

PRODUÇÃO TÉCNICA ITV DS

IDENTIFICAÇÃO DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS CONECTANDO ÁREAS PROTEGIDAS DA AMAZÔNIA ORIENTAL

Relatório Final para o Projeto Biodiversidade na Mineração

Marcelo Awade
Leandro Reverberi Tambosi
Rafael Melo de Brito
Tereza Cristina Giannini

Belém/PA

2019

Título: Identificação de áreas prioritárias para conservação de corredores ecológicos conectando áreas protegidas da Amazônia Oriental.	
Classificação: () Confidencial () Restrita () Uso Interno (x) Pública	Revisão 00

Informações Confidenciais - Informações estratégicas para o Instituto e sua Mantenedora. Seu manuseio é restrito a usuários previamente autorizados pelo Gestor da Informação.

Informações Restritas - Informação cujo conhecimento, manuseio e controle de acesso devem estar limitados a um grupo restrito de empregados que necessitam utilizá-la para exercer suas atividades profissionais.

Informações de Uso Interno - São informações destinadas à utilização interna por empregados e prestadores de serviço

Informações Públicas - Informações que podem ser distribuídas ao público externo, o que, usualmente, é feito através dos canais corporativos apropriados

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

A964 Awade, Marcelo.

Identificação de áreas prioritárias para conservação de corredores ecológicos conectando áreas protegidas da Amazônia Oriental. / Marcelo Awade ... [et al.] – Belém: ITV, 2019.

48 p. : il.

1. Corredores ecológicos - Conservação. 2. Conservação florestal – Amazônia oriental. I. Tambosi, Leandro Reverberi. II. Brito, Rafael Melo de. III. Giannini, Tereza Cristina. IV. Título.

CDD 23. ed. 580.752

Bibliotecária responsável: Nisa Gonçalves / CRB 2 - 525

RESUMO

A perda florestal é uma das maiores ameaças à biodiversidade na Amazônia. Apesar de existirem várias áreas protegidas nessa região, ainda há uma necessidade de se aumentar a conectividade entre essas áreas a fim de assegurar a conservação de espécies florestais. Uma rede de áreas protegidas pode ser delineada a partir da proteção de corredores ecológicos que conectem estas áreas. Neste estudo, apresentamos uma estrutura de trabalho para identificar áreas prioritárias para a conservação de corredores ecológicos que conectam áreas protegidas do leste da Amazônia e para analisar o déficit de reservas legais em imóveis rurais nesta região. Nossos resultados parciais mostraram que existem três sub-regiões que abrigam potenciais corredores florestais na área de estudo. Em conjunto, as áreas prioritárias para a conservação identificadas totalizam 917.629 ha de florestas. Entretanto, a média de déficit de reserva legal nas propriedades rurais que abrigam essas áreas prioritárias foi considerado elevado (55,20 %) sendo que 94,55 % das propriedades possuem menos de 80 % de reserva legal, o exigido por lei. Esta situação pode ser vista como preocupante ao considerarmos que a região estudada é reconhecidamente uma zona de conflitos fundiários intensos. Portanto, recomendamos que um esforço em se delinear projetos de educação ambiental seja empenhado a fim de esclarecer aos proprietários rurais o valor de conservação dos corredores ecológicos aqui identificados. Por fim, discutimos alguns refinamentos e derivações da abordagem apresentada a serem realizados em estudos futuros.

Palavras-chave: Corredores ecológicos. Conservação. Conservação florestal. Amazônia Oriental.

ABSTRACT

Forest loss is one of the greatest threats to biodiversity in the Amazon. Although there are several protected areas in this region, there is still a need to increase connectivity between these areas to ensure the conservation of forest species. A network of protected areas can be outlined from the protection of ecological corridors connecting these areas. In this study, we present a work structure to identify priority areas for the conservation of ecological corridors that connect protected areas of eastern Amazonia and to analyze the deficit of legal reserves in rural properties in this region. Our partial results showed that there are three sub-regions that harbor potential forest corridors in the study area. Together, the priority areas for conservation identified total 917,629 ha of forests. However, the average legal reserve deficit in the rural properties that shelter these priority areas was considered high (55.20%), with 94.55% of properties having less than 80% legal reserve, as required by law. This situation can be seen as worrying when we consider that the region studied is an area of intense land conflicts. Therefore, we recommend that an effort to delineate environmental education projects be undertaken to clarify to rural landowners the conservation value of the ecological corridors identified here. Finally, we discuss some refinements and derivations of the approach presented to be made in future studies.

Keywords: Ecological corridors. Conservation. Conservation of forests. Eastern Amazon.

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	06
2	MÉTODOS	08
2.1	ÁREA DE ESTUDO	08
2.2	COBERTURA FLORESTAL E USO DA TERRA ATUAL E HISTÓRICO	10
2.3	CONECTIVIDADE DO HABITAT FLORESTAL	11
2.3.1	Modelos de circuito	11
2.3.2	Circuitscape e as superfícies de resistência	12
2.4	CADASTRO AMBIENTAL RURAL (CAR)	14
2.5	ANÁLISES	15
2.5.1	Seleção de áreas prioritárias para a conservação de corredores ecológicos	15
2.5.2	Déficit florestal das propriedades rurais	17
3	RESULTADOS	17
3.1	COBERTURA FLORESTAL NA PAISAGEM E POR MUNICÍPIO	17
3.2	CONECTIVIDADE FLORESTAL E ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO	18
3.3	DISTRIBUIÇÃO DE TAMANHOS DE PROPRIEDADES RURAIS E DÉFICIT DE RESERVA LEGAL	20
4	DISCUSSÃO	21
5	CONCLUSÃO	24
	REFERÊNCIAS	25
	APÊNDICES	30

1 INTRODUÇÃO

O desflorestamento é uma das maiores ameaças à integridade dos ecossistemas tropicais do mundo. A conversão de extensas áreas florestais em propriedades rurais destinadas a agropecuária ou em áreas destinadas à mineração, assim como a extração madeireira ilegal são considerados os principais propulsores do desmatamento das florestas tropicais (Fearnside 2005, 2008; Morton et al., 2006; Hosonuma et al., 2012; Asner et al., 2013). Esta brusca alteração ambiental causada pelo desmatamento gera impactos ecológicos que vão além da perda massiva de espécies, incluindo mudanças consideráveis na composição das comunidades, perda de diversidade taxonômica e funcional, e a perda e desvalorização de serviços ecossistêmicos, como qualidade da água, por exemplo (Martínez et al., 2009; Barlow et al., 2016). Portanto, estudos ecológicos e o planejamento ambiental em áreas naturais sob pressão antrópica são fundamentais para conciliar o desenvolvimento sócio- econômico e a conservação da biodiversidade e dos processos ecossistêmicos nesses locais.

As políticas ambientais e leis de muitos países exigem que qualquer atividade causadora de impactos ao ambiente deve ser mitigada ou compensada. Desta forma, existe uma demanda crescente pela elaboração de práticas que reduzam os efeitos negativos da perda florestal (Margules and Pressey, 2000; Chazdon et al., 2017). No entanto, variações regionais na intensidade e padrão de desmatamento, decorrentes dos históricos particulares de perturbação de diferentes regiões, consistem em um dos aspectos que torna complexo e, muitas vezes, contingencial o processo de elaboração de estratégias de manejo e conservação de florestas tropicais. No Brasil, temos um caso bastante elucidativo ao observamos os padrões de desmatamento das suas duas principais florestas, a Amazônia e a Mata Atlântica (Pádua, 2015). Por um lado, a Mata Atlântica possui um histórico de mais de 500 anos de perturbação antrópica intensa (Dean, 1996). Consequentemente, restaram apenas cerca de 12% da floresta original, distribuídos majoritariamente em pequenos fragmentos de floresta secundária submetidos a um elevado efeito de borda (Ribeiro et al., 2009). Por outro lado, o desmatamento em largas proporções da Amazônia é um processo muito mais recente, que se iniciou no início do século passado e se intensificou somente a partir da década de 1970 (Pádua, 2015). Até 2016, ainda existiam cerca de 80 % das florestas da Amazônia (Fearnside, 2008; INPE, 2018), sendo que o desmatamento deste bioma vem ocorrendo predominantemente de suas bordas para seu centro. Este padrão gerou uma zona de transição entre um enorme contínuo florestal e o ambiente antrópico circundante, a qual foi denominada arco do desmatamento (Vieira et al., 2008). Neste sentido, a Amazônia representa uma oportunidade única de se estudar melhores práticas para conciliar a ocupação humana, o desenvolvimento regional e a conservação deste bioma, evitando, assim, o avanço descontrolado do desmatamento e o manejo inadequado da floresta antes que ela seja profundamente perturbada (Dean, 1996).

Proteger os habitats ou corredores ecológicos usados pelas espécies é uma das práticas gerais frequentemente adotadas em estratégias de conservação da biodiversidade (Panfil & Harvey 2015). No Brasil, a proteção de seus biomas originais é garantida por leis que regulamentam, dentre outras coisas, a criação de unidades de conservação em terras públicas e

restringem o uso humano destes espaços (*e.g.*, Ministério do Meio Ambiente, 2011). Ademais, a demarcação de terras indígenas também acaba cumprindo um papel fundamental na conservação da biodiversidade (Schwartzman et al., 2013). Embora sejam destinadas a atender à demanda de abrigar povos tradicionais, as terras indígenas são áreas protegidas por lei, sendo que grande parte delas, especialmente na Amazônia, mantém a vegetação natural em estado pouco degradado. Entretanto, a efetividade de áreas protegidas em conservar a biodiversidade esperada de um determinado local ainda é um assunto debatido na literatura (Bruner et al., 2001; Rodrigues et al., 2004; Watson et al., 2014; Panfil & Harvey, 2015). Apesar de alguns pesquisadores recomendarem que 10 % das áreas naturais do planeta devam ser protegidas, muito se discute sobre a necessidade de se tentar estabelecer uma única proporção válida para qualquer ambiente (Convention on Biological Diversity, 2005). Na Amazônia, por exemplo, porções consideráveis de habitats de algumas das unidades de conservação encontram-se perturbados; portanto, espera-se que a diversidade destas áreas protegidas seja menor que aquela de uma área florestal intacta de mesmo tamanho. Além disso, argumenta-se que a conectividade entre áreas protegidas é muitas vezes baixa, o que reduz a efetividade destas áreas em preservar a biodiversidade (Saura et al., 2017). Neste sentido, proteger corredores ecológicos que conectem as áreas já protegidas de um bioma passa a ser uma prática bastante recomendável, especialmente em regiões como a do arco de desmatamento da Amazônia, onde o habitat das espécies se encontra fragmentado e onde o histórico de desmatamento intenso é mais recente.

Corredor ecológico é um conceito com definição ampla e flexível (Hess and Fischer, 2001; van der Windt and Swart, 2008). Numa visão mais estrita, são estruturas lineares contínuas de habitat, como cercas vivas ou matas ripárias, que conectam dois fragmentos que estariam isolados se não fosse a presença desses corredores (Hilty et al., 2006). Num sentido mais amplo, corredores ecológicos são regiões que facilitam e concentram o fluxo biológico em uma paisagem; portanto, são zonas que oferecem alta conectividade para um dado habitat em questão (Ayres et al., 2005; Sanderson et al., 2006). Esta concepção se encaixa melhor em escalas espaciais grandes, em que os corredores apenas indicam regiões de alto potencial de fluxo de organismos, não precisando formar, necessariamente, ligações contínuas entre as áreas que conectam. Por facilitarem o fluxo de indivíduos e, conseqüentemente, o fluxo gênico entre populações, a existência dessas regiões de alta conectividade em uma paisagem pode reduzir o risco de extinção das espécies por estocasticidades demográficas e/ou por endogamia, aumentando a riqueza das comunidades que habitam as áreas conectadas por esses corredores (Hilty et al., 2006; Damschen et al., 2006).

Embora a identificação e proteção de corredores ecológicos sejam bastante recomendados, principalmente no planejamento de redes de áreas protegidas (Belote et al., 2017; Hofman et al., 2018), esta prática ainda é incipiente nas estratégias de conservação da biodiversidade brasileira. Por exemplo, a despeito dos dispositivos legais que regulam a proteção de matas ripárias (*e.g.*, a lei que regulamenta as áreas de proteção permanentes), poucos proprietários rurais respeitam rigorosamente o determinado. Além disso, ainda são poucos os projetos com objetivos claros a respeito das áreas a serem conectadas por

corredores (Panfil & Harvey, 2015), e que sejam delineados em escalas espaciais amplas, como necessário em estudos que visem identificar corredores que conectem áreas protegidas. Portanto, um maior investimento em pesquisas nesta área é essencial para que políticas ambientais efetivas possam ser implementadas. Diante do cenário político brasileiro atual, esta empreitada se tornou urgente (Kehoe et al., 2019).

Neste estudo, desenvolvemos uma estrutura inicial de trabalho que nos permitiu **i)** identificar áreas prioritárias para conservação visando a proteção de potenciais corredores ecológicos que conectam áreas protegidas do leste da Amazônia e **ii)** analisar o déficit de reservas legais nas propriedades rurais da região. Devemos enfatizar que descrevemos, aqui, um primeiro panorama geral da região estudada, a fim de identificar áreas que demandam maior atenção de planejadores e formadores de políticas públicas ambientais. Mais especificamente, buscamos analisar como se dá a distribuição espacial das áreas prioritárias identificadas e descrever a situação das propriedades rurais que abrigam essas áreas, em termos de proporção de reserva legal. Estas análises foram realizadas para a área de estudo como um todo ou no nível dos municípios nela contidos. Por fim, discutimos as limitações metodológicas de nossa abordagem e apresentamos possíveis avanços e refinamentos desta abordagem a serem realizados em estudos futuros. Esperamos que este estudo estimule a realização de mais pesquisas na área e forneça informações relevantes para embasar a elaboração de políticas de conservação cientificamente fundamentadas.

2 MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo está localizada na região sudeste do estado do Pará, Brasil. Selecionamos uma área retangular de 11.910.834 ha ($4^{\circ}55'4.55''$ S- $7^{\circ}26'52.36''$ S e $49^{\circ}43'1.66''$ W- $54^{\circ}14'33.76''$ W), que incorporou 19 municípios, sendo dois deles, Cumarú do Norte e Senador José Porfírio, completamente representados nesta área (tab. S1, fig. 1). A área de estudo também inclui o mosaico de áreas protegidas de Carajás (**MC**) a leste (fig. 1) e uma extensa região a oeste do MC, em cujas extremidades norte, sul e oeste encontra-se parte de um outro mosaico de áreas protegidas (49,16 % da área de estudo), que denominaremos daqui em diante de mosaico de áreas protegidas do Xingu (**MX**; fig. 1). Ademais, a nordeste do MC, encontra-se a Terra Indígena Parakanã (**TIP**), que também foi parcialmente abrangida em nosso enquadramento da área de estudo (106.825 ha, representando 30,43 % de sua área total e 0,9 % da área de estudo).

O MC possui 1.239.683 ha (10,4 % da área de estudo), abrigando a Terra Indígena Xikrin do Rio Cateté e mais cinco unidades de conservação (fig. S1), das quais destacamos a Floresta Nacional de Carajás (**FNC**) e o recém decretado Parque Nacional dos Campos Ferruginosos (**PNCF**). Com 332.463 ha, a FNC protege a Serra dos Carajás, uma cadeia montanhosa em que afloramentos de minério de ferro são frequentes nos topos de morro. Por ser uma unidade de conservação de uso sustentável, o plano de manejo da FNC permite a exploração mineral em seu interior (Ministério do Meio Ambiente, 2011), o que vem sendo

realizado há mais de três décadas pela companhia Vale S.A., principalmente pela exploração do minério de ferro. Como meio de compensar os impactos causados pela mineração na FNC, em 2017 foi decretado o PNCF (Decreto sem nº, de 5 de junho de 2017). Com 79.041 ha, o PNCF protege tanto a Serra do Tarzan em sua porção oeste, que anteriormente pertencia a FNC, e a Serra da Bocaina em sua porção leste, uma área bastante antropizada que anteriormente era de uso particular, portanto não protegida. Dado que ambas as serras também possuem afloramentos ferrosos nos topos de seus morros, e por ser a única unidade de conservação do MC pertencente à categoria de Proteção Integral (*i.e.*, em que o uso direto dos recursos naturais é proibido por lei; Ministério do Meio Ambiente, 2011), o PNCF possui um papel fundamental na proteção e conservação desses ambientes.

O MX é composto por 74 áreas protegidas (unidades de conservação e terras indígenas) abrangendo uma área de 146.182.307 ha, que não se limita ao estado do Pará, mas se estende também pelo leste-sudeste do Amazonas e pelo norte do Mato Grosso (fig. S1). Destas áreas protegidas, nove (quatro unidades de conservação e cinco terras indígenas) foram contempladas parcial ou totalmente na área de estudo. A porção do MX inserida na área de estudo possui 5.855.463 ha (representando 4 % de sua área total). O MX é essencial para a manutenção de um corredor ecológico ligando o leste ao leste da Amazônia (Ayres et al., 2005). Destacamos também que este mosaico de áreas protegidas é crucial para a manutenção das culturas indígenas da região, em especial a Kayapó, visto que o MX engloba um dos maiores agrupamentos de terras indígenas da Amazônia.

Fitofisionomicamente, a área de estudo é dominada pela floresta ombrófila densa. Nas manchas de afloramento de ferro que ocorrem em topos de morro das serras mencionadas acima, cresce uma vegetação característica deste solo ferroso, denominada *cangas*. Na região não protegida da área de estudo observamos uma paisagem bastante fragmentada, dominada por uma matriz não florestal agropastoril (Souza-Filho et al., 2016). Em termos de biodiversidade, a área de estudo abriga uma fauna e flora rica, que inclui espécies globalmente ameaçadas de extinção, como a arara-azul (*Anodorhynchus hyacinthinus*), o macaco cuxiú (*Chiropotes utahickae*) e a onça-pintada (*Panthera onca*) (Pacheco et al., 2007; Pinheiro et al., 2012; Carvalho et al., 2014). Hidrograficamente, a área de estudo está inserida nas sub-bacias dos rios Xingu (70,42 % da área de estudo) e Araguaia (29,58 % da área de estudo), pertencentes, respectivamente, às bacias dos rios Amazonas e Tocantins (Agência Nacional de Águas: <http://dadosabertos.ana.gov.br/datasets/>).

Tentativas iniciais de definir a área de estudo como toda a extensão das sub-bacias do Xingu e do Araguaia se mostraram inviáveis devido à excessiva demanda de memória computacional para processar este volume de dados. Visto que nosso objetivo principal é apresentar uma estrutura de trabalho inicial para identificar áreas prioritárias para implementação de corredores ecológicos ligando o MC a outras áreas protegidas relevantes ao seu redor, optamos por reduzir o enquadramento da área de estudo de modo a abranger os setores das duas bacias hidrográficas que contêm as áreas protegidas de interesse neste estudo. Notamos também que a área de estudo faz parte do arco do desmatamento da Amazônia, uma

região que abrange toda a borda leste e sul da Amazônia Legal e por onde o desmatamento do interior do bioma amazônico avança rapidamente (Pádua, 2015). Dado a alta fragmentação da paisagem e a ausência de áreas protegidas relevantes na região da sub-bacia do Araguaia situada a leste do MC (Souza-Filho et al., 2016), esta região foi desconsiderada em nosso enquadramento da área de estudo.

2.2 COBERTURA FLORESTAL E USO DA TERRA ATUAL E HISTÓRICO

Os mapas anuais de cobertura florestal e uso da terra de 1985 a 2017 foram obtidos da iniciativa multi- institucional MapBiomas, que fornece classificações para todos os biomas brasileiros (Projeto MapBiomas, 2018). Baixamos os mapas em formato *raster* para a Amazônia Legal e os recortamos para o enquadramento da área de estudo. Estes mapas foram gerados no sistema de coordenadas geográficas *latlong*, datum WGS 84 e com resolução aproximada de 30 m. Para evitar problemas computacionais devido à sobrecarga de memória no processamento das análises e concomitantemente manter uma resolução espacial fina, as classificações do MapBiomas foram reamostradas por meio da técnica de *vizinho mais próximo*, reduzindo a resolução para aproximadamente 60 m (*i.e.*, degradação de duas vezes).

A classificação do MapBiomas para a Amazônia Legal contém 21 classes de uso da terra, sendo que na área de estudo, existem apenas 11 dessas classes (tab. S2). Usamos o mapa de 2017 como base para as análises de conectividade e déficit de reserva legal. Este mapa foi reclassificado de modo a reduzir o número de classes, visto que algumas categorias de classificação são indeterminadas ou muito pouco representadas na área de estudo, e outras podem ser agregadas por possuírem permeabilidades similares ao fluxo das espécies. Desta forma, nosso mapa mais atual (*i.e.*, 2017) e reclassificado contemplou 4 classes: floresta, agropecuária, infraestrutura e rios. A classe rios se manteve como na classificação original e a classe floresta contemplou as classes originais *formação florestal*, *não observado* (0,00008 % da área de estudo) e *não disponível* (0,0009 % da área de estudo). A classe agropecuária agregou as classes originais *pastagem*, *mosaico de agricultura e pastagem*, *cultura anual e perene*, *outra formação não florestal* (0,39 % da área de estudo) e *outra área não vegetada* (0,05% da área de estudo). Já a classe infraestrutura incluiu as classes originais *mineração* e *infraestrutura urbana*.

Adicionalmente, uma camada raster das principais estradas da área de estudo obtida do Departamento Nacional de Transporte e Infraestrutura (DNIT; <http://www.dnit.gov.br/mapas-multimodais/shapefiles>) foi sobreposta ao mapa reclassificado de 2017 e reclassificamos todas as células deste mapa que se sobrepuseram às células de estradas. Outras estradas asfaltadas não existentes na camada do DNIT foram mapeadas por inspeção visual de imagens do Google Earth. Para isso, foi criado um mapa vetorial (*i.e.*, *shapefile*), editando linhas sobre as estradas observadas. Geramos um *buffer* de 30 metros ao redor de cada linha (equivalente a uma célula de nossos mapas em formato raster), resultando em polígonos de estrada. Este mapa vetorial foi convertido a *raster* na mesma resolução e sistema de coordenadas do mapa reclassificado do MapBiomas. Ao final, cinco classes de cobertura e uso da terra foram

consideradas em nosso mapa de 2017 (fig. 1). Portanto, mantivemos a mesma classificação do MapBiomas, exceto pelas classes *não observado* e *não disponível*, que foram agrupadas na classe floresta.

Usamos o aplicativo ArcGIS 10.5 em todos os procedimentos de edição, reclassificação, reamostragem e conversão de formato dos mapas mencionados acima.

2.3 CONECTIVIDADE DO HABITAT FLORESTAL

A principal função de corredores ecológicos é garantir o fluxo de organismos entre áreas relevantes ecologicamente. Desta forma, estimar a conectividade do habitat em uma paisagem é fundamental para que possamos identificar áreas que atuem como corredores ecológicos para as espécies. A definição de métricas que representem a conectividade do habitat em uma paisagem é um tema bastante discutido teoricamente, sendo que variadas abordagens de modelagem da conectividade vêm sendo propostas na literatura (Crooks & Sanjayan, 2006; Saura & Pascual-Hortal, 2007). Estas abordagens apresentam diferentes propriedades, tornando-as mais ou menos úteis dependendo do contexto em que seu uso é requerido, de como o espaço é concebido (*e.g.*, espaço vetorial ou discreto [*rasters*]) ou de como a conectividade é medida (*e.g.*, probabilidades de conexão, fluxos, taxas, custos). Por exemplo, o arcabouço conceitual da teoria dos grafos é bastante usado na quantificação da conectividade e disponibilidade do habitat em paisagens fragmentadas, permitindo identificar fragmentos mais importantes para a conservação da biodiversidade (Saura & Pascual-Hortal, 2007). Por outro lado, abordagens que analisam superfícies de resistência ao fluxo visando determinar caminhos de menor custo de movimento na paisagem (*e.g.*, modelos *least cost path* ou de circuitos), vêm sendo usadas na identificação de áreas prioritárias para implementação de corredores ecológicos (Wade et al., 2015).

2.3.1 Modelos de circuito

A base teórica dos modelos de circuito aplicada a contextos ecológicos, tal como proposto por McRae (2008), vem sendo amplamente usada na quantificação da conectividade do habitat em uma paisagem (Zeller et al., 2012). Optamos por esta abordagem para medir a conectividade entre as áreas protegidas, pois os resultados da modelagem de circuitos permitem identificar elementos conectivos importantes, como corredores ou gargalos de fluxo (*pinch points* de acordo com a terminologia de McRae [2008]). Gargalos são regiões da paisagem que afunilam o fluxo dos indivíduos por possuírem conectividade muito maior que aquela observada ao redor dessas regiões. Essa característica, portanto, facilita a identificação de áreas prioritárias para a conservação de corredores ecológicos entre as áreas protegidas aqui consideradas.

Basicamente, um circuito elétrico é representado por um grafo, composto por nós (*i.e.*, pontos de conexão) e ligações entre eles na forma de resistores (*i.e.*, materiais condutores de corrente elétrica). Aplicando-se a lei de Ohm, pode-se calcular a quantidade de corrente que passa por cada nó, quantidade esta que depende da voltagem aplicada ao circuito e da

configuração e resistência dos resistores que compõem esta rede elétrica. Analogamente, esta abordagem pode ser usada para quantificarmos a conectividade do habitat em uma paisagem (McRae 2008). Neste caso, representamos a paisagem como um grafo, em que seus nós podem ser fragmentos de habitat (se o espaço for concebido na forma contínua ou vetorial) ou os centróides de cada célula, se o espaço for representado discretamente no formato *raster*. Cada nó é conectado aos seus vizinhos por ligações que representam o fluxo de indivíduos entre os nós envolvidos, sendo que a magnitude deste fluxo dependerá da resistência ao movimento oferecida pelo espaço entre nós. Assim, quanto menor for a resistência entre dois nós (*i.e.*, entre duas células vizinhas), maior será a corrente elétrica (*i.e.*, o fluxo de indivíduos) entre eles. Ao selecionarmos os nós focais, que representam as fontes e os drenos de carga elétrica (*i.e.*, de indivíduos), e aplicarmos uma corrente aos nós fontes, podemos calcular não somente a corrente que passa por cada célula da área estudada, mas também a resistência (ou condutância) efetiva entre cada par fonte-dreno.

Para finalizar esta breve descrição dos modelos de circuito, apresentamos abaixo a interpretação ecológica, dada por McRae (2008), de alguns termos usados na teoria de circuitos e relevantes para nosso estudo. **Resistência** (dada em ohm), mede o quanto um material dificulta a passagem de elétrons, o que é análogo ao quanto um dado tipo de habitat ou categoria de cobertura e uso do solo se opõe ao fluxo de organismos. **Condutância** (dada em siemens) é o recíproco da resistência, portanto medindo o quanto um material facilita a passagem de corrente elétrica, sendo análogo à permeabilidade do habitat. **Corrente** (dada em amperes), mede o fluxo de elétrons entre nós do circuito, sendo análogo a uma medida de probabilidade de movimentação para indivíduos que se deslocam aleatoriamente. Já a **resistência efetiva**, é uma medida de isolamento entre pares de nós focais.

2.3.2 Circuitscape e as superfícies de resistência

Usamos o programa *Circuitscape* para quantificar a conectividade florestal e determinar a resistência efetiva entre as áreas protegidas da área de estudo (McRae et al., 2013). Resumidamente, ao fornecer uma superfície de resistência e a identificação dos nós focais (*i.e.*, as áreas que queremos conectar), este programa calcula as resistências efetivas entre cada par de nós focais e provê um mapa da corrente que passa em cada célula da paisagem (McRae et al. 2013). Uma vez que queremos identificar corredores que conectam o MC, o MX e a TIP, estas três áreas foram consideradas como os nós focais em nosso estudo. Neste caso, as células que compõem cada área protegida são colapsadas em um único nó pelo próprio programa (McRae et al. 2013). Destacamos que os mapas de unidades de conservação foram obtidos do Ministério do Meio Ambiente e os mapas de terras indígenas do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.

A disponibilidade de superfícies de resistência acuradas é um aspecto crucial da modelagem de circuitos, pois elas determinam a estrutura topológica do circuito a ser analisado. Entretanto, a geração de superfícies de resistência por meio de dados empíricos é uma grande complicação enfrentada pelos usuários de abordagens de modelagem que dependem destas superfícies. Esta complicação se deve, principalmente, à dificuldade de se

operacionalizar o conceito de resistência em uma variável mensurável em campo e à necessidade de se medir o comportamento de movimentação das espécies em diferentes elementos da paisagem (*e.g.*, categorias de uso do solo). A ausência de dados de movimentação das espécies vem sendo contornada por alternativas indiretas de medição de resistência, por exemplo, por meio de dados de distância genética entre as populações focais (Peterman et al. 2014) ou pelo inverso da adequabilidade do habitat obtida de modelos de ocupância (Wang et al. 2013). Entretanto, a quantificação da resistência ainda é muito heterogênea entre os estudos, seja pela técnica usada para a atribuição de valores de resistência (por especialistas ou por dados empíricos), seja pela ausência de uma definição padronizada dessa variável, em que sua escala ou intervalo de valores são muitas vezes determinados arbitrariamente (Zeller et al. 2012). Desta forma, informações baseadas em dados empíricos, necessárias para estimar resistência de distintos elementos da paisagem ao fluxo de indivíduos, são restritas à poucas espécies (Zeller et al. 2012), geralmente de ambientes não tropicais.

Para definirmos as superfícies de resistência que foram usadas para estimar a conectividade da paisagem estudada, adotamos uma abordagem alternativa à consulta da opinião de especialistas ou ao uso de uma ou poucas espécies focais para as quais há dados empíricos disponíveis para parametrizar essas superfícies. Nossa intenção é identificar corredores ecológicos que promovam o fluxo para o maior número de organismos, tentando contemplar uma amostra representativa da variação existente entre as espécies florestais da região. Sendo assim, optamos por analisar o espaço teórico de valores de resistência que podem ser atribuídos às diferentes categorias de cobertura e uso da terra da área de estudo. Consideramos que esta análise atende nossa intenção, mesmo que de forma mais teórica e simplificada, por permitir que analisemos diferentes perfis hipotéticos de resistência, os quais representam variações da permeabilidade da paisagem entre espécies ecologicamente distintas. Abordagens baseadas na análise de perfis representativos de espécies reais tem sido uma opção adotada quando não há dados empíricos disponíveis para parametrizar os modelos usados no estudo (*e.g.*, perfis de espécies focais genéricas; Watts et al. 2010).

Para definir o espaço de valores de resistência na área de estudo, assumimos algumas premissas para escolher as combinações de valores que foram analisadas. Primeiramente, consideramos que a resistência em uma célula da área de estudo pode variar entre 1 e 100 ohms, um intervalo de valores comumente usado na parametrização de superfícies de resistência (Zeller et al. 2012). Além disso, nossa área de estudo possui cinco categorias de uso e cobertura, o que poderia nos levar à análise de um número excessivo de combinações de valores de resistência. Procuramos reduzir este número de combinações a serem avaliadas, mantendo uma amostra representativa do espaço de valores. Para isso, assumimos que as classes floresta e infraestrutura têm a menor e a maior resistência, respectivamente ($R_{\text{floresta}} = 1$ ohm e $R_{\text{infraestrutura}} = 100$ ohms em todas as combinações), o que é plausível para espécies florestais. Assumimos, também, que considerar apenas três valores do intervalo (*i.e.*, um alto, um médio e um baixo) para valorar a resistência das classes rios e estradas ($R_{\text{rios}} = 10$, $R_{\text{estradas}} = 50$ ou 90 ohms) seja suficiente, uma vez que estas duas classes são pouco

representadas na área de estudo (veja seção 2.2.) e espera-se que tenham um efeito pequeno no fluxo de indivíduos. Por último, consideramos que um conjunto de nove valores seja suficiente para analisar a classe agropecuária com uma resolução mais fina (R_{agropecuária} = 10, 20, 30, ..., 90 ohms), já que esperamos que esta classe, por estar bastante representada, tenha um efeito maior na conectividade da área de estudo. No total, consideramos 81 superfícies ou perfis de resistência diferentes (tab. S3).

Rodamos o programa *Circuitscape* separadamente para cada uma das 81 superfícies de resistência. Os circuitos foram estruturados considerando a regra de vizinhança de 8-células ao redor de cada nó. Ademais, usamos o modo de modelagem par-a-par (*pairwise modeling mode*), em que os cálculos são realizados entre cada par de nós focais e um mapa final de corrente acumulada em cada célula da área de estudo (*i.e.*, um mapa de conectividade), assim como a resistência efetiva entre cada par de nós focais são retornados. Para efetuar os cálculos necessários no modo par-a-par, um dos nós focais é conectado a uma fonte que introduz arbitrariamente 1 ampere (**A**) de corrente ao circuito, enquanto o outro nó é considerado como o destino final, portanto aterrado.

Analisamos as correlações entre os 81 mapas de conectividade resultantes da análise do *Circuitscape* por meio de testes de correlação de Spearman e geramos uma matriz com os valores dos coeficientes de correlação r . Uma alta correlação positiva entre dois mapas de conectividade indica uma forte redundância entre eles, pois os *ranks* das células desses mapas se mantêm constantes. Portanto, esperamos que a conectividade da paisagem seja similar para espécies que tenham perfis de resistência equivalentes aos correlacionados. Nas análises de correlação, desconsideramos as células correspondentes aos nós focais uma vez que essas áreas já se encontram protegidas e são as fontes (início) e os drenos (destino) das espécies da área de estudo. Agrupamos os perfis de resistência que produziram mapas de conectividade altamente correlacionados ($r > 0.9$) e geramos um mapa consensual de conectividade para cada grupo. Os valores das células desses mapas consensuais foram obtidos pela soma das correntes acumuladas dos mapas de corrente que compõem um dado grupo. Por fim, usamos estes mapas consensuais para identificar as áreas prioritárias para a implementação de corredores ecológicos na área de estudo.

2.4 CADASTRO AMBIENTAL RURAL (CAR)

Para analisar o déficit de reserva legal da área de estudo, usamos os mapas de propriedades rurais disponibilizado pelo Serviço Florestal Brasileiro por meio do Cadastro Ambiental Rural (**CAR**). De acordo com a legislação atual (lei 12.651/12), proprietários rurais do Brasil são obrigados a cadastrar as informações sobre suas propriedades (*e.g.*, o perímetro do imóvel e das áreas de reserva legal e de proteção permanente) no banco de dados do Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural. A inscrição e validação das informações disponibilizadas pelos proprietários dos imóveis rurais de cada município é de responsabilidade do órgão ambiental estadual (CAR: www.car.gov.br). No entanto, os diferentes estados brasileiros possuem históricos de ocupação e contextos sociais distintos.

Regiões em que a ocupação humana é mais recente, como é o caso de muitos municípios brasileiros localizados na Amazônia, apresentam problemas de demarcação das propriedades devido a intensos conflitos de posse da terra (Schwartzman et al., 2010). Conseqüentemente, a qualidade ou acurácia dos registros do CAR ainda variam bastante regionalmente. Entretanto, esta é a melhor informação disponível para os limites das propriedades rurais da área de estudo.

Baixamos os mapas vetoriais (arquivos de polígonos, *shape*) dos limites das propriedades rurais de cada município da área de estudo e juntamos os mapas de propriedades rurais de cada município em uma única camada para facilitar as análises. Uma vez que os limites da maioria dos municípios se estendem além da área de estudo, recortamos esta camada de propriedades rurais para o enquadramento da paisagem estudada. Destacamos que existem regiões não cadastradas na área de estudo, indicando uma situação de conflito ou a simples falta de registro de propriedades. Editamos este mapa com o enquadramento da área de estudo a fim de remover sobreposições de polígonos entre propriedades. Nos locais onde ocorre sobreposição, atribuímos a identificação da propriedade com menor área. Por exemplo, se um assentamento de 50 ha encontra-se totalmente sobreposto a uma fazenda de 500 ha, atribuímos a identificação do polígono de 50 ha nesta área de sobreposição. O mesmo ocorre com sobreposições parciais entre propriedades, em que a área sobreposta recebeu a identificação da propriedade menor. Ademais, removemos pequenas sobreposições entre os polígonos do CAR e as áreas protegidas. Propriedades rurais que se localizam em mais de um município foram identificadas como pertencentes ao município que abriga a maior proporção da área do imóvel. Este procedimento de edição envolveu a *rasterização* dos mapas vetoriais das propriedades rurais na resolução de 60 m para manter a mesma escala dos mapas de uso e cobertura do solo e de conectividade. Este processo de conversão de formato gerou propriedades residuais formadas pelo agrupamento de poucas células (< 10 células ou 3,6 ha) essencialmente nas áreas de contato entre algumas propriedades. Optamos por remover essas propriedades residuais das análises de déficit de reserva legal, dada a grande incerteza em se determinar qual é a propriedade que efetivamente contém estas células residuais.

2.5 ANÁLISES

Usamos o programa ArcGIS 10.5 e o ambiente R (R Core Team, 2017; pacotes *raster* e *rgdal*) para processar as análises descritivas apresentadas nas subseções abaixo.

2.5.1 Seleção de áreas prioritárias para a conservação de corredores ecológicos

A seleção de áreas prioritárias potenciais para a conservação de corredores ecológicos se baseou nos mapas consensuais de conectividade para os diferentes grupos de perfis de resistência descritos na seção 2.3.2 acima. Para cada mapa consensual gerado neste processo, usamos o critério de quantil, em que selecionamos os 5 % das células de floresta que apresentaram maior corrente, portanto maior conectividade, como áreas de máxima

prioridade. Teoricamente, estas células são as que promovem o maior fluxo de indivíduos entre as áreas protegidas estudadas.

Consideramos que o contexto espacial onde as células de prioridade máxima se encontram é relevante para se definir corredores ecológicos na região, assumindo que, isoladamente, as células prioritárias seriam pouco efetivas. Desta forma, analisamos também a conectividade dos fragmentos florestais que contêm células de máxima prioridade para conservação. Nesses fragmentos prioritários, adotamos outro critério para determinar o grau de prioridade das células que não são de prioridade máxima. Primeiro, reescalamos os valores de corrente destas células, para que ficassem dentro do intervalo entre 0 e 1. Para isso, dividimos o valor de corrente da célula focal pelo valor da célula que possui máxima corrente. Em seguida, classificamos as células dos fragmentos prioritários que não são de prioridade máxima nas seguintes categorias de prioridade: mínima (corrente $< 0,25$), baixa ($0,25 \leq$ corrente $< 0,5$), média ($0,5 \leq$ corrente $< 0,75$) e alta (corrente $\geq 0,75$). Junto com as células de prioridade máxima, definimos cinco categorias de prioridade para conservação.

As células de prioridade máxima podem estar agregadas em manchas, nos permitindo classificá-las em três tipos: manchas de corredor *per se*, gargalos de fluxo e trampolins (*stepping stones*). Estas classes foram definidas de acordo com o tamanho das manchas de células de máxima prioridade e com a área dos fragmentos que as contém (fig. S2). A classe corredores *per se* representa manchas grandes e que acumulam bastante corrente, tendo um papel importante no direcionamento dos indivíduos dispersores na área de estudo. Esta classe é dada por manchas com área maior que 50 ha ou com área entre 10 e 50 ha desde que esta área seja maior ou igual a 50 % da área do fragmento florestal em que estão contidas. Gargalos de fluxo são áreas que concentram o fluxo dos organismos, por estarem situadas em extremidades de fragmentos de formato irregular. Manchas classificadas nesta classe foram aquelas menores que 1 ha situadas em fragmentos maiores que 2 ha ou manchas com área entre 1 e 50 ha que ocupam menos de 50 % do fragmento florestal que as contém. Já os trampolins, são pequenas áreas florestais que podem ser usadas como pontos de descanso durante a dispersão das espécies pela área de estudo. Caracterizamos como trampolim toda mancha com menos de 1 ha, situada em fragmentos prioritários com menos de 2 ha ou manchas com área entre 1 e 10 ha desde que ocupem mais de 50 % dos fragmentos em que estão contidas.

Ao final do processo de seleção de áreas prioritárias, descrevemos as características espaciais deste conjunto de células prioritárias, em termos da distribuição de frequência das categorias de prioridade, tanto para a região não protegida como um todo, quanto por município.

2.5.2 Déficit florestal das propriedades rurais

Embora haja a necessidade dos proprietários rurais declararem os limites da reserva legal de seus imóveis, esta informação é muito imprecisa no banco de dados do CAR, ao menos para os municípios aqui analisados. Sendo assim, calculamos a área de cobertura florestal das propriedades rurais com base em nossa classificação de 2017. Calculamos a reserva legal como uma proporção dada pela área florestal da propriedade no ano de 2017 dividida pelo tamanho da propriedade (**RL17**). Na Amazônia, a lei exige que 80 % das áreas das propriedades sejam mantidas como floresta, algo que notoriamente não é obedecido. Assim, o déficit de reserva legal (*i.e.*, 0,8 – RL17), **dRL**, é uma medida que informa sobre a situação legal das propriedades rurais brasileiras, indicando a proporção de floresta que deve ser restaurada para que a propriedade fique regularizada perante a lei. As propriedades foram categorizadas em cinco níveis de acordo com o déficit de reserva legal. O nível 1 indica ausência de déficit ou superávit de reserva legal ($dRL \leq 0$) e os níveis 2, 3, 4 e 5 foram atribuídos, respectivamente, a propriedades com déficit pequeno ($0 < dRL \leq 0,2$), déficit médio ($0,2 < dRL \leq 0,4$), déficit alto ($0,4 < dRL \leq 0,6$) e déficit muito alto ($dRL > 0,6$). Vale destacar que demos ênfase na análise de déficit de reserva legal para as propriedades que se sobrepuseram total ou parcialmente aos fragmentos prioritários mencionados na seção anterior. Quantificamos o número de propriedades rurais que contêm células prioritárias e verificamos se existe uma relação entre a área ocupada por células de prioridade máxima nessas propriedades e o déficit de reserva legal.

3 RESULTADOS

3.1 COBERTURA FLORESTAL NA PAISAGEM E POR MUNICÍPIO

A área de estudo encontra-se com 70,67 % de cobertura florestal (8.417.301 ha), sendo que 93,46 % desta cobertura está protegida em unidades de conservação ou terras indígenas. Considerando apenas a área desprotegida, a cobertura florestal cai para 35,82 % (1.686.499 ha), distribuída em 130.825 fragmentos. A média da área desses fragmentos é de 12,89 ha (mediana = 0,72 ha), sendo que o maior e o menor fragmento medem 117.467 ha e 0,36 ha, respectivamente. Dos 19 municípios contidos na área de estudo, Cumarú do Norte, Floresta do Araguaia, Novo Repartimento e Sapucaia estão representados com menos de 10 % de suas áreas totais. As porções dos municípios contidas na área de estudo ocupam de 0,05 a 43,27 % desta área, com 13 municípios ocupando menos de 5 % (tab. S1).

A cobertura florestal por município (considerando apenas a porção do município contida na área de estudo no cálculo) variou entre 7,83 e 99,84 %, com média de 53,64 %. Destacamos Altamira, Anapú, Cumarú do Norte, Parauapebas e Senador José Profírio, que possuem mais de 80 % de sua superfície na área de estudo coberta por florestas, enquanto que Rio Maria, Sapucaia, Tucumã e Xinguara, apresentaram as menores coberturas (< 20 %; tab. 1). A proporção das áreas dos municípios que se encontram protegidas também variou bastante entre eles. Cinco municípios não possuem áreas protegidas em seus territórios situados na área estudo (Curionópolis, Floresta do Araguaia, Rio Maria, Sapucaia e

Xinguara), enquanto outros três se encontram completamente protegidos nessa situação (Cumarú do Norte e Senador José Porfírio). Para os outros 12 municípios, a proporção protegida da suas regiões presentes na área de estudo variou entre 0,37 %, em Tucumã, e 99,99 % em Altamira, sendo em média de 43,56 % (tab. 1).

Considerando a região não protegida da área de estudo, a cobertura florestal variou entre 7,82 %, em Xinguara e 75,39 % em Anapú (tab. 2). Em municípios com alta representatividade na área de estudo, esta cobertura florestal esteve distribuída em muitos fragmentos, como é o caso de São Félix do Xingu, Marabá, Itupiranga e Água Azul do Norte, com 43.072, 19.197, 12.870 e 11.292 fragmentos, respectivamente (tab. 2). Por outro lado, outros municípios possuem menos de 100 fragmentos florestais. Estes municípios estão quase totalmente cobertos por uma floresta contínua e protegida (*e.g.*, Altamira) ou estão muito pouco representados na área de estudo (*e.g.*, Altamira). Os municípios apresentaram uma média da área de fragmentos florestais que variou entre 4,37 ha, em Xinguara e 30,91 ha em Anapú. Já a mediana da área dos fragmentos foi extremamente baixa em 16 dos 17 municípios, que não são totalmente cobertos por áreas protegidas, revelando que pelo menos 50 % dos seus fragmentos florestais possuem menos de 1 ha (tab. 2).

3.2 CONECTIVIDADE FLORESTAL E ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO

A conectividade florestal na área de estudo se distribuiu de maneira similar para todos os perfis de resistência analisados. A análise de correlação entre os mapas de corrente de cada perfil mostrou dois padrões muito conspícuos. Primeiro, mapas gerados por superfícies de resistência com um mesmo valor de R_{agropecuaria} são totalmente correlacionados entre si ($r = 1$), independente dos valores de resistência das outras classes de cobertura e uso da terra. Este padrão indica que apenas a variação de resistência da classe agropecuária é capaz de provocar uma variação, mesmo que pequena, na conectividade florestal da área de estudo entre espécies potenciais que apresentam diferentes perfis de resistência. Desta forma, usamos apenas nove mapas de conectividade que refletem o efeito da variação de R_{agropecuária} (*i.e.*, entre 10 e 90), portanto, com valores fixos de R_{rios} e R_{estradas} = 90. Entretanto, o segundo padrão mostrou que, mesmo entre estes nove mapas, a conectividade de suas células estiveram altamente correlacionadas ($r > 0.9$). Então, agrupamos esses nove mapas de conectividade em um único mapa consensual (fig. 2), que foi usado nas análises subsequentes. Os valores de corrente acumulada nas células da região não protegida da área de estudo variou entre 0 e 0,30 A.

O par de nós focais MC-MX apresentou a menor resistência efetiva (média dos perfis = 0.30 ohm), sendo mais de quatro vezes menor que a observada para MC-TIP e MX-TIP (fig. 3). Este resultado indica que o fluxo de organismos é consideravelmente maior entre MC e MX que entre os outros pares de áreas protegidas analisadas. Ao observarmos o mapa de corrente acumulada consensual, percebemos que existem quatro grandes sub-regiões em termos de conectividade da área de estudo. A sub-região 1, a norte do MC, é a que apresenta maior conectividade, pois concentra as principais zonas de conexão entre os três pares de nós focais (fig. 2b). Esta sub-região, apresenta um padrão de conectividade mais difuso,

dificultando o delineamento de corredores num senso estrito (*i.e.*, uma estrutura linear ligando duas áreas de interesse). A sub-região 2, a oeste do MC, apresenta duas zonas de conexão que podem ser consideradas como dois corredores ecológicos que facilitam o fluxo de organismos entre MC e MX (fig. 2c). Já a sub-região 3, a sul do MC, possui um corredor florestal de menor conectância, porém não menos importante (fig. 2d). Por fim, as sub-regiões 4 e 5, respectivamente a sudoeste e sudeste do MC, são zonas de baixa conectividade que, como veremos adiante, não incluíram células prioritárias para conservação (fig. 2e,f). Desta forma, a menor resistência efetiva (ou maior conectância efetiva) entre MC e MX fica evidente ao observamos que corredores ecológicos entre esse par de nós focais ocorrem nas três das cinco sub-regiões mais relevantes em termos de conectividade (fig. 2).

Uma análise mais fina do mapa consensual de corrente acumulada nos ajudou a compreender melhor como a conectividade florestal está distribuída na área de estudo. Com base no critério do quantil de 95%, identificamos as células com prioridade máxima de conservação como aquelas com valores de corrente acumulada somada maior ou igual a 0,015 A. Estas células formam manchas florestais que variam de 0,36 a 4.308 ha, totalizando 84.329 ha de floresta com prioridade máxima para conservação de corredores ecológicos na área de estudo (fig. 4). Itupiranga, Marabá, Novo Repartimento e São Félix do Xingu, foram os municípios que, em conjunto, abrigaram mais 90 % das células de prioridade máxima. Considerando os tipos de manchas florestais de prioridade máxima, observamos que, em termos de área, 62,22 % são de corredores *per se*, 30,83 % de gargalos de fluxo e 6,95 % de trampolins (fig. 4).

As manchas de células de prioridade máxima estão inseridas em fragmentos florestais com áreas que variam entre 0,36 e 117.467 ha e que, em conjunto, totalizam 917.629 ha de floresta com algum grau de prioridade para conservação. Esta área representa 54,41 % da cobertura florestal total da região não protegida da área de estudo. Em nível municipal, observamos um padrão de distribuição espacial dos fragmentos prioritários similar ao observado na análise realizada apenas para as células de prioridade máxima, em que os mesmos municípios se destacam por abrigarem, em conjunto, mais de 90 % do total de células prioritárias (tab. 3). Além das manchas de prioridade máxima, estes fragmentos prioritários também abrigam as áreas florestais com níveis menores de prioridade para conservação (fig. 5). Os níveis de prioridade alta, média, baixa e muito baixa perfazem, respectivamente 7,60 %, 16,58 %, 27,15 % e 39,48 % do total de células prioritárias (9,19 % de células de prioridade máxima).

A distribuição de frequência dos níveis de prioridade mostra que 33,38 % das células analisadas possuem pelo menos prioridade média para conservação, embora células de prioridade muito baixa sejam as mais frequentes (fig. 6a). As distribuições de frequência das categorias de prioridade dos quatro principais municípios mostraram padrões bastante heterogêneos (fig. 6b-e). Destacamos os padrões invertidos apresentados para o municípios de São Félix do Xingu e Novo Repartimento. No primeiro município, a frequência diminui com o nível de prioridade, sendo que as áreas de prioridade máxima são pouco representadas. Observamos o inverso para Novo Repartimento, em que as áreas de prioridade alta e máxima

representam 59,5 % das áreas prioritárias do município.

3.3 DISTRIBUIÇÃO DE TAMANHOS DE PROPRIEDADES RURAIS E DÉFICIT DE RESERVA LEGAL

Um total de 21.479 propriedades rurais registradas no CAR foram identificadas na área de estudo após o procedimento de edição que removeu sobreposições entre propriedades e imóveis menores que 3,6 ha (10 células). A média do tamanho das propriedades foi de 182,12 ha (min: 3,9 ha, max: 20.284 ha, mediana: 59,04 ha), sendo que 94,55 % delas apresentam déficit de reserva legal (fig. 7). A distribuição de frequência das categorias de dRL mostrou um padrão crescente, em que a maioria das propriedades está em alto déficit de reserva legal (fig. 8). Em média, o dRL das propriedades rurais da área de estudo foi de 52,20 %, porém, 5,41 % desses imóveis estão em superávit de reserva legal, enquanto 10,89 % das propriedades não possuem floresta dentro de seus limites. Excluindo as propriedades com superávit, a média de dRL das propriedades aumenta para 55,80 %. Destacamos que 3,6 % (169.666 ha) da região não protegida da área de estudo não apresentou registro de alguma propriedade rural.

Os municípios Tucumã, Água Azul do Norte, Marabá e São Felix do Xingu possuem mais de 2000 propriedades rurais, enquanto que Altamira, Cumarú do Norte e Senador José Porfírio, por estarem quase totalmente (mais que 99,99 %) representados por áreas protegidas, não possuem imóveis registrados (tab. 4). Notamos também que o número de propriedades rurais de um município está correlacionado com a tamanho da área não protegida que eles abrigam ($r = 0,96$; $p < 10^{-10}$). A média do tamanho das propriedades rurais de cada município variou entre 111 ha, em Sapucaia, e 864 ha, em Anapú, município que possui apenas 19 propriedades rurais e somente 34.195 ha (21,36 % da região do município representada em nosso estudo) de áreas não protegidas (tab. 1).

A média de dRL das propriedades rurais de oito municípios é maior que 65 % (equivalente a nível 5 de dRL; tab. 4). Estes municípios são Água Azul do Norte (68,02 %), Bannach (68,88 %), Canaã dos Carajás (68,01 %), Floresta do Araguaia (70,77 %), Rio Maria (71,99 %), Sapucaia (70,27 %), Tucumã (66,38 %) e Xinguara (75,98 %). Desses oito municípios, seis são pouco relevantes para a conservação, por se situarem na sub-região 5 definida na seção 3.2 (Bannach, Canaã dos Carajás, Floresta do Araguaia, Rio Maria, Sapucaia, Xinguara). Por outro lado, apenas Anapú apresentou média de dRL menor que 10 %, destacando-se como um município com poucas propriedades grandes e em melhor condição de conservação, ao menos para a porção deste município representada na área de estudo. Embora o conjunto de propriedades rurais de nenhum município apresente, em média, superávit de reserva legal (*i.e.*, média dRL < 0), apenas Floresta do Araguaia não apresentou propriedades com superávit de reserva legal e somente Curionópolis, Itupiranga e, novamente, Anapú apresentaram 10 % ou mais de suas propriedades com superávit florestal (tab. 4).

Se considerarmos apenas as propriedades rurais selecionadas (*i.e.*, aquelas que abrigam total ou parcialmente fragmentos florestais prioritários), encontramos 8.203 propriedades (38,19 % do total), distribuídas em 10 municípios (Água Azul do Norte, Anapu, Curionópolis, Itupiranga, Marabá, Novo Repartimento, Ourilândia do Norte, Parauapebas,

São Félix do Xingú e Tucumã; tab. 5). Quatro destes municípios abrigam mais de 1.000 propriedades rurais selecionadas: Marabá (3.024), São Félix do Xingu (1.805), Itupiranga (1.793) e Novo Repartimento (1.037). A média da área das propriedades rurais selecionadas foi de 197,25 ha (variando entre 3,96 e 16.771,68 ha, com mediana = 55,44 ha), sendo que 88,90 % delas apresentaram déficit de reserva legal, um valor próximo daquele obtido para todas as propriedades rurais da área de estudo (tab. 5). A média de dRL das propriedades rurais selecionadas foi de 34,38 % (mediana 37,48 %), com 11,02 % dessas propriedades apresentando superávit de reserva legal. Por fim, destacamos que 18,49 % (170.039 ha) das áreas com algum nível de prioridade para conservação não puderam ser associadas a nenhuma propriedade rural registrada da área de estudo. Estas áreas estão concentradas nos municípios de São Félix do Xingu (48,35 %), Marabá (21,32 %) e Itupiranga (13,27 %).

4 DISCUSSÃO

Neste estudo, identificamos os principais corredores ecológicos que promovem o fluxo de organismos entre áreas protegidas do sudeste do Pará. Nossos resultados contribuem para preencher uma importante lacuna de conhecimento, visto que estudos destinados a selecionar áreas prioritárias para conservação de corredores, realizados em escalas espaciais amplas, são escassos para a Amazônia. Um estudo prévio já havia sugerido uma grande região, que inclui nossa área de estudo, como uma área potencial para o estabelecimento do Corredor Sul da Amazônia (Ayres et al., 2005). No entanto, nenhum estudo posterior foi conduzido para se especificar, detalhadamente, os sítios que precisam ser conservados para proteger este corredor ecológico. Ademais, um estudo mais recente identificou potenciais corredores que facilitam o fluxo de onças pintadas (*Panthera onca*) entre áreas protegidas do Brasil (Silveira et al., 2014). Porém, apenas um corredor proposto incidiu em nossa área analisada, sendo que este corredor conecta o MC a uma área protegida a nordeste e fora do enquadramento usado em nosso estudo. Esta distinção provavelmente decorre das diferenças metodológicas entre nosso estudo e o de Silveira et al. (2014), o qual foi realizado em uma extensão espacial ainda mais ampla que nossa (*i.e.*, Brasil em comparação com sudeste do Pará). Estas diferenças de escala, associadas ao interesse em se identificar longos corredores ecológicos que conectam, inclusive, áreas situadas em diferentes biomas, podem ter implicado em uma menor relevância da nossa região de estudo pelo fato de suas áreas protegidas se encontram relativamente próximas.

A maior conectividade entre os pares de áreas protegidas estudadas foi observada entre o MC e o MX. Este par apresentou uma resistência efetiva cerca de quatro vezes menor que a observada para os outros pares de áreas protegidas, ressaltando a importância destes mosaicos na conservação da biodiversidade da região. Abrigando uma alta diversidade de espécies (Martins et al., 2012), estes dois mosaicos atuam como fontes de espécies e variabilidade genética. Desta forma, esperamos que a alta conectividade promovida pelos corredores ecológicos identificados permita a manutenção não somente da diversidade taxonômica, mas também da diversidade genética das populações de espécies florestais que ocorrem nesses mosaicos. Além disso, estas conexões reduzem o isolamento do MC se considerarmos que

este mosaico pode ser visto como um enorme remanescente florestal estruturalmente isolado na fronteira do arco do desmatamento da Amazônia (Souza-Filho et al., 2016). Destacamos também que todas as conexões entre estes dois mosaicos chegam no MX (ou saem dele, dada a isotropia dos corredores) em zonas localizadas em suas terras indígenas (fig. 3 e fig. S1), enfatizando o papel central deste tipo de área protegida para a conservação das florestas amazônicas (Peres and Zimmerman, 2001).

Em nossa análise mais fina da área de estudo, detectamos cerca de 918.000 ha de florestas cuja conservação é prioritária para a proteção de corredores ecológicos na região. Embora perfaçam 54,41 % das florestas não protegidas, essas áreas prioritárias representam menos de 20 % da cobertura florestal fora de unidades de conservação ou terras indígenas da área de estudo. Se considerarmos que um limiar de extinção para muitas espécies florestais ocorre em paisagens com cobertura de habitat ao redor de 40 % (Andrén 1994; With and King, 1999; Fahrig 2003; Pardini et al., 2010), a região desprotegida da área de estudo encontra-se numa situação crítica por possuir apenas 35,82 % de cobertura florestal, o que torna crucial a conservação das áreas prioritárias aqui identificadas como meio de reduzir o risco de extinção local das espécies da região.

Lembramos que a distribuição das florestas desprotegidas é heterogênea na área de estudo, em especial das daquelas com prioridade para conservação. As sub-regiões 1 e 2 concentram mais de 97% das áreas prioritárias para conservação e é onde o foco de ações ambientais deve ser colocado. No entanto, apesar da sub-região 3 não apresentar nenhuma área de prioridade máxima classificada como corredores *sensu stricto*, ela abriga gargalos e trampolins fundamentais para estabelecer uma conexão entre MC e MX ao sul da área de estudo. Ao protegermos diferentes corredores ecológicos situados em diferentes regiões da paisagem, oferecemos alternativas variadas de movimentação para os organismos (McRae, 2008), o que reduz a resistência da paisagem ao fluxo de organismos entre as áreas protegidas. Ademais, esperamos que a existência de variados corredores ecológicos aumente sua utilidade para um maior número de espécies, pois aquelas de distribuição mais restrita (*e.g.*, endêmicas ou raras) teriam maior chance de usufruir destas regiões condutoras do fluxo de organismos na região. Por último, ressaltamos que a restauração é uma prática essencial em áreas degradadas, principalmente em paisagens em que o habitat se encontra fragmentado. Por não ter sido incorporado no escopo deste estudo, recomendamos que estudos futuros identifiquem áreas prioritárias para restauração da sub-região 4. Esta sub-região apresentou baixa conectividade florestal, mas possui grande potencial de aumentar o fluxo de organismos entre as áreas protegidas estudadas por se encontrar circundada pelo MX.

A identificação de áreas prioritárias para conservação é um primeiro passo para proteger corredores ecológicos em uma região. Entretanto, a efetivação de uma área de proteção pode ser complicada em terras de domínio particular, em que este processo envolve negociações com os proprietários dessas terras, os quais possuem, muitas vezes, um discurso que deslegitima as questões ambientais, como observado por Taravella and de Sartre (2012) para o leste da Amazônia. Nossos resultados mostraram uma alta média de déficit de reserva legal (> 30 %) nos quatro principais municípios que abrigam áreas prioritárias para

conservação. Destes quatro municípios, Marabá e São Félix do Xingu contiveram a maior concentração de áreas prioritárias para conservação, porém também apresentaram as maiores médias de déficit de reserva legal, indicando um padrão intenso e preocupante de uso e ocupação da terra. Recentemente, a ocupação desta região vem sendo impulsionada pela construção de estradas não oficiais, facilitando o acesso às áreas de interior da floresta, que posteriormente são convertidas, em pastos ou campos agrícolas (Schmink et al., 2017). Em suma, o desenvolvimento desordenado desta região vem sendo moldado pelo resultado de fortes conflitos fundiários e de interesse que envolvem disputas de posse da terra entre pretensos proprietários, ou entre estes e povos tradicionais locais que habitam a região (*e.g.*, Schmink et al., 2017), e que se caracterizam pelo desrespeito à legislação ambiental (*e.g.*, preservação da reserva legal nas propriedades rurais dos municípios).

Apesar de alguns avanços recentes observados no diálogo entre conservacionistas, proprietários rurais e povos tradicionais (Schwartzman et al., 2010), consideramos que projetos de educação ambiental são fundamentais para que um desenvolvimento ambientalmente responsável possa ser introduzido às dinâmicas sócio-econômicas da região. Acreditamos que nossa análise do contexto histórico de transformação da paisagem nos permitirá compreender melhor as dificuldades a serem enfrentadas para conservar e proteger as áreas prioritárias aqui identificadas e, desta forma, nos ajudará a definir quais estratégias de conservação são mais efetivas para cada contexto. Em todos os casos, o desenvolvimento de projetos educacionais que visem esclarecer os proprietários rurais do valor de conservação de suas áreas florestais e da extrema relevância social, econômica, cultural e ambiental de se demarcar e manter as terras dos povos tradicionais amazônicos.

Por fim, devemos ressaltar que apresentamos, neste estudo, uma estrutura inicial de trabalho necessária para a elaboração de medidas que guiem o manejo florestal e a formulação de políticas públicas almejando a conservação da biodiversidade do leste da Amazônia. Antes que ações sejam efetivamente executadas nesse sentido, consideramos que um processo de modelagem e seleção de áreas prioritárias, validação empírica de predições e refinamento dos modelos deva ser iterado até que se chegue em resultados suficientemente acurados sobre os padrões espaciais da paisagem estudada. Desta forma, reconhecemos que nossa abordagem possui três limitações a serem superadas futuramente. Primeiro, nossas estimativas carregam incertezas derivadas tanto da baixa qualidade dos mapeamentos das propriedades rurais registradas para a área de estudo, quanto de erros de classificação do uso da terra e cobertura florestal. Assim, recomendamos que um esforço maior seja dedicado à melhorar o sistema de cadastro de propriedades rurais dos municípios amazônicos, assim como propomos que estudos futuros procurem investigar se ocorre mudanças consideráveis nos resultados, caso classificações da paisagem provenientes de outras fontes (*e.g.*, do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, INPE) ou que contemplem mais classes de uso da terra, como matas secundárias, sejam usadas. Segundo, dada a ausência de dados empíricos suficientes que permitissem uma parametrização mais realista de superfícies de resistência, optamos por analisar um espaço de valores potenciais de resistência. Neste sentido, estimulamos fortemente investimentos em pesquisas que possam preencher esta lacuna de conhecimento sobre o

comportamento dispersivo das espécies em paisagens fragmentadas. Terceiro, definimos arbitrariamente o enquadramento de nossa área de estudo. Sugerimos que em estudos futuros, a definição dos limites da paisagem de interesse leve em conta limites geográficos relevantes biologicamente, como bacias hidrográficas ou áreas de endemismo. Ademais, outras duas recomendações merecem destaque. A fim de compreender a importância das áreas identificadas como prioritárias para conservação e avaliar com maior precisão a incerteza dos resultados obtidos, recomendamos que estudos futuros investiguem qual é o efeito da remoção dessas áreas selecionadas (ou de subconjuntos delas, *e.g.*, apenas as células de prioridade máxima) na resistência efetiva entre as áreas protegidas. Por último, consideramos prudente comparar nosso estudo com resultados derivados de outras abordagens como a de modelos de simulação baseadas em indivíduos (Grimm & Railsback, 2005) ou a de redes espaciais, que permitem identificar zonas de alta conectividade por meio de métricas baseadas na teoria dos grafos (Saura & Rubio, 2010). Com isso, poderemos obter uma visão mais completa e precisa das áreas de relevante interesse para conservação.

5 CONCLUSÃO

Neste estudo apresentamos uma abordagem analítica que nos permitiu não somente identificar áreas prioritárias para a proteção de corredores ecológicos, como também quantificar o déficit florestal nas propriedades rurais do leste da Amazônia. A área que estudamos possui alta relevância ecológica e os resultados aqui apresentados mostram um padrão preocupante do ponto de vista da conservação: parte considerável das áreas prioritárias identificadas estão situadas em municípios que apresentam índices elevados de conflito fundiário e em propriedades rurais com alto déficit de reserva legal. Agravando ainda mais este cenário, se a tendência desconstrutiva da política ambiental brasileira se concretizar nos próximos anos, esperamos que ecólogos, gestores e planejadores ambientais enfrentarão grandes dificuldades para desempenhar suas atividades. Portanto, recomendamos fortemente que se de continuidade às pesquisas voltadas à proteção da região aqui estudada, almejando a superação de limitações e o desenvolvimento de derivações da abordagem que apresentamos neste estudo. Consideramos que, deste modo, poderemos refinar a seleção de áreas prioritárias para a conservação, assim como fundamentar cientificamente argumentos claros que ofereçam resistência a uma visão ambientalmente degradante que se projeta para o futuro desta região da Amazônia oriental.

REFERÊNCIAS

- ANDREN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with different proportions of suitable habitat: A review. **Oikos**, v. 71, p. 355-366. 1994.
- ASNER, G. P.; LLACTAYO, W.; TUPAYACHI, R.; LUNA, E. R. Elevated rates of gold mining in the Amazon revealed through high-resolution monitoring. **PNAS**, v. 110, p. 18454-18459. 2013.
- AYRES, J. M.; FONSECA, G. A. B.; RYLANDS, A. B.; QUEIROZ, H. L.; PINTO, L. P.; MASTERSON, D.; CAVALCANTI, R. B. **Os corredores ecológicos das florestas tropicais do Brasil**. Belém, PA: Sociedade Civil Mamirauá, 2005.
- BARLOW, J. *et al.* Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, p. 144-147. 2016.
- BELOTE, R. T. *et al.* Wild, connected, and diverse: Building a more resilient system of protected areas. **Ecological Applications**, v. 27, p. 1050-1056. 2017.
- BRUNER, A. G.; GULLISON, R. E.; RICE, R. E.; FONSECA, G. A. B. da. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. **Science**, v. 291, p. 125-128. 2001.
- CARVALHO, A. S.; MARTINS, F. D.; DUTRA, F. M.; GETTINGER, D.; MARTINS-HATANO, F.; BERGALLO, H. G. Large and medium-sized mammals of Carajás National Forest, Pará State, Brazil. **Check List**, v. 10, p. 1- 9. 2014.
- CHAZDON, R. L.; BRANCALION, P. H. S.; LAMB, D.; LAESTADIUS, L.; CALMON, M.; KUMAR, C. A Policy-Driven Knowledge Agenda for Global Forest and Landscape Restoration. **Conservation Letters**, v. 10, p. 125-132. 2017.
- CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. **Strategic Plan for Biodiversity 2011–2020: Aichi Biodiversity Targets**. Disponível em <https://www.cbd.int/sp/default.shtml>. 2015.
- CROOKS, K. R.; SANJAYAN, M. **Connectivity Conservation**. [S.l.]: Cambridge University Press. 2006.
- DAMSCHEN, E. I.; HADDAD, N. M.; ORROCK, J. L.; TEWKSBURY, J. J.; LEVEY, D. J. Corridors increase plant species richness at large scales. **Science**, v. 313, p. 1284-1286. 2006.
- DEAN, W. A. **A ferro e fogo: a história e a destruição da Mata Atlântica brasileira**. [S.l.]: Companhia das Letras, 1996.
- FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, p. 487-515. 2003.
- FEARNSIDE, P. M. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates, and consequences. **Conservation Biology**, v. 19, p. 680-688. 2005.
- FEARNSIDE, P. M. The roles and movements of actors in the deforestation of Brazilian Amazonia. **Ecology and Society**, v. 13, p. 23. 2008.

GRIMM, V.; RAILSBACK, S. **Individual-based modeling and ecology**. [S.l.]: Princeton University Press, 2005.

HESS, G. R.; FISCHER, R. A. Communicating clearly about conservation corridors. **Landscape and Urban Planning**, v. 55, p. 195-208. 2001.

HILTY, J. A.; LIDICKER JÚNIOR, W. Z.; MERENLENDER, A. **Corridor Ecology: the science and practice of linking landscapes for biodiversity conservation**. [S.l.]: Island Press, 2006.

HOFMAN, M.P.G., HAYWARD, M.W., KELLY, M.J., BALKENHOL, N. Enhancing conservation network design with graph-theory and a measure of protected area effectiveness: Refining wildlife corridors in Belize, Central America. **Landscape and Urban Planning**, v. 178, p. 51-59. 2018.

HOSONUMA, N.; HEROLD, M.; SY, V. De; FRIES, R. S. De; BROCKHAUS, M.; VERCHOT, L.; ANGELSEN, A.; ROMIJN, E. An assessment of deforestation and forest degradation drivers in developing countries. **Environmental Research Letters**, v. 7, p. 044009. 2012.

KEHOE, L.; REIS, T.; VIRAH-SAWMY, M.; BALMFORD, A.; KUEMMERLE, T.; 604 SIGNATORIES. Make EU trade with Brazil sustainable. **Science**, v. 364, p. 341. 2019.

INPE **Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite**. Disponível em <http://www.obt.inpe.br/prodes>. Acessado em 04 de Abril de 2018. 2018.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, v. 405, p. 243-253. 2000.

MARTÍNEZ, M. L.; PÉREZ-MAQUEO, O.; VÁZQUEZ, G.; CASTILLO-CAMPOS, G.; GARCÍA-FRANCO, J.; MEHLTRETER, K.; EQUIHUA, M.; LANDGRAVE, R. Effects of land use change on biodiversity and ecosystem services in tropical montane cloud forests of Mexico. **Forest Ecology and Management**, v. 258, p. 1856-1863. 2009.

MARTINS, F. D.; CASTILHO, A. F.; CAMPOS, J.; HATANO, F. M.; ROLIM, S. G. **Fauna da Floresta Nacional de Carajás: Estudos sobre vertebrados terrestres**. Nitro Imagens, São Paulo. 2012.

MCRAE, B. H.; DICKSON, B. G.; KEITT, T. H.; SHAH, V. B. Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. **Ecology**, v. 89, p. 2712-2724. 2008.

MCRAE, B.H., V.B. SHAH, T.K. MOHAPATRA. **Circuitscape 4 user guide**. The Nature Conservancy. (available at http://docs.circuitscape.org/circuitscape_4_0_user_guide.html?id=gsite). 2013.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC). **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000**; Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002; Decreto nº 5.746, de 5 de abril de 2006. Plano Estratégico Nacional de Áreas

Protegidas: Decreto nº 5.758, de 13 de abril de 2006. 76 p. 2011.

MORTON, D. C.; DEFRIES, R. S.; SHIMABUKURO, Y. E.; ANDERSON, L. O.; ARAI, E.; DEL BON ESPIRITO-SANTO, F.; FREITAS, R.; MORISETTE, J. Cropland expansion changes deforestation dynamics in the southern Brazilian Amazon. **PNAS**, v. 103, p. 14637-14641. 2006.

PÁDUA, J. A. A Mata Atlântica e a Floresta Amazônica na construção do território brasileiro: estabelecendo um marco de análise. **Revista de História Regional**, v. 20, p. 232-251. 2015.

PANFIL, S. HARVEY, C. REDD+ and Biodiversity Conservation: A Review of the Biodiversity Goals, Monitoring Methods, and Impacts of 80 REDD+ Projects. **Conservation Letters**, v. 9, p. 143-150. 2015.

PACHECO, J. F. *et al.* An avifaunal inventory of the CVRD Serra dos Carajás project, Pará, Brazil. **Cotinga**, v. 27, p. 15-30. 2007

PARDINI, R.; BUENO, A. A. de; GARDNER, T. A.; PRADO, P. I.; METZGER, J. P. Beyond the fragmentation threshold hypothesis: Regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes. **PLoS ONE**, v. 5, e13666. 2010.

PERES, C. A.; ZIMMERMAN, B. Perils in parks or parks in peril? Reconciling conservation in Amazonian reserves with and without use. **Conservation Biology**, v. 15, p. 793-797. 2001.

PETERMAN, W. E.; CONNETTE, G. M.; SEMLITSCH, R. D.; EGGERT, L. S. Ecological resistance surfaces predict fine-scale genetic differentiation in a terrestrial woodland salamander. **Molecular Ecology** v. 23, p. 2402-2413. 2014.

PINHEIRO, L. C.; BITAR, Y. O. C.; GALATTI, U.; NECKEL-OLIVEIRA, S.; SANTOS-COSTA, M. C. Amphibians from southeastern state of Pará: Carajás region, northern Brazil. **Check List** v. 8, p. 693-702. 2012.

PROJETO MAPBIOMAS. **Coleção 3.1 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil**. Disponível em: <http://mapbiomas.org>. Acesso em: 10 jun. 2018.

R CORE TEAM. **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2017.

RIBEIRO, M. C.; METZGER, J. P.; MARTENSEN, A. C.; PONZONI, F. J.; HIROTA, M. M. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p. 1141-1153. 2009.

RODRIGUES, A. S. L. *et al.* Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity **Nature**, v. 428, p. 640-643. 2004.

- SAURA, S.; BASTIN, L.; BATTISTELLA, L.; MANDRICI, A.; DUBOIS, G. Protected areas in the world's ecoregions: How well connected are they? **Ecological Indicators**, v. 76, p. 144-158. 2017.
- SAURA, S.; PASCUAL-HORTAL, L. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. **Landsc Urban Plann** v. 83, p. 91-103. 2007.
- SAURA, S.; RUBIO, L. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. **Ecography** v. 33, p. 523-537. 2010.
- SANDERSON, J.; FONSECA, G. da; GALINDO-LEAL, C.; ALGER, K.; INCHAUSTY, V.; MORRISON, K.; RYLANDS, A. Escaping the minimalist trap: Design and implementation of large-scale biodiversity corridors. In: CROOKS, K.; SANJAYAN, M. (Eds.), **Connectivity Conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 2006. p. 620-648.
- SCHMINK, M.; HOELLE, J.; GOMES, C. V. A.; THALER, G. M. From contested to 'green' frontiers in the Amazon? A long-term analysis of São Félix do Xingu, Brazil. **Journal of Peasant Studies**, p. 1-23. Article in Press. 2017.
- SCHWARTZMAN, S.; ALENCAR, A.; ZARIN, H.; SOUZA, A. P. S. Social movements and large-scale tropical forest protection on the Amazon frontier: conservation from chaos. **Journal of Environment Development**, v. 19, p. 274-299. 2010.
- SCHWARTZMAN, S. *et al.* The natural and social history of the indigenous lands and protected areas corridor of the Xingu River basin. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 368, p. 20120164. 2013.
- SILVEIRA, L.; SOLLMANN, R.; JÁCOMO, A. T. A.; DINIZ FILHO, J. A. F.; TÔRRES, N. M. The potential for large-scale wildlife corridors between protected areas in Brazil using the jaguar as a model species. **Landscape Ecology**, v. 29, p. 1213-1223. 2014.
- SOUZA-FILHO, P. W. M. *et al.* Four decades of land-cover, land-use and hydroclimatology changes in the Itacaiúnas River watershed, southeastern Amazon. **Journal of Environmental Management**, v. 167, p. 175-184. 2016.
- TARAVELLA, R.; ARNAULD DE SARTRE, X. The symbolic and political appropriation of scales: A critical analysis of the Amazonian ranchers' narrative. **Geoforum**, v. 43, p. 645-656. 2012.
- VAN DER WINDT, H. J.; SWART, J. A. A. Ecological corridors, connecting science and

politics: The case of the Green River in the Netherlands. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, p. 124-132. 2008.

VIEIRA, I. C. G.; TOLEDO, P. M.; SILVA, J. M. C.; HIGUCHI, H. Deforestation and threats to the biodiversity of Amazonia. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, p. 949-956. 2008.

WADE, A. A.; MCKELVEY, K. S.; SCHWARTZ, M. K. **Resistance-surface-based wildlife conservation connectivity modeling: Summary of efforts in the United States and guide for practitioners**. Gen. Tech. Rep. RMRS-GTR-333. Fort Collins, CO: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Rocky Mountain Research Station. 93 p. 2015.

WANG, I. J.; GLOR, R. E.; LOSOS, J. B. Quantifying the roles of ecology and geography in spatial genetic divergence. **Ecology Letters** v. 16, p. 175-182. 2013.

WATSON, J. E. M.; DUDLEY, N.; SEGAN, D. B.; HOCKINGS, M. The performance and potential of protected areas. **Nature**, v. 515, p. 67-73. 2014.

WATTS, K.; EYCOTT, A. E.; HANDLEY, P.; RAY, D.; HUMPHREY, J. W.; QUINE, C. P. Targeting and evaluating biodiversity conservation action within fragmented landscapes: an approach based on generic focal species and least-cost networks. **Landscape Ecology**, v. 25, p. 1305-1318. 2010.

WITH, K. A.; KING, A. W. Extinction thresholds for species in fractal landscapes. **Conservation Biology**, v. 13, p. 314-326. 1999

ZELLER, K. A.; MCGARIGAL, K.; WHITELEY, A. R. Estimating landscape resistance to movement: a review. **Landscape Ecology**, v. 27, p. 777-797. 2012.

APÊNDICES

Tabela 1 – Descrição dos municípios da área de estudo (AE) em termos da área ocupada na AE, área protegida, área não protegida, área florestal (cobertura florestal) e proporção da área protegida em relação à área ocupada pelo município na AE (Prop_P).

Município	Área na AE	Área Protegida	Área Não Protegida	Área Florestal (%)	Prop_P
Água Azul do Norte	720.822	162.378	558.444	274.135 (38,03)	22,53
Altamira	1.644.012	1.643.871	141	1.590.863 (96,77)	99,99
Anapú	160.123	125.928	34.195	151.263 (94,47)	78,64
Bannach	119.124	13.213	105.911	28.640 (24,04)	11,09
Canaã dos Carajás	312.499	140.978	171.521	154.374 (49,4)	45,11
Cumarú do Norte	29.258	29.258	0	28.296 (96,71)	100,00
Curionópolis	42.811	0	42.811	18.143 (42,38)	0,00
Floresta do Araguaia	14.206	0	14.206	3.163 (22,27)	0,00
Itupiranga	433.788	102.409	331.379	266.288 (61,39)	23,61
Marabá	959.630	337.469	622.161	631.184 (65,77)	35,17
Novo Repartimento	134.417	4.416	130.001	66.648 (49,58)	3,29
Ourilândia do Norte	676.362	459.138	217.224	494.185 (73,07)	67,88
Parauapebas	704.157	566.691	137.466	596.499 (84,71)	80,48
Rio Maria	194.802	0	194.802	24.117 (12,38)	0,00
Sao Félix do Xingu	5.153.532	3.434.581	1.718.951	3.855.428 (74,81)	66,65
Sapucaia	6.159	0	6.159	622 (10,09)	0,00
Senador José Porfirio	180.708	180.708	0	180.422 (99,84)	100,00
Tucumã	254.555	933	253.622	39.739 (15,61)	0,37
Xinguara	169.869	0	169.869	13.293 (7,83)	0,00

Fonte: do autor

Tabela 2 – Descrição dos municípios da área de estudo (AE) em termos da cobertura florestal de suas regiões não protegidas (Cob_NP), Número de Fragmentos (N_Frags), Média da área dos fragmentos florestais (M_Af) e mediana da área dos fragmentos florestais (Me_Af).

Município	Cob_NP	N Frags	M_Af	Me_Af
Água Azul do Norte	21,03	12.870	9,12	0,72
Altamira	12,53	2	8,82	8,82
Anapú	75,39	834	30,91	0,36
Bannach	18,38	2.931	6,64	0,36
Canaã dos Carajás	15,64	5.114	5,25	0,72
Cumarú do Norte	NA	0	NA	NA
Curionópolis	42,38	1.383	13,12	0,72
Floresta do Araguaia	22,27	586	5,40	0,36
Itupiranga	49,51	11.292	14,53	0,36
Marabá	49,99	19.197	16,20	0,72
Novo Repartimento	47,87	6.726	9,25	0,36
Ourilândia do Norte	26,24	7.060	8,07	0,72
Parauapebas	36,52	5.212	9,63	0,72
Rio Maria	12,38	3.964	6,08	0,72
Sao Félix do Xingu	43,87	43.072	17,51	0,72
Sapucaia	10,09	87	7,13	0,72
Senador José Porfírio	NA	0	NA	NA
Tucumã	15,43	7.987	4,90	0,72
Xinguara	7,83	3.043	4,37	0,72

Fonte: do autor

Tabela 3 – Porcentagem de células prioritárias, número de manchas de células de máxima prioridade (N_Manchas_{sel}), média e mediana da área das manchas de células de máxima prioridade (M_Msel e Me_Msel, respectivamente), por município da área de estudo.

Município	% Células Selecionadas_{sel}	N Manchas	M_Msel	Me_Msel
Água Azul do Norte	0,06	46	1,06	0,36
Altamira	0,00	0	0,00	0,00
Anapú	1,67	325	4,35	0,36
Bannach	0,00	0	0,00	0,00
Canaã dos Carajás	0,00	0	0,00	0,00
Cumarú do Norte	0,00	0	0,00	0,00
Curionópolis	0,00	7	0,41	0,36
Floresta do Araguaia	0,00	0	0,00	0,00
Itupiranga	27,04	5.433	4,20	0,36
Marabá	31,31	6.366	4,15	0,36
Novo Repartimento	26,68	4.373	5,14	0,36
Ourilândia do Norte	0,04	43	0,69	0,36
Parauapebas	0,18	173	0,88	0,36
Rio Maria	0,00	0	0,00	0,00
Sao Félix do Xingu	13,01	1.717	6,39	0,36
Sapucaia	0,00	0	0,00	0,00
Senador José Porfirio	0,00	0	0,00	0,00
Tucumã	0,01	5	1,01	0,36
Xinguara	0,00	0	0,00	0,00

Fonte: do autor

Tabela 4 – Número de propriedades rurais (N_Props), média e mediana da área das propriedades (M_A_{prop} e Me_A_{prop}, respectivamente), média e mediana do déficit de reserva legal (M_dRL e Me_dRL, respectivamente) e porcentagem de propriedades com superávit de reserva legal, por município da área de estudo.

Município	N Props	M_A_{Prop}	Me_A_{Prop}	M_dRL	Me_dR L	% Superávit
Água Azul do Norte	2.183	207	70	68,02	74,83	0,82
Altamira	0	NA	NA	0,00	0,00	NA
Anapú	19	864	754	8,16	4,91	42,11
Bannach	393	215	83	68,88	74,77	0,51
Canaã dos Carajás	1.051	133	52	68,01	75,29	1,24
Cumarú do Norte	0	NA	NA	0,00	0,00	NA
Curionópolis	90	301	79	35,06	38,06	10,00
Floresta do Araguaia	38	242	80	70,77	76,45	0,00
Itupiranga	1.870	153	54	32,51	35,15	14,60
Marabá	3.485	155	47	40,21	44,36	8,52
Novo Repartimento	1.085	112	51	35,20	37,55	7,74
Ourilândia do Norte	1.068	178	59	64,50	72,69	1,40
Parauapebas	709	122	45	43,67	49,61	9,73
Rio Maria	663	239	95	71,99	78,48	0,75
Sao Félix do Xingu	6.030	236	83	48,08	53,88	5,69
Sapucaia	41	111	64	70,27	78,22	4,88
Senador José Porfírio	0	NA	NA	0,00	0,00	NA
Tucumã	2.138	117	63	66,38	72,88	1,08
Xinguara	616	204	72	75,98	79,47	0,32

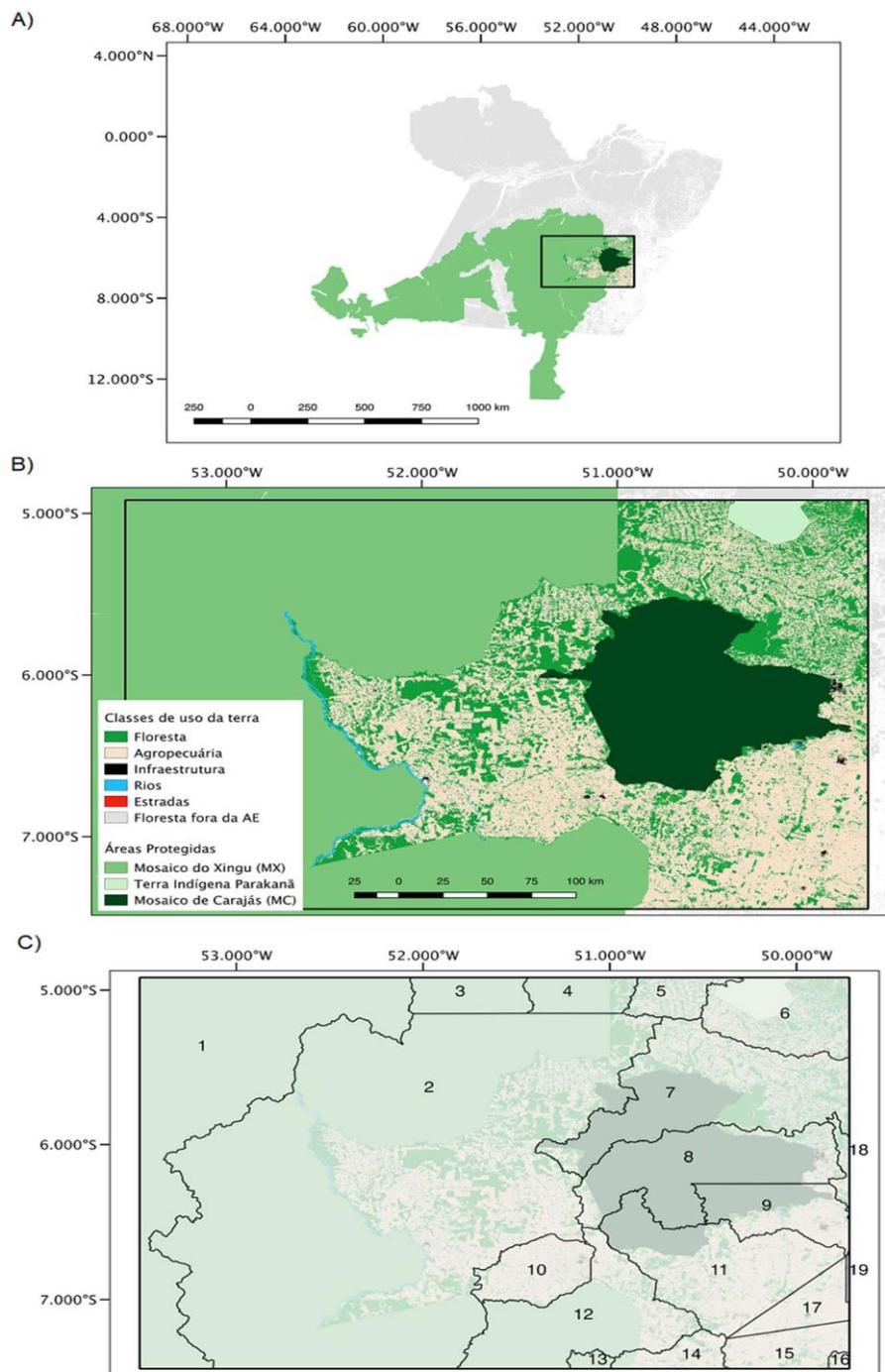
Fonte: do autor

Tabela 5 – Número de propriedades rurais (N_Props), média e mediana da área das propriedades (M_A_{prop} e Me_A_{prop}, respectivamente), média e mediana do déficit de reserva legal (M_dRL e Me_dRL, respectivamente) e porcentagem de propriedades com superávit de reserva legal, por município da área de estudo.

Município	N_Prop			
	N Props	M_A_{prop}	M_dRL	Me_dRL
Água Azul do Norte	34	701.47	47.70	53.78
Altamira	0	0	0	0
Anapú	19	864	8.16	4.91
Bannach	0	0	0	0
Canaã dos Carajás	0	0	0	0
Cumarú do Norte	0	0	0	0
Curionópolis	55	167.85	23.36	19.58
Floresta do Araguaia	0	0	0	0
Itupiranga	1793	157.86	30.89	33.69
Marabá	3024	168.97	37.60	42
Novo Repartimento	1037	115.4	34.02	36.62
Ourilândia do Norte	114	431.38	38.79	39.62
Parauapebas	302	155.50	28.34	30.96
Rio Maria	0	0	0	0
Sao Félix do Xingu	1805	308.52	33.84	35.76
Sapucaia	0	0	0	0
Senador José Porfirio	0	0	0	0
Tucumã	20	91.39	26.75	21.19
Xinguara	0	0	0	0

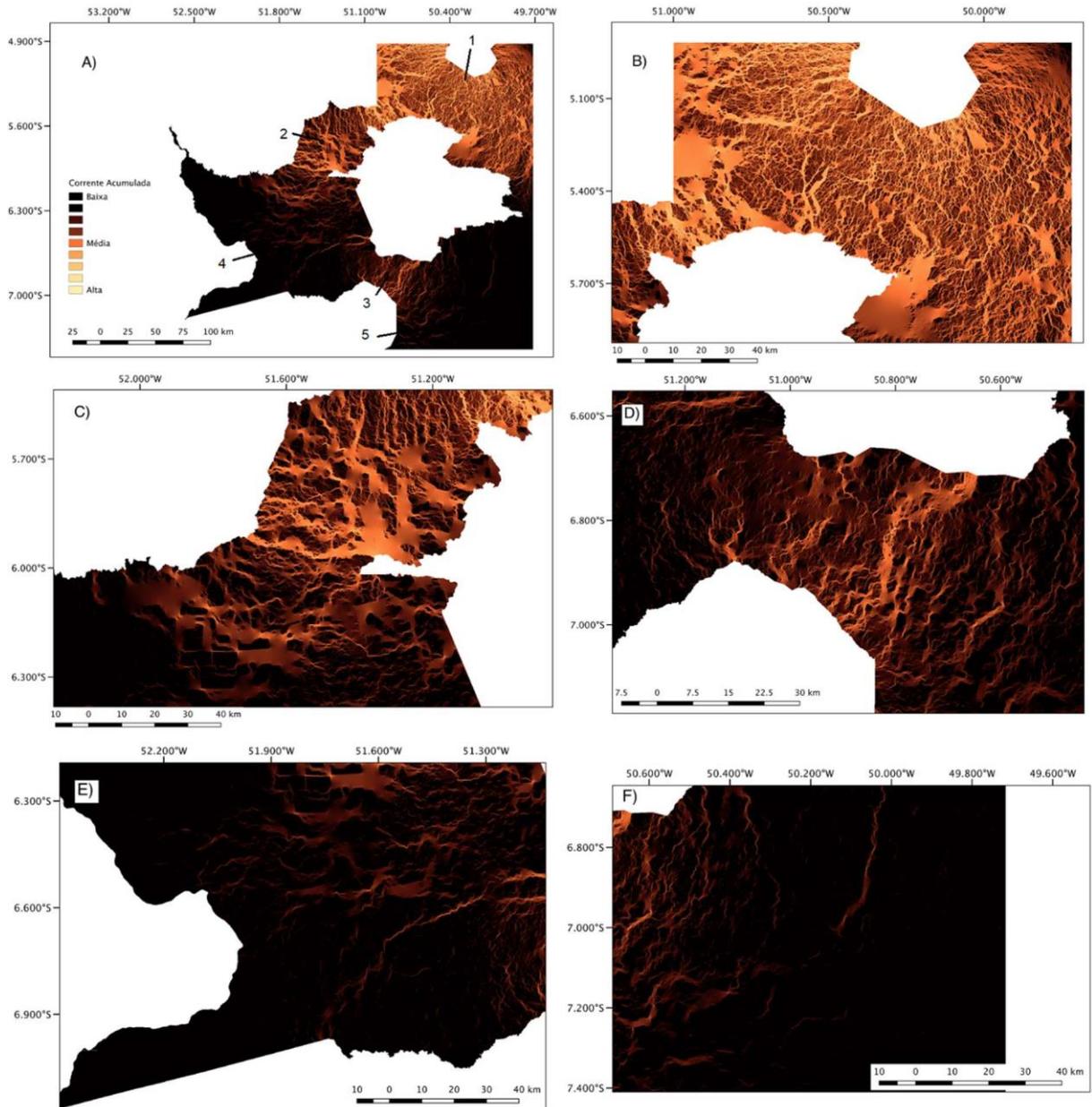
Fonte: do autor

Figura 1 – Localização da área de estudo no estado do Pará (A) e aproximação evidenciando as classes de cobertura e uso da terra (B). Podemos perceber que o mosaico do Xingu (MX), embora ocupe uma grande proporção da área de estudo, está bem pouco representado em relação à sua área total, visto que ele se estende a oeste, no estado do Amazonas, e a sul, no estado do Mato Grosso. Em C) destacamos os limites dos municípios representados na área de estudo. 1. Altamira, 2. São Félix do Xingu, 3. Senador José Porfírio, 4. Anapú, 5. Novo Repartimento, 6. Itupiranga, 7. Marabá, 8. Parauapebas, 9. Canaã dos Carajás, 10. Tucumã, 11. Água Azul do Norte, 12. Ourilândia do Norte, 13. Cumarú do Norte, 14. Bannach, 15. Rio Maria, 16. Floresta do Araguaia, 17. Xinguara, 18. Curionópolis e 19. Sapucaia.



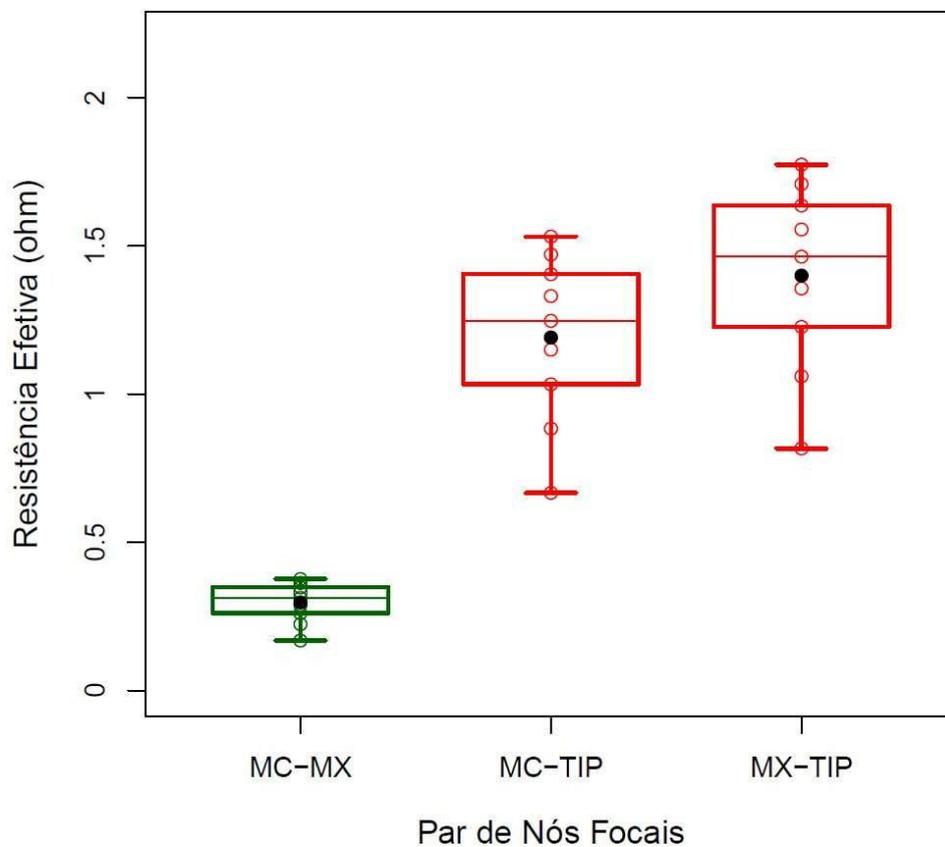
Fonte: do autor

Figura 2 – Mapa consensual de corrente acumulada na área de estudo (A) e nas sub-regiões de 1 a 5 (B-F). Quanto mais clara a tonalidade da célula, maior a corrente acumulada que passa por ela, portanto maior sua conectividade.



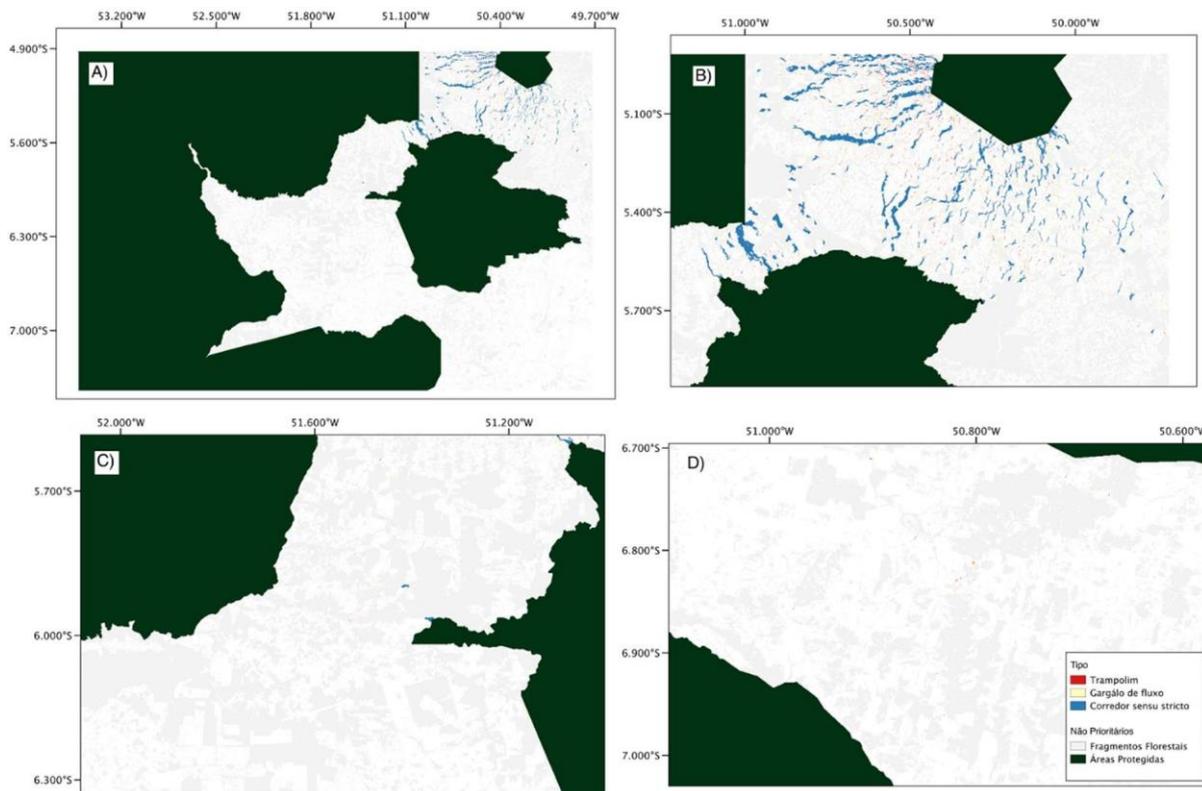
Fonte: do autor

Figura 3 – Resistência efetiva entre cada par de nó focal (MC-MX, MC-TIP e MX-TIP). Cada ponto indica o valor de resistência efetiva obtido de um dado perfil de resistência dentre os nove considerados nas análises de conectividade deste estudo. A resistência efetiva entre o par MC-MX é cerca de quatro vezes menor que aquela apresentada para os outros pares.



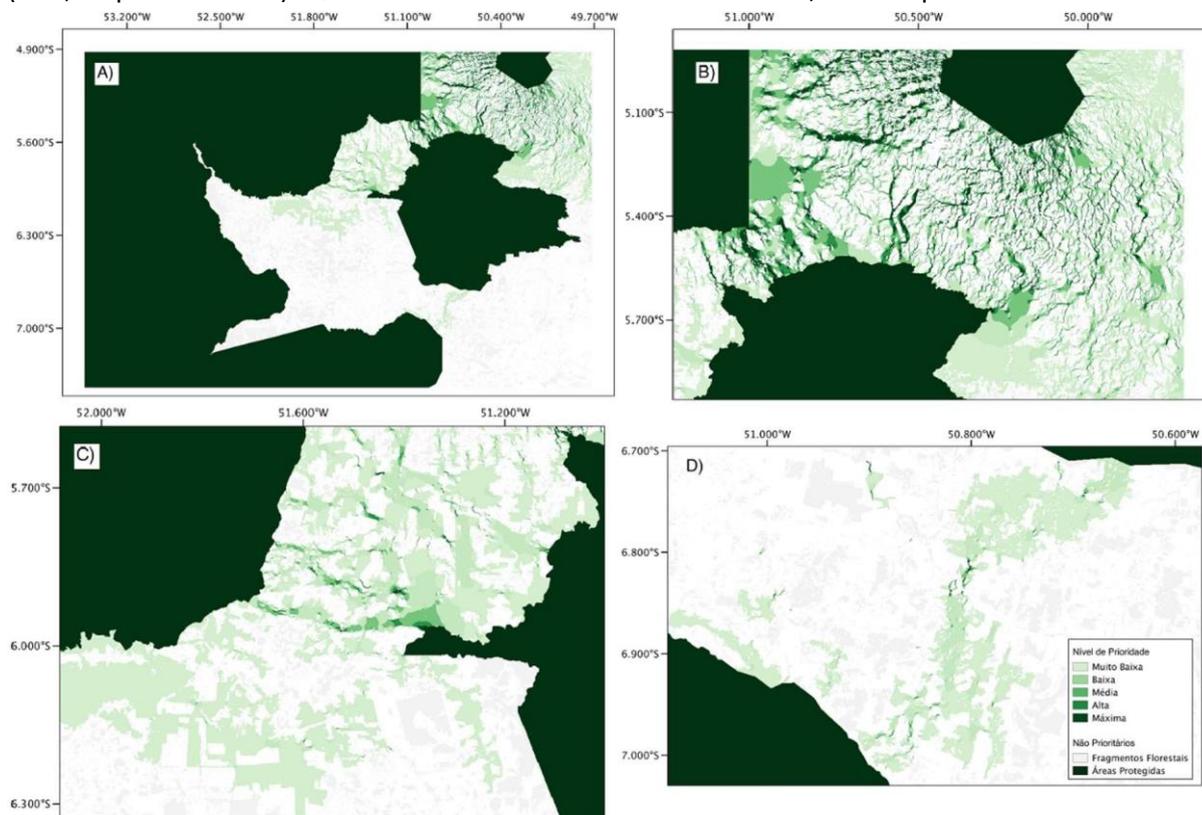
Fonte: do autor

Figura 4 – Células identificadas como de prioridade máxima, de acordo com o tipo de mancha (trampolim, gargalo de fluxo ou corredor *sensu stricto*. Em A) para a área de estudo e de B-D) para as sub-regiões 1, 2 e 3, respectivamente.



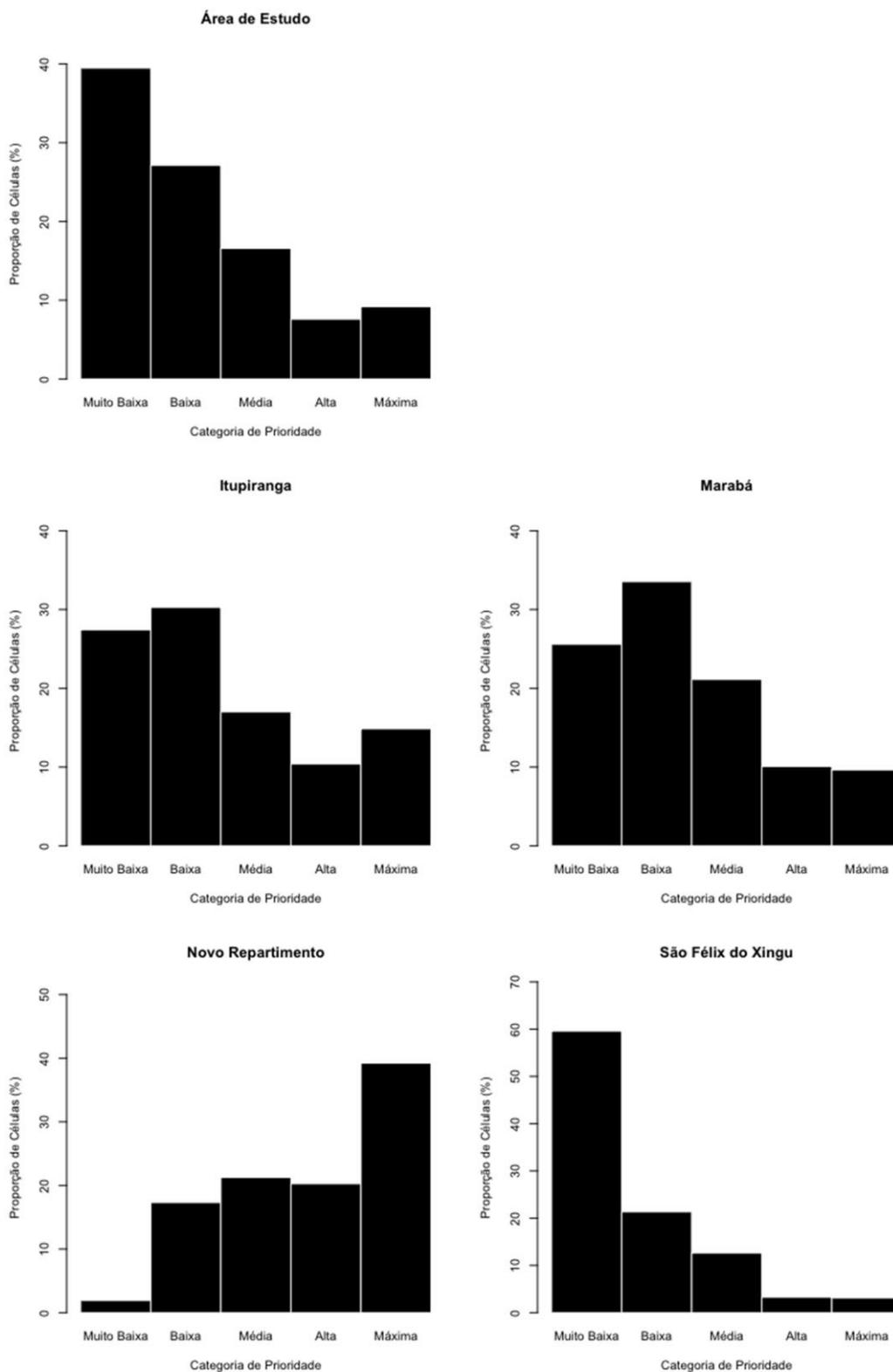
Fonte: do autor

Figura 5 – Categorias de prioridade para conservação na área de estudo (A) e nas sub-regiões 1, 2 e 3 (B–D, respectivamente). Quanto mais escura a tonalidade de verde, maior a prioridade da área.



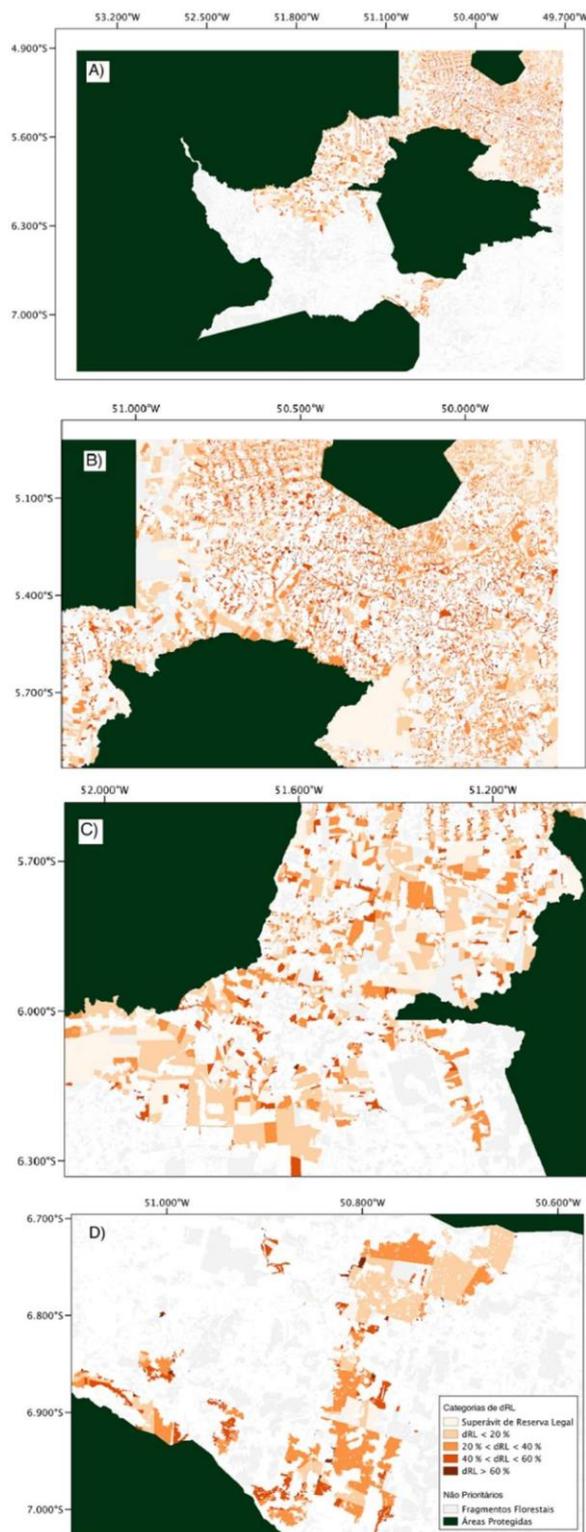
Fonte: do autor

Figura 6 – Distribuição da proporção de cada categoria de prioridade para conservação para A) área de estudo, B) Itupiranga, C) Marabá, D) Novo repartimento e E) São Félix do Xingu.



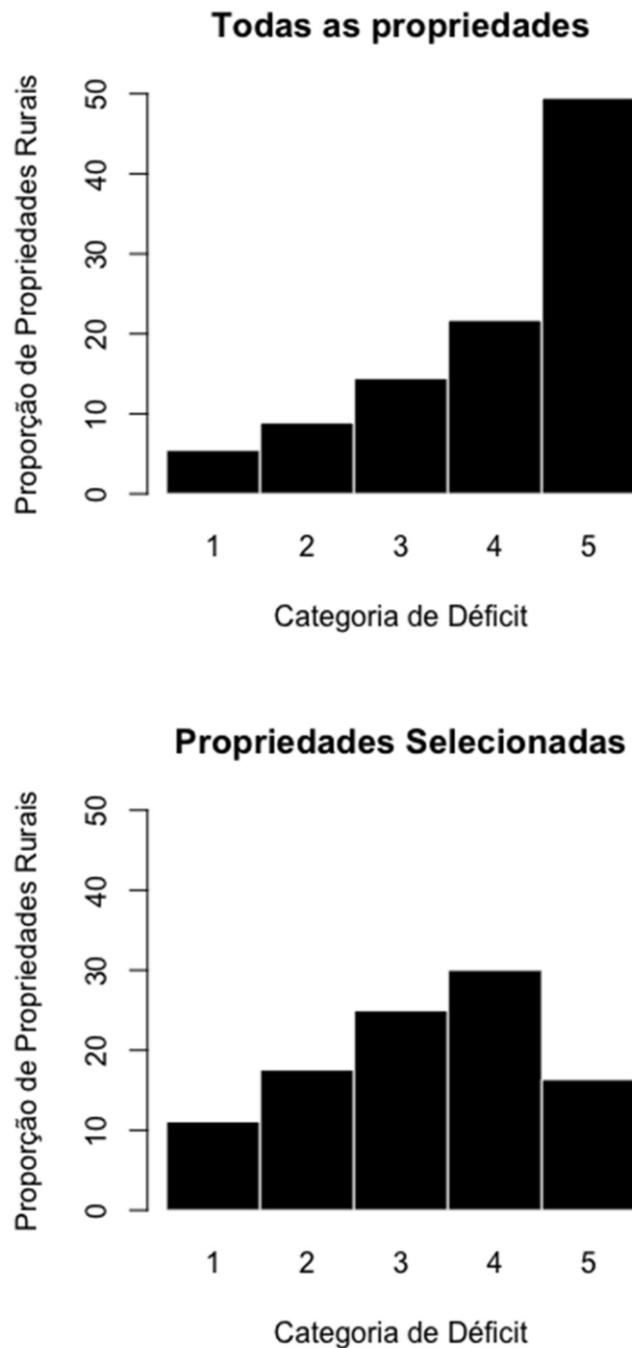
Fonte: do autor

Figura 7 – Déficit de reserva legal (dRL) nas propriedades rurais que contêm áreas prioritárias para a conservação de corredores, na área de estudo (A), na sub-região 1 (B), na sub-região 2 (C) e na sub-região 3 (D).



Fonte: do autor

Figura 8 - Distribuição da proporção de cada categoria de déficit de reserva legal nas propriedades da área de estudo (A) e apenas para as propriedades selecionadas (i.e., aquelas que contêm células com algum nível de prioridade). Os valores das categorias de déficit indicam: 1= superávit de reserva legal, 2 = baixo déficit de reserva legal ($0 < dRL \leq 20\%$), 3 = déficit médio ($20\% < dRL \leq 40\%$), 4 = déficit alto ($40\% < dRL \leq 60\%$) e 5 = déficit muito alto ($dRL > 60\%$).



Fonte: do autor

MATERIAL SUPLEMENTAR - Tabelas

Tabela S1 – Descrição geral da área dos municípios presentes na área de estudo (AE), mostrando a proporção da área total dos municípios representada na área de estudo (% Área Total) e a proporção da área de estudo ocupada por cada município (% Área de Estudo). Os valores de área são em hectares.

Município	Área na AE	Área Total	% Área Total	% Área de Estudo
Água Azul do Norte	720.822	720.822	100,00	6,05
Altamira	1.644.012	16.167.176	10,17	13,80
Anapú	160.123	1.200.626	13,34	1,34
Bannach	119.124	300.414	39,65	1,00
Canaã dos Carajás	312.499	319.018	97,96	2,62
Cumarú do Norte	29.258	1.738.569	1,68	0,25
Curionópolis	42.811	239.801	17,85	0,36
Floresta do Araguaia	14.206	349.597	4,06	0,12
Itupiranga	433.788	796.503	54,46	3,64
Marabá	959.630	1.529.804	62,73	8,06
Novo Repartimento	134.417	1.554.989	8,64	1,13
Ourilândia do Norte	676.362	1.456.172	46,45	5,68
Parauapebas	704.157	704.157	100,00	5,91
Rio Maria	194.802	417.293	46,68	1,64
Sao Félix do Xingu	5.153.532	8.546.253	60,30	43,27
Sapucaia	6.159	131.501	4,68	0,05
Senador José Porfírio	180.708	1.451.377	12,45	1,52
Tucumã	254.555	254.555	100,00	2,14
Xinguara	169.869	383.452	44,30	1,43

Fonte: do autor

Tabela S2 – Classes de cobertura e uso da terra provenientes do mapeamento do MapBiomias, suas respectivas áreas em hectares (Área da Classe) e as novas classes usadas neste estudo. Destacamos que o mapeamento do MapBiomias possui mais uma classe, identificada com ID = 0, que não foi classificada em nenhuma das categorias apresentadas na tabela. Essa classe ocupa 105 ha e foi reclassificada como floresta nos mapas analisados neste estudo.

Classe MapBiomias	ID (MapBiomias)	Area da Classe	Nova Classe	ID (Nova Classe)
Formação Florestal	3	8.417.312	Floresta	1
Outra Formação Natural não Florestal	13	46.269	Agropecuária	2
Pastagem	15	3.069.014	Agropecuária	2
Cultura Anual e Perene	19	202	Agropecuária	2
Mosaico de Agricultura e Pastagem	21	285.569	Agropecuária	2
Infraestrutura Urbana	24	10.508	Infraestrutura	3
Outra Área não Vegetada	25	5.980	Agropecuária	2
Não observado	27	25	Floresta	1
Mineração	30	3.129	Infraestrutura	3
Rio, Lago e Oceano	33	72.720	Rios	4

Fonte: do autor

Tabela S3 – Perfis de resistência usados para determinar a conectividade florestal na área de estudo. Em todos os perfis, a resistência das classes floresta e infraestrutura foram mantidas constantes e iguais a 1 e 100 ohm, respectivamente.

ID Perfil	Agropecuária	Infraestrutura	Rios
1	10		
2	20		
3	30		
4	40		
5	50	10	
6	60		
7	70		
8	80		
9	90		
10	10		
11	20		
12	30		
13	40		
14	50	50	10
15	60		
16	70		
17	80		
18	90		
19	10		
20	20		
21	30		
22	40		
23	50	90	
24	60		
25	70		
26	80		
27	90		
28	10		
29	20		
30	30		
31	40		
32	50	10	
33	60		
34	70		
35	80		
36	90		
37	10		
38	20		
39	30		
40	40		
41	50	50	50
42	60		
43	70		
44	80		
45	90		
46	10		
47	20		
48	30		
49	40		
50	50	90	
51	60		
52	70		
53	80		
54	90		

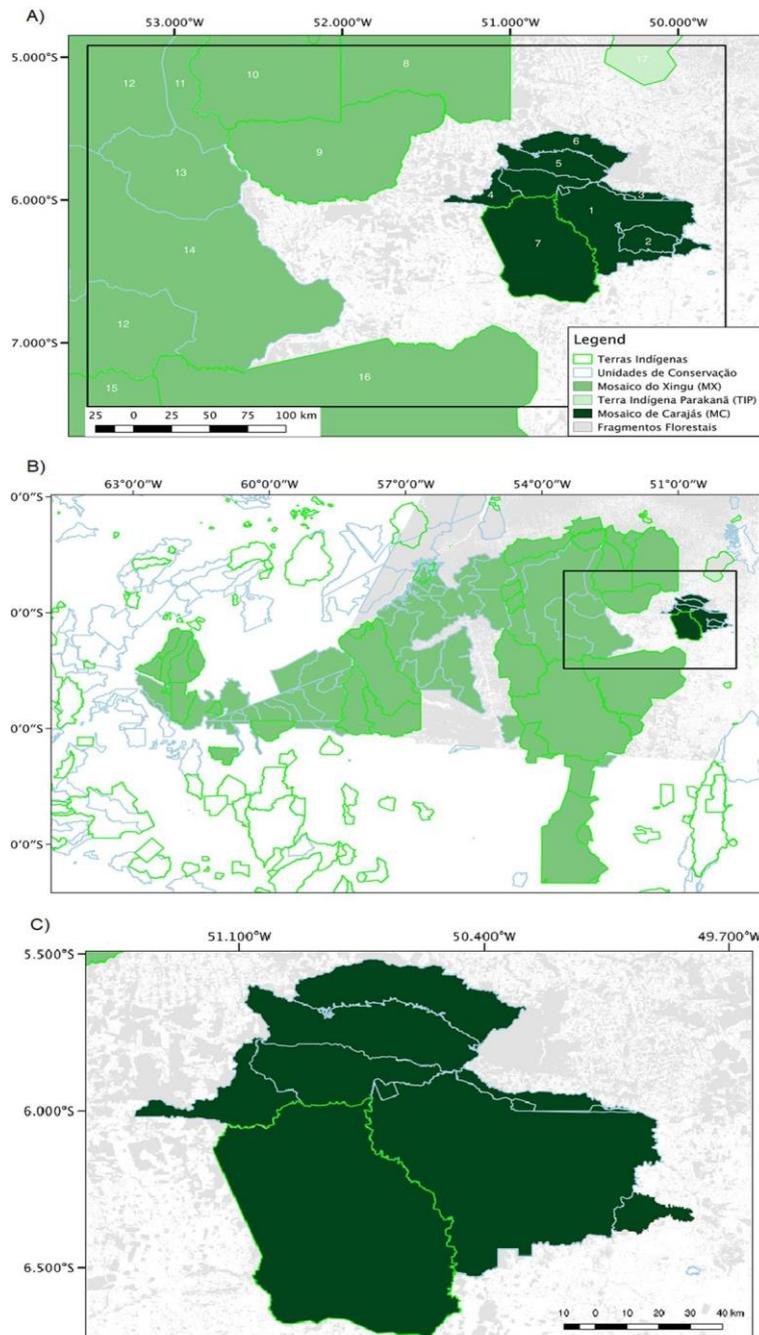
Tabela S3 - continuação.

ID Perfil	Agropecuária	Infraestrutura Rios	
55	10		
56	20		
57	30		
58	40		
59	50	10	
60	60		
61	70		
62	80		
63	90	_____	
64	10		
65	20		
66	30		
67	40		
68	50	50	90
69	60		
70	70		
71	80		
72	90		
73	10	_____	
74	20		
75	30		
76	40		
77	50	90	
78	60		
79	70		
80	80		
81	90		

Fonte: do autor

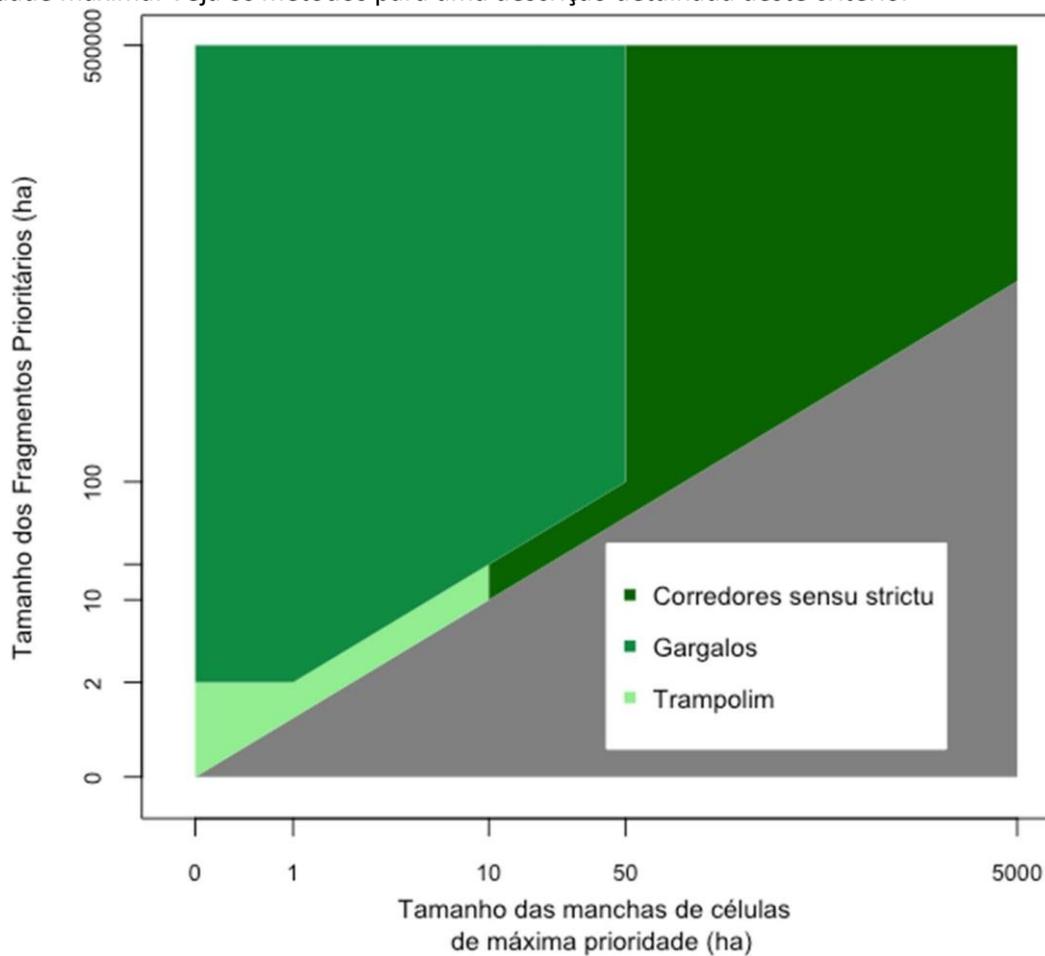
MATERIAL SUPLEMENTAR - Figuras

Figura S1 – Detalhe dos mosaicos áreas protegidas, mostrando as unidades de conservação e as terras indígenas que foram representadas na área de estudo (A). Os números em A) identificam essas áreas protegidas. 1. Floresta Nacional de Carajás, 2. Parque Nacional dos Campos Ferruginosos, 3. Área de Proteção Ambiental do Igarapé-Gelado, 4. Floresta Nacional de Itacaiúnas, 5. Floresta Nacional de Tapirapé-Aquiri, 6. Reserva Biológica do Tapirapé, 7. Terra Indígena Xikrin do Cateté, 8. Terra Indígena Trincheira Bacajá, 9. Terra Indígena Apyterewa, 10. Terra Indígena Araweté-Igarapé-Ipixuna, 11. Reserva Extrativista do Rio Xingu, 12. Estação Ecológica da Terra do Meio, 13. Parque Nacional da Serra do Pardo, 14. REA de Proteção Ambiental Triunfo do Xingu, 15. Terra Indígena Menkragnoti, 16. Terra Indígena Kayapó e 17. Terra Indígena Parakanã. B) mosaico do Xingu, com suas 74 áreas protegidas e destacando sua grande extensão no leste da Amazônia. C) mosaico de Carajás, evidenciando suas seis unidades de conservação e a terra indígena Xikrin do rio Cateté.



Fonte: do autor

Figura S2 – Representação gráfica do critério de atribuição dos tipos de agrupamento das células de prioridade máxima. Veja os métodos para uma descrição detalhada deste critério.



Fonte: do autor