



Universidade Federal do Pará
Núcleo de Altos Estudos Amazônicos
Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido

PEDRO LUIS TREJO MORENO

**FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA AMAZÔNIA BRASILEIRA:
DINÂMICA, TRAJETÓRIA E CONECTIVIDADE**

Belém-PA

2022

PEDRO LUIS TREJO MORENO

**FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA AMAZÔNIA BRASILEIRA:
DINÂMICA, TRAJETÓRIA E CONECTIVIDADE**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido, Curso de Doutorado Desenvolvimento Socioambiental, Núcleo de Altos Estudos Amazônicos da Universidade Federal do Pará para obtenção do título de Doutor em Ciências: Desenvolvimento Socioambiental.

Área de Concentração: Desenvolvimento Socioambiental.

Linha de Pesquisa: Gestão de Recursos Naturais.

Orientadora: Prof.^a Dra. Claudia Azevedo-Ramos.

Belém-PA

2022

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) de acordo com ISBD
Sistema de Bibliotecas da Universidade Federal do Pará
Gerada automaticamente pelo módulo Ficat, mediante os dados fornecidos pelo(a) autor(a)**

- M843f Moreno, Pedro Luis Trejo.
Fragmentação Florestal na Amazônia Brasileira: Dinâmica,
Trajetória e Conectividade / Pedro Luis Trejo Moreno. — 2022.
138 f. : il. color.
- Orientador(a): Prof^ª. Dra. Claudia Azevedo - Ramos
Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Pará, Núcleo de
Altos Estudos Amazônicos, Programa de Pós-Graduação em
Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido, Belém, 2022.
1. Amazônia. 2. Fragmentação. 3. Conectividade. 4.
Reserva Legal. I. Título.

CDD 333.715

PEDRO LUIS TREJO MORENO

**FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA AMAZÔNIA BRASILEIRA:
DINÂMICA, TRAJETÓRIA E CONECTIVIDADE**

Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Sustentável do Trópico Úmido, Curso de Doutorado Desenvolvimento Socioambiental, Núcleo de Altos Estudos Amazônicos da Universidade Federal do Pará para obtenção do título de Doutor em Ciências: Desenvolvimento Socioambiental.

Data de Aprovação: 27/01/2022.

Banca Examinadora:

Profa. Dra. Claudia Azevedo-Ramos
Orientadora - PPGDSTU /NAEA/UFPA

Profa. Dra. Oriana Trindade de Almeida
Examinadora interna - PPGDSTU/NAEA/UFPA

Prof. Dr. Claudio Fabian Szlafsztein
Examinador Interno - PPGDSTU/NAEA/UFPA

Prof. Dr. Eduardo Venticinque
Examinador Externo – UFRN

Prof. Dr. Vitor Vieira Vasconcelos
Examinador Externo – UFABC

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Universidade Federal do Pará e ao Núcleo de Altos Estudos Amazônicos pela oportunidade de realizar este doutorado no marco do Programa de Alianças para a Educação e a Capacitação – PAEC-OEA-GCUB. Agradeço à Universidade de Los Andes pelo apoio para realizar meus estudos de doutorado.

Agradeço aos membros do Grupo de Pesquisa Economia, Conservação e Governança Ambiental na Amazônia, especialmente a minha orientadora Profa. Dra. Claudia Azevedo-Ramos por todo o apoio e o aprendizado, além do acadêmico, durante este período. Também agradeço a Angelo Pinho, Iranilda Moraes, Suzane Gomes e Yuki Murakami pelo intercâmbio cultural.

Agradeço ao Instituto de Pesquisa Ambiental da Amazônia – IPAM, especialmente Felipe Lenti e Ludmila Rattis pelo apoio técnico e científico. À Viviane Ribeiro pelo apoio inicial em discussões metodológicas. À Aixa Navas pelas ilustrações no terceiro capítulo e ao Programa de Conservação Esri.

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001.

RESUMO

A fragmentação florestal é um problema global que afeta a sociedade ao impactar populações dependentes das florestas e seus serviços ecossistêmicos. Na Amazônia, este processo está ativo, portanto, é necessário estabelecer estratégias focadas em enfrentar a fragmentação. Este estudo contribuiu neste aspecto ao avaliar, com ineditismo, a trajetória da fragmentação e a função de conectividade da Reserva Legal (RL) de imóveis rurais para orientar possíveis estratégias. A partir da hipótese de que os processos da fragmentação são diferenciados nas macrorregiões da Amazônia e que a RL de imóveis rurais podem contribuir para a conectividade de áreas fragmentadas, os objetivos deste estudo centraram-se em (1) analisar a fragmentação florestal na Amazônia brasileira no contexto da dinâmica da paisagem (2) analisar a trajetória espaço-temporal da fragmentação na Amazônia brasileira com a finalidade de nortear o desenho de estratégias ambientais e (3) avaliar o uso da Reserva Legal (RL) como elemento de conectividade florestal em um estudo de caso. A análise da dinâmica da fragmentação na Amazônia foi realizada através do *modelo Força-Pressão-Estado-Impacto-Resposta*. A trajetória da fragmentação do bioma Amazônia foi analisada a partir de classes e métricas de fragmentação para o período 1985 – 2018 em três macrorregiões [Amazônia Ocidental (Aoc), Central (AC) e Oriental (Aor)]. Finalmente, utilizando-se o município de Itupiranga, Pará, como estudo de caso para avaliar a contribuição da RL na conectividade florestal, foram gerados dois cenários de cobertura florestal (*business as usual* – BAU e *Otimista*) do município projetados para 2039. A dinâmica da fragmentação na Amazônia avaliou que a *Força* são políticas públicas e dinâmicas de mercado internacionais que geram *Pressões* associadas, entre outras, à abertura de estradas para atividades agropecuárias, alterando o *Estado* da cobertura vegetal. As mudanças na estrutura e nos processos ecológicos, especialmente na borda dos fragmentos, têm *Impacto* nos serviços ecossistêmicos. As *Respostas* têm sido implementadas para combater o desmatamento, mas com resultados insatisfatórios à fragmentação. A análise da trajetória da fragmentação na Amazônia mostrou-se curta e caracterizada pela modificação da classe de floresta *Core* para floresta conectora e, em seguida, para áreas abertas por atividades antrópicas, deixando fragmentos desconectados durante o processo. Contudo, o processo foi distinto entre macrorregiões. A fragmentação é maior na Amazônia Oriental e menor na Amazonia Ocidental. A permanência da classe *Core* é menor na AOr (18 anos) e maior na AOc (32 anos). AOr mostra uma maior permanência de atividades antrópicas (*Background*) (7,6 anos), ao contrário de AOc (<1 ano). As classes de fragmentação intermediárias têm maior permanência na AOr, que também apresenta maiores

valores de entropia, turbulência e complexidade. AC, por apresentar uma situação intermediária de fragmentação, necessita de atenção imediata. As macrorregiões também se diferenciaram no aumento do número de fragmentos (136,5% AOc, 182,2% AC e 277,9% AOr), na diminuição da área média dos fragmentos (-27,9% AOc, -48,2% AC e -75,1% AOr) e no *Aggregation Index* de 2018 (98,6% AOc, 97,6% AC e 92,1% AOr). A cobertura florestal em 2039 para Itupiranga foi maior no cenário Otimista (56,9% do município) do que cenário BAU (28,3%). A RL teve um papel importante na criação de corredores ecológicos ao concentrar cerca de 66,5% da floresta remanescente do município em BAU e 73% no cenário Otimista. A conectividade estrutural e funcional foi superior no cenário Otimista, refletindo em menor sensibilidade dos perfis ecológicos de espécies avaliados. Em função dos resultados obtidos e pela escassa presença de ações contra a fragmentação na Amazônia, um conjunto de estratégias mitigadoras são propostas: preservar e utilizar florestas secundárias e a RL de imóveis rurais como formas de conectar e ampliar a área de fragmentos; expandir e consolidar áreas protegidas na Amazônia brasileira, aproveitando áreas florestais públicas ainda não destinadas de acordo com sua vocação socioambiental e econômica; aperfeiçoar os instrumentos de gestão ambiental; engajar os atores privados interessados; e, finalmente, elaborar e executar planos de desenvolvimento adaptados à realidade de cada macrorregião da Amazônia.

Palavras-chave: Amazônia; fragmentação; conectividade; Reserva Legal.

ABSTRACT

Forest fragmentation is a global problem that affects society by impacting populations dependent on forests and ecosystem services. In the Amazon, this process is active, so it is necessary to establish strategies to face fragmentation. This study evaluates the trajectory of fragmentation and the connectivity function of the Legal Reserve (LR) of rural properties to propose possible strategic guidelines. Based on the hypothesis that fragmentation processes are differentiated among Amazon macro-regions and that the LR may contribute to the connectivity of fragmented areas, the objectives of this study focused on (1) analyzing forest fragmentation in the Brazilian Amazon in the context of landscape dynamics (2) analyzing the spatial-temporal trajectory of fragmentation in the Brazilian Amazon with the purpose of guiding the design of environmental strategies and (3) evaluating the use of the LR as an element of forest connectivity in a case study. The analysis of the dynamics of fragmentation in the Amazon was carried out using the *Driver-Pressure-State-Impact-Response model*. The trajectory of fragmentation of the Amazon biome was analyzed from fragmentation classes and metrics for the period 1985 - 2018 in three macro-regions [Western (WA), Central (CA) and Eastern (EA)]. Finally, using the municipality of Itupiranga, Pará State, as a case study to assess the contribution of LR to forest connectivity, two forest cover scenarios (business as usual - BAU and Optimistic) projected to 2039 were generated. The dynamics of fragmentation in the Amazon evaluated that the *Drivers* are public policies and international market dynamics that generate pressures associated, among others, with the opening of roads for agricultural activities, altering the *State* of the vegetation cover. The changes in the state of structure and ecological processes, especially at the edge of the fragments, have an *Impact* on ecosystem services. *Responses* have been implemented to curb deforestation, but with unsatisfactory results to fragmentation. The analysis of the trajectory of fragmentation in the Amazon was shown to be short and characterized by a modification from Core class to connecting forests and then to areas open by anthropic activities, leaving fragments disconnected during the process. However, the process was distinct among macro-regions. Fragmentation is higher in Eastern Amazon and lower in Western Amazon. The permanence of Core is lowest in EA (18 years) and highest in WA (32 years). EA shows higher permanence of anthropic activities (Background) (7.6 years), as opposed to WA (<1 year). Intermediate fragmentation classes have higher permanence in EA, which also shows higher entropy, turbulence, and complexity values. CA presents an intermediate fragmentation situation, requiring immediate attention. The macro-regions also differed in the increase in the number of fragments (136.5% WA, 182.2%

CA and 277.9% EA), the decrease in the average area of fragments (-27.9% WA, -48.2% CA and -75.1% EA) and the 2018 Aggregation Index (98.6% WA, 97.6% CA and 92.1% EA). Forest cover in 2039 for Itupiranga was higher in the Optimistic scenario (56.9% of the municipality) than BAU scenario (28.3%). LR played an important role in creating ecological corridors by concentrating 66.5% of the municipality's remaining forest in BAU and 73% in the Optimistic scenario. The structural and functional connectivity was higher in the Optimistic scenario, reflecting a lower sensitivity of the ecological profiles of species evaluated in this scenario. Due to the results obtained and the scarce presence of actions against fragmentation in the Amazon, a set of mitigating strategies are proposed: preserve and use secondary forests and the LR of rural properties as ways to connect and expand the area of fragments; expand and consolidate protected areas in the Brazilian Amazon, taking advantage of public forest areas not yet designated according to their socio-environmental and economic vocation; improve environmental management instruments; engage interested private actors; and, finally, elaborate and execute development plans adapted to the reality of each macro-region of the Amazon.

Keywords: Amazon; fragmentation; connectivity; Legal Reserve.

LISTA DE FIGURAS

CAPÍTULO I: INTRODUÇÃO GERAL.

- Figura 1** – Exemplo de fragmentação florestal na Amazônia brasileira. 19
- Figura 2** – Evolução da concepção das pesquisas em fragmentação, segundo Fahrig (2019).20
- Figura 3** – Área de estudo: bioma Amazônia, suas macrorregiões no Brasil e município Itupiranga, Pará.....29

CAPÍTULO II: A FRAGMENTAÇÃO NA AMAZÔNIA E A DINÂMICA DA PAISAGEM.

- Figura 1** – Representação esquemática da relação de causalidade do modelo FPEIR..... 39
- Figura 2** – Forças, Pressões, Estado, Impactos e Respostas da Fragmentação na Amazônia. 48

CAPÍTULO III: TRAJETÓRIA DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA AMAZÔNIA BRASILEIRA.

- Figura 1** – Macrorregiões da Amazônia brasileira. 62
- Figura 2** – Classes de *Morphological Spatial Pattern Analysis* (MSPA). 65
- Figura 3** – Exemplo de sequências com as classes de *Morphological Spatial Pattern Analysis*. 67
- Figura 4** – *Morphological Spatial Pattern Analysis* na Amazônia brasileira em quatro (1985, 1996, 2006, 2018) dos 34 anos avaliados (1985-2018)..... 70
- Figura 5** – Visualização das sequências de classes de fragmentação florestal: (A) todas as sequências ordenadas e (B) frequências de classes agrupadas por ano. 71
- Figura 6** – Sequências (A) e frequências (B) para agrupamentos pelo método *Ward* gerados pela *Optimal Matching*. 73
- Figura 7** – Diagrama de corda representando o fluxo de mudanças de classes de *Morphological Spatial Pattern Analysis*. 75
- Figura 8** – Sequências ordenadas (A) e frequências de classes (B) por macrorregião da Amazônia Brasileira. 78
- Figura 9** – (A) Fluxo de classes de fragmentação e (B) subsequências por macrorregião da Amazônia Brasileira. 80
- Figura 10** – Entropia, turbulência e complexidade nas macrorregiões. 81

CAPÍTULO IV: A RESERVA LEGAL E A CONECTIVIDADE FLORESTAL NA AMAZÔNIA BRASILEIRA.

Figura 1 – Localização e cobertura do município de Itupiranga, Pará, Brasil.	105
Figura 2 – <i>Logic Framework</i> usado na metodologia.....	107
Figura 3 – Variação da cobertura florestal nas categorias de uso da terra do município de Itupiranga, PA, para o período de 1985 a 2019	114
Figura 4 – Projeção de cenários do município de Itupiranga para o ano de 2039.....	116
Figura 5 – Sensibilidade à perda e à fragmentação do habitat em um gradiente de perfis ecológicos de espécies (A a F), referenciados por perfis extremos como do tipo: (A) preguiça (<i>Bradypus variegatus</i>) e (F) jaguar (<i>Panthera Onca</i>). Ver metodologia para caracterização dos perfis.	118

LISTA DE GRÁFICOS

CAPÍTULO III: TRAJETÓRIA DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA AMAZÔNIA BRASILEIRA.

Gráfico 1 – Variação na cobertura florestal e atividades antrópicas 1985 – 2018 do bioma Amazônia.....	69
Gráfico 2 – Correlações entre turbulência, entropia e complexidade das classes de fragmentação florestal na Amazônia brasileira.	76
Gráfico 3 – Área média e quantidade de fragmentos florestais por macrorregião.	76
Gráfico 4 – <i>Aggregation Index</i> por Macrorregião da Amazônia brasileira.....	77
Gráfico 5 – Tempo médio de permanência das classes <i>Morphological Spatial Pattern Analysis</i> por macrorregião.	79

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO III: TRAJETÓRIA DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA AMAZÔNIA BRASILEIRA.

Tabela 1 – Distribuição das classes <i>Morphological Spatial Pattern Analysis</i> em percentuais.	70
Tabela 2 – Permanência em anos das classes <i>Morphological Spatial Pattern Analysis</i>	72
Tabela 3 – Taxa de transição entre classes de <i>Morphological Spatial Pattern Analysis</i>	74

Tabela 4 – Valores médios de entropia, turbulência e complexidade por macrorregiões no período de 1985-2018..... 81

**CAPÍTULO IV: A RESERVA LEGAL E A CONECTIVIDADE FLORESTAL
NA AMAZÔNIA BRASILEIRA.**

Tabela 1 – Valores de $ESLI_k$ e $ESLI_c$ para perfis ecológicos nos cenários BAU e Oti..... 117

LISTA DE QUADROS

**CAPÍTULO IV: A RESERVA LEGAL E A CONECTIVIDADE FLORESTAL
NA AMAZÔNIA BRASILEIRA.**

Quadro 1 – Perfis ecológicos criados para a determinação da sensibilidade à fragmentação e perda de habitat..... 112

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

AC	Amazônia Central
AOc	Amazônia Ocidental
AOr	Amazônia Oriental
APP	Área de Preservação Permanente
BAU	Business As Usual
CAR	Cadastro Ambiental Rural
CF	Código Florestal
DPSIR	Driver, Pressure, State, Impact, Response
FPEIR	Força, Pressão, Estado, Impacto, Resposta
FUNCATE	Fundação de Ciência, Aplicações e Tecnologia Espaciais
GEE	Google Earth Engine
IBGE	Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
INPE	Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IUCN	International Union for Conservation of Nature
MSPA	Morphological Spatial Pattern Analysis
PP	Políticas Públicas
PRODES	Monitoramento do Desmatamento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite
RAISG	Red Amazônica de Información Socioambiental
RL	Reserva Legal
SICAR	Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural
TraMineR	Trajectory Miner for R
OECMs	Other effective area-based conservation measures

SUMARIO

CAPÍTULO I: INTRODUÇÃO GERAL	17
1 INTRODUÇÃO.....	17
2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	18
2.1 Fragmentação.....	18
2.2 Conectividade.....	22
2.3 A Reserva Legal: ferramenta histórica na proteção de florestas em imóveis privados	23
3 JUSTIFICATIVA	26
4 OBJETIVO GERAL	28
4.1 Objetivos Específicos	28
5 HIPÓTESE GERAL.....	28
6 ÁREA DE ESTUDO	28
7 ESTRUTURA DA TESE.....	30
8 REFERÊNCIAS.....	31
CAPÍTULO II: A FRAGMENTAÇÃO NA AMAZÔNIA BRASILEIRA E A DINÂMICA DA PAISAGEM	37
1 INTRODUÇÃO.....	38
2 A FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA AMAZÔNIA BRASILEIRA ATRAVÉS DO MODELO FORÇA- PRESSÃO -ESTADO-IMPACTO-RESPOSTA	39
2.1 Forças na dinâmica da fragmentação na Amazônia	39
2.2 Pressões que geram fragmentação na Amazônia.....	40
2.3 Estado da fragmentação da floresta amazônica	41
2.4 Impactos socioeconômicos da fragmentação da Amazônia	44
2.5 Resposta à fragmentação florestal na Amazônia	46
3 UMA RESPOSTA ALTERNATIVA: A RESERVA LEGAL COMO LINK DE CONECTIVIDADE FLORESTAL	48
4 CONCLUSÕES.....	50
5 REFERÊNCIAS.....	52
CAPÍTULO III: TRAJETÓRIA DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA AMAZÔNIA BRASILEIRA.....	57

1	INTRODUÇÃO.....	58
2	METODOLOGIA.....	62
2.1	Área de estudo.....	62
2.2	Método	64
3	RESULTADOS	69
3.1	Bioma Amazônia.....	69
3.2	Macrorregiões da Amazônia Brasileira.....	76
4	Discussão.....	82
4.1	Recomendações estratégicas	88
5	CONCLUSÕES.....	89
6	REFERÊNCIAS.....	91
7	APÊNDICES	99

CAPÍTULO IV: A RESERVA LEGAL E A CONECTIVIDADE FLORESTAL NA AMAZÔNIA BRASILEIRA.....101

1	INTRODUÇÃO.....	102
2	METODOLOGIA.....	104
2.1	Área de Estudo.....	104
2.2	Método	106
2.2.1	Avaliação da conectividade funcional, estrutural e de função florestal em uma paisagem fragmentada	106
2.2.2	Cenários de cobertura florestal	108
2.2.3	Conectividade estrutural e conectividade funcional	110
2.2.4	Conectividade florestal através da RL em propriedades privadas e assentamentos	113
3	RESULTADOS	113
4	DISCUSSÃO	119
5	CONCLUSÕES.....	124
6	REFERÊNCIAS.....	124

CAPÍTULO V: CONSIDERAÇÕES FINAIS133

1	REFERÊNCIAS.....	138
----------	-------------------------	------------

CAPÍTULO I: INTRODUÇÃO GERAL

1 INTRODUÇÃO

O desmatamento na Amazônia brasileira apresentou uma queda entre 2004-2012 (MOUTINHO; GUERRA; AZEVEDO-RAMOS, 2016), logo inverteu a tendência e voltou a crescer e atingir uma taxa anual de 7900 km² em 2016, a maior em 8 anos, e nos anos 2019 e 2020 a taxa se manteve por cima dos 10000 km² (INPE, 2021). O retrocesso enfatiza a necessidade do Brasil minimizar as consequências do empobrecimento ambiental (NEPSTAD et al., 1999). Entre as consequências do desmatamento, a fragmentação florestal poderia estar próxima ao crítico ponto de percolação (TAUBERT et al., 2018), onde a paisagem estaria composta de fragmentos menores impedindo a conectividade entre os limites da paisagem. Criar e manter maiores mosaicos florestais conectados é condição para garantir funções ecossistêmicas (HADDAD et al., 2015). Assim, já na década do 1990, Saunders, Hobbs e Margules (1991), defenderam a necessidade de criar redes de conservação em áreas de floresta fragmentada.

A fragmentação é o processo, principalmente antrópico, no qual o habitat é subdividido progressivamente em fragmentos menores e isolados (BATISTELLA; ROBESON; MORAN, 2003), rodeados por uma matriz de vegetação diferente (PREVEDELLO; VIEIRA, 2010), ou outro tipo de uso de solo, o que modifica a paisagem e altera os processos biológicos. Isso faz com que os movimentos de energia, materiais, espécies ou genes sejam menores entre os fragmentos que dentro deles (DEL CASTILLO, 2015).

Na Amazônia brasileira, os problemas ambientais se apresentam de distinta maneira e intensidade, como resposta a processos de distinta natureza geográfica (BECKER, 2005, 2010). Os agentes responsáveis pelas modificações na paisagem tropical reagem a partir de oportunidades ou de políticas de incentivos e não consideram a fragmentação florestal dentro do planejamento de suas atividades e os agentes responsáveis pelas ações de conservação trabalham, na maioria dos casos, com remanescentes de vegetação nativa por não desenharem estratégias prévias à fragmentação (SAUNDERS; HOBBS; MARGULES, 1991). Portanto, a fragmentação é um desafio para os planejadores ambientais (CARSJENS; VAN LIER, 2002), uma vez que os processos de planejamento e gestão para reverter a fragmentação florestal acontecem após a sua ocorrência. Torna-se, portanto, necessário a melhor compreensão da

dinâmica da fragmentação, assim como o apoio de ferramentas que subsidiem a tomada de decisões para minimizar a fragmentação e seus impactos.

No Brasil, a Reserva Legal (RL) pode ser uma ferramenta útil para diminuir a fragmentação na Amazônia brasileira. Regida pela Lei Federal nº 12.651/2012, conhecida como Código Florestal (CF), a RL pode ser o ponto de encontro entre o estado e o privado nas estratégias de conservação da paisagem. A RL conta com diferentes características positivas para ser usada com este fim: possui um arcabouço legal, onde outorga-se obrigatoriedade e a qualidade de elemento conector; conta com um sistema de cadastramento, o que permite seu monitoramento; e pode ser usada para obter renda através de seu uso sustentável (Lei nº 12.651/2012).

Uma vez que agentes ambientais e proprietários não consideram a localização da RL com critérios de conectividade (SANTOS et al., 2019), é preciso determinar a contribuição de sua localização atual à conectividade para desenhar estratégias de enfrentamento a fragmentação. Ações de melhoria da conectividade devem ser priorizadas em áreas identificadas com alta fragmentação, para que as medidas propostas estejam adequadas à realidade.

Neste sentido, este estudo orientou-se pelas seguintes questões norteadoras: qual é a dinâmica e trajetória do processo de fragmentação florestal na Amazônia brasileira? E qual a contribuição das florestas em RL na redução da fragmentação da região?

2 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

2.1 Fragmentação

A fragmentação é a desagregação de entidades que funcionam de maneira ótima quando permanecem juntas (CARSIJENS; VAN LIER, 2002). No caso do habitat, a fragmentação é um processo a nível da paisagem (MCGARIGAL; MCCOMB, 1995; BENNETT, 2003; BATISTELLA; ROBESON; MORAN, 2003; BENNETT; RADFORD; HASLEM, 2006). O habitat é progressivamente subdividido em fragmentos menores, isolados e geometricamente mais complexos (MCGARIGAL; MCCOMB, 1995; BATISTELLA; ROBESON; MORAN, 2003) pela remoção incompleta da vegetação (BENNETT, 2003). A remoção pode ser consequência de processos naturais e/ou atividades humanas (MCGARIGAL; MCCOMB, 1995), com predomínio das últimas, que levam a uma mudança do uso da terra (agricultura,

residencial, mineira, entre outros) (BATISTELLA; ROBESON; MORAN, 2003; VILLARD; METZGER, 2014). A fragmentação, portanto, cria uma nova configuração espacial na paisagem (BENNETT; RADFORD; HASLEM, 2006; MITCHELL et al., 2015) (Figura 1).

Figura 1 – Exemplo de fragmentação florestal na Amazônia brasileira.



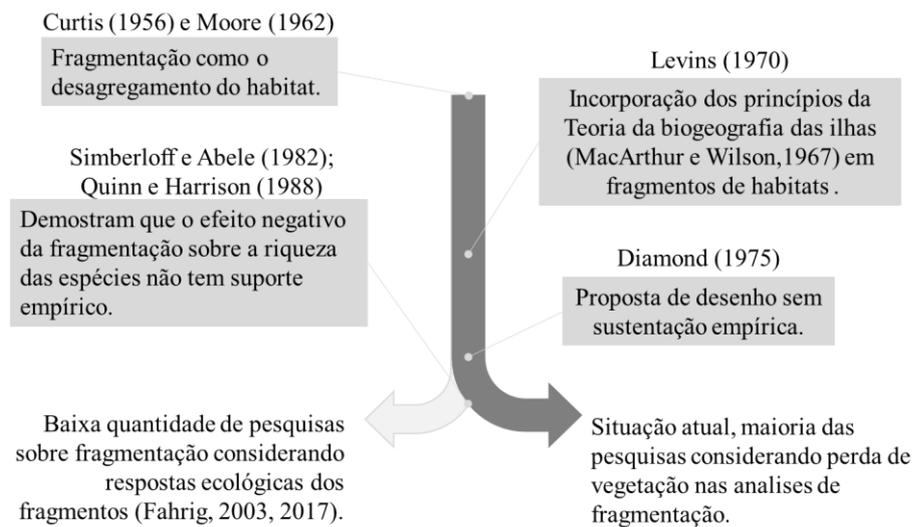
Fonte: Google Earth Pro (2021).

Bennett (2003), ressalta que a fragmentação é um processo dinâmico e tem três componentes: perda, redução e isolamento do habitat. No entanto, para alguns pesquisadores, a análise da fragmentação não pode considerar a perda de habitat dentro das variáveis que explicam o processo, pois, a fragmentação precisa da perda de habitat para acontecer, e nem toda perda de habitat leva à fragmentação (FAHRIG, 2003; MORTELLITI et al., 2011; DIDHAM; KAPOS; EWERS, 2012; FAHRIG et al., 2019). Quando não é considerada a perda de habitat no processo da fragmentação, se está falando da fragmentação *per se*, que é simplesmente a desagregação do habitat anteriormente contíguo (FAHRIG, 2003). Assim, na pesquisa da fragmentação verifica-se duas vertentes: uma que considera a perda de habitat como um processo relevante; e outra que considera o arranjo dos fragmentos como o elemento relevante (ARASA-GISBERT; ARROYO-RODRÍGUEZ; ANDRESEN, 2021).

Segundo Fahrig (2019), quando estudos da fragmentação consideram o encolhimento do fragmento como uma variável que pode modificar a resposta ecológica, os resultados não

podem ser considerados como corretos, uma vez que um fragmento pode perder habitat e continuar sendo um fragmento, elemento que vai contra da definição de fragmentação, onde obrigatoriamente há a geração de novos fragmentos. Para a autora, o mal-entendido está associado a um erro criado quando as primeiras ideias de desenho da paisagem com variáveis de fragmentação foram consideradas (Figura 2).

Figura 2 – Evolução da concepção das pesquisas em fragmentação, segundo Fahrig (2019).



Fonte: o autor, com base em Fahrig (2019).

O entendimento sobre os efeitos da fragmentação também é controverso. Frequentemente é esperado que a fragmentação possua efeitos negativos sobre a biodiversidade (FLETCHER et al., 2018), mas, em princípio, não pode ser classificada como positiva ou negativa, pois depende da espécie e habitat específico em questão (SAURA et al., 2011), da quantidade e qualidade do habitat remanescente (HADDAD et al., 2015) e da provisão e acesso aos serviços ecossistêmicos (MITCHELL et al., 2015). Segundo Fahrig (2017), quando são analisados os estudos sobre os efeitos da fragmentação a partir de uma perspectiva de resposta ecológica, os efeitos positivos são mais comuns que os negativos como, por exemplo, a maior riqueza de espécies em fragmentos menores comparado a fragmentos maiores. Segunda a autora, a implicância deste resultado é que não há justificativa para atribuir menor valor de conservação a um pequeno fragmento. Fletcher et al. (2018) discorda desta posição dado ao subconjunto restrito e potencialmente tendencioso das evidências. Por sua vez, Fahrig et al. (2019) contra argumentam que os critérios de Fletcher et al. (2018) não consideram mecanismos que atuam em escala de paisagem que podem fazer frente aos efeitos em escala de fragmentos. E a discussão segue viva na literatura.

Um outro elemento que demonstra a complexidade de analisar os efeitos da fragmentação é sobre os efeitos nos serviços ecossistêmicos (oferta, demanda e fluxo). Mitchell et al. (2015), estabeleceram possíveis variações de resposta na oferta e no fluxo relacionadas ao incremento da área de interface entre área natural e antrópica, o aumento do isolamento dos fragmentos e a redução da área e aumento da borda do fragmento. A oferta depende da presença de determinadas espécies, ecossistemas ou processos ecológicos que na maioria dos casos são afetados negativamente pela fragmentação. Em contraste, a maioria dos fluxos depende da distribuição e movimento de organismos, matéria e pessoas entre áreas de cobertura natural e antropogênica. Como a fragmentação aumenta a área de interface entre áreas naturais e antrópica, pode gerar efeitos positivos sobre o fluxo de serviço. Por outro lado, o aumento da interface também pode gerar efeitos negativos como, por exemplo, uma maior exposição aos vectores de doenças e riscos de zoonose (FERREIRA et al., 2021).

Enquanto as controvérsias sobre a abordagem adotada em estudos de fragmentação não são pacificadas, é certo que a fragmentação, junto a outros processos, como a perda do habitat, afeta a paisagem (VILLARD; METZGER, 2014) e modifica processos ecológicos, necessitando de ações para identificar esses processos e propor soluções viáveis. Por tanto, os esforços para identificar qual configuração do habitat brinda melhores soluções são bem vindos (VILLARD; METZGER, 2014). Um elemento para ressaltar é que sendo a paisagem antropizada um elemento dinâmico, a mudança de cobertura (ganho e perda) é uma variável relevante a ser considerada no estudo da fragmentação, pois apenas em sua ausência o arranjo dos fragmentos passa a ser o elemento prioritário a considerar. Todavia, a mensuração da distribuição espacial dos fragmentos é um elemento importante em qualquer estudo.

Neste sentido, a partir de uma fragmentação binária (floresta – não floresta) é possível obter indicadores básicos, como número de fragmentos, área média de fragmentos, distância entre fragmentos, bem como indicadores mais complexos de agregação e inclusive comportamento fractal (MCGARIGAL et al., 2002). Um segundo passo, é incluir os padrões que conformam as classes florestais na paisagem (SOILLE E VOGT, 2008) e associá-las com funções ecológicas na paisagem. Assim, é possível identificar não só os fragmentos e seu arranjo, mas também suas funções na paisagem, como aquelas que mantêm a conectividade numa paisagem fragmentada.

2.2 Conectividade

A fragmentação e a conectividade estão interligadas. Por uma parte, para uma floresta fragmentada voltar a uma situação onde os processos ecológicos sejam similares à sua situação inicial precisa que os fragmentos na paisagem se conectem (FAO; UNEP, 2020). Por outra, a perda da conectividade na paisagem também pode acontecer pela fragmentação (MITCHELL; BENNETT; GONZALEZ, 2013; ZELLER et al., 2020). Pelo descrito anteriormente, a conectividade tem se tornado uma estratégia para se fazer frente à perda do habitat, mudança do uso da terra e fragmentação (VILLARD; METZGER, 2014; ZELLER et al., 2020). Por isto, deve ser um elemento a ser considerado em ações de restauração (KOURTIS; TSIHRINTZIS, 2017).

A conectividade é o grau em que a paisagem facilita o movimento das espécies entre fragmentos de habitats (TAYLOR et al., 1993) e possui relação com o funcionamento e resiliência da paisagem, com efeitos sobre a biodiversidade (MITCHELL; BENNETT; GONZALEZ, 2013; PELOROSSO et al., 2016). Se existe continuidade física da paisagem ou do habitat refere-se à conectividade estrutural (BENNETT; RADFORD; HASLEM, 2006). Não necessariamente os fragmentos precisam estar conectados fisicamente para que as espécies possam se movimentar por uma paisagem fragmentada. Conhecida como conectividade funcional, está relacionada como a capacidade que tem a paisagem ou habitat para permitir a movimentação de espécies através de fragmentos que não estão conectados fisicamente (VOGT et al., 2009; VILLARD; METZGER, 2014). Estabelecer o grau de conectividade funcional requer mais elementos a mensurar que a conectividade estrutural (ZHANG et al., 2019). Isto se deve ao fato de que mudanças na conectividade funcional são específicas do contexto, afetadas por características da paisagem e próprias da espécie (ZELLER et al., 2020).

Semelhante à fragmentação, os serviços ecossistêmicos podem ter respostas positivas ou negativas dependendo do grau de conectividade da paisagem (MITCHELL; BENNETT; GONZALEZ, 2013). A manutenção da conectividade mantém a biodiversidade, o que incide na oferta e estabilidade dos serviços ecossistêmicos, porém quando a conectividade afeta positiva ou negativamente a biodiversidade, os serviços ecossistêmicos podem ser também impactados (MITCHELL; BENNETT; GONZALEZ, 2013).

A redução da conectividade diminui os serviços ecossistêmicos (NG; XIE; YU, 2013). Os benefícios da conectividade estão relacionados com serviços de provisão, regulação e

culturais (MAGUIRE et al., 2015). Entre eles, o aumento da biodiversidade (HADDAD; HELMS, 2020). Áreas dentro de corredores ecológicos tem sido avaliadas identificando valiosos serviços, como é o caso do Corredor Ankeniheny-Zahamena em Madagascar onde o armazenamento e sequestro de carbono, suplemento de água e controle da sedimentação foram identificados (PORTELA et al., 2012). A relevância dos serviços ecossistêmicos em área conectadas pode ser incorporada numa economia regional por meio da contribuição como capital natural (PORTELA et al., 2012).

Se bem o aumento da conectividade também pode afetar negativamente os serviços ecossistêmicos. Por exemplo, criar condições para surto de espécies que podem desequilibrar os processos ecológicos e, por último, afetar a provisão de serviços (MAGUIRE et al., 2015). Esses cenários se apresentam em paisagens fragmentadas consequência da exploração de recursos naturais sem planejamento ambiental. Por tanto, considerar que uma paisagem deve permanecer sem conectividade poderia apresentar maiores consequências negativas que positivas por já ser uma paisagem fragmentada.

A conectividade tem chamado a atenção como elemento para mensurar ou planejar paisagens. Na região da América Latina, a maioria dos países tem realizado diferentes estudos de conectividade. Em um estudo de revisão, Leija e Mendoza (2021) incorporaram a conectividade em quatro tópicos (conectividade e planejamento da restauração; modelagem e planejamento da conectividade da cobertura vegetal/uso do solo; conectividade em serviços ecossistêmicos; e conectividade e mudança climática). Entre os estudos, o objetivo mais comum foi a identificação de áreas para restauração, mas elementos como análises de mudanças de uso no solo, e conectividade funcional e genética, também foram presentes. Os mesmos autores identificaram que o Brasil se encontra entre os países com mais publicações. Apesar do aumento e da variedade dos estudos identificados, os autores reconhecem que existe a necessidade de acrescentar informação referente à conectividade florestal em estudos ambientais e de planejamento de uso e ocupação do solo.

2.3 A Reserva Legal: ferramenta histórica na proteção de florestas em imóveis privados¹

Com sua origem no Código Florestal (CF) de 1934, mas com referências desde a época imperial (CASTRO, 2013), a RL obtém seu nome no CF de 1965 (Lei nº 4.771/1965)

¹ Uma adaptação de esta seção foi publicada em: TREJO, P.; AZEVEDO-RAMOS, C. La Experiencia de la Reserva Legal en Brasil: Una Opción de Conservación en Propiedades Rurales. *Historia Ambiental*

(KENGEN, 2001), sendo reafirmada no CF atual (Lei n° 12.651/2012). Desde sua origem, a RL tem sido um elemento historicamente polêmico pelas diferentes posturas em relação a ela. Datando da época imperial, alguns atores consideram que a RL afeta de maneira negativa a dinâmica produtiva, ocasionando, assim, atrasos em sua aplicação efetiva (MEDEIROS; IRVING; GARAY, 2004).

O CF de 1934 estabelecia que o proprietário devia conservar um quarto da cobertura florestal do imóvel. No entanto, não previa situações onde o imóvel podia ser subdividido (diminuindo a área a conservar) ou o estabelecimento de espécies exóticas para criar a cobertura exigida pela lei (AHRENS, 2007). Assim, a lei foi de difícil aplicação dado ao pouco interesse dos proprietários e por parte do Estado, em níveis estadual e municipal (KENGEN, 2001; CASTRO, 2013). O intervencionismo do Estado estava presente no CF de 1934, mas para o CF de 1965, o intervencionismo aumentou, embora, com avanço na proteção e desenvolvimento florestal.

O CF de 1965 teve várias modificações posteriores (AHRENS, 2007). Entre elas, as realizadas pela Medida Provisória (MP) n° 2.166-67/2001, onde foi criada a medida de compensação do passivo ambiental por ausência da RL. Assim, a partir desse momento foi possível alocar a RL fora da propriedade, mas na mesma micro-bacia, e quando não fosse possível, ao menos no mesmo Estado e bioma. A reforma também procurou reduzir o tamanho da RL, mas sem sucesso (CASTRO, 2013). Em 2004, o Brasil tinha mais área em proteção como RL e APP do que na forma de Unidades de Conservação (MEDEIROS; IRVING; GARAY, 2004).

O atual CF também tem sofrido modificações no instrumento da RL. Por exemplo, a compensação da RL fora do imóvel passa a ser, obrigatoriamente, no mesmo bioma; se criou o mecanismo de cota ambiental, o que permite compensar uma RL com o excesso de outra RL; e é possível incorporar a APP dentro do computo de RL.

As modificações da RL no CF sempre enfrentaram diferenças de posições entre produtores rurais e ambientalistas (METZGER, 2002). Os primeiros, entendidos como produtores agropecuários cuja principal motivação é o ganho econômico, sempre solicitam a redução das porcentagens das áreas da RL e a flexibilização dos mecanismos de recuperação,

pois consideram adulterado seu direito à propriedade privada e a produtividade da área, já que consideram a relação área/produtividade uma realidade indiscutível. Por sua parte, os ambientalistas (movimentos sociais que lutam pela conservação dos recursos naturais e relações harmoniosas entre home e natureza), consideram que o direito a um ambiente saudável, como dita a Constituição de 1988, deve estar acima do benefício individual. Desta forma, defendem que é possível obter benefícios econômicos da RL com métodos não tradicionais de menor impacto ambiental (ex. agrofloresta), como demonstrado por Stabile et al. (2020). Mas, o cenário está mudando. Atualmente, entre os atores que defendem a RL, se encontra parte do setor do agronegócio, que busca não perder nichos de mercados internacionais com preocupações socioambientais (COALIZÃO BRASIL, 2019).

O CF atual define a RL como:

área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, delimitada nos termos [...] com a função de assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa (Art. 3, Lei nº 12.651/2012).

Vários elementos-chave devem ser entendidos a partir da definição de RL. Primeiro, a RL está localizada tanto em uma propriedade privada quanto em uma ocupação rural, por isso a titularidade não é necessária para estabelecer a RL. Portanto, as ocupações em processos de concessão de legalidade devem cumprir com os requisitos da RL. Em segundo lugar, embora o nome possa indicar o contrário, estabelece que é possível obter um benefício econômico dos recursos naturais presentes, por isso é uma área economicamente produtiva baseada no suprimento que ele próprio proporciona. Em terceiro lugar, o uso econômico deve respeitar os paradigmas da sustentabilidade. O próprio CF define manejo sustentável como a

administração da vegetação natural para a obtenção de benefícios econômicos, sociais e ambientais, respeitando-se os mecanismos de sustentação do ecossistema objeto do manejo e considerando-se, cumulativa ou alternativamente, a utilização de múltiplas espécies madeireiras ou não, de múltiplos produtos e subprodutos da flora, bem como a utilização de outros bens e serviços (Art. 3, Lei nº 12.651/2012).

Segundo Medeiros e Irving (2004), a aplicação da RL guarda relação com três parâmetros: (1) a lógica da diversificação entre preservação e conservação, (2) a conotação geopolítica e (3) a singularidade territorial, biológica e sociocultural. O Brasil é um país que manobra na dualidade preservação – conservação, entendida a primeira como a ação de não intervenção econômica num espaço e a segunda, como o aproveitamento dos recursos sob

parâmetros de sustentabilidade. A RL se aloca na segunda categoria. A conotação política guarda relação com as distintas mudanças políticas sofridas pelo Brasil. Em particular, no período da ditadura militar (1964 – 1984), a política de ocupação, integração e controle do território, notoriamente na Amazônia, levou ao estabelecimento de políticas de colonização, mas com um entendimento para a manutenção desse ecossistema. Por último, as características espaciais, econômicas e de biodiversidade singulares do país, provocaram pressões distintas para a proporção de RL nos diferentes biomas.

Segundo o Comitê Técnico do Observatório do Código Florestal (RAJÃO et al., 2019), 96% dos imóveis e 80% da área correspondente a 3.641.607,11 km² cumprem com os requisitos de RL estabelecidos no CF, isto é, possuem, vegetação nativa ou recuperada. No entanto, isso não significa que tenham conectividade (MORENO; AZEVEDO-RAMOS, 2019). Por sua parte, o Serviço Florestal Brasileiro (SICAR, 2021) declarou que, até dezembro de 2020, 7 milhões de propriedades rurais estavam cadastradas no CAR, totalizando uma área de 5.393.275,3 km², 35,6% a mais do que a área cadastrável, o que indica o alto grau de sobreposições e disputas de terras presentes no Brasil.

Pode-se dizer que o cenário ideal da RL seria aquele em que as propriedades rurais estão atendendo aos percentuais de cobertura legais; estão conectadas entre si e com outras áreas de interesse ambiental; e são produtivas economicamente sob critérios de sustentabilidade. Como explicado acima, a situação atual está longe desse cenário ideal, no entanto, o caminho já está pavimentado por um arcabouço jurídico, necessitando, portanto, de fortalecimento da governança florestal e da gestão ambiental.

3 JUSTIFICATIVA

A ecologia da paisagem sempre identificou a ação humana como intrínsecos à compreensão conceitual da paisagem e da dinâmica dos ecossistemas (NASSAUER; OPDAM, 2008), tendo efeitos no padrão de paisagem interativos e acumulativos (URBAN; O'NEILL; SHUGART, 1987). Esses efeitos também são produtos de ações que podem estar ligados a mudanças rápidas, em escalas amplas, tendo como resultado uma não recuperação da paisagem (URBAN; O'NEILL; SHUGART, 1987). Para fazer frente a essa situação precisa-se contar com informação, propor uma resposta que tenha potencial para ser implementada e estabelecer como ela é inserida no contexto da problemática.

A informação sobre a fragmentação florestal na Amazônia precisa ser mais bem consolidada. A divergência nas técnicas de caracterização da fragmentação a longo prazo, como taxas anuais por área, alteração na quantidade e tamanho dos fragmentos (SKOLE; TUCKER, 1993; NUMATA; COCHRANE, 2012; VEDOVATO et al., 2016), dificultam o seguimento das transformações da floresta no decorrer do tempo e interferem negativamente no planejamento das medidas corretivas. Neste sentido, o diagnóstico e análise da fragmentação são críticos na proposta de soluções (NUMATA; COCHRANE, 2012; VEDOVATO et al., 2016).

O desenho de uma paisagem florestal, incorporados às mudanças no uso da terra, deve ter como finalidade manter ou melhorar os serviços ecossistêmicos de forma sustentável, satisfazendo as necessidades de forma reconhecível e respeitando os valores da sociedade. O desenho, então, é um produto, um padrão de paisagem alterado pela intenção e a decisão sobre o que esse padrão poderia ser, e deve ser resultado de conhecimento científico e da relação entre teoria e prática (NASSAUER; OPDAM, 2008). O desmatamento na Amazônia fragmenta a floresta, com impactos econômicos e socioambientais prejudiciais e, portanto, deve ser combatido. Embora a RL em imóveis rurais ofereça oportunidades de diminuir a fragmentação florestal atual como elemento conector entre florestas públicas e privadas, seu uso nesse sentido não tem sido prioridade, nem por proprietários, nem pelo Estado. A carência de uma melhor compreensão da dinâmica da fragmentação florestal pode subestimar o uso desta alternativa como parte da solução na escala de paisagem.

A primeira janela de oportunidade para incorporação da RL como elemento conector na paisagem florestal é o cadastramento e validação no Cadastro Ambiental Rural (CAR). Se bem informado e aparelhado, o agente público responsável pode promover uma melhor alocação. Só no estado do Pará foram cadastrados 255.032 imóveis no CAR (até 28/10/2021)(SICAR, 2021). Uma segunda opção vem com a recuperação obrigatória de RL e os Programas de Regularização Ambiental (PRA). Há ainda uma terceira opção (não excludente), que compreende o excedente de RL nos imóveis rurais, que podem contribuir para otimizar a conectividade de fragmentos florestais na paisagem. Mas deve-se partir, primeiro, por conhecer o aporte da RL na conectividade com o arranjo atual.

Como resultado de um melhor entendimento da dinâmica da fragmentação florestal da Amazônia brasileira, melhores estratégias de gestão ambiental podem ser planejadas, resultando em uma floresta conectada, gerando serviços ecossistêmicos para o benefício da

sociedade, sem a necessidade de incorporar mais restrições do que aquelas já estabelecidas no marco regulatório ambiental brasileiro.

4 OBJETIVO GERAL

Analisar a fragmentação florestal na Amazônia brasileira a partir de diferentes perspectivas (dinâmica e trajetória) e a diferentes escalas (bioma e município), a fim de propor estratégias para aumentar a conectividade florestal.

4.1 Objetivos Específicos

1 Analisar a dinâmica da fragmentação florestal na Amazônia brasileira por meio da aplicação do modelo Pressão, Força, Estado, Impacto e Resposta.

2 Analisar a trajetória espaço-temporal da fragmentação florestal na Amazônia brasileira para o período 1985-2018.

3 Avaliar a contribuição da Reserva Legal de imóveis rurais à conectividade estrutural e funcional da floresta amazônica brasileira em um estudo de caso.

5 HIPÓTESE GERAL

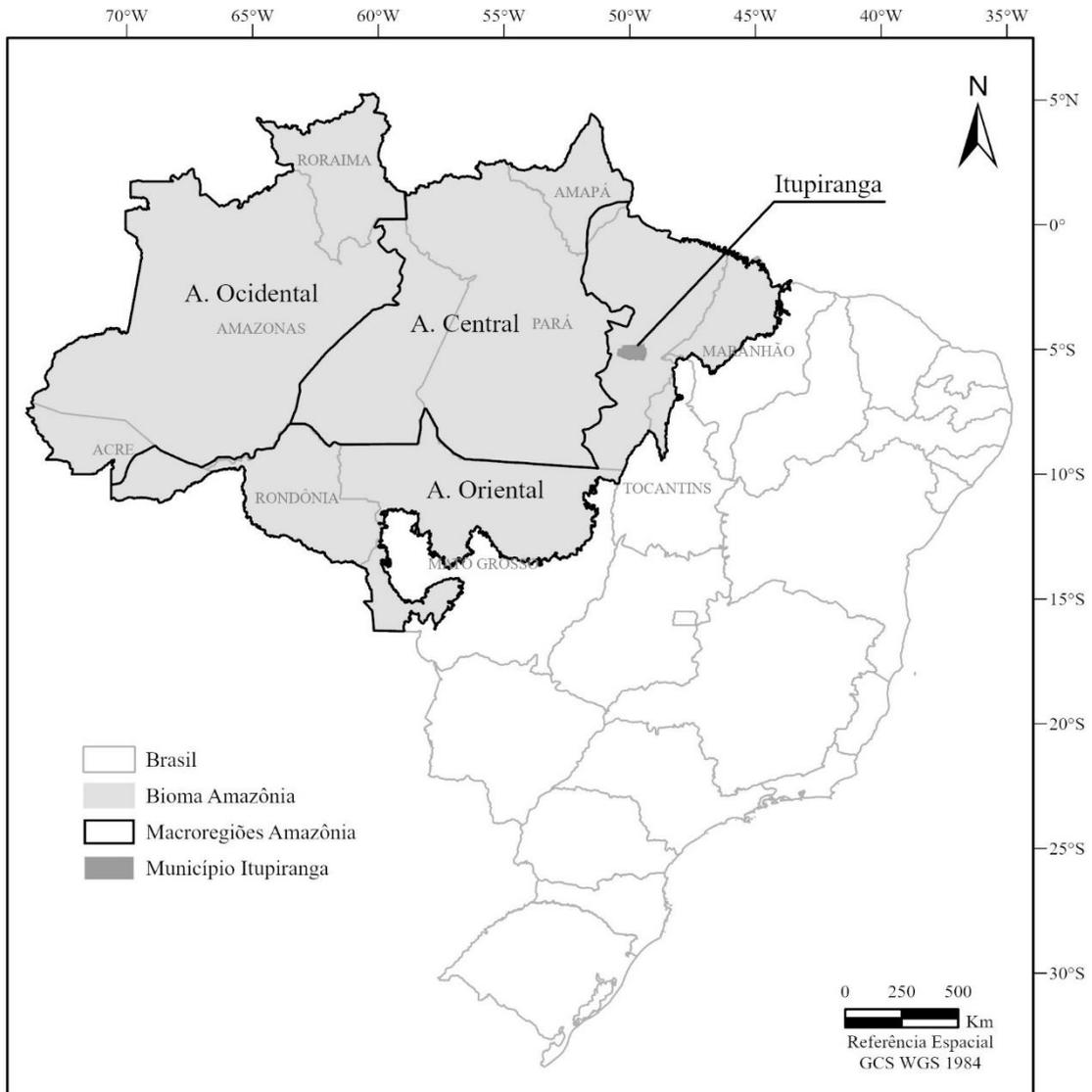
Neste estudo, se parte da hipótese geral de que a fragmentação florestal na Amazônia brasileira é um processo ativo, com diferenças espaço-temporais no número, tamanho e permanência dos fragmentos, que determinam a gravidade específica de cada macrorregião. A RL de imóveis rurais, conforme verificado por modelos de previsão, aumenta a conectividade estrutural e funcional entre fragmentos florestais quando em conformidade com o regramento legal, potencialmente contribuindo para a redução da fragmentação na região.

6 ÁREA DE ESTUDO

A pesquisa incluiu a escala do bioma Amazônia brasileira e um estudo de caso a nível municipal no estado do Pará, Brasil (Figura 3). O bioma Amazônia tem uma área de 6,4 milhões de quilômetros quadrados e ocupa nove países da América do Sul (Peru, Colômbia, Bolívia, Venezuela, Guiana, Suriname, Equador, Guiana Francesa e Brasil). Desta área, 63% está alocada no Brasil (PEREIRA et al., 2010), incluindo os estados do Acre, Amapá, Amazonas,

Maranhão, Mato Grosso, Pará, Roraima, Rondônia e Tocantins. A população dessa região em 2020 foi de aproximadamente 23 milhões de habitantes (IBGE, 2021).

Figura 3 – Área de estudo: bioma Amazônia, suas macrorregiões no Brasil e município Itupiranga, Pará.



Fonte: O autor com informações de Becker (2005) e IBGE (2019).

A cobertura florestal da região foi estimada em 3.301.586,3 km² para 2020 o que representa 78,3% da cobertura do bioma, o resto das coberturas vêm dadas por uso agropecuário (15%), formação natural não florestal (3,7%), água (2,8%) e área não vegetada (0,1%) (SOUZA et al., 2020). Modelos projetados para o bioma indicam a aproximação do tipping-point (ponto de não retorno), quando a floresta perde sua resiliência, possui dificuldade em se recuperar de perturbações e começa um processo de “savanização”, requerendo ações de recuperação da cobertura que superem em três vezes as taxas de perda, caso contrário os efeitos negativos serão sofridos pela maioria dos países do subcontinente (LOVEJOY; NOBRE, 2019).

A Amazônia brasileira pode ser dividida em três macrorregiões (Ocidental, Central e Oriental) que apresentam diferenças relevantes quanto a conservação, atividades econômicas e dinâmicas populacionais (BECKER, 2005). Neste estudo, tanto o bioma em sua totalidade, quanto estas macrorregiões serão utilizadas para a análise da fragmentação, contribuindo para preencher a carência de informação sobre esse processo, melhorar o entendimento da dinâmica territorial e propor recomendações sobre estratégias para fazer frente à fragmentação.

Como estudo de caso, selecionou-se o município Itupiranga, no Estado do Pará, na Amazônia Oriental, para analisar a contribuição da RL para a conectividade florestal da paisagem. Em 2020, Itupiranga possuía uma área de 7.880,11 km² e uma população estimada de 53.355 habitantes (IBGE, 2021). As atividades econômicas predominantes são administrativas, de defesa, educação, saúde pública e seguridade social, mas a atividade agropecuária aporta 31,7% do produto interno bruto do município, em especial a criação de bovinos (IBGE, 2018). A cobertura florestal ocupava 44,5% do município e as pastagens, 53,9%. O número de imóveis rurais cadastrados no CAR para 2021 foi de 4829 (SICAR, 2021). O desempenho do município na gestão ambiental foi classificado como “péssimo” em 2015 (SILVA; AZEVEDO-RAMOS; FARIAS, 2019). As características do município (tamanho populacional médio, economia associada a administração pública e atividades agropecuárias e problemas ambientais), assemelham-se a vários outros municípios médios do Pará (IBGE, 2021), tornando-o um município tipo para um estudo de caso.

7 ESTRUTURA DA TESE

Este estudo foi estruturado em cinco capítulos. Esta Introdução Geral conforma o primeiro capítulo e contém uma abordagem teórica sobre a fragmentação, conectividade e a RL como instrumento de conservação. O segundo capítulo analisa a fragmentação na paisagem do bioma Amazônia no marco de Força-Pressão-Estado-Impacto-Resposta. O terceiro, centrou-se na análise da trajetória da fragmentação na Amazônia brasileira, em especial em suas macrorregiões, com a finalidade de entender melhor a dinâmica da fragmentação e propor estratégias para fazer frente ao processo de fragmentação. No quarto capítulo avaliou-se os aportes da Reserva Legal na conectividade de uma paisagem altamente fragmentada na Amazônia Oriental, por meio de um estudo de caso. E por último, no quarto capítulo, se apresentaram as considerações finais desta tese.

8 REFERÊNCIAS

- AHRENS, S. **Sobre a “ Reserva Legal ”: Origens Históricas E Fundamentos Técnico- Conceituais.** CONGRESSO INTERNACIONAL DE DIREITO AMBIENTAL. **Anais...**São Paulo: 2007.
- ARASA-GISBERT, R.; ARROYO-RODRÍGUEZ, V.; ANDRESEN, E. El debate sobre los efectos de la fragmentación del hábitat: causas y consecuencias. **Ecosistemas**, v. 30, n. 3, 12 ago. 2021. DOI: <https://doi.org/10.7818/ECOS.2156>.
- BARLOW, J. et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, n. 7610, p. 144–147, 29 jul. 2016. DOI: 10.1038/nature18326.
- BATISTELLA, M.; ROBESON, S.; MORAN, E. F. Settlement Design, Forest Fragmentation, and Landscape Change in Rondônia, Amazônia. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 69, n. 7, p. 805–812, 1 jul. 2003. DOI: 10.14358/PERS.69.7.805.
- BECKER, B. K. Geopolítica da Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 53, p. 71–86, abr. 2005. DOI: 10.1590/S0103-40142005000100005.
- BECKER, B. K. Novas territorialidades na Amazônia: desafio às políticas públicas. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Hum**, v. 5, n. 1, p. 17–23, 2010.
- BENNETT, A. F. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. Second ed. IUCN, 2003. v. 59.
- BENNETT, A. F.; RADFORD, J. Q.; HASLEM, A. Properties of land mosaics: Implications for nature conservation in agricultural environments. **Biological Conservation**, v. 133, n. 2, p. 250–264, nov. 2006. DOI: 10.1016/j.biocon.2006.06.008.
- BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Lei de proteção da vegetação nativa.** Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm. Acesso em: 30 ago. 2020
- BRASIL. **Lei nº 4.771, DE 15 DE SETEMBRO DE 1965.** Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l4771.htm. Acesso em: 01 ago. 2021
- CARSJENS, G. J.; VAN LIER, H. N. Fragmentation and Land-Use Planning—An Introduction. **Landscape and Urban Planning**, v. 58, n. 2–4, p. 79–82, fev. 2002. DOI: 10.1016/S0169-2046(01)00210-9.
- CASTRO, D. S. A INSTITUIÇÃO DA RESERVA LEGAL NO CÓDIGO FLORESTAL BRASILEIRO: FUNDAMENTOS HISTÓRICO-CONCEITUAIS. **Geography Department, University of Sao Paulo**, v. 26, n. C, p. 132–154, 2013. DOI: 10.7154/RDG.2013.0026.0007.
- COALIZÃO BRASIL. **Em defesa do Código Florestal.** , 2019. Disponível em: <http://www.coalizaobr.com.br/home/emdefesadocodigoflorestal>.

CURTIS, J. T. The modification of mid-latitude grasslands and forests by man. In: THOMAS, W. L. (Ed.). **Man's role in changing the face of the earth**. Chicago, IL: University of Chicago Press, 1956. p. 721–736.

DEL CASTILLO, R. F. A conceptual framework to describe the ecology of fragmented landscapes and implications for conservation and management. **Ecological Applications**, v. 25, n. 6, p. 1447–1455, jun. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1890/14-1964.1>.

DIAMOND, J. M. The island dilemma: Lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. **Biological Conservation**, v. 7, n. 2, p. 129–146, 1 fev. 1975. DOI: 10.1016/0006-3207(75)90052-X.

DIDHAM, R. K.; KAPOV, V.; EWERS, R. M. Rethinking the conceptual foundations of habitat fragmentation research. **Oikos**, v. 121, n. 2, p. 161–170, fev. 2012. DOI: 10.1111/j.1600-0706.2011.20273.x.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487–515, 28 nov. 2003. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419.

FAHRIG, L. Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 48, n. 1, p. 1–23, 2 nov. 2017. DOI: 10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612.

FAHRIG, L. Habitat fragmentation: A long and tangled tale. **Global Ecology and Biogeography**, v. 28, n. 1, p. 33–41, jan. 2019. DOI: 10.1111/geb.12839.

FAHRIG, L. et al. Is habitat fragmentation bad for biodiversity? **Biological Conservation**, v. 230, n. September 2018, p. 179–186, fev. 2019. DOI: 10.1016/j.biocon.2018.12.026.

FAO; UNEP. **The State of the World's Forests 2020**. Rome: FAO and UNEP, 2020.

FERREIRA, M. N. et al. Drivers and causes of zoonotic diseases: an overview. **PARKS**, n. 27, p. 15–24, 11 mar. 2021. DOI: 10.2305/IUCN.CH.2021.PARKS-27-SIMNF.en.

FLETCHER, R. J. et al. Is habitat fragmentation good for biodiversity? **Biological Conservation**, v. 226, n. July, p. 9–15, 2018. DOI: 10.1016/j.biocon.2018.07.022.

GOOGLE EARTH PRO. **Google Earth Pro**. 2021.

HADDAD, N.; HELMS, J. Landscape connectivity increases biodiversity and ecosystem services in working lands. ESA Annual Meeting (August 3-6), 2020. Disponível em: <https://eco.confex.com/eco/2020/meetingapp.cgi/Paper/82151>.

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. 1–9, mar. 2015. DOI: 10.1126/sciadv.1500052. 2018

HERBST, M. Ecosystem functioning, ecosystem services and rooibos production as affected by connectivity to natural vegetation and agrochemical use in rooibos tea (*Aspalathus linearis*) farming. University of Cape Town, , 2011.

IBGE. **Produto Interno Bruto dos Municípios 2018**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/apps/pibmunic/>. Acesso em: 24 abr. 2021.

IBGE. **Downloads**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/downloads-geociencias.html>. Acesso em: 11 out. 2018.

IBGE. **Estimativas da População**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/9103-estimativas-de-populacao.html?edicao=28674&t=resultados>. Acesso em: 3 maio. 2021.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. **Desmatamento – Amazônia Legal** –. Disponível em: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/downloads/>. Acesso em: 4 jan. 2021.

KENGEN, S. **A política florestal Brasileira: uma perspectiva historica**. 1º Simpósio Ibero-americano de gestão e economia Florestal. **Anais...**Porto Seguro, Brazil: Instituto de Pesquisas e estudos Florestais, 2001

KOURTIS, I. M.; TSIHRINTZIS, V. A. Economic Valuation of Ecosystem Services Provided by the Restoration of an Irrigation Canal to a Riparian Corridor. **Environmental Processes**, v. 4, n. 3, p. 749–769, 1 set. 2017. DOI: 10.1007/s40710-017-0256-5.

LEIJA, E. G.; MENDOZA, M. E. Estudios de conectividad del paisaje en América Latina: retos de investigación. **Madera y Bosques**, v. 27, n. 1, 19 mar. 2021. DOI: 10.21829/myb.2021.2712032.

LOVEJOY, T. E.; NOBRE, C. Amazon tipping point: Last chance for action. **Science Advances**, v. 5, n. 12, 20 dez. 2019. DOI: 10.1126/SCIADV.ABA2949.

LEVINS, R. Extinction. **Lecture Notes in Mathematics**, v. 2, p. 75–107, 1970.

MCGARIGAL, K. et al. **FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for categorical maps. Computer software program**. Amherst University of Massachusetts, 2002. Disponível em: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html.

MCGARIGAL, K.; MCCOMB, W. C. Relationships Between Landscape Structure and Breeding Birds in the Oregon Coast Range. **Ecological Monographs**, v. 65, n. 3, p. 235–260, fev. 1995. DOI: 10.2307/2937059.

MEDEIROS, R.; IRVING, M.; GARAY, I. A Proteção da Natureza no Brasil: evolução e conflitos de um modelo em construção. **Revista de Desenvolvimento Econômico**, v. VI, n. 9, p. 83–93, 2004.

METZGER, J. P. Bases biológicas para a ‘reserva legal’. **Ciência Hoje**, v. 31, n. 183, p. 48–49, 2002.

MITCHELL, M. G. E. et al. Reframing landscape fragmentation’s effects on ecosystem services. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 30, n. 4, p. 190–198, abr. 2015. DOI: 10.1016/j.tree.2015.01.011.

- MITCHELL, M. G. E.; BENNETT, E. M.; GONZALEZ, A. Linking Landscape Connectivity and Ecosystem Service Provision: Current Knowledge and Research Gaps. **Ecosystems**, v. 16, n. 5, p. 894–908, 15 ago. 2013. DOI: 10.1007/s10021-013-9647-2.
- MORENO, P. L. T.; AZEVEDO-RAMOS, C. Brazilian forest code and forest connectivity among rural properties in the Amazon. **XXV IUFRO World Congress**. Anais...Curitiba: 2019
- MORTELLITI, A. et al. Independent effects of habitat loss, habitat fragmentation and structural connectivity on the distribution of two arboreal rodents. **Journal of Applied Ecology**, v. 48, n. 1, p. 153–162, fev. 2011. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2010.01918.x.
- MOUTINHO, P.; GUERRA, R.; AZEVEDO-RAMOS, C. Achieving zero deforestation in the Brazilian Amazon: What is missing? **Elementa: Science of the Anthropocene**, v. 4, n. 000125, p. 1–11, 16 set. 2016. DOI: 10.12952/journal.elementa.000125.
- NASSAUER, J. I.; OPDAM, P. Design in science: extending the landscape ecology paradigm. **Landscape Ecology**, v. 23, n. 6, p. 633–644, 14 jul. 2008. DOI: 10.1007/s10980-008-9226-7.
- NEPSTAD, D. C. et al. Large-scale impoverishment of Amazonian forests by logging and fire. **Nature**, v. 398, n. 6727, p. 505–508, abr. 1999. DOI: 10.1038/19066.
- NG, C. N.; XIE, Y. J.; YU, X. J. Integrating landscape connectivity into the evaluation of ecosystem services for biodiversity conservation and its implications for landscape planning. **Applied Geography**, v. 42, p. 1–12, ago. 2013. DOI: 10.1016/j.apgeog.2013.04.015.
- NUMATA, I.; COCHRANE, M. A. Forest Fragmentation and Its Potential Implications in the Brazilian Amazon between 2001 and 2010. **Open Journal of Forestry**, v. 02, n. 04, p. 265–271, 2012. DOI: 10.4236/ojf.2012.24033.
- PELOROSSO, R. et al. Evaluation of Ecosystem Services related to Bio-Energy Landscape Connectivity (BELC) for land use decision making across different planning scales. **Ecological Indicators**, v. 61, p. 114–129, fev. 2016. DOI: 10.1016/j.ecolind.2015.01.016.
- PEREIRA, D. et al. **Fatos Florestais da Amazonia**. Belém: IMAZON, 2010.
- PORTELA, R. et al. ASSESSING AND VALUING ECOSYSTEM SERVICES IN THE ANKENIHENY-ZAHAMENA CORRIDOR (CAZ), MADAGASCAR. A DEMONSTRATION CASE STUDY FOR THE WEALTH ACCOUNTING AND THE VALUATION OF ECOSYSTEM SERVICES (WAVES) GLOBAL PARTNERSHIP. 2012.
- PREVEDELLO, J. A.; VIEIRA, M. V. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 5, p. 1205–1223, 29 maio 2010. DOI: 10.1007/s10531-009-9750-z.
- QUINN, J. F.; HARRISON, S. P. Effects of habitat fragmentation and isolation on species richness: evidence from biogeographic patterns. **Oecologia**, v. 75, n. 1, p. 132–140, fev. 1988. DOI: 10.1007/BF00378826.
- RAJÃO, R. et al. A quem interessa a MP 867 do Código Florestal? Observatório do Código Florestal. n. Icv, p. 21, 2019.

RIBEIRO, K. T.; FREITAS, L. Impactos potenciais das alterações no Código Florestal sobre a vegetação de campos rupestres e campos de altitude. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 239–246, dez. 2010. DOI: 10.1590/S1676-06032010000400029.

SANTOS, R. C. DOS et al. Disordered conversion of vegetation committees connectivity between forest fragments in the Brazilian Legal Amazon. **Applied Geography**, v. 111, p. 102082, out. 2019. DOI: 10.1016/j.apgeog.2019.102082.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. **Conservation Biology**, v. 5, n. 1, p. 18–32, mar. 1991. DOI: 10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x.

SAURA, S. et al. Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forests (1990-2000). **Ecological Indicators**, v. 11, n. 2, p. 407–416, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.06.011>.

SICAR. **Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural**. , 2021. Disponível em: <http://www.car.gov.br/#/>. Acesso em: 4 maio. 2021

SILVA, B. E. B. DA; AZEVEDO-RAMOS, C.; FARIAS, H. A. B. The impact of decentralization policies: the environmental performance applied to municipalities of the Amazon. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 51, n. 0, p. 202–223, 31 ago. 2019. DOI: 10.5380/dma.v51i0.61705.

SIMBERLOFF, D.; ABELE, L. G. Refuge design and island biogeographic theory: effects of fragmentation. **American Naturalist**, v. 120, n. 1, p. 41–50, 15 out. 1982. DOI: 10.1086/283968.

SKOLE, D.; TUCKER, C. Tropical Deforestation and Habitat Fragmentation in the Amazon: Satellite Data from 1978 to 1988. **Science**, v. 260, n. 5116, p. 1905–1910, 25 jun. 1993. DOI: 10.1126/science.260.5116.1905.

SOILLE, P.; VOGT, P. Morphological segmentation of binary patterns. **Pattern Recognition Letters**, v. 30, n. 4, p. 456–459, mar. 2008. DOI: 10.1016/j.patrec.2008.10.015.

SOUZA, C. M. et al. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 25 ago. 2020. DOI: 10.3390/rs12172735.

STABILE, M. C. C. et al. Solving Brazil's land use puzzle: Increasing production and slowing Amazon deforestation. **Land Use Policy**, v. 91, p. 104362, 1 fev. 2020. DOI: 10.1016/j.landusepol.2019.104362.

TAUBERT, F. et al. Global patterns of tropical forest fragmentation. **Nature**, v. 554, n. 7693, p. 519–522, 14 fev. 2018. DOI: 10.1038/nature25508.

TAYLOR, P. D. et al. Connectivity Is a Vital Element of Landscape Structure. **Oikos**, v. 68, n. 3, p. 571, dez. 1993. DOI: 10.2307/3544927.

URBAN, D. L.; O'NEILL, R. V.; SHUGART, H. H. Landscape Ecology. **BioScience**, v. 37, n. 2, p. 119–127, fev. 1987. DOI: 10.2307/1310366.

VEDOVATO, L. B. et al. The extent of 2014 forest fragmentation in the Brazilian Amazon. **Regional Environmental Change**, v. 16, n. 8, p. 2485–2490, 25 dez. 2016. DOI: 10.1007/s10113-016-1067-3.

VILLARD, M.-A.; METZGER, J. P. REVIEW: Beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 2, p. 309–318, abr. 2014. DOI: 10.1111/1365-2664.12190.

VOGT, P. et al. Mapping functional connectivity. **Ecological Indicators**, v. 9, n. 1, p. 64–71, 1 jan. 2009. DOI: 10.1016/J.ECOLIND.2008.01.011.

ZELLER, K. et al. Understanding the Importance of Dynamic Landscape Connectivity. **Land**, v. 9, n. 9, p. 303, 29 ago. 2020. DOI: 10.3390/land9090303.

ZHANG, Z. et al. Enhancing landscape connectivity through multifunctional green infrastructure corridor modeling and design. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 38, n. July 2018, p. 305–317, fev. 2019. DOI: 10.1016/j.ufug.2018.10.014.

CAPÍTULO II: A FRAGMENTAÇÃO NA AMAZÔNIA BRASILEIRA E A DINÂMICA DA PAISAGEM²

RESUMO

O entendimento da fragmentação florestal na Amazônia e suas formas de mitigação assumem relevância após a diminuição do desmatamento a partir de 2004. A fragmentação foi analisada por meio do modelo Força, Pressão, Estado, Impacto e Resposta usado para estudar dinâmicas territoriais. Cada um dos fatores foi caracterizado. A *Força* são políticas públicas e dinâmicas de mercado internacionais que geram *Pressões* associadas, entre outras, à abertura de estradas para atividades agropecuárias, alterando o *Estado* da cobertura vegetal. As mudanças especificamente na estrutura e nos processos ecológicos, especialmente na borda dos fragmentos têm *Impacto* nos serviços ecossistêmicos. As *Respostas* têm sido implementadas para combater o desmatamento e apresentam resultados insatisfatórios à fragmentação. Conseqüentemente, se propõe uma alternativa para apoiar a diminuição da fragmentação florestal na região. As instituições com competência na regularização ambiental possuem um papel importante na diminuição da fragmentação na Amazônia.

Palavras-chave: dinâmica da paisagem, DPSIR, políticas públicas, Reserva Legal.

² Uma adaptação deste capítulo foi aceita para publicação em: Trejo, P.; Azevedo-Ramos, C.; Szlafsztein, C.F. La dinámica de la fragmentación forestal en la Amazonia brasileña. Livro Série Desenvolvimento e Sustentabilidade. NAEA. (no prelo).

1 INTRODUÇÃO

A fragmentação da floresta na Amazônia brasileira é consequência principalmente do desmatamento (ARIMA et al., 2015). Bem seja em períodos de baixas ou altas taxas de desmatamento a fragmentação se mantém presente na paisagem afetando a biodiversidade e as interações entre espécies e funções ecossistêmicas (FAHRIG, 2003; HADDAD et al., 2015; LAURANCE et al., 2018). Atualmente, o maior fragmento florestal cobre 45% da Amazônia (TAUBERT et al., 2018). Por sua relevância, no início da década de 1990, Saunders et al. (1991) defenderam a necessidade de projetar redes de conservação em áreas de floresta fragmentadas.

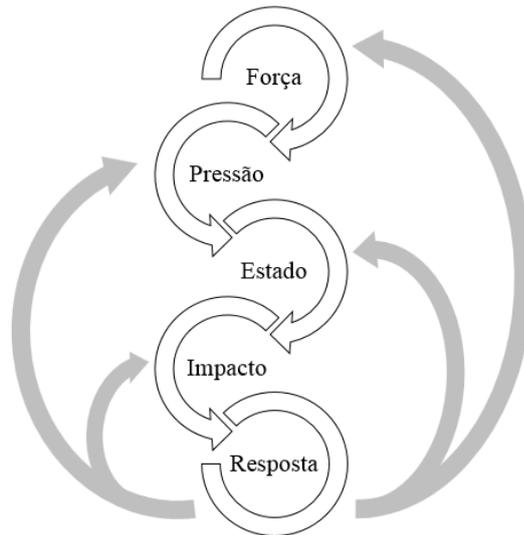
Fragmentação é o processo pelo qual o habitat original é progressivamente subdividido em fragmentos menores e isolados (BATISTELLA; ROBESON; MORAN, 2003), cercado por uma matriz de vegetação diferente (PREVEDELLO; VIEIRA, 2010). Assim, não há apenas perda de habitat (FAHRIG, 2003), mas também a criação de novas paisagens.

Os gestores responsáveis pelas ações de conservação trabalham, na maioria dos casos, com remanescentes de vegetação nativa por não terem a oportunidade de traçar estratégias antes da fragmentação (SAUNDERS; HOBBS; MARGULES, 1991). Em geral, os responsáveis pelas alterações da paisagem tropical (agricultores, pecuaristas, mineiros, madeireiros, entre outros) não consideram a redução da fragmentação florestal dentro do planejamento de suas atividades. Portanto, os processos de planejamento e manejo para reverter essa situação ocorrem após a fragmentação, com o desafio de manter a cobertura vegetal e conectar fragmentos florestais. Esse pode ser o caso do instrumento da Reserva Legal (RL) em imóveis rurais, regulamentada na Lei Federal nº 12.651/2012, mais conhecida como Código Florestal (CF), e que pode ser um ponto de encontro entre gestores ambientais e responsáveis pela fragmentação. Dessa forma, os atores envolvidos precisam entender a fragmentação como um processo e contar com ferramentas que subsidiem a tomada de decisão para minimizar seus impactos.

A dinâmica da paisagem considera alterações físicas (forma, extensão, distribuição e padrões) nas unidades de paisagem e suas interações (CHRISTENSEN; BRANDT; SVENNINGSSEN, 2017). Uma ferramenta usada para analisar a dinâmica da paisagem para apoiar a tomada de decisões é o modelo *Força, Pressão, Estado, Impacto e Resposta* (FPEIR) (Figura 1), conhecido por suas siglas em inglês DPSIR. Esse modelo aborda problemas ambientais numa relação de causalidade (CARVALHO; BARCELLOS, 2010). Assim, permite pesquisas relevantes em termos de políticas ambientais, pois apoia a explicação e a

comunicação de resultados de maneira acessível e significativa para os tomadores de decisões (TSCHERNING et al., 2012).

Figura 1 – Representação esquemática da relação de causalidade do modelo FPEIR.



Fonte: O autor.

De acordo com Maxim et al. (2009), entende-se por *Força* ao fator que motiva as atividades humanas, transformando-se numa *Pressão* que gera mudanças no *Estado* (definido pelo entorno onde as pressões acontecem) e, em consequência, gerando um *Impacto*. O qual afeta positiva ou negativamente o bem-estar do ser humano. Para eliminar, diminuir ou reverter Impactos negativos se precisam de *Respostas* dirigidas a qualquer elemento do modelo FPEIR.

Nesse sentido, este estudo analisa a fragmentação florestal na Amazônia brasileira por meio da identificação e caracterização dos elementos do modelo PFEIR. Também discute o potencial da RL como resposta à mitigação da fragmentação.

2 A FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA AMAZÔNIA BRASILEIRA ATRAVÉS DO MODELO FORÇA-PRESSÃO -ESTADO-IMPACTO-RESPOSTA

2.1 Forças na dinâmica da fragmentação na Amazônia

A análise das forças que motivam a fragmentação dificilmente pode ser diferenciada daquelas associadas ao desmatamento. A fragmentação é precedida pela perda do habitat (DIDHAM; KAPOS; EWERS, 2012); no caso da Amazônia, o desmatamento. Por sua vez a fragmentação florestal afeta grandes extensões da Amazônia (LAURANCE; WILLIAMSON,

2001). Assim, se o desmatamento na Amazônia responde à expansão das atividades econômicas, em especial a agropecuária (RICHARDS; WALKER; ARIMA, 2014; MOUTINHO, 2017; MOUTINHO; GUERRA, 2017), a fragmentação também responderá a esses motivos.

Os processos históricos de ocupação da Amazônia respondem a estímulos internos e externos (WALKER; MORAN; ANSELIN, 2000). Os processos de ocupação econômica e demográfica da fronteira amazônica nas décadas dos 70 e 80 foram dependentes dos incentivos dos impulsos econômicos das regiões centro-sul do Brasil, como de políticas públicas e instrumentos fiscais para empreendimentos agropecuários e madeireiros (KENGEN, 2001; MARGULIS, 2003; CASTRO, 2005). A partir da década de 1990, o aumento da demanda de commodities, especialmente a soja e a carne, tanto no mercado interno como externo, teve forte peso no aumento do desmatamento (FEARNSIDE; FIGUEIREDO; BONJOUR, 2013; KARSTENSEN; PETERS; ANDREW, 2013; NEPSTAD et al., 2014). Entre 2000 e 2004, estabeleceu-se o que Nepstad et al. (2014), denominaram “expansão agroindustrial”, devido ao aumento da produção da soja e da carne com seus altos ganhos e o anúncio de grandes projetos de infraestrutura (por exemplo, pavimentação de estradas e construção de hidroelétricas). Quedas no preço das *commodities* entre 2005 e 2009 diminuíram temporariamente a produção de soja e carne. As forças do desmatamento concentram-se nas dinâmicas dos mercados internacionais a partir de 2010, porém também são influenciadas por fatores internos – impunidade de crimes ambientais, retrocessos nas políticas socio ambientais e instalação de grandes projetos de infraestrutura (MOUTINHO, 2017). Assim, as causas do desmatamento na Amazônia têm mudado e tornaram-se mais complexas ao longo do tempo.

O aumento demográfico experimentado na região e sua relação com a ocupação da terra também contribuiu para a fragmentação da floresta e para o surgimento de numerosos problemas de regulamentação fundiária e ambiental. Isso foi consequência de migrações para a Amazônia estimuladas por políticas de colonização governamentais e pela necessidade de aliviar pressões sociais em outras regiões do Brasil (SOARES-FILHO et al., 2005).

2.2 Pressões que geram fragmentação na Amazônia

As políticas de ocupação na Amazônia multiplicaram a rede de estradas, estimulando grandes investimentos e migrações nas décadas de 1980 e 1990. Da mesma forma, as áreas de propriedade privada se multiplicaram, passando a representar 12% do território para uso

agropecuário por pequenos agentes em projetos de colonização (ou sem planejamento estatal) e por outros com maiores capitais, criando dinâmicas de “Fronteira Especulativa” e “Fronteira Consolidada” (WALKER; MORAN; ANSELIN, 2000; MARGULIS, 2003).

A fronteira é o limite onde os serviços de infraestrutura e desenvolvimento de mercados proveem vantagens na expansão econômica e na ocupação de novas áreas (RODRIGUES; SILVA; AZEVEDO JUNIOR, 2018). De acordo com Margulis (2003), a “Fronteira Especulativa” caracteriza-se por áreas distantes dos centros urbanos e carentes de serviços, com baixos preços da terra no mercado e onde o governo tem pouco controle sobre os recursos naturais. Embora, as atividades sejam promovidas por incentivos governamentais e orientadas a obter algum benefício sobre a terra e a maximização no momento da “consolidação”. A conformação da “Fronteira Especulativa” segue um procedimento padronizado: exploração da madeira, desmatamento/queimada florestal, estabelecimento de pastagem com atividades de agricultura de subsistência, obtenção da titularidade/ocupação legal e venda da terra. Por tanto, se configura uma estratégia especulativa, acompanhada de atividades econômicas que geram uma transformação de floresta para outros tipos de uso da terra.

Os agentes com maiores capitais compram as terras dos pequenos agentes nas áreas próximas aos mercados, aumentando a superfície de produção. Assim, as “Fronteiras Consolidadas” possuem atividades agropecuárias rentáveis e serviços que facilitam as melhorias nos processos produtivos. No entanto, os incentivos fiscais e subsídios não são determinantes, o desmatamento aumenta como resposta à expansão das atividades, geralmente capitalizado pelo aproveitamento madeireiro ilegal (MARGULIS, 2003).

Em outros casos, a carência e distância dos serviços também funcionam como desestímulo à ocupação de terras, posteriormente abandonadas, transferidas ou ilegalmente vendidas (por exemplo, lotes em assentamentos rurais). Os resultados destas dinâmicas que modificam a paisagem é a fragmentação florestal, como identificado na região oriental do Estado de Pará (HOLDSWORTH; UHL, 1997), entre outras.

2.3 Estado da fragmentação da floresta amazônica

A Amazônia brasileira tem uma área 5.239.647 km², representando 61,5% da área do Brasil e 61,9% da Panamazônia (RAISG, 2019). No total, a Amazônia brasileira perdeu 780.000 km² de vegetação nativa (MOUTINHO, 2017). Segundo Projeto MapBiomas (SOUZA et al.,

2020), entre 1985 e 2017, a cobertura florestal diminuiu 407.846 km² e a área associada a atividades agropecuárias aumentou 396.233 km².

Apesar de que os indicadores não serem os mesmos no decorrer do tempo (o que representa um problema no estudo da fragmentação), existem evidências de que a fragmentação na Amazônia brasileira aumenta em área e intensidade. A taxa de fragmentação entre 1978 e 1988 foi de aproximadamente 38.000 km²/ha, 150% maior do que a taxa de desmatamento no mesmo período (SKOLE; TUCKER, 1993). O número de fragmentos de floresta dobrou no período 2001 – 2010 (NUMATA; COCHRANE, 2012). Os fragmentos e sua borda (sem considerar a matriz) ocuparam 1.241.730 km² (28,1% da floresta amazônica em 2014) (VEDOVATO et al., 2016).

A fragmentação acontece em maior proporção no arco do desmatamento³ e em áreas próximas a estradas (ARIMA et al., 2015; VEDOVATO et al., 2016). O nível de proteção ambiental tem uma relação direta com o nível de perda e fragmentação da floresta. Áreas protegidas (incluindo Terras Indígenas) apresentam menores valores de fragmentação em comparação com outros tipos de uso e ocupação (CABRAL et al., 2018). Contudo, florestas públicas não destinadas têm sido as mais susceptíveis a novos desmatamentos (AZEVEDO-RAMOS; MOUTINHO, 2018) e, possivelmente, à fragmentação, apresentando superposição de importância com outras categorias de uso do solo (SPAROVEK et al., 2019).

A configuração da paisagem responde aos padrões de colonização da terra. Arima et al. (2015) descrevem que pequenas áreas colonizadas a partir de estradas geram fragmentação em forma de “espinha de peixe” e aquelas ocupadas por agentes capitalizados em forma retangular. Depois que as áreas não possuem mais madeira de valor econômico, a nova procura de madeira em terras não reclamadas leva a uma fragmentação dendrítica. As atividades econômicas associadas aos centros urbanos geram uma fragmentação radial. E a fragmentação em forma de “caule de rosa” é gerada da dendrítica a partir da “espinha de peixe” e é associada à procura de ouro em áreas de pequenos ocupantes (ARIMA et al., 2015).

Desde uma perspectiva de trajetória (Capítulo III), a fragmentação inicia desde uma floresta que não se encontra em contacto com áreas antropizadas para logo passar a floresta conectora, finalmente termina como área antropizada. Se bem o processo é similar para todo o

³ Área que abrange sul e leste do bioma Amazônia, nos estados Acre, Amazônia, Roraima, Rondônia, Pará, Mato Grosso e Maranhão. É considerada a principal fronteira agrícola na região com altas taxas de desmatamento (SILVA; FULGINITI; PERRIN, 2019).

bioma para as macrorregiões (Oriental, Central e Ocidental) se apresenta com diferentes intensidades. Para a Amazônia Ocidental o processo está numa fase inicial devido ao pouco acesso na área, caso contrário para a Amazônia Oriental onde o processo é mais intenso, com maiores números de fragmentos, mais isolados e menores áreas, a Amazonia Central se mostra como uma situação intermediária onde as frentes de ocupação começam (para maior informação ver Capítulo III).

Quando a floresta Amazônica é fragmentada, a riqueza de espécies diminui e a estrutura e os processos que acontecem são modificados (LAURANCE et al., 2018). Na paisagem fragmentada, o limite entre a matriz e os fragmentos pode ser abrupto. Fragmentos de vegetação nativa sofrem alterações como consequência da maior entrada energia solar e do vento (SAUNDERS; HOBBS; MARGULES, 1991; LAURANCE; CURRAN, 2008; LOVEJOY et al., 1996 apud LAURANCE et al., 2018). Assim, a borda sempre é afetada (FAHRIG, 2003), influenciando os câmbios ecológicos nos fragmentos, tais como o microclima, a mortalidade de árvores, o armazenamento de carbono e a diversidade da fauna (MURCIA, 1995; LAURANCE et al., 2018).

Laurance et al. (2018) resumiram as mudanças na floresta Amazônica brasileira causadas pela fragmentação a partir do experimento “Biological Dynamics of Forest Fragments Project” iniciado no ano 1979. Na floresta fragmentada, o efeito borda é um dos impulsores mais importantes nas mudanças ecológicas, já que afetam as dinâmicas e composição vegetal e animal. Na área do projeto, o efeito borda foi identificado até 400 metros dentro do fragmento, associado à alteração em comunidades de árvores e lianas, morte de árvores, diminuição da germinação de sementes, estabelecimento de espécies vegetais tolerantes à sombra (modifica a composição e abundância de espécies juvenis), e mudanças na abundância (por exemplo, diminuição de grupos de insetos, aves e mamíferos, ou ao aumento de pássaros frugívoros, borboletas que respondem à luz e lianas de rápido crescimento). Após início da fragmentação, o aumento de vento, calor e luz geram estresse nas árvores, podendo ocasionar a sua morte; posteriormente, com o fechamento da borda pela vegetação, a mortalidade pelas causas já citadas diminui, porém, a turbulência de ventos de baixa altura, causados pela diminuição da permeabilidade da borda, passa ser a nova causa de mortalidade das árvores.

Os fragmentos diminuem sua área efetiva com a borda e aumentam sua vulnerabilidade a eventos extremos (por exemplo, secas, alagamentos ou ventos fortes). A vulnerabilidade pode

variar de acordo com o tamanho e o arranjo do fragmento (KAPOS, 1989; LAURANCE et al., 2018).

O período desde quando se inicia o isolamento da floresta, a distância entre os fragmentos e seu grau de conectividade determinam o nível de resposta da biodiversidade para a fragmentação (SAUNDERS; HOBBS; MARGULES, 1991), incidindo na perda de espécies (NUMATA; COCHRANE, 2012). A mobilidade de algumas espécies animais se modifica uma vez que a paisagem é fragmentada (SAUNDERS; HOBBS; MARGULES, 1991; FAHRIG, 2003; HADDAD et al., 2015). As espécies animais que diminuem em abundância ou desaparecem nos fragmentos, frequentemente, têm requerimentos de maiores áreas, mas evitam a matriz e áreas abertas (LAURANCE et al., 2018).

2.4 Impactos socioeconômicos da fragmentação da Amazônia

Para realizar uma adequada análise da fragmentação dentro da dinâmica de paisagem no marco do PFEIR é importante determinar como esta afeta as populações humanas e suas atividades socioeconômicas. A maioria dos estudos relacionados com fragmentação na Amazônia estão orientados ao estado físico-natural (VASCONCELOS; BRUNA, 2012; REIS et al., 2018; LAURANCE et al., 2018) e aos impactos físico-naturais, sendo poucos os que relacionam as modificações do *Estado* e os *Impactos* socioeconômico gerados (GRIMALDI et al., 2014; MITCHELL et al., 2015). Contudo, é possível identificar algumas características desses impactos por meio da perspectiva dos serviços ecossistêmicos gerados pela floresta – produção de água, armazenamento de carbono, polinização, manutenção das propriedades do solo, entre outros (HACKETT, 2006).

O entendimento tradicional da relação direta entre o desmatamento e a geração de serviços ecossistêmicos da floresta (GRIMALDI et al., 2014), pode não ocorrer no caso da fragmentação. Embora os fragmentos possam diminuir sua capacidade de oferecer serviços ecossistêmicos (MITCHELL et al., 2015), não precisam desaparecer na sua totalidade para perder a capacidade de gerá-los. De acordo com Mitchell et al. (2015), a configuração da fragmentação pode melhorar ou degradar a prestação entendida como oferta e fluxo. No caso da oferta, sempre diminui, mas o fluxo pode aumentar ou diminuir.

Dentro dos impactos físico naturais, a fragmentação altera a dispersão de sementes (LAURANCE et al., 2018) e a polinização (HADDAD et al., 2015), diminui a oferta de água

em rios (TRANCOSO, 2008 *apud* LAURANCE et al., 2018), modifica o ciclo hidrológico (SAUNDERS; HOBBS; MARGULES, 1991), aumenta a temperatura do solo e reduz as precipitações, incrementando o risco de secas e incêndios florestais (HOLDSWORTH; UHL, 1997; ALENCAR et al., 2015). Na Amazônia, a perda de biomassa em paisagens recentemente fragmentados pode ser uma fonte importante de emissões de gases de efeito estufa, contribuindo com o aquecimento global em quantidades maiores que o desmatamento total (FERREIRA; LAURANCE, 1997; PÜTZ et al., 2014), situação que é agravada com a interações entre a fragmentação e mudança climática, especialmente em situações como El Niño (LAURANCE; WILLIAMSON, 2001).

A análise dos impactos socioeconômicos está associada com o comportamento produtivo das áreas. A área fragmentada na Amazônia apresenta uma matriz de superfícies desmatadas para usos agropecuários e outras com fragmentos florestais (ALENCAR et al., 2015). No caso de fragmentos florestais em áreas de propriedades privadas, os benefícios ecossistêmicos e econômico são parciais. Embora não seja possível obter a totalidade dos serviços ecossistêmicos da floresta nem da produção agropecuária por estar a área ocupada pelo fragmento, ainda existe o benefício do aproveitamento madeireiro e não-madeireiro da floresta. Assim, a fragmentação afeta a qualidade de vida do produtor rural. Esta é a principal crítica dos produtores rurais para a RL (MEDEIROS; IRVING; GARAY, 2004) sob uma perspectiva produtiva tradicional, onde a RL é considerada um fragmento de floresta não produtivo.

O fragmento florestal torna-se mais relevante quando é percebido como gerador de serviços para atividades agropecuárias (por exemplo, precipitação ou manutenção de nascentes de água), gerando maior rentabilidade (MOUTINHO, 2017). Se a floresta fragmentada não pode satisfazer a demanda para esses serviços, um custo é adicionado para compensar a não existência da oferta e manter a rentabilidade da atividade. Desta maneira que, os custos criados pela fragmentação aumentam, o que leva à diminuição do benefício econômico.

É importante considerar também as externalidades dos serviços ecossistêmicos (HACKETT, 2006). A sociedade pode se beneficiar dos serviços (ou ser afetada pela ausência) sem necessidade de estar no local onde eles são gerados. Portanto, a deterioração ou perda dos serviços ecossistêmicos (por exemplo, sequestro de carbono) como consequência da fragmentação na Amazônia podem ser sentidos no nível local, regional e mundial (FREMIER et al., 2013).

2.5 Resposta à fragmentação florestal na Amazônia

Já que o governo do Brasil influencia a transformação da paisagem, mecanismos institucionais podem ser usados para alterar a trajetória produtiva de uma região. Ao optar pela sustentabilidade como objetivo de desenvolvimento, o governo pode criar incentivos ou impor mecanismos de comando e controle para moderar ou solucionar o problema gerado por ações humanas ambientalmente negativas (RODRIGUES; SILVA; AZEVEDO JUNIOR, 2018).

No entanto, poucas respostas têm sido criadas para contornar, de maneira direta, o problema da fragmentação na Amazônia brasileira. Como as forças associadas à fragmentação e desmatamento se misturam, pode-se considerar que as respostas ao combate do desmatamento têm influência positiva para diminuir a fragmentação, mas não necessariamente para sua recomposição. Em outras palavras, a fragmentação poderia ser diminuída, mas as áreas fragmentadas não têm perspectivas de se recuperar e se reconectar.

Se as forças iniciais do desmatamento na Amazônia foram as políticas públicas de ocupação e exploração do território, o lógico é que a interrupção dos subsídios fiscais e financeiros conseguissem interromper o desmatamento. Contudo, essa resposta não gerou o resultado esperado (KENGEN, 2001; MARGULIS, 2003). O uso de variadas respostas em simultâneo parece ter melhor resultado (NEPSTAD et al., 2014; MOUTINHO, 2017; SOARES-FILHO; RAJÃO, 2018), como foi evidenciado, por exemplo, com a diminuição da fragmentação entre 2006 e 2010 (NUMATA; COCHRANE, 2012), quando aumentaram as ações para diminuir o desmatamento.

De acordo com Moutinho (2017), diferentes ações por parte do Estado e da sociedade civil tiveram influência direta na redução do desmatamento na Amazônia. O aumento das áreas protegidas em 59,6 milhões de hectares entre 2003 e 2006 influenciou a redução de 37% de desmatamento. A moratória de soja⁴ resultou, em 2006, numa redução de áreas de produção associadas ao desmatamento de 30% para 1,5%. Em 2008, os municípios com maiores taxas de desmatamento foram vedados para acessar créditos públicos e tiveram um incremento nas medidas de monitoramento em atividades desmatadoras, possibilitando evitar o desmatamento em 3.551 km² de floresta. Uma redução de 9% de desmatamento em imóveis rurais em 2009 foi possível por pressões de ambientalistas, que demandavam a regularização ambiental nas

⁴ Acordo realizado por grandes comerciantes para não comprar soja proveniente de áreas desmatadas da Amazônia brasileira após 2006 (GIBBS et al., 2015)

propriedades antes que a carne fosse vendida para os frigoríficos. O desmatamento diminuiu em 10% em imóveis registrados no Cadastro Ambiental Rural nos estados de Pará e Mato Grosso entre 2006 e 2013.

Embora a grande parte das medidas fossem internas, não se pode descartar a influência das pressões internacionais na provocação de respostas, em especial à redução do desmatamento na Amazônia (GANEM; DRUMMOND; FRANCO, 2008). Mesmo que, o desmatamento tenha sido reduzido de 2010 a 2016 (MOUTINHO; GUERRA; AZEVEDO-RAMOS, 2016), o estímulo econômico de ganhos na agropecuária e atividades extrativista ainda é muito forte para gerar mudanças definitivas (RODRIGUES; SILVA; AZEVEDO JUNIOR, 2018). Isso, tem um reflexo nas taxas de desmatamento até 2020, onde teve um aumento, alcançando valores similares a 2007 (INPE, 2021). Políticas públicas antagônicas entre produção e conservação ainda criam conflitos que levam a respostas não adequadas (GANEM; DRUMMOND; FRANCO, 2008).

A análise anterior resume a caracterização da fragmentação florestal na Amazônia brasileira de acordo ao modelo FPEIR (

Figura 2). Como as respostas implementadas não foram direcionadas ao tema de fragmentação diretamente, foram insuficientes para alcançar uma solução eficaz. Neste sentido, é necessário propor alternativas, preferivelmente, usando o arcabouço legal e de políticas públicas já existentes para que possam atingir a concretude de forma mais rápida.

Figura 2 – Forças, Pressões, Estado, Impactos e Respostas da Fragmentação na Amazônia.



Fonte: O autor.

3 UMA RESPOSTA ALTERNATIVA: A RESERVA LEGAL COMO ELO DE CONECTIVIDADE FLORESTAL

A estratégia ideal para reduzir o *Impacto* da fragmentação é criar uma *Resposta* orientada à *Força*. O estabelecimento de mecanismos para todas é difícil pela variedade de *Forças*, e inclusive escapa do escopo da ação direta dos governos e da sociedade brasileiras (por exemplo, a dinâmica dos mercados internacionais de commodities). No entanto, com a necessidade de reduzir a fragmentação gerada pelas atividades econômicas (BARLOW et al., 2016), respostas podem ser direcionadas a *Pressões*, mudanças no *Estado* ou *Impactos* gerados pela fragmentação, com resultados aceitáveis dentro das políticas públicas brasileiras e com benefícios tangíveis na floresta.

Uma oportunidade de mitigar a fragmentação orientada à pressão está associada à implementação de instrumentos de RL e Áreas de Proteção Permanente (APPs)⁵ em propriedades rurais. Embora não seja uma solução nova, raramente é usada nesse sentido, por isso deve ser reforçada. A criação da RL e das APPs é uma resposta do Estado brasileiro para preservar a cobertura florestal em áreas privadas produzidas e, potencialmente, aumentar a conectividade entre fragmentos florestais na paisagem. De acordo com o Código Florestal Brasileiro, a função da RL é:

[...] assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa (art. 3, Lei nº 12.651/2012).

De acordo com a mesma lei, sua localização deve ser considerada, entre outras:

[...] a formação de corredores ecológicos com outra Reserva Legal, com Área de Preservação Permanente, com Unidade de Conservação ou com outra área legalmente protegida (art. 3, Lei nº 12.651/2012)

A localização do RL no imóvel está registrada no CAR (SICAR, 2021), uma ferramenta obrigatória e auto declaratória, que permite o registro da propriedade rural e suas características.

O Programa de Regularização Ambiental (PRA) busca a adaptação das propriedades rurais à legislação ambiental por meio da regularização dos passivos ambientais nas áreas de RL, APP e Uso Restrito identificadas por meio do CAR. A regularização ambiental das propriedades é fundamental para a manutenção da cobertura florestal e para isso considera a localização da RL, que tem um papel fundamental de conexão e geração de fragmentos florestais maiores. A RL pode ser medida em termos de área, o que permite criar indicadores de resposta e impacto gerados⁶.

O tamanho da RL depende da dimensão espacial da propriedade, da região geográfica e do bioma onde está localizada, e do cumprimento das políticas ambientais por estados e municípios. No entanto, a localização dentro do imóvel é proposta pelo proprietário ou ocupante no momento do cadastrar o imóvel. Em geral, a conectividade da floresta com outros fragmentos não é considerada nesta decisão (SANTOS et al., 2019).

⁵ "Área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar recursos hídricos, paisagem, estabilidade geológica e biodiversidade, facilitando o fluxo genético da fauna e flora, protegendo o solo e garantindo o bem-estar das populações humanas" (Art. 3, Lei nº 12.651/2012).

⁶ Áreas de suscetibilidade ecológica em que atividades específicas podem ser desenvolvidas sob parâmetros de sustentabilidade.

No caso da APP em propriedade privada, parâmetros topográficos e hidrográficos são decisivos para sua identificação. As APP são consideradas áreas com inclinação igual ou superior a 45°, localizadas a altitudes acima de 1.800 metros acima do nível do mar, em colinas, bordas de planaltos, topos de morros, veredas, em áreas ribeirinhas ou associadas a corpos d'água (Lei nº 12.651/2012). Sua importância ecológica já foi descrita (RIBEIRO; FREITAS, 2010). Com as alterações sofridas no Código Florestal de 2012, o APP pode ser incluída no cálculo da área de RL, mas sem apresentar uma proposta de conexão entre propriedades ou com áreas protegidas na Amazônia.

Nesse sentido, a necessidade de uma metodologia que conecte fragmentos florestais para reduzir o impacto da fragmentação florestal é premente. Essa proposta, preferencialmente no âmbito das políticas públicas, deve considerar o tamanho funcional mínimo dos fragmentos, as prioridades de conectividade e o benefício socioeconômico. O resultado ideal seria aquele em que o fragmento tem a menor quantidade de borda e o tamanho máximo possível para otimizar a conservação da biodiversidade e a oferta de Serviços Ecossistêmicos, conectando-se com outras áreas de interesse ambiental. O arranjo também deve considerar o uso da terra na matriz para que gerem os menores impactos socioeconômicos na interação matriz-fragmento e na máxima produtividade na matriz.

Embora o reflorestamento e a proteção de grandes áreas florestais tenham o potencial de mitigar as consequências da fragmentação (TAUBERT et al., 2018), aumentar a conectividade entre fragmentos existentes deve ser uma solução considerada (PAULA; SAIS; OLIVEIRA, 2018). Nesse sentido, os órgãos públicos ligados à gestão ambiental podem ser mais proativos no controle da fragmentação (GANEM; DRUMMOND; FRANCO, 2008). Por exemplo, no momento da validação da propriedade no CAR, ou durante o processo do PRA, poderia ser sugerido um desenho que otimizasse a localização da RL e APP, maximizando a conectividade entre fragmentos florestais de acordo com o arranjo espacial de outros fragmentos na paisagem e as características da RL. Esse processo deve ocorrer idealmente nos estágios iniciais do CAR (registro e regularização). Assim, o desenvolvimento de ferramentas técnicas que ajudem na tomada de decisão é de fundamental importância na otimização do CAR.

Essa proposta também permanece válida em um cenário de desmatamento legal "zero". Em uma matriz de paisagens alteradas, aumentar a conectividade e o tamanho dos fragmentos florestais é uma prioridade.

4 CONCLUSÕES

Ao identificar os diferentes processos envolvidos e compreender as forças que atuam na dinâmica territorial, a análise da fragmentação da Amazônia brasileira por meio do modelo FPEIR encontrou a falta de respostas diretas geradas para reduzir os *impactos negativos criados* pelas mudanças do *Estado*, produto das pressões existentes.

As interações entre *forças* socioeconômicas e políticas para alterar a cobertura florestal na Amazônia transformam a dinâmica da fragmentação em um processo mais complexo e variável no espaço e no tempo. Essas interações geram pressões sobre a paisagem, permitindo a incorporação de novas fronteiras de ocupação, que fragmentam o habitat em busca de terra para produção e ganhos econômicos. Fragmentos isolados da floresta têm sua estrutura e função alteradas. Na maioria dos casos, além dos impactos intrínsecos, há um impacto na qualidade de vida do ser humano devido à diminuição da oferta de Serviços Ecossistêmicos.

Na Amazônia brasileira, os *impactos* da fragmentação ainda precisam ser mais bem estudados para identificação, caracterização e criação de medidas de controle adequadas. Caso contrário, continua a ser gerada informação sobre o *Estado* de fragmentação na Amazônia, situação que já foi abordada por inúmeros artigos de pesquisa.

As respostas criadas para minimizar o problema foram geralmente mais associadas à redução do desmatamento na Amazônia, com pouco impacto na fragmentação. Isso indica que ainda são necessárias respostas específicas à questão da fragmentação. Portanto, uma oportunidade é prestar atenção à matriz das paisagens alteradas e utilizar o potencial da RL como elo de conectividade entre fragmentos florestais e com outras áreas de importância ambiental (por exemplo, Unidades de Conservação e Terras Indígenas).

Apesar de a solução proposta ter uma visão de natureza conservacionista (SVARSTAD et al., 2008), destaca-se o potencial produtivo econômico da RL, garantido pelo Código Florestal Brasileiro e os benefícios dos Serviços Ecossistêmicos gerados pela floresta para a produtividade rural próxima. A disseminação dessas informações contribuirá para a aceitação e o comprometimento do produtor rural no aumento da conectividade florestal e, conseqüentemente, na redução da fragmentação da Amazônia.

Para isso, as instituições ambientais com competência na regularização ambiental têm um papel importante na disposição da localização da RL. Em última análise, a RL assume uma

importância fundamental na escala paisagística e, portanto, deve ser continuamente fortalecida no domínio das políticas públicas e do arcabouço jurídico.

5 REFERENCIAS

ALENCAR, A. et al. Landscape fragmentation, severe drought, and the new Amazon forest fire regime. **Ecological Applications**, v. 25, n. 6, p. 1493–1505, 1 set. 2015. DOI: 10.1890/14-1528.1.

ARIMA, E. Y. et al. Explaining the fragmentation in the Brazilian Amazonian forest. **Journal of Land Use Science**, v. 11, n. 3, p. 1–21, 27 abr. 2015. DOI: 10.1080/1747423X.2015.1027797.

AZEVEDO-RAMOS, C.; MOUTINHO, P. No man’s land in the Brazilian Amazon: Could undesignated public forests slow Amazon deforestation? **Land Use Policy**, v. 73, p. 125–127, abr. 2018. DOI: 10.1016/j.landusepol.2018.01.005.

BARLOW, J. et al. Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation. **Nature**, v. 535, n. 7610, p. 144–147, 29 jul. 2016. DOI: 10.1038/nature18326.

BATISTELLA, M.; ROBESON, S.; MORAN, E. F. Settlement Design, Forest Fragmentation, and Landscape Change in Rondônia, Amazônia. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 69, n. 7, p. 805–812, 1 jul. 2003. DOI: 10.14358/PERS.69.7.805.

BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Lei de proteção da vegetação nativa.** Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm. Acesso em: 30 ago. 2020

CABRAL, A. I. R. et al. Deforestation pattern dynamics in protected areas of the Brazilian Legal Amazon using remote sensing data. **Applied Geography**, v. 100, p. 101–115, nov. 2018. DOI: 10.1016/j.apgeog.2018.10.003.

CARVALHO, P. G. M. DE.; BARCELLOS, F. C. Mensurando a Sustentabilidade. In: **Economia do meio ambiente: teoria e prática**. 3. ed. Rio de Janeiro: Campus-Elsevier, 2010. p. 99–132.

CASTRO, E. Dinâmica socioeconômica e desmatamento na Amazônia. **Novos Cadernos NAEA**, v. 8, n. 2, 18 dez. 2005. DOI: 10.5801/ncn.v8i2.51.

CHRISTENSEN, A. A.; BRANDT, J.; SVENNINGSEN, S. R. Landscape Ecology. In: **International Encyclopedia of Geography: People, the Earth, Environment and Technology**. Oxford, UK: John Wiley & Sons, Ltd, 2017. v. 37p. 1–10.

DIDHAM, R. K.; KAPOV, V.; EWERS, R. M. Rethinking the conceptual foundations of habitat fragmentation research. **Oikos**, v. 121, n. 2, p. 161–170, fev. 2012. DOI: 10.1111/j.1600-0706.2011.20273.x.

- FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487–515, 28 nov. 2003. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419.
- FEARNSIDE, P. M.; FIGUEIREDO, A. M. R.; BONJOUR, S. C. M. Amazonian forest loss and the long reach of China's influence. **Environment, Development and Sustainability**, v. 15, n. 2, p. 325–338, 30 abr. 2013. DOI: 10.1007/s10668-012-9412-2.
- FERREIRA, L. V.; LAURANCE, W. F. Effects of Forest Fragmentation on Mortality and Damage of Selected Trees in Central Amazonia. **Conservation Biology**, v. 11, n. 3, p. 797–801, jun. 1997. DOI: 10.1046/j.1523-1739.1997.96167.x.
- FREMIER, A. K. et al. Understanding spatiotemporal lags in ecosystem services to improve incentives. **BioScience**, v. 63, n. 6, p. 472–482, jun. 2013. DOI: 10.1525/bio.2013.63.6.9.
- GIBBS, H. K. et al. Brazil's Soy Moratorium. **Science**, v. 347, n. 6220, p. 377–378, 23 jan. 2015. DOI: 10.1126/science.aaa0181.
- GANEM, R. S.; DRUMMOND, J. A.; FRANCO, J. L. DE A. **Políticas públicas de controle do desmatamento e da fragmentação de habitats**. ENCONTRO NACIONAL DA ANPPAS. **Anais...**Brasília: 2008
- GRIMALDI, M. et al. Ecosystem services of regulation and support in Amazonian pioneer fronts: Searching for landscape drivers. **Landscape Ecology**, v. 29, n. 2, p. 311–328, fev. 2014. DOI: 10.1007/s10980-013-9981-y.
- HACKETT, S. C. **Environmental and natural resources economics: theory, policy, and the sustainable society**. 3rd. ed. Armonk, N.Y: M.E. Sharpe, 2006.
- HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. 1–9, mar. 2015. DOI: 10.1126/sciadv.1500052.
- HOLDSWORTH, A. R.; UHL, C. Fire in Amazonian selectively logged rain forest and the potential for fire reduction. **Ecological Applications**, v. 7, n. 2, p. 713–725, 1997. DOI: 10.1890/1051-0761(1997)007[0713:FIASLR]2.0.CO;2.
- KAPOS, V. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. **Journal of Tropical Ecology**, v. 5, n. 2, p. 173–185, 10 maio 1989. DOI: 10.1017/S0266467400003448.
- KARSTENSEN, J.; PETERS, G. P.; ANDREW, R. M. Attribution of CO₂ emissions from Brazilian deforestation to consumers between 1990 and 2010. **Environmental Research Letters**, v. 8, n. 2, p. 024005, 1 jun. 2013. DOI: 10.1088/1748-9326/8/2/024005.
- KENGEN, S. **A política florestal Brasileira: uma perspectiva histórica**. 1º Simpósio Ibero-americano de gestão e economia Florestal. **Anais...**Porto Seguro, Brazil: Instituto de Pesquisas e estudos Florestais, 2001
- LAURANCE, W. F. et al. An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. **Biological Reviews**, v. 93, n. 1, p. 223–247, fev. 2018. DOI: 10.1111/brv.12343.

LAURANCE, W. F.; CURRAN, T. J. Impacts of wind disturbance on fragmented tropical forests: A review and synthesis. **Austral Ecology**, v. 33, n. 4, p. 399–408, jun. 2008. DOI: 10.1111/j.1442-9993.2008.01895.x.

LAURANCE, W. F.; WILLIAMSON, G. B. Positive Feedbacks among Forest Fragmentation, Drought, and Climate Change in the Amazon. **Conservation Biology**, v. 15, n. 6, p. 1529–1535, 14 dez. 2001. DOI: 10.1046/j.1523-1739.2001.01093.x.

MARGULIS, S. **Causas do Desmatamento da Amazônia Brasileira**. Brasil: Banco Mundial, 2003.

MAXIM, L.; SPANGENBERG, J. H.; O'CONNOR, M. An analysis of risks for biodiversity under the DPSIR framework. **Ecological Economics**, v. 69, n. 1, p. 12–23, nov. 2009. DOI: 10.1016/j.ecolecon.2009.03.017.

MEDEIROS, R.; IRVING, M.; GARAY, I. A Proteção da Natureza no Brasil: evolução e conflitos de um modelo em construção. **Revista de Desenvolvimento Econômico**, v. VI, n. 9, p. 83–93, 2004.

MITCHELL, M. G. E. et al. Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 30, n. 4, p. 190–198, abr. 2015. DOI: 10.1016/j.tree.2015.01.011.

MOUTINHO, P. **A Pathway to Zero Deforestation in the Brazilian Amazon full report**. IPAM, GREENPEACE, IMAZON, IMAFLORA, ISA, WWF, 2017.

MOUTINHO, P.; GUERRA, R. 10 reasons for zero legal and illegal deforestation in the Amazon. **Amazon Highlights**, n. March, p. 2–8, mar. 2017. DOI: 10.13140/RG.2.2.19577.47204.

MOUTINHO, P.; GUERRA, R.; AZEVEDO-RAMOS, C. Achieving zero deforestation in the Brazilian Amazon: What is missing? **Elementa: Science of the Anthropocene**, v. 4, n. 000125, p. 1–11, 16 set. 2016. DOI: 10.12952/journal.elementa.000125.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 10, n. 2, p. 58–62, fev. 1995. DOI: 10.1016/S0169-5347(00)88977-6.

NEPSTAD, D. et al. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. **Science**, v. 344, n. 6188, p. 1118–1123, 6 jun. 2014. DOI: 10.1126/science.1248525.

NUMATA, I.; COCHRANE, M. A. Forest Fragmentation and Its Potential Implications in the Brazilian Amazon between 2001 and 2010. **Open Journal of Forestry**, v. 02, n. 04, p. 265–271, 2012. DOI: 10.4236/ojf.2012.24033.

PAULA, R. P.; SAIS, A. C.; OLIVEIRA, R. E. Conectividade de fragmentos de vegetação nativa e Áreas de Preservação Permanente de imóveis rurais familiares em uma microbacia hidrográfica na Amazônia Matogrossense. **Cadernos de Agroecologia**, v. 13, n. 2, p. 1–10, 2018.

PREVEDELLO, J. A.; VIEIRA, M. V. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 5, p. 1205–1223, 29 maio 2010. DOI: 10.1007/s10531-009-9750-z.

PÜTZ, S. et al. Long-term carbon loss in fragmented Neotropical forests. **Nature Communications**, v. 5, n. 1, p. 5037, 7 dez. 2014. DOI: 10.1038/ncomms6037.

RAISG. **Amazonía 2019 Áreas Protegidas y Territorios Indígenas**. , 2019. Disponível em: <https://www.amazoniasocioambiental.org/es/mapas/#descargas>.

REIS, S. M. et al. Climate and fragmentation affect forest structure at the southern border of Amazonia. **Plant Ecology & Diversity**, v. 11, n. 1, p. 13–25, 2 jan. 2018. DOI: 10.1080/17550874.2018.1455230.

RIBEIRO, K. T.; FREITAS, L. Impactos potenciais das alterações no Código Florestal sobre a vegetação de campos rupestres e campos de altitude. **Biota Neotropica**, v. 10, n. 4, p. 239–246, dez. 2010. DOI: 10.1590/S1676-06032010000400029.

RICHARDS, P. D.; WALKER, R. T.; ARIMA, E. Y. Spatially complex land change: The Indirect effect of Brazil's agricultural sector on land use in Amazonia. **Global Environmental Change**, v. 29, p. 1–9, nov. 2014. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2014.06.011.

RODRIGUES, M.; SILVA, D. C. C.; AZEVEDO JUNIOR, W. C. Redução do Desmatamento na Amazônia: o papel dos mecanismos institucionais. **Revista de Administração e Negócios da Amazônia**, v. 10, n. 1, p. 108, 28 maio 2018. DOI: 10.18361/2176-8366/rara.v10n1p108-123.

SANTOS, R. C. et al. Disordered conversion of vegetation committees connectivity between forest fragments in the Brazilian Legal Amazon. **Applied Geography**, v. 111, p. 102082, out. 2019. DOI: 10.1016/j.apgeog.2019.102082.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. **Conservation Biology**, v. 5, n. 1, p. 18–32, mar. 1991. DOI: 10.1111/j.1523-1739.1991.tb00384.x.

SICAR. **Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural**. , 2021. Disponível em: <http://www.car.gov.br/#/>. Acesso em: 4 maio. 2021

SILVA, F. DE F.; FULGINITI, L. E.; PERRIN, R. K. The cost of forest preservation in the Brazilian Amazon: The “arc of deforestation”. **Journal of Agricultural and Resource Economics**, v. 44, n. 3, p. 497–512, 2019. DOI: 10.22004/AG.ECON.292328.

SKOLE, D.; TUCKER, C. Tropical Deforestation and Habitat Fragmentation in the Amazon: Satellite Data from 1978 to 1988. **Science**, v. 260, n. 5116, p. 1905–1910, 25 jun. 1993. DOI: 10.1126/science.260.5116.1905.

SOARES-FILHO, B.; RAJÃO, R. Traditional conservation strategies still the best option. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 11, p. 608–610, 13 nov. 2018. DOI: 10.1038/s41893-018-0179-9.

- SOARES-FILHO, B. S. et al. Cenários de desmatamento para a Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 54, p. 137–152, ago. 2005. DOI: 10.1590/S0103-40142005000200008.
- SOUZA, C. M. et al. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 25 ago. 2020. DOI: 10.3390/rs12172735.
- SPAROVEK, G. et al. Who owns Brazilian lands? **Land Use Policy**, v. 87, n. March, p. 104062, 2019. DOI: 10.1016/j.landusepol.2019.104062.
- SVARSTAD, H. et al. Discursive biases of the environmental research framework DPSIR. **Land Use Policy**, v. 25, n. 1, p. 116–125, 1 jan. 2008. DOI: 10.1016/j.landusepol.2007.03.005.
- TAUBERT, F. et al. Global patterns of tropical forest fragmentation. **Nature**, v. 554, n. 7693, p. 519–522, 14 fev. 2018. DOI: 10.1038/nature25508.
- TSCHERNING, K. et al. Does research applying the DPSIR framework support decision making? **Land Use Policy**, v. 29, n. 1, p. 102–110, jan. 2012. DOI: 10.1016/j.landusepol.2011.05.009.
- VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M. Arthropod responses to the experimental isolation of Amazonian forest fragments. **Zoologia (Curitiba)**, v. 29, n. 6, p. 515–530, dez. 2012. DOI: 10.1590/S1984-46702012000600003.
- VEDOVATO, L. B. et al. The extent of 2014 forest fragmentation in the Brazilian Amazon. **Regional Environmental Change**, v. 16, n. 8, p. 2485–2490, 25 dez. 2016. DOI: 10.1007/s10113-016-1067-3.
- WALKER, R.; MORAN, E.; ANSELIN, L. Deforestation and Cattle Ranching in the Brazilian Amazon: External Capital and Household Processes. **World Development**, v. 28, n. 4, p. 683–699, abr. 2000. DOI: 10.1016/S0305-750X(99)00149-7.

CAPÍTULO III: TRAJETÓRIA DA FRAGMENTAÇÃO FLORESTAL NA AMAZÔNIA BRASILEIRA.

RESUMO

A fragmentação florestal é um problema global que afeta os serviços ecossistêmicos necessários para a sociedade. A análise da trajetória da fragmentação (sequência, permanência e localização) pode nortear o desenho de estratégias ambientais. Neste estudo, a trajetória e métricas da fragmentação da Amazônia brasileira foram analisadas para o período de 1985 – 2018, tanto para o bioma quanto para três macrorregiões: Amazônia Ocidental (AOc), Central (AC) e Oriental (AOOr). Os resultados indicaram que a fragmentação florestal está em curso, com as macrorregiões diferenciando-se no aumento do número de fragmentos (136,5% AOc, 182,2% AC e 277,9% AOOr), na diminuição da área média dos fragmentos (-27,9% AOc, -48,2% AC e -75,1% AOOr) e no *Aggregation Index* de 2018 (98,6% AOc, 97,6% AC e 92,1% AOOr). A trajetória da fragmentação caracteriza-se por poucas classes, em geral passando da classe de floresta sem efeito de borda (*Core*) para floresta conectora e, finalmente, para áreas abertas por atividades antrópicas. A permanência da classe *Core* é menor na AOOr (18 anos) e maior na AOc (32 anos). Atividades antrópicas (*Background*) permanecem por mais tempo na AOOr (7,6 anos) e menos tempo na AOc (<1 ano). As classes de fragmentação intermediárias têm maior permanência na AOOr. AC por apresentar uma situação intermediária de fragmentação, necessita de atenção imediata. Entropia, turbulência e complexidade apresentaram maiores valores na AOOr. A situação diferenciada das macrorregiões exige ações diferenciadas. Um conjunto de estratégias mitigadoras da fragmentação foi proposto para reduzir os impactos sobre a maior floresta tropical do mundo.

Palavras-chave: complexidade, entropia, fragmentação florestal, turbulência.

1 INTRODUÇÃO

A fragmentação florestal é um problema global (FAO; UNEP, 2020), especialmente em florestas tropicais que podem atingir seu ponto de inflexão nos próximos anos (TAUBERT et al., 2018). A fragmentação pode ser definida como "a divisão do habitat em fragmentos menores e mais isolados, separados por uma matriz de cobertura feita pelo homem" (HADDAD et al., 2015) ou de origem natural (EWERS; DIDHAM, 2006).

Segundo FAO e UNEP (2020), as florestas mais fragmentadas do mundo são aquelas em zonas ecológicas onde sua área florestal não excede um terço de sua área total, por exemplo, matagal tropical, estepe subtropical, floresta seca subtropical e floresta oceânica temperada. As menos fragmentadas são floresta tropical e floresta conífera boreal, onde há baixa densidade populacional e difícil acesso. As bacias amazônica e congoleza têm as florestas tropicais menos fragmentadas e contíguas, mas a pressão para a conversão do uso da terra está causando rápidas transformações (FAO; UNEP, 2020).

O Brasil, que detém 61,9% da Amazônia (RAISG, 2019) e tem a fragmentação como um processo ativo (MONTIBELLER et al., 2020). Portanto precisa implementar ações concretas para resolver esse problema. As projeções indicam um aumento do desmatamento de até 119% de 2019 até 2025 (COSTA et al., 2021), elemento que se soma à pressão sobre florestas para atender à demanda em escala global (WINOGRAD, 2021).

O Brasil já demonstrou que, ao articular ações, problemas ambientais podem ser enfrentados. Por exemplo, em 2012, o Brasil reduziu a taxa de desmatamento na Amazônia em 84% do maior valor registrado em 2004 (SILVA JUNIOR et al., 2021). Essa redução foi resultado de estratégias, como o aumento das áreas protegidas, a moratória da soja, a interrupção do crédito para pecuária e agricultura ambientalmente irregular, o monitoramento ambiental para municípios com altas taxas de desmatamento e o cadastro de propriedades rurais (MOUTINHO; GUERRA; AZEVEDO-RAMOS, 2016; MOUTINHO, 2017). No entanto, a partir de 2015, a taxa de desmatamento voltou a aumentar, ultrapassando os 10.000 km² em 2019 e 2020, situação que não ocorre desde 2008 (INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE, 2021). A persistência desta tendência exige novas ações (COSTA et al., 2021; TRANCOSO, 2021). Devido ao desmatamento, 20% da cobertura florestal já foi perdida, sem deixar benefícios na qualidade de vida da população local (CELENTANO; VERÍSSIMO, 2007; MOUTINHO; GUERRA; AZEVEDO-RAMOS, 2016).

A conservação da Amazônia é uma prioridade (VILELA et al., 2020). No entanto, historicamente, o foco concentrou-se no combate ao desmatamento, não havendo ações específicas destinadas a reduzir a fragmentação florestal na Amazônia brasileira (TREJO; AZEVEDO-RAMOS; SZLAFASZTEIN, no prelo). Portanto, é necessário traçar estratégias para lidar com esse problema. O processo de fragmentação na floresta amazônica brasileira⁷ está aumentando em área e intensidade. Entre 1978 e 1988, a taxa de fragmentação florestal foi de 38.000 km²/ha, 150% maior que a taxa de desmatamento no mesmo período (SKOLE; TUCKER, 1993). De 2001 a 2017, o número de fragmentos aumentou 68,5% e os fragmentos florestais reduziram sua área média em 46,1% (MONTIBELLER et al., 2020). A ocorrência desse processo está relacionada ao avanço da fronteira agrícola, especialmente no chamado "Arco do Desmatamento"⁸ ao sul do bioma. No entanto, o processo começa a se expandir para outras áreas da Amazônia, como a Amazônia Central (VEDOVATO et al., 2016; MONTIBELLER et al., 2020).

Os efeitos positivos e negativos da fragmentação sobre os serviços ecossistêmicos (MITCHELL et al., 2015a; ANDRIEU; VIALATTE; SIRAMI, 2015) são um debate semelhante aos efeitos da fragmentação sobre a biodiversidade (FLETCHER et al., 2018; FAHRIG et al., 2019). Segundo Mitchell et al. (2015b), a fragmentação afeta negativamente a oferta de serviços ecossistêmicos, pois espécies, ecossistemas ou processos ecossistêmicos são afetados em uma paisagem fragmentada, podendo ainda em sua borda aumentar a emissão de carbono (BRINCK et al., 2017) e o risco de ocorrência de zoonoses (FERREIRA et al., 2021). Em 2017, a borda da floresta fragmentada amazônica emitiu o equivalente a 31% do carbono devido ao desmatamento em florestas tropicais (BRINCK et al., 2017). Além disso, a fragmentação aumenta a exposição a patógenos e, portanto, há um maior risco de ocorrência de zoonoses (FERREIRA et al., 2021).

Diante do exposto, as ações para enfrentar a fragmentação devem ser acompanhadas de indicadores monitoráveis para acompanhar o processo. Como Taubert et al. (2018) apontam, os indicadores são necessários para estabelecer políticas e regulamentos eficazes com o objetivo de evitar os efeitos negativos da fragmentação. Dentro destes indicadores, a configuração espacial da fragmentação desempenha um papel importante (SAURA, 2021).

⁷ Floresta no Bioma Amazônia, Bacia Amazônica e Amazônia Legal brasileira.

⁸ Área no Sul do Bioma desde o Estado de Maranhão até o Acre com alta pressão de atividades agropecuárias e altas taxas de desmatamento.

Enquanto a maioria dos estudos de fragmentação na Amazônia brasileira visa entender como o bioma responde ecologicamente por meio da variação em riqueza e abundância de espécies (TEIXIDO et al., 2020), outros estudos se concentram na caracterização espacial da fragmentação, usando diferentes escalas geopolíticas e ambientais. Alguns desses estudos têm utilizado critérios ecológicos, como o bioma (VEDOVATO et al., 2016); hidrográficos, como a bacia (SKOLE; TUCKER, 1993); administrativos, como a Amazônia Legal (NUMATA; COCHRANE, 2012; MONTIBELLER et al., 2020); municípios e estados (NUMATA et al., 2009; SUN; SOUTHWORTH, 2013; JESUS et al., 2019); áreas protegidas (CABRAL et al., 2018; PINHEIRO, 2019); ou áreas sob outros critérios específicos (BATISTELLA; ROBESON; MORAN, 2003; MICHALSKI; PERES; LAKE, 2008; BARBOSA et al., 2018; COUTINHO, 2019; LISBOA; ALMEIDA; LAMEIRA, 2019). Embora os estudos revelem diferentes aspectos da fragmentação, a maioria deles não pode ser comparada ou combinada em análises temporais ou espaciais de fragmentação devido ao uso de diferentes metodologias, indicadores ou períodos. O mesmo acontece em estudos sobre os efeitos da fragmentação da biodiversidade em outras partes do mundo (FAHRIG, 2003).

Embora existam análises que permitam a identificação de padrões em um habitat fragmentado (exemplo, *Morphological Spatial Pattern Analysis* - MSPA; SOILLE; VOGT, 2008) e já aplicado à fragmentação na Amazônia (VEDOVATO et al., 2016), um elemento ainda não estudado na Amazônia brasileira é como a fragmentação ocorre a partir de uma perspectiva de trajetória: a sequência, a permanência e a localização das mudanças que ocorrem em uma paisagem fragmentada. A análise de trajetória é tradicionalmente utilizada em pesquisas sociais (ELZINGA, 2006a), porém cada vez mais comum na análise de paisagem.

A análise de trajetória em estudos sobre a dinâmica de paisagem já foi aplicada ao território brasileiro em estudos sobre a floresta secundária (SILVA JUNIOR et al., 2020) e mudanças no uso da terra (MAS; VASCONCELOS; FRANCA-ROCHA, 2019). Na Amazônia, esse tipo de análise tem sido usada para estudar o desmatamento (CARRERO et al., 2020), a dinâmica da vegetação secundária (NUNES et al., 2020) e a regeneração florestal (MÜLLER-HANSEN et al., 2017).

Quanto à fragmentação, no Chile, Hernández et al. (2016) estudaram a fragmentação do ecossistema semiárido do Mediterrâneo utilizando a análise da trajetória das mudanças no uso da terra. Entre 1975 – 2011, esse ecossistema mostrou aumento do número de fragmentos, redução dos tamanhos médios e diminuição do índice de proximidade na paisagem. Para a

classe florestal nativa, o aumento dos fragmentos foi em grande parte produto da regeneração vegetal em áreas com outros usos e não da sub fragmentação de fragmentos antigos. Essa dinâmica é decorrente da variabilidade climática e de diferentes políticas públicas.

Na Amazônia brasileira, elementos como a posse de terras (SPAROVEK et al., 2019; STABILE et al., 2020), processos de ocupação antrópico sem considerar variáveis ambientais e sociais (NUNES, 2018) e processos produtivos em larga escala, como a soja (RICHARDS; WALKER; ARIMA, 2014) são resultados de políticas públicas de ocupação para o desenvolvimento econômico e integração com o resto do país (REDON; FERREIRA; LIMA, 2020), com consequências para os recursos naturais e, especificamente, as florestas.

Nessa região, a dinâmica espacial diferenciada pode ser agrupada em três macrorregiões, segundo Becker (2005): Amazônia Ocidental (Aoc), Amazônia Central (AC) e Arco do Povoamento Consolidado⁹ (renomeado para Amazônia Oriental – Aor – por Trindade Júnior, 2013). A AOc tem altos níveis de conservação florestal e baixa ocupação antrópica; a AC permanece sob alta pressão sobre os recursos naturais, embora com presença de várias unidades de conservação; e a AOr possui grande concentração humana e maior desmatamento. Esta área também inclui uma área conhecida como "arco do desmatamento" (TRINDADE JÚNIOR, 2013).

Nesse sentido, este estudo tem como objetivo identificar características únicas do processo de fragmentação florestal para cada macrorregião do bioma amazônico brasileiro por meio da análise de trajetória para o período de 1985 a 2018 e, a partir de sua compreensão, propor estratégias de enfrentamento à fragmentação. As principais perguntas que direcionaram o estudo foram: “A análise de trajetória pode lançar um novo entendimento sobre o processo de fragmentação da Amazônia brasileira?” e “Os diferentes padrões de desenvolvimento entre as macrorregiões de Becker (2005) resultam em diferentes dinâmicas da paisagem?”

Dadas as características das macrorregiões e estudos de fragmentação já realizados (VEDOVATO et al., 2016; MONTIBELLER et al., 2020), infere-se que a AOr deveria ser a mais fragmentada, a AOc menos fragmentada, e a AC teria uma situação intermediária. Nossa premissa é que a análise de trajetória revela a dinâmica da fragmentação florestal e a influência

⁹ Área renomeada por Becker (2005) para o arco do desmatamento, justificada pela consolidação de áreas urbanas, redes de transporte e processos produtivos.

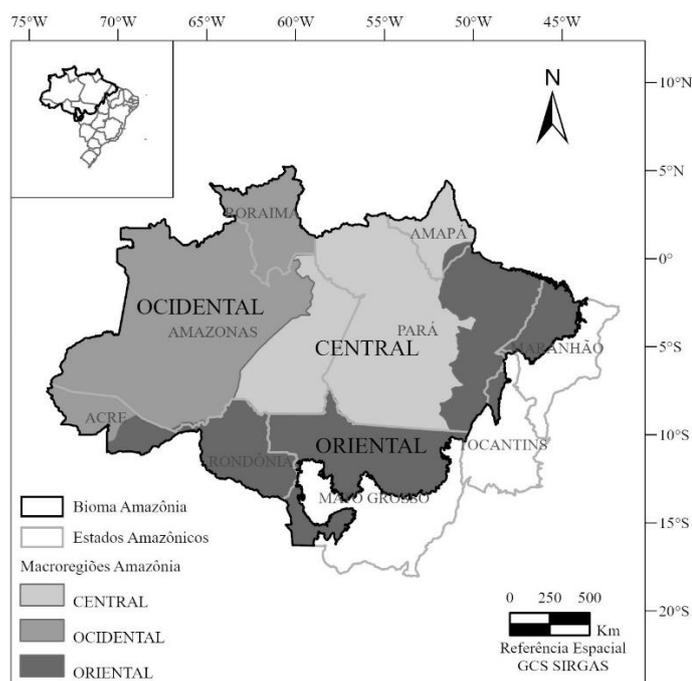
das mudanças no uso da terra dentro de cada macrorregião ao longo do tempo, permitindo avaliar o impacto dos modelos de desenvolvimento escolhidos sobre a floresta.

2 METODOLOGIA

2.1 Área de estudo

A análise foi realizada na escala do Bioma da Amazônia Brasileira, dividida em três macrorregiões, previamente definidas por Becker (2005) e Trindade Júnior (2013): AOc, AC e AOr (Figura 1). A AOc (1.509.937,7 km²) compreende os estados do Amazonas, Roraima e Acre. Região de alta atividade agrícola, especificamente soja ao sul do Amazonas e pecuária no Acre. O Amazonas se caracteriza por ser um estado pouco ocupado devido à falta de rotas terrestres, com concentração humana em sua capital, Manaus. Por sua vez, a AC (1.363.194,6 km²) corresponde ao estado do Amapá, norte e oeste do Estado do Pará até a rodovia Porto Velho-Venezuela no Estado do Amazonas. Finalmente, a AOr (1.341.971,6 km²) que coincide com o Arco do Desmatamento (região de pressão de atividades econômicas), está localizado a leste e sul da Amazônia e se estende por partes dos Estados do Amapá, Maranhão, Tocantins, Pará, Mato Grosso, Rondônia e Acre, onde concentram-se as cidades com maior densidade populacional e atividades econômicas (agrícolas e industriais).

Figura 1 – Macrorregiões da Amazônia brasileira.



Fonte: o autor com informações de Becker (2005).

A estimativa da população por município para 2020 (IBGE, 2020), estabelece que no total a área de estudo¹⁰ tem 23.352.998 habitantes. Destes, 70,5% estão localizados na AOr, 18,4% na AOc e 11,1% na AC. Dos primeiros 100 municípios com mais população, 72 pertencem à AOr, 10 à AOc e 18 à AC.

Do ponto de vista social, as macrorregiões também diferem. O Índice de Progresso Social – IPS (STERN; WARESM AMY; EPNER, 2018), cuja faixa de valores é de 0 a 100, é medido em nível municipal na Amazônia brasileira pelo IMAZON (SANTOS et al., 2019). Para 2018, a região apresentou um valor médio de 56,2, considerado intermédio (rango de 49,4 a 66,4). Dentro desse gradiente, as três macrorregiões apresentam a maioria de seus municípios na faixa intermediária (53,7 – 57,9), sendo 48,5% para a AC, 42,5% para a AOr e 40,9% para a AOc.

O PIB per capita em 2018 por município mostra a distribuição de renda (IBGE, 2018). O PIB médio (ponderado por área do município e agrupado pela macrorregião) é de R\$ 12.035,44 para a AOc. Esse valor representa 69,6% do PIB da AC (R\$ 17.297,64) e 47,7% para a AOr (R\$ 25.212,14). Assim, a AOr tem um PIB maior, devido às atividades econômicas que ocorrem nessa macrorregião.

Das atividades agrícolas predominantes (IBGE, 2018) na Amazônia brasileira, as culturas temporárias (33,3%) e produção florestal (22,7%) são as principais atividades dos municípios da AOc, onde também há atividades de pecuária, pesca, produção de cereais, soja, laranja, café e outras culturas permanentes. Na AC, as principais atividades são as culturas temporárias (43,9%) e pecuária (22,7%) e outras atividades como pesca, produção florestal e outras culturas permanentes. Por fim, na AOr, a principal atividade predominante é a criação de gado (53,0%), destacando-se de outras atividades permanentes e temporárias (pesca, culturas agrícolas, produção florestal e avicultura).

Quanto ao estado de conservação da floresta das macrorregiões, dois elementos relevantes a serem considerados são a taxa de desmatamento e a presença de áreas protegidas (Unidades de Conservação e Terras Indígenas). Para o valor total de desmatamento acumulado pelos municípios no período de 2008 a 2020 por macrorregiões obtido de Terra Brasilis (INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE, 2021) indicou, em ordem crescente de desmatamento, a AOc (9.959,49 km²), a AC (30.979,38 km²) e, por fim, a AOr

¹⁰ Foram selecionados municípios com ou mais de 25% de sua área dentro do Bioma e o agrupamento por macrorregião foi determinado com o centroide de cada município.

(50.728,16 km²). Dos 100 municípios com maior desmatamento acumulado, 12 pertencem à AOc, 27 à AC e 61 à AOr. Nas cinco primeiras posições estão os municípios de Altamira e São Félix do Xingu (ambos no Estado do Pará) localizados ao sul da AC com 4.739,33 km² e 4.414,20 km² de área desmatada, respectivamente. Seguida por Porto Velho (Rondônia) na AOr com 3.664,15 km², Lábrea (Amazonas) com 2.463,71 km² na AOc e Novo Repartimento (Pará) com 2.404,13 km² na AOr.

Em relação às áreas protegidas (AP), tanto em tipo (Unidades de Conservação e Terra Indígena) e nível (Estadual ou Federal), a AOc tem 37,3% do total da área sob proteção, a AC tem 43,6% e AOr tem o menor percentual de área total com 19,1% (RAISG, 2019). O arranjo espacial dessas figuras de proteção também representa um elemento importante em termos de políticas de conservação. Para a AOr, as AP estão em blocos isolados, mas para as AC e AOc, o arranjo espacial concentra mosaicos de AP, como o Corredor Central da Amazônia (LIMA, 2008; MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2015).

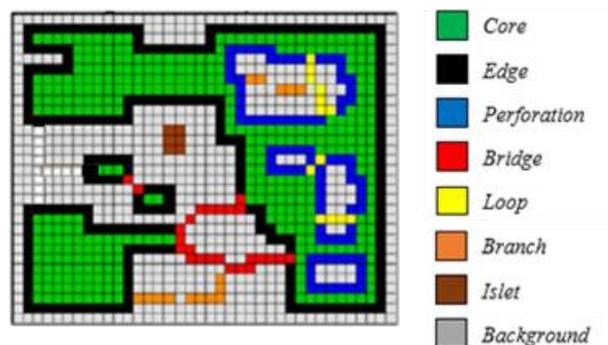
As macrorregiões, conforme proposto por Becker (2005), diferenciam-se como resultado histórico da implementação de políticas e do uso da terra ao longo do tempo, que refletiram em mudanças sociais, econômicas e ambientais (REDON; FERREIRA; LIMA, 2020).

2.2 Método

Para realizar a análise de trajetória da fragmentação no bioma Amazônia Brasileira, a *Morphological Spatial Pattern Analysis* (MSPA) foi realizada anualmente de 1985 a 2018, utilizando o software *GUIDOS toolbox* (VOGT; RIITTERS, 2017). Esta análise permite identificar a distribuição de classes florestais e não florestais para um habitat fragmentado. Posteriormente, foi realizada uma análise de trajetória das classes no *RStudio* (RSTUDIO TEAM, 2020). Embora existam diferentes metodologias para estudar as trajetórias de mudanças de uso da terra na Amazônia (REIS et al., 2020), aqui adaptamos a metodologia utilizada por Mas, Nogueira de Vasconcelos e Franca-Rocha (2019), a partir da análise de trajetórias sociais, utilizando o pacote *TraMineR* em R (GABADINHO et al., 2011). As métricas do número de fragmentos, a área média e do índice de agregação (*Aggregation Index*) foram obtidos com *Fragstats* (MCGARIGAL; CUSHMAN; ENE, 2015).

A classificação do MSPA (Figura 2) permite associar funções ecológicas às diferentes classes de acordo com sua configuração espacial. *Core* é a única categoria de cobertura florestal que não está em contato com a cobertura de origem antrópica, portanto, não sofre efeito de borda¹¹, podendo ser floresta intacta ou floresta secundária, que pela estrutura da paisagem foi separada das atividades antrópicas e neste caso será uma floresta em processo de recuperação, mas sem os efeitos da borda do fragmento. As demais classes de floresta são afetadas pelo efeito de borda se tornando classes degradadas, mas ainda cumprindo importantes funções ecológicas. *Edge* e *Perforation* são a parte da floresta entre *Core* e atividades antrópicas (*Background*), servindo como uma área de transição entre essas duas categorias. *Bridge* e *Loop* são faixas de habitat que conectam núcleos e podem estar relacionados à condição de corredores ecológicos para espécies, matéria e energia. *Branch* pode ser considerada como uma extensão da floresta que permanece cercada quase inteiramente por atividades antrópicas e que pode ter função de conectar espécies que estão em áreas antropizadas com a floresta, porém com o risco de incorporar espécies nativas na floresta. Por último, *Islet* são fragmentos florestais com área insuficiente para manter *Core*, mas que do ponto de vista ecológico representam uma grande potencialidade em termos de estratégias de recuperação, bem como poderiam cumprir uma função de corredor ecológico do ponto de vista da conectividade funcional, conhecida como “stepping stones”.

Figura 2 – Classes de *Morphological Spatial Pattern Analysis* (MSPA).



Core (núcleo ou floresta sem efeito de borda) é a área de floresta que não tem contato com cobertura antrópica (*Background*); *Edge* (borda) é uma área com largura determinada que está entre *Core* y *Background* (fundo, matriz ou atividades antrópicas); *Islet* (ilhota) são fragmentos de florestas de pequenas áreas sem um núcleo; *Bridge* (ponte) é uma área de floresta que conecta dois ou mais núcleos distintos; *Loop* é uma área de floresta conectada duas ou mais vezes ao mesmo núcleo; *Perforation* (perfuração) é a borda que é gerada em um buraco em um núcleo; e *Branch* (galho) é a área de floresta que se projeta de qualquer categoria de floresta, exceto ilhota, sem se conectar a outro núcleo. **Fonte:** Soille e Vogt (2008).

¹¹ Alterações físicas e bióticas nas margens dos fragmentos como consequência das mudanças abruptas e artificiais no tipo de habitat e que influenciam a dinâmica e a composição da biodiversidade (LAURANCE et al., 2018)

Os dados raster de entrada para o MSPA foram obtidos do MapBiomias (SOUZA et al., 2020), o mais extenso e atualizado projeto de classificação de cobertura e uso do solo no Brasil. Foi utilizada a Coleção 4.0 (acurácia de 89% para o nível 2), disponível no momento do início desta pesquisa, abrangendo o período de 1985 a 2018 (34 imagens, uma imagem por ano). Os dados foram obtidos através do *Google Earth Engine* (GORELICK et al., 2017) com o *toolkit* de download disponível no site do projeto (<http://MapBiomias.org/>). Posteriormente, as imagens foram reclassificadas e o tamanho do pixel foi modificado. A cobertura antrópica (agricultura, infraestrutura, plantações florestais, etc.) foi reclassificada com o valor "1", a cobertura natural da floresta com o valor "2" e para o restante das coberturas naturais (água, vegetação não florestal, etc.) foi atribuído o valor "0" para evitar sua influência na análise. Adicionalmente, devido às limitações de software, o tamanho do pixel foi modificado de 30 m para 120 m.

Uma vez que as imagens foram pré-processadas, os parâmetros de análise do MSPA foram configurados no software *GUIDOS toolbox* (VOGT; RIITTERS, 2017). Para *Foreground Connectivity* (conectividade de fundo) a conectividade foi selecionada para 8 pixels; para o *Edge Width* (largura da borda) quatro pixels foram selecionados (480 m) devido aos impactos do efeito de borda que chegam até 400 m dentro de fragmentos na Amazônia brasileira (LAURANCE et al., 2018); o parâmetro *Transition* (transición) foi ativado, isso significa que os elementos de conexão se conectam com *Core*; por último, *Intext* também foi ativado para diferenciar as classes no interior de *Core* (para saber mais sobre os parâmetros de análise ver VOGT et al., 2007). Uma vez obtida a análise para cada uma das 34 imagens, foram feitas estatísticas descritivas para as classes e a análise de trajetória.

Para a construção das trajetórias das classes geradas no MSPA, foi realizada uma amostragem sistemática com centroides de uma malha regular (60 x 60 km), gerando 1168 amostras por ano. Posteriormente, foram estimadas proporções populacionais e erros padrão para o desenho amostral aleatório (COCHRAN, 1977) (ver Apêndice A e Apêndice B). Isso pode ser considerado uma abordagem conservadora, já que os erros padrão estimados, provavelmente, serão maiores do que o parâmetro real (DUVEILLER et al., 2008).

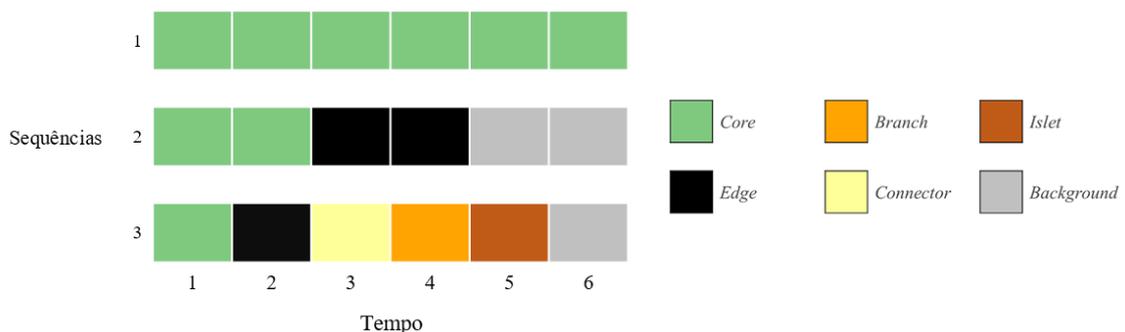
Das 1168 amostras, as que continham valores de classificação "0" (áreas naturais não florestais, corpos d'água, etc.) foram eliminadas, reduzindo para 1020 amostras. Para simplificar a análise, as classes *Brigde* e *Loop* foram agrupadas em uma única classe chamada *Connector* (corredor), pois ecologicamente eles cumprem funções semelhantes (conectar duas

ou mais vezes a classe *Core*), assim como as classes *Edge* e *Perforation* foram agrupados em *Edge*.

Finalmente, o pacote *TraMineR* (GABADINHO et al., 2011) foi executado em *RStudio* (RSTUDIO TEAM, 2020) para analisar e visualizar as sequências, permanência (unidade de tempo em que uma classe permanece em média) e localização (entropia, turbulência e complexidade) das classes para a área de estudo. Gráficos foram gerados no *TraMineR* e com o pacote *Circlize* (GU et al., 2014).

O agrupamento de sequências (conjunto de estados de um indivíduo que muda ao longo do tempo, Figura 3) de acordo com sua distância *Optimal Matching* foi realizado com o método de agrupamento Ward (GABADINHO et al., 2011). *Optimal Matching* é um método que estabelece a diferença entre sequências e é definido como o custo de transformar uma sequência em outra usando inserções, exclusões e substituições de estados (MAS; VASCONCELOS; FRANCA-ROCHA, 2019). O custo da inserção – remoção é conhecido como *indel cost* e é definido como uma constante e valores de substituição podem ser constantes ou atribuídos de acordo com a relevância dos estados. Portanto, cada distância sequencial é a soma desses dois elementos, uma soma ponderada dos deslocamentos de tempo representados por *indel*, e uma soma ponderada das discrepâncias, representadas pelas substituições que permanecem após os deslocamentos de tempo (MAS; VASCONCELOS; FRANCA-ROCHA, 2019). Nesta análise, todas as classes foram consideradas com a mesma relevância, de modo que o valor de substituição permaneceu constante.

Figura 3 – Exemplo de sequências com as classes de *Morphological Spatial Pattern Analysis*.



Na sequência 1 a classe *Core* é mantida em todos os estados durante todo o tempo, ou seja, uma permanência de 6 unidades de tempo, para a sequência 2 três estados são apresentados *Core*, *Edge* e *Background* com uma permanência de duas unidades de tempo cada e para a sequência 3 uma classe diferente é apresentada em cada unidade de tempo. **Fonte:** o autor.

Os resultados com *Optimal Matching* não fornecem um indicador que possa ser usado para identificar variações em trajetórias espaciais ou temporalmente porque só analisa sequências. Para isso é possível usar a entropia, turbulência e complexidade obtidas com *TraMineR*. A entropia se estabelece como a diversidade dos estados observados onde zero significa que não há diversidade e seu valor aumenta de acordo com o aumento da variação dos estados, por tanto o tipo de classe não influencia e sim o número de mudanças de classe, deste indicador é derivada a entropia transversal, que representa a variedade de classes de fragmentação por ano. (GABADINHO et al., 2011). A turbulência estabelece a variação dos estados, incluindo a permanência (duração) de cada estado, o aumento da transição e os diferentes estados (ELZINGA, 2006b): quanto maior o valor, maior a turbulência. Para a complexidade, a faixa de valor varia de 0 a 1, sendo 0 uma sequência, inalterada, ou seja, um único estado, e 1 quando todos os valores de estado possíveis com a mesma duração para cada estado são encontrados em uma sequência (GABADINHO et al., 2010; 2011).

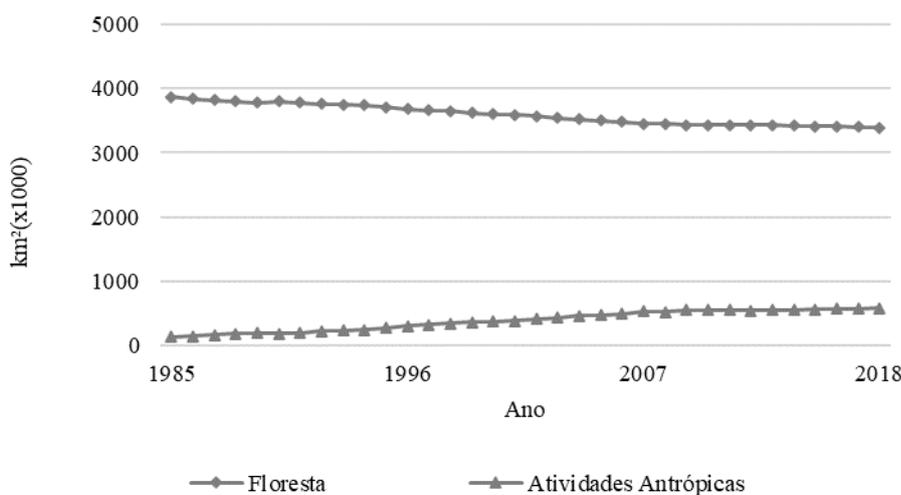
As métricas de quantidade e área média dos fragmentos e o *Aggregation Index* para as macrorregiões foram obtidos no software *Fragstats* (MCGARIGAL; CUSHMAN; ENE, 2015). A fragmentação é a divisão do habitat em fragmentos menores e mais isolados, portanto, o número de fragmentos e a área média dos fragmentos são indicadores-chave utilizados no estudo da fragmentação, pois ao estabelecer o número e a área média dos fragmentos para uma determinada área de estudo e compará-los em séries históricas ou com outras áreas, o nível de fragmentação pode ser estabelecido. Para definir o nível de isolamento, o *Aggregation Index* foi calculado (HE; DEZONIA; MLADENOFF, 2000). Este índice foi escolhido porque permite definir o nível de agrupamento de uma classe em um determinado cenário, usando como entrada uma imagem raster, seu valor está relacionado ao agrupamento dos pixels e será máximo (1) quando os pixels compartilham o maior número de bordas possíveis, ou seja, um maior agrupamento e mínimo (0) quando todos os pixels não são agrupados (HE; DEZONIA; MLADENOFF, 2000). Entre os diferentes índices que permitem avaliar a aglomeração e coesão de pixels, este índice se mostra de fácil interpretação temporal e entre distintas áreas de estudo. O *Fragstats* calcula *Aggregation Index* em porcentagem (0 – 100%).

3 RESULTADOS

3.1 Bioma Amazônia

Em 1985, 91,7% da cobertura do bioma Amazônico no Brasil foi dominada pela floresta (com a presença de todas as demais classes) e as atividades antrópicas (*Background*) ocuparam apenas 3,3%. Os 5,0% restantes foram de outras categorias não consideradas para este estudo (corpos d'água, áreas naturais não florestais, afloramento rochosos, entre outras). Para o ano de 2018, 34 anos depois, a área ocupada por atividades antrópicas aumentou para 14,0% e a área de cobertura florestal caiu para 80,4%. O aumento da área ocupada pelas atividades antrópicas foi de 4,5% anual (Gráfico 1). No entanto, desde 2009, essa tendência de aumento da área antrópica tem se mantido em torno de 1% ao ano.

Gráfico 1 – Variação na cobertura florestal e atividades antrópicas 1985 – 2018 do bioma Amazônia.

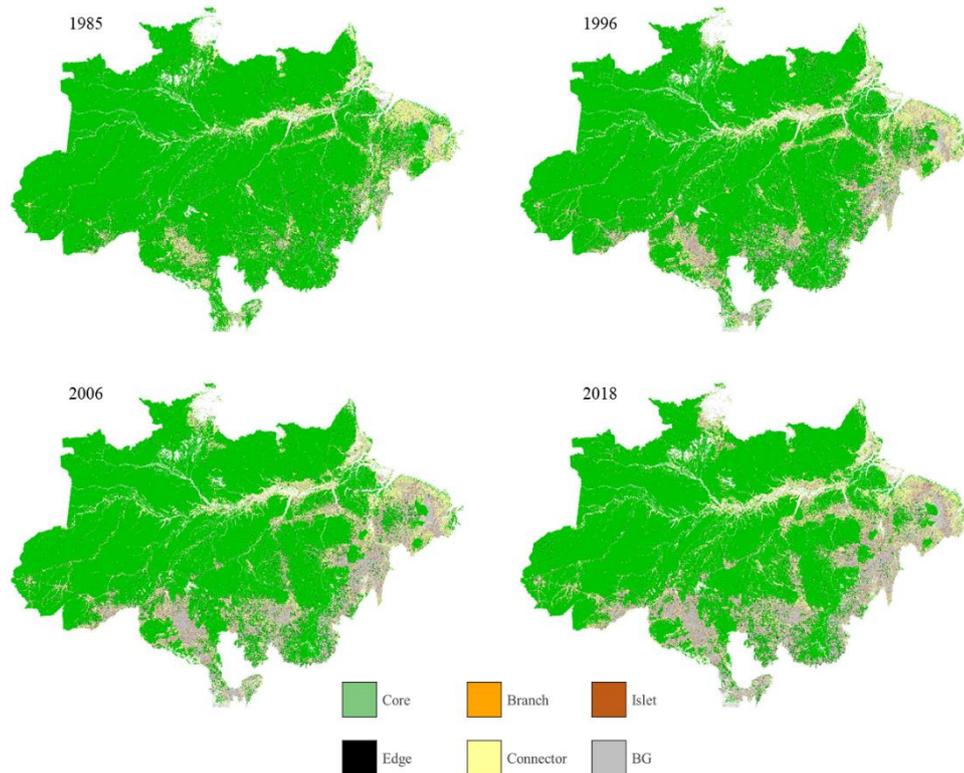


Fonte: o autor.

Em geral, a área conhecida como "Arco do Desmatamento" (AOr), ao sul do bioma, é a mais afetada (Figura 4). *Core*, embora dominante durante todo o período estudado, teve uma redução de 15,3%. Áreas dominadas por classes florestais que mantiveram contato com atividades antrópicas foram progressivamente ocupadas por atividades antrópicas (veja mais detalhes na próxima seção). Destes, *Connector* foi dominante durante todo o período. Com o processo de fragmentação, no geral, essas classes aumentaram, enquanto *Core* diminuiu (Tabela 1). A diminuição de *Core* não se reflete totalmente no aumento das outras classes, o que pode significar que o avanço das atividades antrópicas (*Background*) poderia afetar

diretamente o *Core*. Esse padrão parece indicar que o desmatamento ocorre predominantemente em manchas, mesmo em regiões onde foi mais intenso, mantendo fragmentos ainda conectados.

Figura 4 – *Morphological Spatial Pattern Analysis* na Amazônia brasileira em quatro (1985, 1996, 2006, 2018) dos 34 anos avaliados (1985-2018).



Fonte: o autor.

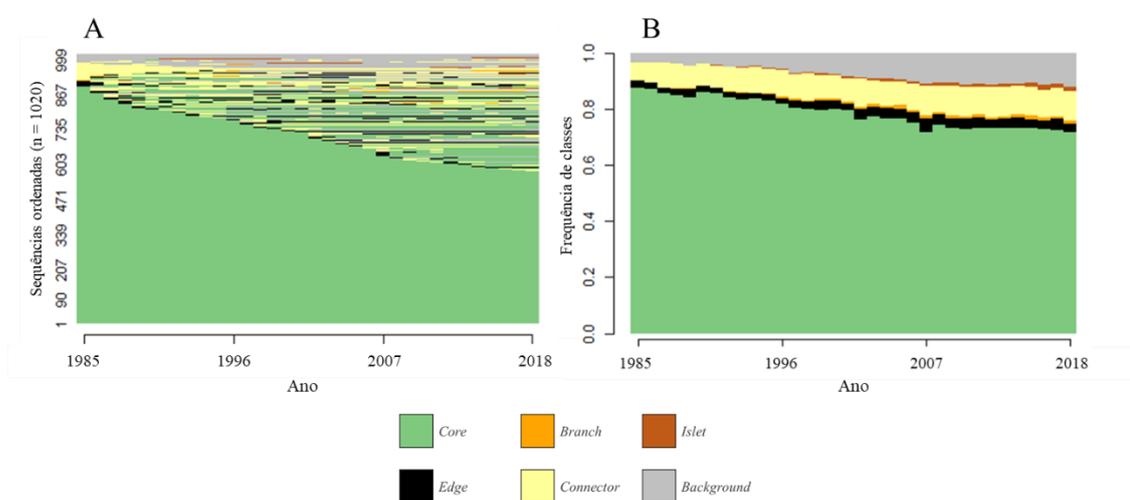
Tabela 1 – Distribuição das classes *Morphological Spatial Pattern Analysis* em percentuais.

Classe	Ano	
	1985	2018
<i>Core</i>	82,0%	66,7%
<i>Connector</i>	7,4%	9,2%
<i>Edge</i>	2,0%	2,7%
<i>Branch</i>	0,2%	0,8%
<i>Islet</i>	0,1%	1,1%
<i>BG</i>	3,3%	14,0%
Outras coberturas	5,0%	5,4%
Área total do bioma	4.215.676,54 km ²	

Fonte: o autor.

Com a análise da trajetória, as sequências foram obtidas observando-se as mudanças nas diferentes classes (Figura 5A). Ao obter as frequências das classes para os diferentes anos (Figura 5B) é possível observar, de forma geral, a diminuição do *Core*, que permanece espacialmente como a classe dominante. Também é perceptível o surgimento e aumento das classes *Islet* e *Branch* nos 90, indicando a intensificação das mudanças de padrão neste período. Por sua vez, a classe *Connector* mantém uma presença relevante com um aumento em sua frequência, assim como o *Edge*.

Figura 5 – Visualização das sequências de classes de fragmentação florestal: (A) todas as sequências ordenadas e (B) frequências de classes agrupadas por ano.



Fonte: o autor.

Core apresenta uma alta permanência e frequência em comparação com o resto das classes. Considerando a permanência máxima de 34 anos de uma classe em uma trajetória no período estudado, *Core* apresentou uma duração de 26,7 anos, permanecendo como a classe com maior permanência (Tabela 2). Por outro lado, a classe *Background*, ainda mantém uma baixa permanência (2,7 anos), o que pode significar que, em alguns casos, sua permanência é interrompida em algumas trajetórias mudando para outras classes. Para classes consideradas estados intermediários ou posteriores, a que tem maior permanência é o *Connector* (3,1 anos). Isso significa que, em média, os fragmentos do *Core* estão conectados por três anos a partir do surgimento desta classe, com potencial relevância para medidas de conservação e/ou restauração. A mesma interpretação pode ser feita para as demais classes. Os altos valores de variância e desvio padrão obtidos, no entanto, sugerem dinâmicas variadas e cuidados na interpretação.

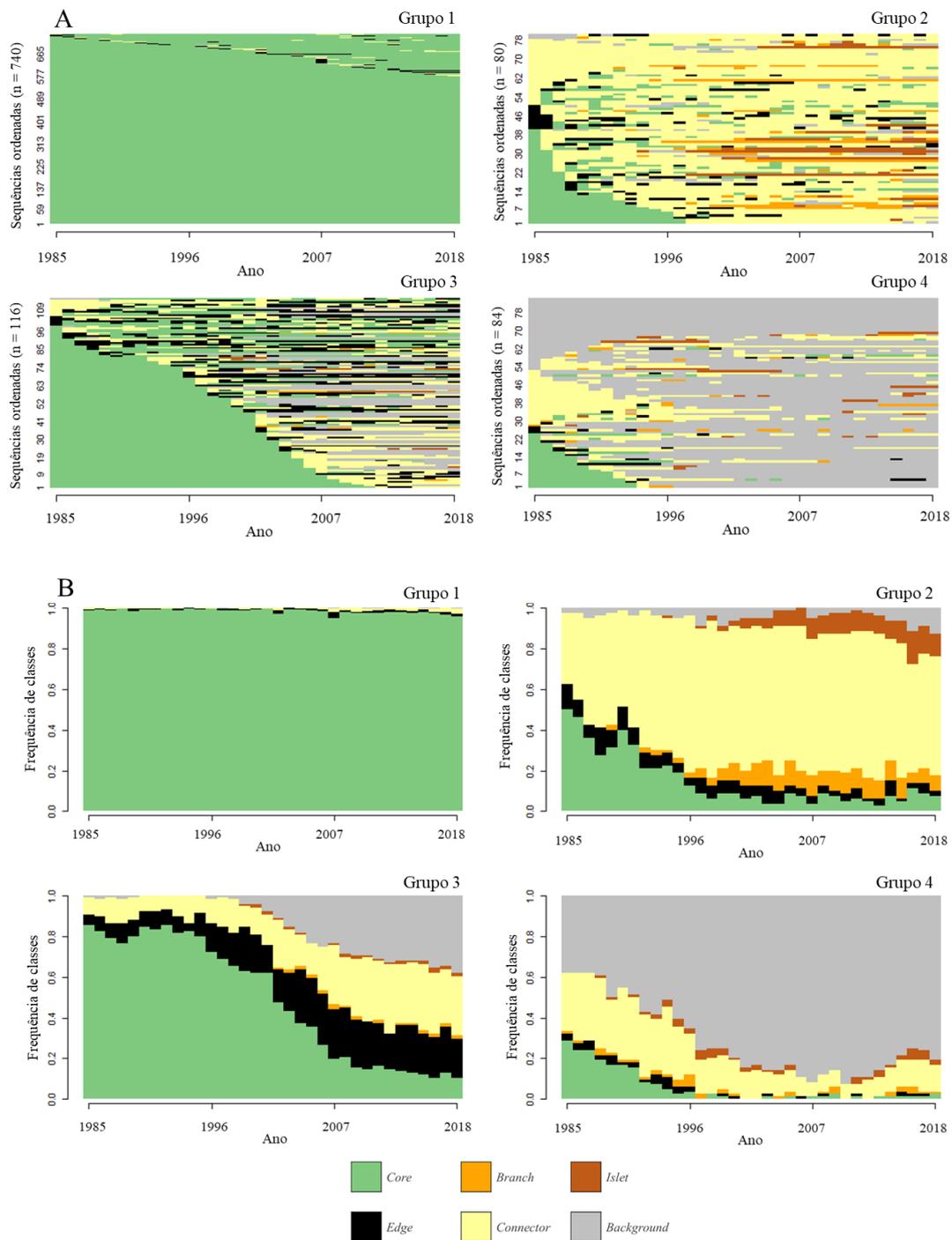
Tabela 2 – Permanência em anos das classes *Morphological Spatial Pattern Analysis*.

Classe	Média	Variância	Desvio Padrão
<i>Core</i>	26,7	140,5	11,9
<i>Edge</i>	1,0	9,4	3,1
<i>Branch</i>	0,2	2,3	1,5
<i>Connector</i>	3,1	45,9	6,8
<i>Islet</i>	0,2	2,3	1,5
<i>Background</i>	2,7	54,3	7,4

Fonte: o autor.

Uma vez agrupadas as sequências e frequências das classes pelo método *Ward* de acordo com as distâncias obtidas pelo método *Optimal Matching*, quatro grupos foram gerados, com base em comportamentos semelhantes (Figura 6). No primeiro grupo, predominam as sequências com alta frequência do *Core* ao longo do período estudado. Para o segundo grupo, *Connector* permanece dominante com *Core* reduzido e surgimento de *Islet* e *Branch*. No terceiro é possível distinguir uma transição entre as classes: no início *Core*, *Edge* e *Connector* predominam; em seguida, os dois últimos estão aumentando e diminuindo o *Core*, enquanto o *Background* aparece e aumenta sua presença. Por fim, para o quarto grupo, a predominância é dada por *Background* ao longo do período com baixa presença da classe *Connector*. Assim, existem padrões diferentes nas trajetórias das classes MSPA. Diferentes estímulos podem resultar em respostas espaciais e temporalmente diferentes.

Figura 6 – Sequências (A) e frequências (B) para agrupamentos pelo método *Ward* gerados pela *Optimal Matching*.



Fonte: o autor.

No caso das transições (mudanças de estados dentro das sequências durante o período de estudo, com variação entre 0 e 1, sendo 1 a totalidade das transições) (Tabela 3), para o *Core*, a transição de classe ocorre para *Connector* (0,11) e *Edge* (0,22). Para *Edge* as alterações

ocorreram em partes iguais para *Core* (0,22) e *Connector* (0,22). Por sua vez, *Branch* muda, principalmente, para *Connector* (0,21) e *Background* (0,12). *Connector*, juntamente com o *Background*, muda para todas as classes, com maior taxa para *Core*, *Edge* e *Background*. *Islet* fez transições principalmente para *Background* e *Connector*. Finalmente, *Background* muda para todas as classes, mas com taxas muito baixas ($< 0,1$). Quanto às classes-alvo, *Connector* se tornaria a única classe que recebe transições de todas as classes. Também se apresenta uma permanência nas classes. Em alguns casos, essa taxa é próxima de 0,50 como no caso de *Edge* e *Branch*, ou valores superiores a 0,90, como no caso do *Core* e *Background*, indicando a estabilidade dessas classes ao longo do tempo.

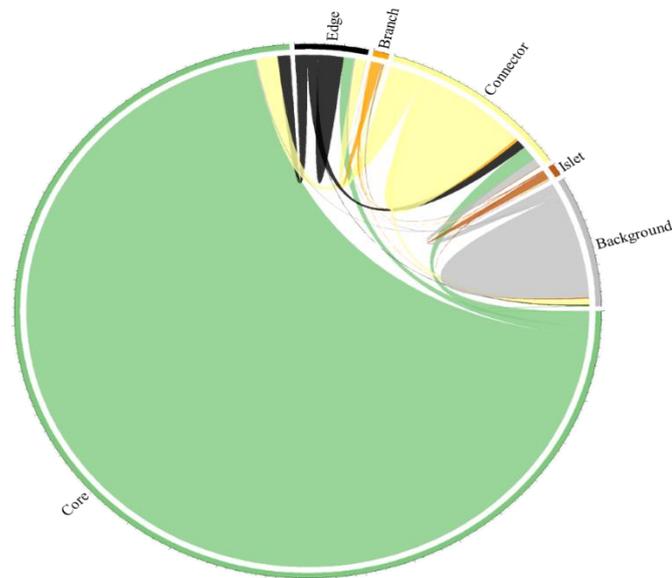
Tabela 3 – Taxa de transição entre classes de *Morphological Spatial Pattern Analysis*.

	<i>Core</i>	<i>Edge</i>	<i>Branch</i>	<i>Connector</i>	<i>Islet</i>	<i>BG</i>
<i>Core</i>	0,97	0,01	0,00	0,02	0,00	0,00
<i>Edge</i>	0,22	0,53	0,01	0,22	0,00	0,02
<i>Branch</i>	0,00	0,00	0,59	0,21	0,08	0,12
<i>Connector</i>	0,11	0,07	0,02	0,73	0,01	0,06
<i>Islet</i>	0,00	0,00	0,04	0,08	0,77	0,11
<i>BG</i>	0,01	0,01	0,01	0,05	0,01	0,92

A primeira coluna identifica a classe de origem da transição, o resto das colunas são as classes-alvo para onde ocorreu a transição. A soma de uma linha é "1" representando o total das transições da classe de origem. Uma vez que as classes têm frequências diferentes, essa taxa de transição não reflete a quantidade de mudanças que ocorreram, pois, sendo levadas para a faixa de 0 a 1, a transição reflete a transição de uma classe para outra. O valor encontrado quando uma classe de origem encontra a mesma classe-alvo representa a taxa em que a classe não mudou. **Fonte:** o autor.

Visualizar transições totais em um diagrama de corda ajuda a entender melhor as variações nos padrões de transições (Figura 7). *Core* é a classe mais comum, seguida por *Connector* e *Background*. A partir da classe *Core*, assumida como a classe original, houve transições importantes para *Edge* e *Connector*. Este último recebe uma parte importante das transições e, a partir desta classe, ocorrem as principais transições para *Background*. Também foi identificado que *Core* recebe algumas das mudanças que vêm principalmente do *Connector* e *Edge*. Da mesma forma, identifica-se um "retorno" das atividades antrópicas às classes com floresta, principalmente para *Connector*. Portanto, de forma geral, é possível dizer que parte das florestas contínuas, quando fragmentadas, mantém corredores florestados, que tendem, ao final, tornar-se áreas sem cobertura florestal. O resto das classes seriam etapas intermediárias entre essas mudanças ou uma consequência delas (ex., *Islet*).

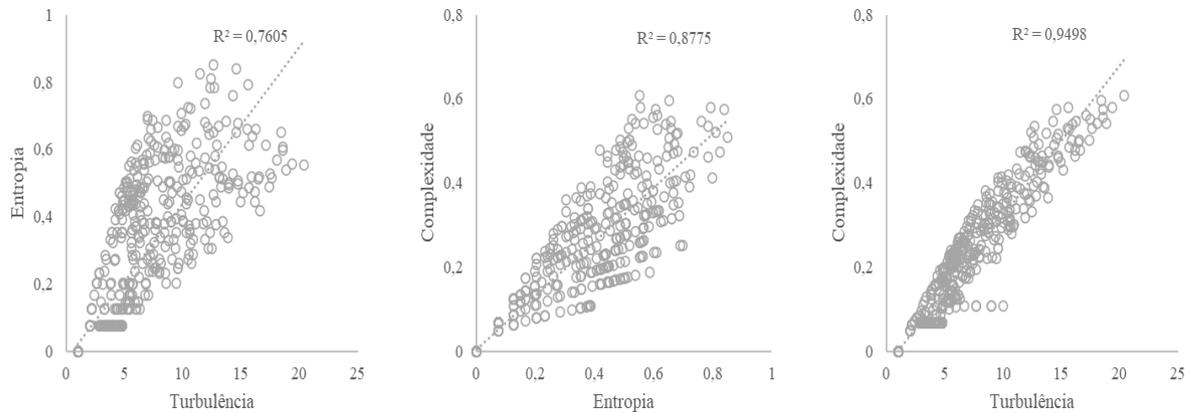
Figura 7 – Diagrama de corda representando o fluxo de mudanças de classes de *Morphological Spatial Pattern Analysis*.



A classe de origem corresponde à cor do anel externo; a faixa que se estende da classe de origem e termina em uma classe de outra cor corresponde à classe alvo, isso representa a transição entre essas duas classes. O volume que não tem uma transição de classe, mais perceptível em *Core*, *Background* e *Connector*, representa transições sem mudança de classe. **Fonte:** o autor.

No caso do bioma, a variação espacial do índice de entropia (diversidade no tipo de sequências) foi baixa (valor médio de $0,14 \pm 0,21$), embora possa atingir valores elevados em algumas regiões (intervalo de 0 a 0,85). No caso da turbulência (ordem e permanência das classes de mudanças), o índice médio foi baixo ($3,65 \pm 4,02$), com intervalo de 1 a 20,36. O valor mínimo de 1 é definido pela permanência de uma classe ao longo da trajetória; à medida que o valor aumenta, as mudanças e a permanência das classes aumentam. Por fim, a complexidade (diversidade que considera se todas as classes estão na mesma sequência com a mesma duração) apresentou valores de 0 a 0,61, com média de $0,10 \pm 0,15$, portanto, baixa também. Nesse índice, os altos valores do gradiente explicam uma maior presença de mudanças e diferentes durações. As áreas mais propensas a apresentar esses valores foram aquelas onde o desmatamento e a regeneração ocorreram de forma desordenada. Esta situação também levou a uma alta entropia e turbulência. Assim, a grande massa florestal que ainda existe na Amazônia contribuiu para manter a média baixa para os três índices, mas a ampla gama de valores em um gradiente indica que as mudanças são geograficamente dependentes. A correlação entre os três índices foi alta e positiva, sendo a maior entre turbulência e complexidade (Gráfico 2). A distribuição espacial desses valores será apresentada na próxima seção.

Gráfico 2 – Correlações entre turbulência, entropia e complexidade das classes de fragmentação florestal na Amazônia brasileira.

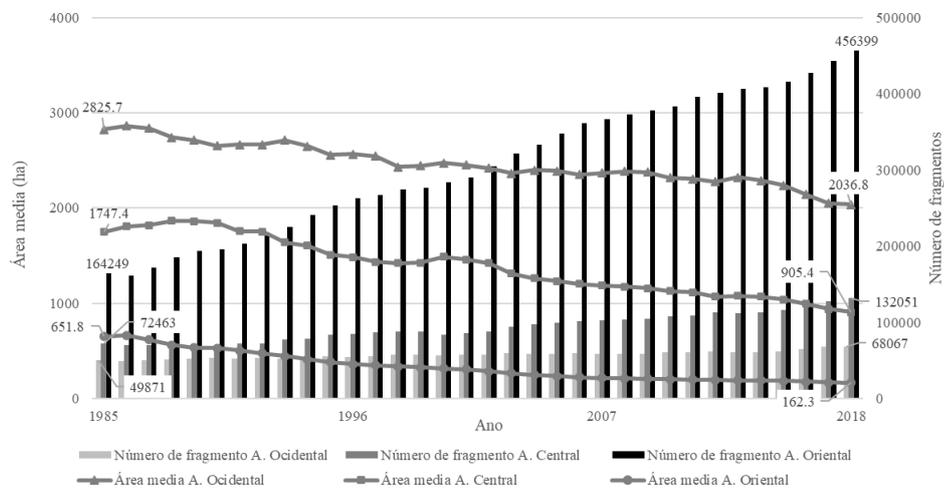


Fonte: o autor.

3.2 Macrorregiões da Amazônia Brasileira

No período estudado (1985 – 2018), ocorreu aumento da quantidade de fragmentos e diminuição das áreas médias para as três macrorregiões (Gráfico 3). Estas variações foram menores para a AOc (aumento de 136,5% no número de fragmentos e redução de 27,9% na área média dos fragmentos) e maiores para a AOr (aumento de 277,9% no número e queda de 75,1% na área média). A AC (aumento de 182,2% no número e queda de 48,2% na área média dos fragmentos) encontra-se em um ponto intermediário. A tendência de redução da área média parece estar se estabilizando para a AOr, embora o processo de fragmentação ainda ativo pode significar uma tendência de manter fragmentos com a mesma área.

Gráfico 3 – Área média e quantidade de fragmentos florestais por macrorregião.

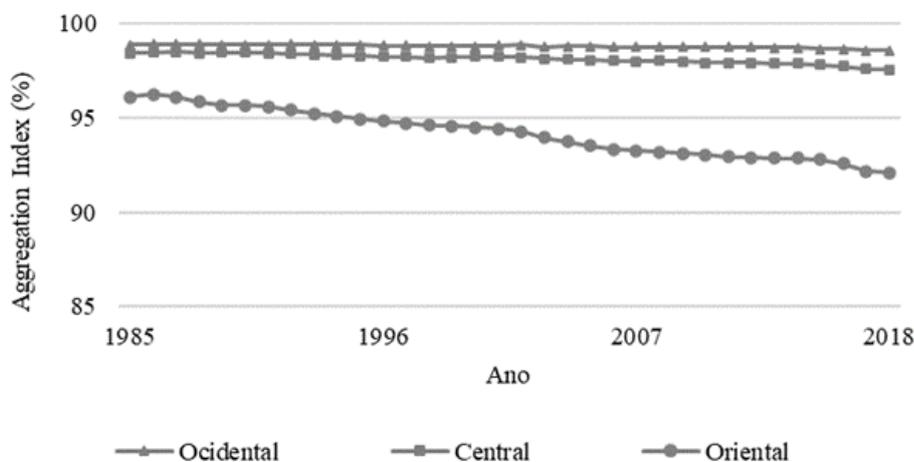


Fonte: o autor.

Quando fragmentos *Islet* são analisados separadamente, obtém-se outra perspectiva sobre as características do aumento dos fragmentos e sua relevância na paisagem e para a conservação. Em 1985, *Islet* representou 3,7%, 4,1% e 46,5% da quantidade de fragmentos para as AOc, AC e AOr, respectivamente. Em 2018, *Islet* representaram 21,8%, 48,8% e 80,1%, respectivamente. Demonstra-se, portanto, a necessidade do manejo de fragmentos menores para manter a biodiversidade, especialmente para a AOr, situação que se poderia apresentar no futuro para o resto das macrorregiões.

A AOr apresentou os menores valores do *Aggregation Index* (em 1985 e 2018, índice de 96,1% e 92,1%, respectivamente), portanto maior fragmentação, distanciando-se das demais macrorregiões ao longo da série histórica (Gráfico 4). A AOc e AC apresentaram valores semelhantes e com pouca variação ao longo do tempo (em 1985 e 2018: 98,9% e 98,6% para a AOc; 98,4% e 97,5% para a AC). Assim, a AOr é, comparativamente, a macrorregião mais fragmentada, embora a agregação florestal ainda possa ser considerada alta.

Gráfico 4 – *Aggregation Index* por Macrorregião da Amazônia Brasileira.

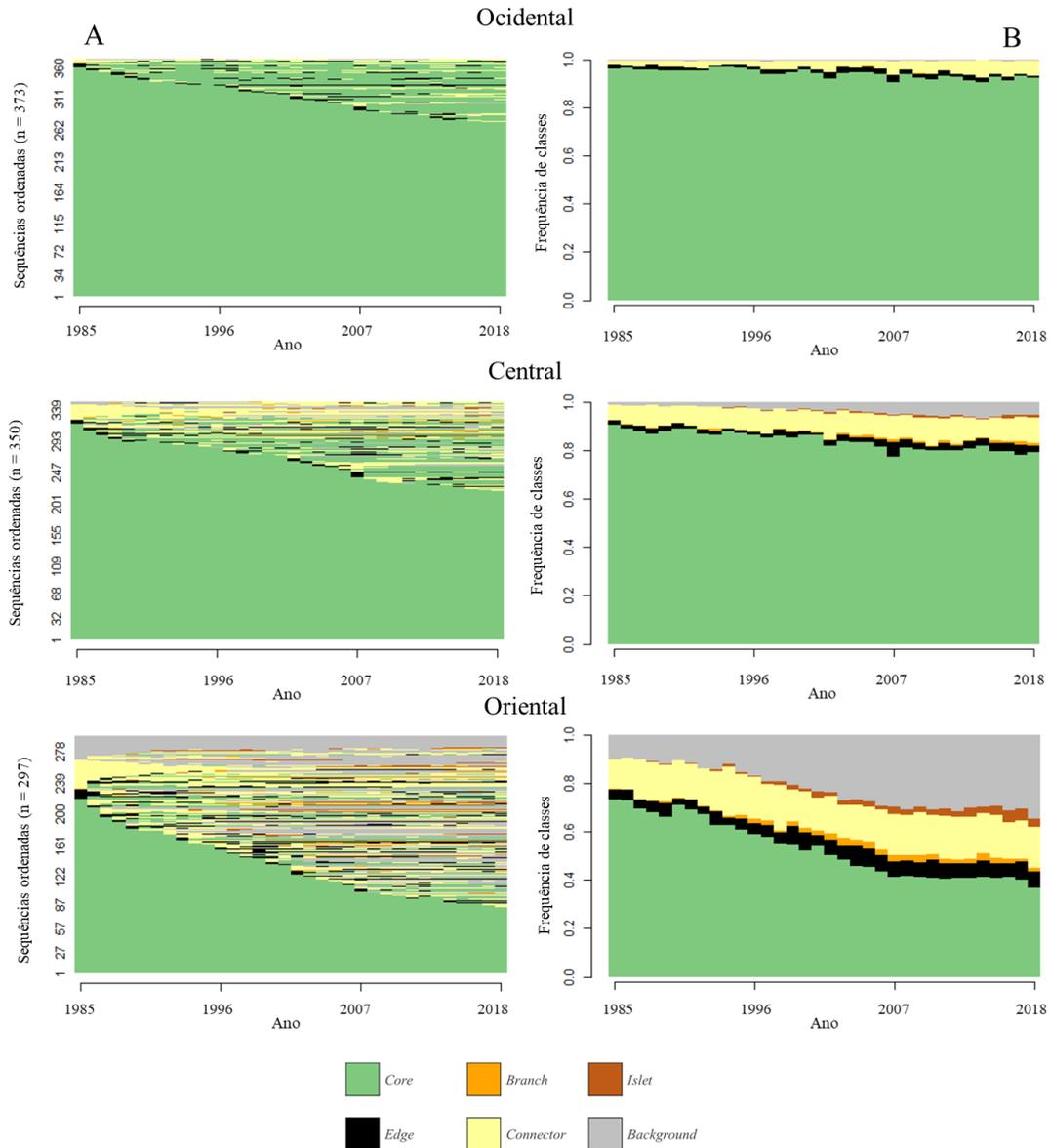


Fonte: o autor.

As trajetórias das macrorregiões também mostraram uma diferença acentuada entre suas sequências. Em geral, a AOc não apresentou mudanças significativas em suas classes, a AOr apresentou as maiores variações, e a AC apresentou uma situação intermediária (Figura 8A). Na AOc, com menos mudanças nas trajetórias e baixa presença de atividades antrópicas, a classe dominante é *Core* e, portanto, uma baixa fragmentação florestal (Figura 8B). Para a macrorregião Central, o aumento das atividades antrópicas mostrou um aumento nas classes *Connector* e *Edge*. Já para a AOr, a alta presença de *Background* se torna mais perceptível ao

longo do período, o que aumenta as classes de *Edge*, *Branch* e *Islet* que são de baixa presença nas demais macrorregiões. Em 2018, para a AOr, *Edge* (7,62%), *Branch* (2,59%) e *Islet* (5,20%), atingiram valores comparativamente maiores que na AC (2,67%, 0,54% e 0,42%, respectivamente) e na AOc (1,43%, 0,13% e 0,07%, respectivamente).

Figura 8 – Sequências ordenadas (A) e frequências de classes (B) por macrorregião da Amazônia Brasileira.

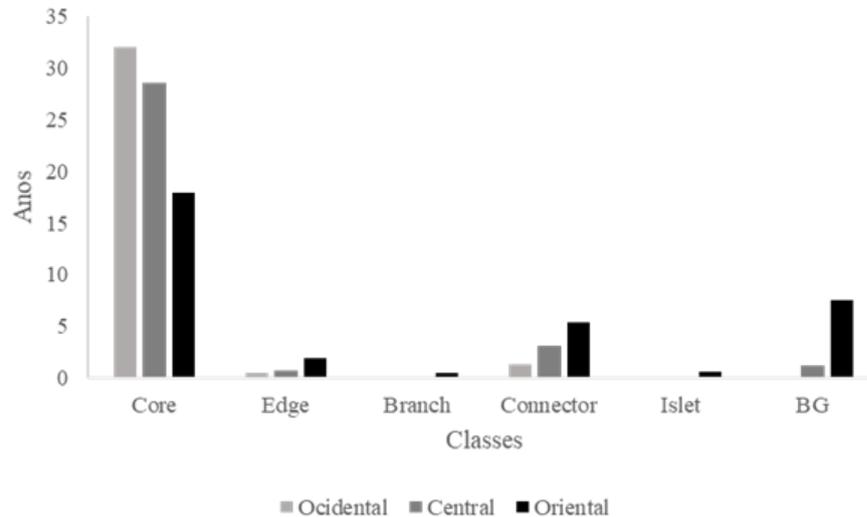


Fonte: o autor.

As diferenças de classe nas macrorregiões também são evidentes na permanência. A AOr, a mais fragmentada, manteve a classe *Core* por quase 18 anos e as atividades antrópicas (*Background*) e classes que têm contato com esta classe (*Connector*, *Branch*, *Edge* e *Islet*) apresentaram maior permanência no tempo (Gráfico 5). A permanência das classes da AC, mais

uma vez, assumiu uma posição intermediária entre permanência das classes das outras duas macrorregiões.

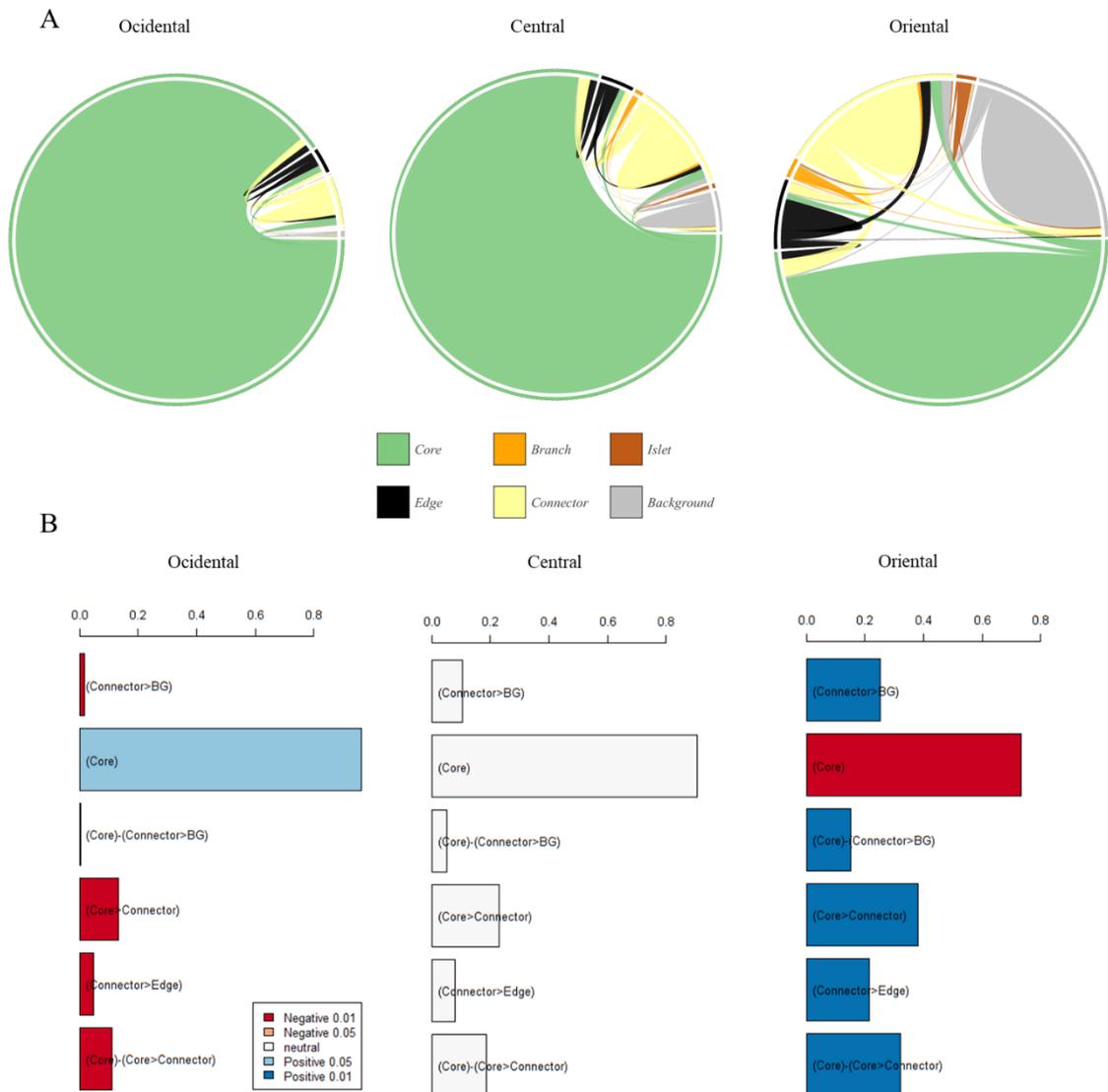
Gráfico 5 – Tempo médio de permanência das classes *Morphological Spatial Pattern Analysis* por macrorregião.



Fonte: o autor.

Por ter diferentes frequências e permanências de classe, o fluxo de classe varia claramente para cada macrorregião (Figura 9A). Na AOc há grande presença de *Core*, com pouco fluxo para *Connector* e *Edge*. Na AC a transição de *Core* para o *Conector*, principal transição para *Background*, é maior. Já na AOr, é visível uma maior mudança entre as classes, com *Core* reduzido e aumento dos fluxos para a *Background*, *Branch* e *Islet*, os dois últimos com presença inexistente ou reduzida nas outras macrorregiões. Para cada macrorregião, essas alterações ocorrem em subsequências diferentes (Figura 9B). Para a AOc, a presença do *Core* é positiva e significativamente mais frequente (o resíduo de Pearson associado ao teste Chi-quadrado) do que aqueles onde ocorrem mudanças de classe. Uma situação totalmente oposta para a AOr, onde a permanência do *Core* é significativamente menor (negativa), e as transições das outras classes mostram significância positiva. A macrorregião Central é neutra diante desses dois cenários.

Figura 9 – (A) Fluxo de classes de fragmentação e (B) subsequências por macrorregião da Amazônia Brasileira.



Fonte: o autor.

As variações descritas acima por macrorregião tiveram impacto direto na entropia, turbulência e complexidade (Tabela 4). A manutenção por mais tempo da classe *Core* na AOc, evita mudanças e, portanto, a região mantém valores relativamente mais baixos de entropia, turbulência e complexidade. Comparativamente, a AOr apresentou os maiores valores médios nesses três indicadores. No entanto, a média dos índices foi baixa para as três macrorregiões, considerando os máximos alcançados em algumas zonas. A explicação pode estar associada a grande amplitude de valores dos índices nas três macrorregiões, resultando em valores médios que não refletem as variações que ocorreram dentro das macrorregiões.

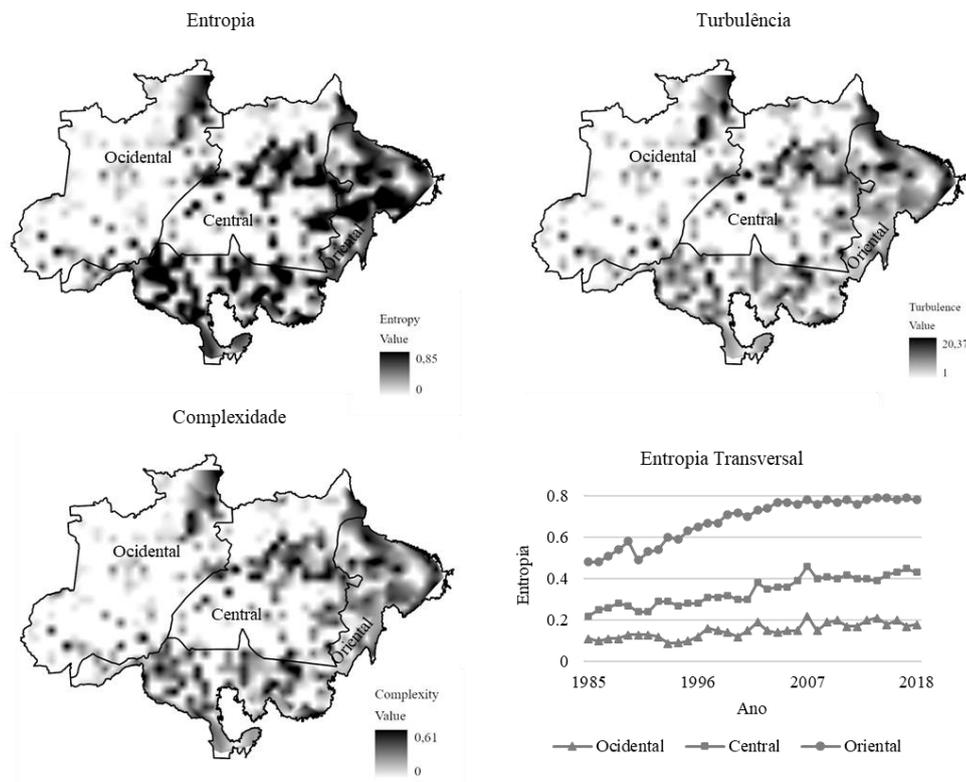
Tabela 4 – Valores médios de entropia, turbulência e complexidade por macrorregiões no período de 1985-2018.

Macrorregião	Entropia	Turbulência	Complexidade
Ocidental	0,056	2,469	0,045
Central	0,123	3,452	0,087
Oriental	0,276	5,381	0,169

Fonte: o autor.

A distribuição espacial da entropia, turbulência e complexidade explica melhor a variação presente em cada macrorregião. Em algumas, esses processos podem atingir valores muito elevados dos indicadores (Figura 10). Enquanto todas as macrorregiões apresentam altos valores nos indicadores, estes têm maior frequência na AOr. Por exemplo, a complexidade pode atingir o valor máximo de 0,61, enquanto a média foi de 0,169 para a AOr.

A entropia transversal aumentou ao longo do período, com tendência a estabilização nos últimos anos, tendo a AOr os maiores valores e a AOc, os menores (Figura 10).

Figura 10 – Entropia, turbulência e complexidade nas macrorregiões.

Fonte: o autor.

4 Discussão

Durante o período de 1985 a 2018, no bioma Amazônia, a cobertura florestal passou de 91,7% para 80,4% e as atividades antrópicas (com conversão de área florestal) aumentaram de 3,3% para 14,0%. Ao nível de classe, *Core* foi a que apresentou a maior perda florestal (de 82,0% a 66,7%) e a classe *Background* (atividades antrópicas), o maior ganho. As demais classes, que correspondem a tipos de floresta com efeito borda, aumentaram em diferentes proporções. Essas mudanças ocorreram por pressões de ocupação e processos produtivos (BECKER, 2005; SOUZA et al., 2020), que além de resultar em um bioma desmatado e degradado (MATRICARDI et al., 2020), fizeram com que a fragmentação permanecesse ativa.

Durante os 34 anos analisados, as atividades antrópicas, onde as áreas produtivas agrícolas estão aumentando, apresentaram uma alta pressão sobre a floresta. Mesmo considerando fortes flutuações ao longo do tempo, mais recentemente, houve um aumento de 35,1% na taxa de desmatamento de 2019 em relação a 2018, e uma redução em 3,4% em 2020 em relação a 2019, todavia permanecendo acima dos 10.000 km², situação não apresentada desde 2008 (ASSIS et al., 2019). Portanto, o processo de desmatamento aumenta sua intensidade e converte rapidamente a floresta em áreas antrópicas abertas. Mesmo que mantenha algumas conexões florestais entre grandes fragmentos, estas podem ser descontinuadas caso haja mais desmatamento, conforme demonstrado pelo tempo curto de permanência das classes.

O processo de fragmentação foi mais intenso na AOr. As mudanças de classe de *Core* para *Connector* e, posteriormente, para *Background* mostraram aumento e foram significativamente positivas. Isso gerou mais fragmentos, redução em sua área média e maior dispersão florestal nesta macrorregião. Além disso, teve o maior número de fragmentos e área de *Islet* em comparação com o resto das macrorregiões. Mesmo que a área ocupada por esta classe seja baixa, é preciso considerar o potencial comprometimento destes fragmentos na prestação de serviços ecossistêmicos.

Em geral, a trajetória do processo de fragmentação para a Amazônia brasileira foi curta: desde floresta (*Core*), que se torna corredores (*Connector*) e acaba sendo transformado por atividades antrópicas em áreas abertas (*Background*). As outras classes poderiam ser consideradas estágios intermediários entre essas mudanças ou suas consequências. Por

exemplo, a partir da fragmentação dos corredores por atividades antrópicas, são criados fragmentos menores de floresta suscetíveis completamente ao efeito de borda (*Islet*).

Essa dinâmica demonstra o desafio que os gestores ambientais têm na tomada de decisões e no enfrentamento da fragmentação florestal. Por exemplo, a redução do desmatamento e o aumento do reflorestamento têm um impacto positivo na redução do processo de fragmentação (TAUBERT et al., 2018), mas a localização dessas ações é fundamental. O reflorestamento destinado a conectar *Branch* entre si ou com outra classe para transformá-lo em corredores e, assim, aumentar a conectividade, teria um efeito positivo na circulação de espécies, genes, energia e matéria, assim como a priorização da recuperação e conexão de pequenos fragmentos (*Islet*) também poderiam proporcionar benefícios (WINTLE et al., 2019).

Em classes com floresta que têm contato com áreas antrópicas abertas (todas exceto *Core*), também concentram-se os processos que prestam serviços ecossistêmicos diretos às atividades agrícolas, ou seja, que podem aumentar o fluxo de serviços (MITCHELL et al., 2015b), como polinização e regulação térmica. No entanto, a baixa conectividade entre fragmentos pode afetar negativamente os serviços ecossistêmicos (NG; XIE; YU, 2013). Aqui conhecer o tipo de classe involucrada e seu comportamento também é relevante para manter ou melhorar a conectividade. Por tanto, além de ações efetivas de redução de desmatamento, as ações deveriam estar orientadas a manter a classe *Connector* que permite o fluxo de espécies e energia entre as classes *Core*.

O aumento do número de fragmentos e a redução da área média ao longo da série temporal mostram que o processo de fragmentação está ativo. No entanto, nos últimos 10 anos, a área média dos fragmentos estabilizou para a AOr, região de maior fragmentação florestal. Isso pode ser devido à dinâmica da paisagem relacionada a aspectos legais, diminuição ou realocação do desmatamento e recuperação da floresta secundária (NEPSTAD et al., 2014; NUNES et al., 2020; WANG et al., 2020; MONTIBELLER et al., 2020). Deve-se notar também que o surgimento de fragmentos menores não reconhecidos pela escala adotada neste estudo podem estar ocorrendo.

No primeiro caso, a estabilização da área dos fragmentos poderia ser explicada pelo cumprimento da implantação da Reserva Legal (RL) e Área de Preservação Permanente (APP) do Código Florestal Brasileiro (Lei nº 12.651/2012). Enquanto a RL é uma antiga estratégia de conservação, o novo Código Florestal de 2012 introduziu novos elementos, como a consideração da APP para o compute da RL (TREJO; AZEVEDO-RAMOS, 2020). A RL prevê

a manutenção de fragmentos de florestas nativos dentro de uma matriz de atividades antrópicas em áreas privadas. A conservação da vegetação nativa em propriedades privadas rurais equivale a 50 – 80% da propriedade rural na Amazônia brasileira e das APP sob critérios hidrográficos ou geomorfológicos. Na Amazônia, as propriedades pequenas (< 400 ha), médias (400 – 1500 ha) e grandes (> 1500ha) respondem por 90,2%, 6,5% e 3,2% das propriedades declaradas, respectivamente. No entanto, estes ocupam 22,9%, 16,9% e 60,2% da área, respectivamente (CAR, 2020). Portanto, as grandes propriedades desempenham papel crucial na manutenção de grandes blocos de florestas, que não estão necessariamente conectados, apesar de o Código Florestal prever que a conectividade seja analisada obrigatoriamente para delimitação da RL. Porém, o baixo grau de monitoramento e controle do cumprimento do Código Florestal, em conjunto com outras políticas ambientais não adequadas, pode estar por trás do padrão de desmatamento em *patches* (TRANCOSO, 2021) e, conseqüentemente, do padrão de fragmentação florestal na Amazônia brasileira.

A redução do desmatamento e o deslocamento dos *hotspots* de desmatamento para outras áreas, como AOC, pode ter ajudado na estabilização da área média de fragmentos na AOr. No período de 2003 a 2015, o desmatamento foi reduzido em 70% em relação aos anos anteriores (NEPSTAD et al., 2014). Como houve menos perda de cobertura vegetal, o processo de criação de fragmentos e isolamento diminuiu, refletindo nos indicadores de fragmentação. Além disso, o deslocamento do desmatamento da AOr para outras áreas dentro da Amazônia e do Bioma Cerrado, aliada à redução de áreas desmatadas, pode explicar a distribuição ampla e a redução significativa da área média de fragmentos florestais e o aumento da fragmentação em outras áreas da Amazônia e do Cerrado (MONTIBELLER et al., 2020).

A partir de 2013, o número de novos fragmentos com florestas secundárias superou os de novos fragmentos de floresta nativa (MONTIBELLER et al., 2020). Para 2017, Nunes et al (2020) identificaram 12 milhões de hectares de vegetação secundária de diferentes classes etárias (de 1 a 5 anos a 10 – 32 anos) na Amazônia, estando localizados em pequenos fragmentos nas fronteiras tradicionais de ocupação, como a rodovia transamazônica, os principais canais de navegação fluviais e o arco do desmatamento (AOr), sendo a maior concentração nas fronteiras mais antigas. Essa localização da dinâmica de floresta secundária coincide com os valores maiores de entropia e turbulência, por tanto a presença de floresta secundária pode explicar "retornos" de classe (ex., da classe *Background* para classes com floresta) e por sua vez incidir nos incrementos desses indicadores.

No entanto, o ciclo de desmatamento – recuperação – desmatamento pode ocorrer várias vezes por diferentes razões. Alguns exemplos estão relacionados ao ciclo de criação de pastos, seguido de abandono da terra, crescimento de vegetação secundárias e novos desmatamentos (WANG et al., 2020) e a especulação fundiária, onde a área pública é desmatada para obter a propriedade e, posteriormente, abandonar e vender (BRITO; BARRETO, 2020). Geralmente na Amazônia, as classes mais jovens de floresta secundária (< 5 anos) são mais propensas a serem desmatadas várias vezes (NUNES et al., 2020; WANG et al., 2020), o que diminui a permanência das classes com floresta e aumenta a presença de atividades antrópicas nas sequências, representando aumento da entropia e turbulência.

Estratégias de conservação podem promover mudanças para outras áreas. Por exemplo, a moratória da soja, processo iniciado em 2006 para impedir a comercialização de soja proveniente de áreas desmatadas (GIBBS et al., 2015), pode ter contribuído indiretamente para a aceleração do ciclo pastagem-floresta-pastagem ao reduzir a conversão direta da floresta para o cultivo de soja ao estabelecer-se em antigas áreas de pastagem, e assim transferir as atividades pecuárias para áreas de floresta secundária (WANG et al., 2020). Esse processo aplicado a uma sequência de classes poderia ser entendido como: *Background* – classes com floresta – *Background*.

A permanência das classes é um elemento chave a ser considerado nas estratégias de conservação e reflorestamento para lidar com a fragmentação. Do ponto de vista de *land-sharing/land-sparing*¹², *Branch* pode estar cumprindo a função de resgatar espécies na paisagem (GRASS et al., 2019), por isso seu papel pode ser fundamental. Contudo, em alguns casos ações voltadas para *Branch*, para conectá-lo a outras classes, ou apenas mantê-lo, podem ser mal-sucedidas porque o tempo de planejamento e implementação pode exceder o tempo de permanência dessa classe (ex., 0,54 anos na AOr) em um local específico. Sob este critério, ações orientadas a conectores são mais viáveis porque esta classe tem mais tempo de permanência (ex., 5,4 anos na AOr).

Ao tentar manter uma alta permanência das classes, a entropia transversal permanecerá estável, enquanto a turbulência e a complexidade diminuirão. Esses indicadores podem ser usados para apoiar o sucesso de ações destinadas a reduzir a fragmentação ou melhorar a conectividade, mas com limitações. A análise deve ser complementada por outros elementos,

¹² *Land-sharing/land-sparing* faz referência ao uso na paisagem. *Land-sharing* são áreas onde acontece o uso antrópico dos recursos naturais, por exemplo, paisagens agrícolas; *land-sparing* refere-se à preservação dos recursos naturais, como reservas de vegetação ou unidades de conservação (PHALAN, 2018).

como a frequência das classes. Uma redução nos valores da entropia sugere mudanças que levam a uma homogeneização das classes (ex., entropia igual a zero significa que não há diversidade), que pode ser *Core* ou *Background*. Mesmo com essa limitação, a entropia serve para diferenciar a área onde ocorrem diferentes dinâmicas, como é o caso da alta entropia na AOr, que parece estar se estabilizando. Isso pode significar que a pressão antrópica está perto do seu máximo, e poderia gerar pressões mais altas nas outras macrorregiões, como já está acontecendo (MONTIBELLER et al., 2020; MATAVELI et al., 2021). Esse elemento é confirmado pela revisão da entropia transversal para a macrorregião Central, que está em ascensão e que, portanto, merece a atenção dos tomadores de decisão no desenvolvimento de estratégias para retardar seu progresso.

A localização pontual dos altos valores de entropia, turbulência e complexidade, especialmente na AOr, podem corresponder: às frentes de consolidação identificadas por Becker (2005), onde ocorreu a tecnificação das atividades agrícolas (sudeste do Pará e norte de Mato Grosso); mais recentemente, à consolidação das redes de transporte e das cidades; as frentes de ocupação que foram projetadas para a AC (especialmente por criação e asfaltamento de estradas), carregando consigo processos de degradação florestal de outras regiões para esta macrorregião (ASSIS et al., 2020; MATAVELI et al., 2021; VEDOVATO et al., 2016). Essas áreas também coincidem com os processos relacionados ao aumento de vegetação secundária, elevando os valores de entropia, turbulência e complexidade, conforme descrito acima. Por sua vez, a AOc tem pouca incidência de atividades antrópicas, que lhe confere baixos valores de entropia, turbulência e complexidade. No entanto, os padrões observados na AOr, que já avançam pela AC, podem se repetir na AOc, a última grande extensão de floresta mais conservada na Amazônia brasileira.

As frentes de ocupação (BECKER, 2005) geraram uma maior complexidade para a paisagem. Ações de ocupação no passado, considerando apenas variáveis territoriais e econômicas, tiveram impacto ambiental negativo e não levaram ao desenvolvimento social da população local (NUNES, 2018; REDON; FERREIRA; LIMA, 2020), além de dificultarem a integração das atividades humanas com os serviços ecossistêmicos. Modelos de desenvolvimento que minimizem a importância da floresta podem impactar as instituições responsáveis por sua conservação, afetando o cumprimento de suas ações. Isso pode ser visto, por exemplo, refletido no desempenho do monitoramento ambiental no nível municipal. Silva et al. (2019) demonstraram que os municípios orientais do estado do Pará (fronteiras agrícolas antigas) tiveram um desempenho ruim na gestão ambiental. Conectar paisagens altamente

modificadas por interferências humanas requer mais recursos do que realizar o planejamento territorial ordenado onde ainda é possível associar qualidade de vida e conservação com processos de desenvolvimento.

Além das diferenças nas formas de ocupação da Amazônia, as áreas protegidas (AP) também contribuem para explicar a alta presença de maciços florestais na AOc e AC. A fragmentação é menos intensa dentro de Unidades de Conservação e Terras Indígenas do que no entorno (CABRAL et al., 2018; MONTIBELLER et al., 2020). Isso indica que estratégias de proteção (criação e manutenção de AP) podem ser bem-sucedidas como medida para controlar o progresso do desmatamento, da fragmentação e das perdas resultantes dos impactos aos serviços ecossistêmicos. A intensificação destas estratégias na AC, em processo inicial de fragmentação, pode beneficiar a conectividade entre arranjos de figuras de proteção. A falta de áreas protegidas nos estágios iniciais do processo de conversão florestal da AOr, especialmente na área de influência do arco do desmatamento, pode ter acelerado os processos de fragmentação (CABRAL et al., 2018).

Sob uma perspectiva de desenvolvimento, as áreas menos fragmentadas (AOc) seriam ideais para o estabelecimento de processos inovativos de uso de recursos sob paradigmas de sustentabilidade. A posição preconizada por Becker (2005) permanece em vigor, onde pleiteia que a sustentabilidade das florestas só será alcançada com ciência, tecnologia e inovação em um ambiente onde haja fortalecimento institucional e regional. Incorporar elementos tecnoecológicos nos planos de desenvolvimento (BECKER, 2010) poderia ser a chave para o desenvolvimento e manutenção dos serviços ecossistêmicos da região. Nesse sentido, apenas políticas de comando e controle, sem o acompanhamento de ações de promoção de atividades sustentáveis, podem ter sucesso parcial e temporário (SILVA JUNIOR et al., 2021). No entanto, a atual política ambiental do governo federal se caracteriza pelo enfraquecimento das instituições ambientais e ações de combate ao desmatamento, e a redução da participação da sociedade em problemas ambientais (PEREIRA et al., 2020; RAJÃO et al., 2020; VARGAS, 2021). Como consequência, atualmente, a Amazônia brasileira encontra-se tanto com ações de comando e controle enfraquecidas, quanto falta de fomento a atividades sustentáveis.

Adicionalmente, deve-se considerar que os planos de desenvolvimento implementados desde a década de 1970 na Amazônia foram voltados para a integração nacional e o crescimento econômico (SILVA; PENA; OLIVEIRA, 2015; REDON; FERREIRA; LIMA, 2020), com poucas preocupações sobre os impactos socioambientais e vastas implicações sobre o

desmatamento e a fragmentação florestal. Embora, a sustentabilidade tenha entrado na agenda de várias nações, incluindo o Brasil, mudanças nos paradigmas de desenvolvimento em uma região como a Amazônia ainda permanecem a serem testadas.

4.1 Recomendações estratégicas

Com base na dinâmica de fragmentação florestal observada de 1985 a 2018, algumas recomendações políticas são sugeridas para reduzir a fragmentação ou conectar fragmentos a fim de conservar os serviços ecológicos da maior floresta tropical do planeta:

- a) **Preservar e usar florestas secundárias e Reservas Legais de propriedade privada como formas de conectar e expandir a área de fragmentos.** Para isso, seria relevante considerar a criação de um marco legal que regulasse o uso de florestas secundárias, bem como planos estratégicos que incluam florestas secundárias como oportunidades para aumentar a permanência das classes de fragmentação ao longo do tempo. O único estado da Amazônia brasileira em que há legislação nessa área é o Pará, com definição de floresta secundária e diretrizes para seu desmatamento legal e conservação (SEMAS, 2015). Incluir floresta secundária em legislações de diferentes entes federativos é relevante para reduzir os efeitos da fragmentação. O aparecimento de vegetação secundária ao lado de fragmentos florestais torna a matriz menos hostil ao uso e mobilização da fauna (LAURANCE et al., 2018), e, por sua vez, ajudaria a cumprir acordos internacionais de proteção florestal (NUNES et al., 2020; WANG et al., 2020; MONTIBELLER et al., 2020). Adicionalmente, os órgãos ambientais estaduais poderiam desempenhar um papel ativo na distribuição espacial das reservas legais durante o processo de certificação de registro declaratório no Cadastro Ambiental Rural. Na AOr, pequenos fragmentos podem ser fundamentais, pois estes ainda podem abrigar valores relevantes para a biodiversidade. Conectar esses fragmentos melhoraria a oferta de serviços ecossistêmicos. A Reserva Legal de propriedades privadas poderia cumprir essa função, uma vez que existe previsão legal de conectá-las a áreas de interesse ambiental.
- b) **Expandir e consolidar áreas protegidas na Amazônia brasileira, aproveitando áreas florestais públicas ainda não destinadas na região de acordo com sua vocação socioambiental e econômica.** A utilização das áreas ainda não destinadas na Amazônia serviria para consolidar ações de conservação em cenários reais de governança,

promover a conectividade entre maciços florestais, além de coibir o desmatamento e a ocupação ilegal dessas áreas (AZEVEDO-RAMOS; MOUTINHO, 2018; SPAROVEK et al., 2019). Esta situação é ideal para a AOc e AC. Embora, esse fortalecimento deve visar as áreas próximas onde ainda processos de desmatamento e fragmentação possam representar uma ameaça para as áreas protegidas e assim reduzir a pressão.

- c) **Elaborar e executar planos de desenvolvimento adaptados à realidade de cada macrorregião.** Em um cenário de aumento da demanda por recursos naturais, a pressão sobre as florestas tropicais continuará crescente. Os planos de desenvolvimento devem ser formulados com bases florestais e sustentáveis para proteger as macrorregiões Central e Ocidental da Amazônia e para recuperação e integração na macrorregião Oriental, permitindo maior inclusão social e qualidade de vida de sua população.

5 CONCLUSÕES

A análise de trajetória, apoiada por indicadores de fragmentação, permitiu compreender como ocorre o processo de fragmentação na Amazônia brasileira e identificar características particulares quando o processo é analisado por macrorregiões. Sequência, permanência, transição, entre outros indicadores, não são possíveis de identificar com as metodologias tradicionais de análise de fragmentação por tanto prover dessas informações para ser utilizadas de ações de planejamento para fazer frente à fragmentação representa um ganho para a sociedade. Se bem os requerimentos de dados e processamento para esta análise é maior, os resultados obtidos ajudam a um melhor entendimento do processo de fragmentação. Uma vez analisados os resultados, é possível estabelecer que o processo de fragmentação está se expandindo e precisa de medidas de mitigação.

A macrorregião da AOc apresentou níveis mais baixos de fragmentação, entropia, turbulência e complexidade em relação à AOr, enquanto a AC encontra-se em uma situação intermediária. Com a expansão do desmatamento para outros *hotspots*, a atenção imediata deve ser direcionada à AC. O surgimento de estratégias de mitigação direcionadas a esta região poderia beneficiar-se da alta presença e conectividade de áreas protegidas, que podem ser utilizadas para superar a pressão antrópica sobre a floresta e evitar a fragmentação generalizada da macrorregião, desde que acompanhadas de atividades econômicas sustentáveis.

As informações obtidas sobre a sequência, permanência e localização da trajetória das classes permitem incorporar novos elementos às estratégias de conservação. Estas devem

incorporar informações específicas da área que se propõe a gerir, seja para restaurar ou conservar, uma vez que as mudanças entre as classes podem ocorrer rapidamente tornando essas estratégias obsoletas, levando à perda de recursos e objetivos sem atendimento. Por exemplo, os corredores florestais que conectam grandes maciços florestais têm um tempo médio de permanência de 3 anos até serem modificados por ações antrópicas.

O Brasil já demonstrou por meio da redução do desmatamento Amazônico entre 2003 e 2012, que com sincronia e sinergia nas estratégias ambientais, pode lidar com problemas ambientais altamente complexos. Para mitigar a fragmentação florestal é necessária uma configuração semelhante e, assim, continuar mantendo e recuperando o fornecimento e o fluxo de bens e serviços ecossistêmicos que melhorem a qualidade de vida da sociedade. É preciso repensar os modelos de desenvolvimento utilizados na região para que os processos de fragmentação mais severos observados na macrorregião amazônica Oriental não se repitam em toda a região.

6 REFERÊNCIAS

- ANDRIEU, E.; VIALATTE, A.; SIRAMI, C. Misconceptions of Fragmentation's Effects on Ecosystem Services: A Response to Mitchell et al. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 30, n. 11, p. 633–634, nov. 2015. DOI: 10.1016/j.tree.2015.09.003.
- ASSIS, L. F. F. G. et al. TerraBrasilis: A Spatial Data Analytics Infrastructure for Large-Scale Thematic Mapping. **ISPRS International Journal of Geo-Information**, v. 8, n. 11, p. 513, 12 nov. 2019. DOI: 10.3390/ijgi8110513.
- ASSIS, T. O. et al. CO 2 emissions from forest degradation in Brazilian Amazon . **Environmental Research Letters**, v. 15, n. 10, p. 104035, 24 set. 2020. DOI: 10.1088/1748-9326/ab9cfc.
- AZEVEDO-RAMOS, C.; MOUTINHO, P. No man's land in the Brazilian Amazon: Could undesignated public forests slow Amazon deforestation? **Land Use Policy**, v. 73, p. 125–127, abr. 2018. DOI: 10.1016/j.landusepol.2018.01.005.
- BARBOSA, S. G. et al. Geotechnology in the analysis of forest fragments in northern Mato Grosso, Brazil. **Scientific Reports**, v. 8, n. 1, p. 3959, 1 dez. 2018. DOI: 10.1038/s41598-018-22311-y.
- BATISTELLA, M.; ROBESON, S.; MORAN, E. F. Settlement Design, Forest Fragmentation, and Landscape Change in Rondônia, Amazônia. **Photogrammetric Engineering & Remote Sensing**, v. 69, n. 7, p. 805–812, 1 jul. 2003. DOI: 10.14358/PERS.69.7.805.
- BECKER, B. K. Geopolítica da Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 53, p. 71–86, abr. 2005. DOI: 10.1590/S0103-40142005000100005.
- BECKER, B. K. Novas territorialidades na Amazônia: desafio às políticas públicas. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Hum.**, v. 5, n. 1, p. 17–23, 2010.
- BRASIL. **Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Lei de proteção da vegetação nativa..** Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm>. Acesso em: 30 ago. 2020
- BRINCK, K. et al. High resolution analysis of tropical forest fragmentation and its impact on the global carbon cycle. **Nature Communications**, v. 8, n. 1, p. 14855, 17 abr. 2017. DOI: 10.1038/ncomms14855.
- BRITO, B.; BARRETO, P. **Nota técnica sobre Medida Provisória n.º 910/2019**, 2020. Disponível em: <https://amazon.org.br/wp-content/uploads/2020/02/Nota_Tecnica_MP910-2019.pdf>.
- CABRAL, A. I. R. et al. Deforestation pattern dynamics in protected areas of the Brazilian Legal Amazon using remote sensing data. **Applied Geography**, v. 100, p. 101–115, nov. 2018. DOI: 10.1016/j.apgeog.2018.10.003.
- CAR. **Boletim Informativo**, 2020. Disponível em: <<http://www.florestal.gov.br/boletins-do-car/4418-revisao-boletim-car-encaminhar-07abril2020-1/file>>. Acesso em: 27 maio. 2020

CARRERO, G. C. et al. Deforestation Trajectories on a Development Frontier in the Brazilian Amazon: 35 Years of Settlement Colonization, Policy and Economic Shifts, and Land Accumulation. **Environmental Management**, v. 66, n. 6, p. 966–984, 1 dez. 2020. DOI: 10.1007/s00267-020-01354-w.

CELENTANO, D.; VERÍSSIMO, A. **O Avanço da Fronteira na Amazônia: do boom ao colapso. O Estado da Amazônia – Indicadores**. Belém: IMAZON, 2007.

COCHRAN, W. G. **Sampling techniques**. New York: John Wiley & Sons, 1977.

COSTA, A. DA S. et al. Deforestation forecasts in the Legal Amazon using intervention models. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 4, p. e8710413787, 1 abr. 2021. DOI: 10.33448/rsd-v10i4.13787.

COUTINHO, J. DA S. **Uso de geotecnologias para análise da fragmentação florestal, em uma área do município de Capitão Poço-Pa**. 64f. Orientadora: Dr.a Paula Nepomuceno Campos Coorientador: MS.c. Bruno Monteiro Ferreira. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Ciências Biológicas) - Universidade Federal Rural da Amazônia, 2019.

DUVEILLER, G. et al. Deforestation in Central Africa: Estimates at regional, national and landscape levels by advanced processing of systematically-distributed Landsat extracts. **Remote Sensing of Environment**, v. 112, n. 5, p. 1969–1981, 15 maio 2008. DOI: 10.1016/j.rse.2007.07.026.

ELZINGA, C. H. **Sequence analysis: Metric representations of categorical time series**: Department of Social Science Research Methods Vrije Universiteit Amsterdam. Amsterdam, The Netherlands, 2006a.

ELZINGA, C. H. **Turbulence in categorical time series**: Department of Social Science Research Methods Vrije Universiteit Amsterdam. Amsterdam, The Netherlands, 2006b. Disponível em:

<<http://home.fsw.vu.nl/ch.elzinga/MetricsRevision.pdf>%5Cnpapers://1aa359f0-a4fa-4e9a-9435-15fa577db1cc/Paper/p2416%5Cnpapers://1aa359f0-a4fa-4e9a-9435-15fa577db1cc/Paper/p2729%5Cnpapers://1aa359f0-a4fa-4e9a-9435-15fa577db1cc/Paper/p2335%5Cn<http://home.fsw.vu.nl>>

EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, v. 81, n. 1, p. 117–142, dez. 2006. DOI: 10.1017/S1464793105006949.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 34, n. 1, p. 487–515, nov. 2003. DOI: 10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419.

FAHRIG, L. et al. Is habitat fragmentation bad for biodiversity? **Biological Conservation**, v. 230, n. September 2018, p. 179–186, fev. 2019. DOI: 10.1016/j.biocon.2018.12.026.

FAO; UNEP. **The State of the World's Forests 2020**. Rome: FAO and UNEP, 2020.

FERREIRA, M. N. et al. Drivers and causes of zoonotic diseases: an overview. **PARKS**, n. 27, p. 15–24, 11 mar. 2021. DOI: 10.2305/IUCN.CH.2021.PARKS-27-SIMNF.en.

FLETCHER, R. J. et al. Is habitat fragmentation good for biodiversity? **Biological Conservation**, v. 226, n. July, p. 9–15, 2018. DOI: 10.1016/j.biocon.2018.07.022.

GABADINHO, A. et al. Índice de complexidade para o tri e a comparação de sequências categoriais. **Revue des nouvelles technologies de l'information RNTI**, n. E-19, p. 61–66, 2010.

GABADINHO, A. et al. Analyzing and Visualizing State Sequences in R with TraMineR. **Journal of Statistical Software**, v. 40, n. 4, p. 1–37, 2011. DOI: 10.18637/jss.v040.i04.

GIBBS, H. K. et al. Brazil's Soy Moratorium. **Science**, v. 347, n. 6220, p. 377–378, 23 jan. 2015. DOI: 10.1126/science.aaa0181.

GORELICK, N. et al. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, p. 18–27, 1 dez. 2017. DOI: 10.1016/j.rse.2017.06.031.

GRASS, I. et al. Land-sharing/-sparing connectivity landscapes for ecosystem services and biodiversity conservation. **People and Nature**, v. 1, n. 2, p. pan3.21, 29 abr. 2019. DOI: 10.1002/pan3.21.

GU, Z. et al. Circlize implements and enhances circular visualization in R. **Bioinformatics**, v. 30, n. 19, p. 2811–2812, 2 out. 2014. DOI: 10.1093/bioinformatics/btu393.

HADDAD, N. M. et al. Potential Negative Ecological Effects of Corridors. **Conservation Biology**, v. 28, n. 5, p. 1178–1187, 1 out. 2014. DOI: 10.1111/COBI.12323.

HADDAD, N. M. et al. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. **Science Advances**, v. 1, n. 2, p. 1–9, mar. 2015. DOI: 10.1126/sciadv.1500052.

HE, H. S.; DEZONIA, B. E.; MLADENOFF, D. J. An aggregation index (AI) to quantify spatial patterns of landscapes. **Landscape Ecology**, v. 15, n. 7, p. 591–601, 2000. DOI: 10.1023/A:1008102521322.

HERNÁNDEZ, A. et al. Landscape trajectories and their effect on fragmentation for a Mediterranean semi-arid ecosystem in Central Chile. **Journal of Arid Environments**, v. 127, p. 74–81, 2016. DOI: 10.1016/j.jaridenv.2015.10.004.

IBGE. **Produto Interno Bruto dos Municípios 2018**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/apps/pibmunic/>>. Acesso em: 24 abr. 2021.

IBGE. **Estimativas da População**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/estatisticas/sociais/populacao/9103-estimativas-de-populacao.html?edicao=28674&t=resultados>>. Acesso em: 3 maio. 2021.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. **Desmatamento – Amazônia Legal** –. Disponível em: <<http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/downloads/>>. Acesso em: 4 jan. 2021.

JESUS, J. B. DE et al. Fragmentação florestal em região semiárida no Nordeste do Brasil. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 39, n. 1, 30 dez. 2019. DOI: 10.4336/2019.pfb.39e201801683.

LAURANCE, W. F. et al. An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. **Biological Reviews**, v. 93, n. 1, p. 223–247, fev. 2018. DOI: 10.1111/brv.12343.

LIMA, R. X. **Experiências em implementação de Corredores Ecológicos**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2008.

LISBOA, L. S.; ALMEIDA, A. S. DE; LAMEIRA, W. J. Análise temporal da fragmentação florestal no leste da Amazônia legal. **Novos Cadernos NAEA**, v. 22, n. 3, p. 141–156, 19 dez. 2019. DOI: 10.5801/ncn.v22i3.6571.

MAS, J.-F.; VASCONCELOS, R. N.; FRANCA-ROCHA, W. Analysis of High Temporal Resolution Land Use/Land Cover Trajectories. **Land**, v. 8, n. 2, p. 30, fev. 2019. DOI: 10.3390/land8020030.

MATAVELI, G. A. V. et al. The emergence of a new deforestation hotspot in Amazonia. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 19, n. 1, p. 33–36, 2021. DOI: 10.1016/j.pecon.2021.01.002.

MATRICARDI, E. A. T. et al. Long-term forest degradation surpasses deforestation in the Brazilian Amazon. **Science**, v. 369, n. 6509, p. 1378–1382, 11 set. 2020. DOI: 10.1126/science.abb3021.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; ENE, E. **FRAGSTATS v4: spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps**, University of Massachusetts, Amherst, , 2015. Disponível em: < www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html >

MICHALSKI, F.; PERES, C. A.; LAKE, I. R. Deforestation dynamics in a fragmented region of southern Amazonia: evaluation and future scenarios. **Environmental Conservation**, v. 35, n. 2, p. 93–103, 4 jun. 2008. DOI: 10.1017/S0376892908004864.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Série corredores ecológicos: 12 anos de trabalho pela conservação da biodiversidade nacional**. Brasília: MMA, 2015.

MITCHELL, M. G. E. et al. Landscape Fragmentation and Ecosystem Services: A Reply to Andrieu et al. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 30, n. 11, p. 634–635, 2015a. DOI: 10.1016/j.tree.2015.09.002.

MITCHELL, M. G. E. et al. Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 30, n. 4, p. 190–198, abr. 2015b. DOI: 10.1016/j.tree.2015.01.011.

MONTIBELLER, B. et al. Increasing fragmentation of forest cover in Brazil's Legal Amazon from 2001 to 2017. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 5803, dez. 2020. DOI: 10.1038/s41598-020-62591-x.

MOUTINHO, P. **A Pathway to Zero Deforestation in the Brazilian Amazon full report**. IPAM, GREENPEACE, AMAZON, IMAFLORA, ISA, WWF, 2017.

MOUTINHO, P.; GUERRA, R.; AZEVEDO-RAMOS, C. Achieving zero deforestation in the Brazilian Amazon: What is missing? **Elementa: Science of the Anthropocene**, v. 4, n. 000125, p. 1–11, 16 set. 2016. DOI: 10.12952/journal.elementa.000125.

- MÜLLER-HANSEN, F. et al. A matrix clustering method to explore patterns of land-cover transitions in satellite-derived maps of the Brazilian Amazon. **Nonlinear Processes in Geophysics**, v. 24, n. 1, p. 113–123, 2017. DOI: 10.5194/npg-24-113-2017.
- NEPSTAD, D. et al. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. **Science**, v. 344, n. 6188, p. 1118–1123, 6 jun. 2014. DOI: 10.1126/science.1248525.
- NG, C. N.; XIE, Y. J.; YU, X. J. Integrating landscape connectivity into the evaluation of ecosystem services for biodiversity conservation and its implications for landscape planning. **Applied Geography**, v. 42, p. 1–12, ago. 2013. DOI: 10.1016/j.apgeog.2013.04.015.
- NUMATA, I. et al. Determining dynamics of spatial and temporal structures of forest edges in South Western Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 258, n. 11, p. 2547–2555, nov. 2009. DOI: 10.1016/j.foreco.2009.09.011.
- NUMATA, I.; COCHRANE, M. A. Forest Fragmentation and Its Potential Implications in the Brazilian Amazon between 2001 and 2010. **Open Journal of Forestry**, v. 02, n. 04, p. 265–271, 2012. DOI: 10.4236/ojf.2012.24033.
- NUNES, P. H. F. A OCUPAÇÃO ECONÔMICA DA AMAZÔNIA: UM DESMANDO ESTATIZADO? **Revista Baru - Revista Brasileira de Assuntos Regionais e Urbanos**, v. 4, n. 2, p. 283, 7 fev. 2018. DOI: 10.18224/baru.v4i2.6938.
- NUNES, S. et al. Unmasking secondary vegetation dynamics in the Brazilian Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 15, n. 3, p. 034057, 6 mar. 2020. DOI: 10.1088/1748-9326/ab76db.
- PEREIRA, E. J. DE A. L. et al. Brazilian policy and agribusiness damage the Amazon rainforest. **Land Use Policy**, v. 92, p. 104491, 1 mar. 2020. DOI: 10.1016/j.landusepol.2020.104491.
- PHALAN, B. T. What Have We Learned from the Land Sparing-sharing Model? **Sustainability** 2018, Vol. 10, Page 1760, v. 10, n. 6, p. 1760, 28 maio 2018. DOI: 10.3390/SU10061760
- PINHEIRO, P. F. V. **Fragmentação florestal em áreas protegidas na Amazônia maranhense e conservação da biodiversidade**. Orientadora: Maria de Lourdes Pinheiro Ruivo. 2019. 150 f. Tese (Doutorado em Biodiversidade e Biotecnologia da Rede BIONORTE) - Universidade Federal do Pará, Belém, 2019.
- RAISG. **Amazônia 2019 Áreas Protegidas y Territorios Indígenas**, 2019. Disponível em: <<https://www.amazoniasocioambiental.org/es/mapas/#descargas>>
- RAJÃO, R. et al. The rotten apples of Brazil's agribusiness. **Science**, v. 369, n. 6501, p. 246–248, 17 jul. 2020. DOI: 10.1126/science.aba6646.
- REDON, S. M.; FERREIRA, S.; LIMA, A. DE O. DINÂMICA DO PROCESSO DE INTEGRAÇÃO DA AMAZÔNIA AO RESTANTE DO PAÍS: BREVES CONSIDERAÇÕES A PARTIR DE 1960. **Mundo e Desenvolvimento: Revista do Instituto de Estudos Econômicos e Internacionais**, v. 1, n. 4, p. 6–32, 26 set. 2020.

REIS, M. S. et al. Métodos de Classificação e Análise de Trajetórias de Uso e Cobertura da Terra na Amazônia: Implicações para Estudos de Regeneração Florestal. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 72, n. January 2021, p. 1087–1113, 30 dez. 2020. DOI: 10.14393/RBCV72NESPECIAL50ANOS-56535.

RESASCO, J. et al. Landscape corridors can increase invasion by an exotic species and reduce diversity of native species. **Ecology**, v. 95, n. 8, p. 2033–2039, 1 ago. 2014. DOI: 10.1890/14-0169.1.

RICHARDS, P. D.; WALKER, R. T.; ARIMA, E. Y. Spatially complex land change: The Indirect effect of Brazil's agricultural sector on land use in Amazonia. **Global Environmental Change**, v. 29, p. 1–9, nov. 2014. DOI: 10.1016/j.gloenvcha.2014.06.011.

RSTUDIO TEAM. **RStudio: Integrated Development for R**, Boston, MA, RStudio, PBC, , 2020. Disponível em: <<http://www.rstudio.com/>>. Acesso em: 28 abr. 2021

SANTOS, D. et al. **Índice de Progresso Social na Amazônia brasileira: IPS Amazônia 2018**. Belém, PA: Imazon, 2019.

SAURA, S. The Habitat Amount Hypothesis implies negative effects of habitat fragmentation on species richness. **Journal of Biogeography**, v. 48, n. 1, p. 11–22, 18 jan. 2021. DOI: 10.1111/jbi.13958.

SEMAS. **Instrução Normativa 08 de 28/10/2015. DOE 33.003 de 03/11/2015. Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Sustentabilidade do Estado do Pará**, 2015. Disponível em: <<https://www.semas.pa.gov.br/2015/11/03/instrucao-normativa-no-08-de-28-de-outubro-de-2015>>. Acesso em: 23 set. 2020

SILVA, B. E. B. DA; AZEVEDO-RAMOS, C.; FARIAS, H. A. B. The impact of decentralization policies: the environmental performance applied to municipalities of the Amazon. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 51, n. 0, p. 202–223, 31 ago. 2019. DOI: 10.5380/dma.v51i0.61705.

SILVA, F. L. DA; PENA, H. W. A.; OLIVEIRA, F. DE A. A dinâmica da ocupação da Amazônia brasileira: do interesse político e econômico aos conflitos socioambientais. **Revista Caribeña de Ciencias Sociales**, n. 2015_01, 2015.

SILVA JUNIOR, C. H. L. et al. Benchmark maps of 33 years of secondary forest age for Brazil. **Scientific Data**, v. 7, n. 1, p. 1–9, 2020. DOI: 10.1038/s41597-020-00600-4.

SILVA JUNIOR, C. H. L. et al. **The Brazilian Amazon deforestation rate in 2020 is the greatest of the decade** *Nature Ecology and Evolution* Nature Research, , 1 fev. 2021. Disponível em: <<https://doi.org/10.1038/s41559-020-01368-x>>. Acesso em: 4 maio. 2021

SKOLE, D.; TUCKER, C. Tropical Deforestation and Habitat Fragmentation in the Amazon: Satellite Data from 1978 to 1988. **Science**, v. 260, n. 5116, p. 1905–1910, 25 jun. 1993. DOI: 10.1126/science.260.5116.1905.

SOILLE, P.; VOGT, P. Morphological segmentation of binary patterns. **Pattern Recognition Letters**, v. 30, n. 4, p. 456–459, mar. 2008. DOI: 10.1016/j.patrec.2008.10.015.

SOUZA, C. M. et al. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 25 ago. 2020. DOI: 10.3390/rs12172735.

SPAROVEK, G. et al. Who owns Brazilian lands? **Land Use Policy**, v. 87, n. March, p. 104062, 2019. DOI: 10.1016/j.landusepol.2019.104062.

STABILE, M. C. C. et al. Solving Brazil's land use puzzle: Increasing production and slowing Amazon deforestation. **Land Use Policy**, v. 91, p. 104362, 1 fev. 2020. DOI: 10.1016/j.landusepol.2019.104362.

STERN, S.; WARESMAMY; EPNER, T. **2018 Social Progress Index Methodology Report**. Disponível em:

<<https://www.socialprogress.org/static/9b25a2a187a2638e806fd39d0a7e3ab0/2018-social-progress-index-methodology.pdf>>. Acesso em: 30 abr. 2021.

SUN, J.; SOUTHWORTH, J. Indicating structural connectivity in Amazonian rainforests from 1986 to 2010 using morphological image processing analysis. **International Journal of Remote Sensing**, v. 34, n. 14, p. 5187–5200, 20 jul. 2013. DOI: 10.1080/01431161.2013.788800.

TAUBERT, F. et al. Global patterns of tropical forest fragmentation. **Nature**, v. 554, n. 7693, p. 519–522, 14 fev. 2018. DOI: 10.1038/nature25508.

TEIXIDO, A. L. et al. Major biases and knowledge gaps on fragmentation research in Brazil: Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 251, n. January, p. 108749, 2020. DOI: 10.1016/j.biocon.2020.108749.

TRANCOSO, R. Changing Amazon deforestation patterns: urgent need to restore command and control policies and market interventions. **Environmental Research Letters**, v. 16, n. 4, p. 041004, 1 abr. 2021. DOI: 10.1088/1748-9326/abee4c.

TREJO, P.; AZEVEDO-RAMOS, C. La Experiencia de la Reserva Legal en Brasil: Una Opción de Conservación en Propiedades Rurales. **Historia Ambiental Latinoamericana y Caribeña (HALAC) revista de la Solcha**, v. 10, n. 3, p. 300–318, 17 dez. 2020. DOI: 10.32991/2237-2717.2020v10i3.p300-318.

TREJO, P.; AZEVEDO-RAMOS, C.; SZLAFASZTEIN, C. F. La dinámica de la fragmentación forestal en la Amazonia brasileña. In: RAVENA, N.; AZEVEDO MARIN, R. E. (Eds.). **Desenvolvimento e Sustentabilidade**. Belém, Brasil: NAEA.

TRINDADE JÚNIOR, S.-C. C. DA. Uma Floresta Urbanizada? Legado e Desdobramentos de uma Teoria sobre o Significado da Cidade e do Urbano na Amazônia. **Espaço Aberto**, v. 3, n. 2, p. 89–108, 5 dez. 2013. DOI: 10.36403/espacoaberto.2013.2117.

VARGAS, D. L. DE. “Na contramão da sustentabilidade”: a pauta da governança ambiental no Brasil. **COLÓQUIO-Revista do Desenvolvimento Regional**, v. 18, n. 2, p. 90–104, 2021. DOI: <https://doi.org/10.26767/coloquio.v18i2.2026>.

VEDOVATO, L. B. et al. The extent of 2014 forest fragmentation in the Brazilian Amazon. **Regional Environmental Change**, v. 16, n. 8, p. 2485–2490, 25 dez. 2016. DOI: 10.1007/s10113-016-1067-3.

- VILELA, T. et al. A better Amazon road network for people and the environment. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 117, n. 13, p. 7095–7102, mar. 2020. DOI: 10.1073/pnas.1910853117.
- VOGT, P. et al. Mapping landscape corridors. **Ecological Indicators**, v. 7, n. 2, p. 481–488, abr. 2007. DOI: 10.1016/j.ecolind.2006.11.001.
- VOGT, P.; RIITTERS, K. GuidosToolbox: universal digital image object analysis. **European Journal of Remote Sensing**, v. 50, n. 1, p. 352–361, 6 jan. 2017. DOI: 10.1080/22797254.2017.1330650.
- WANG, Y. et al. Upturn in secondary forest clearing buffers primary forest loss in the Brazilian Amazon. **Nature Sustainability**, v. 3, n. 4, p. 290–295, abr. 2020. DOI: 10.1038/s41893-019-0470-4.
- WINOGRAD, C. Natural Resources, Climate Change and Governance. In: **The Economics of Climate Change in Argentina**. p. 129–145.
- WINTLE, B. A. et al. Global synthesis of conservation studies reveals the importance of small habitat patches for biodiversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 116, n. 3, p. 909–914, 15 jan. 2019. DOI: 10.1073/pnas.1813051115.

7 APÊNDICES

Apêndice A – Proporções populacionais de amostras do *Morphological Spatial Pattern Analysis*.

Ano	BG	Branch	Edge	Islet	Core	Bridge	Loop	NR
1985	0,02-0,04	0-0	0,01-0,03	0-0	0,78-0,83	0,03-0,05	0,01-0,03	0,05-0,07
1986	0,02-0,04	0-0	0,01-0,02	0-0	0,77-0,82	0,04-0,06	0,01-0,03	0,04-0,07
1987	0,02-0,04	0-0	0,01-0,02	0-0	0,75-0,8	0,05-0,08	0,01-0,03	0,05-0,08
1988	0,02-0,05	0-0	0,01-0,03	0-0	0,75-0,8	0,05-0,07	0,01-0,03	0,05-0,08
1989	0,03-0,06	0-0	0,01-0,03	0-0	0,74-0,79	0,04-0,07	0,01-0,03	0,05-0,08
1990	0,03-0,05	0-0	0,01-0,02	0-0	0,75-0,8	0,04-0,07	0,01-0,02	0,05-0,08
1991	0,03-0,06	0-0	0,01-0,02	0-0	0,75-0,8	0,04-0,07	0,01-0,02	0,05-0,08
1992	0,04-0,06	0-0	0,01-0,02	0-0	0,74-0,79	0,05-0,07	0,01-0,02	0,05-0,08
1993	0,04-0,07	0-0	0,01-0,03	0-0	0,73-0,78	0,05-0,08	0,01-0,02	0,05-0,08
1994	0,04-0,06	0-0	0,01-0,02	0-0	0,73-0,78	0,06-0,09	0,01-0,02	0,05-0,08
1995	0,05-0,07	0-0,01	0,01-0,03	0-0	0,72-0,77	0,05-0,08	0,01-0,02	0,05-0,07
1996	0,05-0,08	0-0,01	0,01-0,02	0-0	0,71-0,76	0,06-0,09	0,01-0,02	0,04-0,07
1997	0,06-0,09	0-0,01	0,01-0,03	0-0	0,7-0,75	0,05-0,07	0,01-0,03	0,05-0,08
1998	0,06-0,09	0-0	0,01-0,03	0-0,01	0,69-0,74	0,05-0,08	0,01-0,03	0,05-0,07
1999	0,06-0,1	0-0,01	0,02-0,04	0-0	0,69-0,74	0,04-0,07	0,01-0,02	0,05-0,08
2000	0,07-0,1	0-0,01	0,01-0,03	0-0	0,69-0,74	0,05-0,08	0-0,01	0,05-0,07
2001	0,07-0,1	0-0,01	0,01-0,02	0-0,01	0,69-0,74	0,05-0,08	0-0,02	0,05-0,08
2002	0,07-0,11	0-0,01	0,02-0,04	0-0,01	0,66-0,71	0,06-0,09	0,01-0,03	0,05-0,08
2003	0,08-0,12	0-0,01	0,02-0,04	0-0	0,66-0,72	0,05-0,08	0,01-0,02	0,05-0,08
2004	0,08-0,12	0-0,01	0,02-0,04	0-0,01	0,66-0,71	0,05-0,08	0,01-0,02	0,05-0,08
2005	0,09-0,12	0-0,01	0,02-0,04	0-0,01	0,65-0,71	0,05-0,08	0-0,02	0,05-0,08
2006	0,09-0,13	0-0,01	0,02-0,04	0-0,01	0,64-0,7	0,05-0,08	0,01-0,02	0,05-0,08
2007	0,1-0,14	0-0,01	0,03-0,05	0-0,01	0,61-0,67	0,06-0,09	0,01-0,03	0,05-0,08
2008	0,1-0,14	0-0,01	0,02-0,04	0-0,01	0,63-0,69	0,05-0,08	0,01-0,02	0,05-0,08
2009	0,1-0,14	0-0,01	0,02-0,04	0-0,01	0,62-0,68	0,06-0,1	0,01-0,02	0,05-0,08
2010	0,11-0,14	0-0,01	0,02-0,04	0-0,01	0,62-0,68	0,06-0,09	0,01-0,03	0,04-0,07
2011	0,11-0,14	0-0,01	0,02-0,04	0-0,01	0,62-0,68	0,06-0,09	0,01-0,02	0,05-0,07
2012	0,1-0,14	0-0,01	0,01-0,03	0-0,01	0,62-0,68	0,06-0,09	0,01-0,03	0,05-0,08
2013	0,1-0,14	0-0,01	0,02-0,04	0-0,01	0,62-0,68	0,06-0,09	0,01-0,02	0,05-0,08
2014	0,1-0,14	0-0,01	0,02-0,04	0-0,01	0,62-0,68	0,06-0,09	0,01-0,02	0,05-0,08
2015	0,1-0,14	0-0,01	0,02-0,04	0-0,01	0,62-0,68	0,06-0,09	0,01-0,03	0,05-0,08
2016	0,1-0,14	0-0,01	0,02-0,03	0,01-0,02	0,62-0,67	0,06-0,09	0,01-0,02	0,05-0,08
2017	0,1-0,14	0-0,01	0,02-0,04	0-0,02	0,62-0,67	0,06-0,09	0,01-0,02	0,05-0,08
2018	0,11-0,15	0-0,01	0,02-0,04	0-0,01	0,61-0,66	0,06-0,09	0,01-0,03	0,05-0,08

Fonte: o autor.

BG: *Background*; NR: Não relevante.

Apêndice B - Erro padrão para o desenho de amostragem aleatória do *Morphological Spatial Pattern Analysis*.

Ano	BG	Branch	Edge	Islet	Core	Bridge	Loop	NR
1985	0,005	0,001	0,004	0,001	0,012	0,006	0,004	0,007
1986	0,006	0,001	0,004	0,001	0,012	0,007	0,004	0,007
1987	0,005	0,001	0,004	0,000	0,012	0,007	0,004	0,007
1988	0,006	0,001	0,005	0,001	0,012	0,007	0,004	0,007
1989	0,006	0,002	0,005	0,001	0,012	0,007	0,004	0,007
1990	0,006	0,001	0,004	0,001	0,012	0,007	0,004	0,007
1991	0,006	0,001	0,004	0,001	0,012	0,007	0,004	0,007
1992	0,007	0,001	0,004	0,001	0,012	0,007	0,004	0,007
1993	0,007	0,002	0,004	0,001	0,013	0,007	0,004	0,007
1994	0,007	0,002	0,004	0,002	0,013	0,008	0,004	0,007
1995	0,007	0,002	0,004	0,002	0,013	0,007	0,004	0,007
1996	0,007	0,002	0,004	0,001	0,013	0,008	0,004	0,007
1997	0,008	0,002	0,005	0,002	0,013	0,007	0,004	0,007
1998	0,008	0,002	0,005	0,002	0,013	0,008	0,005	0,007
1999	0,008	0,003	0,005	0,002	0,013	0,007	0,004	0,007
2000	0,008	0,003	0,005	0,002	0,013	0,008	0,003	0,007
2001	0,008	0,003	0,004	0,002	0,013	0,008	0,004	0,007
2002	0,009	0,003	0,005	0,002	0,014	0,008	0,004	0,007
2003	0,009	0,003	0,005	0,002	0,013	0,007	0,004	0,007
2004	0,009	0,003	0,005	0,003	0,014	0,008	0,004	0,007
2005	0,009	0,003	0,005	0,002	0,014	0,007	0,004	0,007
2006	0,009	0,003	0,006	0,002	0,014	0,008	0,004	0,007
2007	0,010	0,003	0,006	0,003	0,014	0,008	0,004	0,007
2008	0,010	0,002	0,005	0,003	0,014	0,008	0,004	0,007
2009	0,010	0,003	0,005	0,003	0,014	0,008	0,004	0,007
2010	0,010	0,003	0,005	0,003	0,014	0,008	0,005	0,007
2011	0,010	0,003	0,005	0,003	0,014	0,008	0,004	0,007
2012	0,010	0,002	0,005	0,003	0,014	0,008	0,005	0,007
2013	0,010	0,002	0,005	0,003	0,014	0,008	0,004	0,007
2014	0,010	0,003	0,005	0,003	0,014	0,008	0,004	0,007
2015	0,010	0,003	0,005	0,003	0,014	0,008	0,004	0,007
2016	0,010	0,003	0,005	0,004	0,014	0,008	0,004	0,007
2017	0,010	0,003	0,006	0,004	0,014	0,008	0,004	0,007
2018	0,010	0,003	0,005	0,003	0,014	0,008	0,004	0,008

Fonte: o autor.Confidence = 95%, $z = 1.96$. BG: Background; NR: Não relevante.

CAPÍTULO IV: A RESERVA LEGAL E A CONECTIVIDADE FLORESTAL NA AMAZÔNIA BRASILEIRA

RESUMO

A fragmentação florestal está ativa na Amazônia brasileira. Para manter e melhorar os serviços ecossistêmicos oferecidos pela floresta, é necessário conectar os fragmentos. Florestas em propriedade privada (Reserva Legal – RL) fornecem uma oportunidade como elemento de conexão uma vez que são previstas no Código Florestal Brasileiro. A contribuição da RL para a conectividade florestal foi avaliada utilizando como estudo de caso um município da Amazônia brasileira caracterizado por alto desmatamento e fragmentação. Dois cenários de cobertura florestal com projeção para 2039 foram gerados com base nas mudanças de cobertura registradas no período de 1985 a 2019. O cenário *Business as Usual* (BAU) considerou o período mais recente de mudança de cobertura florestal do município na série histórica, e o cenário *Otimista* (Oti) considerou a recuperação total da RL e o melhor período de referência da cobertura florestal na série histórica do resto do município. Em ambos, foram avaliadas a conectividade estrutural, com métricas de fragmentação, e a conectividade funcional, com *Ecologically Scaled Landscape Indices*. Adicionalmente, a função da RL em cada cenário foi analisada com *Morphological Spatial Pattern Analysis* (MSPA). A cobertura florestal estimada no município foi de 56,9% no cenário Oti e de 28,3% no cenário BAU. O cenário Oti apresentou melhor conectividade estrutural e funcional, caracterizado por menor fragmentação, maior área de fragmentos e menor sensibilidade de perfis ecológicos de espécies avaliados, especialmente, para aqueles com menor *home range*. Em 2039, para ambos os cenários a floresta conectora do município, 27,8% no cenário Oti e 4% no BAU, se concentrou na RL (71,5% e 65%, respectivamente), evidenciando a relevância da manutenção e recuperação da RL em imóveis rurais para uma paisagem conectada na Amazônia.

Palavras-chave: Fragmentação; Conectividade Estrutural; Conectividade Funcional; Corredor Ecológico.

1 INTRODUÇÃO

A fragmentação na Amazônia brasileira é um processo ativo (Capítulo III). Isto significa que os fragmentos florestais estão ficando cada vez menores e mais isolados, o que pode levar a uma diminuição na oferta de serviços ecossistêmicos (MITCHELL et al., 2015). Para manter e melhorar os serviços ecossistêmicos, é necessário tomar medidas para melhorar a conectividade em áreas em que a fragmentação está presente (HERBST, 2011; PORTELA et al., 2012; NG; XIE; YU, 2013; MAGUIRE et al., 2015; WITZELL; BERGSTRÖM; BERGSTEN, 2019; HADDAD; HELMS, 2020). Iniciativas públicas, voltadas para a melhoria da conectividade no bioma Amazônia, têm se concentrado em áreas protegidas, como o desativado projeto corredor da Amazônia Central (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2015), e menos em áreas privadas, nas quais a fragmentação ocorre com maior intensidade (ARIMA et al., 2015; CABRAL et al., 2018; MONTIBELLER et al., 2020). Diante disso, é necessário fortalecer a Reserva Legal (RL) das propriedades rurais como elemento de conexão (SIQUEIRA et al., 2015).

De acordo com o Código Florestal Brasileiro (CF), a RL é uma

[...] área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural [...] com a função de assegurar o uso econômico de modo sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa (art. 3, Lei nº 12.651/2012).

A RL deve ser estabelecida tanto em propriedades privadas quanto em assentamentos rurais, considerando, ainda, o plano de bacia hidrográfica, Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE), criação de corredores ecológicos, áreas com relevância para conservação da biodiversidade e áreas com grande fragilidade ambiental (Lei nº 12.651/2012).

É possível identificar semelhanças entre o CF e as diretrizes para a Conservação da Conectividade através de redes e corredores ecológicos (HILTY et al., 2021) da União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN, sigla em inglês) na criação de uma rede ecológica de conservação. Uma rede ecológica de conservação considera núcleos de habitat e corredores ecológicos que devem ser gerenciados. Esses núcleos podem ser áreas protegidas ou outras medidas eficazes de conservação baseadas em áreas (*Other effective area-based conservation measures* – OMEC, sigla em inglês), ao passo que corredores ecológicos são espaços gerenciados para garantir a manutenção ou melhoria da conectividade (HILTY et al.,

2021). O CF brasileiro inova ao incluir áreas florestadas em imóveis rurais (TREJO; AZEVEDO-RAMOS, 2020). Segundo o CF, a RL deve considerar “a formação de corredores ecológicos com outras RL, com Áreas de Preservação Permanente, com Unidades de Conservação ou com outras áreas legalmente protegidas” (Lei nº 12.651/2012). Somado ao sistema de áreas protegidas em terras públicas, o Brasil tem elementos legais suficientes para formar redes de conservação ecológica a partir dos sistemas de áreas públicas e privadas.

Contudo, a RL está sob pressão constante, apesar de ser protegida por lei. A cobertura florestal da RL, na Amazônia, tem sido afetada por leis que flexibilizam a penalização de ações de desmatamento (DUMMETT; BLUNDEL, 2021). A área desmatada da RL anterior a 2008 deve ser recuperada, conforme instituído no CF e gerenciado pelo Programa de Regulação Ambiental (PRA) de cada estado, mas é um processo que pode durar até 20 anos (CHIAVARI; LOPES, 2019). Em 2017, 11 milhões de hectares de RL no Brasil ainda eram usados para a agricultura (FREITAS et al., 2017). Dessa forma, a identificação do grau de conservação da RL e seu papel efetivo na conectividade florestal é essencial para estabelecer uma paisagem conservada na Amazônia.

As RL de todos os imóveis rurais brasileiros são geridas por meio do Cadastro Ambiental Rural (CAR), um sistema eletrônico de registro ambiental, no qual o proprietário ou o ocupante registra a localização da RL e da Área de Preservação Permanente (APP) dentro do imóvel. Via de regra, a conectividade da RL com outros fragmentos florestais não é considerada (SANTOS et al., 2019b). No entanto, diferentes estudos têm destacado seu uso como elemento de conexão com outras áreas de interesse ambiental (METZGER, 2001; DELALIBERA et al., 2008; SANTOS et al., 2018; CASTRO et al., 2020), ainda que pouco se saiba acerca de sua conectividade atualmente, em especial na Amazônia, onde não só sua localização e área devem ser consideradas, mas também sua cobertura com vegetação nativa.

Apesar de a RL ser uma figura controversa e complexa de proteção, muitos proprietários entendem sua função ecológica e econômica (PINILLOS et al., 2021), mesmo em áreas com altas taxas de desmatamento onde planos de recuperação foram desenvolvidos (SANTIAGO; CAVIGLIA-HARRIS; PEREIRA DE REZENDE, 2018). Essas ações se justificam porque a RL regula o clima, garante a segurança hídrica e energética e presta importantes serviços ecossistêmicos, como polinização, controle biológico e segurança alimentar (METZGER et al., 2019), que revertem benefícios à propriedade. Para tal, a RL deve estar conectada para permitir “o movimento sem impedimentos de espécies e o fluxo de processos naturais que mantêm a

vida no planeta” (CMS, 2020). Portanto, a RL é considerada como elemento-chave para o desenvolvimento econômico e para a conservação das florestas no Brasil (TREJO; AZEVEDO-RAMOS, 2020).

Para compreender o papel da RL na conectividade florestal é necessário avaliar a *conectividade estrutural*, que é continuidade física do habitat (BENNETT; RADFORD; HASLEM, 2006), e a *conectividade funcional*, que reflete a capacidade de movimento das espécies em uma paisagem com uma determinada configuração, incluindo áreas de habitat e não habitat (VOGT et al., 2009; VILLARD; METZGER, 2014).

Neste estudo, para avaliar a contribuição da RL para a conectividade (estrutural e funcional), utilizou-se um município com alta fragmentação florestal (Itupiranga, no estado do Pará, a leste do bioma Amazônia) como estudo de caso. O município foi avaliado em dois cenários de cobertura florestal (cenário *Business as Usual* – BAU e cenário Otimista – Oti) com projeção para o ano de 2039, com base nas mudanças de cobertura registradas no período de 1985 a 2019.

2 METODOLOGIA

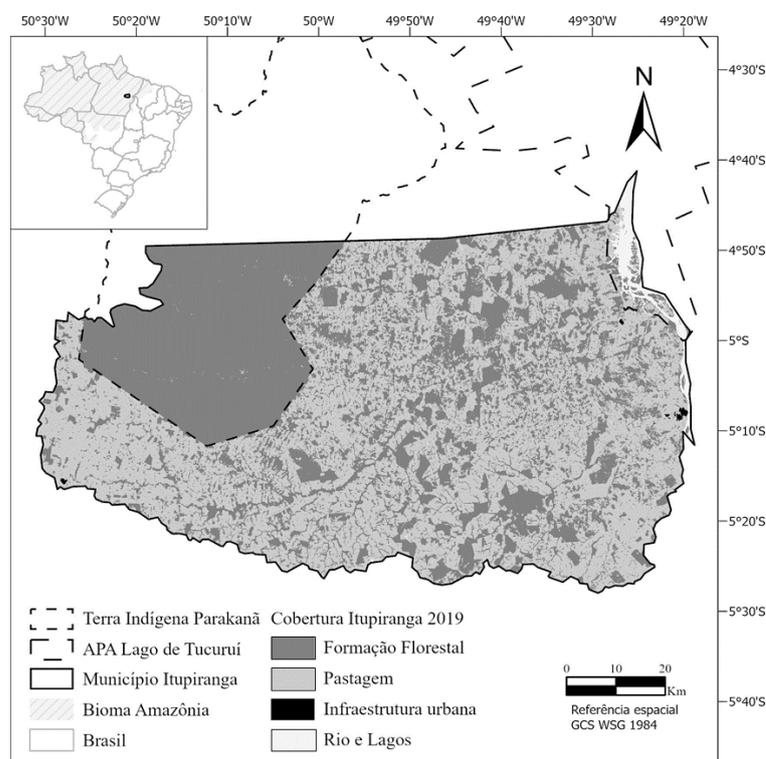
2.1 Área de Estudo

Itupiranga é um município com grandes impactos ambientais, refletidos na dinâmica da cobertura vegetal por meio da redução das florestas e o aumento das atividades antrópicas, sem benefícios econômicos e sociais expressivos para a população. Essas características são típicas da Amazônia Oriental (NUNES, 2018; ZEFERINO et al., 2021), onde uma alta pressão sobre os recursos naturais não reflete, necessariamente, uma melhoria na qualidade de vida da população (CELENTANO; VERÍSSIMO, 2007; MOUTINHO; GUERRA; AZEVEDO-RAMOS, 2016). Portanto, utilizar esse município como estudo de caso ajuda a entender o papel que a RL desempenha na conectividade na macrorregião mais fragmentada da Amazônia brasileira (ver Capítulo III).

O município de Itupiranga, localizado no Estado do Pará, possui uma área de 7.880,11 km², população estimada em 53.355 em 2020, com densidade populacional de 6,5 habitantes por km² (IBGE, 2021). O Índice de Progresso Social (IPS), em 2018, foi de 49,41, o que o coloca no grupo de municípios com os menores níveis de progresso social na Amazônia

(SANTOS et al., 2019a). O Produto Interno Bruto (PIB) *per capita*, em 2018, foi de R\$ 9.760¹³ (IBGE, 2018), colocando-o, também, entre os municípios com menor renda na região. As atividades econômicas predominantes se enquadram na categoria de administração, defesa, educação, saúde pública e seguridade social (IBGE, 2018). A atividade agropecuária contribuiu com 31,7% do produto interno do município, em especial a criação de gado (IBGE, 2018). Esta situação guarda relação com sua cobertura e uso da terra (Figura 1).

Figura 1 – Localização e cobertura do município de Itupiranga, Pará, Brasil.



Fonte: o autor com informações geográficas de IBGE (2019) e cobertura florestal 2019 de MapBiomas (SOUZA et al., 2020).

Segundo o MapBiomas (SOUZA et al., 2020), em 1985, a floresta cobria 91,5% do município, contrastando com 7,1% da área em cultivo de pastagens. Em 2019, as pastagens cultivadas foram a classe dominante da cobertura do município, com 53,9% da área (4243,51 km²), seguida pela cobertura florestal com 44,5% (3502,57 km²) e outras, como formação rural (0,01%), agricultura (0,02%), infraestrutura urbana (0,08%) e corpos hídricos (1,60%).

Em 2020, Itupiranga, com área desmatada de 820,51 km², ocupava a 24^a posição entre os municípios do Pará com maior desmatamento acumulado no período entre 2008 e 2020 (ASSIS et al., 2019). A porção mais importante da floresta, no município, pertence à Terra

¹³ Em 2018, US\$ 1 = R\$ 3,8.

Indígena Parakanã (17,6%; 3520,00 km² totais). Essa área tem um alto nível de conservação. O município também se sobrepõe, parcialmente, com 2,2% (173,5 km²) da Área de Proteção Ambiental (APA) Lago de Tucuruí (5667,31 km²). A APA, no entanto, apresenta um alto nível de intervenção antrópica, como ocorre normalmente nessa figura mais flexível de proteção (SIANI et al., 2019). A floresta secundária também desempenha um papel importante na cobertura do município. Conforme dados disponíveis, em 2016, a floresta secundária cobriu 8,1% (639,02 km²) da área do município de Itupiranga. Dessa área, 68% (434,86 km²) eram florestas menores de 10 anos, 20% (127,72 km²) para florestas entre 10 e 20 anos e 12% (76,45 km²) para floresta secundária entre 20 e 32 anos (IMAZON, 2021).

Devido ao alto grau de desmatamento, esse município está na lista oficial de Municípios Desmatadores e não pode participar de incentivos públicos para ações ambientais (PROGRAMA MUNICÍPIOS VERDES, 2021). Ainda, de acordo com a estimativa do Índice Municipal de Desempenho da Gestão Ambiental (iMEM), dos 143 municípios do Pará, Itupiranga passou de 116º lugar em 2009 para 129º em 2015 (SILVA; AZEVEDO-RAMOS; FARIAS, 2019), o que ilustra seu fraco desempenho na gestão ambiental.

A área suscetível ao registro no Cadastro Ambiental Rural (CAR) é de 6.354,5 km² (80,6% da área do município)¹⁴ (PROGRAMA MUNICÍPIOS VERDES, 2021). No entanto, a área de propriedades rurais (5.897,5 km²) e assentamentos (3.708,4 km²) registrados foram de 9.605,9 km² (SICAR, 2021), ou seja, maior que a área do município (7.880 km²). A sobreposição de propriedades registradas também reflete que os critérios de conectividade não são usados ao registrar propriedades no sistema.

2.2 Método

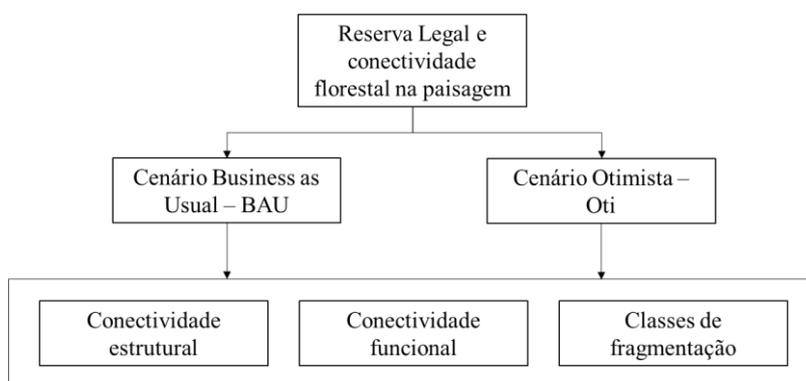
2.2.1 Avaliação da conectividade funcional, estrutural e de função florestal em uma paisagem fragmentada

Neste estudo, o *framework* metodológico é apresentado de forma simplificada na Figura 2. Para determinar a contribuição da RL na conectividade florestal do município, foram criados dois cenários de cobertura florestal com projeção para o ano de 2039, com base nas mudanças

¹⁴ Atualizado em 8 de fevereiro de 2021.

de cobertura registradas no período de 1985 a 2019. A partir disso, foram determinadas a conectividade estrutural e funcional e as funções que a RL desempenha no arranjo da paisagem.

Figura 2 – *Logic Framework* usado na metodologia



Fonte: O autor.

A *conectividade estrutural* pode ser avaliada através de métricas de fragmentação, como número de fragmento, densidade de fragmentos, comprimento da borda e outras mais complexas, como *Aggregation Index*. Estes são obtidos pela análise espacial de uma paisagem com o uso de ferramentas espaciais como Sistemas de Informação Geográfica (SIG). Quando se quer avaliar a *conectividade funcional*, analisamos a paisagem para entender como as espécies respondem a essa configuração, conquanto a limitação dessas metodologias é que uma única espécie é avaliada. Uma das maneiras de analisar a conectividade funcional para várias espécies presentes em uma determinada paisagem é por meio dos *Ecologically Scaled Landscape Indices (ESLI)*, especificamente, $ESLI_k$ e $ESLI_c$ (VOS et al., 2001).

Esses índices têm sido utilizados para avaliar a resposta das espécies às mudanças no uso da terra, às mudanças climáticas, às políticas públicas relacionadas às Terras Indígenas, e ao planejamento de exploração florestal (IMAKI, 2007; CRUZ et al., 2016; GOUVEIA et al., 2016). Embora em alguns casos esses índices não tenham capacidade de projeção (RIZKALLA; MOORE; SWIHART, 2009), seu uso pode orientar ações de conservação (VOS et al., 2001).

Adicionalmente, o *Morphological Spatial Pattern Analysis (MSPA)* (SOILLE; VOGT, 2008) permite estabelecer diferentes classes em padrões florestais, que podem cumprir diferentes funções na paisagem.

2.2.2 Cenários de cobertura florestal

Utilizando-se o período de 1985 a 2019, foram analisadas as mudanças na cobertura das diferentes categorias de uso da terra do município (Terra Indígena, Propriedade Privada, Reserva Legal de Propriedade Privada, Assentamentos, Reserva Legal de Assentamentos e sem categoria). Tal análise possibilitou determinar tendências no ganho (positivo) e perda (negativa) da cobertura vegetal, refletida na taxa de mudança. Além disso, foi possível determinar em que ano houve mudança na tendência (*breaking points*), quer seja positiva ou negativa, ou onde a tendência foi mantida, mas com mudanças no valor da taxa (por exemplo, aumento ou diminuição da intensidade de perda de cobertura). Cada categoria de ocupação pode responder de forma diferente às pressões do desmatamento, isso não se reflete apenas na taxa, mas também no momento em que as mudanças ocorrem (*breaking points*). As taxas de mudanças serviram como dados de entrada para projetar o município em dois cenários de 20 anos (até 2039).

O primeiro cenário, denominado *Business as Usual* (BAU), correspondeu à projeção da cobertura florestal do município para o ano de 2039, com base na última taxa registrada de mudanças na cobertura florestal para cada categoria de uso da terra do município. Esse cenário buscou captar o estado futuro da cobertura florestal caso o mesmo comportamento das últimas taxas calculadas (no período de 1985 a 2019) for mantido. Assim, tal cenário não é apresentado como pessimista, uma vez que não considera as maiores taxas de perdas registradas em qualquer momento do período, mas as últimas delas.

O segundo cenário, chamado de otimista (Oti), considerou para 2039: (i) a RL (tanto de propriedades privadas quanto de assentamentos) com a cobertura florestal total, conforme previsto em lei (mínimo de 50% da área de propriedade para a região de consolidação, de acordo com o Zoneamento Econômico Ecológico do Pará); e (ii) o restante das categorias do município (Terra Indígena, Propriedades Privadas, Assentamentos e sem categoria) com a projeção da taxa de melhor comportamento (menor perda registrada ou maior recuperação da floresta) nas mudanças de cobertura registradas no período de 1985 a 2019. Pressupõe-se que: (1) a recuperação total da RL afeta positivamente a mudança de cobertura no restante do município; e (2) a redução do desmatamento na Amazônia não tem efeitos negativos sobre as atividades produtivas (NEPSTAD et al., 2014).

A projeção de 2019 a 2039 foi estimada, levando-se em consideração o período de 20 anos, estabelecido por lei para a recomposição da RL (Lei nº 12.651/2012), um dos poucos elementos em que as leis individuais dos estados coincidem (CHIAVARI; LOPES, 2019).

Para a criação de cenários, os dados de insumos correspondem à classificação da cobertura e do uso da terra em formato *raster* de MapBiomas (SOUZA et al., 2020), coleção 5.0, para o município de Itupiranga no período de 1985 a 2019. Essa coleção tem uma acurácia de 88% para o terceiro nível de classificação e um tamanho de *pixel* de 30 metros, os quais foram obtidos através da plataforma *Google Earth Engine* (GORELICK et al., 2017) e, em seguida, reclassificado de forma binária (floresta e não-floresta). Para ambos os cenários (BAU e Oti), foram obtidas as taxas de mudanças para cada categoria de ocupação do município. Estas foram calculadas a partir da regressão linear segmentada por *breaking points* (anos em que as mudanças de inclinação da curva ocorrem) de mudanças anuais de cobertura florestal por categoria utilizando-se o pacote *Segmented* (MUGGEO, 2008) em *RStudio* (RSTUDIO TEAM, 2020).

A área da Terra Indígena (TI) foi delimitada com informações da Fundação do Índio (FUNAI, 2020), ao passo que as Propriedades Privadas (PP) e a Reserva Legal de Propriedades Privadas (RL-PP) foram obtidas do Sistema de Cadastro Ambiental Rural (SICAR) (SICAR, 2021). A sobreposição entre propriedades foi corrigida priorizando primeiro propriedades grandes (> 1.050 ha) por manter maiores áreas de RL que podem ser manejadas sob um só critério. Quando propriedades de uma mesma categoria se encontravam sobrepostas total ou parcialmente, uma delas foi selecionada aleatoriamente como prioritária outorgando-lhe as áreas em conflito, sem deletar as áreas não sobrepostas em sobreposições parciais.

Para este estudo, a RL-PP foi considerada à parte do PP para determinar o comportamento da mudança de cobertura florestal separadamente. Para os assentamentos (AST), foi considerada a malha fundiária de Imaflora (FREITAS et al., 2018), por reunir as informações fundiárias de assentamentos numa base de dados única e corrigida. As Reservas Legais dos Assentamentos (RL-AST) foram obtidas pela sobreposição dos assentamentos às Reservas Legais registradas no SICAR. AST e RL-AST também foram considerados separadamente nas análises. Por fim, sem categoria (SC) corresponde às parcelas do município nas quais nenhuma das categorias acima foi identificada. A APA não foi considerada como uma categoria de ocupação por se tratar de uma área de proteção com menos restrições, o que permite ocupação com propriedade privada. A Área de Preservação Permanente (APP) de propriedades

privadas não foi considerada por poder ser incluída no cálculo da RL (Lei nº 12.651/2012) e por ser, em alguns casos, menor do que a resolução do *raster* usado (30 m) (NUNES et al., 2019).

Uma vez conhecidas as taxas, elas foram multiplicadas por 20 anos para determinar a área total de perda ou ganho de cobertura para cada categoria. Os locais, onde as alterações poderiam ocorrer, foram selecionados por critério de proximidade para cada categoria, com base na cobertura florestal do município para o ano de 2019 do MapBiomas. Para os casos em que a taxa foi de perda, os *pixels* a serem alterados de floresta para não-floresta foram selecionados com base em um critério de proximidade de áreas já desmatadas. Isso foi obtido no *RStudio* (RSTUDIO TEAM, 2020) a partir de um *mobile window*, no qual o *pixel* central, coberto pela floresta de uma matriz ímpar (por exemplo, 3 por 3 *pixels*, para um total de 9 *pixels*), obteve a probabilidade de ser alterado para não-floresta a partir da presença de *pixels* não-floresta dentro da matriz. Posteriormente, foram amostrados *pixels* com base na maior probabilidade de ser desmatados e na área total de perda. Esse processo foi repetido 100 vezes e, finalmente, os *pixels*, escolhidos mais vezes e cuja soma totalizou a área total de perda, foram selecionados. No caso do ganho de cobertura florestal, o mesmo princípio foi aplicado, mas considerando um *pixel* central de não-floresta no *mobile window*.

O princípio da probabilidade de perda de cobertura florestal foi utilizado com base na proximidade de áreas já desmatadas, uma vez que o processo de perda florestal na Amazônia brasileira está associado a frentes de ocupação e rotas de transporte. A partir destes, o desmatamento avança à medida que áreas próximas as já desmatadas são ocupadas por razões operacionais e econômicas (BARBER et al., 2014; SILVEIRA et al., 2020; MULLAN; CAVIGLIA-HARRIS; SILLS, 2021; JAFFÉ et al., 2021). Para o critério de ganho da cobertura florestal, utilizou-se o critério de proximidade com áreas com floresta. Esse critério é conservador, posto que a adição de áreas recuperadas aos fragmentos existentes elimina a incerteza de projetar florestas secundárias, que têm dinâmicas complexas.

2.2.3 Conectividade estrutural e conectividade funcional

A conectividade estrutural e a conectividade funcional foram avaliados nos cenários BAU e Oti. Para *conectividade estrutural*, foram calculadas as métricas do número de fragmentos, a área média de fragmentos e o *Aggregation Index* utilizando-se *LandscapeMetrics* (HESELBARTH et al., 2019) em *RStudio* (RSTUDIO TEAM, 2020). O número de

fragmentos e a área média dos fragmentos são métricas que indicam o grau de fragmentação da paisagem. Neste sentido, por exemplo, fragmentos em maior número e menor área média indicam uma paisagem mais fragmentada (MCGARIGAL; CUSHMAN; ENE, 2015). Por sua vez, o *Aggregation Index* permite definir o nível de agrupamento de uma classe em um determinado cenário, usando uma imagem *raster* como dados de entrada. Seu valor está relacionado ao agrupamento dos *pixels* e será maximizado (1) quando os *pixels* compartilharem o máximo de bordas possível, ou seja, um maior agrupamento e mínimo (0) quando todos os *pixels* não estão agrupados (HE; DEZONIA; MLADENOFF, 2000). Em uma paisagem seria possível, por exemplo, ter muito fragmentos pequenos agregados, o que contrastaria com uma paisagem com grandes fragmentos dispersos.

No caso da *conectividade funcional*, avaliou-se a sensibilidade das espécies da fauna quanto à redução e à fragmentação do habitat com o uso de perfis ecológicos da espécie (requerimentos de área da espécie e seu comportamento em face de uma paisagem fragmentada) com a configuração da paisagem utilizando os índices $ESLI_k$ e $ESLI_c$ (VOS et al., 2001). $ESLI_k$ avalia a sensibilidade do perfil ecológico à perda de habitat, enquanto $ESLI_c$ avalia a sensibilidade do perfil ecológico em sua mobilidade de cobrir certa distância em uma matriz, ao passar de um fragmento a outro de seu próprio habitat (VOS et al., 2001; RATTIS et al., 2018).

Com base no *home range* de uma espécie - área na qual um indivíduo ou grupo de uma espécie atende às suas necessidades (BURT, 1943) - e do *gap-crossing ability* - capacidade de uma espécie de atravessar uma área de não-floresta, como pastagens ou culturas agrícolas (DALE et al., 1994) - associados a classificação de perfis de Dale et al. (1994) e Vos et al. (2001), perfis ecológicos foram criados com base em requisitos diferentes de grupos animais relatados para a área de estudo, tais como: (1) **preguiça** (*Bradypus variegatus*): *home range* \leq 10 ha e *gap-crossing ability* \leq 50 m (MONTGOMERY; SUNQUIST, 1975, 1978 *apud* DALE et al., 1994); (2) a ave **arapaçu-bico-de-cunha** (*Glyphorynchus spirurus*): *home range* de 7 ha e *gap-crossing ability* de 400 m (OFFERMAN et al., 1995); e (3) **o jaguar** (*Panthera Onca*): *home range* $>$ 1000 ha e *gap-crossing ability* $>$ 500 m (L. EMMOMS, comunicação pessoal; PARKER, 1990 *apud* DALE et al., 1994).

Para tanto, foram criados 6 perfis ecológicos, considerando as combinações de diferentes classes de *home range* (10 e 1000 ha) e de *gap-crossing ability* (50, 400 e 1000 m) (Quadro 1). Os perfis ecológicos variam em um gradiente de pequeno *home range* e baixo *gap-*

crossing ability (que, por suas características, chamamos, genericamente, *de* tipo preguiça) a grande *home range* e alto *gap-crossing ability* (o que chamamos de tipo jaguar).

Quadro 1 – Perfis ecológicos criados para a determinação da sensibilidade à fragmentação e perda de habitat

<i>Home Range</i>	<i>Gap-crossing ability</i>		
	Baixa ≤ 50 m	Média 51 – 400 m	Alta 401 – 1000 m
10 ha	A	B	C
1000 ha	D	E	F

Fonte: O autor com base em Dale *et al.* (1994) e Vos *et al.* (2001).

Os índices $ESLI_k$ e $ESLI_c$ foram calculados em *RStudio* (RSTUDIO TEAM, 2020) a partir de suas respectivas fórmulas (VOS *et al.*, 2001; RATTIS *et al.*, 2018). A sensibilidade ao tamanho do habitat foi determinada com:

$$ESLI_k = \sum_{i=1}^n \frac{k_{si}}{n} \quad (1)$$

onde k_{si} é a capacidade suporte do fragmento, obtido entre a relação da área de fragmento e o *home range*, e n é o número total de fragmentos.

A sensibilidade à distância entre os fragmentos foi obtida através:

$$C_{si} = \sum_{j=1}^n A_i \exp(-\alpha D_{ij}) \quad i \neq j \quad (2)$$

onde A_i é a área do fragmento focal, D_{ij} é a distância euclidiana entre todos os fragmentos relativos ao fragmento focal, j é o fragmento mais próximo a i e α é o *dispersal kernel*, determinado de acordo com *gap-crossing ability* para cada perfil. A média desse índice foi determinada com:

$$ESLI_c = \sum_{i=1}^n \frac{C_{si}}{n} \quad (3)$$

onde n é o número total de fragmentos¹⁵.

¹⁵ Para obter mais detalhes sobre as fórmulas, consulte Rattis *et al.* (2018).

Valores mais altos de $ESLI_k$ e $ESLI_c$ significam menor sensibilidade do perfil ecológico quanto ao parâmetro medido (por exemplo, área de fragmentos ou capacidade de se mover entre fragmentos) (VOS et al., 2001).

2.2.4 Conectividade florestal através da RL em propriedades privadas e assentamentos

Finalmente, ambos os cenários foram analisados através do MSPA (SOILLE; VOGT, 2008) para estabelecer a contribuição da RL à configuração da paisagem por meio das classes de saída da análise, sobretudo, para aquelas que servem como corredores ecológicos. As classes de MSPA consistem em: *Core*, o único tipo de cobertura florestal que não está em contato com atividades antrópicas (*Background*); *Edge* e *Perforation* são a parte da floresta que está entre *Core* e *Background*, servindo como uma área de transição entre essas duas categorias; *Bridge* e *Loop* são faixas de habitat que conectam com *Core* (áreas que não são influenciadas por áreas desmatadas) e podem funcionar como corredores ecológicos para espécies, matéria e energia; *Branch* poderia ser considerada como uma extensão da floresta, que permanece quase cercada em sua totalidade por atividades antrópicas, embora esteja, parcialmente, conectada com *Core*; por último, *Islet* trata-se dos fragmentos florestais com área insuficiente para manter *Core*.

A análise do MSPA foi realizada no *software Guidos Toolbox* (VOGT; RIITTERS, 2017). Para essa análise, a largura da borda foi definida para 14 *pixels* (420m), porque os impactos do efeito de borda atingem até 400 metros dentro dos fragmentos na Amazônia brasileira (LAURANCE et al., 2018). Uma vez obtidas as classes de MSPA, elas foram reclassificadas para agrupar aquelas que cumprem a mesma função: *Bridge* e *Loop* foram agrupadas no *Connector* por serem as classes que conectam *Core*. *Perforation* e *Edge* também foram agrupados em *Edge* por se tratar das classes que estão entre *Core* e desmatamento. Posteriormente, as áreas das classes foram extraídas, utilizando como máscara a RL de propriedades privadas e assentamentos. Em seguida, foi avaliada a contribuição das funções ecológicas que a RL cumpriria em ambos os cenários.

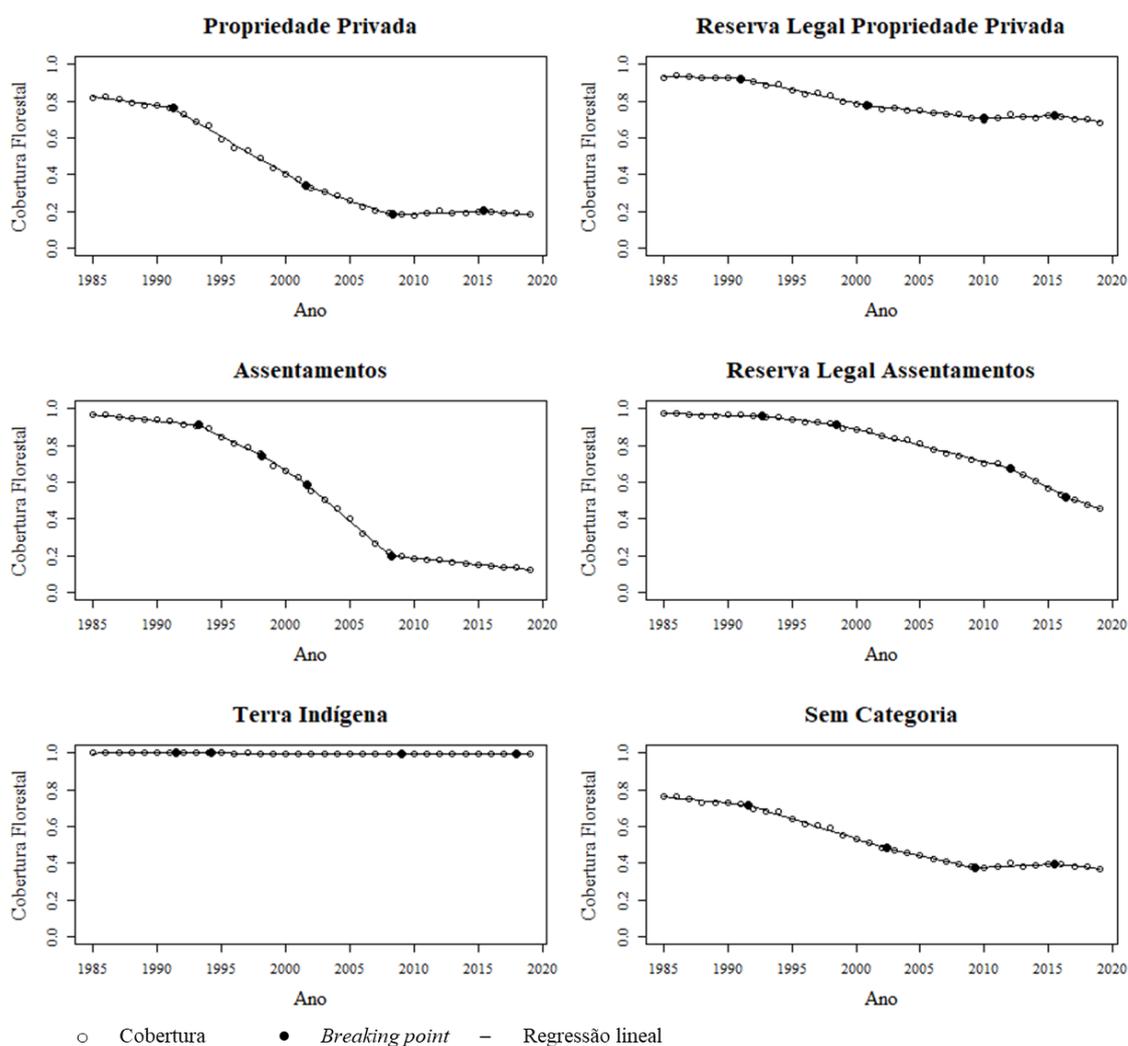
3 RESULTADOS

Para 2019, em Itupiranga, a categoria PP dominou a ocupação do município com 22,0% (173.445 ha) da superfície, seguida por AST com 20,4% (160.632 ha), TI com 17,6% (138.636 ha) e sem categoria identificada (SC) com 10,5% (82.999 ha). As categorias com RL (RL-PP e

RL-AST) ocuparam 29,4% do município, sendo RL-AST com 16,0% (126.365 ha) e RL-PP com 13,4% (105.683 ha).

Para o período estudado (1985 – 2019), houve redução da cobertura florestal nas categorias de uso da terra, exceto TI (Figura 3). No entanto, houve diferenças na tendência (conjunto de anos com o mesmo comportamento de perda anual), nas taxas de mudanças e nos anos em que ocorrem as mudanças. Em 1985, a cobertura florestal de PP foi superior a 80% e a de AST foi próxima de 100%. Já em 2019, PP e AST (sem considerar RL) apresentaram coberturas de 18% e 12%, respectivamente. Os períodos mais intensos de desmatamento para AST foram entre 1993 e 2008 e para PP, entre 2001 e 2008. As últimas tendências mostraram uma taxa anual de perda de cobertura de 0,7% ao ano desde 2008 para AST e 0,5% para PP desde 2015. Entre 2008 e 2015, PP apresentou um ganho líquido anual de cobertura de 0,3%.

Figura 3 – Variação da cobertura florestal nas categorias de uso da terra do município de Itupiranga, PA, para o período de 1985 a 2019



Fonte: O autor.

De acordo com o Código Florestal, pode haver desmatamento legal dentro de AST e PP, mas não na RL. Em RL, as perdas de vegetação anteriores a 2008 devem ser compensadas e as posteriores estão sujeitas a penalidades. Entretanto, as categorias RL-PP e RL-AST também apresentaram tendências de perdas de vegetação em grande parte do período estudado. Em 1985, ambas tinham cobertura superior a 90%. Em 2019, a cobertura já era de 68% na RL-PP e 46% na RL-AST. Entre 2010 e 2015, a RL-PP apresentou um ganho anual de cobertura de 0,3%. Para a RL-AST, o período mais intenso de perda foi de 1998 até 2019.

Por outro lado, a TI apresentou um comportamento estável na cobertura florestal, sempre acima de 99%. Por fim, a SC apresentou cobertura próximo a 80% no início do período estudado e 37% ao final de 2019. Seu período mais intenso de perda foi entre 1991 e 2009, ao passo que sua taxa mais recente de perda anual é de 0,7% entre 2015 e 2019. Esses valores são semelhantes a PP, portanto a categoria poderia ser propriedades privadas que ainda não foram declaradas no SICAR.

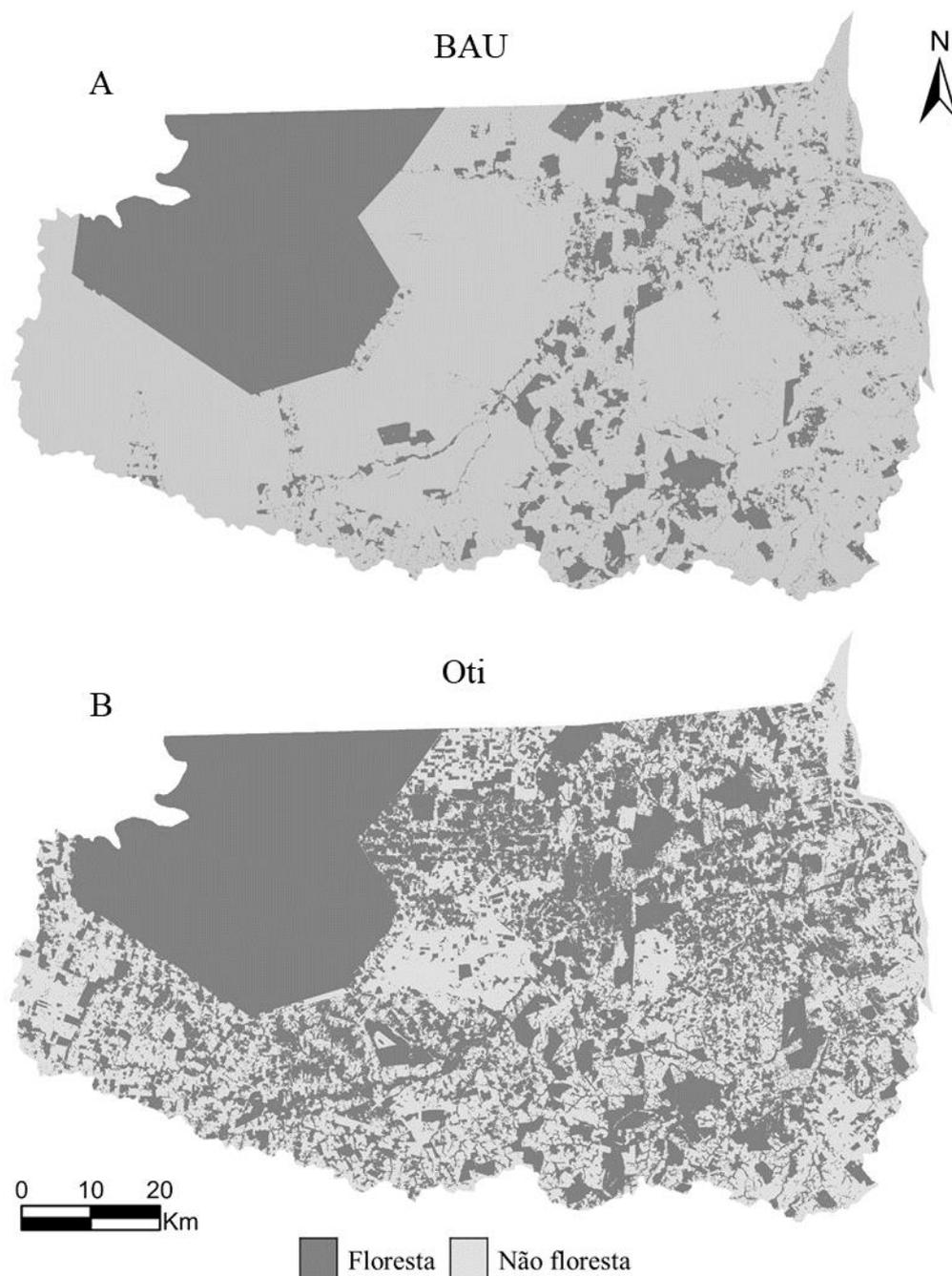
O cenário BAU utilizou a última tendência registrada de mudança na cobertura florestal. Essa tendência de perda de cobertura florestal começou em média para todas as categorias em $2014 \pm 3,34$ (*breaking point 4*), exceto TI. As perdas anuais foram de 2,4% para RL-AST, 0,9% para RL-PP, 0,7% para AST, 0,7% para SC e 0,5% para PP.

Para o cenário Oti, foram utilizadas as taxas de melhor comportamento das categorias de uso da terra. Para PP e SC (0,3% ao ano cada), entre $2009 \pm 0,46$ e $2016 \pm 0,46$. A TI teve seu melhor comportamento na última tendência registrada (0,1% ao ano no biênio 2018 – 2019), assim como a AST e a RL-AST (a mesma utilizada para BAU, -0,7% e -2,4% ao ano, respectivamente). No caso da RL-PP e da RL-AST, foi estabelecida uma cobertura florestal de 100% da categoria (50% da propriedade rural) para avaliar a contribuição para a conectividade no município.

Em 2019, a cobertura florestal do município foi 350.085 ha. Assim, em 2039, o cenário BAU representou -36,2% da cobertura florestal e Oti +28,1% (Figura 4). Para o cenário BAU (Figura 4A), a cobertura florestal do município é de 28,3% (223.280 ha) em 2039, em que se destacam a perda total de cobertura florestal nas categorias AST e RL-AST e sua recuperação total em TI (138.636 ha), a última contribuindo com 62,9% para a cobertura nesse cenário. A RL representa 23,7% (contribuição exclusiva da RL-PP). Para Oti (Figura 4B), a cobertura florestal é de 56,9% do município (448.343 ha). Isso se deve, principalmente, à contribuição da RL-PP e da RL-AST (51,8%) e TI (30,9%) para a cobertura florestal. As demais categorias

contribuem em menor ou em nenhum montante para a presença de florestas em ambos os cenários: PP contribui com 6,1% e 9,3% para os cenários BAU e Oti, respectivamente; SC contribui com 8,1% tanto para BAU quanto para Oti; e a AST não tem cobertura florestal em nenhum dos cenários. Portanto, em ambos os cenários, o remanescente de floresta ficou concentrado, em especial, nas RL dos imóveis rurais.

Figura 4 – Projeção de cenários do município de Itupiranga para o ano de 2039.



(A) Cenário BAU (*Business as Usual*) projetado com a última tendência de mudança de cobertura florestal para cada categoria de ocupação do município e (B) Oti (cenário otimista) com a tendência de melhor comportamento (baixa perda e maior ganho de cobertura florestal) de cada categoria e a RL 100% recuperada. **Fonte:** O autor

Para os cálculos *conectividade estrutural* e *conectividade funcional*, a TI foi descartada (100% de cobertura florestal em fragmento homogêneo, em 17,6% do município para ambos os cenários) para não mascarar as métricas e indicadores. Para 2019, o município sem TI apresentou 8.103 fragmentos, com área média de 26,1 ha. Para o cenário BAU, projetado para 2039, foram somados 24.027 fragmentos (aumento de 196,5%) com área média de 3,5 ha (redução de 86,5%). Por sua vez, no cenário Oti houve redução de 35,4% no número de fragmentos (5.236 fragmentos) e aumento de 126,4% na área média de fragmentos (59,1 ha). O *Aggregation Index* para o cenário Oti foi maior (93,1%) do que no cenário BAU (89,5%), sugerindo, junto com os demais indicadores, uma melhor conectividade estrutural no cenário Oti. O cenário BAU em comparação ao cenário Oti em 2039 teve um aumento de 358,6% em fragmentos e uma redução de 94,1% da área média dos fragmentos.

Para a *conectividade funcional*, os perfis ecológicos de espécies apresentaram menor sensibilidade em Oti, ao apresentar maiores valores para os índices $ESLI_k$ e $ESLI_c$ para todos os perfis comparado ao cenário BAU (Tabela 1). Entre eles, o perfil C (menor *home range* e alto *gap-crossing ability*) apresentou a menor sensibilidade com os maiores valores para os dois índices.

Tabela 1 – Valores de $ESLI_k$ e $ESLI_c$ para perfis ecológicos nos cenários BAU e Oti

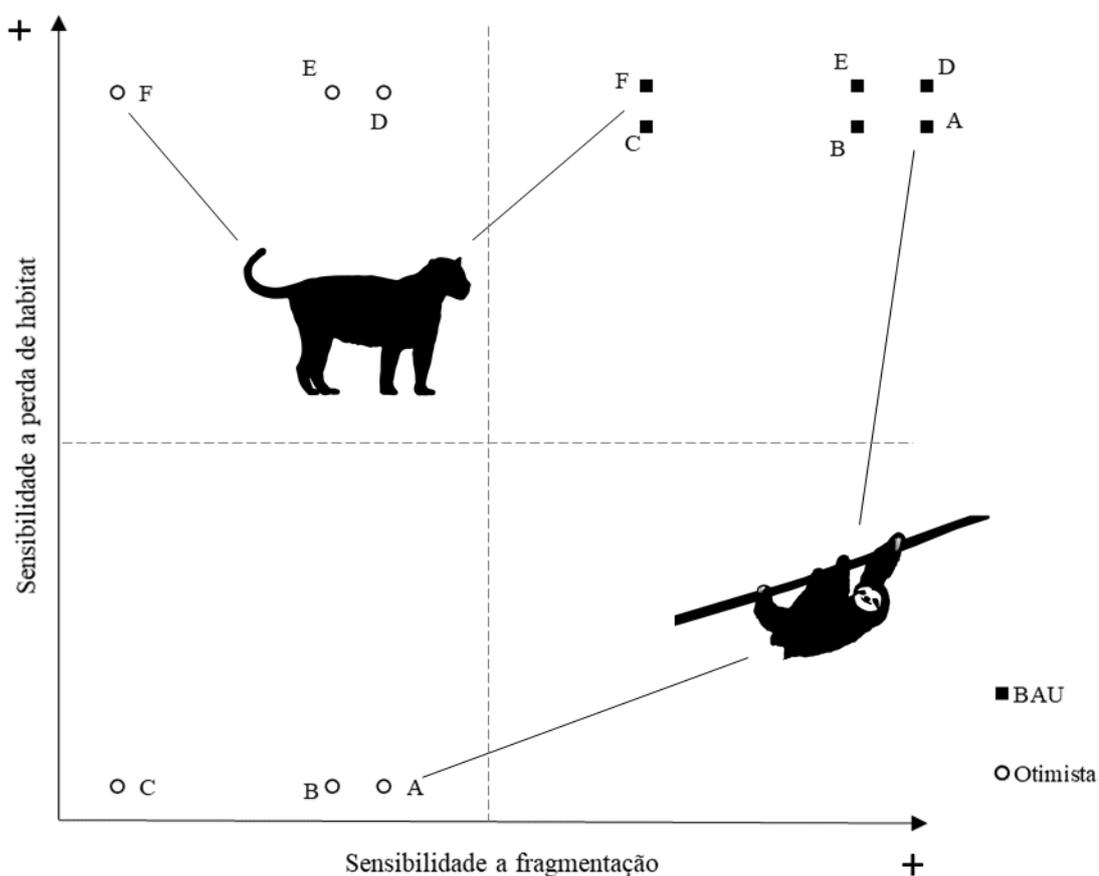
Perfil ecológico	Cenário			
	BAU		Oti	
	$ESLI_k$	$ESLI_c$	$ESLI_k$	$ESLI_c$
A	3,91	0,01	65,71	0,14
B	3,91	0,03	65,71	0,15
C	3,91	0,08	65,71	0,20
D	0,04	0,01	0,66	0,14
E	0,04	0,03	0,66	0,15
F	0,04	0,08	0,66	0,20

Fonte: O autor.

No geral, os perfis mostraram maior sensibilidade no cenário BAU (Figura 5). A sensibilidade à fragmentação para os perfis A, B e C (*home range* = 10 ha) diminuiu, acentuadamente, com o cenário Oti, em correspondência com a redução do número de fragmentos e aumento na área, visto acima. Os perfis D, E e F (*home range* = 1000 ha) apresentaram sensibilidade em níveis semelhantes em ambos os cenários, indicando que o aumento da área dos fragmentos em Oti ainda não é suficiente para diminuir a sensibilidade de espécies com grandes necessidades de área para sua sobrevivência. No entanto, a menor

sensibilidade à fragmentação dos perfis em Oti, evidenciando uma possível relação com a redução das distâncias entre os fragmentos, o que aumentou a conectividade funcional para os perfis propostos. Os perfis extremos analisados indicaram que o perfil do tipo preguiça (A) é, vigorosamente, afetado pelo cenário BAU, tanto pela perda de habitat quanto pela fragmentação, ao passo que o perfil do tipo jaguar (F) é mais afetado pela fragmentação em BAU, posto que já era sensível à perda de habitat em Oti.

Figura 5 – Sensibilidade à perda e à fragmentação do habitat em um gradiente de perfis ecológicos de espécies (A a F), referenciados por perfis extremos como do tipo: (A) preguiça (*Bradypus variegatus*) e (F) jaguar (*Panthera Onca*). Ver metodologia para caracterização dos perfis.



Fonte: O autor.

Finalmente, a análise do MSPA (incluindo TI) mostrou que, para o cenário Oti, a classe dominante é *Background* (43,1%), seguido por *Connector* (27,8%), *Core* (21,2%) e, com menos presença, *Islet*, *Branch* e *Edge* com 5,6%, 2,1% e 1,1%, respectivamente. Para o cenário BAU, *Background* também é a classe dominante, com 71,7%, seguida por *Core* (18,6%). As demais classes (*Branch*, *Edge*, *Connector* e *Islet*) estão abaixo de 5%.

Em ambos os cenários, a classe *Connector* serve como um corredor ecológico ao conectar com *Core*. Para o cenário Oti, essa classe, que abrange 27,8% do município, concentra 72,8% em áreas de RL (31,4% na RL-PP e 41,4% na RL-AST). Para o cenário BAU, a classe *Connector* (4,1% do município) concentra 65,1% apenas na RL-PP. Isso demonstra a função de conexão que pode proporcionar apenas a recuperação da RL, concedendo não apenas a recuperação da cobertura florestal, mas também uma floresta conectada. Por sua vez, também mostra que em áreas altamente desmatadas, a RL mantém a função de conectar a floresta.

Outras classes também presentes na RL no cenário Oti, são: *Branch* (91,0%), *Edge* (79,8%), *Islet* (66,5%) e *Core* (16,4%). Ainda assim, ao analisar, separadamente, as categorias com RL, observam-se diferenças. A RL-PP é, principalmente, *Connector* (65,1%) e *Core* (22,5%), enquanto RL-AST tem mais *Connector* (71,5%) e *Islet* (17,4%). Como uma recuperação total da cobertura florestal é projetada nessas categorias, não há contribuições da RL para *Background*.

No cenário BAU, a cobertura florestal da RL-AST foi completamente eliminada aportando 22,5% para a classe *Background* e a perda da RL-PP projetada de acordo com sua última tendência registrada, contribuiu com 9,4%. A RL-PP (única categoria de RL que contribui para as classes de florestas) apresentou todas as classes florestais, contribuindo com 67,5% de *Branch*, 53,8% de *Edge*, 45,7% de *Islet* e 6,7% de *Core*.

4 DISCUSSÃO

A cobertura florestal em 2039 para Itupiranga no cenário Oti foi estimada como de 56,9% do município e, para o cenário BAU, foi de 28,3%. A RL teve um papel importante na criação de corredores ecológicos ao concentrar 66,5% da floresta remanescente do município em BAU e 72,8% no cenário Oti.

O cenário BAU projetou, ainda, intensa fragmentação florestal, caracterizada por muitos fragmentos pequenos (quadruplicou o número de fragmentos, com redução em 17 vezes sua área comparando-o ao cenário Oti), com maior impacto sobre a conectividade estrutural tanto pela perda de habitats quanto pelo aumento da fragmentação. Em Oti, uma RL recuperada representaria mais de 70% da floresta conectora do município (27,8%) em comparação com o cenário BAU, em que a floresta conectora representou apenas 4% da área total do município, sendo 65% representada pela RL. Assim, apesar das diferenças substanciais, a RL destaca seu

caráter de conexão em qualquer um dos cenários, concentrando os remanescentes de floresta do município. Dadas as projeções atuais de desmatamento (COSTA et al., 2021; JAFFÉ et al., 2021), o cenário BAU (ou semelhante) projetado para 2039 parece ser a tendência mais provável no município se nada for feito. Além da extensa perda de cobertura florestal, a fragmentação consequente do desmatamento trará efeitos negativos à biodiversidade, impactando a conectividade estrutural e funcional, e potencialmente aos bens e serviços ecossistêmicos prestados pela RL, dos quais por exemplo, as atividades agrícolas dependem (METZGER et al., 2019).

Em vista disso, os resultados apoiam a necessidade de recuperação das RL (BROCK et al., 2021) e o desmatamento zerado (MOUTINHO; GUERRA; AZEVEDO-RAMOS, 2016; ALIANÇA PELA RESTAURAÇÃO NA AMAZÔNIA, 2020; PINTO et al., 2021). A natureza fundiária dos imóveis também deve ser considerada ao estabelecer estratégias para recuperar ou manter a cobertura na RL. Estes elementos são discutidos em mais detalhes a seguir.

Para Itupiranga a RL, tanto em propriedades privadas como em assentamentos, corresponde a 50% da área do imóvel e deve ter 100% da sua cobertura com vegetação nativa. Porém, para 2019 a área da RL declarada em sistema eletrônico de regularização (SICAR) e sua cobertura florestal não apresentaram o cumprimento legal dos requerimentos para o município. A área da RL cadastrada apresentou um déficit de 24,3% em propriedades privadas e de 11,9% para assentamentos. Quanto à cobertura da RL, 68,5% da área da RL em propriedades privadas e 45,6% em assentamentos apresentaram cobertura florestal. Isso indica (i) o não cumprimento integral do arcabouço legal quanto à declaração da RL e (ii) que, em ambas as categorias, apenas sua declaração, não garante a conservação da floresta. Uma gestão mais próxima das realidades dos municípios pelos órgãos ambientais poderia prevenir de forma eficiente a degradação da cobertura florestal e o descumprimento de requisitos legais quanto à RL de imóveis rurais. As diferenças nas exigências legais de manutenção da RL por região devem ser consideradas.

De igual importância, o tamanho das propriedades também deve ser considerado na gestão da cobertura vegetal na escala de paisagem. Em Itupiranga, quando os imóveis são agrupados por tamanho, as pequenas propriedades (menos de quatro módulos fiscais ou 280 ha) possuem 91,3% dos registros e 69,5% da área total registrada, propriedades médias (entre 4 e 15 módulos fiscais ou de 270 a 1050 ha) possuem 7,6% dos registros e 17,8% da área total e, por fim, grandes propriedades (maiores que 15 módulos fiscais ou maiores que 1050 ha)

representam 1,2% dos registros e 12,7% da área total cadastrada (SICAR, 2021). A maioria dos registros declaratórios (52,9%) ainda aguarda a certificação dos agentes ambientais, enquanto outra grande parte (45,5%) não possuiu os requisitos exigidos. Apenas 0,25% foram aprovados para a regularização ambiental do imóvel (SICAR, 2021). Os dados indicam que são necessárias estratégias para maior agilidade na certificação final dos registros das propriedades pelas agências ambientais brindando segurança ao sistema de gestão ambiental. Também é preciso estratégias de minimização da fragmentação orientadas para pequenas propriedades dada a sua representatividade na paisagem do município. Segundo o artigo 67 do Código Florestal, pequenas propriedades só considerarão como RL a vegetação nativa presente em julho de 2008, podendo ser menor que o requerido e sem necessidade de recuperar para completar as percentagens de lei. Isso representa uma ameaça em municípios onde a maioria das propriedades são pequenas e cria precedentes para possíveis exigências por agentes desmatadores no futuro.

A recuperação total da RL no cenário Oti (neste estudo, a classe *Connector* de RL foi de 65,1% em propriedades privadas e 71,5% em assentamentos) funcionaria, entre outros, como um corredor ecológico, desempenhando o papel de manter ou recuperar a conectividade (HILTY et al., 2021). Assim, mesmo que de forma não planejada, sua recuperação poderia cumprir a função de formação de corredores ecológicos prevista no CF. Observa-se que mesmo com efeitos potencialmente diferentes da RL nas propriedades privadas (sem a afetação do efeito borda – *Core*: 22,5%) e nos assentamentos (fragmentos isolados – *Islet*: 17,4%), ambas categorias de ocupação podem funcionar como reservatórios de biodiversidade insubstituível em áreas altamente fragmentadas (WINTLE et al., 2019; TEREZA et al., 2021).

A RL conectada permite o fluxo genético entre indivíduos de uma mesma espécie (METZGER et al., 2019), permitindo, também, o acesso a bens e serviços ecossistêmicos, devido ao contato dessas áreas com a de uso antrópico (MITCHELL et al., 2015). Neste estudo, a conectividade estrutural e funcional no cenário Oti foi favorecida em comparação ao cenário BAU de menor cobertura florestal e maior fragmentação. No entanto, mesmo com os perfis ecológicos de espécies apresentando menor sensibilidade no cenário Oti, a estrutura dos fragmentos neste cenário ainda não foi suficiente para diminuir a sensibilidade de espécies com grandes necessidades de área para sua sobrevivência. Desta forma, tanto a perda de habitat quanto a fragmentação impactaram os perfis ecológicos de espécies, mesmo que em graus diferentes entre cenários. Isto implica que o tempo necessário para a recuperação das condições adequadas a restauração da biodiversidade pode ser longo.

Como visto acima, tanto o registro, quanto a recuperação da RL contribuem para a conectividade da paisagem e ambos os aspectos são obrigatórios por lei.

Diferentes leis no Brasil apoiam a manutenção, ou melhoria, da conectividade e visam, especialmente, abordar a fragmentação e integrar paisagens em unidades de proteção com propriedades privadas. O CF (Lei nº 12.651/2012), como já foi discutido, além de exigir a existência da RL, permite o uso econômico dos recursos florestais e avalia a necessidade de observar a formação de corredores ecológicos. A Lei de Pagamento por Serviços Ambientais - PSA (Lei nº 14.119/2021), na mesma linha, permite o pagamento por serviços ambientais prestados por excedentes de RL, prevê ações de combate à fragmentação e a criação de corredores de biodiversidade. Reconhece, também, a propriedade rural como unidade de prestação de serviços ambientais e a RL como área suscetível ao recebimento de pagamentos por serviços ambientais, sobretudo, em áreas com alta fragmentação (art 9 da Lei nº 14.119/2021).

Embora o cumprimento do arcabouço legal seja imprescindível para o estabelecimento de estratégias, considerar que apenas o cumprimento da lei garantiria a conectividade é uma afirmação simplista. A gestão ambiental dos estados e municípios precisa ser orientada nesse sentido e utilizar as ferramentas disponíveis de informação, licenciamento, incentivos e penalizações para ordenar a implantação do disposto em leis. Quanto às últimas, quanto mais perenes e estáveis, melhor para a gestão. Tanto o poder público quanto o privado necessitam estar conscientes de suas funções e atuar de forma mais sinérgica para reduzir o desmatamento como causa da fragmentação, recuperar a cobertura florestal na RL e garantir a conectividade no momento do registro da propriedade no CAR e, assim, reverter as tendências pessimistas previstas.

Reduzir o desmatamento é uma ação *sine qua non* para lidar com a fragmentação. Até 2019, o desmatamento líquido, registrado em propriedades privadas no Brasil, era de mais de 20% (AZEVEDO; PINTO, 2019). Em 2020, a taxa global de desmatamento na Amazônia permaneceu acima de 10.000 km², segundo o Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (2021), o que indica uma dificuldade em reverter a alta do desmatamento da região (COSTA et al., 2021; JAFFÉ et al., 2021). Assim, a perda de floresta na propriedade privada continuará, o que gera mais pressão sobre a RL. Essas são consequências de políticas públicas recentes voltadas para o enfraquecimento das instituições ambientais e dos mecanismos criados para controlar o desmatamento (PEREIRA et al., 2020; RAJÃO et al., 2020; VARGAS, 2021). No passado, um

conjunto de ações positivas conseguiu reduzir o desmatamento na Amazônia (MOUTINHO; GUERRA; AZEVEDO-RAMOS, 2016; RODRIGUES; SILVA; AZEVEDO JUNIOR, 2018; CARVALHO et al., 2019; RAMOS, 2020). Além disto, experiências como a REDD+ (redução de emissões decorrentes do desmatamento e da degradação de florestas e aumento de estoques de carbono florestal) podem ser promissoras em proporcionar benefício econômico com a redução do desmatamento (SIMONET et al., 2019), mas ainda estão em estágios pioneiros. Incentivos à recuperação da RL em áreas particulares podem também vir de sistemas agroflorestais (SAF) ao associarem benefício econômico (GLEHN, 2015; PADOVAN et al., 2021) e diminuição na burocracia na produção de madeira nativa (ROLIM et al., 2019) com a provisão de serviços ecossistêmicos (VASCONCELLOS; BELTRÃO, 2018) e corredores ecológicos (MARTINS; RANIERI, 2014).

Finalmente, a localização de novas RL ou a modificação das já estabelecidas nas propriedades privadas e assentamentos, criando corredores ecológicos planejados, poderiam fortalecer a conectividade e suas funções. No Brasil, há falta de um arcabouço legal sobre esse aspecto. A análise da localização da RL no imóvel rural não fez parte deste estudo, no entanto, poderia ser relevante em estudos futuros que avaliem como maximizar a conectividade florestal. Embora o cenário Oti tenha mostrado que a RL recuperada melhora a conectividade, a orientação aos proprietários sobre a alocação da RL na paisagem por agentes públicos no momento de registro das propriedades contribuir sobremaneira para o planejamento regional, o retorno de benefícios aos proprietários e para a conectividade com outras áreas de interesse ambiental (METZGER, 2001; DELALIBERA et al., 2008; SANTOS et al., 2018; CASTRO et al., 2020), maximizando ainda outros elementos, como o armazenamento de carbono (HARUMI et al., 2015).

Itupiranga ilustra características de muitos municípios que fazem parte de uma fronteira antiga de ocupação da Amazônia, onde predominou o desmatamento para que a pecuária extensiva pudesse se desenvolver, embora sem benefícios relevantes a qualidade de vida da população local. O cenário Oti avaliado neste estudo evidenciou que há alternativas de mudanças de rumo para uma paisagem de maior cobertura florestal e conectividade via redução de desmatamento e conservação da RL em imóveis rurais que podem ser ampliadas a outros municípios da Amazônia. O Brasil tem ferramentas legais inovadoras que permitem conectar fragmentos florestais na escala da paisagem entre áreas públicas e privadas, privilegiando cenários mais otimistas de conservação da cobertura florestal na Amazônia brasileira. A função do RL é muito clara, de maneira que, quando usada como elemento de conexão, encaixa-se,

perfeitamente, nos propósitos de conectividade identificados por Bennett (2003): possibilitar a promoção da conectividade de habitats, comunidades e processos ecológicos entre grandes áreas para gerar benefícios ambientais e sociais.

5 CONCLUSÕES

A relevância da RL em propriedades privadas no Brasil é evidenciada quando, além de sua função de conservar a vegetação nativa, permite conectar uma paisagem em alto grau de fragmentação. Para isso, no caso da Amazônia brasileira, é necessário um esforço sistemático na direção da redução do desmatamento, na recuperação florestal da RL e, sempre que possível, otimizar sua localização na propriedade para maximizar seus benefícios.

O cenário *Business as Usual* (BAU) projetado para 2039 neste estudo acompanha as tendências de desmatamento na região e, portanto, tem maiores chance de se concretizar se nada for feito, com consequências negativas para a cobertura florestal do município estudado. O enfraquecimento recente de regramentos ambientais no Brasil também conspira para este fato. O cenário Oti, entretanto, não foi projetado como um cenário utópico. Segundo os resultados deste estudo, apenas a recuperação da RL já poderia gerar benefícios para a conectividade estrutural e funcional na paisagem. Dessa forma, tal ação poderia ser o primeiro passo para enfrentar a fragmentação na Amazônia brasileira. Os benefícios de uma paisagem conectada, assim como a existência de um arcabouço legal de suporte no Brasil, mostram que é possível almejar uma realidade distinta a atual, na qual todos os atores que fazem parte das dinâmicas da região possam obter benefícios.

6 REFERÊNCIAS

ALIANÇA PELA RESTAURAÇÃO NA AMAZÔNIA. PANORAMA E CAMINHOS PARA A RESTAURAÇÃO DE PAISAGENS FLORESTAIS NA AMAZÔNIA. 2020. Disponível em: <https://aliancaamazonia.org.br/alianca/>.

ARIMA, E. Y. et al. Explaining the fragmentation in the Brazilian Amazonian forest. **Journal of Land Use Science**, v. 11, n. 3, p. 1–21, 27 abr. 2015. DOI: 10.1080/1747423X.2015.1027797.

ASSAD, E. D. et al. Papel do Plano ABC e do Planaveg na adaptação da agricultura e da pecuária às mudanças climáticas. São Paulo, 2020.

ASSIS, L. F. F. G. et al. TerraBrasilis: A Spatial Data Analytics Infrastructure for Large-Scale Thematic Mapping. **ISPRS International Journal of Geo-Information**, v. 8, n. 11, p. 513, 12 nov. 2019. DOI: 10.3390/ijgi8110513.

AZEVEDO, T.; PINTO, L. G. **Fakes news florestal. Valor Econômico**, 13 fev. 2019. Disponível em: https://governancadeterreas.com.br/wp-content/uploads/2019/02/Fake-news-florestal_-_Valor-Econômico-1.pdf.

BARBER, C. P. et al. Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. **Biological Conservation**, v. 177, p. 203–209, set. 2014. DOI: 10.1016/j.biocon.2014.07.004.

BARROS, A. C. et al. **Uma Nova Economia para uma Nova Era: Elementos para a Construção de uma Economia Mais Eficiente e Resiliente para o Brasil**. WRI Brasil., 2020.

BATISTA, A. et al. VERENA INVESTMENT TOOL: VALUING REFORESTATION WITH NATIVE TREE SPECIES AND AGROFORESTRY SYSTEMS. São Paulo, Brasil: WRI Brasil. , 2017.

BENNETT, A. F. Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. Second ed. IUCN, 2003. v. 59.

BENNETT, A. F.; RADFORD, J. Q.; HASLEM, A. Properties of land mosaics: Implications for nature conservation in agricultural environments. **Biological Conservation**, v. 133, n. 2, p. 250–264, nov. 2006. DOI: 10.1016/j.biocon.2006.06.008.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Lei de proteção da vegetação nativa. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm.

BRASIL. Lei nº 14.119/2021. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/lei-n-14.119-de-13-de-janeiro-de-2021-298899394>.

BROCK, R. C. et al. Implementing Brazil's Forest Code: a vital contribution to securing forests and conserving biodiversity. **Biodiversity and Conservation**, p. 1–15, 3 abr. 2021. DOI: 10.1007/s10531-021-02159-x.

BURT, W. H. Territoriality and Home Range Concepts as Applied to Mammals. **Journal of Mammalogy**, v. 24, n. 3, p. 346–352, 17 ago. 1943. DOI: 10.2307/1374834.

CABRAL, A. I. R. et al. Deforestation pattern dynamics in protected areas of the Brazilian Legal Amazon using remote sensing data. **Applied Geography**, v. 100, p. 101–115, nov. 2018. DOI: 10.1016/j.apgeog.2018.10.003. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0143622818305411>. Acesso em: 10 maio. 2018

CARVALHO, W. D. et al. Deforestation control in the Brazilian Amazon: A conservation struggle being lost as agreements and regulations are subverted and bypassed. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 122–130, 1 jul. 2019. DOI: 10.1016/J.PECON.2019.06.002.

CASTRO, R. B. et al. Identification of priority areas for landscape connectivity maintenance in the Xingu Area of Endemism in Brazilian Amazonia. **Acta Amazonica**, v. 50, n. 1, p. 68–79, mar. 2020. DOI: 10.1590/1809-4392201903080.

CELENTANO, D.; VERÍSSIMO, A. **O Avanço da Fronteira na Amazônia: do boom ao colapso. O Estado da Amazônia – Indicadores**. Belém: IMAZON, 2007.

CHIAVARI, J.; LOPES, C. L. **ONDE ESTAMOS NA IMPLEMENTAÇÃO DO CÓDIGO FLORESTAL?** Rio de Janeiro: Climate Policy Initiative, 2019.

CMS. **Improving Ways of Addressing Connectivity in the Conservation of Migratory Species, Resolution 12.26 (REV.COP13)**. Gandhinagar, India (17-22 February 2020): UNEP/CMS/COP13/ CRP 26.4.4., 2020. Disponível em: https://www.cms.int/sites/default/files/document/cms_cop13_crp26.4.4_addressing-connectivity-in-conservation-of-migratory-species_e_0.docx.

COSTA, A. D. S. et al. Deforestation forecasts in the Legal Amazon using intervention models. **Research, Society and Development**, v. 10, n. 4, p. e8710413787, 1 abr. 2021. DOI: 10.33448/rsd-v10i4.13787.

CRUZ, A. B. et al. **Legal Recognition of Indigenous Territories supports climate balance in the Brazilian Amazon**. Disponível em: <https://ipam.org.br/bibliotecas/legal-recognition-of-indigenous-territories-supports-climate-balance-in-the-brazilian-amazon/>.

CRUZ, D. S.; KAMINSKI, T. C. G.; PEREIRA, J. A. Payment for Environmental Services as a Strategic Tool for the Environmental Conservation of a Micro-Basin in the Amazon Region. **J Env Sci Res**, v. 1, n. 3, p. 1–9, 2021.

DA CRUZ, D. C. et al. An overview of forest loss and restoration in the Brazilian Amazon. **New Forests**, v. 52, n. 1, p. 1–16, 3 jan. 2021. DOI: 10.1007/s11056-020-09777-3.

DALE, V. H. et al. Relating Patterns of Land-Use Change to Faunal Biodiversity in the Central Amazon. **Conservation Biology**, v. 8, n. 4, p. 1027–1036, 1 dez. 1994. DOI: 10.1046/J.1523-1739.1994.08041027.X.

DELALIBERA, H. C. et al. Alocação de reserva legal em propriedades rurais: do cartesiano ao holístico. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 12, n. 3, p. 286–292, jun. 2008. DOI: 10.1590/S1415-43662008000300010.

DUMMETT, C.; BLUNDEL, A. **ILLCIT HARVEST, COMPLICIT GOODS: THE STATE OF ILLEGAL DEFORESTATION FOR AGRICULTURE**. Forest Trends, 2021.

FREITAS, F. L. M. DE et al. Offsetting legal deficits of native vegetation among Brazilian landholders: Effects on nature protection and socioeconomic development. **Land Use Policy**, v. 68, p. 189–199, nov. 2017. DOI: 10.1016/j.landusepol.2017.07.014.

FREITAS, F. L. M. DE et al. Nota Técnica : Malha Fundiária Do Brasil, v.1812. **Atlas - A Geografia da Agropecuária Brasileira**, 2018. Disponível em: www.imaflora.org/atlasagropecuario.

FUNAI. **Terras Indígenas do Brasil**. , 2020. Disponível em: http://geoserver.funai.gov.br:80/geoserver/Funai/ows?service=WFS&version=1.0.0&request=GetFeature&typeName=Funai:ti_sirgas&outputFormat=SHAPE-ZIP.

GLEHN, H. DE Q. C. VON. Pagamento por serviços ambientais e regularização de reserva legal. In: YOUNG, C. E.; BAKKER, L. (Eds.). **Incentivos Econômicos para Serviços Ecosistêmicos no Brasil**. Rio de Janeiro: Forest Trends, 2015. p. 57–64.

GORELICK, N. et al. Google Earth Engine: Planetary-scale geospatial analysis for everyone. **Remote Sensing of Environment**, v. 202, p. 18–27, 1 dez. 2017. DOI: 10.1016/j.rse.2017.06.031.

GOUVEIA, S. F. et al. Climate and land use changes will degrade the configuration of the landscape for titi monkeys in eastern Brazil. **Global Change Biology**, v. 22, n. 6, p. 2003–2012, 1 jun. 2016. DOI: 10.1111/GCB.13162.

HADDAD, N.; HELMS, J. **Landscape connectivity increases biodiversity and ecosystem services in working lands**. **ESA Annual Meeting (August 3-6)**, 2020.

HARUMI, M. et al. Improving the monitoring , control and analysis of the carbon accumulation capacity in Legal Reserves of the Amazon forest. v. 104, 2015.

HE, H. S.; DEZONIA, B. E.; MLADENOFF, D. J. An aggregation index (AI) to quantify spatial patterns of landscapes. **Landscape Ecology**, v. 15, n. 7, p. 591–601, 2000. DOI: 10.1023/A:1008102521322.

HERBST, M. **Ecosystem functioning, ecosystem services and rooibos production as affected by connectivity to natural vegetation and agrochemical use in rooibos tea (*Aspalathus linearis*) farming**. University of Cape Town, , 2011.

HESSELBARTH, M. H. K. et al. landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. **Ecography**, v. 42, n. 10, p. 1648–1657, 1 out. 2019. DOI: 10.1111/ecog.04617.

HILTY, J. et al. Lineamientos para la conservación de la conectividad a través de redes y corredores ecológicos. **Lineamientos para la conservación de la conectividad a través de redes y corredores ecológicos**, 30 mar. 2021. DOI: 10.2305/IUCN.CH.2020.PAG.30.ES.

IBGE. **Produto Interno Bruto dos Municípios 2018**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/apps/pibmunic/>. Acesso em: 24 abr. 2021.

IBGE. **Downloads**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/downloads-geociencias.html>. Acesso em: 11 out. 2018.

IBGE. **Itupiranga (PA) – Cidades e Estados**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/pa/itupiranga.html>. Acesso em: 11 maio. 2021.

IMAKI, H. **Optimizing Timber Harvest Revenue with Wildlife Constraints for Old-forest Species Using a Spatially Explicit Habitat Model and Open Source GIS**. University of Washington, , 2007.

IMAZON. **FloreSer Secondary vegetation and regrowth mapping**. Disponível em: <https://floreser.users.earthengine.app/view/floreser>. Acesso em: 12 maio. 2021.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS - INPE. **Desmatamento – Amazônia Legal** –. Disponível em: <http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/downloads/>. Acesso em: 4 jan. 2021.

JAFFÉ, R. et al. Forecasting deforestation in the Brazilian Amazon to prioritize conservation efforts. **Environmental Research Letters**, v. 16, n. 8, p. 084034, 29 jul. 2021. DOI: 10.1088/1748-9326/AC146A.

LAURANCE, W. F. et al. An Amazonian rainforest and its fragments as a laboratory of global change. **Biological Reviews**, v. 93, n. 1, p. 223–247, fev. 2018. DOI: 10.1111/brv.12343.

MAGUIRE, D. Y. et al. Landscape connectivity and insect herbivory: A framework for understanding tradeoffs among ecosystem services. **Global Ecology and Conservation**, v. 4, p. 73–84, jul. 2015. DOI: 10.1016/j.gecco.2015.05.006.

MARTINS, T. P.; RANIERI, V. E. L. Sistemas agroflorestais como alternativa para as reservas legais. **Ambiente e Sociedade**, v. 17, n. 3, p. 79–96, 2014. DOI: 10.1590/S1414-753X2014000300006.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S. A.; ENE, E. **FRAGSTATS v4: spatial pattern analysis program for categorical and continuous maps**. , University of Massachusetts, Amherst, , 2015. Disponível em: www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html.

METZGER, J. P. Effects of deforestation pattern and private nature reserves on the forest conservation in settlement areas of the Brazilian Amazon <http://www.biotaneotropica.org.br/v1n12/pt/abstract?article+BN00101122001>. **Biota Neotropica**, v. 1, p. 1–14, 2001.

METZGER, J. P. et al. Why Brazil needs its Legal Reserves. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 91–103, 1 jul. 2019. DOI: 10.1016/j.pecon.2019.07.002.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Série corredores ecológicos: 12 anos de trabalho pela conservação da biodiversidade nacional**. Brasília: MMA, 2015.

MITCHELL, M. G. E. et al. Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 30, n. 4, p. 190–198, abr. 2015. DOI: 10.1016/j.tree.2015.01.011.

MONTIBELLER, B. et al. Increasing fragmentation of forest cover in Brazil's Legal Amazon from 2001 to 2017. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 5803, dez. 2020. DOI: 10.1038/s41598-020-62591-x.

MOUTINHO, P.; GUERRA, R.; AZEVEDO-RAMOS, C. Achieving zero deforestation in the Brazilian Amazon: What is missing? **Elementa: Science of the Anthropocene**, v. 4, n. 000125, p. 1–11, 16 set. 2016. DOI: 10.12952/journal.elementa.000125.

MUGGEO, V. M. R. Segmented: an R package to fit regression models with broken-line relationships. **R news**, v. 8, n. 1, p. 20–25, 2008.

- MULLAN, K.; CAVIGLIA-HARRIS, J. L.; SILLS, E. O. Sustainability of agricultural production following deforestation in the tropics: Evidence on the value of newly-deforested, long-deforested and forested land in the Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, v. 108, p. 105660, 2021. DOI: 10.1016/j.landusepol.2021.105660.
- NEPSTAD, D. et al. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. **Science**, v. 344, n. 6188, p. 1118–1123, 6 jun. 2014. DOI: 10.1126/science.1248525.
- NG, C. N.; XIE, Y. J.; YU, X. J. Integrating landscape connectivity into the evaluation of ecosystem services for biodiversity conservation and its implications for landscape planning. **Applied Geography**, v. 42, p. 1–12, ago. 2013. DOI: 10.1016/j.apgeog.2013.04.015.
- NUNES, P. H. F. A OCUPAÇÃO ECONÔMICA DA AMAZÔNIA: UM DESMANDO ESTATIZADO? **Revista Baru - Revista Brasileira de Assuntos Regionais e Urbanos**, v. 4, n. 2, p. 283, 7 fev. 2018. DOI: 10.18224/baru.v4i2.6938.
- NUNES, S. et al. Uncertainties in assessing the extent and legal compliance status of riparian forests in the eastern Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, v. 82, n. December 2018, p. 37–47, 2019. DOI: 10.1016/j.landusepol.2018.11.051.
- OAKLEAF, J. R. et al. LegalGEO: Conservation tool to guide the siting of legal reserves under the Brazilian Forest Code. **Applied Geography**, v. 86, p. 53–65, 1 set. 2017. DOI: 10.1016/j.apgeog.2017.06.025.
- OFFERMAN, H. L. et al. Effects of forest fragmentation on neotropical fauna: Current research and data availability. **Environmental Reviews**, v. 3, n. 2, p. 191–211, 1995. DOI: 10.1139/a95-009.
- PADOVAN, M. P. et al. Financial analysis of a complex agroforestry system for environmental restoration purpose in the Brazilian Rainforest. **Agroforestry Systems 2021**, p. 1–14, 27 ago. 2021. DOI: 10.1007/S10457-021-00655-1.
- PEREIRA, E. J. DE A. L. et al. Brazilian policy and agribusiness damage the Amazon rainforest. **Land Use Policy**, v. 92, p. 104491, 1 mar. 2020. DOI: 10.1016/j.landusepol.2020.104491.
- PINILLOS, D. et al. Landholders' perceptions on legal reserves and agricultural intensification: Diversity and implications for forest conservation in the eastern Brazilian Amazon. **Forest Policy and Economics**, v. 129, p. 102504, 1 ago. 2021. DOI: 10.1016/j.forpol.2021.102504.
- PINTO, A. et al. **Restauração Florestal em Larga Escala na Amazônia: O Potencial da Vegetação Secundária**. Disponível em: <https://amazonia2030.org.br/wp-content/uploads/2021/04/Restauracao-Florestal-AMZ-2030.pdf>.
- PORTELA, R. et al. ASSESSING AND VALUING ECOSYSTEM SERVICES IN THE ANKENIHENY-ZAHAMENA CORRIDOR (CAZ), MADAGASCAR. A DEMONSTRATION CASE STUDY FOR THE WEALTH ACCOUNTING AND THE VALUATION OF ECOSYSTEM SERVICES (WAVES) GLOBAL PARTNERSHIP. 2012. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Laura_Onofri/publication/311666590_ASSESSING_AN

D_VALUING_ECOSYSTEM_SERVICES_IN_THE_ANKENIHENY-ZAHAMENA_CORRIDOR_CAZ_MADAGASCAR_A_DEMONSTRATION_CASE_STUDY_FOR_THE_WEALTH_ACCOUNTING_AND_THE_VALUATION_OF_ECOSYSTEM_SERVICE.

PROGRAMA MUNICÍPIOS VERDES. **Ficha Resumo – Municípios Verdes – Itupiranga.** Disponível em:

https://www.municipiosverdes.pa.gov.br/?page_id=958&municipio=1503705&pesquisar=Pesquisar.

RAJÃO, R. et al. The rotten apples of Brazil's agribusiness. **Science**, v. 369, n. 6501, p. 246–248, 17 jul. 2020. DOI: 10.1126/science.aba6646.

RAMOS, A. A. Influencia del PPCDAM en la lucha contra la deforestación en la Amazonia legal brasileña. **Innovation and Technological Development**, v. 1, n. 1 SE-Artículos, 29 mar. 2020.

RATTIS, L. et al. Geographic range-scale assessment of species conservation status: A framework linking species and landscape features. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 2, p. 97–104, 1 abr. 2018. DOI: 10.1016/J.PECON.2018.01.001.

RIZKALLA, C. E.; MOORE, J. E.; SWIHART, R. K. Modeling patch occupancy: Relative performance of ecologically scaled landscape indices. **Landscape Ecology**, v. 24, n. 1, p. 77–88, 2009. DOI: 10.1007/s10980-008-9281-0.

RODRIGUES, M.; SILVA, D. C. C.; AZEVEDO JUNIOR, W. C. Redução do Desmatamento na Amazônia: o papel dos mecanismos institucionais. **Revista de Administração e Negócios da Amazônia**, v. 10, n. 1, p. 108, 28 maio 2018. DOI: 10.18361/2176-8366/rara.v10n1p108-123.

ROLIM, S. G. et al. **Research Gaps and Priorities in Silviculture of Native Species in Brazil. Working Paper.** São Paulo, Brasil.

RSTUDIO TEAM. **RStudio: Integrated Development for R.** , Boston, MA, RStudio, PBC, , 2020. Disponível em: <http://www.rstudio.com/>. Acesso em: 28 abr. 2021

SANTIAGO, T. M. O.; CAVIGLIA-HARRIS, J.; PEREIRA DE REZENDE, J. L. Carrots, Sticks and the Brazilian Forest Code: the promising response of small landowners in the Amazon. **Journal of Forest Economics**, v. 30, p. 38–51, 1 jan. 2018. DOI: 10.1016/J.JFE.2017.12.001.

SANTOS, D. et al. **Índice de Progresso Social na Amazônia brasileira: IPS Amazônia 2018.** Belém, PA: Imazon, 2019a.

SANTOS, R. C. et al. Disordered conversion of vegetation committees connectivity between forest fragments in the Brazilian Legal Amazon. **Applied Geography**, v. 111, p. 102082, out. 2019b. DOI: 10.1016/j.apgeog.2019.102082.

SANTOS, J. S. et al. Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 88, p. 414–424, maio 2018. DOI: 10.1016/j.ecolind.2018.01.011.

SIANI, S. M. O. et al. **Avaliação da efetividade das Áreas de Proteção Ambiental em reduzir o Desmatamento na Amazônia Brasileira**. Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. **Anais...**São José dos Campos: INPE, 2019.

SICAR. **Base de downloads Itupiranga Pará**. Disponível em:

<https://www.car.gov.br/publico/municipios/downloads?sigla=PA>. Acesso em: 12 maio. 2021.

SILVA, B. E. B. DA; AZEVEDO-RAMOS, C.; FARIAS, H. A. B. The impact of decentralization policies: the environmental performance applied to municipalities of the Amazon. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 51, n. 0, p. 202–223, 31 ago. 2019. DOI: 10.5380/dma.v51i0.61705.

SILVEIRA, M. V. F. et al. Drivers of Fire Anomalies in the Brazilian Amazon: Lessons Learned from the 2019 Fire Crisis. **Land 2020, Vol. 9, Page 516**, v. 9, n. 12, p. 516, 14 dez. 2020. DOI: 10.3390/LAND9120516.

SIMONET, G. et al. Effectiveness of a REDD+ Project in Reducing Deforestation in the Brazilian Amazon. **American Journal of Agricultural Economics**, v. 101, n. 1, p. 211–229, 1 jan. 2019. DOI: 10.1093/AJAE/AAAY028.

SIQUEIRA, A. et al. The role of private rural properties for conserving native vegetation in Brazilian Southern Amazonia. **Regional Environmental Change 2015 18:1**, v. 18, n. 1, p. 21–32, 6 ago. 2015. DOI: 10.1007/S10113-015-0824-Z.

SOILLE, P.; VOGT, P. Morphological segmentation of binary patterns. **Pattern Recognition Letters**, v. 30, n. 4, p. 456–459, mar. 2008. DOI: 10.1016/j.patrec.2008.10.015.

SOUZA, C. M. et al. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. **Remote Sensing**, v. 12, n. 17, p. 2735, 25 ago. 2020. DOI: 10.3390/rs12172735.

TEREZA, M. et al. Effects of settlement designs on deforestation and fragmentation in the Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, v. 109, p. 105710, 2021. DOI: 10.1016/j.landusepol.2021.105710.

TREJO, P.; AZEVEDO-RAMOS, C. La Experiencia de la Reserva Legal en Brasil: Una Opción de Conservación en Propiedades Rurales. **Historia Ambiental Latinoamericana y Caribeña (HALAC) revista de la Solcha**, v. 10, n. 3, p. 300–318, 17 dez. 2020. DOI: 10.32991/2237-2717.2020v10i3.p300-318.

VARGAS, D. L. DE. “Na contramão da sustentabilidade”: a pauta da governança ambiental no Brasil. **COLÓQUIO-Revista do Desenvolvimento Regional**, v. 18, n. 2, p. 90–104, 2021. DOI: <https://doi.org/10.26767/coloquio.v18i2.2026>.

VASCONCELLOS, R. C. DE; BELTRÃO, N. E. S. Avaliação de prestação de serviços ecossistêmicos em sistemas agroflorestais através de indicadores ambientais. **Interações (Campo Grande)**, v. 19, n. 1, p. 209–220, 16 fev. 2018. DOI: 10.20435/inter.v19i1.1494.

VILLARD, M. A.; METZGER, J. P. REVIEW: Beyond the fragmentation debate: a conceptual model to predict when habitat configuration really matters. **Journal of Applied Ecology**, v. 51, n. 2, p. 309–318, abr. 2014. DOI: 10.1111/1365-2664.12190.

- VOGT, P. et al. Mapping functional connectivity. **Ecological Indicators**, v. 9, n. 1, p. 64–71, 1 jan. 2009. DOI: 10.1016/J.ECOLIND.2008.01.011.
- VOGT, P.; RIITERS, K. GuidosToolbox: universal digital image object analysis. **European Journal of Remote Sensing**, v. 50, n. 1, p. 352–361, 6 jan. 2017. DOI: 10.1080/22797254.2017.1330650.
- VOS, C. C. et al. Toward Ecologically Scaled Landscape Indices. **The American Naturalist**, v. 157, n. 1, p. 24–41, 20 jan. 2001. DOI: 10.1086/317004.
- WINTLE, B. A. et al. Global synthesis of conservation studies reveals the importance of small habitat patches for biodiversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 116, n. 3, p. 909–914, 15 jan. 2019. DOI: 10.1073/pnas.1813051115.
- WITZELL, J.; BERGSTRÖM, D.; BERGSTEN, U. Variable corridor thinning – a cost-effective key to provision of multiple ecosystem services from young boreal conifer forests? **Scandinavian Journal of Forest Research**, v. 34, n. 6, p. 497–507, 18 ago. 2019. DOI: 10.1080/02827581.2019.1596304.
- ZEFERINO, L. B. et al. Environmental conservation policy can bend the trend of future forest losses in the oriental Amazon. **Regional Environmental Change**, v. 21, n. 2, p. 58, 24 jun. 2021. DOI: 10.1007/s10113-021-01787-x.

CAPÍTULO V: CONSIDERAÇÕES FINAIS

As políticas públicas no Brasil têm um peso relevante na transformação da paisagem amazônica, onde a promoção de atividades orientadas para o desenvolvimento raramente considera seus impactos sobre a paisagem. (SILVA; PENA; OLIVEIRA, 2015). Isso leva a processos de degradação florestal nos quais a fragmentação florestal desempenha um papel importante (BOURGOIN et al., 2021). Adicionalmente, a escassez de respostas para abordar esta questão destaca a necessidade de ações (Capítulo II). Assim, o desafio apresentado pela fragmentação requer atenção urgente, com estratégias que não necessariamente precisam ser novas, mas célere e inovadoras em sua forma de implementação.

Este estudo analisou a fragmentação florestal na Amazônia brasileira de diferentes perspectivas (dinâmica e trajetória) e em diferentes escalas (bioma e município). Isto permitiu uma melhor compreensão do processo e a geração de uma série de propostas orientadas às características únicas das macrorregiões e a intensidade do processo.

Quando a fragmentação foi analisada na perspectiva do modelo forças, pressões, estados e impactos (Capítulo II), encontrou-se a falta de respostas diretas geradas para reduzir os impactos negativos deste processo. A *Força* que inicia o processo são políticas públicas e dinâmicas de mercado internacionais com interações de elementos socioeconômicos e políticos que geram *Pressões* sobre a paisagem, permitindo a incorporação de novas fronteiras de ocupação associadas, entre outras, à abertura de estradas, que fragmentam o habitat em busca de terra para produção e ganhos econômicos modificando o *Estado* da cobertura vegetal. As mudanças especificamente na estrutura e nos processos ecológicos, especialmente na borda dos fragmentos têm *Impacto* nos serviços ecossistêmicos afetando negativamente a qualidade de vida do ser humano. As *Respostas* criadas foram geralmente mais associadas à redução do desmatamento na Amazônia, com pouco impacto na fragmentação. Isso indica que ainda são necessárias respostas específicas à questão da fragmentação.

Entretanto, as políticas públicas destinadas à preservação florestal devem levar em conta as diferentes características e funções que as florestas mantêm. Neste sentido, a trajetória (frequência, permanência, transições, entre outras) de diferentes classes florestais aqui avaliadas na escala da Amazônia brasileira (Capítulo III) forneceu informações que podem orientar melhor o desenho de estratégias dentro das políticas públicas, otimizando o

planejamento de ações direcionadas a combater a fragmentação e manter ou melhorar a conectividade.

A trajetória da fragmentação na Amazônia brasileira no período de 1985 a 2018 caracterizou-se por um processo curto até a conversão completa da floresta em áreas sem floresta (da classe *Core* ao *Conector* e, em seguida ao *Background*, gerando fragmentos menores à medida que o desmatamento avança). No entanto, cada macrorregião apresentou características únicas no comportamento da trajetória. Na AOc, houve menos mudanças nas trajetórias. A classe dominante foi *Core* (com pouca transição para *Connector* e *Edge*), indicando uma alta conservação da floresta devido à baixa presença de atividades antrópicas, refletindo, por sua vez, em baixa fragmentação. Isso é reforçado por ser a macrorregião que apresentou o menor aumento na quantidade fragmentos, menor diminuição da área média e maior agregação de fragmentos comparadas às macrorregiões Central e Oriental na série temporal estudada. O baixo acesso a estradas trafegáveis, o que dificulta o desenvolvimento de atividades antrópicas, e a presença de áreas protegidas podem ajudar a explicar o estado de conservação. No entanto, sua condição atual é consequência das próprias características da macrorregião e não produto de uma estratégia explícita frente à fragmentação. Assim, a promoção de políticas e atividades econômicas sustentáveis voltadas para a manutenção da cobertura vegetal são cruciais nesta macrorregião para interromper a trajetória visualizada nas demais regiões.

A AC apresentou um grau de fragmentação intermediário entre a AOc e AOr. Embora a cobertura florestal sem efeito de borda (classe *Core*) ainda seja dominante, o aumento das atividades antrópicas ao longo da série temporal provocou um aumento na frequência e permanência de classes de fragmentação (classes *Connector* e *Edge*) e valores de agregação de fragmentos inferiores à AOc. No entanto, o avanço das frentes de ocupação identificadas pode ser compensado por possuir o maior número de áreas protegidas na Amazônia e, em muitos casos, estabelecidos em grandes mosaicos contínuos de proteção. Este cenário, no entanto, deve ser considerado com cautela e acompanhado de perto dado aos riscos já demonstrados por estudos anteriores de invasão de áreas protegidas e enfraquecimento de políticas ambientais vigentes no Brasil (ARIMA et al., 2013; CABRAL et al., 2018), com impactos já relatados para esta macrorregião (REIS et al., 2021). Medidas de fortalecimento das áreas protegidas, mas também de RL em imóveis rurais, são necessárias para manter o estado atual da floresta nesta macrorregião. Para tanto, a governança da gestão ambiental e da regularização fundiária necessitam ser sinérgicas e concomitantes.

A AOr é a macrorregião mais fragmentada. Sendo de antiga ocupação na Amazônia brasileira, é o resultado de forças socioeconômicas e políticas que geraram pressões na paisagem. Esta macrorregião apresentou maior transição entre as classes (especialmente, com maior permanência da classe *Background*,) e aumento de classes (*Edge*, *Branch* e *Islet*) inexistentes ou reduzidas nas outras macrorregiões. Os fragmentos formados pela classe *Islet* representam a maioria dos fragmentos para esta macrorregião. Embora esta classe não tenha representatividade se for considerada por sua área, o número de fragmentos pode ser relevante para estratégias de conservação ao preservarem valores interessantes de biodiversidade em uma área com altas taxas de desmatamento. Esta macrorregião apresentou o maior número de fragmentos florestais, sendo estes mais dispersos e de menor área do que nas outras macrorregiões em 2018.

A implicância destes resultados está em destacar a necessidade de formulação de políticas de conservação adequadas às características da região e oportunizando particularidades presentes, mas nem sempre perceptíveis. A manutenção da floresta remanescente deve ser prioridade, como também a recomposição da floresta. As diferenças entre macrorregiões confirmam o entendimento de Becker (2005) sobre a necessidade de compreensão da dinâmica da Amazônia nas macrorregiões. Uma perspectiva da Amazônia brasileira como região homogênea seria limitada e inapropriada. A Amazônia, em sua complexidade de escala e de dinâmicas de uso da terra ao longo da história, ainda não conseguiu incorporar a conservação ambiental em seus processos de desenvolvimento. Assim, identificar geograficamente as diferentes dinâmicas de seu território ajuda a estabelecer estratégias adequadas para prevenir ou mitigar os processos predatórios que ocorrem, refletidos principalmente na perda de vegetação.

Os processos na Amazônia são altamente dinâmicos, especialmente o desmatamento e o surgimento de vegetação secundária, que afetam diretamente a extensão e a qualidade da cobertura florestal, conforme evidenciado neste estudo pelos indicadores de entropia, turbulência e complexidade. Esses índices apresentaram aumento durante o período estudado, mostrando que essas dinâmicas estão se tornando cada vez mais complexas, especialmente em áreas com intervenção antrópica e sem um plano adequado de gestão ambiental, como na AOr.

Uma oportunidade, que se destaca entre as alternativas para reduzir a fragmentação florestal por ser exclusivo do arcabouço legal brasileiro, é contribuição da RL na manutenção de uma paisagem conectada. A manutenção e restauração da LR em uma região altamente

fragmentada beneficia a conectividade estrutural e funcional da paisagem (Capítulo IV). Entretanto, se os atuais índices de desmatamento na Amazônia brasileira continuarem aos níveis atuais na próxima década, a recuperação da perda de habitat e da conectividade florestal representarão um desafio de longo prazo.

Em uma paisagem em profunda transformação quanto a sua cobertura vegetal, a área de floresta nativa preservada em imóveis rurais assume extrema relevância para a conectividade florestal. Conforme demonstrado pelo estudo de caso deste estudo, envolvendo o município de Itupiranga e projetando dois cenários de cobertura florestal até 2039 (cenário *Business as Usual* x cenário *Otimista*), foi possível determinar a contribuição da RL para a conectividade estrutural e funcional. Para a conectividade estrutural, o cenário Oti apresentou redução de 35,4% no número de fragmentos e aumento de 126,4% em sua área média comparado ao município em 2019. De forma inversa, o cenário BAU apresentou aumento de 196,5% nos fragmentos e redução de 86,5% de sua área média em relação a 2019. Comparado ao cenário Oti, houve um aumento de 358,9% em fragmentos e uma redução de 94,1% da área média dos fragmentos em BAU. A agregação de fragmentos foi maior no cenário Oti (*Agregation Index* de 93,1%) em relação ao cenário BAU (89,5%). A RL teve um papel importante na criação de corredores ecológicos ao concentrar 66,5% da floresta remanescente do município em BAU e 72,8% no cenário Oti.

Itupiranga, caracterizado como um município típico da Amazônia Oriental, com alta conversão de floresta em atividades antrópicas, mas sem melhoria da qualidade de vida da população, demonstra a necessidade de ações plurais e em escala na região para melhorar a conectividade florestal e os serviços ecossistêmicos. Políticas públicas associadas a maior proatividade na gestão ambiental pública, beneficiando-se dos instrumentos legais já presentes no Código Florestal brasileiro (por exemplo: certificação do cadastramento, recuperação e conectividade da RL), combinadas a incentivos econômicos para atividades de recuperação de cobertura florestal por meio de atividades agroflorestais, proporcionariam maior conformidade aos regramentos e benefícios econômicos e ambientais.

Como o desmatamento tem sido historicamente resiliente na Amazônia, a fragmentação florestal se caracteriza como um processo ativo e contínuo e não como um padrão na paisagem. Este último caso poderia ocorrer, por exemplo, se o desmatamento (legal e ilegal) fosse zero e os fragmentos florestais correspondessem a áreas fixas (RL, áreas de proteção permanente, áreas protegidas e outras florestas) e exigissem uma configuração otimizada para gerar o

máximo benefício. Em um cenário de desmatamento contínuo ou crescente, a manutenção e o aumento da conectividade devem ganhar ainda maior relevância para a conservação dos serviços ecossistêmicos, especialmente em um mundo em mudança climática.

A solução do problema da fragmentação na Amazônia brasileira requer um conjunto de ações para aumentar as respostas às forças e às pressões. O principal elemento a ser tratado é o desmatamento. O Brasil já demonstrou que é possível reduzir o desmatamento. Entretanto, isto deve ser acompanhado por um conjunto de ações que aumentem o bem-estar da população e evitem a transferência deste problema para outras áreas do país e da região. Contudo, mesmo que o desmatamento seja reduzido a zero, grandes áreas já estão fragmentadas e a conectividade nessas áreas precisa ser melhorada. No Brasil há instrumentos (ex: arcabouço legal ambiental) e ferramentas (ex: Cadastro Ambiental Rural) disponíveis para lidar com a fragmentação, o que configura uma oportunidade. O reforço a estes elementos e o uso da RL como elemento de conexão parece ser a estratégia mais prática e eficaz para a melhoria da conectividade florestal dadas as condições presentes na Amazônia brasileira. A implementação adequada da RL e a promoção de seus benefícios à luz de pesquisas relevantes devem ser uma das prioridades das políticas ambientais do país.

A RL representa o equilíbrio entre as atividades antropogênicas e a conservação da paisagem e, quando mantém a floresta conectada, maximiza seus benefícios. Contudo, a declaração da RL no SICAR não é suficiente como medida de controle ambiental, pois o desmatamento também ocorre nesta área, tanto em propriedades privadas quanto em assentamentos, conforme visto neste estudo (Capítulo IV). Neste sentido, o aperfeiçoamento dos processos de gestão ambiental (registro, certificação de propriedades, incorporação de critérios de conectividade e implantação de programas de recuperação da RL) são fundamentais para o atingimento de soluções. Adicionalmente, a conscientização dos proprietários rurais em relação aos benefícios da RL, incentivados por programas de compensação, podem contribuir para engajá-los no estabelecimento e conservação da cobertura florestal no imóvel rural.

Em resumo, os elementos associados à fragmentação florestal avaliados neste estudo – dinâmica; trajetória; e a conectividade – tornaram possível compreender o processo e identificar um conjunto de estratégias que podem ser úteis para enfrentar a fragmentação na Amazônia brasileira. Entre as propostas, podemos destacar: preservar e utilizar florestas secundárias e a RL de imóveis rurais como formas de conectar e ampliar a área de fragmentos; expandir e consolidar áreas protegidas na Amazônia brasileira, aproveitando áreas florestais públicas ainda

não destinadas de acordo com sua vocação socioambiental e econômica; aperfeiçoar os instrumentos de gestão ambiental; engajar os atores privados interessados; e, finalmente, elaborar e executar planos de desenvolvimento adaptados à realidade de cada macrorregião.

A fragmentação na Amazônia brasileira é um problema ambiental que necessita urgentemente de atenção do Brasil. Este estudo proporcionou novos conhecimentos para orientar estratégias baseadas na ciência. A aplicação dos resultados na orientação de políticas públicas poderá contribuir para um ambiente ecologicamente mais equilibrado na Amazônia brasileira.

1 REFERÊNCIAS

ARIMA, E. Y. et al. Spontaneous Colonization and Forest Fragmentation in the Central Amazon Basin. **Annals of the Association of American Geographers**, v. 103, n. 6, p. 1485–1501, 2013. DOI: 10.1080/00045608.2013.834231.

BECKER, B. K. Geopolítica da Amazônia. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 53, p. 71–86, abr. 2005. DOI: 10.1590/S0103-40142005000100005.

BOURGOIN, C. et al. Looking beyond forest cover: An analysis of landscape-scale predictors of forest degradation in the Brazilian Amazon. **Environmental Research Letters**, 21 out. 2021. DOI: 10.1088/1748-9326/AC31EB.

CABRAL, A. I. R. et al. Deforestation pattern dynamics in protected areas of the Brazilian Legal Amazon using remote sensing data. **Applied Geography**, v. 100, p. 101–115, nov. 2018. DOI: 10.1016/j.apgeog.2018.10.003.

METZGER, J. P. et al. Why Brazil needs its Legal Reserves. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 3, p. 91–103, 1 jul. 2019. DOI: 10.1016/j.pecon.2019.07.002.

REIS, M. et al. Forest fires and deforestation in the central Amazon: Effects of landscape and climate on spatial and temporal dynamics. **Journal of Environmental Management**, v. 288, p. 112310, 15 jun. 2021. DOI: 10.1016/j.jenvman.2021.112310.

SILVA, F. L. DA; PENA, H. W. A.; OLIVEIRA, F. DE A. A dinâmica da ocupação da Amazônia brasileira: do interesse político e econômico aos conflitos socioambientais. **Revista Caribeña de Ciencias Sociales**, n. 2015_01, 2015.