tanto para o melhor funcionamento do ecossistema, como para a soberania alimentar das populações tradicionais locais. O envolvimento de atores locais no monitoramento da biodiversidade vem se mostrando uma das formas mais efetivas de gerar e difundir o conhecimento necessário à implementação de ações para a conservação da biodiversidade em escala local ou mesmo global. Este plano foi organizado para dar subsídios ao monitoramento da onça-pintada e das espécies cinegéticas no Mosaico do Baixo Rio Negro - espécies estas previamente priorizadas pela Câmara Técnica de Monitoramento da Biodiversidade do mosaico -, incluindo sugestões de delineamento amostral, métodos e análises dos resultados no contexto do monitoramento participativo e adaptativo.

## 2. Introdução

### 2.1. Manejo e monitoramento da fauna cinegética no Mosaico do Baixo Rio Negro

Em 2015, a Câmara de Monitoramento da Biodiversidade do Mosaico do Baixo Rio Negro (MBRN) elencou a onça-pintada e as espécies cinegéticas entre os grupos focais a serem monitorados, como espécies que podem indicar a efetividade de ações de manejo voltadas às principais ameaças ao mosaico, tais como desmatamento, degradação de florestas e caça insustentável.

A onça-pintada e as espécies cinegéticas, as quais incluem vertebrados de médio e grande portes com interesse de caça, realizam funções ecológicas vitais para a manutenção do ecossistema, entre elas regulação das populações de presas, dispersão e predação de

sementes, polinização, herbivoria, pasto, predação, etc. Além disso, representam grande parte da proteína consumida pelas populações tradicionais do MBRN. Dependendo da intensidade, o desmatamento e a caça podem causar impactos severos à onça-pintada e às espécies cinegéticas.

Na região do mosaico essas ameaças são muito variáveis. Enquanto a região noroeste abriga populações bastante íntegras, onde a caça de subsistência exerce um impacto localizado e, eventualmente, a caça comercial também, a região sudeste, devido à proximidade com Manaus, sofre os impactos sinérgicos do desmatamento, degradação, caça de subsistência e comercial.

Diagnosticar e compreender os processos que impactam essas espécies no MBRN são necessários para prover informação à sociedade, para que ela possa tomar decisões mais assertivas acerca da conservação da biodiversidade da região. A criação e gestão do MBRN devem ser eficazes para o melhor funcionamento do ecossistema e para a soberania alimentar das populações tradicionais locais. O monitoramento do uso e da situação populacional da onça-pintada e das espécies cinegéticas são uma das melhores ferramentas para acompanhar a efetividade do mosaico para o alcance de seus objetivos: conservação da biodiversidade e melhoria da qualidade de vida das populações tradicionais residentes.

## 3. Área de estudo

### 3.1. Os efeitos da heterogeneidade ambiental e da pressão antrópica sobre a fauna

O rio Negro drena três diferentes formações geológicas: os escudos da Guiana do período pré-Cambriano, os ferrassolos do período do Cretáceo Superior e Terciário e os solos mais recentes do Quaternário (IBGE 2010). Sua coloração negra é oriunda principalmente dos solos podzólicos derivados de solos arenosos e elevada precipitação. A alta concentração de ácidos húmicos gerados nesses solos determina o caráter ácido e oligotrófico do rio Negro (Goulding *et al.* 1988). De uma forma geral, a morfologia dos ambientes aquáticos pode ser dividida em canais, áreas inundáveis, arquipélagos, praias, corredeiras, lagos de ria e os bancos de terra firme (Goulding *et al.* 1988). As florestas inundáveis são floristicamente heterogêneas, dependendo do período em que são expostas à inundação (Wittmann *et al.* 2002). Floristicamente, os igapós assemelham-se às campinas e campinaranas, mas diferem enormemente das florestas de terra firme. Ainda assim, todos esses ambientes variam enormemente entre si, não só na composição florística,

mas também na estrutura. A elevada diversidade de ambientes é um caráter marcante na bacia do rio Negro.

Embora pouco investigadas do ponto de vista científico, essas enormes variações geológica, geomorfológica, edáfica e florística refletem em diferentes composições de fauna, seja qual for a escala geográfica. Tanto a riqueza como a abundância de mamíferos são reconhecidamente menores no escudo das Guianas (Emmons 1984). Além disso, os rios Negro e Branco atuam como barreiras à dispersão de diversas espécies da fauna, formando compartimentos zoogeográficos distintos (Silva *et al.* 2001; Voss e Emmons 1996). O gênero de primatas atelídeos, *Ateles*, conhecido pelos nomes de macaco-aranha, macaco-preto ou coatá, representa um bom exemplo dessa substituição de espécies na região: enquanto não há registros desse gênero no interflúvio Negro-Solimões-Japurá (Rabelo *et al.* 2014), a calha norte possui *A. belzebuth* na margem direita do rio Branco e *A. paniscus* na margem esquerda, sendo esta última presente no Mosaico do Baixo Rio Negro (Morales-Jimenez 2015).

Com 73.815,34 km<sup>2</sup>, o Mosaico do Baixo Rio Negro (MBRN) compreende 12 Unidades de Conservação. Destas, 9 são estaduais e 3 federais, as quais variam de acordo com a categoria de gestão, sendo duas de proteção integral e dez de uso sustentável. Além disso, a Terra Indígena Waimiri Atroari e a RDS municipal do Tupé circundam o MBRN, perfazendo quase 100 mil km<sup>2</sup> oficialmente protegidos. No entanto, ainda que o nível de atividade antrópica seja previsto pela categoria da reserva, o fato é que a principal pressão antrópica no MBRN é oriunda da cidade de Manaus, que localiza-se na confluência dos rios Negro e Solimões e abriga cerca de dois milhões de habitantes.

O crescimento populacional e o avanço fronteiriço da região metropolitana de Manaus têm aumentado o desmatamento e a demanda por recursos naturais, colocando enormes desafios à integridade e conservação do MBRN, especialmente na região sudeste do mosaico, protegida pela RDS Rio Negro, RDS Puranga Conquista, PARNA Anavilhanas, PAREST do Rio Negro Setor Sul e APAs da Margem Direita e Margem Esquerda do Rio Negro. A perda de hábitat nessa região deve agir sinergicamente com o aumento da intensidade de caça, potencializando os impactos à fauna. O desmatamento e abertura de ramais propiciam o aumento da acessibilidade à fauna em áreas que até então eram livres dessa atividade (Peres 2001). A caça nessas áreas tem por objetivo a subsistência das populações tradicionais, mas também o abastecimento de carne de origem silvestres nos centros urbanos, incluindo Manaus, Novo Airão e Barcelos.

Uma vez impactadas, as áreas de refúgio da fauna – o principal mecanismo de resiliência das populações animais à caça, conhecido por fonte-sumidouro – diminuem (Antunes *et al.* 2016). E, dependendo de

como a caça e o desmatamento interagem, é possível que espécies mais vulneráveis à caça, como àquelas com taxa reprodutiva lenta (como antas e macacos por exemplo) ou que necessitam de grandes áreas de vida (como onças e queixadas) possam ser localmente extintas. Esses fatores determinam atenção especial na gestão da fauna no MBRN.

Presumivelmente, as heterogeneidades ambiental e antrópica no MBRN influenciam diretamente sua composição de espécies da fauna de vertebrados de médio e grande portes. Nesse sentido seria recomendável diagnosticar e monitorar como que alguns parâmetros populacionais padrão (abundância, densidade ou ocupação) das populações de espécies cinegéticas e onça-pintada respondem às variações temporais e espaciais entre os diferentes tipos de ambientes e às diferentes intensidades de pressão antrópica. Paralelamente, o diagnóstico e o monitoramento da extração dessa fauna, seja para fins de subsistência ou comércio, são essenciais para o mapeamento dessas atividades no MBRN e para a avaliação do impacto da caça sobre as populações animais ao longo do tempo.

### 3.2. Regiões amostrais

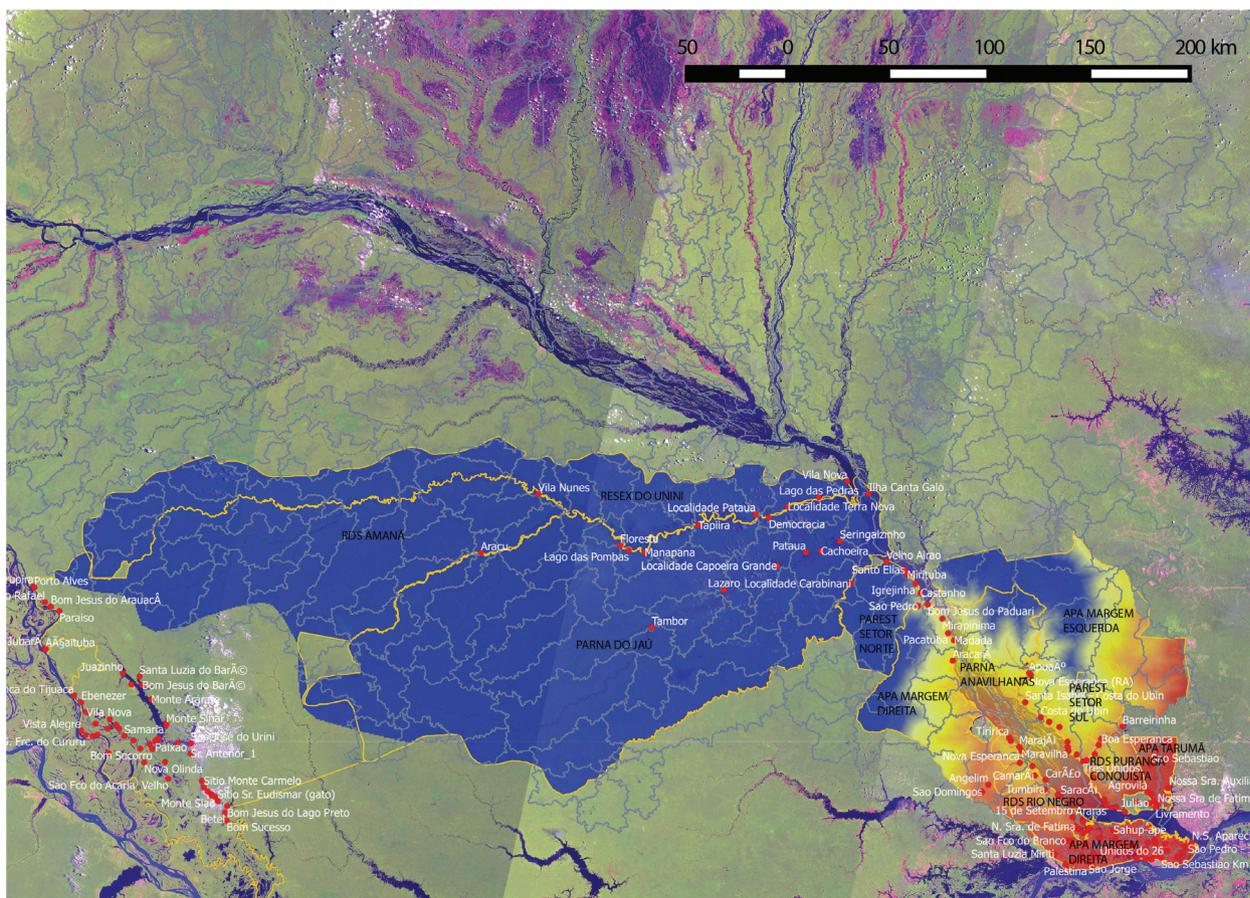
Recomenda-se que a variação do esforço de coleta nas escalas espacial e temporal deve refletir principalmente os diferentes graus de ameaça à fauna (intensidade de atividade humana que tem ou pode ter impactos negativos). Nesse sentido, áreas que tem alta probabilidade de sofrer impacto humano negativo em curto prazo tais como, abertura de ramais e desmatamento, devem possivelmente sentir o efeito da caça de subsistência ou comercial. Nesse sentido, elas deveriam ter um esforço de coleta espacialmente mais concentrado e temporalmente mais frequente. A compreensão dos efeitos sinérgicos da caça e do desmatamento nas populações animais na escala do mosaico deve ser priorizada, com o objetivo de subsidiar as tomadas de decisão que concirnam ao uso e a conservação da fauna pelo Conselho do MBRN em seus espaços de discussão. Por outro lado, áreas que atualmente são livres de impacto, têm baixo impacto humano direto ou pouca probabilidade de sofrer mais impacto em um futuro próximo e aquelas áreas já completamente antropizadas deveriam ser amostradas em janelas temporais amplas. De qualquer forma, é importante inferir parâmetros populacionais nas regiões sem influência antrópica, pois espera-se que nessas regiões as populações encontrem-se em sua capacidade de suporte e, portanto, indiquem populações controle para a comparação com as áreas sob ameaças. No sentido oposto, áreas muito antropizadas podem apresentar a fauna tão depauperada que ações mais restritivas no uso do solo e da fauna possam ser necessárias para evitar maiores declínios populacionais

ou mesmo para possibilitar a colonização por espécies que no momento podem estar localmente extintas.

Tradicionalmente, os parâmetros populacionais das áreas sem impacto têm sido comparados àqueles das áreas sob algum tipo de ameaça, de forma que a variação entre as regiões seria reflexo das ameaças a essas populações (Peres 2000; Bodmer *et al.* 1997). O motivo de se propor que áreas com nenhum impacto sejam monitoradas menos frequentemente reside no fato

de que as flutuações populacionais da fauna nestas áreas devem ser causadas exclusivamente por fatores naturais (intrínsecos, efeitos em cascata naturais, estocásticos) ou ameaças em grande escala (mudanças climáticas), nos quais temos pouca ou nenhuma capacidade de manipular/manejar na escala monitorada.

Com o objetivo de modelar a influência antrópica na região, gerou-se um *raster* da *intensidade de acessibilidade humana* no MBRN (Figura 1, K. Didier,



**Figura 1.** Mapa do Mosaico do Baixo Rio Negro. As linhas amarelas delimitam as Unidades de Conservação e as cinzas, as bacias hidrográficas (Basin Level 7). O modelo de intensidade de acessibilidade humana ao mosaico é representado por um mapa de calor que varia entre o vermelho (alta intensidade de acessibilidade), amarelo (média intensidade de acessibilidade) e azul (baixa intensidade de acessibilidade). Os círculos vermelhos indicam as localidades das comunidades. O modelo de acessibilidade foi gerado por K. Didier, WCS-Brasil.

WCS-Brasil, comunicação pessoal). Nesse mapa é evidente o gradiente de acessibilidade decrescendo da foz do rio Negro em direção à montante.

## 4. Espécies focais

### 4.1 Onça-pintada

Além de possuir uma taxa reprodutiva relativamente baixa, na qual a primeira reprodução normalmente ocorre entre o terceiro e o quarto ano de vida, gerando

um ou dois filhotes que passam até dois anos com a mãe (Robinson e Redford 1986), a onça-pintada (*Panthera onca*) também exige extensas áreas naturais e uma grande quantidade de presas necessárias para suportar uma população com grande requerimento proteico, advindo principalmente de grandes e médios vertebrados. Por esses motivos, ela é considerada uma espécie-chave e indicadora de um ambiente íntegro e também vulnerável à caça (da própria onça e de suas presas) e ao desmatamento. Além disso, por ser um predador de topo de cadeia, a onça-pintada tem uma



Arquivo WCS Brasil/F. Rohe.

importante função no tamanho populacional de suas presas, atuando na regulação de “cima para baixo” de toda a cadeia trófica (Ripple *et al.* 2015).

A onça-pintada é frequentemente abatida pela população do interior da Amazônia por motivo de conflito. Alguns indivíduos adaptam-se a viver nas redondezas das comunidades humanas, podendo alimentar-se de criações. Isso gera insegurança entre os moradores e esses animais acabam mais susceptíveis à caça. Por outro lado, há indivíduos que também são abatidos quando avistados por caçadores mesmo que distantes das comunidades.

Normalmente, a detecção de onça-pintada é baixa, mesmo com o uso de armadilhas fotográficas. Para contornar esse problema, a abertura de trilhas tende a aumentar a detecção dessa espécie, que assim como outros felinos, utiliza frequentemente trilhas ou estradas dentro da mata.

## 4.2. Espécie cinegéticas

### 4.2.1. Fauna terrestre de médio e grande porte

Baseando-se no critério de vulnerabilidade/ameaça da atividade cinegética à fauna silvestre, sugerimos, em um primeiro momento, duas espécies focais para serem monitoradas: a anta e o queixada. As duas espécies estão entre as mais apreciadas pelas populações tradicionais da Amazônia e ambas encontram-se na categoria *vulnerável* pelas listas de animais em extinção do Ministério do Meio Ambiente (MMA) e União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN). Embora suas populações encontrem na Amazônia extensas áreas naturais, que felizmente garantem um estado populacional mais íntegro do que em outras áreas de sua ocorrência, as duas espécies apresentam

características que as tornam mais susceptíveis à caça. De fato, os estudos que investigaram os impactos da caça na Amazônia apontam essas duas espécies como as espécies terrestres com abundância de fauna mais reduzida em regiões sob o efeito da caça (Antunes *et al.* 2016; Bodmer *et al.* 1997; Peres *et al.* 2016). Certamente os estados populacionais dessas espécies variam enormemente no MBRN.

Embora estas duas espécies tenham sido focadas no presente plano de monitoramento, pelo motivos já apontados e àqueles que se seguirão, é imprescindível a realização de diagnósticos participativos com a população local em qualquer área de amostragem acerca do estado populacional das espécies cinegéticas. Isso certamente irá agregar novos componentes ao monitoramento, seja a inclusão de novas espécies focais ou o melhor dimensionamento das ameaças a estas populações. Cursos de formação de monitores de fauna representam uma ótima oportunidade para essa troca entre técnicos e a população local.

O queixada (*Tayassu pecari*) apresenta taxa reprodutiva relativamente alta quando comparado às demais espécies de mamíferos terrestres neotropicais de grande porte (Robinson e Redford 1986). No entanto, o fato de agruparem-se em varas de centenas de indivíduos torna as populações mais vulneráveis tanto à caça ou mesmo às doenças oriundas de animais domésticos (Fragoso 1998; Peres 1996). Além disso, esses grupos requerem extensas áreas de vida (Fragoso 1998). Em alguns eventos de caça podem ser abatidos dezenas de indivíduos, o que pode acarretar o colapso das relações sociais do grupo. Um dos eventos extremos da caça de queixada ocorre quando todo o bando é flagrado atravessando o rio, acarretando na morte de quase todo o grupo. A diminuição populacional



Arquivo WCS Brasil/F. Rohe.

do queixada deve comprometer as importantes funções ecológicas desempenhadas por esta espécie, que além de contribuir para a estruturação florística pela predação de sementes, pisoteio de plântulas e revolvimento do solo, constitui-se como o principal item da dieta da onça-pintada (Taber 2016). Flutuações populacionais dessa espécie em diversas regiões da Amazônia intrigam os pesquisadores, os quais atribuem o declínio ou extinções locais da espécie à caça intensa, às epidemias, ou às migrações (Fragoso 1997). Entretanto, o conhecimento tradicional infere as mudanças na área de ocorrência do grupo, que movimentam-se para outras áreas quando a intensidade de caça é alta ou quando o alimento torna-se escasso em anos climaticamente mais severos.

A anta *Tapirus terrestris* tem uma importância vital para a dispersão de sementes (Taber 2016). É uma das espécies terrestres neotropicais que se reproduz mais tardiamente (entre três e quatro anos), apresenta uma das mais baixas taxas de natalidade (gestação de onze meses e cuidado parental em torno de dois anos) e uma das maiores longevidades (Robinson e Redford 1986). Surpreendentemente, uma nova espécie de anta foi recentemente descrita (Cozzuol *et al.* 2013), corroborando o conhecimento tradicional sobre a anta pretinha, em geral descrita pelo moradores locais da Amazônia como sendo menor do que sua espécie congênica, de coloração mais negra e com a ponta da orelha branca. Embora a descrição formal da espécie não tenha sido globalmente aceita (Voss *et al.* 2014; Ruiz-Garcia *et al.* 2016), o fato é que casos como este chamam a atenção para nossa falta de conhecimento acerca da fauna neotropical, onde mesmo a identidade

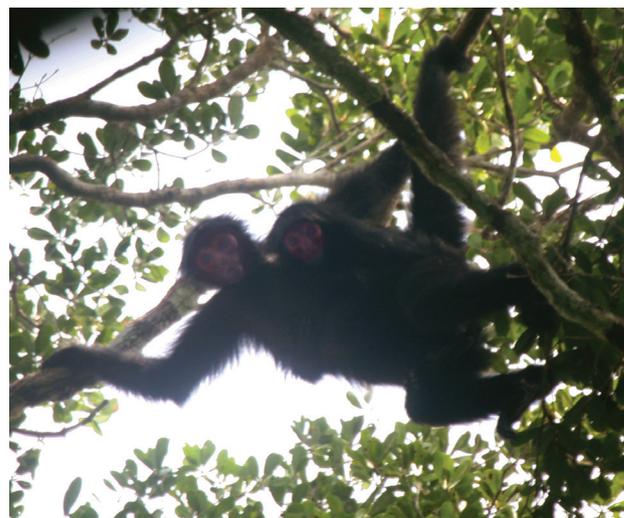
taxonômica da(s) maior(es) espécie(s) terrestre(s) ainda é problemática. Nesse sentido, seria imprescindível que novos estudos fossem realizados no sentido de verificar a consistência dessa descrição taxonômica, bem como no sentido de melhor compreender a ecologia do gênero *Tapirus*. Espera-se que estudos dessa natureza sejam realizados no MBRN, considerando que se ambas as espécies forem confirmadas na região, isso acarretaria em profundas modificações no manejo do gênero *Tapirus* nas regiões de simpatria delas, particularmente na Amazônia e no MBRN.

#### 4.2.2. Primatas

Primatas estão entre os principais dispersores de sementes das florestas neotropicais, incluindo árvores de alta densidade que não encontram outros dispersores senão esses animais ou outros mamíferos terrestres frugívoros de médio e grande portes (Bello *et al.* 2016, Peres *et al.* 2016, Dirzo *et al.* 2014). Por serem bastante apreciados pelas populações humanas do interior, sofrem a redução populacional como consequência da caça de subsistência (Peres *et al.* 2016). Isso porque são animais diurnos, sociais, de fácil detecção e com uma taxa reprodutiva muito baixa (entre as mais baixas da fauna florestal neotropical), principalmente as espécies de grande porte. Para o caso específico do MBRN, a caça de subsistência pode ser particularmente severa aos primatas atelídeos (*Ateles* e *Alouatta*), ou mesmo para espécies menores, tais como o uacari-preto (*Cacajao melanocephalus*), o cairara *Cebus* e o macaco-prego *Sapajus*. Nesse sentido, seria desejável obter informações populacionais dos primatas cinegéticos do MBRN.



Arquivo WCS Brasil/F. Rohe.



## 5. Obtenção dos dados

### 5.1 Monitoramento de Ocupação e Densidade utilizando armadilhas fotográficas

#### 5.1.1. Armadilhas fotográfica (camera traps)

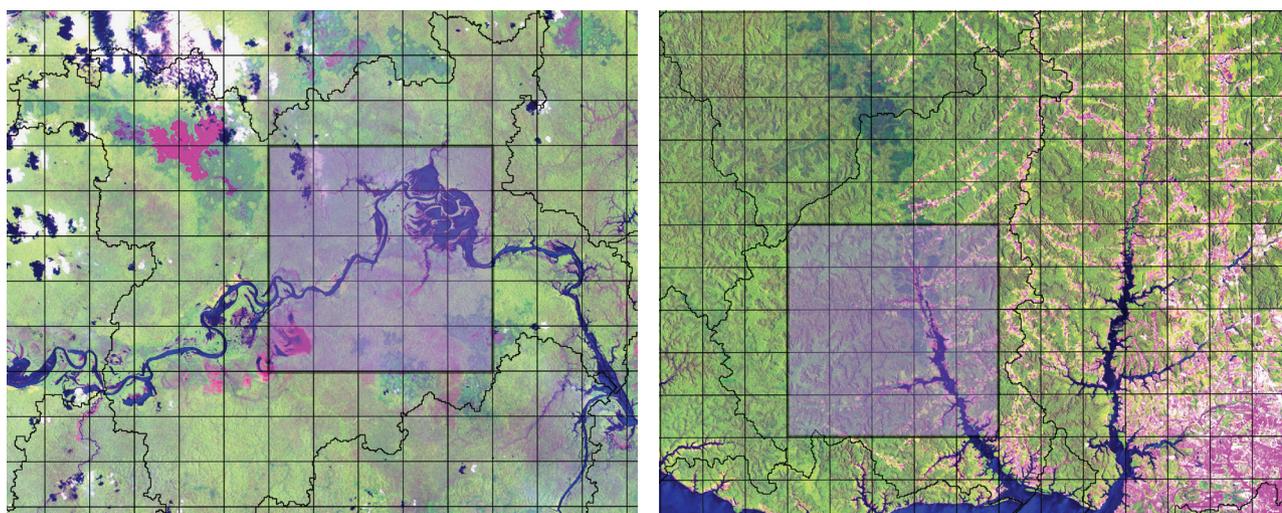
Nas últimas duas décadas, as armadilhas fotográficas se tornaram um método amplamente utilizado para a amostragem das populações de animais silvestres (O'Connell *et al.* 2010). Por ser não-invasivo e dispor de uma alta sensibilidade à passagem dos animais, o equipamento permite a amostragem de espécies raras ou de baixa detecção, além de reduzir o esforço empregado no campo e geralmente o custo-benefício quando comparado a métodos como censos em transecções lineares. Outra vantagem deste método é sua capacidade de replicação temporal e espacial, o que facilita estudos ou monitoramentos em grande escala, permitindo comparações ao longo do tempo, entre diferentes áreas ou sob diferentes estratégias de manejo. Nesse sentido, sugere-se que as armadilhas fotográficas sejam utilizadas para a amostragem da onça-pintada e da fauna cinegética do MBRN.

O delineamento tipo *grid* tem sido comumente empregado em estudos e monitoramentos de fauna com foco em *ocupação* ou mesmo *densidade* das espécies (O'Connell *et al.* 2010). Para as espécies focais a serem monitoradas no MBRN, sugere-se um distanciamento de 2 a 3 km entre as câmeras, distribuídas em grids de 15 x 15 km (compreendendo 25 células de 3 x 3 km) e dispostas dentro dos limites das bacias hidrográficas do tipo Basin Level 7 (bl7). Esse *grid* permite capturar

as variações ambientais locais (gradiente de distância do rio ou tipo de ambiente), bem como o gradiente de pressão de caça, que tende a diminuir à medida que se distancia da comunidade mais próxima. Como já falado acima, cada célula corresponde a uma *unidade amostral* adequada a algumas espécies focais (onça-pintada e queixada), o que não significa que as demais espécies de mamíferos e aves terrestres não possam ser monitoradas. Para tal, as variáveis que afetam a *ocupação* das populações de fauna locais, por exemplo, a porcentagem de floresta, devem ser calculadas na escala da área de vida da espécie a ser monitorada.

Uma vez selecionadas a onça-pintada e as espécies cinegéticas como grupos focais, e entre essas últimas, o queixada e a anta, o delineamento do monitoramento deve minimizar a dependência entre as *amostras*, digase, os locais de instalação das armadilhas fotográficas. Essa diminuição da dependência entre as amostras maximiza o tamanho efetivo da área amostrada. Isso não significa que as demais espécies não serão amostradas ou não terão seus registros integrados ao banco de dados. Com isso, elas podem futuramente ser analisadas se forem requeridas durante o decorrer do monitoramento.

Para a implantação do cenário 1 sugere-se a aquisição de 100 armadilhas. Para os demais cenários, sugere-se a aquisição de 150 armadilhas fotográficas para o início do monitoramento. Essa quantidade garante que todos os *grids* serão amostrados quase que concomitantemente, eliminando eventuais fatores temporais que poderiam causar ruídos às análises. Se menos armadilhas forem adquiridas, sugere-se que cada *grid* seja amostrado em duas etapas sequenciais, mas o ideal é que todos os *grids* sejam amostrados concomitantemente nos cenários 1 e 2. Essa precaução deve ser tomada para evitar mudanças temporais na



**Figura 2.** Exemplo de *grids* de 15 x 15 km com 25 células de 3 x 3 km em duas bacias hidrográficas com diferentes influências antrópicas: rio Jaú no PARNA do Jaú (à esquerda) e rio Tarumã-mirim na APA Margem Esquerda e RDS Puranga Conquista (à direita).

ocupação que poderiam ser confundidas às variações espaciais ao longo do mosaico. Atualmente uma armadilha modelo Bushnell Essential E2 Trophy 12mp 720p Hd custa em torno de R\$ 750,00.

### 5.1.2. Modelos de ocupação

A *ocupação* é um parâmetro populacional que estima a proporção da área ocupada por uma determinada espécie em uma determinada área, assumindo que a área amostrada reflète de fato a área de inferência. Basicamente é uma razão entre o número de sítios onde a espécie foi detectada e o número de sítios amostrados, ponderada pela probabilidade de *deteção* daquela espécie. Devido à dificuldade de estimar a *abundância*, principalmente em escalas geográficas extensas ou em regiões onde a espécie de interesse apresenta baixa densidade, a *ocupação* tem sido usada como um parâmetro substituto em estudos de ecologia e monitoramentos da fauna (MacKenzie e Nichols 2004). De fato, para uma estimativa da *abundância* (número de indivíduos), os indivíduos devem ser identificados, o que é possível para poucas espécies (por exemplo, felinos pintados ou paca), enquanto que para queixadas e antas isso é raramente possível.

Para a estimativa da *ocupação*, leva-se em consideração a probabilidade de *deteção* de uma espécie em um determinado sítio, assumindo que, se ela não for registrada, isso não significa necessariamente que ela não ocorra ali – ou seja, há uma probabilidade associada de a espécie ser detectada durante a amostragem (MacKenzie 2002). Os dados de entrada (dados brutos) para o ajuste dos modelos são presença e ausência da espécie em um determinado sítio/ estação/local de coleta (por exemplo câmera) em uma determinada ocasião (dia ou semana).

### 5.1.3. Variáveis preditoras

Felizmente, os modelos de ocupação comportam cofatores em sua estrutura, permitindo avaliar a influência de variáveis diversas na *ocupação* ou na *deteção*, ou mesmo, avaliar se a mudança em dada variável preditora ao longo do tempo influencia positiva ou negativamente na *ocupação* da espécie monitorada (MacKenzie 2003). Por exemplo, o quanto o aumento da acessibilidade humana ao longo do tempo influencia negativamente a *ocupação* da espécie? Por outro lado, tal análise pode ser particularmente útil na manipulação de um fator qualquer, fruto de uma ação realizada na tentativa de aumentar a taxa de *ocupação* de uma espécie em uma área identificada como prioritária à sua recuperação. Qual o nível de acessibilidade humana que ainda permite níveis de *ocupação* satisfatórios para uma determinada espécie? Embora os limites de corte possam ser arbitrários, eles podem fornecer indicativos ou evidências para tomadas de decisão no intuito de fornecer subsídios para a

contenção do desmatamento, abertura de estradas e ramais ou mesmo a contenção do acesso aos refúgios de fauna.

O principal preditor da ocupação da onça-pintada e das espécies cinegéticas no MBRN provavelmente é a acessibilidade humana. A acessibilidade foi previamente modelada através do número de pessoas que potencialmente poderiam chegar a uma determinada área em até oito horas. (K. Didier, WCS-Brasil, comunicação pessoal). Foi gerado um *raster* em que cada pixel assume um valor estimado, que varia da mínima à máxima acessibilidade. Um mapa de calor é obtido através dos valores desse *raster*, evidenciando uma alta acessibilidade humana na região sudeste do MBRN, localizada nas proximidades de Manaus, em contraposição à montante do rio Negro e seus afluentes (Figura 1). Dessa forma, assume-se previamente que o valor estimado de acessibilidade humana afeta a ocupação das espécies da fauna monitoradas. O mapa de acessibilidade humana no MBRN é usado para o planejamento do monitoramento das espécies focais. Uma vez coletados os dados e estimada a ocupação nos diferentes sítios, a relação entre ambas as variáveis pode ser testada a partir de uma análise de regressão no próprio modelo de ocupação. Certamente outras variáveis que podem afetar a *ocupação* da fauna podem ser consideradas, seja em bancos digitais ou em campo, e testadas seus efeitos. Considerando o propósito do manejo adaptativo, a *ocupação* indica o estado de conservação da população, mas a função do monitoramento é identificar quais as variáveis que a afetam negativa ou positivamente e, assim, propor mudanças nessas variáveis, caso necessárias, com o objetivo de incrementar a *ocupação* da espécie-alvo. Isso poderia incluir modificação no uso do solo, porcentagem da cobertura desmatada, variáveis de uso de fauna coletadas em campo, etc.

### 5.1.4. Densidade

O tipo de parâmetro populacional a ser monitorado reflète diretamente no delineamento amostral das armadilhas fotográficas. Em estudos que objetivam estimar a *densidade* de uma determinada espécie ou como ela varia ao longo do tempo é crucial que o distanciamento entre câmeras vizinhas possibilite o deslocamento de um mesmo indivíduo entre as duas estações de coleta (câmeras). Por outro lado, a área amostral deve não apenas a variação ambiental, mas também incluir toda área de vida de indivíduos ou grupos das espécies focais. Os *grids* estão entre os delineamentos mais utilizados (O'Connell *et al.* 2010). Se o objetivo do monitoramento é acompanhar a densidade de onça-pintada é recomendável que se utilize *grids* maiores. O distanciamento de 2 a 3 km entre as armadilhas fotográficas assegura que um mesmo indivíduo de onça-pintada possa deslocar-se

entre ambas as armadilhas. Essa é uma das condições essenciais para que a *densidade* de uma espécie possa ser estimada.

Caso o monitoramento tiver foco na densidade de paca, será necessário um espaçamento de câmeras que não exceda 200 m, considerando que a área de vida desta espécie foi estimada entre 0.03-0.04 km<sup>2</sup>.

A outra condição é que os indivíduos possam ser diferenciados, o que raramente pode acontecer, com exceção de algumas espécies que apresentam marcas naturais individuais, tais como felinos pintados e a paca, em que o reconhecimento individual é possível. Para facilitar a identificação individual e contagem dos indivíduos que ocorrem em uma área, pode-se intercalar algumas câmeras duplas, uma de frente para a outra, com o objetivo de fotografar ambos os flancos de um animal. Uma vez identificado, esse animal pode ser reconhecido, quando recapturado em uma outra ocasião, na mesma câmara ou em outra. Os dados brutos para as estimativas de *área de vida e densidade* incluem os indivíduos diferenciados, as ocasiões e as câmeras em eles foram registrados. Pacotes como o SECR (Efford 2016) e oSCR (Sutherland *et al.* 2015), ambos da plataforma R, produzem essas estimativas e geram mapas espacialmente explícitos dos indivíduos e suas áreas de vida em uma determinada região.

### 5.1.5. Sazonalidade

O pulso de inundação na Amazônia tem efeitos drásticos na disponibilidade de hábitat e fenologia das plantas, afetando diretamente a movimentação das espécies da fauna. Por exemplo, as várzeas e igapós só estão disponíveis para a maioria das espécies terrestres durante a seca. Muitas espécies frugívoras terrestres utilizam as áreas alagáveis, sobretudo durante a vazante, quando frutos e sementes produzidos durante a cheia acumulam-se sobre o solo e ficam disponíveis à fauna. Na terra firme, os frutos são produzidos principalmente durante a estação chuvosa. Nesse sentido, espera-se que a ocupação da fauna nos sítios amostrados também mude ao longo do ano. A economia da população humana amazônica também está totalmente condicionada à sazonalidade.

O ideal é que ambas as estações seca e chuvosa sejam amostradas. No entanto, isso acarretaria custos adicionais ao monitoramento, considerando que ao invés de duas campanhas de campo, realizadas para instalação e desinstalação das armadilhas fotográficas, seriam necessárias três. Para isso, sugere-se que durante a estação seca (vazante e seca) sejam amostradas concomitantemente as áreas alagáveis e a terra firme. Durante a enchente, as armadilhas fotográficas seriam retiradas das áreas alagáveis, mas seriam mantidas na terra firme durante grande parte da estação chuvosa. A estimativa de *ocupação* das espécies focais entre a vazante e a cheia (aproximadamente entre os meses

de setembro a maio) contornaria eventuais problemas de subestimação desse parâmetro em sítios da terra firme durante a vazante e a seca (quando a produção de frutos é mínima e supostamente grande parte da fauna desloca-se para as áreas alagáveis).

Se a amostragem tiver que ser restrita a um período determinado por questões financeiras, sugere-se que as coletas de campo sejam concentradas na estação seca, período em que tanto as áreas alagáveis e a terra firme podem ser amostradas concomitantemente. No entanto, ressalta-se que as estimativas de *ocupação* dos sítios de terra firme devem ser inferidas com cautela, especialmente se esses valores forem utilizados para predição espacial. De qualquer forma, se o intuito do monitoramento for avaliar como a *ocupação* varia ao longo do tempo, tanto a amostragem em uma ou duas estações sazonais satisfariam os dados brutos mínimos requeridos para a análise de séries temporais.

### 5.1.6. Séries temporais

A dinâmica de ocupação ao longo do tempo pode ser compreendida através do processo de colonização e extinção da espécie em uma área, similarmente à forma como é investigada na ecologia de metapopulações (Hanski 1999). A variação da *ocupação* de uma população ao longo do tempo em cada sítio de amostragem (armadilha fotográfica) ou em um *grid* é estimada através de dois parâmetros: *colonização* e *extinção*, que são, respectivamente, a probabilidade de um sítio tornar-se ocupado quando previamente desocupado e vice-versa (MacKenzie *et al.* 2003; MacKenzie e Nichols 2004). Essa abordagem tem sido denominada análise de estações temporais múltiplas (*multiple season*).

Ademais, os modelos de ocupação *multi-season* permitem a estimativa da *ocupação* em cada período de amostragem (por exemplo, ano), que por fim possibilita estimar a *taxa de mudança na ocupação* do ano  $t$  para o ano  $t + 1$ .

### 5.1.7. Análise dos resultados das armadilhas fotográficas

As análises de ocupação podem ser feitas no programa *Presence* (Hines 2016), bem como no programa *R*, com o auxílio dos pacotes *RPresence* (MacKenzie e Hines 2017) ou *unmarked* (Fiske *et al.* 2015). Todos esses pacotes ajustam os *modelos de ocupação* a partir de dados de presença e ausência em cada estação de coleta por ocasião.

### 5.1.8. Censos em transecções lineares

A amostragem de primatas é normalmente feita através de censos em transecções lineares, o que consiste em percorrer trilhas previamente abertas e limpas a fim de se detectar os indivíduos e medir suas

distâncias perpendicularmente em relação à trilha (Peres 1999). Tomados esses dados, eles podem ser usados como entrada no aplicativo *Distance* (Buckland *et al.* 2005; Thomas *et al.* 2010), com o objetivo de estimar a *densidade* (número de indivíduos por km<sup>2</sup>) de uma espécie em uma determinada área de inferência. Isso normalmente requer esforço intenso de campo, tanto na abertura, limpeza e manutenção das trilhas, como na grande distância percorrida para obter os dados necessários às estimativas de densidade, considerando que o número de indivíduos avistados costuma ser baixo. Outra forma de tratar esses dados seria através da análise do número de animais avistados a cada de 10 km percorridos, que também tem sido apresentada na literatura (por exemplo, em Emmons 1984).

## 6. Relação com o Programa de Monitoramento *in situ* da Biodiversidade

O Programa Nacional de Monitoramento da Conservação da Biodiversidade (PMISB) nas unidades de conservação federais é coordenado pelo ICMBio (PMISB; Pereira *et al.* 2013). Criado em 2013, no âmbito do Programa Áreas Protegidas da Amazônia (ARPA), ele se tornou um componente do Plano Nacional de Adaptação às Mudanças Climáticas elaborado pelo MMA (MMA, 2015). Sua implantação envolve gestores das unidades, moradores locais, centros nacionais de pesquisa e conservação do ICMBio e parceiros (instituições de ensino e pesquisa, ONGs). Pautado no monitoramento participativo, a implantação do Programa apresenta diversas semelhanças com a presente proposta de monitoramento, que vão desde a mobilização e capacitação local, planejamento e implantação das unidades amostrais, coleta, sistematização e análise dos dados, devolutivas, mantendo-se o foco na obtenção de informações que subsidiem a gestão da unidade. Uma de suas características é a modularidade, ou seja, a implantação gradual de componentes do monitoramento com diferentes níveis de complexidade e tomada de dados. Tal implantação escalonada dos módulos depende das condições da gestão da unidade.

O subprograma Terrestre do PMISB, conta com o componente Florestal, que, entre os grupos focais, inclui os Mamíferos de Médio e Grande Porte. O Módulo Básico baseia-se na coleta de dados através dos censos diurnos em transecções lineares abertas e mantidas na mata. O Módulo Avançado corresponde ao Protocolo Global Team (Tropical Ecology Assessment and Monitoring Network), com utilização de rede de armadilhas fotográficas (<http://www.teamnetwork.org/protocols/bio/terrestrial-vertebrate>). Esse protocolo também parte da amostragem do tipo grid.

Dispondo de pelo menos 60 armadilhas fotográficas sem iscas em unidades amostrais de 2km<sup>2</sup> cada, instaladas por pelo menos um mês durante a estação seca, essa amostragem busca capturar a variação do relevo local. O Indicador Complementar do PMISB é definido localmente, conforme as demandas da unidade. É uma ferramenta extremamente promissora para o monitoramento das atividades cinegéticas nas unidades de conservação.

Algumas áreas do MBRN, como o PARNA do Jaú e mais recentemente o PAREST Rio Negro - Setor Norte e a RDS Rio Negro, vêm realizando o PMISB (Pereira *et al.* 2013), com apoio do ICMBio e do Departamento de Mudanças Climáticas e Unidades de Conservação da Secretaria Estadual de Meio Ambiente (DEMUC/SEMA), com financiamento do programa Áreas Protegidas da Amazônia (ARPA). Esse programa apoia o uso de transecções lineares (geralmente 3 trilhas de 5 km em cada UC) para monitoramento de mamíferos de grande e médio porte. A abertura e a manutenção das trilhas, bem como a formação de monitores locais, possibilitam a tomada de bons dados de campo em uma escala local. Portanto, algumas iniciativas para a coleta de dados através de censos em transecções lineares já vêm sendo realizadas no MBRN. Futuramente, a difusão dos “Protocolos Mínimos” do PMISB ao longo do Mosaico poderia detectar tendências ao longo do tempo, especialmente com um esforço amostral relativamente grande, na densidade ou abundância relativa de algumas espécies de primatas, ou mesmo de algumas espécies de mamíferos terrestres diurnos e de mais fácil detecção, tais como o caititu e a cutia, ou algumas aves, como o mutum (*Pauxi*), o jacu (*Penelope*), o jacamim (*Psophia*) e os tinamídeos (*Tinamus* e *Crypturellus*).

Deve-se considerar também a possibilidade de estimar a probabilidade de *ocupação* a partir dos dados de presença e ausência obrigatoriamente coletados nos censos e/ou durante as etapas de instalação e desinstalação das armadilhas fotográficas. Sugere-se que em ambos os casos sejam tomadas as coordenadas geográficas dos indivíduos registrados, que são dados úteis para a avaliação dos efeitos do ambiente e das pressões antrópicas sobre essas espécies.

## 7. Cenários distintos do monitoramento de fauna: replicação espacial e temporal

Para o **cenário 1** (modesto) de monitoramento sugere-se a instalação de pelo menos seis grids que capturem os diferentes níveis de acessibilidade humana na região do Baixo Rio Negro. Desconsiderando outras variáveis, tais como receptividade dos moradores locais ao desenvolvimento de trabalhos participativos,

sugere-se que os *grids* sejam dispostos em seis bacias hidrográficas BL7 nas seguintes áreas protegidas (veja Figura 3):

- APA Margem Direita do Rio Negro;
- APA Margem Esquerda do Rio Negro / RDS do Tupé/ RDS Puranga Conquista;
- RDS Rio Negro / APA Margem Direita do Rio Negro;
- PARNA Anavilhanas / PAREST do Rio Negro - Setor Sul;
- PAREST do Rio Negro - Setor Norte / APA Margem direita do Rio Negro;
- PARNA do Jaú / RESEX do Unini.

O monitoramento de seis *grids* concentrados na região sudeste do MBRN deve fornecer uma boa medida do estado de conservação das populações animais ao longo do tempo. Essa região contém a maior parte do gradiente de acessibilidade humana, requerendo mais atenção por parte das instituições gestoras e ações focais. O monitoramento concentrado nesta região é aqui considerado como um **cenário modesto** para o monitoramento da onça-pintada e de espécies cinegéticas no MBRN, mas cientificamente robusto à obtenção de parâmetros populacionais adequados à escala geográfica do mosaico. Para esse cenário, os mesmos *grids* deveriam ser revisitados nos anos 3 ou 4. O custo aproximado das atividades de campo (não considerando o custo de compra das armadilhas fotográficas) em cada ano de amostragem para o **cenário 1** (modesto) é de **R\$ 111.380,00**.

Para um cenário ainda mais modesto, sugere-se a instalação de quatro *grids*, alocados sob as regiões de alta e média acessibilidade, os quais também deveriam ser revisitados a cada três ou quatro anos. Para esse cenário, sugere-se a amostragem nas seguintes áreas:

- APA Margem Direita do Rio Negro;
- APA Margem Esquerda do Rio Negro / RDS do Tupé/ RDS Puranga Conquista;
- RDS Rio Negro / APA Margem Direita do Rio Negro;
- PARNA Anavilhanas / PAREST do Rio Negro - Setor Sul;

O custo aproximado das atividades de campo para um ciclo de amostragem no **cenário 2** (mínimo) é de **R\$ 67.700,00**.

Para um **cenário 3** (alto), sugere-se o estabelecimento de *grids* em outras regiões de MBRN, como nas regiões sob impacto reduzido. A RESEX do Rio Unini ou PARNA do Jaú são regiões onde os valores preditos pelo modelo de acessibilidade humana são baixos, no entanto sabe-se que há pressão da caça comercial nestas UCs, além da caça de subsistência. O estabelecimento de um ou dois *grids* ao longo do rio Unini seria recomendável,

especialmente se coordenados com as áreas de atuação do Monitoramento do Uso de Recursos do Rio Unini (SIMUR), conduzido há cerca de oito anos pela Fundação Vitória Amazônica (FVA). Nesse sentido, adiciona(m)-se a(s) seguinte(s) área(s):

- RESEX do Unini/PARNA do Jaú (um ou dois *grids*).

O custo aproximado das atividades de campo para um ciclo de amostragem no **cenário 3** é de **R\$ 147.600,00**.

Para um **cenário 4** (ideal), recomenda-se o estabelecimento de mais quatro *grids* em áreas com presumivelmente baixo impacto direto, como as cabeceiras dos rios Carabinani, Jaú, Unini e/ou Baependi. Pelos motivos já expostos, tais áreas não devem ser monitoradas frequentemente, mas sim a cada oito a dez anos. No entanto, estimativas de *ocupação* em regiões íntegras fornecem aproximações desejáveis desse parâmetro, onde as populações encontram-se em sua capacidade de suporte, atuando como áreas controle para o monitoramento no MBRN. Nesse sentido, considerando um cenário ideal, para o terceiro ano de monitoramento sugere-se a expansão das áreas amostradas para as seguintes regiões:

- RESEX do Unini (um *grid* no alto Unini);
- PARNA do Jaú (um *grid* no alto rio Jaú);
- PARNA do Jaú (um *grid* no alto rio Carabinani);
- PARNA Anavilhanas (rio Baependi).

O custo aproximado das atividades de campo para um ciclo de amostragem no **cenário 4** é de **R\$ 319.240,00**.

## 8. Monitoramento de caça

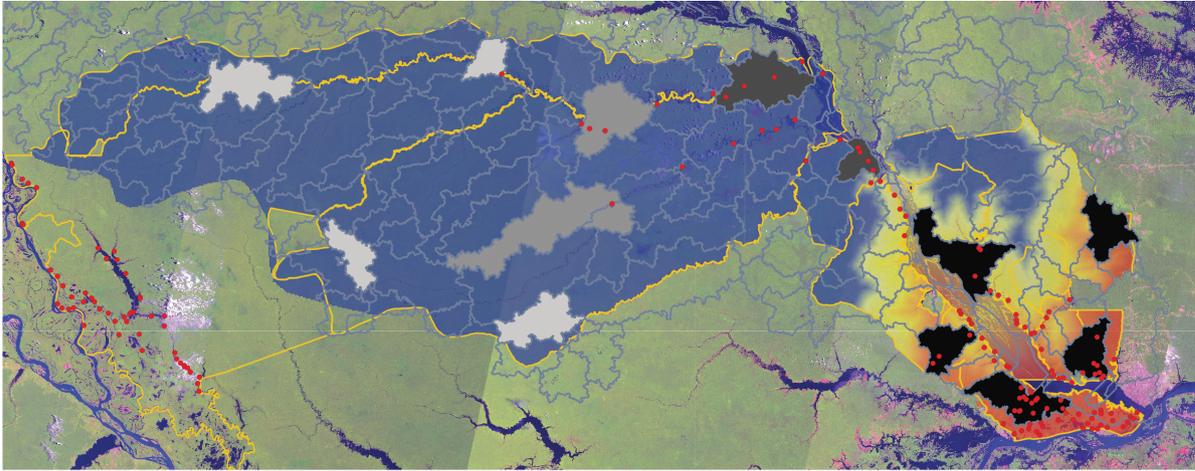
A caça é uma atividade com impacto direto nas populações animais e não pode ser monitorada exclusivamente a partir de métodos de sensoriamento remoto, como uso de imagens de satélite ou mesmo armadilhas fotográficas. Assim, o monitoramento de caça deve ser realizado em campo e diretamente com os usuários da fauna, considerando que uma das formas mais efetivas de monitorar a caça é através do diagnóstico/entrevistas e monitoramento participativos. Nesse sentido, as áreas a serem monitoradas devem envolver diretamente a população local e o sucesso do trabalho está diretamente relacionado ao envolvimento e à confiança da comunidade. Esse é um dos pontos fundamentais do monitoramento da caça, pois a desconfiança dos caçadores é um fato inerente, considerando o entendimento contraditório acerca da legalidade da caça no Brasil, que coloca os caçadores de subsistência na criminalidade (Fonseca *et al.* 2017). Nesse sentido, a reciprocidade entre gestores, técnicos e caçadores é um dos principais pontos de partida para o êxito em qualquer iniciativa de monitoramento de

caça e deve ser levada em consideração na determinação das Unidades de Conservação e comunidades a serem monitoradas.

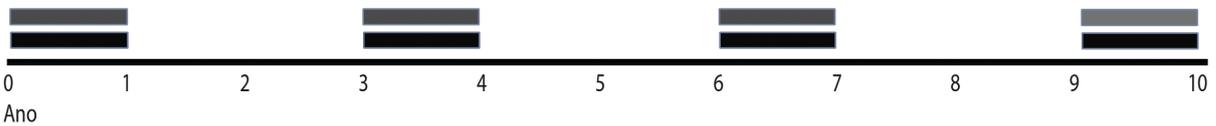
Por causa da sensibilidade do tema caça do ponto de vista legal, o monitoramento do uso da fauna deve garantir o anonimato dos entrevistados e que essas informações não sejam utilizadas no sentido de repressão, mas sim da obtenção de informações sobre uma atividade muito mal compreendida. Além disso, a adesão deve ser voluntária. Para isso as comunidades devem ter o entendimento que é somente com este tipo

de informação em nível local que os manejos locais podem ser viabilizados.

Sugere-se que as comunidades selecionadas para a realização do monitoramento de caça estejam em meio às áreas determinadas à amostragem através de armadilhas fotográficas ou onde os censos em transecções lineares forem instalados para a realização do Protocolo Modular Básico. Caso necessário, o delineamento amostral pode ser adaptado às circunstâncias locais. Essa sinergia de esforços tende a agregar diversas vantagens ao monitoramento e,



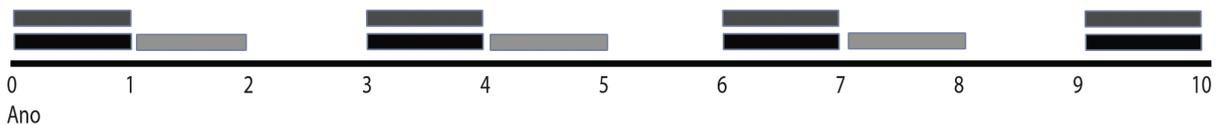
**Cenário 1 - Modesto**



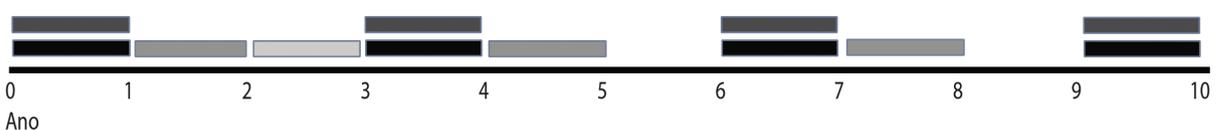
**Cenário 2 - Mínimo**



**Cenário 3 - Médio**



**Cenário 4 - Alto**



**Figura 3.** Representação esquemática de quatro cenários distintos para o monitoramento de onça-pintada e de espécies cinegéticas no Mosaico do Baixo Rio Negro. As localizações das bacias foram selecionadas no intuito de capturar os diferentes níveis de acessibilidade ao MBRN e não necessariamente devem ser seguidas à risca. Note que os tons de cinza representados no mapa são consistentes aos apresentados nos cenários.

consequentemente, às ações de manejo e conservação das espécies, incluindo a formação educacional continuada dos moradores locais e monitores. Além disso, a complementaridade entre os dados de esforço de caça (incluindo número de indivíduos abatidos por espécie e localização dos abates) e *ocupação* da fauna em meio à paisagem podem subsidiar ações de manejo. O monitoramento espacialmente explícito do uso da fauna e da ocupação da fauna cinegética pode se tornar uma ótima ferramenta de manejo dessa fauna, especialmente se as comunidades forem emponderadas dessas informações. Essas informações podem subsidiar o *zoneamento* e as *regras de uso* da fauna cinegética, que são as principais ferramentas de gestão da fauna.

Os diversos métodos para a coleta de dados irão refletir diretamente nas informações a serem obtidas, no entanto informações básicas como o número de animais abatidos por espécie e a localização dos abates são imprescindíveis para melhor dimensionar os efeitos demográficos e espaciais da atividade cinegética. O *mapeamento participativo* é uma ferramenta essencial para esse tipo de coleta de dados e requer um certo nível de compreensão cartográfica dos usuários. A frequência na obtenção da informação também reflete nos diferentes níveis de detalhamento da informação. Mapeamentos participativos anuais, ou seja, obtidos a partir de uma única entrevista com os caçadores, podem ser suficientes para a coleta das informações básicas (número de animais abatidos por espécie e localização dos abates). No entanto, o acompanhamento diário a partir de calendários, mapeamento, recenseamento, ou mesmo a coleta ou registro de materiais biológicos podem fornecer mais detalhamento sobre condições corpórea e reprodutiva, estrutura etária, razão sexual, sazonalidade e esforço de caça, que certamente contribuiriam para nosso melhor entendimento sobre a caça no mosaico.

Além das considerações já expostas acima sobre a seleção das comunidades (reciprocidade e coordenação com outras atividade de manejo e monitoramento da fauna), o ideal é que o monitoramento da caça também seja realizado seguindo o gradiente de acessibilidade humana ao mosaico. Nesse sentido, sugerem-se aqui três cenários para o monitoramento da caça, que basicamente diferem no número de comunidades a serem trabalhadas.

Cenário	Comunidades	Caçadores
1	4	60
2	6	90
3	9	135

## 8.1. Caça comercial – monitoramento das apreensões

Embora o monitoramento da caça comercial seja extremamente complicado devido à ilegalidade da atividade, apreensões realizadas pelos funcionários do ICMBio, IBAMA, IPAAM ou Polícia Ambiental ocorrem com certa frequência. Essas informações quantitativas e qualitativas certamente contribuem para a melhor compreensão da dimensão da caça comercial no MBRN, revelando as espécies mais comercializadas, tendências no número de animais comercializados, regiões provedoras e locais onde ocorre a demanda. Sugere-se a sistematização dessas informações e sua apresentação ao Conselho e à Câmara Técnica de Monitoramento do MBRN. Também, no futuro, métodos novos para monitorar atividades ilegais e sensíveis (Nuno *et al.* 2015), que estão sendo usados em outras disciplinas (fiscalização e estudos de uso de drogas), ou mesmo na biologia da conservação em outras regiões do mundo, poderiam ser considerados para monitorar a caça comercial. Mas, neste caso, o primeiro passo importante, antes de se utilizar amplamente, seria testar a aplicabilidade, efetividade e aceitação desses métodos em um sítio piloto local.

## 9. Monitoramento participativo

Em países em desenvolvimento, onde há poucos recursos destinados às políticas socioambientais (e, portanto, faltam recursos humanos e a falta de governança é evidente), experiências de monitoramento participativo têm se mostrado eficientes na implementação de ações de conservação, quase na mesma velocidade que a coleta dos dados (Danielsen *et al.* 2000). Com o avanço destes métodos e, principalmente, o reconhecimento de sua efetividade, mais ênfase é dada a uma formação mais ampla dos moradores locais, de forma a se tornarem não apenas meros coletores de dados, mas multiplicadores e tomadores de decisões em escala local (uma vez emponderados das informações que eles mesmos coletam).

Embora existam críticas, em especial da comunidade acadêmica, acerca dos métodos participativos de coleta de dados, seja devido às dificuldades técnicas de operação do equipamento ou à falta de comprometimento técnico-científico pelos monitores locais, o fato é que eventuais falhas na condução do monitoramento devem primeiramente ser atribuídas ao seu processo de implantação. Os objetivos (por que monitorar?) devem ser claros a todos os atores e a devolutiva de dados, periódica. A avaliação periódica e conjunta, inerentes à conclusão de uma etapa do ciclo

do monitoramento participativo, é quando devem ser identificados as falhas e os êxitos, mantendo coesas as etapas subsequentes do monitoramento. Eventuais falhas detectadas na coleta de dados são facilmente contornáveis, principalmente quando pondera-se o indiscutível melhor conhecimento das populações locais sobre a floresta, tanto no uso do habitat pela fauna e conseqüentemente nos vestígios deixados por ela, como também na melhor capacidade física de movimentação em meio a um ambiente hostil à maioria dos pesquisadores.

Nesse sentido, a proposta desse monitoramento é formar monitores locais de fauna a partir de **cur-  
sos de formação continuada**. Tais cursos devem oferecer as ferramentas necessárias para que os moradores locais tornem-se, ao longo do tempo, autossuficientes na condução do monitoramento. Em um primeiro momento, isso inclui cursos que ofereçam o aprendizado de questões chave de manejo e monitoramento de áreas protegidas e fauna, bem como noções de delineamento experimental e, obviamente, a operação do equipamento necessário à condução do trabalho de campo, como GPS e armadilhas fotográficas. Mas, na medida em que o monitoramento avança, é desejável que o processamento e análise da informação sejam realizados também pelos monitores. Com essas informações, monitores podem atuar como agentes multiplicadores, tornando as informações mais rapidamente disponíveis e difundidas na escala local.

É ideal que sejam instalados centros de processamento da informação nas comunidades onde forem implementadas as atividades de monitoramento da fauna e de seu uso. A forma mais efetiva de alcançar esses objetivos é, sem dúvida, através de parcerias com escolas locais, onde as crianças e os jovens possam protagonizar os processos de implementação e gestão do MBRN. Nesse sentido, programas como “Jovens Protagonistas” e “Jovens Comunicadores dos rios Jaú e Unini” representam iniciativas consolidadas, que deveriam ser fortalecidas e expandidas para outras áreas do MBRN. Em médio e longo prazo, o empoderamento dos moradores locais através da apropriação e inerente adaptação dos objetivos do MBRN às realidades locais é certamente a melhor forma de garantir sua efetividade. Os territórios educativos proporcionam ambientes formidáveis para projetos dessa natureza, proporcionando experiências conjuntas entre gestores e moradores locais de diferentes sexos e faixas etárias.

Em termos materiais, seria necessária a aquisição de um computador de mesa e uma impressora para cada comunidade integrada diretamente ao monitoramento, para o armazenamento dos dados, análises dos resultados e divulgação local da informação.

## 10. Considerações finais - monitoramento e manejo adaptativos

Na tentativa de estabilizar o aumento da temperatura global, nações de todo o mundo tentam construir um mecanismo econômico baseado em incentivos aos países em desenvolvimento que: reduzam as emissões de carbono através do desmatamento e degradação das florestas, conservem os estoques de carbono existentes ou aumentem-nos através de reflorestamento e promovam o manejo sustentável das florestas (CDB 2010). Ampliando-se a ênfase no retorno social e ambiental das ações do REDD+, o monitoramento da biodiversidade mostra-se não apenas como a melhor forma para avaliar a manutenção da integridade das florestas, mas também para apontar diretrizes para ações de conservação da biodiversidade e para avaliar os impactos positivos e negativos dos programas de manejo e conservação das espécies (Gardner *et al.* 2012; Dickson e Kapos 2012).

Mais recentemente, o monitoramento da biodiversidade, da forma como foi conduzido durante décadas, especialmente nos países mais ricos, vem sendo duramente criticado por sua ineficiência para ações concretas de conservação (Yoccoz *et al.* 2001; Nichols e Williams 2006; Lindenmayer e Likens 2009). Este tipo de monitoramento, conhecido por *vigilância* (“surveillance monitoring”), prioriza a quantificação de índices de abundância (especialmente número de indivíduos registrados ou riqueza de espécies) ao longo do tempo, objetivando avaliar tendências temporais. Eventuais declínios estatisticamente significativos devem servir como um alerta aos tomadores de decisão e a suas intervenções em ações para a conservação. No entanto, as críticas apontadas referem-se ao métodos estatísticos utilizados para avaliar eventuais declínios populacionais, que podem não ser eficazes para verificá-los em tempo hábil ou mesmo não detectá-los, além do tempo de retardo nas respostas da população a um determinado impacto, o baixo custo-benefício e, especialmente, a ineficiência em descobrir quais as causas do declínio (Nichols e Williams 2006). Isto porque o monitoramento pode não ter sido desenhado com estes objetivos.

Neste contexto o monitoramento adaptativo se mostra uma ferramenta mais eficaz e, por isso, vem sendo amplamente difundido por conservacionistas. Este método é configurado a partir do levantamento de questões relevantes ao contexto que se pretende monitorar, especialmente em relação às ameaças, utilizando métodos científicos (hipóteses e previsões) com o objetivo de avaliar os efeitos dos impactos de um determinado efeito sobre as populações da fauna

ou se as ações de conservação realizadas surtiram os efeitos desejados no alvo (Lindenmayer e Likens 1999).

A função do monitoramento da fauna é avaliar seu estado de conservação. Se determinadas regiões do MBRN abrigam populações saudáveis, provavelmente intervenções não são necessárias nestas regiões, embora seu acompanhamento, mesmo que em uma escala temporal ampla, seja desejável. O principal objetivo do monitoramento é identificar áreas e espécies com mais ameaças, para a reversão do quadro a partir da identificação de quais fatores estão afetando negativamente os grupos focais.

O êxito nas ações de conservação da fauna no MBRN vai depender não apenas de um monitoramento com sólidas bases científicas. Esse é apenas o primeiro passo para o manejo adaptativo da fauna. A avaliação contínua dos dados de monitoramento, bem como das ameaças potenciais, deve ser discutida em ambientes que abarquem os usuários, a população tradicional local e outros segmentos da sociedade, bem como instituições governamentais e não governamentais. Nesse sentido, espaços de discussão, tais como os encontros promovidos pelo Conselho e Câmara Técnica de Monitoramento da Biodiversidade do Mosaico do Baixo Rio Negro, devem proporcionar o emponderamento dos tomadores de decisão a partir dos dados obtidos através do monitoramento da biodiversidade. Nestes espaços deverão ser propostas

ações viáveis e concretas que garantam o bem estar social dos usuários da fauna, a sustentabilidade desse recurso e sua conservação.

## 11. Agradecimentos

Agradeço a Karl Didier, Darryl MacKenzie, Gonçalo Ferraz, Joseph Kolowiski, Jim Nichols, Galo Zapata-Rios, German Forero e Isaac Goldstein pelas sugestões no desenho experimental e nas análises. Karl Didier gerou o raster de acessibilidade humana ao MBRN.

## 12. Orçamento

### 12.1. Custo das armadilhas fotográficas para dois cenários

Estes valores correspondem à aquisição dos itens necessários no início do monitoramento. Para os anos seguintes sugere-se a compra de 10% do número de armadilhas (Bushnell Essential E2 Trophy 12mp 720p Hd) adquiridas no início do monitoramento para reposição dos equipamentos danificados.

Cenário	Armadilhas	Preço Unitário	Total
1	100	\$750.00	\$75,000.00
2	150	\$750.00	\$112,500.00

## 12.2. Orçamentos para um ciclo de amostragem

A tabela abaixo segue os quatro cenários sugeridos no monitoramento de fauna cinegética e onça-pintada utilizando armadilhas fotográficas.

Cenário	Díarias monitores	Barco	Combustível	Alimentação	Pilhas	Materiais exp.	Frete	Total
1 (modesto)	\$42,480.00	\$24,000.00	\$21,600.00	\$15,200.00	\$5,600.00	\$1,500.00	\$1,000.00	\$111,380.00
2 (mínimo)	\$24,000.00	\$16,000.00	\$12,800.00	\$9,200.00	\$3,200.00	\$1,500.00	\$1,000.00	\$67,700.00
3 (alto)	\$57,600.00	\$32,000.00	\$25,600.00	\$20,200.00	\$7,200.00	\$3,000.00	\$2,000.00	\$147,600.00
4 (ideal)	\$147,240.00	\$57,500.00	\$54,400.00	\$39,800.00	\$12,800.00	\$4,500.00	\$3,000.00	\$319,240.00

## 12.3. Orçamentos para os primeiros dez anos de monitoramento

A tabela abaixo segue os quatro cenários sugeridos no monitoramento de fauna cinegética e onça-pintada utilizando armadilhas fotográficas.

	Ano 1 (\$)	Ano 2 (\$)	Ano 3 (\$)	Ano 4 (\$)	Ano 5 (\$)	total 1-5 anos (\$)	Ano 6 (\$)	Ano 7 (\$)	Ano 8 (\$)	Ano 9 (\$)	Ano 10 (\$)	total 5-10 anos (\$)
cenário 1	111,380.00			111,380.00		222,760.00		111,380.00			111,380.00	222,760.00
cenário 2	67,700.00			67,700.00		135,400.00		67,700.00			67,700.00	135,400.00
cenário 3	111,380.00	36,220.00		111,380.00	36,220.00	295,200.00		111,380.00		36,220.00	111,380.00	258,980.00
cenário 4	111,380.00	36,220.00	171,640.00	111,380.00	36,220.00	466,840.00		111,380.00		36,220.00	111,380.00	258,980.00

## 12.4. Orçamento para um ano de amostragem do auto-monitoramento da caça de subsistência

A tabela abaixo segue os três cenários do auto-monitoramento da caça de subsistência

Cenário	Comunidades	Alimentação	Combustível	Aluguel Voadeira	Curso Formação	kit monitor	Total
1	4	\$1,200.00	\$6,000.00	\$4,800.00	\$1,800.00	\$2,000.00	\$15,800.00
2	6	\$1,800.00	\$9,000.00	\$7,200.00	\$2,700.00	\$3,000.00	\$23,700.00
3	9	\$2,700.00	\$13,500.00	\$10,800.00	\$4,050.00	\$4,500.00	\$35,550.00

## 12.5. Orçamento para a implantação dos centros comunitários de formação dos monitores e difusão das informações

Cenário	Comunidades	Computador	Impressora	Cartucho	Total
1	4	\$10,000.00	\$2,000.00	\$2,000.00	\$14,000.00
2	6	\$15,000.00	\$3,000.00	\$3,000.00	\$21,000.00
3	9	\$22,500.00	\$4,500.00	\$4,500.00	\$35,550.00

## 12.6. Recursos humanos

Salário mensal do coordenador (bruto, não incluído nos orçamentos acima): R\$ 5.000,00

Salário mensal do assistente (bruto, não incluído nos orçamentos acima): R\$ 3.500,00

## 13. Referências Bibliográficas

- Antunes, AP, Fewster RM, Venticinque EM, Peres CA, Levi T, Rohe F, Shepard GH. 2016) Empty forest or empty rivers? A century of commercial hunting in Amazonia. *Science advances* 2(10): e1600936.
- Bello C, Galetti M, Pizo MA, Magnago LFS, Rocha MF, Lima RAF, Peres CA, Ovaskainen O, Jordano P. 2015. Defaunation affects carbon storage in tropical forests. *Science Advances* 1: e1501105.
- Bodmer RE, Eisenberg JF, Redford KH. 1997. Hunting and the likelihood of extinction of Amazonian mammals. *Conservation Biology* 11(2): 460-466.
- Buckland ST, Anderson DR, Burnham KP, Laake JL. 2005. Distance sampling. John Wiley and Sons, Ltd., New York, New York, USA.
- CBD (Convention on Biological Diversity). 2010. Outcomes of the Global Expert Workshop on Biodiversity Benefits of Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation in Developing Countries. Convention on Biological Diversity, UNEP/CBD/WS-REDD/1/3, Nairobi, Kenya.
- Dirzo R, Young HS, Galetti M, Ceballos G, Isaac NJB, Collen B. 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* 345: 401-406.
- Cozzuol MA, Clozato CL, Holanda EC, Rodrigues FH, Nienow S, de Thoisy B, Santos FR. 2013. A new species of tapir from the Amazon. *Journal of Mammalogy* 94(6): 1331-1345.
- Danielsen, F, Balete DS, Poulsen MK, Enghoff M, Nozawa CM, Jensen AE. 2000. A simple system for monitoring biodiversity in protected areas of a developing country. *Biodiversity and Conservation* 9: 1671-1705.
- Dickson BE, Kapos V. 2012. Biodiversity monitoring for REDD + . *Current Opinion in Environmental Sustainability* 4: 717-725.
- Efford M. 2017. SECR 3.0 - spatially explicit capture-recapture in R. Available at: <https://cran.r-project.org/web/packages/secr/vignettes/secr-overview.pdf> (Accessed July 2017)
- Emmons LH. 1984. Geographic variation in densities and diversities of non-flying mammals in Amazonia. *Biotropica* 16(3): 210-222.
- Fonseca R, Pezzuti J, Valsecchi J, Antunes AP, Rabelo G, Durigan C, Constantino P. 2017. Caça de Subsistência dentro e fora da lei: um debate necessário. *Jornal online oECO*. Disponível em: <http://www.oeco.org.br/colunas/colunistas-convidados/caca-de-subsistencia-dentro-e-fora-da-lei-um-debate-necessario/> (Acessado Julho 2017)
- Fragoso JMV. 1998. Home range and movement patterns of white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) herds in the Northern Brazilian Amazon. *Biotropica* 30: 458-469.
- Fiske I, Chandler R, Miller D, Royle A, Kery M, Hostetler J, Hutchinson R. 2015. Models for Data from Unmarked Animals. Available at: <http://www.et.bs.ehu.es/cran/web/packages/unmarked/unmarked.pdf> (Accessed July 2017)
- Gardner TA, Burgess ND, Aguilar-Amuchastegui N, Barlow J, Berenguer E, Clements T, Danielsen F, Ferreira J, Foden W, Kapos V, Khan SM, Lees AC, Parry L, Roman-Cuesta RM, Schmit CB, Strange N, Theilade I, I. C.G. Vieira. 2012. A framework for integrating biodiversity concerns into national REDD + programmes. *Biological Conservation* 154: 61-71.
- Hanski, I. 1999. Metapopulation ecology. Oxford University Press, Oxford, United Kingdom.
- IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística). 2010. Mapa da Geologia do Estado do Amazonas. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Disponível em: <http://mapas.ibge.gov.br/tematicos/geologia> (Acessado Julho 2017)
- Lindenmayer DB, Likens GE. 2009. Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. *Trends in Ecology and Evolution* 24(9): 482-486.
- Nichols JD, Williams BK. 2006. Monitoring for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 21: 668-673.
- Morales-Jimenez AL, Disotell T, Di Fiore A. 2015. Revisiting the phylogenetic relationships, biogeography, and taxonomy of spider monkeys (genus *Ateles*) in light of new molecular data. *Molecular phylogenetics and evolution* 82: 467-483.
- Goulding M., Carvalho ML, Ferreira EG. 1988. Rio Negro, rich life in poor water: Amazonian diversity and foodchain ecology as seen through fish communities. SPB Academic Publish, The Hague, Netherlands.
- MacKenzie DI, Nichols JD, Lachman GB, Droege S, Royle JA, Langtimm CA. 2002. Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8): 2248-2255
- MacKenzie DI, Nichols JD, Hines JE, Knutson MG, Franklin AB. 2003. Estimating site occupancy, colonization and local extinction probabilities when a species is detected imperfectly. *Ecology* 84(8): 2200-2207.
- MacKenzie DI, Nichols JD, Royle JA, Pollock KH, Bailey LL, Hines JE. 2005. *Occupancy Estimation and Modeling - Inferring Patterns and Dynamics of Species Occurrence*. Elsevier Publishing, Amsterdam, Netherlands.
- MacKenzie DI, Hines JE. 2017. R Interface for Program PRESENCE.
- O'Connell AF, Nichols JD, Karanth KU (Eds). 2010. *Camera traps in animal ecology: methods and analyses*. Springer Science & Business Media, Tokyo, Japan.
- Pereira RC, Roque FO, Constantino PAL, Sabino J, Uehara-Prado M. 2013. Monitoramento in situ da biodiversidade: proposta para um sistema brasileiro da biodiversidade. Instituto Chico Mendes de Conservação de Biodiversidade, Brasília, DF, Brasil. Disponível em [http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/Monitoramento\\_in\\_situ\\_da\\_Biodiversidade\\_versao\\_final\\_05.12.2013.pdf](http://www.icmbio.gov.br/portal/images/stories/comunicacao/publicacoes/Monitoramento_in_situ_da_Biodiversidade_versao_final_05.12.2013.pdf) (Acessado junho 2017).
- Peres CA. 1996. Population status of white-lipped *Tayassu pecari* and collared peccaries *T. tajacu* in hunted and un hunted Amazonian forests. *Biological Conservation* 77: 115-123.
- Peres CA. 1999. General guidelines for standardizing line-transect surveys of tropical forest primates. *Neotropical primates* 7(1): 11-16.
- Peres CA. 2000. Effects of subsistence hunting on vertebrate community structure in Amazonian forests. *Conservation Biology* 14(1): 240-253.

- Peres CA. 2001. Synergistic effects of subsistence hunting and habitat fragmentation on Amazonian forest vertebrates. *Conservation biology* 15(6): 1490-1505.
- Peres CA, Emilio T, Schiatti J, Desmoulière SJ, Levi T. 2016. Dispersal limitation induces long-term biomass collapse in overhunted Amazonian forests. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 113(4): 892-897.
- Rabelo RM, Silva FE, Vieira T, Ferreira-Ferreira J, Paim FP, Dutra W, Valsecchi J. 2014. Extension of the geographic range of *Ateles chamek* (Primates, Atelidae): evidence of river-barrier crossing by an amazonian primate. *Primates* 55(2): 167-171.
- Ripple WJ, Newsome TM, Wolf C, Dirzo R, Everatt KT, Galetti M, Hayward MW, Kerley GIH, Levi T, Lindsey PA, Macdonald DW, Malhi Y, Painter LE, Sandom CJ, Terborgh J, Van Valkenburgh B. 2015. Collapse of the world's largest herbivores. *Science Advances* 1: e1400103.
- Robinson JG, Redford KH. 1986. Intrinsic rate of natural increase in Neotropical forest mammals: relationship to phylogeny and diet. *Oecologia* 68 (4): 516-520.
- Ruiz-García M, Vásquez C, Sandoval S, Kaston F, Luengas-Villamil K, Shostell JM. 2016. Phylogeography and spatial structure of the lowland tapir (*Tapirus terrestris*, Perissodactyla: Tapiridae) in South America. *Mitochondrial DNA Part A* 27(4): 2334-2342.
- Silva MNF da, Rylands AB, Patton JL. 2001. Biogeografia e conservação da mastofauna da floresta amazônica brasileira. In: *Biodiversidade na Amazônia Brasileira: Avaliação e ações prioritárias para a conservação, uso sustentável e repartição dos benefícios*. Em Copobianco JPR, Veríssimo A, Moreira A, Sawyer D, dos Santos I, Pinto LP (organizadores). Instituto Socioambiental, São Paulo, São Paulo, Brazil.
- Sutherland C, Fuller AK, Royle JA. 2015. Modelling non Euclidean movement and landscape connectivity in highly structured ecological networks. *Methods in Ecology and Evolution* 6(2): 169-177.
- Taber A, Beck H, González S, Altrichter M, Duarta JMB, Reyna-Hurtado R. 2016. Case Study 8: Why Neotropical Forest Ungulates Matter. In Aguirre AA, Sukumar R (eds), *Tropical Conservation: Perspectives on Local and Global Priorities*, Oxford University Press, Oxford, United Kingdom.
- Thomas L, Buckland ST, Rexstad EA, Laake JL, Strindberg S, Hedley SL, Burnham KP. 2010. Distance software: design and analysis of distance sampling surveys for estimating population size. *Journal of Applied Ecology* 47(1): 5-14.
- Voss RS, Emmons LH. 1996. Mammalian diversity in Neotropical lowland rainforests: a preliminary assessment. American Museum of Natural History, New York, New York, USA.
- Voss RS, Helgen KM, Jansa SA. 2014. Extraordinary claims require extraordinary evidence: a comment on Cozzuol *et al.* (2013). *Journal of Mammalogy* 95(4): 893-898.
- Wittmann F, Anhuf D, Junk WJ. 2002. Tree species distribution and community structure of central Amazonian varzea forests by remote- sensing techniques. *Journal of Tropical Ecology* 18: 805-820.
- Yoccoz NG, Nichols JD, Boulinier T. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. *Trends in Ecology and Evolution* 16: 446-453.

## 14. Referência Recomendada

- Antunes AP. 2017. Plano de monitoramento da onça-pintada e espécies cinegéticas no Mosaico do Baixo Rio Negro, Amazonas, Brasil. In: Didier K, Estupiñán GMB (editores). *Plano de Monitoramento do Mosaico de Áreas Protegidas do Baixo Rio Negro, Amazonas, Brasil*. Wildlife Conservation Society (WCS Brasil) e o Conselho do Mosaico do Baixo Rio Negro, Manaus, Amazonas, Brasil.