



**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA**

**Biodiversidade e impacto de grandes empreendimentos
hidrelétricos na bacia Tocantins-Araguaia: uma
análise sistêmica**

Ricardo Brasil Choueri

Brasília, julho de 2013

Dissertação de Mestrado

RICARDO BRASIL CHOUERI

Título:

“Biodiversidade e impacto de grandes empreendimentos hidrelétricos na
bacia Tocantins-Araguaia: uma análise sistêmica”.

Banca Examinadora:



Prof. Dr. Cristiano de Campos Nogueira
Presidente / Orientadora
ECL/UnB



Prof. Dr. Paulo César Motta
Membro Titular
ZOO/UnB



Prof. Dr. Reuber Albuquerque Brandão
Membro Titular
EFL/UnB

Prof. Dr. Paulo Sérgio B. A. Salles
Membro Suplente
NECBIO/UnB

Brasília, 27 de julho de 2013.

A minha esposa Sindy, aos meus irmãos e irmãs, meus amigos,
pelo tempo que deixamos de estar juntos...
Aos meus pais, Solange e Nelson, por estarem juntos comigo em todos os momentos,
bons e ruins...
Fundamentalmente ao meu Filho, Luiz Otávio, que nasceu durante esse trabalho,
minha maior realização...
Dedico.

AGRADECIMENTOS

Agradeço:

Ao meu Orientador Cristiano Nogueira por indicar sempre os caminhos a serem trilhados;

Aos companheiros Josué Anderson (UnB- Zoologia) e Mariana Napolitano (WWF) por serem sempre solícitos a me ajudarem;

A todos os Professores da UnB que contribuíram para meu aprendizado e formação;

Aos meus colegas de pós-graduação pela interação e troca de conhecimentos.

Índice	
RESUMO-----	07
ABSTRACT-----	08
INTRODUÇÃO-----	09
MÉTODOS-----	11
<i>Área de Estudo-----</i>	<i>11</i>
<i>Coleta e organização dos dados ambientais secundários disponíveis e preparação de banco de dados de distribuição de espécies aquáticas e terrestres-----</i>	<i>14</i>
<i>Mapeamento das espécies e seleção das metas-----</i>	<i>15</i>
<i>Prognóstico do impacto de grandes empreendimentos hidrelétricos na bacia e seleção de áreas prioritárias para conservação-----</i>	<i>17</i>
RESULTADOS-----	20
DISCUSSÃO-----	21
CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES-----	29
REFERÊNCIAS-----	31
ANEXO 1-----	51

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

TABELA 1 – EMPREENDIMENTOS HIDRELÉTRICOS UTILIZADOS NO ESTUDO, POR SITUAÇÃO COM COTA E LOCALIZAÇÃO-----	42
TABELA 2 – ESPÉCIES SELECIONADAS COMO ALVOS DA ANÁLISE -----	43
FIGURA 1 – INDICAÇÃO DOS PONTOS DE LOCALIZAÇÃO DAS USINAS EM OPERAÇÃO E PREVISTAS, DE ACORDO COM O PRAZO PARA INSTALAÇÃO-----	45
FIGURA 2 RESERVATÓRIOS EM OPERAÇÃO ASSOCIADOS ÀS OTTOBACIAS (CENÁRIO ATUAL)-----	46
FIGURA 3 – TODOS OS RESERVATÓRIOS ASSOCIADOS ÀS OTTOBACIAS (CENÁRIO FUTURO)-----	47
FIGURA 4 – UNIDADES DE CONSERVAÇÃO DE PROTEÇÃO INTEGRAL E DESMATAMENTO NA REGIÃO HIDROGRÁFICA-----	48
FIGURA 5 – SOLUÇÃO CONSNET PARA O CENÁRIO ATUAL-----	49
FIGURA 6 – SOLUÇÃO CONSNET PARA O CENÁRIO FUTURO-----	50

Resumo

Biodiversidade e impacto de grandes empreendimentos hidrelétricos na bacia Tocantins-Araguaia: uma análise sistêmica

Usinas hidrelétricas estão entre as obras de infraestrutura que provocam grandes alterações nas paisagens, com impactos de interrupção de rotas migratórias, perda de elementos da fauna e flora e perda de habitats. Muito se tem discutido sobre as diferentes maneiras de mitigar ou compensar estes impactos. Nesse sentido, o Planejamento Sistemático de Conservação (PSC) pode ser uma importante ferramenta para se abordar esses impactos de modo integrado e em uma escala regional. Diante das ameaças de destruição de habitats ocasionadas pela implantação e operação de hidrelétricas e com as perspectivas de mitigação de impactos pela metodologia do PSC, o presente estudo visa analisar e quantificar o impacto dos grandes empreendimentos hidrelétricos na Região Hidrográfica do Araguaia-Tocantins sobre grupos indicadores para a conservação da biodiversidade: espécies ameaçadas e espécies endêmicas de vertebrados, visando propor subsídios a estratégias mais adequadas e sistêmicas de planejamento territorial e conservação. Foram considerados dois cenários, um apenas com as usinas hidrelétricas em operação (oito usinas) e outro com usinas em operação e previstas (26 usinas). Foram selecionados 42 alvos de conservação, entre espécies endêmicas e ameaçadas de extinção de vertebrados. Vinte e seis espécies tiveram sua distribuição geográfica potencial modelada pelo algoritmo MAXENT e 16 espécies, com menos de 10 registros de ocorrência, tiveram sua distribuição associadas às otobacias nível 6 da ANA. Para cada espécie alvo foram selecionadas metas de conservação, e tais metas se dividiram em três níveis de acordo com o tamanho da distribuição geográfica de cada alvo. Espécies com menos de 500 mil ha na região hidrográfica deveriam ter pelo menos 75% de área de distribuição protegida por UC de proteção integral; entre 500 mil ha e 5 milhões de ha deveriam ter pelo menos 50%; e acima de 5 milhões de ha deveriam ter pelo menos 25% da distribuição protegida. Para o processo de priorização de áreas foi utilizado o software ConsNet. Os resultados indicam que, considerando o cenário atual, seria necessário o incremento de 6,1 milhões de ha em UC de Proteção Integral, ou 550% da área atual, e o cenário futuro indica um acréscimo de quase 100 mil ha a esse valor. O trabalho também indica que o PSC pode ser uma poderosa ferramenta na busca do consenso entre atores com diferentes interesses nas bacias hidrográficas.

Palavras-chave: Planejamento ambiental, Impacto ambiental, Tocantins-Araguaia.

Abstract

Biodiversity and impact of large hydroelectric projects in the Tocantins-Araguaia basin: A systemic analysis

Hydroelectric power plants are among the infrastructure projects that cause large changes in the landscape, causing the interruption of migratory routes and the loss of fauna and flora and habitat types. Much has been discussed about the different ways to mitigate or compensating these impacts. In this sense, Systematic Conservation Planning (PSC) can be an important tool to address these impacts in an integrated manner and on a regional scale. In the face of threats of habitat destruction caused by the construction and operation of hydroelectric plants and the prospects for mitigating the impacts of PSC methodology, this study aims to analyze and quantify the impact of large hydroelectric projects in the Araguaia-Tocantins Hydrographic Region. We used endangered and endemic species of vertebrates as indicator groups for conservation priorities, in order to propose subsidies for systemic territorial planning and conservation. We considered two scenarios, one with only the hydroelectric plants in operation (8 plants) and another including also all the planned hydroelectric plants (26 plants). Forty-two species were selected as conservation targets, including endemic and endangered species of vertebrates. Twenty-six species had their potential geographical distribution modeled by MAXENT and 16 species, with fewer than 10 records of occurrence, had their distribution associated with ANA's level 6 ottobasins. Three goals were selected according to geographical distribution. Species with less than 500,000 ha of geographic distribution in the region should have at least 75% of the distribution area protected, species with ranges between 500,000 and 5 million ha should have at least 50%; and species with ranges above 5 million ha should have at least 25%. For the prioritization process we used the ConsNet software. The results indicate that, considering the current scenario, it would be necessary to increase 6.1 million ha in UC of Integral Protection, or 550% of the current area, and the future scenario indicates an increase of almost 100,000 ha to that value. The work also indicates that the PSC can be a powerful tool in the search for consensus among actors with different interests in the basins.

Key words: Environmental planning, environmental impact, Tocantins-Araguaia

1. INTRODUÇÃO

Empreendimentos hidrelétricos estão entre as obras de infraestrutura que provocam grandes alterações nas paisagens, com impactos de interrupção de rotas migratórias, perda de elementos da fauna e flora e perda de habitats (Junk e Mello, 1990; Agostinho et al., 2008). Vários estudos apontam impactos em espécies ameaçadas de extinção (Mourão e Campos, 1995; Fahey e Langhammer, 2005) e na ictiofauna de maneira geral (Agostinho et al., 2008; Santos, 1995).

O impacto de barramentos não se restringe apenas ao Brasil, mas é amplamente distribuído pelo globo. Mais de 77% dos rios da América do Norte, norte do México, na Europa e nas repúblicas da antiga União Soviética são afetados por barramentos (Dynesius e Nilson, 1994). Finer e Jenkins (2012) avaliaram que, das 151 novas hidrelétricas planejadas para a Amazônia andina, 60% causariam a primeira quebra de conectividade entre as cabeceiras da região e as planícies amazônicas.

Muito se tem discutido sobre as diferentes maneiras de mitigar ou compensar estes impactos. Neste sentido, a identificação de áreas-chave para conservação pode ter grande relevância. O objetivo geral do conceito das áreas-chave para a biodiversidade é sugerir padrões universais para selecionar locais de significância global para conservação por meio da aplicação de critérios padronizados e quantitativos (Eken et al. 2004), a saber: (i) espécies ameaçadas globalmente; (ii) espécies de distribuição restrita; (iii) espécies gregárias; (iv) comunidades com distribuição restrita a determinado bioma ou ambiente específico. No entanto, de modo geral, as avaliações de impacto e a seleção de áreas-chave, em geral, da forma como têm sido conduzidas, procedem sem uma contextualização e análises sistêmicas. Deste modo, os impactos locais ou a importância biológica dos sítios em geral não têm sido analisados de modo comparativo e regional (Souza, 2007; MPU, 2004), dificultando ações de conservação mais embasadas e integradas.

Dentro do contexto de planejamento regional surgiu recentemente um novo paradigma para o manejo de paisagens: o planejamento sistemático da conservação (PSC) (Margules e Pressey, 2000). Este processo se diferencia por apresentar uma sequência de passos bem determinada para a proteção da biodiversidade. De maneira geral, os passos envolvem a definição dos “substitutos” (indicadores) para a biodiversidade, tomados como alvos de proteção, o estabelecimento de metas de conservação para tais alvos, e comparação destas metas com o sistema de reservas existente, para identificar possíveis lacunas para atendimento das metas estabelecidas. Assim, além de facilitar e permitir que reservas cumpram sua função básica, ou seja, separar elementos da biodiversidade de processos que ameacem sua existência na natureza, esta abordagem permite lidar com alternativas de localização e desenhos das reservas, bem como alinhamento com bacias hidrográficas (Margules e Pressey, 2000).

O processo seleciona áreas prioritárias levando em conta critérios ambientais e variáveis antrópicas que influem na conservação da biodiversidade, seguindo alguns princípios importantes como complementaridade e insubstituibilidade. O primeiro princípio prevê a incorporação de novas áreas importantes ao sistema já estabelecido, para maximizar o número de alvos de conservação protegidos. O segundo princípio prevê a identificação de áreas indispensáveis para se atingir as metas estabelecidas de conservação, considerando suas contribuições potenciais para a representatividade pretendida e o efeito de sua indisponibilidade sobre as outras opções para atingir as metas de conservação.

Bacias hidrográficas podem ser consideradas como a unidade básica de ecossistemas onde se observa a delicada relação de interdependência dos fatores bióticos e abióticos, terrestres e aquáticos, sendo que perturbações antrópicas podem comprometer a dinâmica de seu funcionamento (Nogueira et al., 2010a; Calijuri e Bubel, 2006). No Brasil, a Lei no 9.433/97 define em seus fundamentos que as bacias hidrográficas são as unidades territoriais para

implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos (Brasil, 1997), enquanto que o Novo Código Florestal (Lei n. 12.651/12) determina que, para a implantação das Reservas Legais, seja considerado o Plano de Bacia Hidrográfica (Brasil, 2012a).

Diante das ameaças de destruição de habitats ocasionadas pela implantação e operação de hidrelétricas e com as perspectivas de mitigação de impactos já destacadas, o presente estudo visa analisar e quantificar o impacto dos grandes empreendimentos hidrelétricos na Região Hidrográfica do Araguaia-Tocantins sobre grupos indicadores da biodiversidade: espécies globalmente ameaçadas (cf IUCN, 2012) e espécies endêmicas de vertebrados, visando propor subsídios a estratégias mais adequadas e sistêmicas de planejamento territorial e conservação. A área abriga alta biodiversidade de vertebrados, além de centros de endemismos para ictiofauna, avifauna e mastofauna, e de vertebrados ameaçados de extinção (EPE, 2007; 2010; Silva e Bates, 2002; Nogueira et al, 2011a; Nogueira et al, 2010a).

2. MÉTODOS

Área de Estudo

A região hidrográfica do Tocantins-Araguaia é caracterizada por incluir em 35% de sua área, em seu trecho norte-noroeste (ANA, 2009), porções da região Amazônica, que é considerada uma Grande Região Natural (Mittermeier et al., 2003). Esse conceito foi criado para distinguir áreas do globo que reunissem algumas características importantes para conservação, como uma área de pelo menos 750.000 km², pelo menos 70% de sua vegetação bem preservada, baixa densidade populacional e inúmeros endemismos (Mittermeier et al., 2003).

Outros 65% da área da Região Hidrográfica é ocupada por Cerrado (ANA, 2009), considerado um *hotspot* de biodiversidade (Myers et al., 2000). “Hotspot”, por sua vez, indicam também áreas de grande importância para conservação no globo, já que reúnem um critério de

ameaça (precisam ter mais de 70% de sua vegetação original comprometida) com um grande número de endemismos (Myers et al., 2000).

O rio Tocantins tem extensão total de 2.400 km e é formado pela confluência os rios das Almas e Maranhão, cujas cabeceiras localizam-se no Planalto Central, a cerca de 1000 m de altitude, ao norte da cidade de Brasília. Apresenta, em seu trecho superior e médio (das cabeceiras até o fim do planalto do interflúvio Araguaia-Tocantins), características de rio de planalto, enquanto os trechos médio a inferior, de planície (ANA, 2009).

O rio Araguaia, por sua vez, tem suas nascentes nos rebordos da Serra do Caiapó, entre Goiás e Mato Grosso, em altitude de 850 m. É tipicamente um rio de planície, percorrendo cerca de 2000 km paralelo ao rio Tocantins na cota de 90m (ANA, 2009).

A bacia do Tocantins-Araguaia possui alto número de endemismos e espécies ameaçadas. Na bacia do rio Araguaia, foram registradas para a mastofauna 12 espécies na lista de espécies brasileiras ameaçadas de extinção, oito endêmicas do Cerrado e 10 espécies endêmicas do território brasileiro (EPE, 2010). Considerando a bacia como um todo, 175 espécies apresentam interesse conservacionista, que fazem parte da lista oficial brasileira ou apêndice I ou II da CITES, além de inúmeros endemismos (EPE, 2007; Tubelis, 2005).

Apesar da elevada biodiversidade da bacia, com presença de diversas espécies ameaçadas de extinção e do alto grau de endemismos, ainda assim espera-se nos próximos anos uma intensiva exploração da bacia com grandes empreendimentos hidrelétricos. Os principais documentos oficiais que sinalizam para grandes intervenções são as Avaliação Ambiental Integrada (AAI) do Araguaia e do Tocantins (EPE, 2007; 2010), bem como as obras de usinas Hidrelétricas presentes no Plano de Aceleração do Crescimento, etapa 1 e etapa 2 (PAC1 e PAC2). Considerando o PAC 1, estão previstas as Usinas Hidrelétricas (UHEs) de Água Limpa, Couto Magalhães e Toricoejo na bacia do rio Araguaia e as UHEs Mirador e Serra Quebrada na

bacia do rio Tocantins. Para o PAC 2, no rio Araguaia está prevista a construção da UHE Santa Isabel, e na bacia do rio Tocantins estão previstas as UHEs Porteiras II e Marabá (Brasil, 2012b).

As Avaliações Ambientais Integradas (AAI) das bacias dos rios Araguaia e Tocantins (EPE, 2007; 2010) incorporam um horizonte de longo prazo para o aproveitamento hidrelétrico das bacias. Neste sentido, até 2025, estão previstas 25 novas UHEs para a Bacia do rio Tocantins como um todo, sendo que apenas no rio Tocantins serão seis usinas. Na AAI da bacia do rio Araguaia estão planejadas outras oito UHEs. A Figura 1 mostra os pontos com a localização das Usinas em operação e previstas, por prazo de instalação. Curto prazo significa usinas que devem ser instaladas até 2015, e longo prazo até 2025. Atualmente na bacia do rio Araguaia não existe UHE operando, embora já existam seis Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs). Desta forma, levando-se em consideração o impacto de grandes empreendimentos hidrelétricos numa bacia de grande importância para a conservação da biodiversidade, esse estudo avaliará os impactos da construção destas usinas frente a grupos chave de conservação, e discutirá as diferentes estratégias para a conservação destes grupos.

A Tabela 1 informa os empreendimentos hidrelétricos considerados nesse estudo, com base na AAI do Tocantins e AAI do Araguaia (EPE, 2007; 2010). Devido a algumas indefinições processuais e de cota e localização geográfica por parte do setor elétrico, não puderam ser contemplados todos os empreendimentos hidrelétricos desses documentos. Assim para a AAI do rio Tocantins não foram consideradas as UHEs do rio Uru (Capoeira e Heitorai) pois estão com inventário suspenso pela ANEEL, as UHEs Porteiras II e Maranhão, Mirador, Rialcema, Isamu Ikeda e São Domingos por indefinição de cota e localização geográfica, e as Usinas do rio do Sono (Cachoeira da Velha, Brejão, Novo Acordo, Rio Sono e Perdida) estão em processo de revisão de inventário.

Para a AAI do rio Araguaia, as Usinas do rio das Garças (Garças 6 e Garças 3-354) foram substituídas por outras Usinas de menor porte no último inventário aprovado pela ANEEL para o rio das Garças (ANEEL, 2011). A Usina Água Limpa, no rio das Mortes, não foi considerada também devido às imprecisões na localização.

Coleta e organização dos dados ambientais secundários disponíveis e preparação de banco de dados de distribuição de espécies aquáticas e terrestres.

Na primeira etapa foram coletados dados de ocorrência de espécies alvo para conservação, na literatura disponível e em bancos de dados de coleção científicas. Foram incluídos também pontos para espécies cujas distribuições extrapolem os limites da bacia Tocantins-Araguaia, porque as características destes locais poderiam ajudar a identificar regiões para ocorrência de espécies dentro da bacia estudada.

As espécies alvo foram definidas segundo os critérios 1 e 2 de Eken et al. (2004): espécies ameaçadas globalmente e espécies de distribuição restrita. Os dados coletados foram restritos ao grupo dos vertebrados, organismos para os quais as lacunas de informação básica em taxonomia e distribuição geográfica são relativamente menores (Brooks et al., 2001). Informações sobre espécies ameaçadas globalmente (critério 1 de Eken et al., 2004) adviram de listas oficiais de espécies ameaçadas de extinção (MMA, 2003; 2004) ou lista “on line” de espécies ameaçadas globalmente (IUCN, 2012).

Conforme indicam estudos anteriores, foram consideradas de distribuição restrita espécies com distribuição até 50.000 km² (Eken et al., 2004). Para a ictiofauna este valor foi reduzido para 10.000 km², conforme utilizado em outros estudos (Nogueira et al., 2010a; Ferreira, 2011), e representa uma adaptação ao limite de 50.000 km² adotado pioneiramente para aves, tendo em vista que peixes possuem tendência de apresentarem distribuições menores do que os demais vertebrados, pois estão confinados em áreas de drenagem. Estes dados de ocorrência foram

compilados em termos de coordenadas geográficas - latitude e longitude – e mapeados em Sistema de Informações Geográficas (SIG).

A espécie de ave *Suiriri islerorum* (Zimmer, Whitaker & Oren, 2001) e a espécie de mamífero *Monodelphis kunsii* (Pine 1975) foram incluídas na análise pois constam em listas de espécies ameaçadas regionalmente. As espécies de mamíferos *Oligoryzomys moojeni* (Weksler & Bonvicino 2005) e *Monodelphis kunsii* (Pine 1975) foram incluída preventivamente pois não há dados suficientes para avaliação, além de ser reconhecida como endêmica do cerrado (ICMBio, 2009). A espécie de ave *Paroaria baeri* (Hellmayr 1907) também foi incluída por ser considerada endêmica do Cerrado (Silva, 1997; Cavalcanti, 1999; Lopes et al., 2005; Bagno et al., 2005).

Mapeamento das espécies e seleção de metas.

Numa terceira etapa, foram produzidos modelos como complementação do mapeamento de distribuição geográfica de espécies alvo. Modelos de ocorrência potencial utilizam dados de variáveis ambientais e dados de presença de espécies e são uma das principais ferramentas atuais para biologia da conservação (Araújo e Williams, 2000; Ferrier et al., 2002; Anderson e Martínez-Meyer, 2004; Ortega-Huerta e Peterson, 2004). Esta modelagem foi feita através do “software” MAXENT (Phillips et al., 2006). A modelagem via MAXENT foi escolhida porque combina a facilidade de uso com a habilidade preditiva comprovada, dependendo unicamente de dados de presença (Phillips et al., 2006; Elith e Leathwick, 2009).

O MAXENT foi utilizado com os ajustes de “default”, configurando o algoritmo para usar 80% dos registros para treinamento e 20% para testar o modelo. Todos os modelos foram avaliados de acordo com o “receiver operating characteristics” (“ROC”) que plota a taxa de positivos verdadeiros de ocorrência contra a taxa de falsos positivos de ocorrência. A área média sob a curva ROC (“AUC”) para o modelo de todas as espécies foi utilizado como uma medida de

ajuste da distribuição. Modelos com valores de AUC acima de 0,75 são considerados potencialmente úteis (Pearce e Ferrier, 2000; Elith, 2002).

Seguindo a suposição de que alguns registros foram erroneamente georreferenciados (Raes et al., 2009), ou que representam populações efêmeras ou migrantes (Morueta-Holme et al., 2010) foi usado o corte no modelo de distribuição de “10 percentile training presence thresholded”. Isso significa que 10% dos dados com as probabilidades mais baixas são assumidas como regiões de ausência no modelo e regiões de presença incluem 90% dos registros de distribuição com valores modelados mais altos (Marske et al., 2009).

Os modelos de distribuição de espécies foram baseados em variáveis de resolução ambiental de 30” (~1km²) do projeto “Worldclim” (Hijmans et al., 2005). Foram selecionados um subgrupo de camadas ambientais que incluem somente variáveis que não são altamente correlacionadas ($r > 0.9$, como em Costa et al., 2010), seguindo o mesmo protocolo de Ferreira (2011): altitude, precipitação anual, isotermalidade, máxima temperatura do mês mais quente, média de variação diurna, temperatura média do trimestre mais quente, temperatura média do trimestre mais úmido, temperatura mínima do mês mais frio, precipitação do trimestre mais frio, precipitação do mês mais seco, precipitação do trimestre mais quente, precipitação do mês mais úmido, sazonalidade da precipitação, variação da temperatura anual, sazonalidade da temperatura.

Para espécies de distribuição restrita não foram produzidos modelos de distribuição potencial, que tendem a ter desempenho insatisfatório com amostras pequenas de pontos de presença (todas com menos de 10 registros de localidade). Assim, as distribuições destas espécies foram definidas pela intersecção dos pontos de localidade e áreas de bacia de pequena escala, definidas como Ottobacias de 6ª ordem (ANA, 2006), resultando em pequenos polígonos com cobertura total de menos de 50.000 km², ou 10.000 km² para peixes. Microbacias foram escolhidas porque além de legalmente justificáveis (Código Florestal, Política Nacional de

Recursos Hídricos, entre outras leis), integram ambientes aquáticos e terrestres (Vannote et al., 1980; Junk et al., 1989), além de representarem bem padrões biogeográficos e processos ecológicos associados (Nogueira et al., 2010a). Para analisar as lacunas de conservação e o impacto das UHEs sobre os alvos de biodiversidade, três principais conjuntos de metas foram adotadas: para espécies com distribuição menor que 500.000 ha (que incluem todas as espécies de distribuição restrita) o sistema deverá proteger pelo menos 75% de sua distribuição original na região hidrográfica. Espécies com distribuição entre 500.000 e 5 milhões de ha devem ter pelo menos 50% dessa área protegida; e espécies com distribuições maiores que 5 milhões de ha, devem ter pelo menos 25% dessa cobertura protegida no sistema.

Eken et al. (2005) sugerem que 50.000 km² é um limite robusto para definir espécies de distribuição restrita, o que também vai ao encontro de Stattersfield et al. (1998). Para estes últimos autores, 50.000 km² congrega um quantitativo de cerca de 25% de todos os pássaros, percentual também próximo ao encontrado para os mamíferos. Para anfíbios, o limite de 50.000 km² congrega cerca de 60% das espécies. Entretanto, a distribuição global dessas áreas que abrigam dois ou mais de anfíbios de distribuição restrita é quase idêntica aos pássaros e mamíferos.

Para Rodrigues *et al.* (2004), foi considerado espécies com distribuições muito reduzidas aquelas com área inferior a 1.000 km², nas quais deveriam ser protegidas 100% da área. Para espécies com até cerca de 50.000 km², a meta estaria em torno de 50% desta área.

Prognóstico do impacto de grandes empreendimentos hidrelétricos na bacia e seleção de áreas prioritárias para conservação.

Numa quarta etapa foram espacializadas as massas d'água dos reservatórios em operação e os previstos para implantação, segundo os documentos de AAIs da bacia do rio Araguaia (EPE, 2010) e da bacia do rio Tocantins (EPE, 2007). Foram utilizados o máximo de informações oficiais, advindas principalmente da ANA, EPE, e IBGE. A espacialização desses reservatórios

partiu, assim, do valor da cota do nível altimétrico (NA) máximo normal de operação e das áreas de cada reservatório, acessíveis a partir de diversas resoluções da ANEEL e banco de dados da Eletronorte. Foi possível identificar uma provável área de alagamento, tendo como base os arquivos geográficos digitais do IBGE em escala 1:1.000.000, contendo vetores dos rios permanentes, rios intermitentes, massas d'água permanente, massas d'água intermitente e curvas de nível. Posteriormente, a área do lago de cada Usina foi sobreposta com as isotopias nível 6 da ANA, e assim, gerado uma nova área que representa a área de influência direta do reservatório. Este procedimento justifica-se porque os impactos de grandes empreendimentos hidrelétricos não ficam restritos as áreas do lagos das Usinas, e considera efeitos de entorno e eventualmente, jusante e montante. Além disso, a cota de referência para a caracterização do lago foi a Máxima Normal de Operação, que considera como tempo de recorrência uma cheia normal, e eventos extremos podem ocasionar aumentos da área do lago.

Na quinta etapa, foi utilizado o software ConsNet (Ciarleglio et al., 2009) para desenhar os cenários que indicarão as áreas prioritárias para conservação da biodiversidade diante dos impactos previstos pela instalação do conjunto de UHEs. Foram considerados dois cenários: o primeiro cenário apenas com as grandes usinas já em operação (Figura 2), e um segundo cenário considerando a entrada de todas as Usinas (previstas e implantadas) na região hidrográfica (Figuras 1, 2 e 3). As Usinas consideradas como em operação são: UHE Tucuruí, UHE Estreito, UHE Lajeado, UHE Peixe Angical, UHE São Salvador, UHE Cana Brava e UHE Serra da Mesa, todas no leito do rio Tocantins.

A probabilidade de ocorrência de cada espécie em cada célula foi obtida do modelo MAXENT, em que a representação total de cada espécie é a soma de todas as probabilidades pela área de estudo (Phillips et al., 2006). Para aquelas espécies com menos de 10 registros, em que a modelagem do MAXENT não fica bem ajustada (Stockwell e Peterson, 2002; Phillips et al.,

2006), a probabilidade de ocorrência foi zero ou um (para a otobacia de ocorrência). Os polígonos de Unidades de Conservação de Proteção Integral (Brasil, 2000) foram incluídos como priorização na análise ConsNet dos quais a seleção de áreas-chave será iniciada (Figura 4).

Áreas desmatadas, que foram obtidas do mapa de desmatamento brasileiro (Ibama, 2008; INPE, 2011) foram incluídas no ConsNet como células permanentemente excluídas, assim como as otobacias nível 6 associadas aos lagos das Usinas, e não foram consideradas nas soluções porque não são adequadas para permanência de espécies (Figuras 2 e 3).

A execução do ConsNet partiu do problema de área mínima em que o “software” procura compactar as soluções usando o mínimo de células possíveis, e oferece uma solução com uma rede de áreas prioritárias de menor área possível, embora desagregado, o que não é vantajoso em termos conservacionistas, pois não promove a melhor solução em termos de conectividade (Primack e Rodrigues, 2001). Essa solução foi utilizada para mais uma execução, dessa vez considerando critérios múltiplos, em que foi dado peso 2 para otimização do número de células (menor área possível) e peso 1 para a formação de agregados (“clusters”), considerando os limitadores (desmatamento e áreas de influência das hidrelétricas) e o atendimento das metas. Foram efetuadas 1.000.000 de iterações para cada execução.

Todos os procedimentos que envolveram cálculos e espacialização de dados foram efetuados usando o Sistema de Informações Geográficas (SIG) do Arcview versão 9.3.1. Como áreas protegidas na bacia do Tocantins-Araguaia, foram consideradas todas as UCs de proteção Integral sob jurisdição dos estados ou governo federal, encontrada na base do observatório de UCs do WWF (WWF, 2013).

3. RESULTADOS

A base de dados final para este estudo compreendeu 42 espécies (arquivos de pontos), sendo nove espécies de peixes, uma espécie de anfíbio, quatro espécies de répteis, 14 espécies de aves e 14 espécies de mamíferos, com um total de 3364 registros de ocorrência, dentro e fora da região hidrográfica. Destas espécies, 26 foram modeladas pelo MAXENT e 16 espécies com distribuição definidas pelas otobacias de 6ª ordem (Tabela 2).

Os resultados de valores de performance dos 26 modelos do MAXENT resultou em um teste médio de $AUC = 0,951 \pm 0,043$ (entre 0,798 e 0,997). Nenhum modelo testado teve AUC menor que 0,75 (Anexo 1).

Considerando o cenário atual, ou seja, apenas com as UHEs já em operação, a solução para a priorização das áreas sugere que é necessário, para o atendimento das metas previstas, um aumento substancial na área da rede de conservação de áreas protegidas de proteção integral, da ordem de mais de 550% ou 6.102.394 ha, dos atuais 1.346.642 ha para os 7.449.036 ha. Considerando o cenário até 2025, ou seja, um cenário futuro com implantação das Usinas previstas, o ConsNet indica um déficit similar em áreas protegidas de proteção integral. Seria necessário um incremento em área da ordem de 6.199.105 ha para o sistema atingir 7.545.792 ha (Figuras 5 e 6).

O resultados do ConsNet também indicam a importância três Unidades de Conservação de Proteção Integral na região hidrográfica do Tocantins-Araguaia para preservação dos alvos de vertebrados aqui estudados: o Parque Nacional do Araguaia, a Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins e o Parque Estadual do Jalapão (Tocantins). Grande parte das soluções do ConsNet indicam que as áreas prioritárias devem partir do aumento dos limites destas UCs (Figuras 5 e 6).

Apesar do “software” indicar que todas as Unidades de Conservação de Proteção Integral da Região Hidrográfica estão contidas nas áreas prioritárias, existem outras regiões apontadas como

prioritárias pelo “software” fora do atual sistema de unidades de conservação de proteção integral. Especialmente uma área deve ser destacada, a sudeste da Região Hidrográfica, margem direita do rio Tocantins em seu alto curso, conhecida como “Vale do Paranã”.

Das 42 espécies avaliadas nesse trabalho para priorização de áreas de conservação frente ao impacto de grandes empreendimentos hidrelétricos, para apenas duas espécies não foram encontradas solução pelo ConsNet: *Aguarunichthys tocantinsensis* e *Trigonectes strigabundus*. São espécies de peixes de distribuição restrita, presentes na bacia do Tocantins-Araguaia, e tiveram todas as otobacias associadas as suas distribuições diretamente afetados por UHEs já em operação. Para todas as outras 40 espécies a solução foi encontrada pelo ConsNet e expostas no mapa de priorização de áreas.

4. DISCUSSÃO

No que diz respeito à performance do Maxent, o valor médio para o AUC das espécies analisadas mostra que o software foi “implementado” com sucesso (Reiss et al, 2011). Valores médios de AUC superiores a 0,9 podem ser considerados com predição excelente (Hosmer e Lemeshow, 2000). Deve-se destacar ainda que Maxent apresenta melhor ajuste para espécies com distribuição restrita, se comparado com espécies com ampla distribuição (Reiss et al., 2011; Tsoar et al., 2007), como as modeladas neste trabalho, especialmente em vastas áreas e com grandes variações em clima (Elith et al., 2006).

O uso dos valores de AUC como indicador do desempenho do modelo é assunto de grande debate devido às deficiências conhecidas; contudo ainda é amplamente usado em pesquisas científicas (de Pous et al., 2011).

Sobre as metas estabelecidas, muitos autores, comissões internacionais e organizações de conservação da natureza têm orientado para a proteção de pelo menos de 10 a 12% da área de cada nação em cada ecossistema (Miller, 1984; Myers, 1979).

Soulé e Sanjayan (1998) argumentam que a origem desse percentual foi oportunismo político e que metas baseadas em conhecimento ecológico seriam muito maiores, mas seriam inaceitáveis em muitas nações. Os autores argumentam que a proteção de somente 10% dos ecossistemas da Terra poderia tornar metade das espécies terrestres vulneráveis à extinção. Nesse trabalho, a área necessária para proteger a maior parte dos elementos da biodiversidade, incluindo espécies animais de ampla distribuição geográfica é de 50%. Assim, os resultados indicam que as metas de conservação na faixa de 10% estão longe de ser adequadas, ainda mais nos trópicos por causa da maior raridade e menores distribuições geográficas de espécies (Soulé e Sanjayan, 1998).

Em 2005, Svancara et al. revisaram 159 artigos reportando ou propondo 222 metas de conservação e avaliou as diferenças entre metas orientadas politicamente e metas com abordagens baseadas em evidências. Seus resultados sugerem que metas com abordagem em evidências foram quase 3 vezes maiores do que aquelas orientadas politicamente (valor médio da meta: 13,3%).

Assim, além dos trabalhos acima destacados, outros indicam metas de conservação entre 40 e 50% para que o fragmento seja ecologicamente sustentável (Odum 1970; Odum e Odum 1972), valores que se aproximam muito do adotado neste estudo.

No Brasil foi definido, em 2006, metas nacionais para a conservação de 30% para a Amazônia e 10% para outros biomas. Em 2010, durante a COP 10 da CDB, foram estabelecidas novas metas globais, e que até 2020, pelo menos 17% das áreas terrestres e de águas continentais, e pelo menos 10% das áreas costeiras e marinhas, especialmente áreas de particular importância para a biodiversidade e para os serviços ecossistêmicos devem ser protegidas (MMA, 2011; Ganem, 2011).

Foi demonstrado um grande déficit em áreas que precisam ser cobertas pelo sistema de UCs de proteção integral, tanto no cenário atual quanto no cenário futuro. Embora o Brasil tenha destaque internacional em termos de área protegidas pelo SNUC, que representa quase 17% do território nacional, apenas cerca de 6% do território nacional estão sob proteção de Unidades de Conservação de Proteção Integral, ou 36,4 % da representatividade total do sistema (MMA, 2011).

A proposta de incrementar quase 6,2 milhões de hectares em UCs de Proteção Integral no cenário futuro como forma de compensar impactos de hidrelétricas e desmatamento na região hidrográfica nos alvos selecionados representa um acréscimo de quase 12% na área total de UCs de Proteção Integral no Brasil; isso significa a criação de quase nove UCs como a ESEC Serra geral do Tocantins, a maior UC de proteção integral na Região Hidrográfica do Tocantins-Araguaia.

O principal mecanismo financeiro para a compensação destes impactos e assim contribuir para ampliação e fortalecimento do Sistema de Unidades de conservação no Brasil está previsto no art. 36 da Lei Federal n. 9985/2000. Este artigo estabelece que no licenciamento ambiental de empreendimentos de significativo impacto ambiental, assim enquadrados pelo órgão ambiental licenciador, constitui obrigação geral do empreendedor apoiar a implantação e manutenção de unidade de conservação do grupo de proteção integral. Tem como princípio básico o do usuário-pagador, um mecanismo de assunção da responsabilidade social pelos custos ambientais derivados da atividade econômica. Sucintamente, o valor da compensação ambiental varia até 0,5% do somatório dos investimentos necessários para implantação do empreendimento (Decreto Federal n. 6848/2009).

Como exemplo da aplicação desse mecanismo e o impacto no Sistema Nacional de Unidades de Conservação, foi definido pelo Ibama um valor de compensação ambiental para a

Usina Hidrelétrica de Belo Monte de quase R\$ 100 milhões de reais (aproximadamente 50 milhões de dólares), que apoiará principalmente a implementação da Estação Ecológica da Terra do Meio, uma unidade de conservação de proteção integral com aproximadamente 3,4 milhões de hectares, entre outras unidades de conservação.

O software ConsNet indicou especificamente como importantes para a expansão o Parque Nacional do Araguaia, a Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins e o Parque Estadual do Jalapão (Tocantins). Também indicou como área prioritária para conservação uma região à sudeste da Região Hidrográfica, na margem direita do rio Tocantins em seu alto curso, onde não existem UCs atualmente, conhecida como “Vale do Paranã”. Estas áreas devem ser consideradas como prioritárias para expansão ou criação de novas UCs, dentro do contexto tanto do atendimento das metas nacionais de conservação da biodiversidade da CDB quanto da compensação dos impactos causados pela implantação das novas Usinas Hidrelétricas.

O Vale do Paranã está localizado nos estados de Tocantins e Goiás, inserida em uma área de transição entre o Cerrado, Amazônia e Caatinga (Bezerra e Marinho-Filho, 2010). Possui grande importância biológica, pois é reconhecido como um dos centros de endemismos de pássaros no Cerrado (Silva e Bates, 2002) e como área prioritária para conservação (MMA, 2007). Como fitofisionomia, apresenta-se como Cerrado (*sensu strictu*), com dominância de Florestas Estacionais Deciduais (Nascimento *et al.*, 2004).

O ConsNet acusou também que duas espécies tiveram toda sua distribuição geográfica impactada por reservatórios, *Aguarunichthys tocantinsensis* e *Trigonectes strigabundus*, e por isso, não foi encontrada solução viável. Estas espécies são impactadas pelos reservatórios de Tucuruí, Lajeado e Serra da Mesa, todas usinas já em operação. Nesse sentido, os resultados do planejamento de usinas para o futuro não devem ser influenciados por essa constatação, a menos

que sejam verificados novos registros de ocorrência destas espécies em locais projetados para novas usinas.

A espécie *Trigonectes strigabundus* é um peixe da família dos rivulídeos, com cerca de 12 cm de comprimento, considerada ameaçada pela IUCN. Geralmente vivem em ambientes aquáticos muito rasos, parcial ou completamente isolados de rios e lagos, como áreas marginais de riachos ou brejos (MMA, 2013). Essas espécies quase sempre possuem distribuição restrita a pequenos trechos das drenagens, condição delicada sob o ponto de vista da conservação, visto que impactos nessas áreas podem significar a extinção da espécie (Biodiversitas, 2005). A construção de barragens está entre as principais ameaças para a sobrevivência das espécies dessa família (MMA, 2013). Nesse estudo, o registro para essa espécie incide na área do reservatório de Lajeado. Assim, o setor elétrico deve investir em pesquisa para se avaliar a se ainda existem registros dessa espécie na região do reservatório de Lajeado, e como essa população está se comportando frente ao impacto, em termos de persistência no novo ambiente. Paralelamente, um esforço adicional em pesquisa básica deve ser envidado para se buscar novas ocorrências para esta espécie na bacia, e assim traçar os novos rumos de conservação específicos para este peixe.

A espécie *Aguarunichthys tocantinsensis* é um siluriforme da família dos pimelodídeos, com comprimento padrão de cerca de 31 cm, sendo encontrado em canais de rios, em áreas de correnteza rápida como pedrais e corredeiras, considerado como vulnerável pela Lista da fauna Brasileira Ameaçada de Extinção (Machado et al., 2005). Existem apenas três registros para essa espécie, todos eles impactados pelos reservatórios de Tucuruí, Lajeado e Serra da Mesa. No entanto, Nogueira et al. (2011) indicam registros desta espécie no rio Novo, na Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, e essa espécie deve apresentar uma distribuição ampla pela bacia do Tocantins, ocorrendo em outras áreas não impactadas por hidrelétricas (Machado et al., 2005).

Os impactos de empreendimentos hidrelétricos não somente em espécies de distribuição restrita quanto na biota de maneira geral vêm sendo bem discutido na comunidade científica. No entanto, apenas recentemente essa discussão vem tomando espaço dentro de entidades de gestão de recursos hídricos e ambientais, congregando atores importantes para a tomada de decisão, como ONGs, Universidades, setor elétrico e o poder público.

Tradicionalmente, no Brasil, as decisões sobre implantação de empreendimentos hidrelétricos com grandes impactos ambientais são tomadas pelo Instituto de Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis – Ibama, entidade do executivo federal, por meio de um instrumento estabelecido na Política Nacional do Meio Ambiente (Lei Federal n. 6938/1981): o Licenciamento Ambiental Federal (LAF).

O surgimento do LAF em 1981 representou uma conquista histórica para a área ambiental e na forma como se conduzia a gestão ambiental federal no país (Souza, 2000; Santos, 2004; Sánchez, 2006). Antes de 1981, ainda no período militar, empreendimentos hidrelétricos eram construídos com incentivo governamental sem grandes preocupações com a área ambiental, e assim foram construídas usinas como Balbina (bacia amazônica), Tucuruí (bacia Tocantins-Araguaia) e Sobradinho (bacia do São Francisco) (Santos, 2004; Sánchez, 2006; Moretto et al., 2012).

O principal elemento norteador dentro do LAF para a tomada de decisão sobre a construção de Usinas no Ibama é o Estudo de Impacto Ambiental (EIA), um documento que sucintamente, mostra um diagnóstico da área, traça um prognóstico com a implantação da usina e propõe medidas mitigadoras e compensatórias (CONAMA, 1986). No entanto, após 32 anos do surgimento do Licenciamento Ambiental Federal e avaliação de impactos ambientais no Brasil muito se evoluiu dentro do conhecimento de ecologia de paisagens e ferramentas de gestão ambiental.

Em função dessa evolução no conhecimento, uma série de problemas podem ser destacados nos EIAs. Os principais são que os estudos consideram no diagnóstico uma perspectiva temporal pequena (um ano ou menos), dentro de uma escala local de ocorrência de padrões e processos ecológicos importantes (Banco Mundial, 2008). Essa limitação espacial e temporal dos EIAs torna a avaliação da viabilidade ambiental de empreendimentos hidrelétricos extremamente limitada, haja vista que existem padrões e processos que podem ser afetados pela Usina e que ocorrem em escala de bacia hidrográfica (Finer e Jekins, 2012; Banco Mundial, 2008). Essas limitações foram apontadas nas análises dos EIAs como os das Usinas de Santo Antônio e Jirau, de Belo Monte e das Usinas do rio Parnaíba e criaram grandes desentendimentos entre o setor ambiental, poder político e setor energético.

Os resultados desse trabalho indicam que a ferramenta de planejamento sistemático de conservação não apenas contribui para suprir uma lacuna no atual sistema de gestão ambiental para avaliação de impactos em escala regional, como também propicia que setores com interesses antagônicos sejam levados a um consenso sobre a melhor forma de exploração econômica de recursos naturais em bacias hidrográficas.

Existe uma reorientação geográfica de implantação dos projetos de grandes usinas hidrelétricas voltadas para a região amazônica. Essa reorientação pode ser justificada pela saturação do potencial hidrelétrico em grande parte das bacias das regiões sul, sudeste e nordeste, atrelado à grande oferta energética e de eixos a serem explorados na bacia amazônica (ANEEL, 2008). De acordo com o Plano Decenal de Energia (EPE, 2011), de 2011 a 2020 estão previstas 30 novas Usinas, sendo 18 delas na região amazônica, com destaque para Estreito (1.087 MW), de Santo Antônio (3.150 MW), Jirau (3.300 MW), Belo Monte (11.233 MW) e de Teles Pires (1820 MW). Assim, a materialização destas Usinas deve ocorrer à luz de intensos conflitos entre os diversos atores sociais relacionados com a ocupação do espaço na região (Moretto et al., 2012) e

os diferentes meios de exploração de recursos naturais. Dessa forma, o planejamento sistemático da conservação tem grande potencial para ser aplicado no Brasil para os próximos anos, contribuindo para o entendimento de diferentes atores com interesse nessa bacia.

É nesse sentido que vem caminhando o planejamento de usinas hidrelétricas em cascata na bacia do Juruena-Tapajós. Em uma iniciativa do Ministério de Meio Ambiente e com apoio de ONGs ambientalistas, setor elétrico e Universidades já foram realizadas oficinas para definição dos alvos e metas de conservação para a bacia, e caminha para o fechamento do documento com indicação preliminar de Usinas que poderiam ou não serem construídas, dentro de uma escala regional e considerando os efeitos cumulativos e sinérgicos destes empreendimentos.

No entanto, cabe destacar, que a aplicabilidade da ferramenta do planejamento sistemático de conservação e o alcance dos objetivos estão diretamente relacionados à qualidade e quantidade dos dados existentes na bacia hidrográfica em estudo. Nesse sentido, as lacunas de informações de espécies ameaçadas e espécies endêmicas são grandes, sobretudo na região amazônica e Tocantins-Araguaia (MMA, 2002; Lewinsohn e Prado, 2005; Nogueira et al., 2010b).

Grande parte da informação disponível nessas bacias sobre espécies ameaçadas e endêmicas adveio de EIAs de usinas hidrelétricas, que apesar de serem importantes para conservação da biodiversidade, já possuem um forte indicativo que podem desaparecer ou ficarem com a viabilidade como espécie comprometida (Nogueira et al., 2010b). As iniciativas para pesquisa básica em ecologia de espécies ou para reordenamento do Sistema de Unidades de Conservação são extremamente precárias no país, e isso inclui a região hidrográfica do Tocantins-Araguaia (Brooks et al. 2004a; Brooks et al., 2004b; Nogueira et al., 2011).

Um aspecto relevante nesse trabalho e que precisa ficar pontuado é que ele não tem a pretensão de indicar a viabilidade ambiental dos empreendimentos hidrelétricos aqui analisados. Trata-se de um estudo que focou nos impactos de perda de áreas para os padrões de distribuição

geográfica de 42 espécies de vertebrados com importância para conservação. Convém destacar que os impactos de usinas hidrelétricas em processos ecossistêmicos, como por exemplo interrupção de conectividade, podem ser até mais severos do que perda de hábitat ocasionado pela formação do reservatório (Finer e Jekins, 2012). Assim, o trabalho é orientado para uma primeira avaliação e o ponto de partida para a discussão da implantação dos empreendimentos hidrelétricos previstos na Região hidrográfica do Tocantins-Araguaia.

Outro aspecto importante é que as 42 espécies de vertebrados analisadas não devem ser entendidas como “substitutos” para a biodiversidade geral da região hidrográfica. Apesar do fato que muitos estudos anteriores usaram grupo de espécies cobrindo taxas inteiras como substituto para a biodiversidade (Margules e Sarkar, 2007), quando se analisou a efetividade destes substitutos, os resultados foram pessimistas (Prendergast et al., 1993; Dobson et al., 1997; Lund e Rahbek, 2002; Kati et al., 2004; Sarkar et al., 2005).

Além disso, o PSC não deve ser visto como um substituto do EIA, ou ainda, que a etapa de planejamento das Usinas Hidrelétricas previstas em escala de bacia hidrográfica deve substituir análise de viabilidade ambiental de empreendimentos hidrelétricos. São, na verdade instrumentos que devem ser complementares, pois a viabilidade ambiental em uma escala regional não significa viabilidade ambiental em escala local. A viabilidade ambiental de empreendimentos hidrelétricos deve ser entendida dentro de um contexto amplo, assim considerando todos os níveis de escala, de global a local.

5. CONCLUSÕES E RECOMENDAÇÕES

Pelo trabalho é possível concluir que, para as 42 espécies de vertebrados importantes para conservação selecionados como alvos, o impacto de implantação de novos empreendimentos

hidrelétricos na região hidrográfica do Tocantins-Araguaia, no tocante a perda de hábitat, pode ser mitigado mesmo dentro desta região com estratégias regionais de conservação.

Considerando apenas o impacto de perda de hábitat das usinas já em operação e o desmatamento de 2008, pode ser constatado um déficit no sistema atual de unidades de conservação de proteção integral, que precisaria ser aumentado em 550% para que os alvos sejam acomodados dentro das metas de conservação estabelecidas, o que em área, significa um acréscimo de 6,1 milhões de hectares. Considerando o cenário futuro, com implementação de todas as hidrelétricas previstas, seriam necessários mais 100 mil hectares de conservação.

Indica-se, desta forma, que sejam aumentados os limites das UCs Parque Nacional do Araguaia, a Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins e o Parque Estadual do Jalapão (Tocantins), além de criação de novas UCs, à sudeste da Região Hidrográfica, margem direita do rio Tocantins em seu alto curso.

Por fim, recomenda-se que este trabalho seja visto como o ponto de partida para a discussão de viabilidade ambiental de empreendimentos hidrelétricos na região hidrográfica do Tocantins-Araguaia, enfocando nos impactos em padrões de distribuição de espécies de vertebrados, não se esquecendo de que impactos de hidrelétricas em processos ecossistêmicos podem ser ainda mais severos. Ainda, este trabalho não dispensa os EIA no contexto do licenciamento ambiental, que enfoca nos impactos de hidrelétricas em padrões e processos de escala mais local.

6. REFERÊNCIAS

- Agostinho, A.A., Pelicice, F.M., Gomes, L.C., 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical Region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* 68, 1119-1132.
- ANA. Agência Nacional de Águas. 2006. Ottobacias - nível 6. Versão 07/12/2006. Superintendência de Gestão da Informação, Agência Nacional de Águas. Disponível em: <<http://www.ana.gov.br/bibliotecavirtual/login.asp?urlRedir=/bibliotecavirtual/solicitacao-BaseDados.asp>>
- ANA. Agência nacional de Águas. 2009. Plano Estratégico de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica dos Rios Tocantins e Araguaia. Brasília: MMA.
- Anderson, R. P., Martínez-Meyer, E. 2004. Modelling species' geographic distributions for preliminary conservation assessments: An implementation with the spiny pocket mice (*Heteromys*) of Ecuador. *Biological Conservation* 116, 167-179.
- ANEEL. Agência Nacional de Energia Elétrica. 2008. Atlas de Energia Elétrica do Brasil. 3ª Edição. Brasília: Ministério de Minas e Energia; Agência Nacional de Energia Elétrica.
- ANEEL. Agência Nacional de Energia Elétrica. 2011. Despacho 4.049, de 13 de outubro de 2009.
- Araújo, M.B., Williams, P.H., 2000. Selecting areas for species persistence using occurrence data. *Biological Conservation* 96, 331-345.
- Bagno, M. A., Abreu, T. L. S., Braz, V. S., 2005. A Avifauna da APA de Cafuringa. In: Netto, P. B., Mecnas, V. V., Cardoso, E. S. (Eds.) APA de Cafuringa – A Última Fronteira Natural do DF. Brasília: SEMARH. pp. 249-253.
- Banco Mundial. 2008. Licenciamento ambiental de empreendimentos hidrelétricos no Brasil: uma contribuição para o debate. 35p. Disponível em:

http://siteresources.worldbank.org/INTLACBRAZILINPOR/Resources/Relatorio_PRINCIPAL.pdf. Acessado em: 31/05/2013.

Bezerra, A.M.R.; Marinho-Filho, J. Bats of the Paranã River Valley, Tocantins and Goiás States, Central Brazil. *Zootaxa* 2725: 41-56.

Biodiversitas. 2005. *Biodiversidade em Minas Gerais: um Atlas para sua Conservação*. 2ª edição. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.

Brasil. Lei Federal n. 6938 de 31 de agosto de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências.

Brasil. Lei Federal n. 9433 de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989.

Brasil. Lei Federal n. 9985 de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências.

Brasil. Decreto Federal n. 6.848, de 14 de maio de 2009. Altera e acrescenta dispositivos ao Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002, para regulamentar a compensação ambiental.

Brasil. Lei Federal n. 12.651 de 25 de maio de 2012a. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências.

- Brasil. Plano de Aceleração do Crescimento. 2012b. Relatório 5: PAC Energia. Acessado em: 15 de novembro de 2012. Disponível em: http://imprensaacervo.planalto.gov.br/download/pdf/pac2_relatorio_5.pdf
- Brooks, T., Balmford, A., Burgess, N., Fjeldsa, J., Hansen, L.A., Moore, J., Rahbek, C., Williams, P., 2001. Toward a blueprint for conservation in Africa. *Bioscience* 51, 613–624.
- Brooks, T., Fonseca, G.A.B., Rodrigues, A.S.L., 2004a. Species, data, and conservation planning. *Conserv. Biol.* 18, 1682-1688.
- Brooks, T., Fonseca G.A.B., Rodrigues A.S.L., 2004b. Protected areas and species. *Conserv. Biol.* 18, 616-618.
- Calijuri, M. C.; Bubel, A. P. M., 2006. Conceituação de microbacias. In: Lima, V. P., Zakia, M. J. B. As florestas plantadas e a água: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento. RiMa Editora, São Carlos.
- Cavalcanti, R.B. 1999. Bird species richness, turnover, and conservation in the Cerrado region of central Brazil. *Studies in Avian Biol.* 19: 244-249.
- Ciarleglio, M., Barnes, J. W., Sarkar, S., 2009. ConsNet: new software for the selection of conservation area networks with spatial and multi-criteria analyses. *Ecography* 32, 205- 209.
- Conama. Conselho Nacional do Meio Ambiente. 1986. Dispõe sobre critérios básicos e diretrizes gerais para o Relatório de Impacto Ambiental - RIMA. Resolução nº 01, 23 de janeiro de 1986.
- Costa, G.C., Nogueira, C., Machado, R.B., Colli, G.R., 2010. Sampling bias and the use of ecological niche modeling in conservation planning: a field evaluation in a biodiversity hotspot. *Biodiversity and Conservation* 19, 883-899.

- De Pous, P., Beukema, W., Weterings, M., Dummer, I., Geniez, P., 2011. Area prioritization and performance evaluation of the conservation area network for the Moroccan herpetofauna: a preliminary assessment. *Biodivers. Conserv.* 20, 89-118.
- Dobson, A.P., Rodriguez, J.P., Roberts, W.M., Wilcove, D.S., 1997. Geographical distributions of endangered species in the United States. *Science* 275, 550–553.
- Dynesius, M., Nilsson, C., 1994. Fragmentation and flow regulation of river systems in the northern third of the world. *Science* 266, 753-762.
- Eken, G., et al., 2004. Key biodiversity areas as site conservation targets. *BioScience* 54 1110–1118.
- Elith, J., 2002. Quantitative methods for modelling species habitat: comparative performance and an application to Australian plants. In: Ferson, S., Burgman, M. (Eds), *Quantitative methods for conservation biology*. Springer, New York.
- Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudík, M. et al., 2006. Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29, 129–151.
- Elith, J., Leathwick, J., 2009. The contribution of species distribution modeling to conservation prioritization. In: Moilanen, A.; Wilson, K.A.; Possingham, H. (Eds.) *Spatial Conservation Prioritization*, Oxford University Press.
- EPE. Empresa de Pesquisas Energéticas. 2007. *Avaliação Ambiental Integrada da Bacia Hidrográfica do Tocantins*. Brasília: MME.
- EPE. Empresa de Pesquisas Energéticas. 2010. *Avaliação Ambiental Integrada da Bacia Hidrográfica do Araguaia*. Brasília: MME.
- EPE. Empresa de Pesquisas Energéticas. 2011. *Plano Nacional de Expansão de Energia 2011-2020*. Brasília: Ministério de Minas e Energia; Empresa de Pesquisa Energética, 2011. 344p.

- Fahey, C., Langhammer, P.F., 2005. Impacto das Represas na Biodiversidade da Mata Atlântica. In: Galindo-Leal, C., Câmara, I.G. (Eds.): Mata Atlântica: Biodiversidade, Ameaças e Perspetivas. Belo Horizonte, pp. 413-425.
- Ferreira, M.N., 2011. Planejamento Sistemático das Unidades de Conservação no Estado do Tocantins. Tese de Doutorado. USP: São Paulo.
- Ferrier, S., Watson G., Pearce J., Drielsma M., 2002. Extended statistical approaches to modeling spatial pattern in biodiversity in northeast New South Wales I. Species-level modeling. *Biodiversity and Conservation* 11, 2275-2307.
- Finer, M., Jenkins, C.N., 2012. Proliferation of Hidroeletric Dam in the Andean Amazon and Implications for Andes-Amazon Connectivity. *PloS ONE* 7, e35126.
- Ganem, R.S. 2011. Convenção da Biodiversidade: Legislação e Políticas Públicas. Câmara dos Deputados: Brasília. Acessado no dia 06/06/2013. Disponível em: http://ibnbio.org/wp-content/uploads/2012/09/conservacao_biodiversidade.pdf
- Hijmans, R. J., Cameron, S. E., Parra, J. L., Jones, P. G., Jarvis, A., 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*, 25, 1965-1978.
- Hosmer, D.W., Lemeshow, S., 2000. Applied logistic regression. Wiley Interscience, New York.
- Ibama. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. 2008. Mapeamento das áreas desmatadas no bioma Cerrado até o ano de 2008. Disponível em: <http://siscom.ibama.gov.br/monitorabiomas/>.
- ICMBio. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2009. Plano de Manejo do Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros. MMA, Brasília.

- INPE. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. 2011. Projeto PRODES: Monitoramento da Floresta Amazônica por Satélite. Acessado em: 10/06/2013. Disponível em: <http://www.obt.inpe.br/prodes/index.php>
- IUCN, 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Versão 2012.2. <www.iucnredlist.org>. Acessado em 04/06/2013.
- Junk, W.J., Bayley, P.B., Sparks, R.E., 1989. The flood pulse concept in river floodplain systems. Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences 106, 110-127.
- Junk, W. J., Nunes De Mello, J. A. S., 1990. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. Estudos Avançados 4, 126-143.
- Kati, V., Devillers P., Dufrene, M. et al. .2004. Testing the value of six taxonomic groups as biodiversity indicators at a local scale. *Conserv. Biol.* 18, 667–675.
- Lewinsohn, T., Prado, P.I., 2005. Quantas espécies há no Brasil? *Megadiversidade* 1, 36-42.
- Lopes, L. E., Leite, L., Pinto, J. B.; Góes, R., 2005. New bird records to the Estação Ecológica de Águas Emendadas, Planaltina, Distrito Federal. *Ararajuba* 13, 107-108.
- Lund, M.P., Rahbek, C., 2002. Cross-taxon congruence in complementarity and conservation of temperate biodiversity. *Anim. Conserv.* 5, 163–171.
- Machado, A. B. M., Martins, C. S., Drumond, G. M. 2005. Lista da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Incluindo as Espécie Quase Ameaçadas e Deficientes em Dados. Fundação Biodiversitas, Belo Horizonte.
- Margules, C.R., Pressey R.L., 2000. Systematic conservation planning. *Nature* 405, 243–253.
- Margules, C. R., Sarkar, S., 2007. *Systematic Conservation Planning*. Cambridge University Press, Cambridge.

- Marske, K.A., Leschen, R.A.B., Barker, G.M. et al, 2009. Phylogeography and ecological niche modeling implicate coastal refugia and trans-alpine dispersal of a New Zealand fungus beetle. *Mol. Ecol.* 18, 5126–5142.
- Miller, K.R., 1984. The Bali action plan: A framework for the future of protected areas. In: McNeely J.A., Miller K.R. (Eds). *National Parks, Conservation, and Development: The Role of Protected Areas in Sustaining Society*. Smithsonian Institution Press, Washington , pp 756-764.
- Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., Brooks, T.M., Pilgrim, J.D., Konstant W.R., da Fonseca, G.A.B., Cormos C., 2003. Wilderness and biodiversity conservation. *Ecology* 100, 10303-10313.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. 2002. *Biodiversidade Brasileira: Avaliação e Identificação de áreas e Ações Prioritárias para Conservação, Utilização Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade nos Biomas Brasileiros*. MMA, Brasília.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. 2003. Instrução Normativa n. 3 de 27 de maio de 2003. Lista Oficial das Espécies da fauna Brasileira Ameaçada de Extinção.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. 2004. Instrução Normativa n. 5 de 21 de maio de 2004. Lista Oficial das Espécies de Invertebrados e Peixes Ameaçados de Extinção.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. 2007. Portaria n. 9 de 23 de janeiro de 2007. Define as Áreas Prioritárias para Conservação.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. 2011. Quarto relatório nacional para a convenção sobre diversidade biológica: Brasil /Ministério do Meio Ambiente. Brasília: MMA.
- MMA. Ministério do Meio Ambiente. 2013. Sumário Executivo do Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Peixes Rivulídeos Ameaçados de Extinção. MMA, Brasília.

- Moretto, E.M., Gomes, C.S., Roquetti, D.R., Jordão, C.O., 2012. Histórico, Tendências e Perspectivas no planejamento espacial de Usinas Hidrelétricas Brasileiras: a antiga e atual fronteira amazônica. *Ambient. Soc.* 15, 141-164.
- Morueta-Holme, N., Flojgaard, C., Svenning, J.C. 2010. Climate change risks and conservation implications for a threatened small-range mammal species. *PLoS ONE* 5, e10360
- Mourão, G., Campos, Z., 1995. Survey of broad-snouted caiman (*Caiman latirostris*), marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) and capybara (*Hydrochaeris hydrochaeris*) in the area to be inundated by Porto Primavera Dam, Brazil. *Biological Conservation* 73, 27–31.
- MPU. Ministério Público da União. 2004. Deficiências em Estudos de Impacto Ambiental: Síntese de uma Experiência. Escola Superior do ministério Público, Brasília-DF.
- Myers, N., 1979. *The Sinking Ark: A New Look at the Problem of Disappearing Species*. Pergamon Press, Oxford.
- Myers, N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., da Fonseca G.A.B., Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853-858.
- Nascimento, A.R.T.; Scariot, A.; Silva, J.A.; Servilha, A.C. 2004. Estimativas de Área Basal e uso do Relascópio de Bitterlich em amostragem de Floresta Estacional Decidual. *Ciência Floresta* 4 (2): 169-176.
- Nogueira, C., Buckup, P.A., Menezes, N.A., Oyakawa, O.T., Kasecker, T.P., Ramos Neto, M.B., Silva, J.M.C., 2010a. Restricted-range fishes and the conservation of Brazilian freshwaters. *Plos ONE* 5, 1-10.
- Nogueira, C., Colli, G.R., Costa, G.C. Machado, R.B. 2010b. Diversidade de répteis Squamata e evolução do conhecimento faunístico no Cerrado. In: Diniz, I.R., Marinho-Filho, J., Machado

- R.B., Cavalcanti, R.B. (Eds), Cerrado - conhecimento científico quantitativo como subsídio para ações de conservação. Editora UnB, Brasília, pp. 333-375.
- Nogueira, C., Ribeiro, S. R., Costa, G. C., Colli, G. R. 2011a. Vicariance and endemism in a Neotropical savanna hotspot: distribution patterns of Cerrado squamate reptiles. *Journal of Biogeography* 38, 1907–1922.
- Nogueira, C., Ferreira, M.N., Recoder, R.S., Carmignotto, A.P.C., Valdujo, P.H., Lima, F.C.T., Gregorin, R., Silveira, L.F., Rodrigues, M.T., 2011b. Vertebrados da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins: faunística, biodiversidade e conservação no Cerrado brasileiro. *Biota Neotrop.* 11, <http://www.biotaneotropica.org.br/v11n1/en/abstract?article+bn04011012011>.
- Odum, E.P., 1970. Optimum population and environment: A Georgia microcosm. *Current History* 58, 355–359.
- Odum, E.P., Odum H.T., 1972. Natural areas as necessary components of man's total environment. *Proceedings of the North American Wildlife and Natural Resources Conference* 37, 178–189.
- Ortega-Huerta, M. A., Peterson A. T. 2004. Modelling spatial patterns of biodiversity for conservation prioritization in North-eastern Mexico. *Diversity and Distributions* 10, 39-54.
- Pearce J., Ferrier S., 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecol. Modell.* 133, 225–245.
- Phillips, S.J., Anderson, R.P., Schapire, R.E., 2006. Maximum entropy modelling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190, 231–259.
- Prendergast, J.R., Quinn, R.M., Lawton, J.H. et al. 1993. Rare species, the coincidence of diversity hotspots and conservation strategies. *Nature* 365, 335–337.
- Primack, R.B., Rodrigues, E. 2001. *Biologia da conservação*. Londrina: Midiograf.

- Raes, N., Roos, M.C., Ferry Slik, J.W. et al, 2009. Botanical richness and endemism patterns of Borneo derived from species distribution models. *Ecography* 32, 180–192.
- Reiss H., Degraer S., Duineveld G.C.A., Kröncke, I. et al., 2010. Spatial patterns of infauna, epifauna and demersal fish communities in the North Sea. *ICES J. Mar. Sci.* 67, 278–293.
- Rodrigues, A.S.L. et al. 2004. Global Gap Analysis: Priority Regions for Expanding for Global Protected-Area Network. *Bioscience* 54 (12): 1092-1100.
- Sánchez, L. E. 2006. Avaliação de impacto ambiental: conceitos e métodos. 1ª Edição. Oficina de Textos, São Paulo.
- Santos, G.M. 1995. Impacto da Hidrelétrica de Samuel Sobre as Comunidades de Peixes do Rio Jamari (Rondônia, Brasil). *Acta Amazônica* 25, 247-280.
- Santos, R.F. 2004. Planejamento Ambiental: teoria e prática. São Paulo, SP.
- Sarkar, S., Justus, J., Fuller, T. et al, 2005. Effectiveness of environmental surrogates for the selection of CANs. *Conserv Biol* 19, 815–825.
- Silva, J.M.C, 1997. Endemic bird species and conservation in the Cerrado region, South America. *Biodiv. and Conserv.* 6, 435-450.
- Silva, J.M.C., Bates, J.M., 2002. Biogeographic patterns and conservation in the South American Cerrado: a tropical savanna Hotspot. *BioScience* 52, 225-233.
- Soulé, M.E., Sanjayan, M.A., 1998. Conservation targets: Do they help? *Science* 179, 2060–2061.
- Souza, M. P., 2000. Instrumentos de gestão ambiental: fundamentos e prática. Riani Costa, São Carlos.
- Souza, C.M.M., 2007. Avaliação Ambiental Estratégica (AAE): Limitações dos Estudos de Impacto Ambiental (EIA). Anais do XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. São Paulo.

- Stattersfield, A.J., Crosby, M.J., Long, A.J., Wege, D.C. 1998. Endemic Bird Areas of the World: Priorities for Biodiversity Conservation. Cambridge (United Kingdom): BirdLife International.
- Stockwell, D., Peterson A.T. 2002. Effects os sample size on accuracy of species distributions models. *Ecol. Model.* 148, 1-13
- Svancara, L.K., Brannon, R., Scott, J.M., Groves, C.R., Noss, R.F., Pressey, R.L. 2005. Policy-driven vs. evidence-based conservation: a review of political targets and biological needs. *BioScience* 55, 989-995.
- Tsoar, A., Allouche, O., Steinitz, O., Rotem, D., Kadmon., R., 2007. A comparative evaluation of presence-only methods for modelling species distribution. *Divers Distrib.* 13, 397–405.
- Tubellis, D.P., 2005. Inventário preliminar de espécies de aves na chapada das Mesas, Carolina, Maranhão. In: Conservation International/Instituto ecológica/MMA. Criação do Parque Nacional Chapada das Mangabeiras, Carolina, Maranhão. Relatório Técnico.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E., 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 37, 130-137.
- WWF. World Wide Fund for Nature. 2013. Observatório de UCs. Consultado em: 24/06/2013. Disponível em: <http://observatorio.wwf.org.br/mapa/>.

Tabela 1 – Empreendimentos hidrelétricos utilizados no estudo, por situação, com a cota e localização.

Situação	Nome	Cota (m)	Localização		Rio
Operando	Tucuruí	78	-3,766100	-49,672500	Tocantins
Operando	Estreito	158	-6,586389	-47,457500	Tocantins
Operando	Lajeado	212	-9,760556	-48,371389	Tocantins
Operando	Peixe Angical	263	-12,233333	-48,366667	Tocantins
Operando	São Salvador	287	-12,800000	-48,233333	Tocantins
Operando	Cana Brava	333	-13,407222	-48,141667	Tocantins
Operando	Serra da Mesa	460	-13,833333	-48,305556	Tocantins
Curto Prazo	Serra Quebrada	134	-5,697778	-47,486389	Tocantins
Curto Prazo	Tupiratins	178	-8,183333	-48,166667	Tocantins
Curto Prazo	Tocantins (Ipueiras)	235	-11,250556	-48,460278	Tocantins
Curto Prazo	Buriti Queimado	516	-14,836667	-49,211111	Tocantins
Curto Prazo	Mirador	640	-14,297800	-47,924700	Tocantinzinho
Curto Prazo	Santa Isabel	125	-6,133333	-48,333333	Araguaia
Curto Prazo	Torixoreu	410	-16,283333	-52,616667	Araguaia
Curto Prazo	Couto Magalhães	623	-17,169722	-53,139444	Araguaia
Longo Prazo	Marabá	96	-5,316666	-49,066667	Tocantins
Longo Prazo	Barra do Palma	291	-12,610300	-47,801400	Palma
Longo Prazo	Arraias	315	-12,450600	-47,506900	Palma
Longo Prazo	Pau dArco	340	-12,377500	-47,149700	Palma
Longo Prazo	São Domingos	309	-12,984400	-47,723900	Paraná
Longo Prazo	Foz do Atalaia	389	-13,441100	-47,088900	Paraná
Longo Prazo	Nova Roma	412	-13,601100	-46,888600	Paraná
Longo Prazo	Laguna	480	-14,680600	-48,820300	Maranhão
Longo Prazo	Guariba	589	-15,330300	-49,305300	do Peixe
Longo Prazo	Mortes 2 - 322	322	-14,782500	-52,615000	das Mortes
Longo Prazo	Toricoejo	360	-15,235000	-53,116111	das Mortes

Tabela 2 – Espécies selecionadas como alvos da análise. TMD= Técnica de Mapeamento adotada; NA= Não Avaliada; VU= Vulnerável; P= Em perigo; PI= Pouco Interesse; DD= Deficiente de Dados; CR= Criticamente em perigo; QA= Quase Ameaçada; DR= Distribuição Restrita; AM= Ameaçada; AMR= Ameaçada regionalmente; ENC= Endêmica do Cerrado.

Espécies	Status (MMA)	Status (IUCN)	N. registros	TMD	Tipo do alvo
Peixes					
<i>Aguarunichthys tocantinsensis</i> Zuanon, Rapp Py-Daniel & Jégu, 1993	NA	NA	3	bacia	DR
<i>Maratecoara formosa</i> Costa & Brasil 1995	VU	NA	3	bacia	AM
<i>Maratecoara lacortei</i> (Lazara 1991)	NA	NA	3	bacia	DR
<i>Mylesinus paucisquamatus</i> (Jégu & dos Santos 1988)	VU	NA	25	maxent	AM
<i>Plesiolebias lacerdai</i> Costa 1989	NA	NA	2	bacia	DR
<i>Plesiolebias xavantei</i> (Costa, Lacerda and Tanizaki, 1988)	P	NA	8	bacia	AM
<i>Simpsonichthys flammeus</i> Costa 1989	P	NA	7	bacia	AM
<i>Simpsonichthys mutiradiatus</i> (Costa & Brasil 2004)	P	NA	3	bacia	AM
<i>Trigonectes strigabundus</i> Myers 1925	NA	NA	1	bacia	DR
Anfíbio					
<i>Bokermannohyla cf. pseudopseudis</i>	NA	PI	08	Bacia	DR
Répteis					
<i>Apostolepis longicaudata</i> Amaral 1921	NA	NA	3	bacia	DR
<i>Apostolepis polylepis</i> (Amaral 1921)	NA	DD	3	bacia	DR
<i>Bronia kraoh</i> Vanzolini 1971	NA	NA	3	bacia	DR
<i>Phalotris labiomaculatus</i> Lema 2002	NA	NA	4	bacia	DR
Aves					
<i>Alectrurus tricolor</i> Vieillot 1816	VU	VU	120	maxent	AM
<i>Anodorhynchus hyacinthinus</i> (Latham 1790)	VU	P	373	maxent	AM
<i>Cercomacra ferdinandi</i> Sneathlage 1928	VU	VU	50	maxent	AM
<i>Culicivora caudacuta</i> Vieillot 1818	VU	VU	164	maxent	AM
<i>Geositta poeciloptera</i> (Wied 1830)	VU	VU	97	maxent	AM
<i>Harpyhaliaetus coronatus</i> (Vieillot 1817)	VU	P	343	maxent	AM
<i>Mergus octosetaceus</i> Vieillot 1817	CR	CR	178	maxent	AM
<i>Paroaria baeri</i> Hellmayr 1907	NA	LC	17	Maxent	ENC

<i>Penelope ochrogaster</i> Rafinesque 1815	VU	VU	251	maxent	AM
<i>Procnias averano averano</i> (Hermann 1783)	VU	PI	47	maxent	AM
<i>Pyrrhura pfrimeri</i> Miranda-Ribeiro 1920	VU	P	21	maxent	AM
<i>Suiriri islerorum</i> Zimmer, Whitaker & Oren, 2001	NA	QA	23	maxent	AMR
<i>Synallaxis simoni</i> Hellmayr 1907	VU	NA	16	maxent	AM
<i>Taoniscus nanus</i> (Temminck, 1815)	VU	VU	205	maxent	AM
Mamíferos					
<i>Blastocerus dichotomus</i> Illiger 1815	VU	VU	108	maxent	AM
<i>Calomys tocantins</i> Bonvicino, Lima & Almeida 2003	NA	PI	6	bacia	DR
<i>Chrysocyon brachyurus</i> Illiger 1815	VU	QA	101	maxent	AM
<i>Kerodon acrobata</i> Moojen, Locks & Langguth, 1997	NA	DD	3	bacia	DR
<i>Lonchophylla dekeyseri</i> Taddei et al. 1993	VU	QA	76	maxent	AM
<i>Monodelphis kungsi</i> Pine 1975	NA	PI	41	maxent	AMR
<i>Myrmecophaga tridactyla</i> Linnaeus 1758	VU	VU	435	maxent	AM
<i>Oligoryzomys moojeni</i> Weksler & Bonvicino, 2005	NA	DD	10	maxent	ENC
<i>Oncifelis colocolo</i> (Molina 1782)	VU	QA	10	maxent	AM
<i>Panthera onca</i> Linnaeus 1758	VU	QA	196	maxent	AM
<i>Priodontes maximus</i> (Kerr 1792)	VU	VU	134	maxent	AM
<i>Puma concolor</i> Linnaeus 1771	VU	PI	218	maxent	AM
<i>Thyroptera devivoi</i> Gregorin et al., 2006	NA	NA	2	bacia	DR
<i>Tolypeutes tricinctus</i> (Linnaeus 1758)	VU	DD	43	maxent	AM

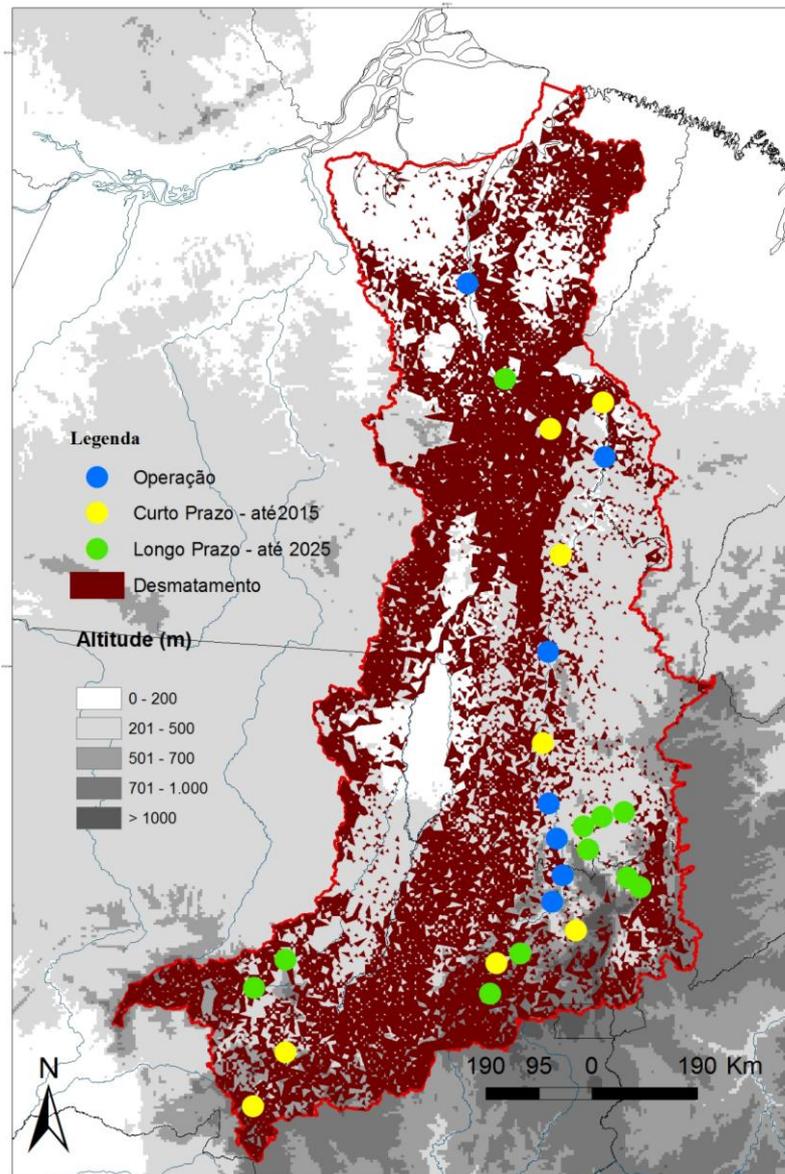


Figura 1: Indicação dos pontos de localização das UHEs em operação e previstas, de acordo com o prazo para instalação. Em vermelho, o desmatamento, em verde, usinas de longo prazo, em amarelo, usinas de curto prazo e em azul, usinas em operação.

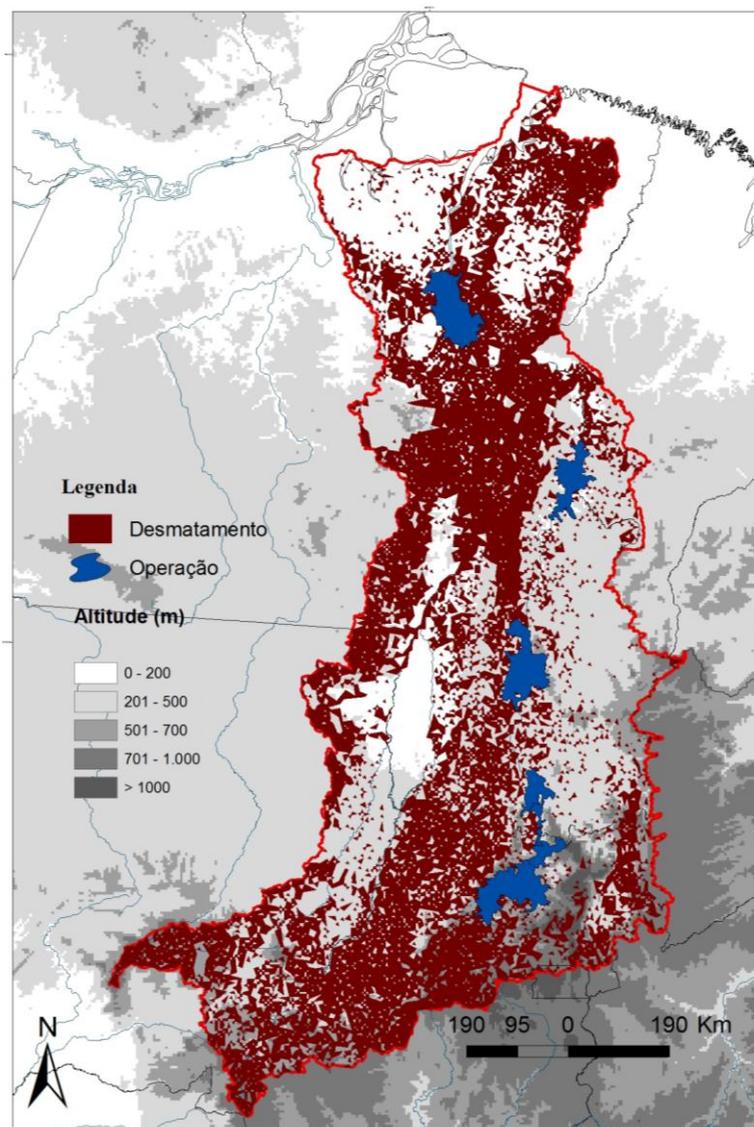


Figura 2: UHEs em operação associados à ottobacias nível seis da ANA (cenário atual). Em vermelho o desmatamento e em azul os reservatórios associados as ottobacias nível 6 da ANA.

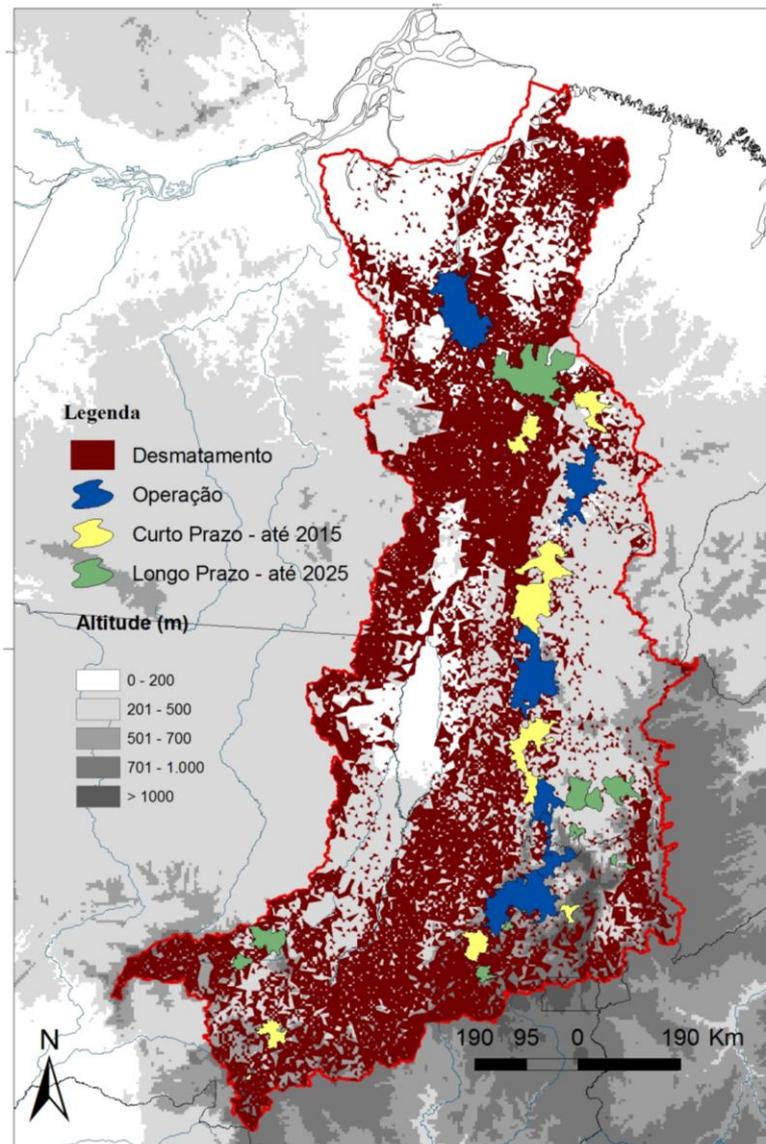


Figura 3: Todos os reservatórios associados as ottobacias nível seis da ANA (Cenário futuro). Em vermelho, o desmatamento, em azul, UHEs em operação, em amarelo UHEs de implantação em curto prazo e em verde, UHEs de implantação em longo prazo.

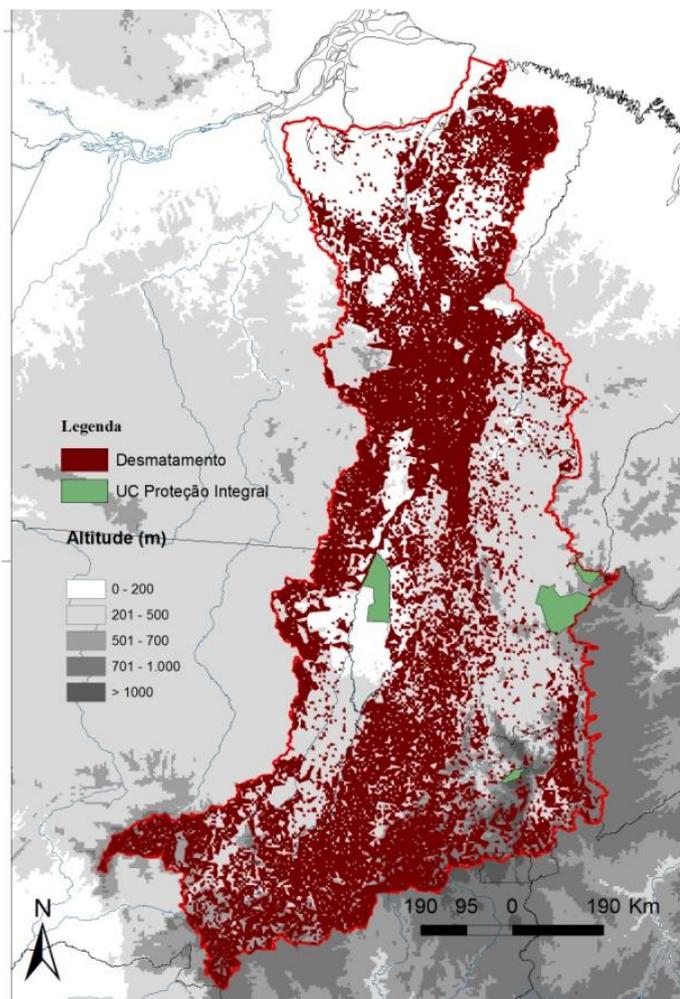


Figura 4: Unidades de Conservação de Proteção Integral e desmatamento na Região Hidrográfica. Em vermelho, o desmatamento e em verde, UCs de Proteção Integral.

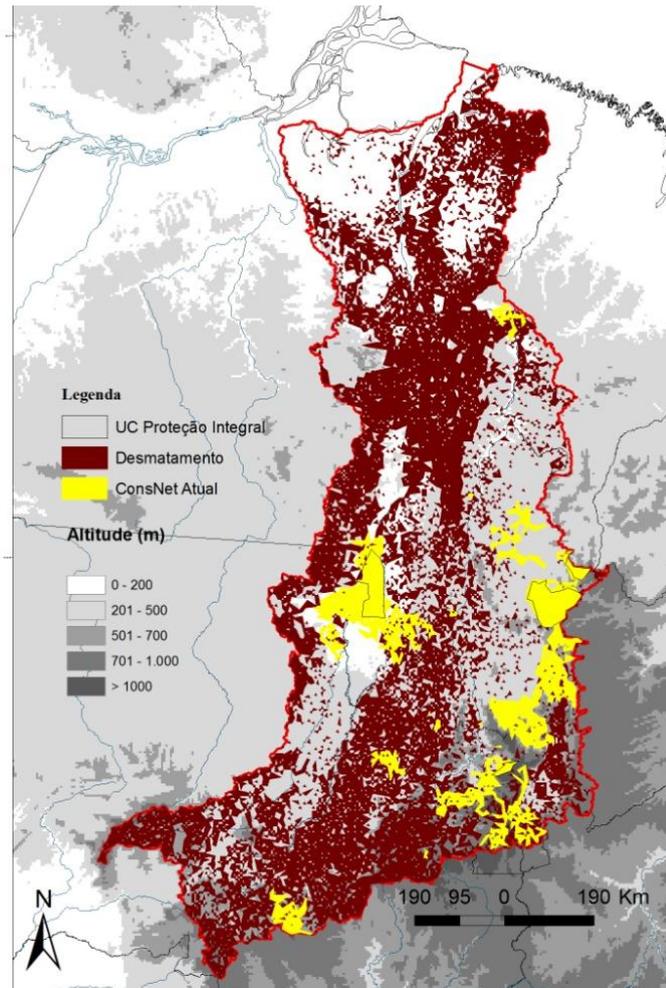


Figura 5 - Solução ConsNet para o cenário atual. A legenda apenas com contorno indica as UCs de Proteção Integral, em vermelho, o desmatamento e em amarelo a solução ConsNet para o cenário atual.

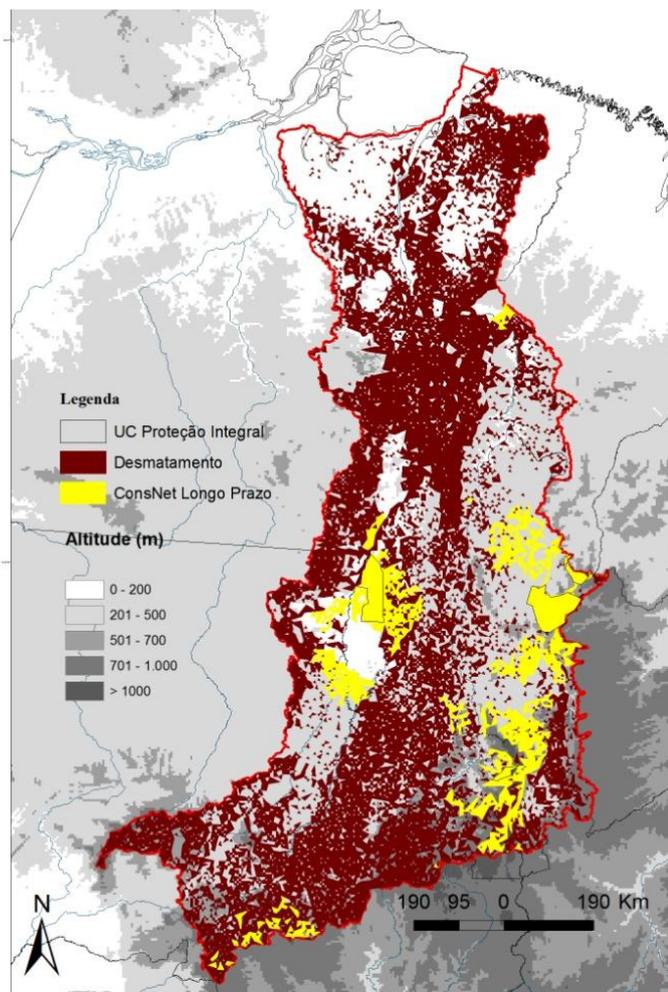


Figura 6 – Solução ConsNet para o cenário futuro. A legenda apenas com contorno indica as UCs de Proteção Integral, em vermelho, o desmatamento e em amarelo a solução ConsNet para o cenário futuro.

ANEXO 1 – DISTRIBUIÇÕES DAS ESPÉCIES

PEIXES

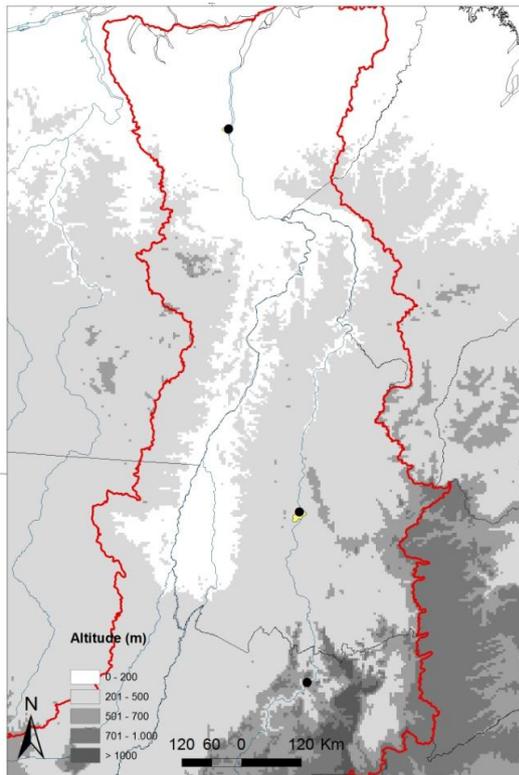


Figura 1 – *Aguarunichthys tocantinsensis*

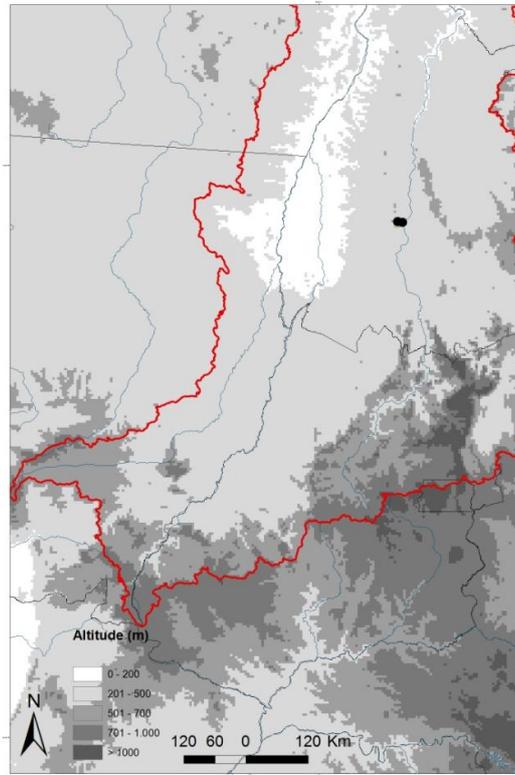


Figura 2 – *Maratecoara formosa*

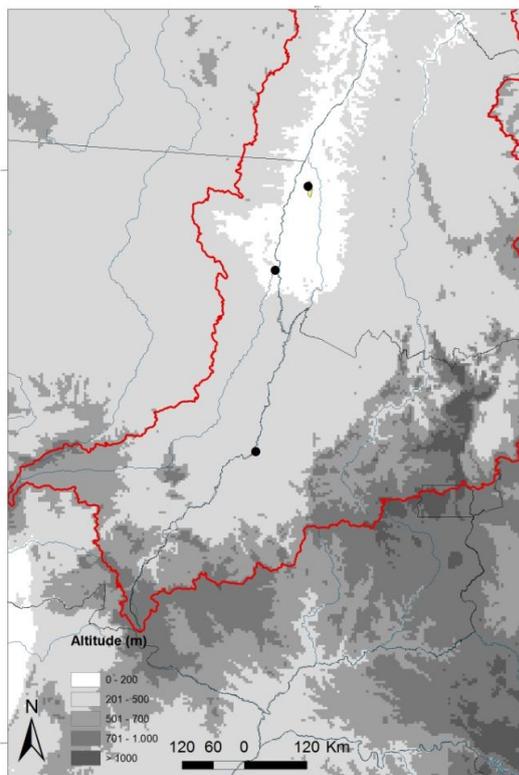


Figura 3 – *Maratecoara lacortei*

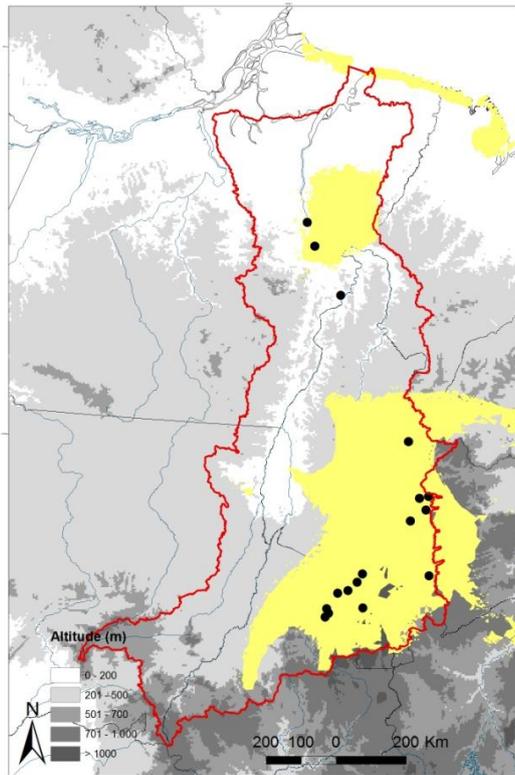


Figura 4 – *Mylesinus paucisquamatus*

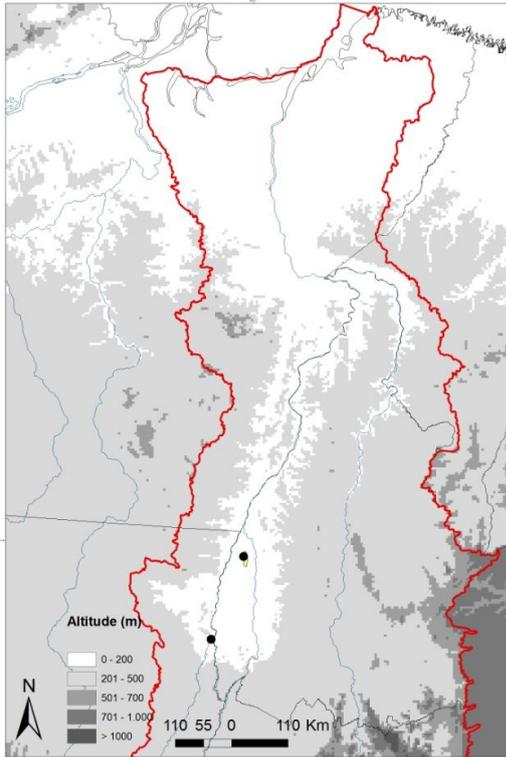


Figura 5 – *Plesiolebias lacerdai*

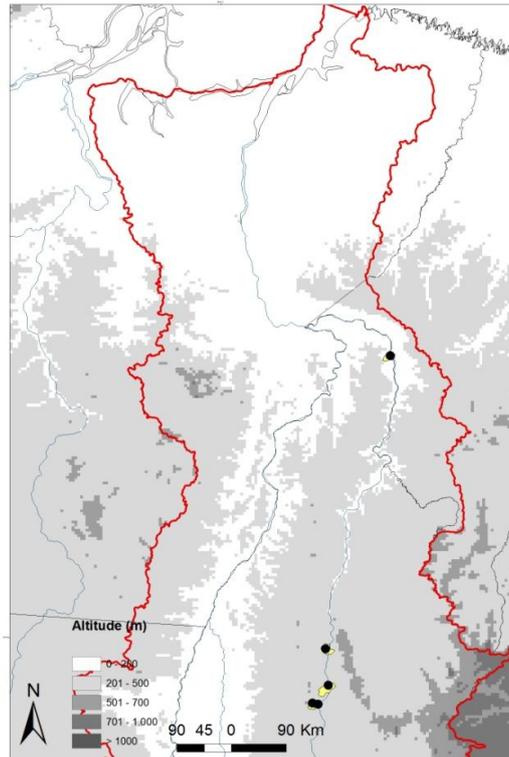


Figura 6 – *Plesiolebias xavantei*

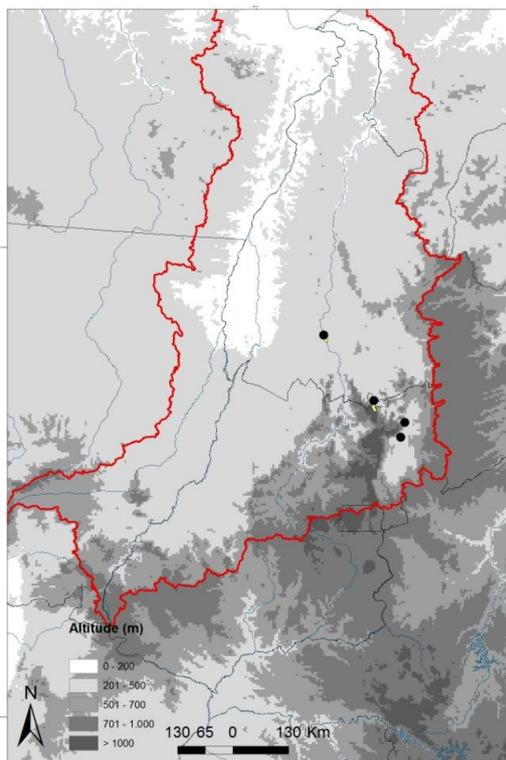


Figura 7 – *Simpsonichthys flammeus*

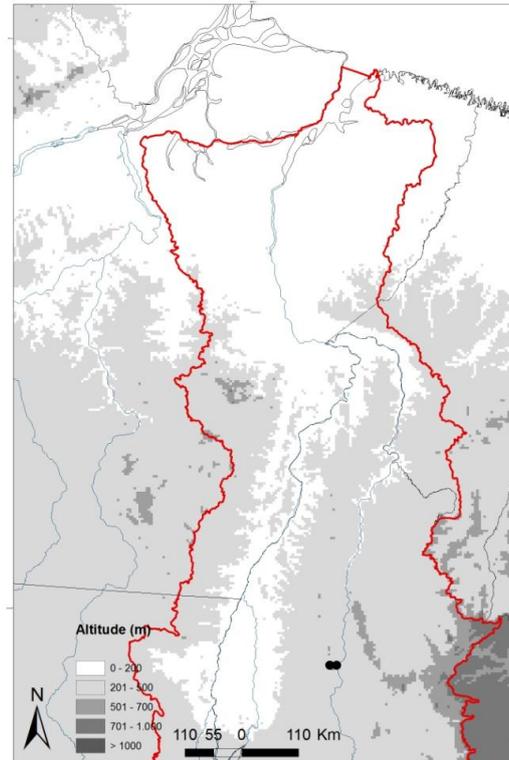


Figura 8 – *Simpsonichthys multiradiatus*

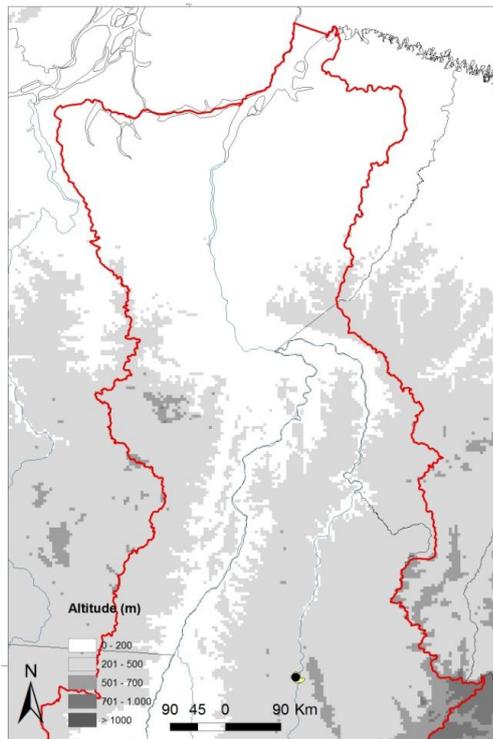


Figura 9 – *Trigonectes strigabundus*

ANFÍBIO

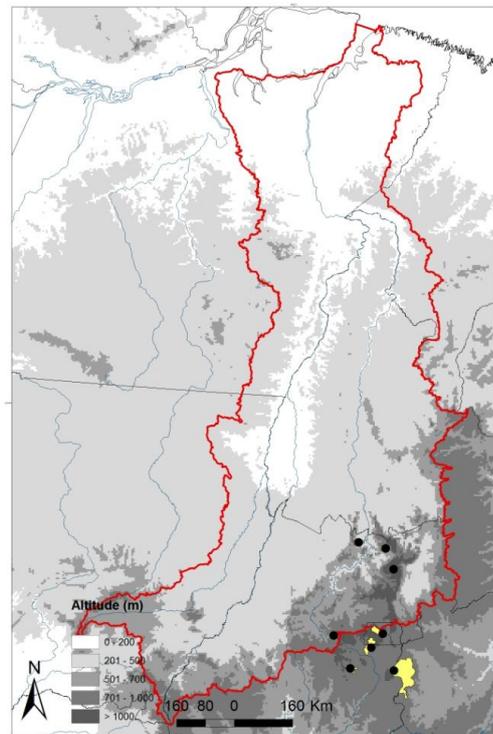


Figura 10 – *Bokermannohyla cf. pseudopseudis*

RÉPTEIS

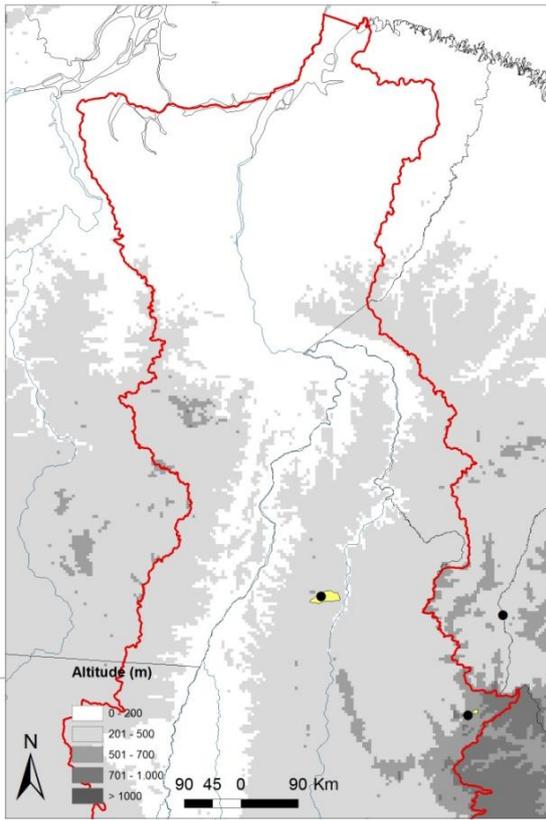


Figura 11 – *Apostolepis longicaudata*

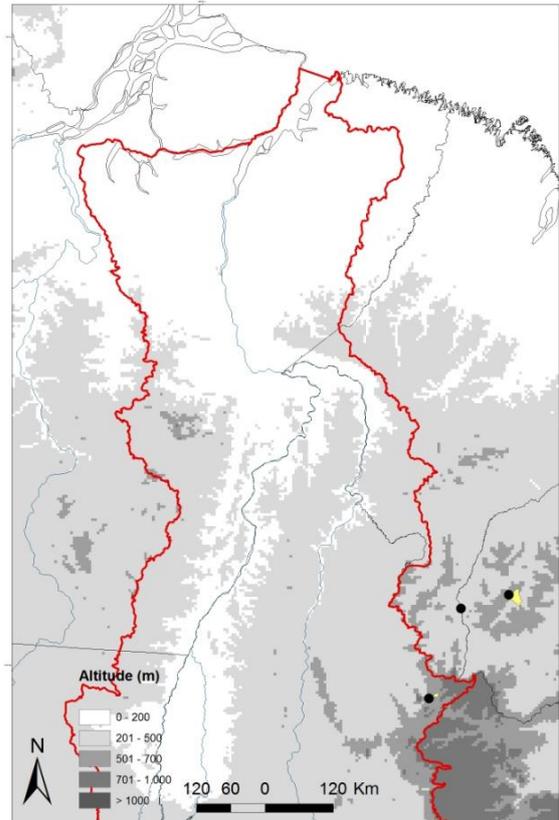


Figura 12 – *Apostolepis polylepis*

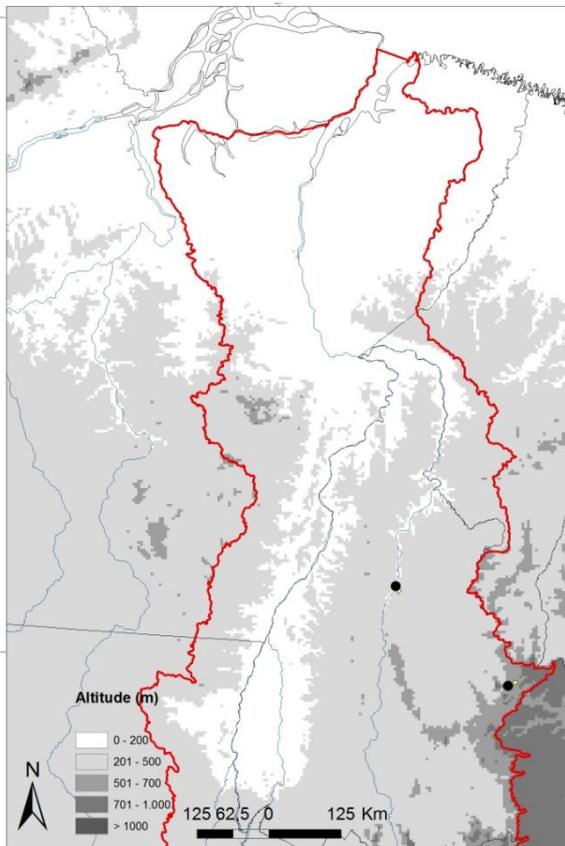


Figura 13 – *Bronia Kraoh*

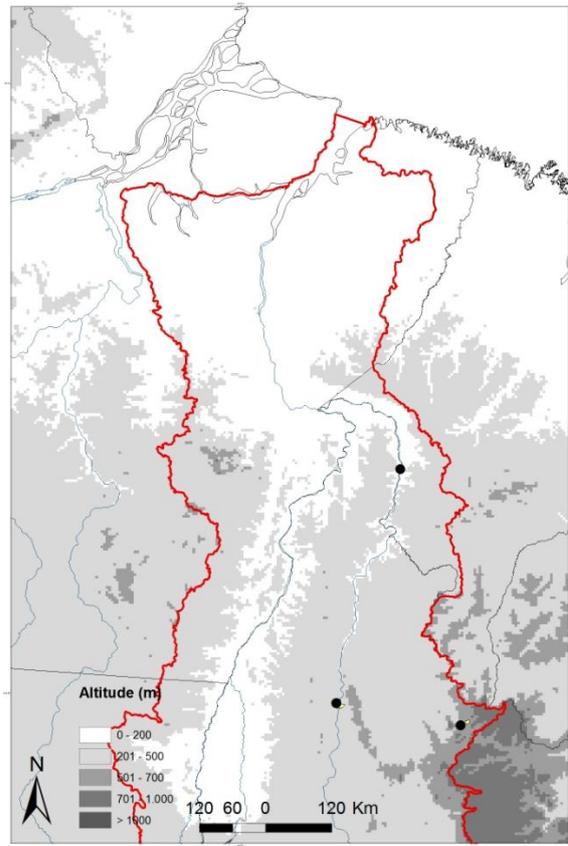


Figura 14 – *Phalotris labiomaculatus*

AVES

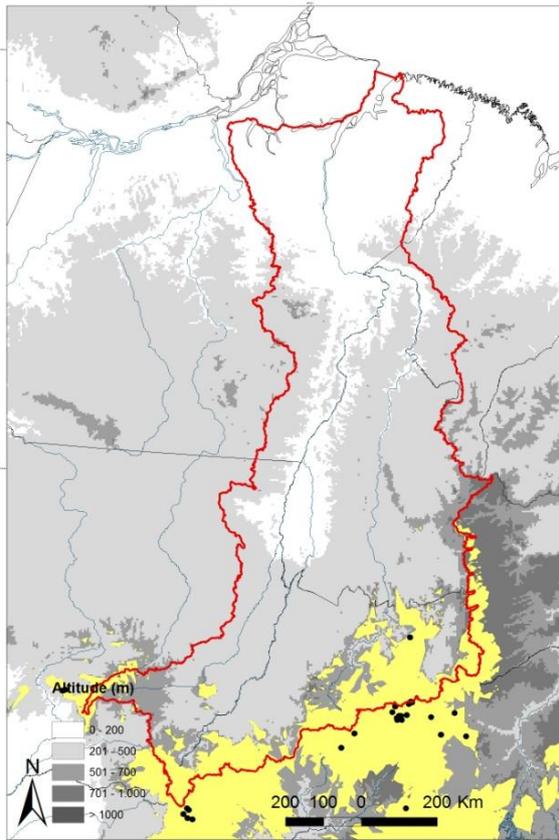


Figura 15 - *Alectrurus tricolor*

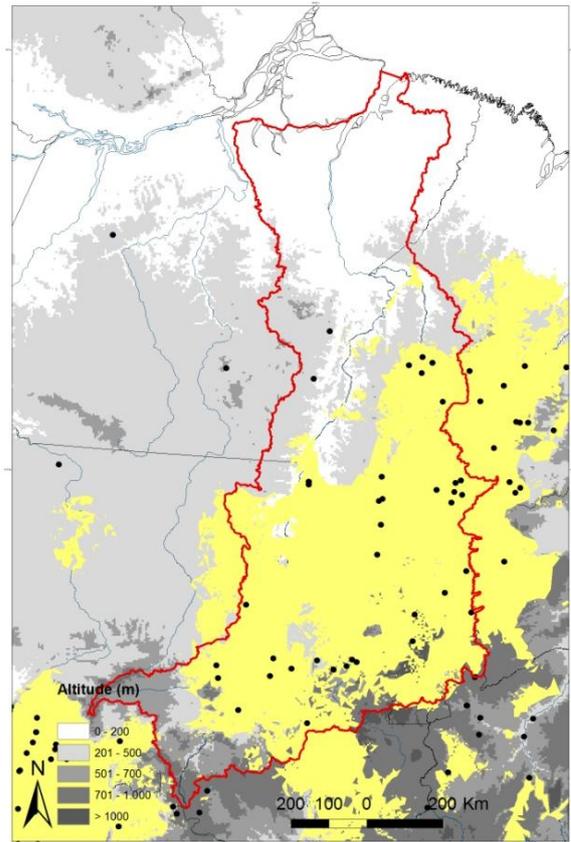


Figura 16 - *Anodorhynchus hyacinthinus*

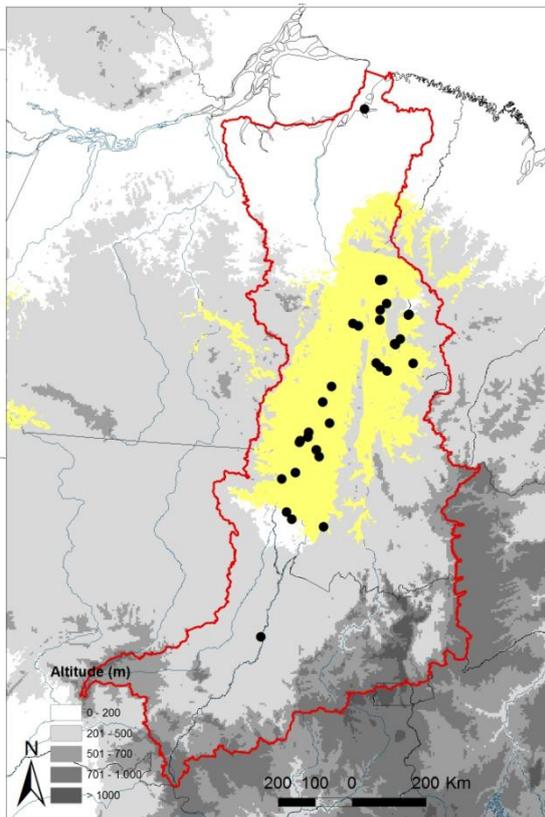


Figura 17 - *Cercomacra ferdinandi*

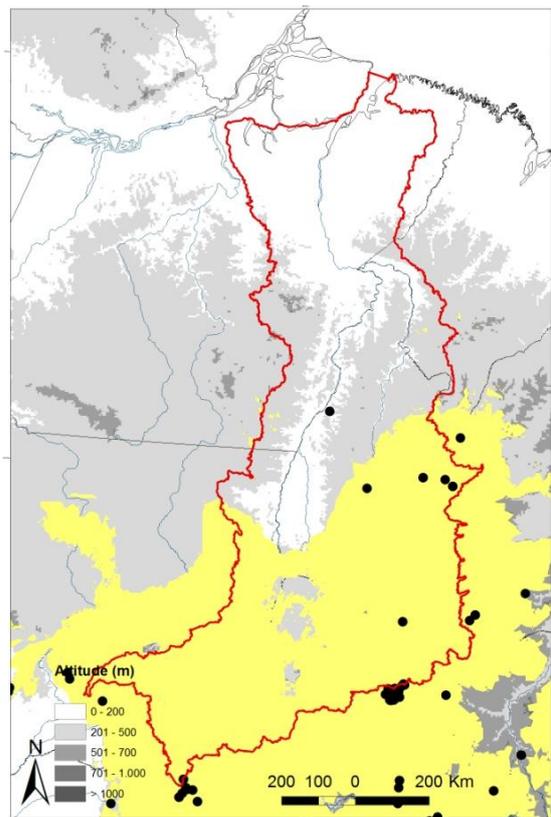


Figura 18 - *Culicivora caudacuta*

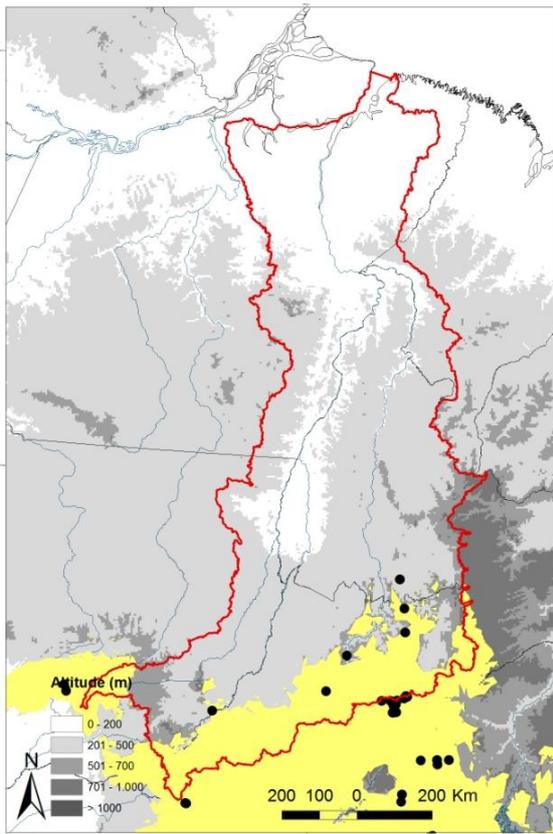


Figura 19 - *Geositta poeciloptera*

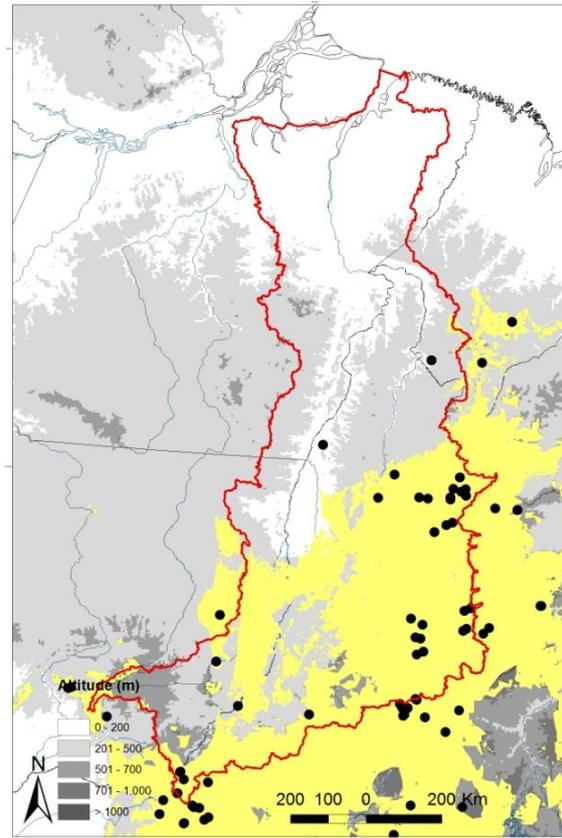


Figura 20 - *Harpyhaliaetus coronatus*

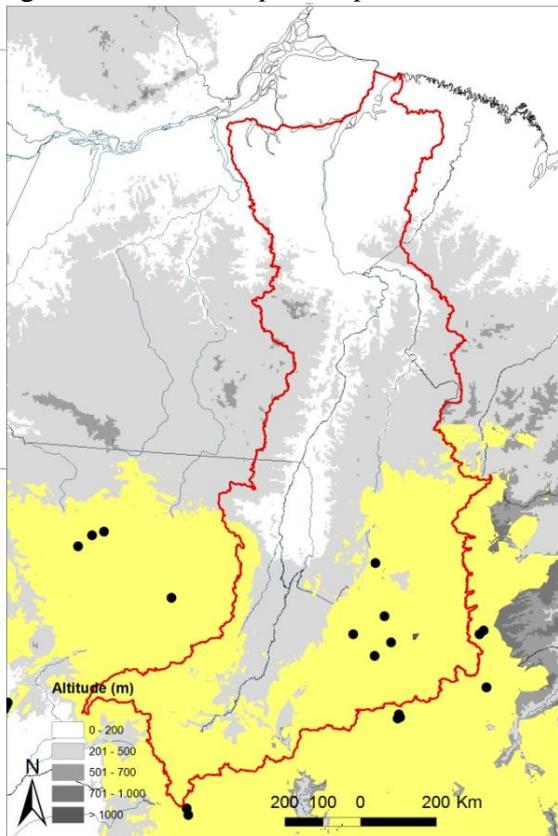


Figura 21 - *Mergus octosetaceus*

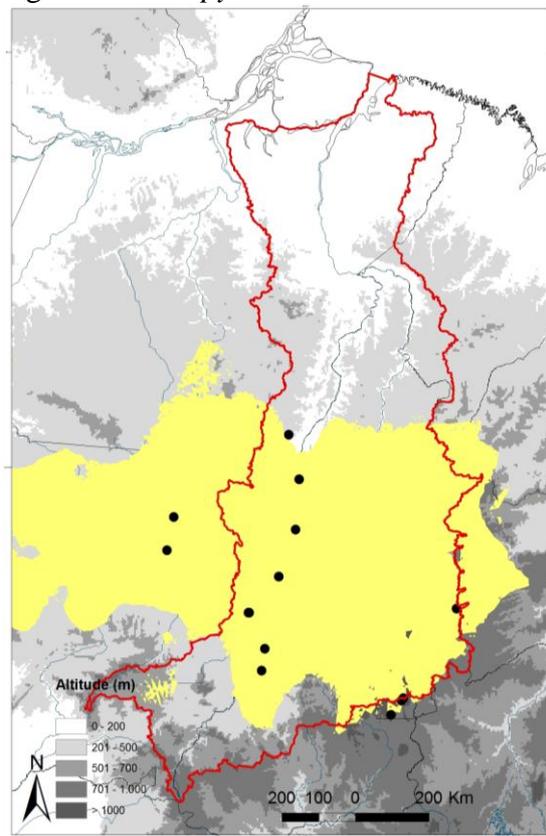


Figura 22 - *Paroaria baeri*

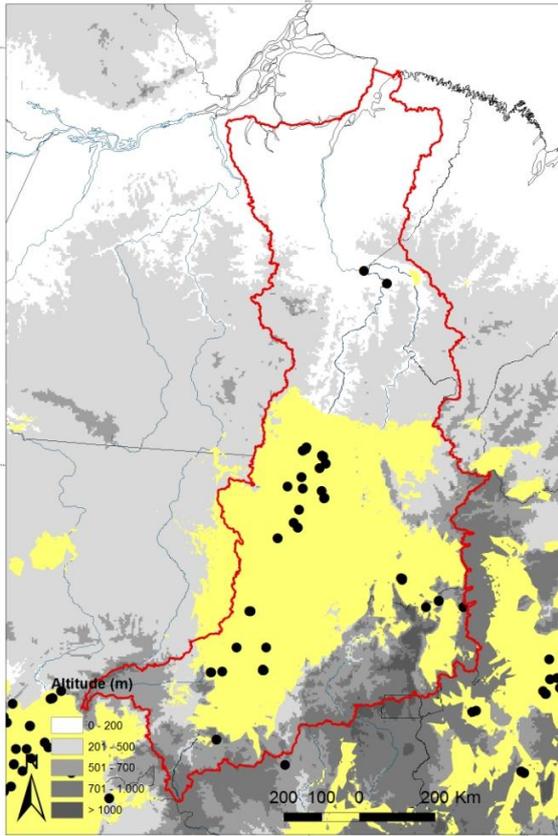


Figura 23 – *Penelope ochrogaster*

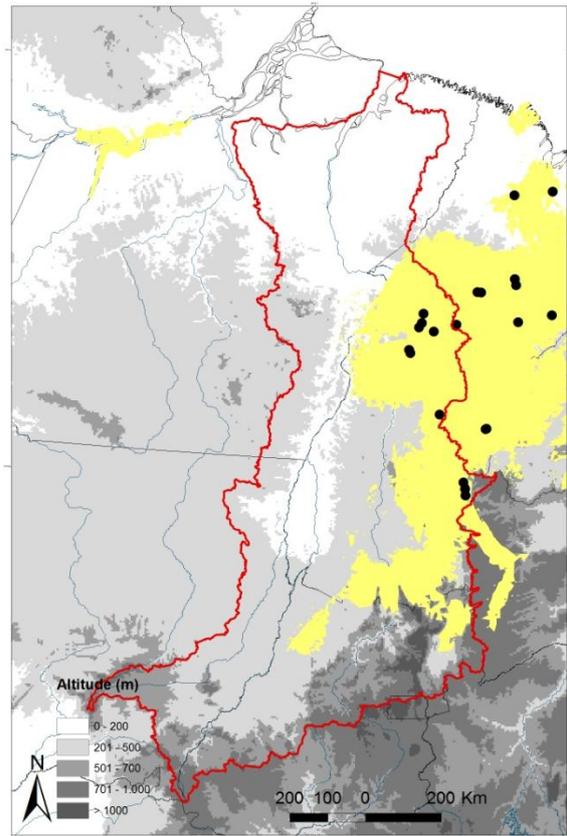


Figura 24 – *Procnias averano averano*

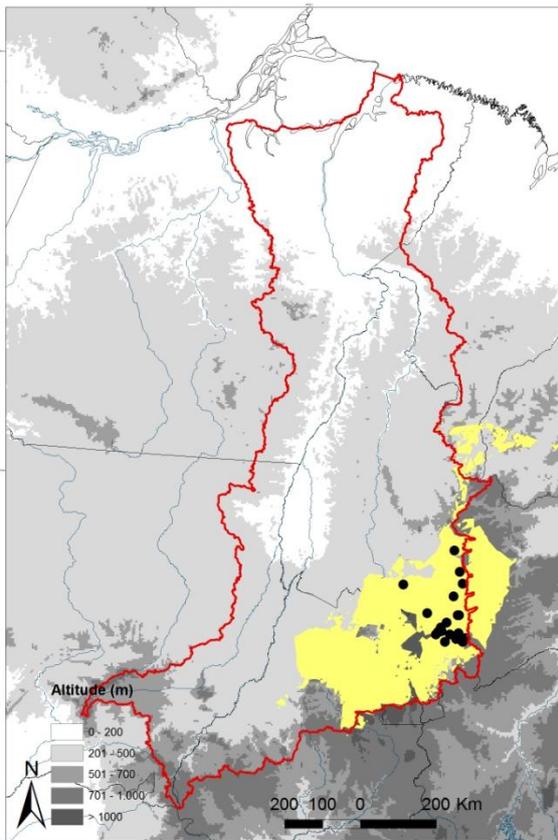


Figura 25 – *Pyrrhura pfrimeri*

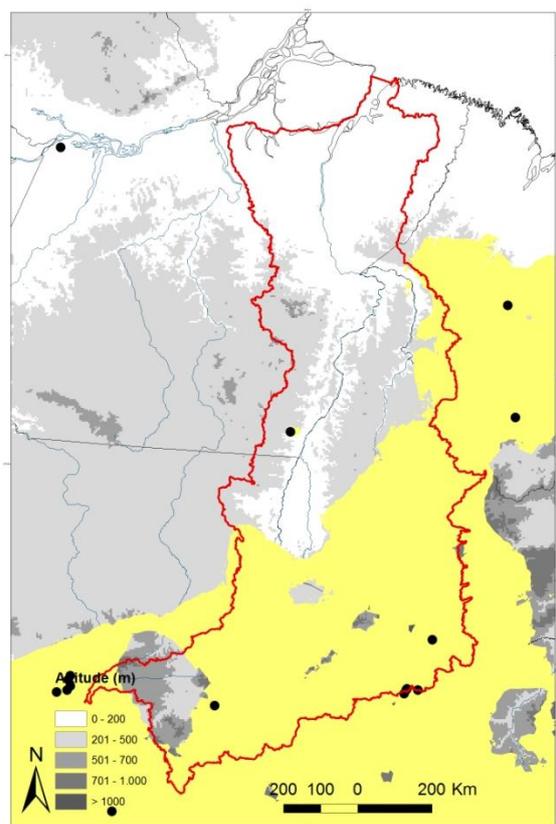


Figura 26 – *Suiriri islerorum*

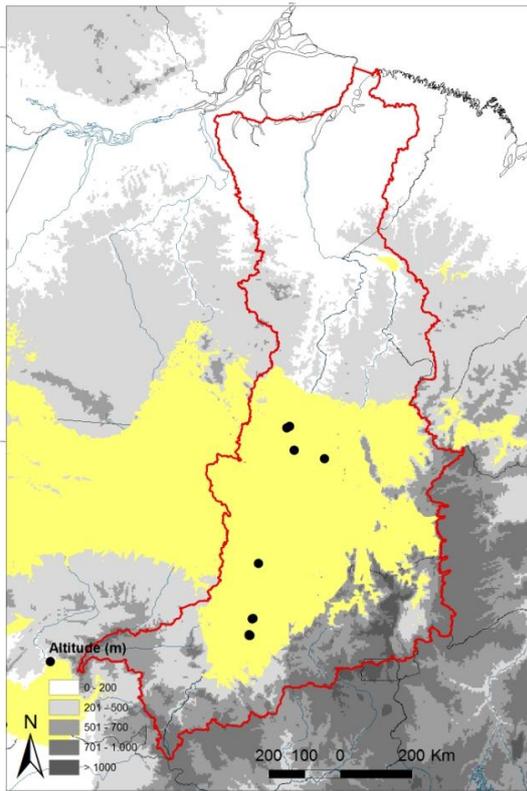


Figura 27 – *Synallaxis simoni*

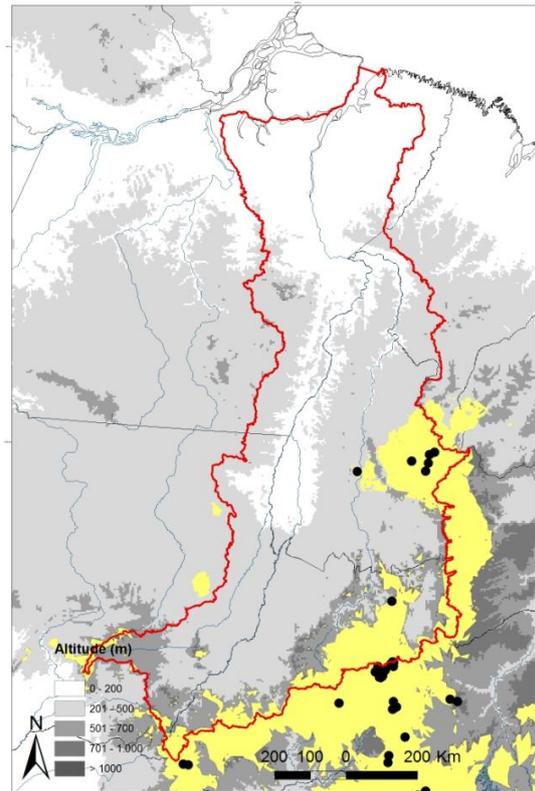


Figura 28 – *Taoniscus nanus*

MAMÍFEROS

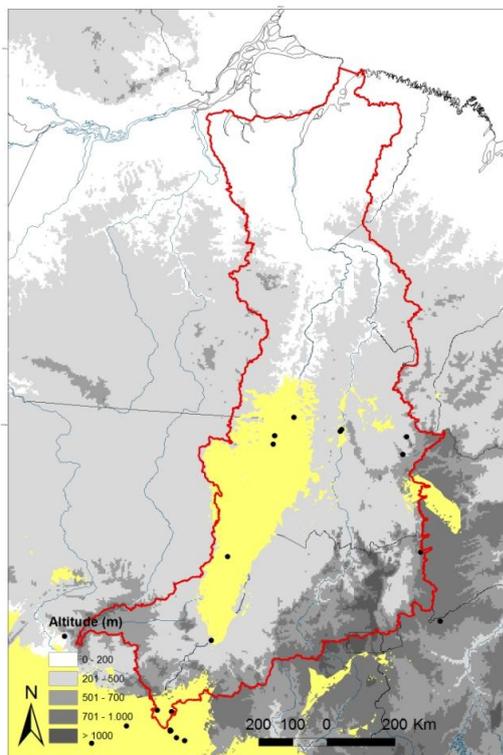


Figura 29 - *Blastocerus dichotomus*

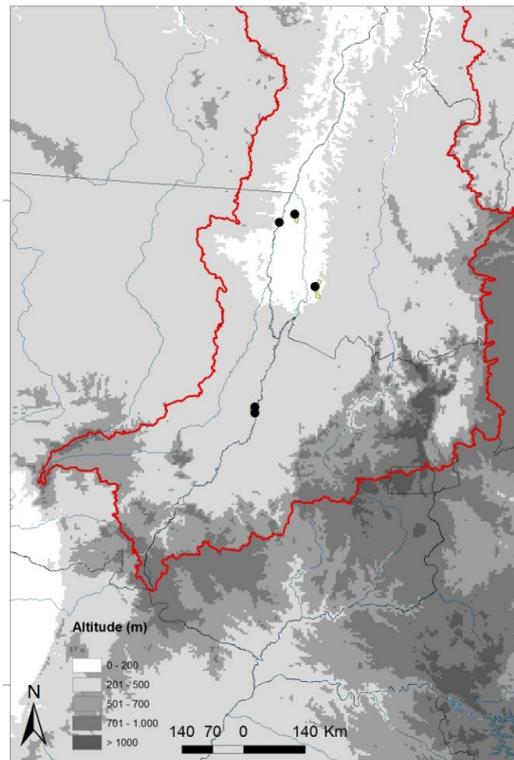


Figura 30 – *Calomys tocantins*

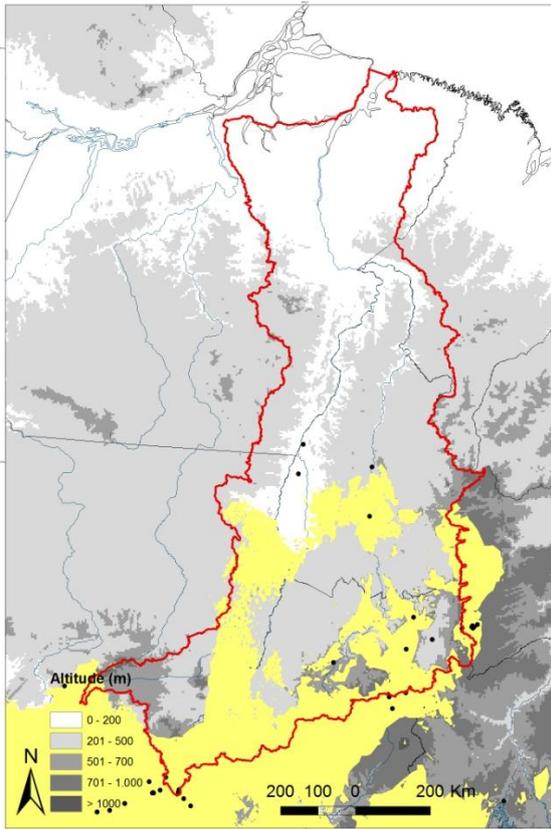


Figura 31 - *Chrysocyon brachyurus*

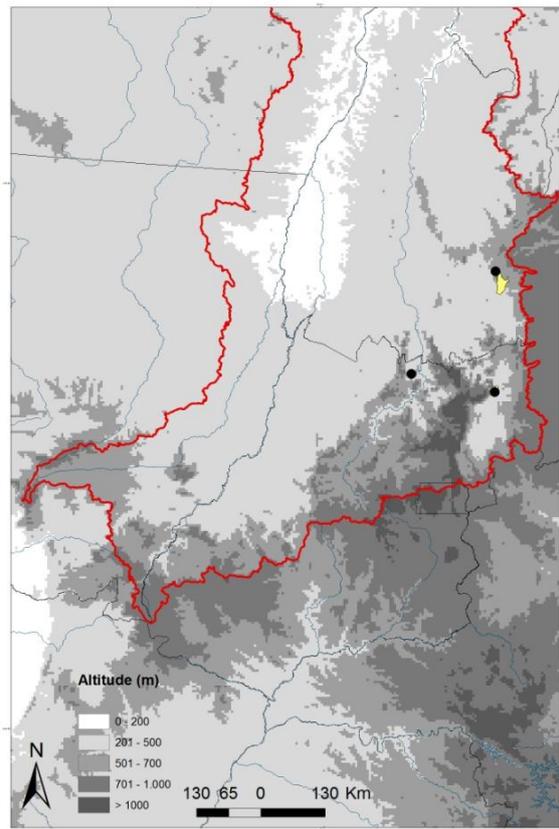


Figura 32 – *Kerodon acrobata*

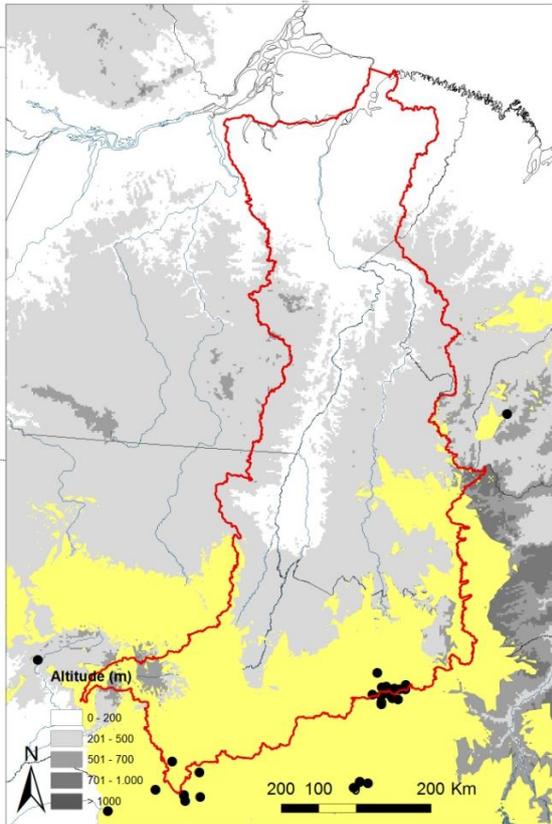


Figura 33 – *Lonchophylla dekeyseri*

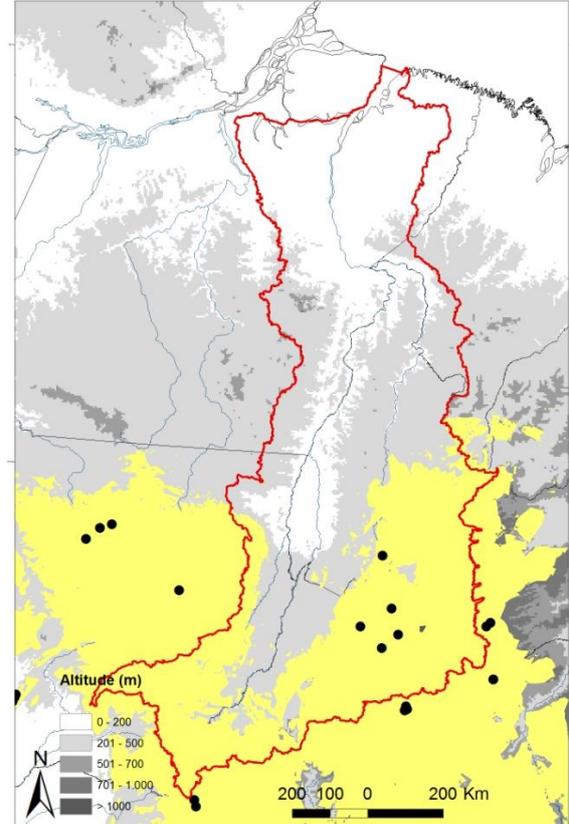


Figura 34 - *Monodelphis kunsi*

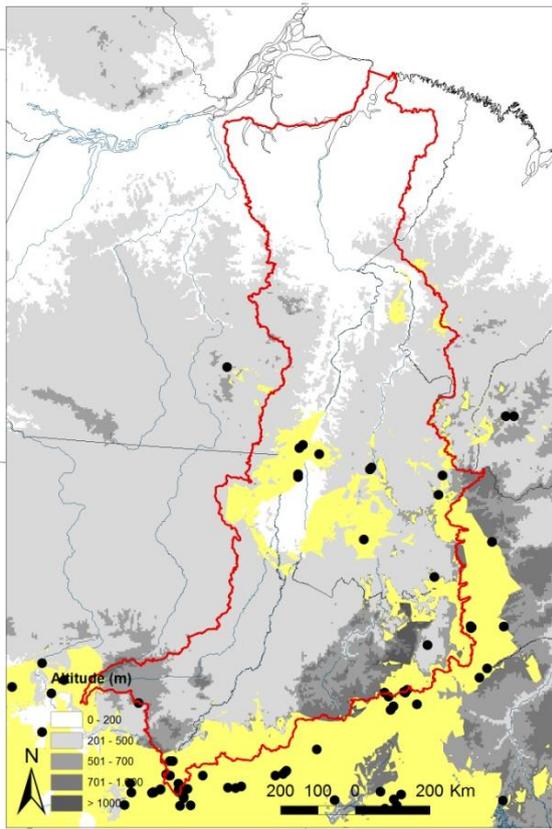


Figura 35 – *Myrmecophaga tridactyla*

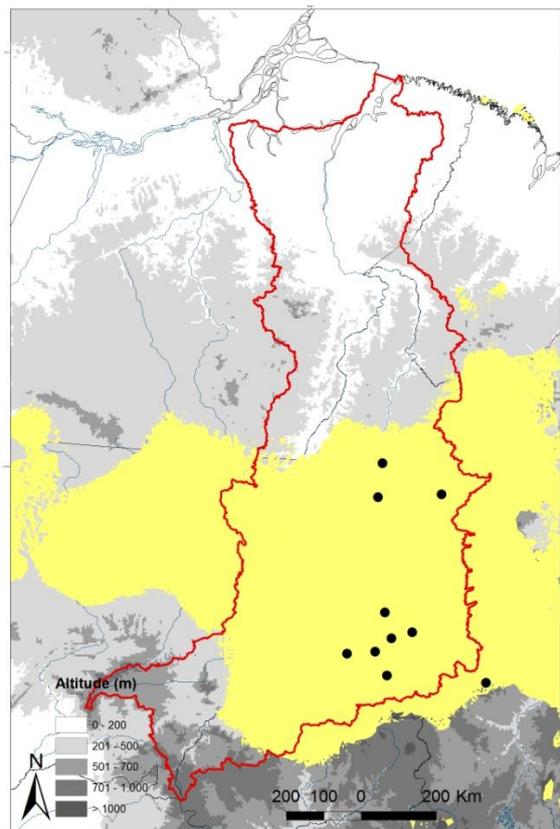


Figura 36 – *Oligoryzomys moojeni*

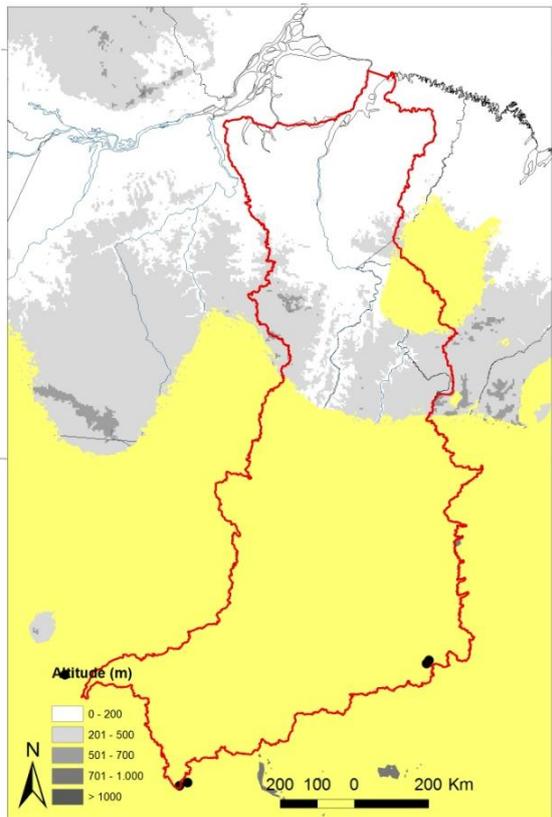


Figura 37 – *Oncifelis colocolo*

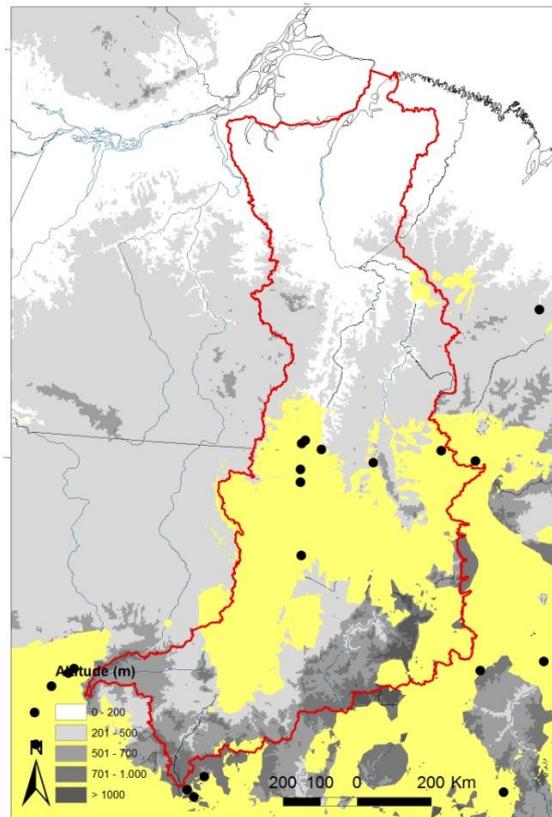


Figura 38 – *Panthera onca*

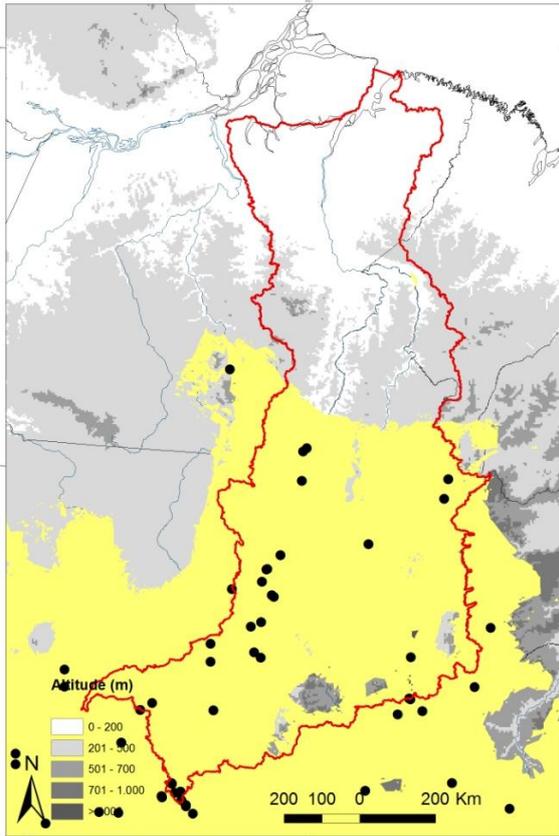


Figura 39 – *Priodontes maximus*

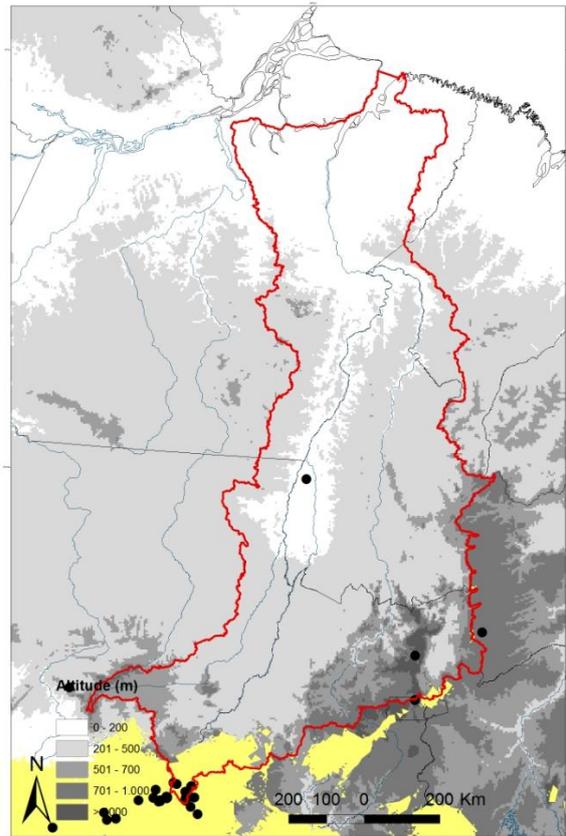


Figura 40 – *Puma concolor*

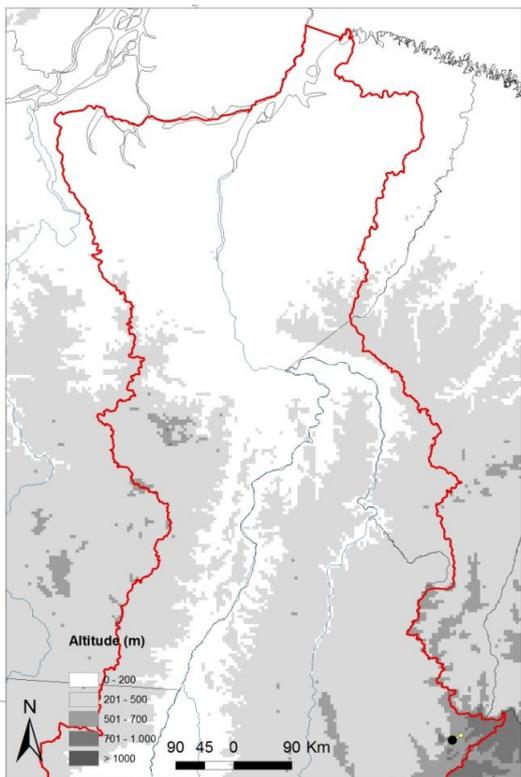


Figura 41 – *Thyroptera devivoi*

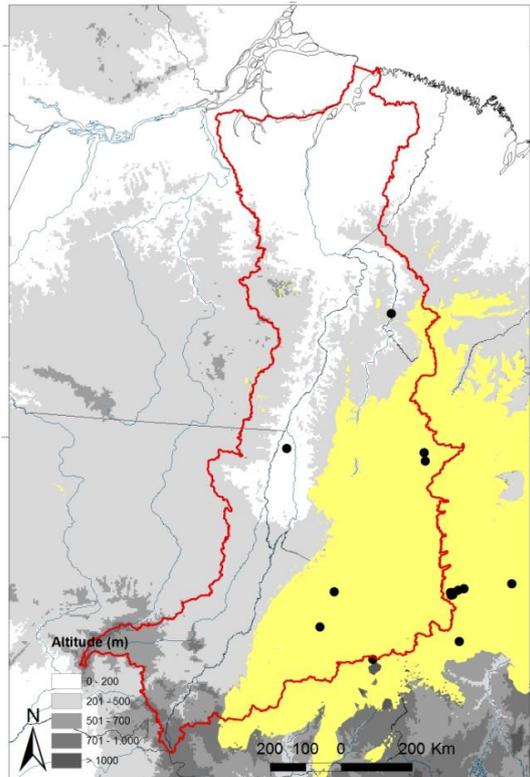


Figura 42 – *Tolypeutes tricinctus*

