



**SIMULAÇÃO E AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DE PADRÕES  
DO DESMATAMENTO NA DINÂMICA DA PAISAGEM EM  
SÃO FÉLIX DO XINGU/PA**

**FABRÍCIO ASSIS LEAL**

**TESE DE DOUTORADO  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

**FACULDADE DE TECNOLOGIA  
UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA - UnB**

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA - UnB**  
**FACULDADE DE TECNOLOGIA**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL**

**SIMULAÇÃO E AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DE PADRÕES  
DO DESMATAMENTO NA DINÂMICA DA PAISAGEM EM  
SÃO FÉLIX DO XINGU/PA**

**FABRÍCIO ASSIS LEAL**  
ENGENHEIRO FLORESTAL

**ORIENTADOR: PROF. DR. ERALDO A. T. MATRICARDI**

**COORIENTADOR: PROF. DR. EUGÊNIO Y. ARIMA**  
*(University of Texas at Austin)*

**TESE DE DOUTORADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL - UnB**

**PUBLICAÇÃO: PPGEFL.TD-070/2016**  
**BRASÍLIA/DF, 18 DE NOVEMBRO DE 2016**

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
FACULDADE DE TECNOLOGIA  
DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS

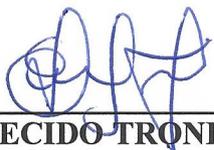
“SIMULAÇÃO E AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DE  
PADRÕES DO DESMATAMENTO NA DINÂMICA DA  
PAISAGEM EM SÃO FÉLIX DO XINGU/PA”

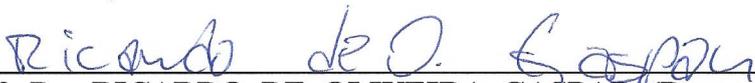
FABRÍCIO ASSIS LEAL

TESE DE DOUTORADO SUBMETIDA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS, DO DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL, DA FACULDADE DE TECNOLOGIA DA UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA, COMO PARTE DOS REQUISITOS NECESSÁRIOS PARA A OBTENÇÃO DO GRAU DE DOUTOR.

APROVADA POR:

PPGEFL.TD-070/2016

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. ERALDO APARECIDO TRONDOLI MATRICARDI (Departamento de Engenharia Florestal – EFL/UnB);  
(Orientador)

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. RICARDO DE OLIVEIRA GASPARG (Departamento de Engenharia Florestal – EFL/UnB);  
(Examinador Interno)

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. REGINALDO SÉRGIO PEREIRA (Departamento de Engenharia Florestal – EFL/UnB);  
(Examinador Interno)

  
\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. CARLOS HENKE DE OLIVEIRA (Departamento de Ecologia – ECL/UnB);  
(Examinador Externo)

  
\_\_\_\_\_  
Dr. MÁRIO BARROSO RAMOS NETO (The Nature Conservancy – TNC);  
(Examinador Externo)

\_\_\_\_\_  
Prof. Dr. ALCIDES GATTO (Departamento de Engenharia Florestal – EFL/UnB).  
(Examinador Suplente)

Brasília-DF, 18 de novembro de 2016.

## FICHA CATALOGRÁFICA

L435s Leal, Fabrício Assis  
Simulação e avaliação dos efeitos de padrões do desmatamento na dinâmica da paisagem em São Félix do Xingu/PA / Fabrício Assis Leal; orientador Eraldo Aparecido Trondoli Matricardi; co-orientador Eugênio Yatsuda Arima. -- Brasília, 2016.  
159 p.

Tese (Doutorado - Doutorado em Ciências Florestais) -- Universidade de Brasília, 2016.

1. Amazônia Legal. 2. Análise de Paisagem. 3. Corredores Ecológicos. 4. Desmatamento. 5. Fragmentação Direcional. I. Matricardi, Eraldo Aparecido Trondoli, orient. II. Arima, Eugênio Yatsuda, co-orient. III. Título.

## REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

LEAL, F.A. (2016). Simulação e avaliação dos efeitos de padrões do desmatamento na dinâmica da paisagem em São Félix do Xingu/PA. Tese de doutorado em Ciências Florestais. Publicação **PPGEFL.TD-070/2016**. Departamento de Engenharia Florestal, Universidade de Brasília (UnB), Brasília/DF, 2016. 159p.

## CESSÃO DE DIREITOS

AUTOR: Fabrício Assis Leal

TÍTULO: Simulação e avaliação dos efeitos de padrões do desmatamento na dinâmica da paisagem em São Félix do Xingu/PA.

GRAU: Doutor ANO: 2016

É concedida à Universidade de Brasília (UnB) permissão para reproduzir cópias desta tese de doutorado e para emprestar ou vender tais cópias somente para propósitos acadêmicos e científicos. O autor reserva outros direitos de publicação e nenhuma parte dessa tese de doutorado pode ser reproduzida sem autorização por escrito do autor.

---

FABRÍCIO ASSIS LEAL  
*fabricioassisleall@gmail.com*

## **DEDICATÓRIA**

Aos meus pais, JESUS & LINDAURA.  
**DEDICO.**

## AGRADECIMENTOS

Esse agradecimento é muito especial, pois minha família sempre esteve ao meu lado. Quero agradecer a cada um deles pelo importante apoio. Vocês são especiais e estarão sempre nos meus melhores pensamentos.

Aos meus pais Jesus e Lindaura desejo muita saúde e longevidade. Essa tese foi toda dedicada a vocês. Vocês são exemplos para mim. Espero retribuir tudo que fizeram e ainda fazem. Serei eternamente grato. Muito obrigado!

Às minhas irmãs Flávia e Fabiana desejo todo amor do mundo. Vocês são personagens importantes na minha vida. Em muitos momentos e ocasiões vocês sempre estiveram ao meu lado. Essa postura de vocês foi muito importante e me deu muita força. Vocês são especiais e tenho muita admiração por isso.

Glorinha, você foi meu alicerce. Que bom que DEUS colocou você em meu caminho. Muito obrigado por tudo. Seu apoio foi fundamental. Quero estar sempre ao seu lado. Deus abençoará ricamente nosso lar, onde quer que estejamos. Nunca fique “*Tchorante*”, viu! Um beijo carinhoso.

Aos meus sobrinhos Bruna, Lucas, Nicolle, Pedro, Samuel e Sophia, um especial agradecimento. Vocês serão nossa esperança para um futuro melhor e mais promissor. Desejo do fundo do meu coração que vocês sejam felizes, naquilo que escolherem ser. O tio ama muito vocês.

Aos meus avôs que sempre torceram muito por mim e, sem dúvida nenhuma, são meus exemplos de vida: Vovô Sebastião, Vovó Filinha, Vovó Maria e Vovô Emídio (*in memoriam*).

Aos meus cunhados Fabrício e Alcides e ao meu primo/irmão Fábio pela amizade e companheirismo. Vocês são pessoas especiais e tenho muito apreço por isso.

Ao professor e querido amigo Eraldo Matricardi (orientador) pela paciência e compreensão na realização deste trabalho. Meu muito obrigado por todas as oportunidades, pelo ótimo relacionamento e entendimento. Você foi fundamental e muito generoso mais uma vez.

Aos amigos Alexandre e Natácia. Vocês são importantes para mim, tenho muita consideração e valorizo bastante a amizade de vocês. Desejo muito sucesso nesta longa caminhada e onde estiverem, estarei torcendo muito. Deus abençoe ricamente todos vocês.

Ao amigo Eder, companheiro de longa jornada desejo muita prosperidade na sua vida. Muito obrigado por todo apoio que recebi. Espero contribuir para que nossa amizade fortaleça ainda mais. Um grande e fraternal abraço, meu amigo.

Ao professor Eugênio Arima, Universidade do Texas em Austin (EUA), pelo especial apoio na elaboração desta tese. Obrigado pela acolhida. Meus sinceros agradecimentos.

Aos amigos de São Félix do Xingu/PA pelo apoio de campo e valiosas informações obtidas. Em especial aos amigos: Cledson Júnior, Luan, Neto, Sr. Romano e Sr. Juarez. Aos técnicos do observatório ambiental municipal de São Félix do Xingu: Fabrícia Moura e Raphael Guido. Obrigado.

Quero especialmente agradecer à Universidade de Brasília (UnB) e ao departamento de Engenharia Florestal pela acolhida e suporte na elaboração da tese. Estou orgulhoso de ter podido estar aqui.

Um Agradecimento especial a todos os brasileiros e brasileiras que financiaram os meus estudos por meio desta instituição pública de ensino superior.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de doutorado e pelo auxílio financeiro no Programa de Doutorado Sanduíche no Exterior (PDSE).

**A DEUS, o meu obrigado por tudo!!!**

## RESUMO GERAL

### SIMULAÇÃO E AVALIAÇÃO DOS EFEITOS DE PADRÕES DO DESMATAMENTO NA DINÂMICA DA PAISAGEM EM SÃO FÉLIX DO XINGU/PA

Este estudo buscou desenvolver e aplicar um método de avaliação da fragmentação direcional e seus efeitos na paisagem, em especial aos padrões de ocupação espinha de peixe (*fishbone*) e espontâneo em regiões de florestas tropicais. Esta pesquisa foi conduzida na parte norte do município de São Félix do Xingu/PA, localmente conhecida como Área de Consolidação II. A primeira etapa deste estudo incluiu o desenvolvimento do método e a análise para quantificar e indicar a fragmentação direcional da paisagem na Área de Consolidação II e seu entorno a partir de dados do Projeto TerraClass para 2008, 2010 e 2012. A segunda etapa da pesquisa envolveu a análise da fragmentação direcional sobre padrões de desmatamento na Área de Consolidação II. A taxa de desmatamento observada para esta área foi reproduzida para o padrão *fishbone*, com os lotes (propriedades rurais) sistematicamente organizados. O desmatamento foi também simulado em um padrão espontâneo de ocupação com o intuito de avaliar o desempenho do modelo comparado com o desmatamento observado. A alocação dos desmatamentos foi simulada em quatro cenários, sendo dois em padrão *fishbone* e dois em padrão espontâneo de ocupação. Em cada padrão de ocupação simulado foi alocado espacialmente 100% e 50% do desmatamento observado, sendo o segundo caso utilizado para avaliar um cenário mais otimista de desmatamento na região. Em cada padrão de ocupação (*fishbone* e espontâneo) e para cada taxa de desmatamento alocada (100% e 50%) foram adotadas outras duas situações de preservação das Áreas de Proteção Permanente (APP), associadas aos recursos hídricos. Nestes dois casos, os desmatamentos alocados pela simulação foram retornados como área não desmatadas em todas as áreas de APP. Os resultados deste estudo indicam que o algoritmo de simulação do desmatamento reproduziu de forma significativa todo o desmatamento observado para os padrões de ocupação espontâneo e *fishbone*. A análise da paisagem sob o enfoque da fragmentação direcional indicou que os padrões de desmatamento afetam a paisagem de forma anisotrópica em todos os padrões de ocupação, sendo o padrão *fishbone* o que apresentou maior variação da fragmentação direcional. A análise da fragmentação direcional contribuiu com a definição de áreas para formação de corredores ecológicos em regiões de interesse. Nos cenários estudados, foram notáveis os ganhos da paisagem natural nos dois padrões de ocupação quando considerado a preservação das APP. A fragmentação da paisagem tem ganhos ambientais ainda maiores quando assumido a conservação de 50% de cada propriedade rural, o que tornaria os corredores ecológicos naturais mais eficientes.

**Palavras-Chave:** Amazônia Legal; Análise de Paisagem; Corredores Ecológicos; Desmatamento; Fragmentação direcional.

## **GENERAL ABSTRACT**

### **SIMULATION AND EVALUATION OF THE EFFECTS OF DEFORESTATION PATTERNS IN THE DYNAMICS OF LANDSCAPE IN SÃO FÉLIX XINGU/PA**

This study aimed to develop and apply a method of assessing directional fragmentation and its effects on the landscape, especially the standards of fishbone and spontaneous occupation patterns in tropical forest regions. This research was conducted in the northern municipality of São Félix do Xingu/PA, locally known as Consolidation Area II. Initially, this study involved a method development to estimate and indicate directional fragmentation of the landscape within the Consolidation II Area and around of a buffer zone using the TerraClass Project deforestation dataset for 2008, 2010 and 2012. Secondly, this research involved an analysis of directional fragmentation of deforestation patterns in the Consolidation Area II. The deforestation rate observed for the Consolidation Area II was used as input to predict deforestation within the fishbone occupation pattern, where farms are systematically and geometrically organized. Also, deforestation was simulated for the spontaneous occupation pattern to support the assessment of model's performance compared to the observed deforestation. The allocation of deforestation was simulated assuming four scenarios, two for the fishbone pattern and two for the spontaneous pattern of occupation. For each simulated occupation pattern, it was spatially allocated 100% and 50% of the observed deforestation, where the second case (50% deforestation) was assumed as the optimistic deforestation scenario for each pattern. For each occupation pattern (fishbone and spontaneous) and for each assumed deforestation rate (100% or 50%) were adopted two additional deforestation constraints of protecting Permanent Protection Areas (APP) associated with water resources. In this cases, deforestations allocated by the simulation model were assumed as forest class within the APP. This study results indicate that the simulation algorithm appropriately predicted deforestation for the spontaneous and fishbone land occupation patterns. The landscape analysis focusing on directional fragmentation indicated that deforestation patterns may show direction variation (anisotropy) for both occupation patterns, and the fishbone pattern showed greater variation of directional fragmentation. The directional analysis of fragmentation contributed to define suitable areas of ecological corridors within a region of interest. In the studied scenarios, native landscape was substantially improved when the APP was assumed fully protected. The landscape fragmentation showed even greater environmental improvements for the ecological corridor when the farm legal reserve of 50% was assumed to be fully protected.

**Key-words:** Amazon; Landscape Analysis; Ecological Corridors; Deforestation; Directional Fragmentation.

# SUMÁRIO

RESUMO GERAL .....	vi
GENERAL ABSTRACT.....	vii
LISTA DE FIGURAS .....	xi
LISTA DE TABELAS .....	xv
LISTA DE QUADRO .....	xvi
<b>CAPÍTULO I</b> .....	17
<b>1.1 ASPECTOS GERAIS SOBRE O FORMATO DESTES MANUSCRITO</b> .....	17
<b>1.2 INTRODUÇÃO GERAL</b> .....	18
<b>1.3 QUESTÕES DE PESQUISA</b> .....	20
<b>1.4 OBJETIVO GERAL</b> .....	20
<b>1.5 OBJETIVOS ESPECÍFICOS</b> .....	20
<b>1.6 HIPÓTESES ABORDADAS NO PRESENTE ESTUDO</b> .....	21
<b>1.7 REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	22
1.7.1 Histórico do desmatamento na Amazônia Legal (AML) .....	22
1.7.2 São Félix do Xingu .....	28
1.7.3 Início da ocupação de terras em São Félix do Xingu .....	30
1.7.4 Desmatamento em São Félix do Xingu .....	32
<b>CAPÍTULO II</b> .....	36
<b>FRAGMENTAÇÃO DIRECIONAL DA PAISAGEM E MODELAGEM DE CORREDORES ECOLÓGICOS EM SÃO FÉLIX DO XINGU/PA</b> .....	36
<b>2.1 INTRODUÇÃO</b> .....	36
<b>2.2 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	37
2.2.1 Área de estudo .....	37
2.2.2 Base de dados .....	39
2.2.2.1 Validação da classificação TerraClass e checagem de campo .....	39
2.2.3 Análise da paisagem em São Félix do Xingu e Área de Consolidação II .....	40
2.2.4 Quantificação da fragmentação .....	41
2.2.5 Fragmentação direcional .....	43
2.2.5.1 Modelagem por caminho de menor custo.....	48
2.2.6 Modelagem de corredores ecológicos .....	50
2.2.6.1 Definição da largura dos corredores ecológicos.....	52
2.2.6.2 Espacialização dos remanescentes de vegetação em unidades de paisagem.....	53
2.2.7 Fluxograma geral da metodologia aplicada.....	55
<b>2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	56
2.3.1 Base de dados, validação e checagem de campo.....	56
2.3.2 Análise de fragmentos de vegetação remanescentes .....	57
2.3.2.1 Município de São Félix do Xingu .....	57
2.3.2.2 Área de Consolidação II em São Félix do Xingu .....	61

2.3.2.3	Análise de paisagem em São Félix do Xingu e Área de Consolidação II .....	63
2.3.3	Fragmentação direcional da paisagem.....	65
2.3.4	Modelagem de corredores ecológicos .....	69
2.3.5	Análise de estreitamento para os corredores ecológicos ( <i>Bottleneck</i> ).....	71
2.3.6	Distribuição espacial dos remanescentes de vegetação em unidades de paisagem.....	76
<b>2.4</b>	<b>CONCLUSÃO</b> .....	<b>79</b>

<b>CAPÍTULO III</b> .....	<b>81</b>	
<b>IMPLICAÇÕES DO PADRÃO DE DESMATAMENTO NA FRAGMENTAÇÃO DIRECIONAL DA PAISAGEM EM SÃO FÉLIX DO XINGU/PA</b> .....	<b>81</b>	
<b>3.1 INTRODUÇÃO</b> .....	<b>81</b>	
<b>3.2 MATERIAL E MÉTODOS</b> .....	<b>82</b>	
3.2.1	Área de estudo .....	82
3.2.2	Base de dados .....	83
3.2.2.1	Variáveis utilizadas e suas correlações.....	84
3.2.3	Análise de regressão .....	86
3.2.3.1	Regressão linear múltipla (OLS).....	86
3.2.3.2	Regressão geograficamente ponderada (GWR) .....	87
3.2.3.3	Avaliação dos ajustes e comparação entre os métodos OLS e GWR.....	88
3.2.4	Simulação de propriedades com padrão organizado e desorganizado .....	89
3.2.4.1	Propriedades com padrão espacial organizado (PO).....	89
3.2.4.2	Propriedades com padrão espacial desorganizado (PD).....	91
3.2.5	Estimativa do desmatamento nas propriedades com PO e PD por meio da GWR.....	92
3.2.5.1	Comparação estatística entre as estimativas e o desmatamento observado nas propriedades PO e PD .....	94
3.2.6	Alocação da estimativa do desmatamento nas propriedades.....	95
3.2.6.1	Método para obtenção do arquivo <i>zpropdist1</i> .....	96
3.2.6.2	Método para obtenção do arquivo <i>zpropdist2</i> .....	97
3.2.6.3	Método para obtenção do arquivo final <i>zpropdist</i> .....	99
3.2.6.4	Algoritmo de alocação das taxas de desmatamento nas propriedades .....	100
3.2.7	Comparação entre as simulações dos desmatamentos nos padrões espaciais de propriedades PO e PD .....	103
3.2.8	Fluxograma da metodologia .....	106
<b>3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO</b> .....	<b>107</b>	
3.3.1	Análise de normalidade e correlação entre as variáveis utilizadas.....	107
3.3.2	Análise dos métodos de regressão e avaliação dos ajustes.....	109
3.3.3	Características das propriedades do CAR na área em estudo e simulação de padrões espaciais de propriedades rurais .....	115
3.3.3.1	Características das propriedades do CAR na área em estudo.....	115
3.3.3.2	Simulação de padrões espaciais de propriedades rurais na área de estudo (organizadas e desorganizadas) .....	119
3.3.4	Estimativa do desmatamento nas propriedades por meio da GWR.....	120
3.3.5	Alocação das estimativas do desmatamento e cenários para comparações.....	122

3.3.6 Comparação entre os cenários das simulações .....	125
<b>3.4 CONCLUSÃO</b> .....	137
<b>CAPÍTULO IV</b> .....	139
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE A TESE</b> .....	139
<b>4.1 QUESTÕES DE PESQUISA REVISITADAS</b> .....	139
<b>4.2 HIPÓTESES REVISITADAS</b> .....	140
<b>4.3 OPORTUNIDADE PARA NOVOS ESTUDOS</b> .....	141
<b>REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS</b> .....	143
<b>APÊNDICE</b> .....	156

## LISTA DE FIGURAS

### CAPÍTULO I

- Figura 1.1. Dinâmica temporal do desmatamento (km<sup>2</sup>) para AML, entre os anos de 1988 a 2015.....23
- Figura 1.2. Variação relativa em percentagem das comparações realizadas entre as taxas de desmatamento para a série histórica de monitoramento, entre 1988 a 2015. ....24
- Figura 1.3. Distribuição espacial em classes percentuais da taxa de desmatamento (A) e da vegetação remanescente (B) para os municípios da AML até 2014. ....28
- Figura 1.4. Incremento anual (km<sup>2</sup>), taxas e espacialização dos polígonos de desmatamento até 2015 para SFX. Em que: (1) desmatamento acumulado até o ano de 1997; (2) desmatamento entre 1997 a 2000; 2001 em diante série anual do incremento. ....35

### CAPÍTULO II

- Figura 2.1. Localização do município de São Félix do Xingu no estado do Pará e localização da área de estudo (parte norte da região denominada Área de Consolidação II). ....38
- Figura 2.2. Localização da área de estudo (linha de cor preta) utilizada para análise da fragmentação direcional da paisagem. ....44
- Figura 2.3. Articulação das direções de percolação na paisagem em estudo, pontos de origem e destino e gráfico do tipo *spider diagram* utilizado para indicar o sentido da fragmentação direcional. ....47
- Figura 2.4. Fluxograma dos métodos e processos para obtenção da fragmentação direcional da paisagem. A: TerraClass 2008, 2010 e 2012; B: valores de fricção; C: formato *raster* de A; D: direções para análise da fragmentação direcional; E: *raster distance cost*; F: *raster backlink*; G: *cost path*; H: normalização de G; I: gráfico do tipo *spider diagram* para indicar o sentido da fragmentação direcional da paisagem. ....49
- Figura 2.5. Processo para obtenção de corredor ecológico. A: superfície de custo acumulativo a partir da localização X; B: superfície de custo acumulativo a partir da localização Y; C: soma entre *raster* A e *raster* B, resultando numa superfície de custos acumulados somados em ambas direções.....51
- Figura 2.6. Processo para obtenção do percentual de vegetação remanescente dentro de cada hexágono. A = Malha hexagonal sobre uma área na paisagem de São Félix do Xingu; B = Dimensões do hexágono; C = Hexágono abrangendo em seu interior três diferentes tipos de classes de uso; D = Identificação de cada classe de uso; E = Isolamento da classe “Floresta” e cálculo de área; F = Cálculo do percentual de vegetação remanescente em cada hexágono; G = Representação do percentual de vegetação remanescente em classes de agrupamento.....54
- Figura 2.7. Fluxograma da metodologia para análise da paisagem, fragmentação direcional e corredores ecológicos no município de São Félix do Xingu, envolvendo quatro etapas cronologicamente de desenvolvimento do estudo. ....55
- Figura 2.8. Feições de usos da terra consolidados e visitados durante os trabalhos de campo. (A) pasto limpo; (B) regeneração com pasto; (C) floresta ao lado direito da imagem e pasto limpo ao lado esquerdo; (D) pasto sujo.....57
- Figura 2.9. Distribuição espacial dos desmatamentos ocorridos na parte norte da área de consolidação II (AC-II). Onde: (A) mosaico *RapidEye* 2012 (Fonte: MMA); (B) desmatamentos acumulados até 2014 (Fonte: Prodes). ....63
- Figura 2.10. Histograma representando graficamente os valores da fragmentação direcional da paisagem para 2008, 2010 e 2012 (A), bem como o gráfico *spider diagram* (B) indicando o sentido direcional de fragmentação da paisagem para 2008 (rosa), 2010 (preto) e 2012 (laranja). ....65
- Figura 2.11. Gráfico *spider diagram* que indica o sentido da fragmentação direcional da paisagem (A) e o mapa com a distribuição espacial das áreas protegidas (B), contempladas na área de estudo. ....67

Figura 2.12. Fragmentação direcional da paisagem em 2008, 2010 e 2012 utilizando a técnica do caminho de menor custo acumulado, bem como a indicação gráfica de trajetetas para o estabelecimento de corredores ecológicos. (verde) Norte-Sul; (amarelo) Nordeste-Sudoeste; (vermelho) Leste-Oeste; (azul) Sudeste-Noroeste; (branco).....	69
Figura 2.13. Modelagem do corredor ecológico na direção Sudeste-Noroeste em 2012. A = <i>raster</i> de custo acumulado com origem Sudeste; B = <i>raster</i> de custo acumulado com origem Noroeste; C = combinação de A e B, dando origem a corredores de custos acumulados. ....	70
Figura 2.14. Modelagem do corredor ecológico na direção Leste-Oeste em 2012. A = <i>raster</i> de custo acumulado com origem Oeste; B = <i>raster</i> de custo acumulado com origem Leste; C = combinação de A e B, dando origem a corredores de custos acumulados. ....	70
Figura 2.15. Resultado da análise <i>bottleneck</i> ou variação da largura do corredor Sudeste-Noroeste, indicando segmentos com estreitamento acima (azul) e abaixo (vermelho) do limiar de 10 km (linha preta). ....	72
Figura 2.16. Resultado espacial do mapeamento <i>bottleneck</i> que indicou segmentos ao longo do corredor Sudeste-Noroeste, com estreitamento acima (azul) e abaixo (vermelho) do limiar de 10 km. Os quadros A, B, C, D, E, F, G e H representam visualizações em escala mais detalhada (ampliada) do corredor.	73
Figura 2.17. Resultado do mapeamento <i>bottleneck</i> que indicou segmentos com estreitamento acima (azul) e abaixo (vermelho) do limiar de 10 km (linha preta), ao longo do corredor Leste-Oeste. ....	74
Figura 2.18. Resultado espacial do mapeamento <i>bottleneck</i> que indicou segmentos ao longo do corredor Leste-Oeste, com estreitamento acima (azul) e abaixo (vermelho) do limiar de 10 km. Os quadros A, B, C, D, E e F representam visualizações em escala mais detalhada (ampliadas) do corredor. ....	75
Figura 2.19. Mapeamento e espacialização das unidades de paisagem para o corredor Sudeste-Noroeste, que indicam a porcentagem relativa de vegetação remanescente em cada hexágono. Os quadros A, B, C, D, E e F representam visualizações em escala mais detalhada do corredor. As regiões com maior e menor potencial de conectividade são apresentadas em cores frias e quentes, respectivamente. ....	77
Figura 2.20. Mapeamento e espacialização das unidades de paisagem para o corredor Leste-Oeste, que estimam a porcentagem relativa de vegetação remanescente em cada hexágono. Os quadros A, B, C, D, E e F representam visualizações em escala mais detalhada (ampliada) do corredor. As regiões com maior e menor potencial de conectividade são apresentadas em cores frias e quentes, respectivamente. ....	78

### CAPÍTULO III

Figura 3.1. Localização do município de São Félix do Xingu no estado do Pará e a localização da área de estudo (parte norte) denominada AC-II, em especial o destaque para a área em que foram realizadas as simulações.....	82
Figura 3.2. Variáveis que compuseram as análises de regressão desse capítulo. A: desmatamento acumulado entre 1988 a 2014; B: propriedades do Cadastro Ambiental Rural; C: distância euclidiana das estradas principais; D: declividade em graus; E: altitude em metros; F: área de preservação permanente na propriedade; G: distância euclidiana da hidrografia. ....	84
Figura 3.3. Propriedades simuladas com padrão organizado, estradas secundárias, estrada principal selecionada e localização da área de simulação. ....	90
Figura 3.4. Propriedades do CAR com Padrão de ocupação desorganizado (PD), estradas secundárias, estrada principal selecionada e localização da área de simulação.....	91
Figura 3.5. Propriedades selecionadas para obtenção da mediana dos parâmetros ajustados, por meio da regressão geograficamente ponderada. ....	93
Figura 3.6. Procedimento para intersecção do desmatamento real ocorrido nas propriedades, objetivando a comparação estatística entre as estimativas do modelo GWR. A: propriedades PO; B: propriedades PD.....	94

Figura 3.7. Etapas do processo para obtenção do <i>raster zpropdist1</i> conforme metodologia citada anteriormente. A = distância euclidiana das estradas secundárias e principal; B = valores máximos (max) das distâncias euclidianas conforme arquivo vetorial de propriedades; C = valores mínimos (min) das distâncias euclidianas; D = arquivo <i>zpropdist1</i> obtido por meio da Equação 3.10. ....	97
Figura 3.8. <i>Rasters</i> das variáveis obtidos por meio da multiplicação da mediana de cada coeficiente ajustado na GWR. ....	98
Figura 3.9. Arquivos <i>rasters zpropdist2</i> para as propriedades PO (A) e PD (B). ....	99
Figura 3.10. Arquivos <i>zpropdist</i> para os dois padrões espaciais de distribuição de propriedades, com a probabilidade de ocorrência de desmatamento. 1A e 2A: <i>zpropdist1</i> ; 1B e 2B: <i>zpropdist2</i> ; 1C e 2C: <i>zpropdist</i> . Em que, (1) PO; (2) PD. ....	100
Figura 3.11. Fluxograma que exemplifica as etapas de alocação das taxas de 100% e 50% do desmatamento dentro de cada arranjo de propriedade. Em que: (A) ano final de locação da taxa; (B) taxa anual; (C) distância que ativa o lote; (D) taxa de desmatamento do lote; (E) referência para alocar a taxa desmatada; (F) proporção acumulada da taxa de desmatamento; (G) define os <i>pixels</i> que serão desmatados; (H) alocação dos <i>pixels</i> desmatados; (I) reinício do ciclo caso o tempo inicial (t) não seja igual ao tempo final (T).....	101
Figura 3.12. Processo que retornou valores de <i>pixels</i> não desmatados nas APP's. A: simulação onde houve alocação de <i>pixels</i> desmatados dentro de APP; B: detalhe de uma região na imagem A, onde <i>pixels</i> foram alocados dentro de APP; C: cenário criado após simulação que desconsiderou alocação do desmatamento em APP; D: detalhe de uma região na imagem C, em que <i>pixels</i> desmatados na APP deram lugar a <i>pixels</i> não desmatados. ....	104
Figura 3.13. Delineamento para as comparações entre os cenários avaliados, por meio da fragmentação direcional da paisagem. ....	105
Figura 3.14. <i>Rasters</i> para comparação entre cenários simulados e desmatamento real. A1 = desmatamento real (ano de referência 2014); A2 = desmatamento real desconsiderando desmatamento dentro de APP; B1 = 100% de alocação em $t=20$ para PD; B2 = 100% de alocação em $t=20$ para PD sem desmatar APP; C1 = 100% de alocação em $t=20$ para PO; 100% de alocação em $t=20$ para PO sem desmatar APP. ....	106
Figura 3.15. Fluxograma simplificado da metodologia que envolve esse capítulo, elaborado cronologicamente conforme as quatro etapas de desenvolvimento. ....	107
Figura 3.16. Representação gráfica da intensidade de aglomeração espacial por meio da análise <i>incremental spatial autocorrelation</i> . ....	109
Figura 3.17. Comportamento das estimativas do desmatamento em cada método de ajuste de regressão, em relação aos valores observados, bem como gráfico de resíduos padronizados. ....	112
Figura 3.18. Distribuição estratificada das propriedades em classes de coeficiente de determinação ( $R^2$ ), para os métodos de GWR utilizados. ....	114
Figura 3.19. Distribuição espacial das classes de coeficiente de determinação ( $R^2$ ), após análise GWR (A) adaptativo, (B) 10 km, (C) 15 km, e destaque para área de estudo. ....	114
Figura 3.20. Distribuição das propriedades do CAR, na área de estudo, em classes percentuais de área desmatada. ....	116
Figura 3.21. Registros fotográficos realizados na paisagem estudada. (A) Visão do início da estrada principal que foi utilizada para gerar os lotes de propriedades distribuídas de forma organizada; (B) Estrada principal que foi utilizada para realizar a simulação dos padrões de desmatamento; (C) A pastagem é o cenário predominantemente encontrado na AC-II; (D) Castanheira ( <i>Bertholletia excelsa</i> ) queimada em nova área de pastagem no município. ....	118
Figura 3.22. Padrões espaciais de propriedades PO e PD, que foram utilizadas ....	119

Figura 3.23. Comportamento das estimativas do desmatamento, para cada padrão de propriedade, em relação aos valores observados de desmatamento. (A) PO com 1.093 propriedades; (B) PD com 565 propriedades. ....	121
Figura 3.24. Alocação de 100% das estimativas realizadas sobre as taxas de desmatamento para propriedades PO. ....	122
Figura 3.25. Alocação de 100% das estimativas de desmatamentos realizadas a partir de taxas de desmatamento para propriedades PD. ....	122
Figura 3.26. Alocação de 50% das estimativas realizadas sobre as taxas de desmatamento para propriedades PO. ....	123
Figura 3.27. Alocação de 50% das estimativas realizadas sobre as taxas de desmatamento para propriedades PD. ....	123
Figura 3.28. Cenários gerados para comparação por meio da fragmentação direcional da paisagem. ....	124
Figura 3.29. Fragmentação direcional da paisagem para PO e PD, com alocação de 100% do desmatamento no ano 10, 15 e 20. Quadros: A1, B1 e C1 = PO, respectivamente ano 10, 15 e 20; Quadros: A2, B2 e C2 = PD, respectivamente ano 10, 15 e 20; Quadros: A3, B3 e C3 = fragmentação direcional da paisagem (azul representa PO e vermelho representa PD). ....	126
Figura 3.30. Fragmentação direcional da paisagem para PO e PD, com alocação de 100% do desmatamento, preservando APP, no ano 10, 15 e 20. Quadros: A1, B1 e C1 = PO, respectivamente ano 10, 15 e 20; Quadros: A2, B2 e C2 = PD, respectivamente ano 10, 15 e 20; Quadros: A3, B3 e C3 = fragmentação direcional da paisagem (azul representa PO e vermelho representa PD). ....	128
Figura 3.31. Fragmentação direcional da paisagem para PO e PD, com alocação de 50% do desmatamento, no ano 10, 15 e 20. Quadros: A1, B1 e C1 = PO, respectivamente ano 10, 15 e 20; Quadros: A2, B2 e C2 = PD, respectivamente ano 10, 15 e 20; Quadros: A3, B3 e C3 = fragmentação direcional da paisagem (azul representa PO e vermelho representa PD). ....	130
Figura 3.32. Fragmentação direcional da paisagem para PO e PD, com alocação de 50% do desmatamento, preservando APP no ano 10, 15 e 20. Quadros: A1, B1 e C1 = PO, respectivamente ano 10, 15 e 20; Quadros: A2, B2 e C2 = PD, respectivamente ano 10, 15 e 20; Quadros: A3, B3 e C3 = fragmentação direcional da paisagem (azul representa PO e vermelho representa PD). ....	132
Figura 3.33. Fragmentação direcional da paisagem graficamente representada, com cenário sem preservar a APP. Em que: Desmatamento real em 2014 (A1 e A2), PO (B1 e B2) e PD (C1 e C2) no ano 20, com 100% do desmatamento alocado. As linhas nos quadros A1, B1 e C1 significam o caminho de menor custo acumulado para cada direção. ....	134
Figura 3.34. Fragmentação direcional da paisagem graficamente representada, com cenário de preservação da APP. Em que: Desmatamento real em 2014 (A1 e A2), PO (B1 e B2) e PD (C1 e C2) no ano 20, com 100% do desmatamento alocado. As linhas nos quadros A1, B1 e C1 significam o caminho de menor custo acumulado para cada direção. ....	136

## LISTA DE TABELAS

### CAPÍTULO I

Tabela 1.1. Taxas de desmatamento dos Estados da AML e ranqueamento dos municípios com maior área desmatada até 2014.....	25
Tabela 1.2. Distribuição dos municípios da AML por estado, em relação ao percentual de área desmatada (até 2014) em intervalos percentuais de classe. ....	26
Tabela 1.3. Distribuição dos municípios da AML por estado, em relação à vegetação remanescente (até 2014), em intervalos percentuais de classe. ....	27
Tabela 1.4. Ranqueamento de SFX em relação à extensão da área desmatada e ao incremento anual, bem como taxas área total desmatada, entre 2000 (acumulado) até 2014. ....	33

### CAPÍTULO II

Tabela 2.1. Índices métricos de paisagem que foram calculados, ao nível de classe, para os fragmentos remanescentes do TerraClass. ....	41
Tabela 2.2. Classes de uso advindas do TerraClass para a área de estudo, bem como valores de fricção correspondentes. ....	45
Tabela 2.3. Matriz de erros obtida a partir da avaliação da acurácia entre o resultado do mapeamento do TerraClass em 2012 e as imagens <i>RapidEye</i> , na área de estudo. ....	56
Tabela 2.4. Área e percentual de cada classe de uso do solo do projeto TerraClass, com estimativas para São Félix do Xingu em 2008, 2010 e 2012. ....	58
Tabela 2.5. Distribuição dos polígonos remanescentes de floresta nativa em classes de tamanho a cada 50 ha, com subclasses a cada 10 ha, seguido de suas porcentagens relativas sobre o número total de fragmentos e área em quilômetros quadrados (km <sup>2</sup> ) para o município de São Félix do Xingu. ....	59
Tabela 2.6. Distribuição dos polígonos de vegetação nativa remanescente por classe de tamanho (a cada 50 hectares) e subclasses (a cada 10 hectares), a porcentagem relativa sobre o número total e a área dos fragmentos na área de consolidação II. ....	61
Tabela 2.7. Índices métricos de paisagem calculados para São Félix do Xingu e para Área de Consolidação II. ....	63
Tabela 2.8. Distribuição das unidades amostrais de paisagem (hexágonos) em classes percentuais de vegetação remanescente, para os corredores Sudeste-Noroeste e Leste-Oeste. ....	79

### CAPÍTULO III

Tabela 3.1. Parâmetros utilizados para configuração dos ajustes do modelo por meio de regressão geograficamente ponderada.....	88
Tabela 3.2. Resultados observados simplificados do procedimento da GWR para seis propriedades selecionadas, objetivando a obtenção das medianas dos coeficientes ajustados. ....	93
Tabela 3.3. Resultados do teste de Shapiro-Wilk para as variáveis utilizadas no estudo, bem como estatísticas de p-valor para cada uma delas. ....	108
Tabela 3.4. Matrizes de correlação de Spearman para as variáveis utilizadas nas análises de regressão. ....	108
Tabela 3.5. Coeficientes ajustados e estatísticas de ajuste e precisão para os métodos de regressão adotados.....	110

Tabela 3.6. Resultados da análise de autocorrelação espacial para os resíduos, oriundos dos métodos de regressão aqui adotados.....	113
Tabela 3.7. Estratificação das propriedades do CAR em classes de R <sup>2</sup> e percentual representativo da quantidade de propriedades por classe. ....	113
Tabela 3.8. Distribuição das propriedades do CAR em classes de tamanho de área, porcentagem de propriedades em cada classe, porcentagem relativa e acumulada das áreas das propriedades e porcentagem do desmatamento em relação ao total desmatado. ....	115
Tabela 3.9. Estratificação das propriedades pertencentes ao CAR por taxas de desmatamento e tamanho em área. ....	117
Tabela 3.10. Resumo descritivo sobre as características das propriedades PO e PD, utilizadas para a simulação das taxas de desmatamento. ....	119
Tabela 3.11. Mediana local dos coeficientes e estatísticas descritivas sobre as estimativas do desmatamento para as propriedades organizadas e desorganizadas, em hectares. ....	120
Tabela 3.12. Resultados do teste de Kruskal-Wallis entre os valores advindos das estimativas do desmatamento e os valores reais ocorridos na área em estudo.....	121
Tabela 3.13. Resumo descritivo sobre os cenários que foram comparados por meio da fragmentação direcional da paisagem. ....	124
Tabela 3.14. Fragmentação direcional da paisagem para o cenário com alocação de 100% do desmatamento.....	125
Tabela 3.15. Fragmentação direcional da paisagem para o cenário com alocação de 100% do desmatamento, preservando APP.....	127
Tabela 3.16. Fragmentação direcional da paisagem para o cenário com alocação de apenas 50% dos desmatamentos ocorridos nos lotes. ....	129
Tabela 3.17. Fragmentação direcional da paisagem para o cenário com alocação de apenas 50% dos desmatamentos ocorridos nos lotes, preservando APP. ....	131
Tabela 3.18. Fragmentação direcional da paisagem com desmatamento real (DR -APP), desmatamento real com APP preservada (DR +APP), padrão organizado e desorganizado com 100% do desmatamento alocado (PO e PD -APP) e com APP preservada (PO e PD +APP).....	133

## **LISTA DE QUADRO (CAPÍTULO II)**

Quadro 2.1. Contexto com a descrição de cada classe de uso presente na área de estudo, conforme Tabela 2.2.....	46
---	----

# CAPÍTULO I

## 1.1 ASPECTOS GERAIS SOBRE O FORMATO DESTE MANUSCRITO

A presente tese de doutorado foi elaborada no âmbito do Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, pela Universidade de Brasília (UnB), e organizada em quatro capítulos conforme detalhes apresentados a seguir:

**CAPÍTULO I: DEFINIÇÃO E APROFUNDAMENTO DO REFERENCIAL TEÓRICO DA PESQUISA:** O primeiro capítulo contemplou o referencial teórico de todos os assuntos abordados no trabalho. Neste capítulo foram fornecidas bases sobre a fundamentação teórica, para a aplicação das técnicas utilizadas, entendimento dos dados utilizados e dos procedimentos de laboratório e campo, de modo a dar suporte às análises e discussões previstas no manuscrito.

**CAPÍTULO II: DESENVOLVIMENTO E APLICAÇÃO DE MÉTODO PARA ANÁLISE DA FRAGMENTAÇÃO DIRECIONAL DA PAISAGEM E MODELAGEM DE CORREDORES:** Neste capítulo nos ocupamos no desenvolvimento de um método para analisar e mensurar a fragmentação direcional da paisagem, sugerindo, posteriormente, a implementação de corredores ecológicos em determinadas direções. Neste sentido, informações qualitativas e quantitativas da paisagem foram obtidas para subsidiar discussões sobre a evolução da dinâmica de cobertura do solo, em especial, relacionada a fragmentação direcional.

**CAPÍTULO III: IMPLICAÇÕES DE ALGUNS PADRÕES DE DESMATAMENTO SOBRE A FRAGMENTAÇÃO DIRECIONAL DA PAISAGEM:** Essa parte da tese envolveu a representação das taxas reais de desmatamento, na área de estudo, nos padrões *fishbone* e espontâneo de propriedades. A avaliação consistiu em verificar ganhos e perdas entre um e outro padrão, em relação a fragmentação direcional da paisagem. Neste contexto foram criados cenários com variação nas taxas de desmatamento, bem como cenários otimistas que não consideraram desmatamentos ocorridos em áreas de preservação permanentes (APP).

**CAPÍTULO IV: REVISÃO DOS PRINCIPAIS RESULTADOS DA PESQUISA, SUAS APLICAÇÕES E PORMENORES DO TRABALHO DE CAMPO:** No último capítulo foram apresentados os principais tópicos abordados, as considerações gerais, as principais conclusões deste trabalho, tal como as observações levantadas no trabalho de campo. Nessa parte da tese oportunizou especial atenção aos tópicos: questões de pesquisa e hipóteses - em que os mesmos foram revisitados. Finalmente, foram apresentadas algumas oportunidades de estudos futuros no intuito de complementar o trabalho, e por fim, a descrição das principais considerações sobre o trabalho de campo, realizado em São Félix do Xingu/PA.

## 1.2 INTRODUÇÃO GERAL

Nas últimas quatro décadas, a principal característica da ocupação da Amazônia, pelo colonizador, foi a destruição do componente mais caracteristicamente amazônico do bioma: a floresta. Exclusivamente, não há registros na história humana de algum povo que tenha destruído com tanta atrocidade e celeridade um patrimônio botânico como esse, em grande parte, perdido para sempre (SCHMINK, 2012).

Essa importante floresta concentra um terço da riqueza brasileira, contudo, até 2015, mais de 766.512 km<sup>2</sup> foram postos abaixo, quantia essa que já representa 15,2%. Ao longo deste cenário, o ápice da taxa de desmatamento foi alcançado em 1995 (29.059 km<sup>2</sup>) e mais recentemente em 2004 (27.772 km<sup>2</sup>). No entanto, segundo apontaram os dados do PRODES (Monitoramento da floresta Amazônica brasileira por satélite), as taxas de desmatamento na Amazônia Legal estão em queda desde 2004, com algumas oscilações.

Todavia, os dados consolidados para 2013 (5.891 km<sup>2</sup>) assinalaram ligeiro crescimento, se opondo ao ano seguinte (2014), em que taxa de desmatamento recuou 15% (5.012 km<sup>2</sup>). Apesar disso, para 2015, as estimativas, já confirmadas pelo INPE, assinalaram novamente acréscimo (6.207 km<sup>2</sup>), o que representou 24% a mais de desmatamento em relação às taxas divulgadas em 2014 (INPE, 2015).

Embora as taxas de desmatamento oscilem de um ano para o outro, existe uma tendência de declínio nas taxas de desmatamentos na Amazônia brasileira nesta última década. Esta tendência sugere um maior controle ambiental nas fronteiras agrícolas daquela região. A aplicação das leis, intervenções nas cadeias de soja e de abastecimento de carne bovina, as restrições ao acesso ao crédito e a expansão das áreas protegidas parecem ter cooperado para esse decaimento, assim como declínio na demanda por novas áreas desmatadas para produção agrícola e pecuária (NEPSTAD et al., 2014).

Embora vários trabalhos científicos tenham destacado a queda das taxas na Amazônia Legal (RICHARDS; VANWAY, 2016; SIMMONS et al., 2015; NEPSTAD et al., 2014), a comemoração desses avanços deve ser bastante contida e cautelosa. Isso se deve ao fato que os desmatamentos que ocorreram são os responsáveis pelo aumento da fragmentação da vegetação natural na Amazônia que, em última análise, causam efeitos lesivos à paisagem natural, ao clima e à biodiversidade.

A fragmentação florestal tem emergido como importante questão ambiental em regiões tropicais, especialmente na Amazônia brasileira (ARIMA et al., 2015). Devido ao alto grau de fragmentação que as florestas vêm apresentando nos últimos anos, várias são as preocupações

e estudos que tentam compreender melhor as consequências dos desmatamentos sobre a paisagem natural (RICHARDS; VANWAY, 2016; AHMED et al., 2014; MANN et al., 2014; ARIMA et al., 2013; COE et al., 2013). E, de forma mais específica, Matricardi et al. (2010) e Matricardi et al. (2013) observaram a severidade dos impactos da extração seletiva de madeira e dos incêndios florestais na Amazônia brasileira e Simmons et al. (2016), Arima et al. (2015) e Oliveira Filho e Metzger (2006), concluíram que o modo de ocupação, das áreas Legal, geraram diferentes padrões espaciais de desmatamento, com diferentes impactos, na Amazônia Legal.

No sul do estado do Pará, onde se localiza o município de São Félix do Xingu, as transformações na paisagem foram mais acentuadas e evidentes. Esta região teve o início de sua ocupação na primeira metade do século XX, com migrantes vindos de diferentes partes do país, onde passaram a se instalar e se dedicar à extração da borracha (KAWAKUBO et al., 2013).

Mais tarde, no início dos anos 80, a região de São Félix do Xingu passou por um novo ciclo econômico marcado pela exploração mineral e extração de madeira. Atraídos pela grande quantidade de jazidas minerais (cassiterita, ferro, ouro, etc.) e de madeira com alto valor no mercado (mogno, *Swietenia macrophylla*), companhias de mineração e madeireiras passam a se estruturar criando um novo cenário (SCHMINK, 2012). Segundo Kawakubo et al. (2013), esta fase abriu o caminho para o desenvolvimento da pecuária na região.

Este cenário levou São Félix do Xingu a apresentar diferentes formas de ocupação que, ao final do processo, produziram efeitos desiguais de fragmentação na paisagem. Uma delas foi a ocupação planejada e organizada de propriedades, oriunda de assentamentos formais para instalar pessoas que chegavam de outras partes do país. A outra forma foi a espontânea e desorganizada, que sem planejamento de ocupação produzia sua própria infraestrutura.

Neste contexto está inserido o município de São Félix do Xingu, que envolve uma área de extrema relevância do ponto de vista das análises de mudanças de uso e ocupação da terra. Trata-se de uma região inserida na Amazônia Legal que tem histórico variado de ocupação e uso da terra, com vastas áreas de florestas ainda conservadas e outras áreas apresentando grande pressão antrópica e altas taxas de desmatamento. Além disso, é uma região caracterizada pela escassez de estudos científicos sobre os processos de ocupação e dinâmica da paisagem, especialmente pesquisas que possam contribuir para a tomada de decisão para o controle do avanço do desmatamento na região.

### 1.3 QUESTÕES DE PESQUISA

Diante da problemática de uso e ocupação territorial em que está inserido o município de São Félix do Xingu, com impactos socioambientais ainda não entendidos com maiores detalhes, a presente pesquisa buscou responder as seguintes questões:

**QUESTÃO I:** QUAIS AS CARACTERÍSTICAS DIRECIONAIS DA FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM NA ÁREA DE ESTUDO? QUAIS AS IMPLICAÇÕES DE EVENTUAIS FRAGMENTAÇÕES DIRECIONAIS NA PAISAGEM, EM ESPECIAL, NA COMPOSIÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS?

**QUESTÃO II:** QUAIS OS EFEITOS DOS PADRÕES DE OCUPAÇÃO ESPINHA DE PEIXE (*FISHBONE*) E ESPONTÂNEO SOBRE A FRAGMENTAÇÃO DIRECIONAL DA PAISAGEM? QUAIS OS POTENCIAIS IMPACTOS NA PAISAGEM NATURAL ASSUMINDO DIFERENTES CENÁRIOS DE DESMATAMENTO PARA CADA PADRÃO DE OCUPAÇÃO?

### 1.4 OBJETIVO GERAL

Desenvolver e aplicar método para avaliação da fragmentação direcional da paisagem em padrões de ocupação espinha de peixe (*fishbone*) e espontâneo, para apoiar a identificação de corredores ecológicos numa área de interesse.

### 1.5 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Entender a fragmentação direcional da paisagem segundo critérios quantitativos de avaliação;
- Identificar áreas com maior potencial para construção de corredores ecológicos, considerando o estreitamento e espacialização dos remanescentes de vegetação nativa no corredor;
- Aplicar modelo de regressão para alocação do desmatamento projetado nas propriedades rurais, assumindo padrões espaciais de ocupação organizado (*fishbone*) e desorganizado (espontâneo);
- Elaborar cenários considerando variações nas alocações das taxas de desmatamento e na conservação das Áreas de Proteção Permanente (APP);
- Avaliar os efeitos do desmatamento na fragmentação direcional, segundo cada cenário construído.

## 1.6 HIPÓTESES ABORDADAS NO PRESENTE ESTUDO

### **HIPÓTESE I: A FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM POSSUI CARÁTER DIRECIONAL NA ÁREA DE ESTUDO, COM IMPLICAÇÕES DIRETAS NA FORMAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS.**

Esta hipótese assume que a fragmentação ocorre de forma direcional na paisagem de uma área de interesse e afeta diretamente a composição de corredores ecológicos. O grau e sentido da fragmentação direcional pode ser estimada a partir de métodos quantitativos de direção da fragmentação, que favorece importantes e apropriadas interpretações sobre a evolução da paisagem num dado período de estudo. Para testar esta hipótese, foi desenvolvido uma abordagem para quantificar e indicar a fragmentação direcional da paisagem utilizando o algoritmo Dijkstra. A paisagem da área de estudo foi comparada direcionalmente em três (3) abordagens de 2008, 2010 e 2012, utilizando dados do TerraClass. Os resultados da fragmentação direcional foram analisados para identificar potenciais direções mais e menos fragmentadas. Por fim, foram identificadas áreas com maior potencial para formação de corredores ecológicos, avaliando o grau de fragmentação de acordo com a direção de cada corredor.

### **HIPÓTESE II: OS DIFERENTES PADRÕES DE OCUPAÇÃO PRODUZEM DESIGUAIS IMPACTOS SOBRE A FRAGMENTAÇÃO DOS REMANESCENTES DE VEGETAÇÃO NATIVA DE UMA DETERMINADA PAISAGEM. NESTE CONTEXTO, O PADRÃO DE OCUPAÇÃO ESPINHA DE PEIXE (*FISHBONE*) PODE APRESENTAR MAIORES BENEFÍCIOS À PAISAGEM QUANDO COMPARADO AO PADRÃO ESPONTÂNEO DE OCUPAÇÃO.**

O modelo desordenado ou espontâneo de ocupação territorial verificado no município de São Félix do Xingu, estado do Pará, contribuiu para as atuais altas taxas de desmatamento e a destruição de muitas Áreas de Proteção Permanente (APP) em seu território. A ocupação desordenada levou também ao aumento da fragmentação da paisagem nas áreas de consolidação da ocupação no município. Deste modo, esta segunda hipótese assume que os padrões de desmatamentos, dentre eles o *fishbone*, dentrítico, radial, retangular, etc. (ARIMA et al., 2015), produzem efeitos antagônicos sobre a paisagem. Por exemplo, a maior parte dos assentamentos formais da Amazônia adotaram o padrão espinha de peixe (*fishbone*), que aparentam condições mais favoráveis para formações de corredores naturais, a partir dos remanescentes de vegetação nativa deixados como reserva legal das propriedades rurais. Esses remanescentes estão normalmente localizados no fundo dos lotes, possibilitando uma excelente conectividade estrutural na região de ocupação. Já as ocupações espontâneas de uma área de interesse,

apresentam padrão de fragmentação indesejável à paisagem natural, com baixo grau de conectividade estrutural entre fragmentos remanescentes. Essas ocupações espontâneas não apresentam planejamento geométrico do arranjo espacial em relação às estradas e às propriedades rurais (lotes). As estradas, por exemplo, têm sido apontadas como grande vetor do desmatamento em várias regiões da Amazônia Legal, inclusive na área de estudo. Deste modo, para testar esta hipótese do presente estudo, foram avaliados o comportamento dos remanescentes de vegetação natural nos padrões *fishbone* e espontâneo. Foi testado os efeitos dos padrões de ocupação na paisagem da área de estudo reproduzindo cenários com taxas reais de desmatamento observadas e reduzidas em 50% para a área de estudo. A avaliação dos impactos da fragmentação na paisagem causada pelo desmatamento foi feita com o enfoque da fragmentação direcional para os padrões de ocupação *fishbone* e espontâneo. Em outros cenários, foram testados os efeitos na fragmentação da paisagem assumindo a conservação das Áreas de Preservação Permanente.

## 1.7 REFERENCIAL TEÓRICO

### 1.7.1 Histórico do desmatamento na Amazônia Legal (AML)

Os dados do Projeto PRODES (Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite) divulgados pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE, 2014), apontaram que a taxa de desmatamento na Amazônia Legal está em queda desde 2004, ano que apresentou a segunda maior taxa (27.772 km<sup>2</sup>) registrada desde o início do mapeamento em 1988.

Entretanto, os dados consolidados para o ano de 2013 assinalaram ligeiro crescimento totalizando 5.891 km<sup>2</sup> desmatados. Após alcançar esse ligeiro crescimento em 2013, em 2014 o INPE divulgou a taxa de desmatamento e foi possível notar leve diminuição na área desmatada, totalizando 5.012 km<sup>2</sup>, o que significa redução de 15%. Porém, para o ano de 2015, as estimativas, já confirmadas pelo INPE, apontam para acréscimo na taxa de desmatamento de 6.207 km<sup>2</sup>, o que representou aumento de 24% em relação ao ano de 2014.

Com essas alternâncias das taxas de desmatamento ao longo do tempo, o total de desmatamento na Amazônia Legal (AML) soma 766.512 km<sup>2</sup>, equivalente a 15,2% do total de seu território. Desse total, os três estados que mais desmataram até 2015 foram: Mato Grosso 23,09% (208.893 km<sup>2</sup>), Pará 20,75% (259.343 km<sup>2</sup>) e Rondônia 37,26% (89.578 km<sup>2</sup>). Juntos, estes três estados foram responsáveis por 81,3% da área desmatada na AML (INPE/PRODES, 2015). A Figura 1.1 mostra a evolução temporal do desmatamento para AML (km<sup>2</sup>) no período de 1988 a 2015.

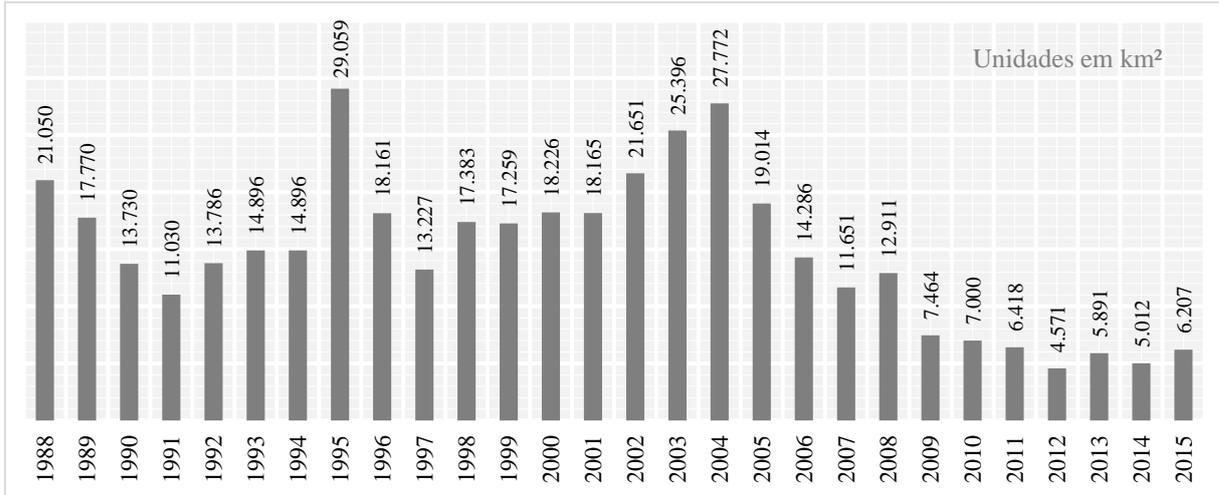


Figura 1.1. Dinâmica temporal do desmatamento (km<sup>2</sup>) para AML, entre os anos de 1988 a 2015.

Fonte: INPE/PRODES, atualizado em 29 de setembro de 2016. Adaptado pelo autor.

Vale ressaltar que em 2004 quando foi concluído o Plano de Prevenção e Controle do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm, 2004), foi registrado um dos maiores incrementos desmatamento (27.772 km<sup>2</sup>) naquela região. Nos anos subsequentes, as taxas de desmatamento foram reduzidas (HANSEN et al., 2013). Por exemplo, na primeira fase (2004 a 2008) do PPCDAm estimou-se uma média de 17.127 km<sup>2</sup>/ano de florestas desmatadas. Na segunda fase do plano (2009 a 2011), após implementação de ações preconizadas, foi registrada uma média 6.961 km<sup>2</sup>/ano de florestas desmatadas. E, na terceira fase (2012 a 2014), o incremento médio de áreas desmatadas diminuiu para 5.158 km<sup>2</sup>/ano.

É importante salientar que na terceira fase do plano foram registradas as três menores taxas de desmatamento verificadas desde o início do monitoramento em 1988. Considerando o último levantamento do PRODES-INPE (Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) de 2014, a área de 5.012 km<sup>2</sup> desmatados na Amazônia foi a segunda menor da história, representando uma redução de 82% comparado ao maior incremento observado em 2004.

Embora tenha sido registrado redução nas taxas de desmatamento nos últimos anos, a Amazônia Legal brasileira possui 766.512 km<sup>2</sup> de florestas desmatadas, equivalente a 15,2% de sua área total. Além disso, os menores incrementos anuais registrados foram sempre superiores a 5.000 km<sup>2</sup>, aproximadamente a área total do Distrito Federal no Brasil, que ainda representa uma grande perda anual.

A análise gráfica temporal das variações relativas das taxas de desmatamento pode ser visualizada na Figura 1.2. Os valores negativos representaram diminuição relativa da taxa de desmatamento em comparação ao ano anterior, o que é desejável. Já os valores positivos

representaram o aumento relativo da taxa, em analogia ao ano anterior.

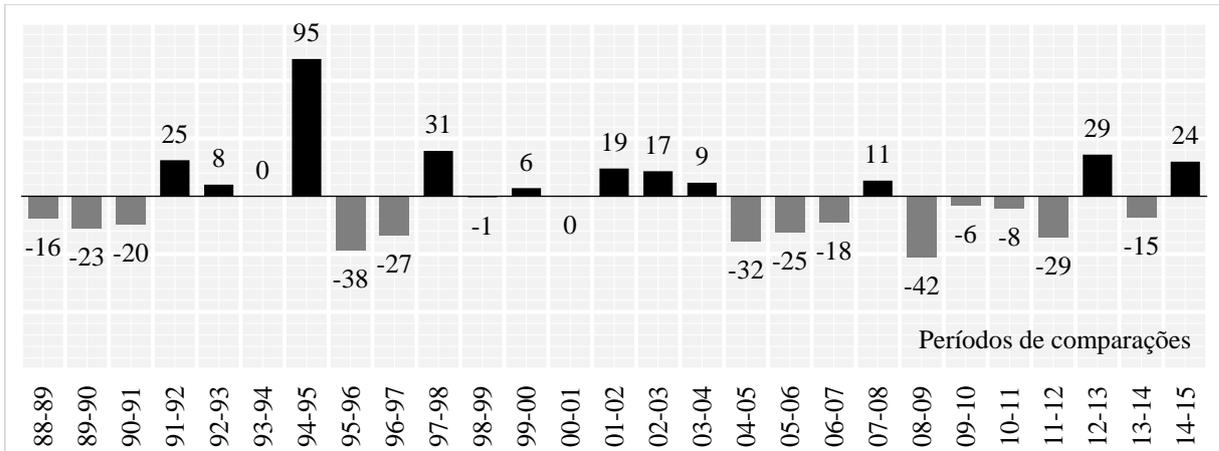


Figura 1.2. Variação relativa em percentagem das comparações realizadas entre as taxas de desmatamento para a série histórica de monitoramento, entre 1988 a 2015.

Fonte: INPE/PRODES, atualizado em 29 de setembro de 2016. Elaborado pelo autor.

Por conta das oscilações nas taxas de desmatamento verificadas (Figura 1.2) na Amazônia Legal, foram criadas muitas hipóteses sobre os motivos e razões que levaram ao cenário supracitado. Dentre alguns trabalhos que relataram os motivos, Rivero et al. (2009), citaram que a Amazônia brasileira possui como principais causas diretas a pecuária, a agricultura de larga escala e a agricultura de corte e queima. Porém, ressaltam que dessas causas a expansão da pecuária bovina é a mais importante.

Segundo estimativas do informativo Produção da Pecuária Municipal (PPM) divulgado pelo IBGE (IBGE/PPM, 2015), a região Norte do Brasil possuía 47.154.969 milhões de bovinos, que correspondia a 21,9% do rebanho nacional (215.199.488 de bovinos), ficando atrás apenas da região Centro-Oeste com 72.705.736 milhões de bovinos (33,8%). Porém, dos dez (10) primeiros municípios com maior efetivo de bovinos em 2015, três (3) deles estavam na região Norte. Destaque para São Félix do Xingu (PA), o primeiro colocado na lista com 2.222.949 milhões de bovinos, representando 1% da produção do país e 11% da produção do estado do Pará (atualmente com 20.271.618, quinta maior participação no país).

Outras razões também relatadas por trabalhos que estudaram a temática do desmatamento na Amazônia foram: preços de *commodities* agropecuária, falta de infraestruturas regionais, por exemplo estradas que tem papel fundamental na ocorrência do desmatamento (MATTE et al., 2015; RODRIGUES-FILHO et al., 2015; AHMED et al., 2014; BARBER et al., 2014; CHAVEZ, 2014; AHMED et al., 2013; ARIMA et al., 2013; LAURENCE et al., 2009).

De forma geral, o acesso por meio da construção de estradas às áreas remotamente situadas propiciou a interligação de centros econômicos mais desenvolvidos com municípios

isolados, o que reduziu o isolamento e favoreceu o avanço de atividades econômicas diversificadas na região da AML (PERZ et al., 2005). Porém, a partir disso, os municípios também começaram a coexistir com a exploração predatória das florestas nativas, pela facilidade do acesso e escoação da madeira (DINIZ et al., 2009).

A estreita relação entre construção de estradas e a ocorrência de desmatamento na região da AML foi relatada por diversos pesquisadores (BARBER et al., 2014; WALKER et al., 2013; ARIMA et al.; 2013; 2008; BRANDÃO JR et al., 2007; FEARNSIDE, 2006; 2005). E o que se percebe é que a manutenção das características naturais e o desenvolvimento da região são elementos dissociativos (PRATES; BACHA, 2011).

Observou-se ao longo do período de monitoramento do desmatamento na Amazônia que os Estados contemplados pelo limite da AML apresentaram variações substanciais nas taxas de desmatamento. Na Tabela 1.1 é possível notar que os quatro Estados mais desmatados da AML são: Pará (257.035 km<sup>2</sup>; 20,6%), Mato Grosso (207.401 km<sup>2</sup>; 22,9%), Maranhão (105.293 km<sup>2</sup>; 39,8%) e Rondônia (88.606 km<sup>2</sup>; 36,9%). Nota-se também que o estado do Pará possui oito dos dez (10+) municípios com maior área desmatada na AML, quatorze dos vinte (20+), vinte e três (23) de cinquenta (50+) e trinta e oito (38) de cem (100+), com maior área desmatada (2014).

Tabela 1.1. Taxas de desmatamento dos Estados da AML e ranqueamento dos municípios com maior área desmatada até 2014.

Estados	Área do estado	Área desmatada	Floresta 2014	% Desmatado	10+	20+	50+	100+
Acre	AC	170.895	21.939	148.258	12,84%	-	-	1
Amazonas	AM	1.589.691	36.456	1.451.689	2,29%	-	-	1
Amapá	AP	142.926	2.998	110.255	2,10%	-	-	-
Maranhão	MA	264.714	105.293	40.745	39,78%	-	2	3
Mato Grosso	MT	904.865	207.401	314.991	22,92%	1	3	20
Pará	PA	1.249.718	257.035	875.060	20,57%	8	14	23
Rondônia	RO	240.398	88.606	125.147	36,86%	1	1	3
Roraima	RR	226.224	10.112	152.296	4,47%	-	-	-
Tocantins	TO	278.998	30.466	9.750	10,92%	-	-	1
Total		760.306	*3.228.191			10	20	50

Onde: Áreas estão em km<sup>2</sup>; Floresta 2014 = Área de vegetação remanescente em 2014; 10+, 20+, 50+ e 100+ = Localização dos dez, vinte, cinquenta e cem primeiros municípios com maior área desmatada na AML.

Fonte: INPE/PRODES. Dados do desmatamento por município em 2014. Elaborado pelo autor.

Nota do INPE/PRODES: As áreas dos municípios utilizadas para o cálculo de desmatamento por município foram extraídas do arquivo vetorial, baseando-se no mapa municipal digital fornecido pelo IBGE na escala 1/2.500.000. Pode haver diferença mínima em relação a área oficial divulgada pelo IBGE. \*Área total de remanescente de floresta em 2014, para os estados da AML, incluindo áreas com nuvens.

Os municípios que fazem parte da AML apresentam características diferentes quanto ao processo de desmatamento. Em trabalho com distribuição de ranqueamento semelhante ao apresentado na Tabela 1.1, Prates e Bacha (2011) observaram que Roraima e Amapá não possuíam municípios figurando entre os cem (100+) com maior área desmatada. Porém, o estado do Pará possuía até 2015, apenas nove entre os vinte primeiros mais desmatados e,

atualmente, são quatorze municípios. Os autores relataram ainda que em 2005 o Amapá, Amazonas e Roraima não apresentavam nenhum município entre os 100 primeiros (100+) que mais desmatavam. Já em 2014 o estado do Amazonas passou a figurar com três (3) municípios entre os 100+ que mais desmataram.

Para entender melhor o comportamento dos municípios em relação ao desmatamento, foi realizado a distribuição dos mesmos em classes percentuais de área desmatada. Após a distribuição, o que se percebeu é que para 53 (7%) municípios, a área desmatada já estava entre 90 e 100% em 2014. Dos 53 municípios, 33 (62,3%) estão no Maranhão, dois (3,8%) estão no Mato Grosso, oito (15,1%) estão no Pará, dois (3,8%) estão em Rondônia e oito (15,1%) estão em Tocantins.

Outro fato que chamou a atenção é que 64,1% dos municípios na Amazônia Legal foram classificados entre 0 e 50% de desmatamento e, juntos, somam 412.110 km<sup>2</sup> de área desmatada. No total acumulado entre 0 e 50%, a área desmatada já representa 54,2%. A Tabela 1.2 apresenta a distribuição dos municípios em classes percentuais de área desmatada, bem como percentagem acumulada para área desmatada por classe.

Tabela 1.2. Distribuição dos municípios da AML por estado, em relação ao percentual de área desmatada (até 2014) em intervalos percentuais de classe.

Classes	AC	AM	AP	MA	MT	PA	RO	RR	TO	Total	% <sup>(1)</sup>	% Acum	Área (km <sup>2</sup> )	% <sup>(2)</sup>	% Acum
00 a 10%	10	51	16	26	41	27	1	11	90	273	35,9%	-	78.106	10,3%	-
10 a 20%	2	9	-	9	18	13	1	3	3	58	7,6%	43,6%	73.984	9,7%	20,0%
20 a 30%	2	2	-	6	17	13	8	-	3	51	6,7%	50,3%	105.190	13,8%	33,8%
30 a 40%	2	-	-	14	15	4	9	1	5	50	6,6%	56,8%	67.894	8,9%	42,8%
40 a 50%	3	-	-	14	14	12	4	-	8	55	7,2%	64,1%	86.936	11,4%	54,2%
50 a 60%	1	-	-	11	9	19	3	-	2	45	5,9%	70,0%	84.091	11,1%	65,3%
60 a 70%	-	-	-	18	9	17	5	-	5	54	7,1%	77,1%	82.728	10,9%	76,1%
70 a 80%	2	-	-	22	4	11	8	-	7	54	7,1%	84,2%	57.073	7,5%	83,7%
80 a 90%	-	-	-	17	12	19	11	-	8	67	8,8%	93,0%	71.114	9,4%	93,0%
90 a 100%	-	-	-	23	2	8	2	-	8	43	7,0%	100,0%	53.192	7,0%	100,0%
Total	22	62	16	170	141	143	52	15	139	760	100%	-	760.306	100%	-

Em que: %<sup>(1)</sup> = Percentual sobre o número de municípios; %<sup>(2)</sup> = percentual sobre a extensão total desmatada até 2014 (760.306 km<sup>2</sup>); % Acum = Percentagem acumulada. Elaborado pelo autor.

Nota do INPE/PRODES: As áreas dos municípios utilizadas para o cálculo de desmatamento por município foram extraídas do arquivo vetorial do tipo polígono, baseando-se no mapa municipal digital fornecido pelo IBGE na escala 1/2.500.000 ano 2001. Pode haver diferença mínima em relação a área oficial divulgada (IBGE).

A Tabela 1.2 mostra também que 35,9% dos municípios apresentaram área desmatada menor que 10%, totalizando 78.106 km<sup>2</sup> em toda a Amazônia Legal. Nesse intervalo de classe se destaca o estado do Tocantins com 90 municípios (33,3% do total). Porém, a maioria desses municípios está na área sobre domínio do Bioma Cerrado e não fazem parte do monitoramento do PRODES. Outro ponto interessante é que todos os municípios do Amapá apresentaram apenas desmatamento de até 10% de suas áreas territoriais.

Para se ter ideia da dinâmica e migração dos municípios para classes cada vez mais desmatadas há 11 anos atrás, em relação às taxas aqui divulgadas (2014), em 2003, 38 municípios (5%) pertenciam a classe entre 90 e 100%, hoje são 54. Desse total, mais da metade dos municípios (28; 51,9%) apresentam desmatamento acima de 95%, sendo que dez (10) já possuem 100% da área desmatada.

Quanto à vegetação remanescente, até 2014 quase 60% dos municípios possuíam de 0 a 20% de sua área coberta, que correspondem a apenas 2,5% da área (71.269 km<sup>2</sup>) do total de remanescente. Outro ponto que chama a atenção é que entre 0 e 50% da área de remanescente, 80% dos municípios estão contemplados e somam em área acumulada apenas 13,9%. A Tabela 1.3 apresenta a distribuição dos municípios da AML em relação à área de vegetação remanescente percentual, em intervalos de classe.

Tabela 1.3. Distribuição dos municípios da AML por estado, em relação à vegetação remanescente (até 2014), em intervalos percentuais de classe.

Classes	AC	AM	AP	MA	MT	PA	RO	RR	TO	Total	% <sup>(1)</sup>	% Acum	Área (km <sup>2</sup> )	% <sup>(2)</sup>	% Acum
00 a 10%	-	1	-	112	55	32	3	2	122	327	43,0%	-	19.377	0,7%	-
10 a 20%	-	1	3	26	22	34	13	2	16	117	15,4%	58,4%	51.892	1,8%	2,5%
20 a 30%	2	2	3	14	18	16	10	1	1	67	8,8%	67,2%	52.561	1,9%	4,4%
30 a 40%	1	1	3	10	13	18	6	1	-	53	7,0%	74,2%	92.048	3,3%	7,7%
40 a 50%	2	4	2	3	8	16	7	1	-	43	5,7%	79,9%	174.507	6,2%	13,9%
50 a 60%	2	8	1	2	10	8	5	5	-	41	5,4%	85,3%	289.777	10,3%	24,2%
60 a 70%	1	4	3	1	5	6	4	1	-	25	3,3%	88,6%	259.402	9,2%	33,4%
70 a 80%	2	12	-	2	4	8	4	1	-	33	4,3%	92,9%	598.481	21,3%	54,6%
80 a 90%	3	13	1	-	5	5	-	1	-	28	3,7%	96,6%	737.728	26,2%	80,9%
90 a 100%	9	16	-	-	1	-	-	-	-	26	3,4%	100,0%	539.027	19,1%	100,0%
<b>Total</b>	<b>22</b>	<b>62</b>	<b>16</b>	<b>170</b>	<b>141</b>	<b>143</b>	<b>52</b>	<b>15</b>	<b>139</b>	<b>760</b>	<b>100%</b>	<b>-</b>	<b>*2.814.799</b>	<b>100%</b>	<b>-</b>

Em que: %<sup>(1)</sup> = Percentual sobre o número de municípios; %<sup>(2)</sup> = percentual sobre a área total de remanescente; % Acum = Percentagem acumulada. Elaborado pelo autor.

\*Esse total de remanescente não é o mesmo total divulgado pelo PRODES para vegetação remanescente na AML até 2014 (3.228.191 km<sup>2</sup>), pois o PRODES soma também a quantidade de nuvens até 2014 e o resultado é o que o projeto chama de Total Floresta até 2014. Porém, é com base na área de remanescente de 2.814.799 km<sup>2</sup> que é calculada a taxa de desmatamento por município, e por isso foi o valor considerado. Na soma por município o INPE/PRODES separa floresta de nuvem. Já nos dados consolidados para AML floresta está somada com nuvem.

Nota do INPE/PRODES: As áreas dos municípios utilizadas para o cálculo de desmatamento por município foram extraídas do arquivo vetorial do tipo polígono, baseando-se no mapa municipal digital fornecido pelo IBGE na escala 1/2.500.000. Pode haver diferença mínima em relação a área oficial divulgada (IBGE).

Diante dos dados apresentados verifica-se ainda que apenas 54 (7,1%) municípios possuem área de vegetação remanescente acima dos 80%, sendo que 12 estão no Acre, um no Amapá, seis em Mato Grosso, cinco no Pará, 29 no Amazonas e um em Roraima. Como forma de espacializar as informações contidas nas Tabela 1.2 e 1.3 foram elaborados mapas com a distribuição espacial em classes percentuais da taxa de desmatamento (A) e da área de vegetação remanescente (B), para os municípios da AML até 2014 conforme Figura 1.3.

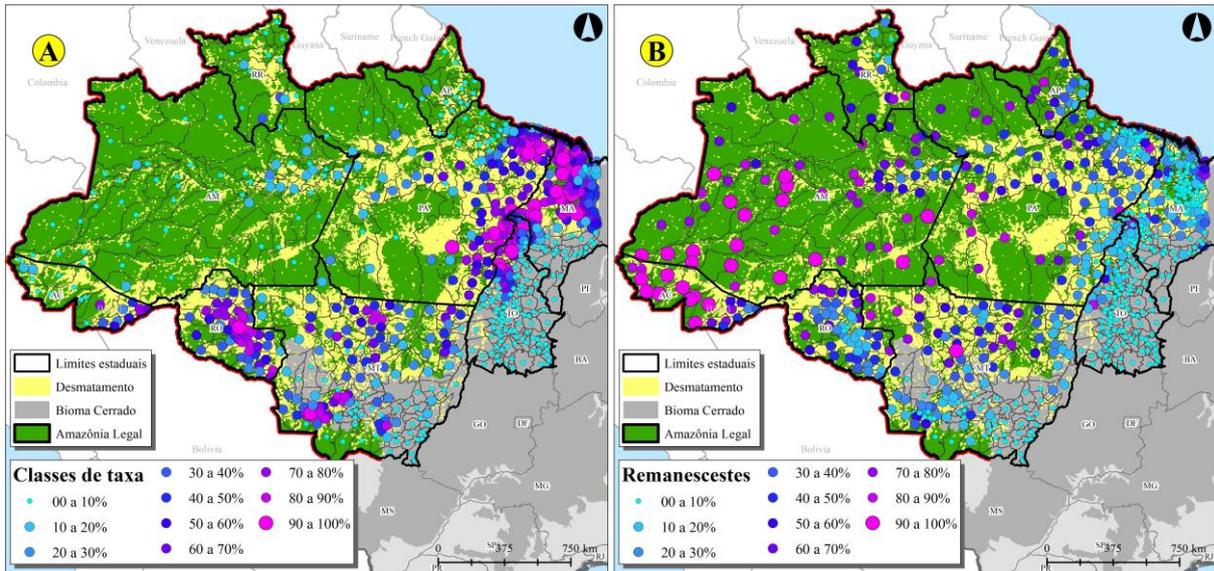


Figura 1.3. Distribuição espacial em classes percentuais da taxa de desmatamento (A) e da vegetação remanescente (B) para os municípios da AML até 2014. (Fonte: Inpe/Prodes, elaborado pelo autor).

Com a espacialização dos dados citados nas Tabelas 1.2 e 1.3 percebe-se que o processo de desmatamento na AML não é homogêneo, pois varia entre diferentes partes da região. Porém, o quadro A da Figura 1.3 evidencia tendência de ocorrência do desmatamento em determinado sentido, que é conhecido como o arco do desmatamento por concentrar uma faixa importante e de principal ocorrência dos desmatamentos (LEMOS; SILVA, 2011).

Essa região inicia-se no Nordeste do Pará em direção ao sul, margeando o Noroeste do Maranhão e Tocantins, adentra pelo Nordeste de Mato Grosso prosseguindo pelo Norte, passa por Rondônia até o centro-leste do Acre. Nessa área concentram-se os municípios com as maiores taxas de desmatamento.

Entre esses municípios que se destacam pela alta taxa de desmatamento encontra-se São Félix do Xingu (SFX). Há muito tempo, SFX figura como primeiro colocado na lista de municípios com maior área desmatada na AML. Dessa forma tornou-se, desde 2008, prioritário para o controle do desmatamento ao ser inserido na lista de municípios prioritários da Amazônia, pelo Decreto nº 6.321 de 21 de dezembro de 2007. Esse decreto estabeleceu ações de forma a prevenir, monitorar e controlar o desmatamento ilegal no bioma Amazônia.

### 1.7.2 São Félix do Xingu

O município de São Félix do Xingu (SFX) foi fundado em 1961 e está localizado no sudeste do estado do Pará, na região de integração Araguaia. É limítrofe ao estado do Mato Grosso e mais 11 municípios paraenses, fazendo em sua maior extensão limite com Altamira/PA.

SFX possui área de 84.213 km<sup>2</sup> e população estimada de 120.580 habitantes (IBGE, 2016). Em 2010, 45.113 habitantes residiam na área urbana e 46.227 na área rural (91.340 hab.). Em área territorial, o município de SFX é o sexto maior do país. Assim como nas cidades de Altamira, Novo Progresso e Itaituba, a população de SFX distribui-se ao longo de vias de acesso (estradas vicinais). A maioria da população encontra-se em setores próximos à sede municipal e rumo ao norte desta. Observa-se predominância de áreas com densidade populacional próxima de zero habitante/km<sup>2</sup> (EL SAIFI; DAGNINO, 2010).

Juntamente com outros 14 municípios, São Félix do Xingu compõe o Território da Cidadania do Sul do Pará/Alto Xingu, que abrange área de 174.876 km<sup>2</sup>. O território possui população total de 406.000 habitantes, sendo que 154.838 vivem na área rural, o que corresponde a 38,14% do total. O Território da Cidadania do Sul do Pará/Alto Xingu possui ainda 19.824 agricultores familiares, 26.237 famílias assentadas e 11 terras indígenas (Cf. Censo Demográfico do IBGE, 2010).

Seu índice de desenvolvimento humano municipal (IDHM) é 0,594. Dessa forma, está situado na faixa de baixo IDH, que vai de 0,5 a 0,599. Vale registrar que, entre 2000 e 2010, a dimensão que mais cresceu em termos absolutos foi a componente educação (com crescimento de 0,243), seguida pela longevidade e renda. Já para o período 1991 a 2000, a dimensão que mais cresceu em termos absolutos foi a longevidade (com crescimento de 0,118), seguida por renda e educação (IBGE, 2010).

O município abriga, total ou parcialmente, seis Terras Indígenas (TI's), seis Unidades de Conservação e 16 Projetos de Assentamentos (PA's). As TI's ocupam 43.726 km<sup>2</sup> do território municipal (51,9%). Já as UC's correspondem a 20,6% (17.341 km<sup>2</sup>). Os PA's, que são áreas passíveis de Cadastro Ambiental Rural (CAR), abrangem 3.128 km<sup>2</sup> (3,7%), e podem estar sobrepostos às TI's e UC's. A área restante é predominantemente coberta por imóveis rurais (propriedades e posses) e núcleos urbanos (IMAZON, 2012).

O município tem em torno de 73% da sua cobertura original de floresta (INPE, 2014). A economia municipal é pautada pela mineração e pela produção rural, com a pecuária ocupando posição preponderante, respondendo por 98,5% da produção agropecuária. Atualmente o município tem o maior rebanho bovino do país, com aproximadamente 2,2 milhões de cabeças (IBGE, 2014).

O modo de produção, baseado na pecuária extensiva, tem demonstrado ineficiência ao longo do tempo. Esse modelo de desenvolvimento não foi capaz de garantir efetiva geração e

distribuição de riqueza, mesmo se comparado a outros setores econômicos do estado do Pará, e tem sido o principal vetor de desmatamento da região (TNC, 2013).

### **1.7.3 Início da ocupação de terras em São Félix do Xingu**

O movimento de expansão de fronteira fortalecido nos anos 70, com os programas governamentais, abriu espaços à reprodução da pequena produção familiar e consolidou a colonização nas margens dos grandes eixos rodoviários (CASTRO et al., 2004).

Ainda segundo os mesmos autores, a modalidade padrão de apropriação da terra, em seguida, foi definida pela presença de novos atores que sucederam a produção familiar, sendo eles os fazendeiros capitalizados, os grandes empreendimentos minerais, os projetos de energia, da madeira, que se contrapõem pela própria lógica de funcionamento, a lógica da pequena produção. Iniciava-se aí ampla mudança na paisagem de SFX.

A migração para SFX a partir dos anos 80 foi motivada pela exploração dos recursos florestais (principalmente o mogno, *Swietenia macrophylla* King), minerais e pela pecuária. Os atores predominantes eram goianos, mineiros e tocantinenses. De maneira geral, estes atores remodelaram de forma agressiva o padrão de ocupação da terra que era tradicionalmente agroextrativista (CASTRO et al., 2004).

Ainda segundo Castro et al. (2004), entre 1980 e 1990 a migração para SFX intensificou-se, acompanhando o processo de apropriação de terras por grandes fazendas de gado. Nesta época chegaram migrantes oriundos de diferentes regiões do país e, em parte, mais capitalizados do que os atores da fase anterior.

Dessa forma, o mercado de terras se aqueceu e a madeira tornava-se o motivo, justificado por todos (pequenos, médios e grandes), de retomada do crescimento econômico em áreas projetadas para expansão da pecuária e do plantio de grãos em larga escala. A região inicia processo crescente de alterações de suas áreas naturais em ambientes antropizados.

Em seus estados, em virtude do preço da terra e da degradação causada pela pecuária, algumas pessoas venderam suas terras e partiram rumo a SFX, onde o preço da gleba se fazia mais atrativo. Além disso, pessoas capitalizadas começaram a procurar o município devido sua excelente qualidade em terras para desenvolvimento agropecuário (CASTRO et al., 2004).

Com isso, SFX passou a figurar num cenário crescente de conversão de áreas naturais em áreas antropizadas. Fato esse averiguado pelo Projeto GEOMA (MPEG/INPE-MCT) no início dos anos 2000, que identificou e analisou, a partir de 1980, alguns motivos dos processos de desflorestamentos e ocupação da região, sendo os principais a seguir:

- Existência de fronteira em movimento, com uso predatório e acelerado esgotamento dos

recursos florestais;

- Nova frente na região do Vale do Xingu, (São Félix/Iriri), constituída de duas áreas de ocupação antiga (Conceição do Araguaia Araguaia-Redenção e Marabá), vinculadas aos estados vizinhos do Maranhão, Tocantins e Goiás;
- Movimento convergente da nova frente que, evita - por ora - a invasão de áreas protegidas (Unidades de Conservação e Terras Indígenas), atravessa o Rio Xingu e prossegue em direção ao Rio Iriri;
- Formas violentas de organização das relações de trabalho e de apropriação do espaço e dos recursos naturais das frentes anteriores, reproduzidas pelo “avanço para o Oeste”;
- Encerramento do vale dos rios Xingu e Iriri em virtude da existência dos desbravamentos oriundos da Cuiabá/Santarém, vinculados ao vizinho Mato Grosso, que avançaram em direção ao Rio Iriri, porém no sentido Oeste-Leste.

Ao mesmo tempo foram identificadas no âmbito da frente São Félix do Xingu/Iriri uma série de atividades ilícitas, características de muitas frentes pioneiras que, constituíam há uma década atrás de rede grilagem de terras públicas, de corrupção, tráfico de drogas e poder político. Sendo as principais citadas por Castro et al. (2004).

- A região possuía duas frentes principais: A primeira localizada a oeste de Marabá e ao Norte de São Félix, onde o desflorestamento aumentou de 76.000 ha para 133.000 ha, entre 1997 e 2000. A segunda ocupa a margem esquerda do Xingu, sendo que o desflorestamento nessa área aumentou de 36.000 ha para 58.000 ha no mesmo período e passou para 115.000 hectares em 2001; pela falta de alternativas agrícolas, os pequenos produtores contribuem para o aumento das pastagens, alugando-as para a alimentação do gado de grandes fazendas;
- A frente do Iriri apresentava uma grilagem organizada, associada à pistolagem, configurando-se na apropriação da terra e na exclusão social, deixando poucas alternativas à pequena produção;
- Ações do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), nas áreas de grilagem, coincidiam com denúncias de trabalho escravo e superexploração da mão-de-obra, liberação de trabalhadores conduzidas em associação com o ministério do trabalho;
- Através de denúncias de desflorestamento ilegal a Polícia Federal identificou, em SFX, importantes conexões do comércio de cocaína, inclusive internacionais;
- Atividades ilícitas (grilagem, madeira, tráfico, etc.) favoreciam a lavagem de dinheiro;

- Essas atividades apresentavam-se em propriedades fundiárias legalizadas, firmas que participavam ativamente da economia lícita da região e de editais públicos, demonstrando a existência de uma rede de corrupção e influência associada ao processo de ocupação.

No período de 2000 a 2013, SFX perdeu 13.047 km<sup>2</sup> de floresta nativa, com pico de desmatamento de 1.407 km<sup>2</sup> em 2005, após o qual reduziu sua taxa anual de desmatamento. Porém, em 2013, ainda permaneceu acima da taxa máxima de desmatamento anual (40 km<sup>2</sup>/ano) estabelecida pelo Ministério do Meio Ambiente (MMA) para os municípios amazônicos (INPE, 2014).

Segundo TNC (2013), e dados divulgados pelo INPE (2014), desde 2001, devido ao alto índice de devastação, SFX ainda está no topo da lista publicada pelo Ministério do Meio Ambiente, de municípios que mais desmatam na Amazônia Legal (AML). Desde então, o governo estabeleceu embargo sobre a venda de produtos produzidos em áreas desmatadas e parte dos produtores rurais passou a ter restrição de créditos e outros prejuízos (TNC, 2013).

#### **1.7.4 Desmatamento em São Félix do Xingu**

Desde 2001, SFX é o município com a maior área desmatada na AML e provavelmente vai permanecer no topo da lista por muito tempo. Para se ter uma ideia, o segundo colocado, Porto Velho (RO), possui área desmatada correspondente a 50,1% da área desmatada de SFX. Essa diferença corresponde a 8.828 km<sup>2</sup> (ano referência 2014).

Os dez (10+) primeiros municípios em área desmatada, conforme apresentado na Tabela 1.1, foram: São Félix do Xingu 17.686,2 km<sup>2</sup> (PA), Porto Velho 8.858,2 km<sup>2</sup> (RO), Paragominas 8.709,5 km<sup>2</sup> (PA), Marabá 8.487,4 km<sup>2</sup> (PA), Juara 7.930,6 km<sup>2</sup> (MT), Altamira 7.784,1 km<sup>2</sup> (PA), Novo Repartimento 7.533,7 km<sup>2</sup> (PA), Cumaru do Norte 7.222,5 km<sup>2</sup> (PA), Santana do Araguaia 7.187,1 km<sup>2</sup> (PA), Santa Maria das Barreiras 5.888,2 km<sup>2</sup> (PA).

Embora SFX tenha permanecido no topo da lista por muito tempo, em relação ao incremento anual seu desempenho não foi o mesmo. Após inúmeras iniciativas, Federal (PPCDAm e Fundo Amazônia), Estadual (Programa Municípios Verdes) e Municipal (Pacto Municipal para Redução do Desmatamento e Plano Municipal de Recuperação de Áreas Degradadas), objetivando a mitigação dos desmatamentos, SFX tem apresentado declínio considerável nas taxas e incrementos anuais.

Desde 2011, ano de implantação do Pacto Municipal para Redução do Desmatamento, SFX deixou de ser o primeiro em incremento anual. O desempenho do ranqueamento de SFX em relação a taxa de desmatamento, incremento anual (km<sup>2</sup>) e evolução da área desmatada,

podem ser visualizados na Tabela 1.4, em referência ao intervalo entre 2000 e 2015.

Tabela 1.4. Ranqueamento de SFX em relação à extensão da área desmatada e ao incremento anual, bem como taxas área total desmatada, entre 2000 (acumulado) até 2014.

	2000*	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007
<i>Ranking</i> EXT	2°	1°	1°	1°	1°	1°	1°	1°
<i>Ranking</i> INC	-	2°	1°	1°	1°	1°	1°	1°
Incremento	2.762,8	1.690,3	1.265,5	1.318,1	1.082,5	1.407,9	761,9	877,5
Desmat <sub>(Ac)</sub>	7.037,4	8.727,7	9.993,2	11.311,3	12.393,8	13.801,7	14.563,6	15.441,1
Taxa (%)	8,4%	10,4%	11,9%	13,4%	14,7%	16,4%	17,3%	18,3%
	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
<i>Ranking</i> EXT	1°	1°	1°	1°	1°	1°	1°	1°
<i>Ranking</i> INC	1°	1°	1°	6°	3°	3°	2°	5°
Incremento	765,1	444,4	353,7	140,5	169,1	220,4	151,9	199,2
Desmat <sub>(Ac)</sub>	16.206,2	16.650,6	17.004,3	17.144,8	17.313,9	17.534,3	17.686,2	17.885,4
Taxa (%)	19,2%	19,8%	20,2%	20,3%	20,5%	20,8%	21,0%	21,2%

Em que: *Ranking* EXT: ranqueamento em relação à área total desmatada; *Ranking* INC: ranqueamento em relação ao incremento anual; Incremento: área (km<sup>2</sup>) desmatada naquele ano; Desmat<sub>(Ac)</sub>: área (km<sup>2</sup>) desmatada acumulada, ou seja, desmatamento total. \*Área de incremento, desmatamento e taxas acumuladas anterior a 2000. Estimativa, pois pela diferença entre o segundo colocado, SFX ainda será o município com maior área desmatada na AML. Fonte: INPE/PRODES. Elaborado pelo autor.

Embora SFX apresente desempenho importante em relação ao total de área desmatada, outro fato bastante interessante é que em relação a taxa desmatada, ou seja, porcentagem relativa à área do município, SFX é apenas o tricentésimo trigésimo oitavo (338°) na AML, com 21,2% de sua área desmatada. Porém, o que diferencia SFX dos demais municípios, no aspecto preocupante do desmatamento, é que ele possui grande parte de sua área (73,2%; 61.630,8 km<sup>2</sup>) protegida sobre alguma forma legal (TI, UC e APA) e no restante do município (26,8%; 22.582,2 km<sup>2</sup>) concentra-se, praticamente, todo o desmatamento.

A área não protegida é predominantemente coberta por imóveis rurais (propriedades e posses), alguns projetos de assentamentos federais e núcleos urbanos. Portanto, são nessas áreas que predominou a ocorrência do desmatamento ao longo do tempo. Entretanto, o que se verificou, ao longo do período de monitoramento, foi o avanço em direção às áreas protegidas.

A explicação está no fato da área total desmatada atualmente (17.885,4 km<sup>2</sup>) estar muito próxima do total da área não protegida (22.582,2 km<sup>2</sup>), que concentra grande parte do desmatamento em SFX. Tal fato pode ter ocasionado a ocorrência do desmatamento em áreas adjacentes, por não mais comportar fisicamente novos desmatamentos.

Em relação às áreas adjacentes percebe-se também que, embora sejam áreas legalmente protegidas e apresentem sistemas diferentes de uso e exploração, não estão ilesas ao processo que transformou a paisagem de SFX em pouquíssimos anos. Apenas para citar as áreas protegidas inseridas em SFX e as mais próximas ao município, em relação à área e porcentagem desmatada, seguem, segundo INPE (2014):

- Terras Indígenas: Apyterewa 688,3 km<sup>2</sup> (8,90%), Xikrin do Rio Cateté 192,5 km<sup>2</sup>

(4,40%), Badjonkore 64,0 km<sup>2</sup> (4,95%), Kayapó 147,2 km<sup>2</sup> (0,53%), Trincheira Bacajá 159,2 km<sup>2</sup> (0,94%);

- Unidades de Conservação: Parque Nacional Serra do Pardo 261,1 km<sup>2</sup> (6,57%), Floresta Nacional do Itacaiunas 350,7 km<sup>2</sup> (42,91%), Floresta Nacional Tapirapé-Aquiri 22,5 km<sup>2</sup> (1,17%), Área de Proteção Ambiental Triunfo do Xingu 4.568,3 km<sup>2</sup> (28,05%).

Observação: Segundo o INPE/PRODES, este levantamento informa o desmatamento detectado nas Unidades de Conservação e/ou Terras Indígenas até 2014, sem levar em consideração a data de criação destas unidades. Ou seja, podem contabilizar desmatamentos feitos anteriormente a data da efetiva criação das UCs/TIs.

Para se ter ideia do crescimento do desmatamento nos últimos anos, em 2000 o município apresentou 8,4% de sua área desmatada (7.037,4 km<sup>2</sup>). Em 2015 a taxa já estava em 21,2% (17.885,4 km<sup>2</sup>), representando em apenas 15 anos aumento maior que 2,5 vezes (10.848 km<sup>2</sup>). E uma das principais razões desse aumento foi a pecuária extensiva (KAWAKUBO et al., 2013; VALENTIM; ANDRADE, 2009). Para Rivero et al. (2009), a pecuária é o uso do solo mais importante nos estados da Amazônia, fato que faz com que essa atividade econômica seja a de maior impacto na região e com destaque para alguns municípios, entre eles SFX.

Porém, o aumento da atividade pecuária no município e o modo de produção extensivo, não foi possível verificar eficiência ao longo do tempo, tampouco foi capaz de garantir real geração e distribuição de riqueza. Pelo contrário, a pecuária tem sido o principal vetor de desmatamento na região (TNC, 2013), principalmente por não ser exclusividade dos grandes latifúndios, sendo praticada nas médias e pequenas propriedades (KAWAKUBO et al., 2013; RIVERO et al., 2009).

Em 2005 SFX apareceu com expressiva quantidade de bovinos ao ponto de ser o segundo (2º) maior município em número de bovinos do país. O município ficou nessa colocação até 2010, ano esse que passou a ser o município (1º) com o maior rebanho bovino do Brasil, atualmente (2015) com 2.222.949 milhões de bovinos. Posição que ocupa até os dias atuais, com as seguintes estimativas em milhões de bovinos (IBGE/PPM, 2014): 1.581.518 (2005), 1.596.411 (2006), 1.653.231 (2007), 1.812.870 (2008), 1.912.009 (2009), 2.022.366 (2010), 2.101.726 (2011), 2.143.760 (2012), 2.282.445 (2013), 2.213.310 (2014) e 2.222.949 (2015).

Assim, com intuito de ilustrar graficamente o incremento anual (km<sup>2</sup>) e as taxas desmatadas (%) em SFX (Tabela 1.4), bem como espacializar os polígonos de desmatamentos ocorridos até 2015, foi apresentada a Figura 1.4. Em que o limite do município de SFX está em preto, o limite da parte norte da Área de Consolidação II está em amarelo e os polígonos de desmatamento em preto.

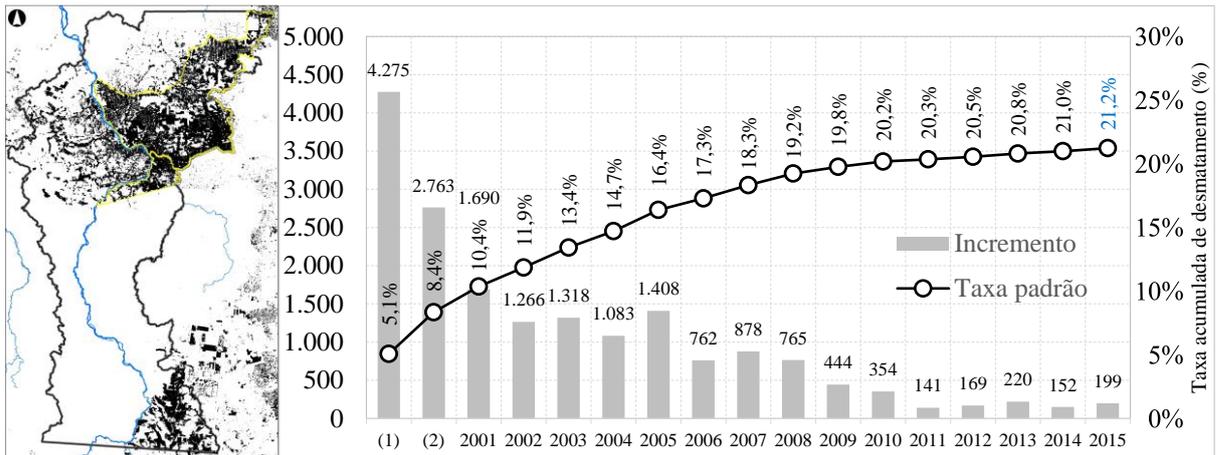


Figura 1.4. Incremento anual (km<sup>2</sup>), taxas e espacialização dos polígonos de desmatamento até 2015 para SFX. Em que: (1) desmatamento acumulado até o ano de 1997; (2) desmatamento entre 1997 a 2000; 2001 em diante série anual do incremento. (Fonte: INPE/PRODES. Elaborado pelo autor).

O município, ao longo do período de monitoramento, vem apresentando incrementos decrescentes de desmatamento, embora novas frentes de desmatamento podem estar se estruturando, como exemplo ao longo da margem esquerda do Rio Xingu, região denominada Terra do Meio (KAWAKUBO et al., 2013), alguns têm sido feitos para frear novas iniciativas.

Várias atividades têm surgido para conter o avanço do desmatamento. Entre algumas delas cita-se ações do governo federal na criação de áreas protegidas, tanto com Terras Indígenas (TI), quanto Unidades de Conservação (UC), por exemplo: TI: ao Norte Arawete/Igarapé Ipixuna, Trincheira/Bacajá e Apyterewa; ao Sul Kayapó; Menkragnoti, Badjonkore; UC: a Leste Estação Ecológica da Terra do Meio, Parque Nacional da Serra do Pardo e Reserva Extrativista Rio Xingu.

Conforme Kawakubo et al. (2013), para muitos, as ações do governo federal têm trazido consequências relevantes e desempenhado importante papel para dificultar o desmatamento em certas localidades na AML, em especial SFX. Para Nepstad et al. (2014; 2009), o Brasil vem fornecendo valiosas ações sobre políticas públicas, sistema de monitoramento, estratégias e intervenções, com intuito de retardar o avanço da fronteira agrícola.

Porém, Arima et al. (2014), ressaltam que apesar desses recentes sucessos, o Brasil ainda precisa diminuir o desmatamento anual na AML para pelo menos entre 5.000 a 3.800 km<sup>2</sup>, conforme Plano Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC), que impõe redução de 80% até 2020, a partir da taxa média observada para a linha de base no período entre 1996 a 2005 (Decreto nº 7.390/2010).

Embora os avanços com as políticas públicas tenham surgido efeito sobre o evento de novos desmatamentos, o que não está revertendo ainda são os efeitos que o desmatamento causou ao longo do tempo na paisagem de SFX, deixando-a bastante fragmentada.

## **CAPÍTULO II**

### **FRAGMENTAÇÃO DIRECIONAL DA PAISAGEM E MODELAGEM DE CORREDORES ECOLÓGICOS EM SÃO FÉLIX DO XINGU/PA**

#### **2.1 INTRODUÇÃO**

Vários estudos destacam a fragmentação das florestas tropicais como um dos principais motivos de perda da biodiversidade, ocasionado, em especial, pelo isolamento e a diminuição recorrente dos fragmentos remanescentes na paisagem. Para Arima et al. (2015), a perda e a fragmentação de florestas tropicais causadas, sobretudo, por desmatamento e degradação, tem emergido como importante questão ambiental global.

A degradação florestal, causada pela fragmentação (COCHRANE, 2001; SKOLE; TUCKER, 1993) e por corte seletivo de madeira e incêndios florestais, se destaca como um dos principais vetores de mudanças do uso da terra na Amazônia (MATRICARDI et al., 2013; ASNER et al., 2005; NESPSTAD et al., 1999). A degradação se revela também como agente catalizador do desmatamento e, dessa forma, tanto os cortes seletivos como os incêndios florestais, têm sido responsáveis e amplamente relatados em estudos científicos, como indesejáveis consequências à paisagem (MATRICARDI et al., 2013).

De modo geral, são vários os motivos, os efeitos deletérios e as fontes causadoras da fragmentação na paisagem na Amazônia. O crescimento quase exponencial da população humana e a consequente expansão de áreas urbanas e agrícolas, foram as principais causas da diminuição de áreas de florestas tropicais (TAMBOSI et al., 2014; TAMBOSI; METZGER, 2013).

A pecuária também teve papel importante na modificação da paisagem da Amazônia Brasileira. A expansão da atividade é considerada importante vetor que modificou e ocasionou consequências desagradáveis a paisagem (KAWAKUBO et al., 2013). Em dados recentes, a região norte representou 21,9% do rebanho nacional, sendo São Félix do Xingu o mais expressivo entre todos os municípios da região, pois concentrou 1% do rebanho nacional, que representou 2.222.949 milhões de bovinos (IBGE/PPM, 2015).

Este cenário de altas taxas de desmatamento ficou em evidência no município de São Félix do Xingu nesta última década. São Félix do Xingu se destacou como importante produtor do país e, igualmente, como o município que mais desmatou na Amazônia Legal entre 2000 e 2010. Tal fato ocorreu como consequência do modo de produção implantado no município, essencialmente a pecuária extensiva, considerada ineficiência ao longo do tempo, e num modelo de desenvolvimento baseado na concentração de riquezas (TNC, 2013).

O presente capítulo desta pesquisa envolve a compreensão mais profunda das transformações da paisagem ocorridas no município de São Félix do Xingu. Este trabalho inclui análises das consequências do desmatamento sobre a paisagem utilizando a métrica de fragmentação direcional, que permite o melhor entendimento da distribuição espacial dos fragmentos de vegetação nativa, sugestionando áreas para a composição de corredores ecológicos nas direções com maior e menor grau de fragmentação.

## 2.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado em São Félix do Xingu (SFX), estado do Pará, em específico na parte norte da região denominada Área de Consolidação II (AC-II), que envolve o total de 16.288 km<sup>2</sup>. A denominação de AC-II foi inicialmente prevista no Zoneamento Ecológico-Econômico das Zonas Leste e Calha Norte do Estado do Pará, volume III (ZEE/PA, 2010).

O município de SFX apresenta área territorial de 84.213 km<sup>2</sup>, altitude média entorno de 200 metros e está situado a margem esquerda do Rio Fresco à montante do Rio Xingu. Estes são os principais rios do município. Atualmente, além da sede, o município é constituído por quatro distritos: Ladeira Vermelha, Taboca, Nereu e Lindoeste. Conforme estimativa do IBGE-CIDADES (2016), o município é ocupado por 120.580 habitantes.

Os tipos climáticos do estado do Pará estão subdivididos em três subtipos (“Af”, “Am” e “Aw”) com 28,4%, 66,6% e 4,9% de abrangência no Estado, respectivamente (ALVARES et al., 2013). Segundo a classificação de Köppen (1936) o clima da região onde se insere o município de SFX é do tipo “Am”. Essa classificação climática apresenta característica de clima de monção, com moderada estação seca e ocorrência de precipitação média mensal inferior a 60 mm. É considerado um clima intermediário entre “Af” e “Aw”.

Assim, a região de estudo apresenta um período de estiagem com cinco meses (junho a outubro) consecutivos com baixa pluviosidade e um período chuvoso (dezembro a abril) com alta pluviosidade. Entre os períodos seco e chuvoso, a região apresenta dois períodos de transição: seco-chuvoso em novembro e chuvoso-seco em maio. As precipitações anuais variam entre 2.200 a 2.500 mm e a temperatura média anual fica em torno de 26°C (ALVARES et al., 2013).

As associações de solos predominantes no município, são: Podzólico Vermelho-Amarelo equivalente eutrófico; Podzólico Vermelho-Amarelo e solos litólico distróficos; Gleys e eutróficos e distróficos e solos Aluviais eutrófico distrófico; Terra Roxa Estruturada eutrófica;

Podzólico Vermelho-Amarelo e Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; Solos Litólicos distróficos, Podzólico Vermelho-Amarelo e Terra Roxa Estruturada distrófica (IDESP, 2014).

De forma geral, a cobertura vegetal inclui a Floresta Equatorial Latifoliada, com subtipos Aberta Mista e Aberta Latifoliada, que ocupa, predominantemente, a parte norte do Município. Apresenta também grandes extensões dos subtipos de Savana, Cerradão, Campos Cerrados e Parques característicos das sub-regiões do relevo residual Sul da Amazônia. Marginalmente aos cursos d'água, eventualmente ocorre a mata galeria. A floresta de várzea está presente nas áreas inundáveis, abrigando espécies ombrófilas dicotiledôneas e palmáceas (IDESP, 2014).

O Rio Xingu é o curso d'água de maior expressão e volume de água na região de estudo. O rio se forma na serra do Roncador (MT) e percorre uma extensão de quase 2.000 quilômetros até alcançar o Rio Amazonas. O Rio Fresco é afluente do Rio Xingu pela margem direita, em cuja confluência com o Xingu está situada a sede municipal de SFX (IDESP, 2014).

O município está inserido entre os paralelos  $05^{\circ} 30'$  a  $09^{\circ} 30'$  de latitude sul (S) e entre os meridianos  $50^{\circ} 30'$  a  $54^{\circ} 00'$  de longitude oeste (W), conforme ilustra a Figura 2.1 a seguir.

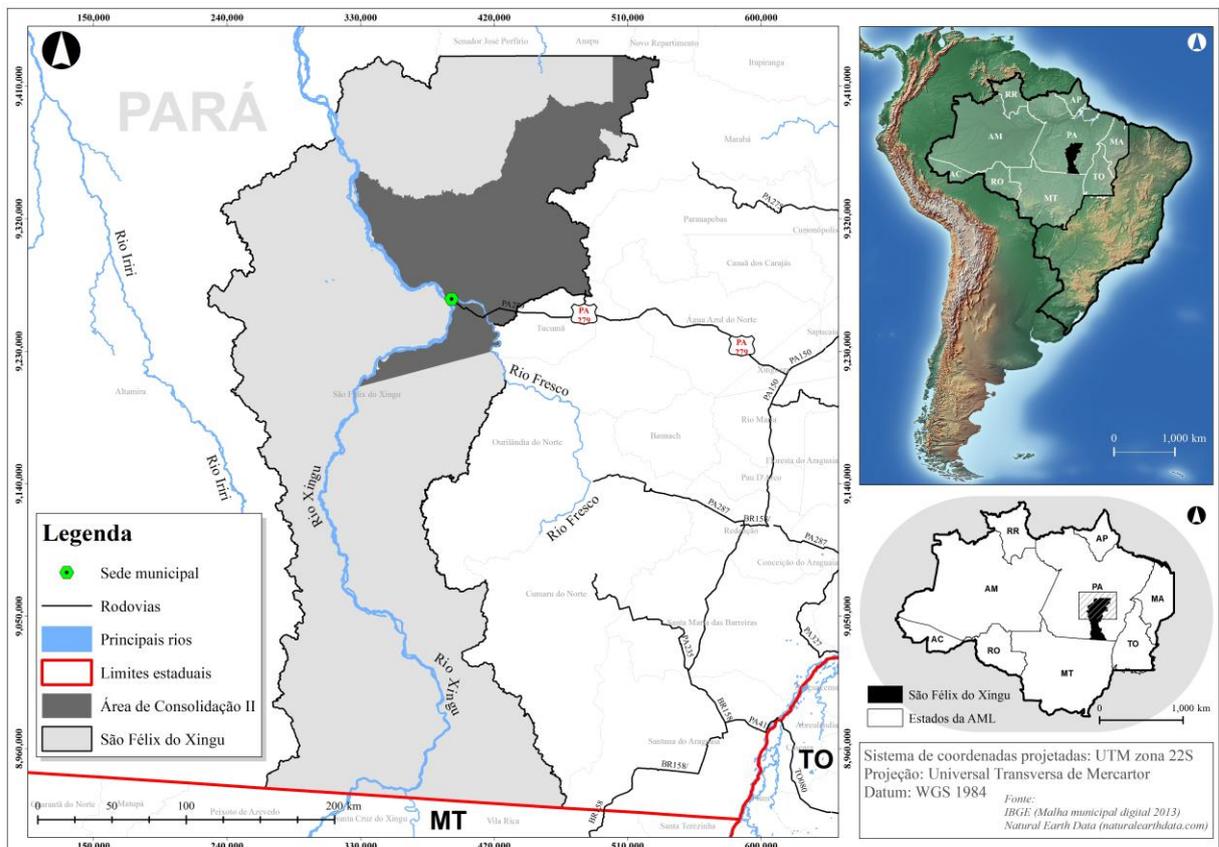


Figura 2.1. Localização do município de São Félix do Xingu no estado do Pará e localização da área de estudo (parte norte da região denominada Área de Consolidação II).

Nota: Mapas ao longo deste trabalho foram criados usando o software ArcGIS® da ESRI® (versão 10.2.0.3348). ArcGIS® e ArcMap™ são propriedade intelectual da Esri e são aqui utilizados sob licença, Copyright © 1999-2013 Esri Inc. Todos os direitos reservados. Para mais informações sobre software ESRI® visite [www.esri.com](http://www.esri.com).

### 2.2.2 Base de dados

Para as abordagens realizadas nesse Capítulo foram utilizados os dados vetoriais do Projeto TerraClass de mapeamento do uso do solo, para 2008, 2010 e 2012 (ALMEIDA et al., 2016). O TerraClass apresenta os resultados do mapeamento do uso do solo e cobertura da terra na Amazônia Legal, para todas as áreas mapeadas pelo PRODES (Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite). Os dados digitais resultantes do mapeamento do TerraClass em 2008, 2010 e 2012 estão disponíveis para consulta pública e *download* na rede mundial de computadores (Internet), no formato vetorial do tipo *shapefile*, na página do projeto ([inpe.br/cra/index.php](http://inpe.br/cra/index.php)).

Os dados são fornecidos em sistema de coordenadas geográficas (lat/long) e sistema geodésico de referência SAD 69. Os dados foram obtidos utilizando a referência de articulação órbita-ponto do satélite *Landsat 5 (Thematic Mapper, TM)*, envolvendo as cenas: 226/64, 226/65, 225/63, 225/64, 225/65, 225/66, 225/67, 224/64, 224/65, 224/66 e 224/67.

Apesar dos dados do TerraClass possuírem sistema de coordenadas e sistema de referência espacial, todos os dados foram reprojutados para o sistema de coordenadas projetadas UTM 22S e adotado o sistema de referência WGS84 (*World Geodetic System 1984*). Esta conversão de projeção buscou padronizar todos os arquivos vetoriais (*shapefile*) e imagens (*raster*) utilizados neste trabalho, evitando eventuais deslocamentos espaciais dos dados utilizados.

#### 2.2.2.1 Validação da classificação TerraClass e checagem de campo

No presente estudo foi necessário a avaliação da acurácia dos dados do projeto TerraClass, buscando quantificar as suas potencialidades e limitações (LANDIS; KOCH, 1977), para a utilização no presente estudo. Para isso, foram utilizadas três cenas de imagens do satélite *RapidEye* de alta resolução espacial (5 metros), adquiridas em 2012 (*Tile ID* = 2236212, 2236010 e 2235908), fornecidas pelo Ministério do Meio Ambiente. A validação foi feita para os dados do TerraClass de 2012, correspondentes ao ano de aquisição das imagens.

Nas três cenas *RapidEye*, foram aleatorizados ao todo 210 pontos para a checagem da acurácia das classes do mapeamento do Projeto TerraClass do INPE. Para cada ponto aleatorizado foi comparado a classe correspondente do TerraClass e a observada na imagem de alta resolução espacial do *RapidEye*. Após a verificação de todos os pontos, os resultados dessa validação foram inseridos na matriz de erros sugerida por Landis e Koch (1977).

Complementarmente, algumas feições consideradas mais complexas, que não foram facilmente identificadas nas imagens *RapidEye*, foram verificadas em campo. A visita de campo

contribuiu assim com a validação da base de dados TerraClass, evidenciando os erros na classificação dos usos da terra pelo TerraClass para a área deste estudo.

### **2.2.3 Análise da paisagem em São Félix do Xingu e Área de Consolidação II**

A análise da estrutura da paisagem da parte norte da área de Consolidação II e do município de SFX foram feitas a partir da distribuição dos fragmentos de vegetação nativa remanescentes, por classe de tamanho de área, utilizando dados do uso do solo da área de estudo para 2008, 2010 e 2012, a partir dos dados do projeto TerraClass.

Os dados no formato vetorial *shapefile* de 2008, 2010 e 2012 do TerraClass foram selecionados e recortados conforme o limite geográfico de cada área de estudo (área de Consolidação II e SFX). Na sequência, as informações da tabela de cada vetor foram exportadas no formato *dBASE (dbf format)* e importadas para planilha eletrônica, onde foram feitas as análises de agrupamento em classes de tamanho dos remanescentes (RIBEIRO et al., 2009; VIANA; PINHEIRO, 1998).

Adotou-se amplitude das classes de tamanho de fragmentos de 50 hectares (ha), sendo: 0 a 50; 50,1 a 100; 100,1 a 150 ha; e assim por diante até 500 ha. Após a última classe de tamanho (500 ha), todos os polígonos foram agrupados em uma única classe acima de 500 hectares (RIBEIRO et al., 2009). A partir do agrupamento destas classes de tamanho, foi dado o enfoque para a primeira classe, que concentrava todos os polígonos menores que 50 hectares, fazendo a sua redistribuição em novas classes de amplitude de 10 ha, sendo: 0 a 10; 10,1 a 20; 20,1 a 30; 30,1 a 40; 40,1 a 50 ha. Essa amplitude de 10 hectares foi selecionada, pois a área mínima mapeada do projeto TerraClass é de 6,25 hectares.

Fragmentos que apresentam áreas menores que 50 hectares não é bom indicativo para sustentação e a manutenção da biodiversidade local (PEREIRA et al., 2012). Porém, os autores ressaltam que esses pequenos fragmentos podem ser importantes para conexão entre fragmentos maiores. E de fato, fragmentos de vegetação com área superior a 0,72 hectares assume relevante função na conexão da paisagem (METZGER, 1997).

A classificação dos fragmentos de vegetação nativa por tamanho de área buscou o melhor entendimento da fragmentação da paisagem por classes. Para Viana e Pinheiro (1998), a distribuição dos fragmentos de uma determinada paisagem em classes de tamanho é um elemento importante no desenvolvimento de estratégias para a conservação da biodiversidade. Fato esse também ressaltado e utilizado nos trabalhos de Hentz et al. (2015), Pereira et al. (2012), Juvanhol et al. (2011) e Ribeiro et al. (2009).

## 2.2.4 Quantificação da fragmentação

Buscou-se nessa abordagem mensurar, quantificar e comparar o grau de fragmentação da vegetação nativa, no município de SFX e na área de consolidação II, utilizando índices métricos de paisagem. E, a partir dos resultados destes índices, comparar as condições de fragmentação de todo o município de SFX com a parte norte da área de consolidação II.

Nesta análise, foram utilizados os dados do TerraClass de 2008, 2010 e 2012, porém com foco exclusivo na classe temática “*Floresta*” (remanescentes). A classe Floresta é definida pelo TerraClass (ALMEIDA et al., 2016) como: “Vegetação arbórea pouco alterada ou inalterada, com formação de dossel contínuo, composta por espécies nativas e com padrões fitofisionômicos próximos aos climáticos. Diferentes formações florestais compõem esta categoria, tais como floresta ripária ou ciliar e floresta de terra firme.

As análises envolveram cálculos de índices métricos de paisagem utilizando o *software Fragstats 4.2 (build 4.2.1.603)* (MCGARIGAL et al., 2012). Os índices utilizados se enquadram na categoria “Classe” (*class metrics*) e foram escolhidos por serem amplamente utilizados em análises de paisagem para caracterizar sua estrutura, conforme demonstrado por diversos trabalhos (OLIVEIRA et al., 2015; PIROVANI et al., 2014; FRANÇOSO; BRANDÃO, 2013; VIDOLIN et al., 2011; GOMIDE; LINGNAU, 2009; WATRIN et al., 2009; OLIVEIRA FILHO; METZGER, 2006). O detalhamento das métricas utilizadas neste estudo é apresentado com mais detalhes (grupo, métrica, unidades e descrição) na Tabela 2.1.

Tabela 2.1. Índices métricos de paisagem que foram calculados, ao nível de classe, para os fragmentos remanescentes do TerraClass.

Grupo	Sigla	Métrica	Unidade	Descrição
MÉTRICAS DE CLASSES	<i>AI</i>	Índice de agregação	percentagem	É máximo quando as células de um tipo de mancha estão configuradas como uma massa única.
	<i>COHESION</i>	Índice de coesão	adimensional	Mede a conexão física de um tipo de mancha. Aumenta quando as manchas se tornam mais agregadas.
	<i>ED</i>	Densidade de borda	m/ha	Quantidade de extremidades relativa à área da paisagem.
	<i>PD</i>	Densidade da mancha	mancha/km <sup>2</sup>	Número de manchas de tipo <i>i</i> (classe temática) na paisagem, por unidade de área (km <sup>2</sup> ).
	<i>PLAND</i>	Porcentagem da paisagem	percentagem	Proporção da paisagem ocupada pela mancha tipo <i>i</i> (classe temática).

Fonte: McGarigal et al. (2015) e McGarigal e Marks (1995), adaptado. Obs.: Mancha = *patch* ou fragmento.

Os índices de densidade de borda (*ED*), densidade de mancha (*PD*), percentagem da paisagem (*PLAND*) foram desenvolvidos por McGarigal et al. (2015) e McGarigal e Marks (1995); o índice de coesão (*COHESION*) por Schumaker (1996); e o índice de agregação (*AI*) por He et al. (2000). Esses dois últimos índices foram aplicados no trabalho de Learsen et al.

(2012), onde os autores compararam o desempenho dos índices *COHESION* e *AI* ao do DCI (*Directional Connectivity Index*) na avaliação sobre fragmentação direcional, por meio de grafos. As expressões matemáticas referentes aos índices apresentados na Tabela 2.1 são descritos a seguir.

Índice de agregação (*AI*): mede o grau de agregação das manchas de uma determinada classe. Quando o índice está próximo de 100 significa que as manchas estão agrupadas como uma massa compacta única. Este índice foi construído a partir da relação do número de bordas em comum (adjacentes compartilhadas) entre *pixels* de mesma classe ( $g_{jj}$ ), para o número máximo ( $max$ ) possível de adjacências entre *pixels*, do mesmo tipo de classe (HE et al., 2000).

$$AI = 100 \left( \frac{g_{jj}}{g_{jj,max}} \right) \quad \text{Equação 2.1}$$

Índice de coesão (*COHESION*): é calculado com base no perímetro ( $P_i$ ) e área ( $a_i$ ) de cada mancha  $i$ , área total ( $A$ ) e número de manchas ( $n$ ) na paisagem (SCHUMAKER, 1996). Esse índice mede a conexão física de um tipo de mancha e aumenta o valor calculado quando as manchas se tornam mais agregadas. Em que:  $P_i$  = perímetro;  $a_i$  = área de cada mancha;  $A$  = área total;  $n$  = número de manchas.

$$Cohesion = 100 \left( 1 - \frac{\sum_{i=1}^n P_i}{\sum_{i=1}^n P_i \sqrt{a_i}} \right) \left( 1 - \frac{1}{\sqrt{A}} \right)^{-1} \quad \text{Equação 2.2}$$

Índice densidade de borda (*ED*): quantifica as extremidades das manchas e as relacionam a área total (McGARIGAL et al., 2015; MCGARIGAL; MARKS, 1995). Dessa forma, a paisagem que apresentar maior densidade de borda por unidade de área, terá maior grau de fragmentação. Em que:  $e_{ik}$  = tamanho total da borda entre tipos de manchas  $i$  e  $k$ ;  $A$  = área ( $m^2$ ) total da paisagem.

$$ED = \frac{\sum_{k=1}^m e_{ik}}{A} (10.000) \quad \text{Equação 2.3}$$

Índice de densidade de mancha (*PD*): relaciona o número de manchas de tipo  $i$  (classe “floresta”, por exemplo) na paisagem, com a área total ( $km^2$ ) (MCGARIGAL et al., 2015; MCGARIGAL; MARKS, 1995). O índice *PD* é multiplicado por 10.000 e 100 para conversão para 100 hectares (ou 1  $km^2$ ). Em que:  $n_i$  = número de manchas na paisagem de manchas do tipo (classe)  $i$ ;  $A$  = área total da paisagem ( $m^2$ ).

$$PD = \frac{n_i}{A} (10.000) (100) \quad \text{Equação 2.4}$$

Índice de percentagem da paisagem (*PLAND*): mede a proporção da paisagem ocupada por determinada classe *i*, em relação a área total da paisagem (MCGARIGAL et al., 2015; MCGARIGAL; MARKS, 1995). Em que;  $a_{ij}$  = área (m<sup>2</sup>) da mancha *ij*; *A* = área total da paisagem (m<sup>2</sup>).

$$PLAND = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100) \quad \text{Equação 2.5}$$

Para calcular os índices métricos de paisagem, foi preciso importar os arquivos em formato vetorial (*shapefile*) do TerraClass para o formato matricial do *Fragstats* 4.2. A conversão foi feita utilizando o tamanho do *pixel* de 30 metros, onde a classe “Floresta” recebeu código “1” e a demais classes receberam código “2”.

Os arquivos em formato matricial foram convertidos para ASCII (*American Standard Code for Information Interchange*) (CALEGARI et al., 2010). Esse formato é reconhecido pelo *Fragstats* e possibilitou o processamento mais rápido das informações e a obtenção dos índices. Ao final da conversão de dados vetorial para matricial, foram gerados arquivos matriciais para 2008, 2010 e 2012, com apenas duas classes ou valores de *pixel*, para o município de SFX e a área de consolidação II (AC-II). Por fim, os resultados foram comparados entre si.

### 2.2.5 Fragmentação direcional

Neste tópico, buscou-se entender melhor a fragmentação da paisagem, com enfoque especial na conectividade estrutural da paisagem entre áreas protegidas de interesse, no entorno de uma área de estudo. A conectividade estrutural da paisagem se fundamenta na teoria de percolação e tem como objetivo averiguar a perda de conectividade em uma paisagem. Assim, a conectividade significa ligações entre fragmentos (ou outras classes de interesse), que facilitam e promovem fluxos por meio da paisagem, em determinada direção (WITH, 2002).

Para verificar a fragmentação direcional foi delimitada uma área de abrangência de 400 por 360 quilômetros (km), equivalente a 144.000 km<sup>2</sup>, de forma que esse limite contemplasse as unidades de conservação no entorno da AC-II, do município São Félix do Xingu. Essa área foi elaborada a partir do ponto central (centroide) da AC-II. A Figura 2.2 mostra a área de estudo utilizada para avaliar a fragmentação direcional, bem como as unidades de conservação federal (UC), terras indígenas (TI) e área de proteção ambiental (APA) localizadas no entorno.

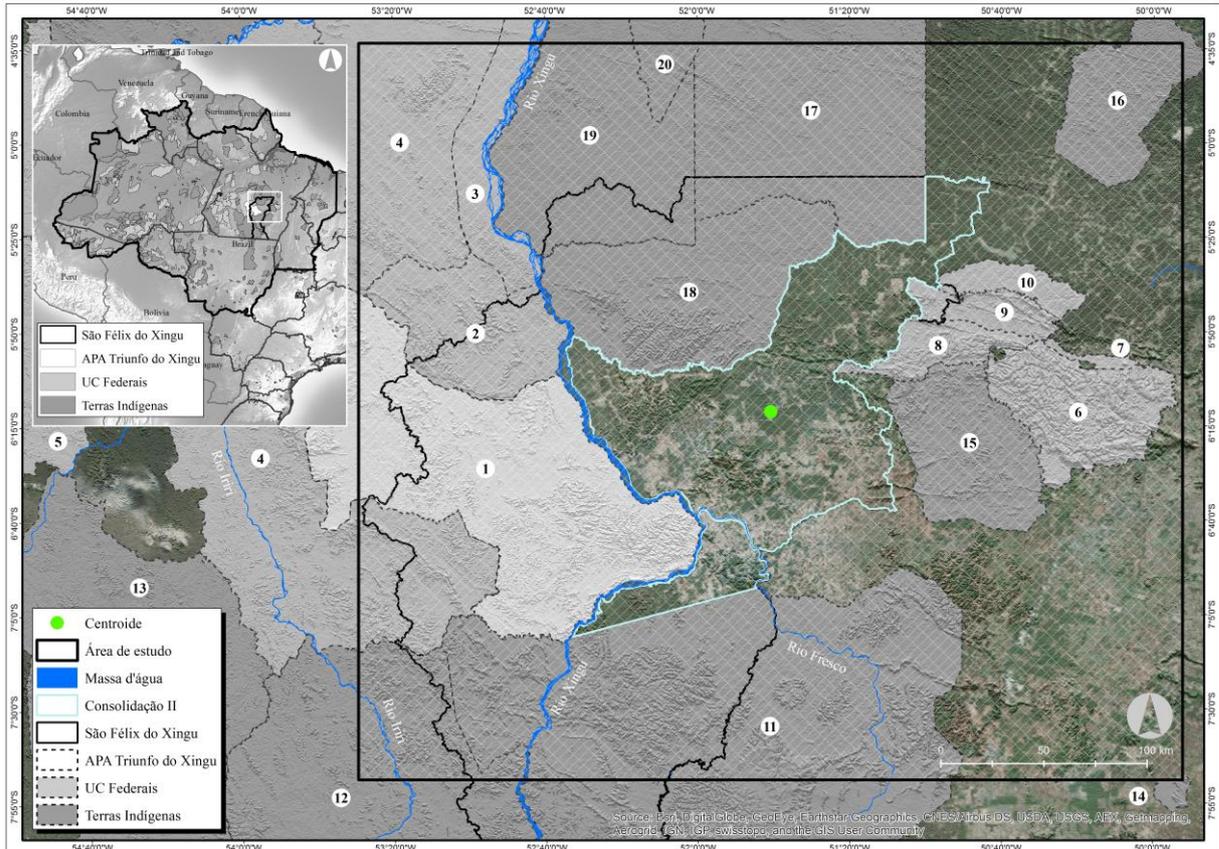


Figura 2.2. Localização da área de estudo (linha de cor preta) utilizada para análise da fragmentação direcional da paisagem.

**Nome da área de proteção ambiental:** (1) Área de Proteção Ambiental Triunfo do Xingu. **Nomes das unidades de conservação federais:** (2) Parque Nacional da Serra do Pardo; (3) Reserva Extrativista Rio Xingu; (4) Estação Ecológica da Terra do Meio; (5) Floresta Nacional de Altamira; (6) Floresta Nacional de Carajás; (7) Área de Proteção Ambiental do Igarapé Gelado; (8) Floresta Nacional do Itacaiunas; (9) Floresta Nacional do Tapirapé-Aquiri; (10) Reserva Biológica do Tapirapé. **Nomes das Terras indígenas:** (11) Kayapó; (12) Menkragnoti; (13) Baú; (14) Las Casas; (15) Xikrin do Rio Cateté; (16) Parakanã; (17) Trincheira Bacajá; (18) Apyterewa; (19) Araweté Ig. Ipixuna; (20) Koatinemo.

Fonte cartográfica: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, ICMBio (limites das unidades de conservação e APA Triunfo do Xingu, 2015); Fundação Nacional do índio, FUNAI (limite das terras indígenas, 2015); Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, IBGE (limites estaduais). Zoneamento Ecológico-Econômico do Pará (limite da área de consolidação II); Esri® (*background image*).

O estudo de fragmentação direcional utilizada neste trabalho foi baseado na metodologia desenvolvida por Arima e Leal (2016). Essa metodologia utiliza dados de entrada no formato matricial (*raster*), onde são atribuídos valores de fricção às classes de uso para cada célula ou *pixel* que compõe esta imagem matricial. Cada *pixel* da imagem recebe um valor de fricção correspondente à sua facilidade ou não de percolação na paisagem. Posteriormente, essa imagem é submetida a aplicação da modelagem de custo mínimo (*least cost*), utilizando a extensão *Spatial Analyst* do ArcGis™, conforme algoritmo de Dijkstra (DIJKSTRA, 1959).

Na sequência, são definidos pontos de referência na paisagem (origem e destino), de forma que ao executar a modelagem de custo mínimo, o algoritmo utiliza a imagem com valores de fricção para criar uma nova matriz (*raster*) que representará em seus *pixels* os valores acumulados a partir do ponto de origem. Neste processo é criado também uma segunda matriz

denominada *backlink* que possui em cada *pixel*, um código que representa a direção para a célula vizinha de menor custo a ser seguida.

Para definir o caminho com células de menor custo (*least cost path*), o algoritmo utiliza os dois arquivos matriciais previamente gerados (*cost distance* e *backlink*). Com isso, é possível gerar o caminho inverso que é definido a partir do ponto de destino, percorrendo as células da matriz de custo acumulado (*cost distance*), tomando como orientação de direção de menor custo a matriz *backlink*. Dessa forma, o algoritmo parte do ponto de destino na paisagem até chegar ao ponto inicial (referência), percorrendo as células (*pixels*) da matriz com menor valor acumulado. O resultado é um caminho de menor custo (cumulativo) traçado pelo algoritmo.

Os pontos de referência (origem e destino) podem ser definidos aleatoriamente, conforme visto em Arima et al. (2013), ou seguir um padrão direcional de preferência. No caso da metodologia proposta por Arima e Leal (2016), foram consideradas direções predeterminadas, com o objetivo de verificar na paisagem, alguma indicação sobre a direção mais fragmentada.

Para a aplicação da metodologia de análise da fragmentação direcional foram utilizados os dados vetoriais do TerraClass de 2008, 2010 e 2012 (ALMEIDA et al., 2016), para a área de consolidação II, no município de São Félix do Xingu. Posteriormente foram atribuídos valores de fricção às classes de uso encontradas, conforme foi apresentado na Tabela 2.2.

Para definir os valores de fricção foi seguido o mesmo critério adotado por Pinto e Keitt (2009). Para esses autores, as classes que apresentam maior adequabilidade na paisagem, ou seja, estavam mais preservadas, receberam valores mais baixos de fricção. Os autores utilizaram valores compreendidos entre 0 a 1 para criar a imagem fricção, com base nas estimativas de porcentagem de cobertura florestal do *Modis Continuous Fields* (HANSEN et al., 2005).

Assim, os valores de fricção dos diferentes usos e cobertura da terra adotados nesta análise foram: floresta fechada, densa e em transição = 0,00; floresta aberta = 0,25; mosaico de agricultura e floresta degradada = 0,50; savana e pastagens = 0,75; área urbana, agricultura intensa, vegetação degradada, desmatamento = 1,00. As classes de uso do solo na área de estudo, bem como os valores de fricção podem ser visualizados na Tabela 2.2.

Tabela 2.2. Classes de uso advindas do TerraClass para a área de estudo, bem como valores de fricção correspondentes.

Referência	Classes de uso	Fricção	Referência	Classes de uso	Fricção
I	Agricultura anual	1,00	IX	Não floresta	0,00
II	Área não observada	0,75	X	Outros	0,00
III	Área urbana	1,00	XI	Pasto com solo exposto	1,00
IV	Desmatamento	1,00	XII	Pasto limpo	1,00
V	Floresta	0,00	XIII	Pasto sujo	0,75

Continua...

Tabela 2.2. Continua...

VI	Hidrografia	0,50	XIV	Regeneração com pasto	0,50
VII	Mineração	1,00	XV	Vegetação secundária	0,25
VIII	Mosaico de ocupações	0,75	-	-	-

Onde: Valores baixos de fricção correspondem às áreas que proporcionam maior percolação na paisagem (vegetação remanescente, por exemplo). Ao contrário de valores altos de fricção, que comprometem a percolação na paisagem (PINTO; KEITT, 2009).

A descrição das classes de uso e cobertura da terra (Tabela 2.2) definidas pelo Projeto TerraClass são apresentadas no Quadro 2.1, conforme sugerido por Almeida et al. (2016).

Quadro 2.1. Contexto com a descrição de cada classe de uso presente na área de estudo, conforme Tabela 2.2.

Ref.	Classes de uso	Descrição
I	Agricultura anual	Áreas com predomínio de culturas de ciclo anual, sobretudo de grãos, com emprego de padrões tecnológicos elevados, tais como uso de sementes certificadas, insumos, defensivos e mecanização, entre outros.
II	Área não observada	Áreas cujo uso e ocupação não puderam ser identificados em função, sobretudo, da presença de nuvens e da ocorrência de sobras provocadas pela presença das mesmas.
III	Área urbana	Manchas urbanas decorrentes da concentração populacional formadora de lugarejos, vilas ou cidades que apresentam infraestrutura diferenciada da área rural por apresentarem ruas, casas, prédios e outros equipamentos públicos, posicionados de maneira muito próxima e com distribuição espacial regular.
IV	Desmatamento	Essa classe temática foi constituída pelos polígonos compilados do projeto Prodes, referentes ao mapeamento das áreas desflorestadas, cujo uso e ocupação não foram identificados, uma vez que o corte raso da floresta havia sido mapeado e contabilizado durante o ano base.
V	Floresta	Vegetação arbórea pouco alterada ou inalterada, com formação de dossel contínuo, composta por espécies nativas e com padrões fitofisionômicos próximos aos climáticos. Compõem esta categoria, diferentes formações florestais, tais como, floresta ripária ou ciliar e floresta de terra firme, entre outras.
VI	Hidrografia	Representado por rios, lagos e represas, com presença mandatória de corpos d'água com 100% de cobertura.
VII	Mineração	Áreas de extração mineral com a presença de clareiras e solos expostos, envolvendo desflorestamentos nas proximidades de águas superficiais.
VIII	Mosaico de ocupações	Áreas representadas por uma associação de diversas modalidades de uso da terra e que, devido à escala de trabalho adotada, não foi possível executar a discriminação dos diferentes componentes da paisagem.
IX	Não floresta	Vegetação pertencente a diferentes fitofisionomias de vegetação não florestal, tais como Savana Arbórea-Arbustiva (Cerrado), Savana Gramínea Lenhosa (Campo Limpo de Cerrado), Lavrados, Campinarana.
X	Outros	Por se tratar de uma classe temática que reúne distintos objetos presentes na superfície, tais como bancos de areia, praias fluviais e afloramentos rochosos, suas características quanto à cor, tonalidade, textura e forma na imagem de satélite não puderam ser definidas.
XI	Pasto com solo exposto	Áreas que, após o corte raso da vegetação natural e o desenvolvimento de alguma atividade agropastoril, apresentam o solo exposto ou com baixíssima cobertura vegetal natural ou exótica.
XII	Pasto limpo	Áreas de pastagem em processo produtivo, com predomínio de vegetação herbácea. Refere-se às áreas recém-implantadas ou com baixa infestação por invasoras herbáceas e arbustivas. Ausência de indivíduos arbóreos.
XIII	Pasto sujo	Áreas de pastagem em processo produtivo, com predomínio da vegetação herbácea e com a presença de vegetação arbustiva esparsa, frequentemente presença de indivíduos arbóreos. Envolve diferentes estágios de degradação, com a presença significativa de invasoras arbustivas e presença de alguns indivíduos arbóreos.

XIV	Regeneração com pasto	Áreas que, após o corte raso da vegetação natural e o desenvolvimento de alguma atividade agropastoril, se encontram no início do processo de regeneração da vegetação nativa. Estas áreas estão sendo ocupadas predominantemente por espécies de hábitos arbustivo e arbóreo.
XV	Vegetação secundária	Áreas que, após a supressão total da vegetação florestal se encontram em processo avançado de regeneração da vegetação arbustiva e/ou arbórea ou que foram utilizadas para a prática de silvicultura ou agricultura permanente com uso de espécies nativas ou exóticas.

Fonte: Almeida et al. (2016). Adaptado pelo autor.

Uma vez geradas as imagens matriciais (*raster*) de fricção, os pontos de origem e destino foram definidos utilizando como referência de direção os sentidos: Norte-Sul/Sul-Norte ( $360^{\circ}$ - $180^{\circ}$ ); Nordeste-Sudoeste/Sudoeste-Nordeste ( $45^{\circ}$ - $225^{\circ}$ ); Leste-Oeste/Oeste-Leste ( $90^{\circ}$ - $270^{\circ}$ ) e Sudeste-Noroeste/Noroeste-Sudeste ( $135^{\circ}$ - $315^{\circ}$ ).

As direções adotadas nesta análise de fragmentação direcional estão apresentadas na Figura 2.3. A partir da definição das direções de interesse foi possível estimar as direções com o maior e menor grau de fragmentação, conforme proposto por Arima e Leal (2016). As articulações das direções utilizadas para investigar a fragmentação direcional na área de estudo, bem como os pontos de origem e destino, estão apresentadas na Figura 2.3.

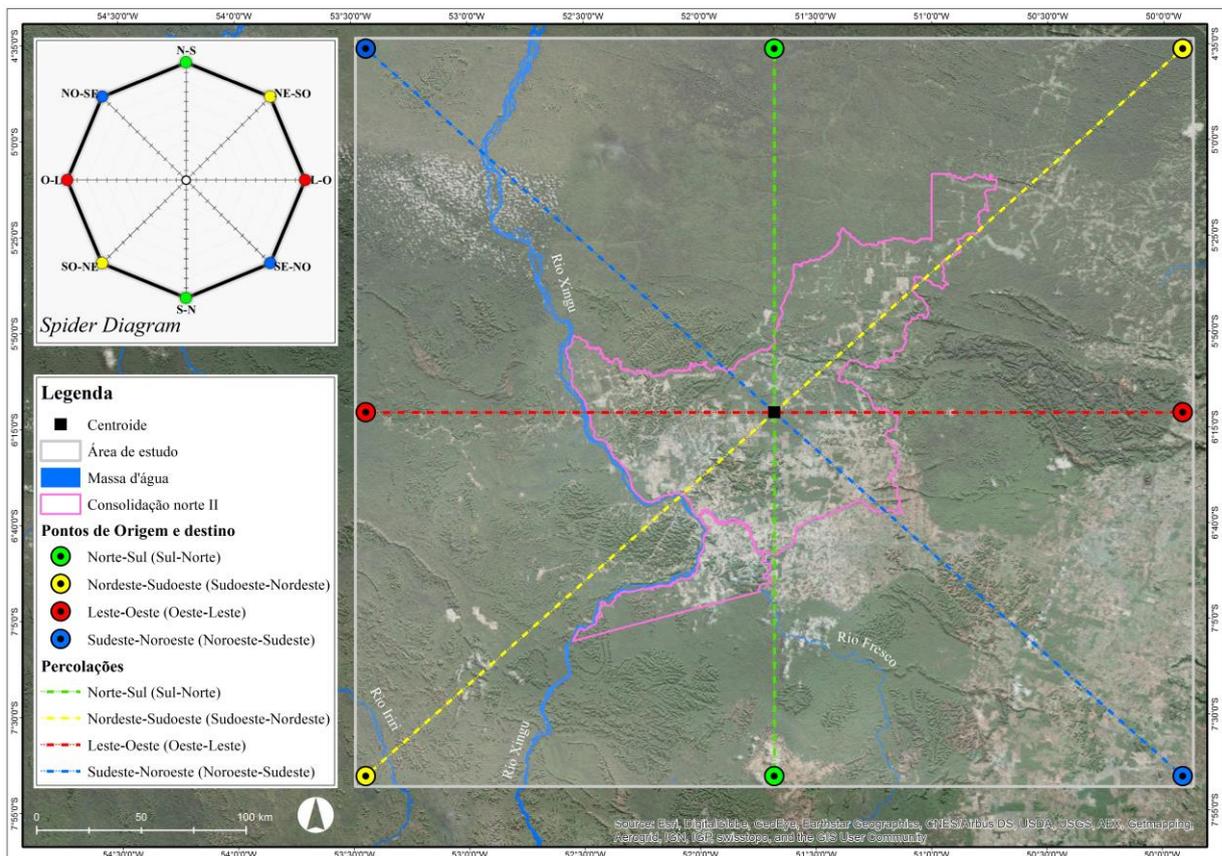


Figura 2.3. Articulação das direções de percolação na paisagem em estudo, pontos de origem e destino e gráfico do tipo *spider diagram* utilizado para indicar o sentido da fragmentação direcional.

As linhas pontilhadas visualizadas na Figura 2.3 representam a situação ideal de percolação na paisagem. Estas linhas constituem a menor distância entre os pontos de origem e

destino, assumindo que toda área estivesse com vegetação nativa preservada e, portanto, não haveria variação dos custos.

Nesse raciocínio, quanto maior for o grau de fragmentação numa determinada direção, maior será o custo para percolar a paisagem. E com base nesse custo de percolação é que foram elaborados os gráficos do tipo *spider diagram*. Essa metodologia será exemplificada no próximo tópico.

### 2.2.5.1 Modelagem por caminho de menor custo

Após definir os valores de fricção para 2008, 2010 e 2012, bem como os pares de pontos de origem e destino, foram modelados os caminhos de menores custos utilizando o *cost distance* (+*backlink*) e *cost path*. Estas ferramentas estão disponíveis na ferramenta *Spatial Analyst* do ArcGis™ (ESRI®) e são baseados no algoritmo de Dijkstra (DIJKSTRA, 1959).

Esta análise incluiu três anos de avaliação (2008, 2010 e 2012) e oito direções para cada ano de interesse. Assim, as imagens *cost distance* e *backlink* foram geradas utilizando os pontos de origem para cada direção adotada (norte, nordeste, leste e sudeste) e as respectivas imagens de fricção para 2008, 2010 e 2012.

Na obtenção do caminho de menor custo foi utilizada a ferramenta *cost path* usando como *input* as imagens *cost distance* e *backlink* geradas anteriormente. Também foi utilizado o ponto de destino (*feature destination data*) para cada direção (sul, sudoeste, leste e noroeste) adotada nesta análise.

Ao final de cada processamento foi gerada uma imagem com o caminho de menor custo (*least cost path*) e o custo final de percolação desse trajeto até o ponto de origem. Como resultado desta estimativa, os caminhos de menor custo (direções) apresentaram extensões (comprimento) diferentes. Conforme sugerido por Arima e Leal (2016), os diferentes comprimentos dos caminhos de menores custos foram normalizados para facilitar a comparação dos resultados entre os caminhos estimados.

Para a obtenção dos valores utilizados na normalização das distâncias percorridas, foi utilizado a distância de menor custo estimada numa imagem fricção hipotética de valor “1”, considerado o custo máximo (ver Tabela 2.2), para áreas desmatadas em todas as direções (norte-sul, nordeste-sudoeste, leste-oeste e sudeste-noroeste). Ao final do processo foram obtidas quatro (4) imagens de custo total máximo e, conseqüentemente, foi também estimado o custo máximo no ponto de destino para cada sentido de direção. A equação 2.6 exemplifica o processo de normalização supracitada.

$$Cost\ path\ norm = \frac{cost\ path\ calc}{cost\ dist\ max} \quad \text{Equação 2.6}$$

Onde: *cost path calc* = é o valor calculado do caminho de menor custo a partir do ponto de origem; *cost dist max* = é o valor do maior custo acumulado no ponto de destino, considerando uma imagem de fricção assumindo *pixels* com valores máximos (“1”), correspondentes à fricção de áreas desmatadas (1, Tabela 2.2). O resultado da normalização variou entre 0 e 1.

Após a normalização dos dados foram elaborados os gráficos do tipo *spider diagram*. Esses gráficos possibilitam a análise visual comparativa dos diferentes sentidos de direção, destacando aqueles que apresentam maior e menor fragmentação direcional (ARIMA; LEAL, 2016). Para a elaboração dos gráficos foi considerado como referência a direção Norte a medida angular “0°” ou “360°” baseada em azimute. Assim, as direções angulares utilizadas nesta análise foram: norte-sul (360°), nordeste-sudoeste (45°), leste-oeste (90°), sudeste-noroeste (135°), sul-norte (180°), sudoeste-nordeste (225°), oeste-leste (270°) e noroeste-sudeste (315°).

O fluxograma apresentado na Figura 2.4 apresenta com mais detalhes todas as etapas necessárias para a estimativa da fragmentação direcional da paisagem desenvolvida por Arima e Leal (2016).

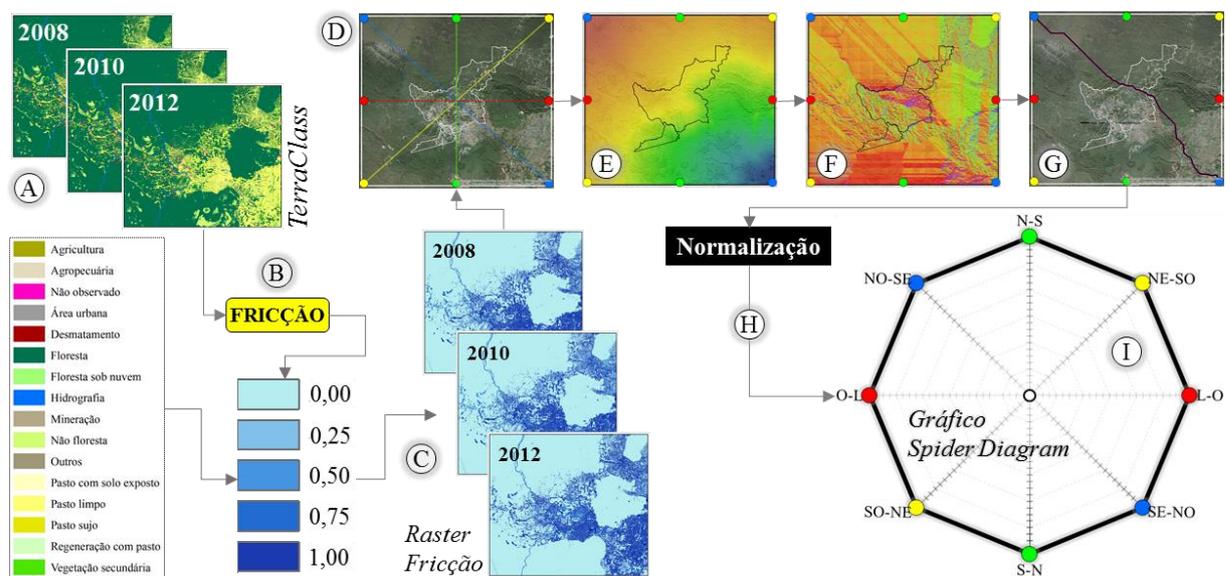


Figura 2.4. Fluxograma dos métodos e processos para obtenção da fragmentação direcional da paisagem. A: TerraClass 2008, 2010 e 2012; B: valores de fricção; C: formato *raster* de A; D: direções para análise da fragmentação direcional; E: *raster distance cost*; F: *raster backlink*; G: *cost path*; H: normalização de G; I: gráfico do tipo *spider diagram* para indicar o sentido da fragmentação direcional da paisagem.

Conforme detalhado na Figura 2.4, os métodos e processos para obtenção da fragmentação direcional da paisagem na área de estudo podem ser descritos da seguinte forma: (A) as classes temáticas dos arquivos vetoriais do projeto TerraClass de 2008, 2010 e 2012 receberam valores de fricção (B) conforme facilidade de percolação e foram convertidos em formato do tipo *raster* (C); Esses arquivos *rasters* foram submetidos às análises de *least cost path* nas direções determinadas (D) que, posteriormente, geraram para cada sentido de direção

e cada ano do TerraClass, um arquivo de custos acumulados a partir do ponto de origem (E); Como produto também foi gerado um *raster* chamado *Backlink* (F) para orientação do sentido a ser seguido em cada *pixel*, conforme seu custo; Esses dois últimos produtos (E, F) foram utilizados para o cálculo final do *cost path* (G), o qual forneceu o valor do menor custo total acumulado até o ponto de destino; Esse valor foi normalizado (H) pelo maior valor possível acumulado até o ponto de destino, considerando a superfície toda desmatada; O resultado dessa normalização foi plotado no gráfico do tipo *spider diagram* (I) que forneceu o grau de fragmentação direcional da paisagem.

Tão importante quanto entender o sentido que apresenta maior ou menor percolação na paisagem (fragmentação direcional) é analisar como esses extremos (ponto de origem e destino) podem se conectar, a partir de uma paisagem fragmentada. Nesse sentido, as análises sobre os corredores ecológicos ganham cada vez mais importância, devido às condições de alta fragmentação da vegetação nativa, frequentemente encontradas em grande parte do país.

A mitigação dos impactos da fragmentação da paisagem demanda assim a identificação de áreas que possam conectar biologicamente cada fragmento e regiões mais isoladas. Neste sentido, segundo Pinto e Keitt (2009), muitos pacotes de *software* GIS podem usar mapas de uso do solo/cobertura da terra para identificar a rota de menor resistência e de menor custo entre dois pontos. Como produto final, cria-se uma superfície indicando a área do corredor que apresenta superfície mais homogênea e de menor custo acumulado.

### 2.2.6 Modelagem de corredores ecológicos

A análise de corredor ecológico foi conduzida apenas para 2012, pois compõe os dados mais recentes de uso e cobertura da terra do projeto TerraClass (ALMEIDA et al., 2016). A matriz de fricção de 2012 utilizada para o cálculo das superfícies de custos neste estudo foi a mesma utilizada na análise da fragmentação direcional (TerraClass 2012). Também foi mantido na estimativa das superfícies de custos os mesmos valores (*scores*) de fricção apresentados na Tabela 2.2. As análises de corredores se fundamentam no método de caminho de menor custo estimados com o algoritmo Dijkstra (DIJKSTRA, 1959).

Para a modelagem do corredor ecológico no presente estudo adotou-se a direção de maior grau de fragmentação direcional (FD) e para a de menor grau de FD, conforme apresentado na Figura 2.4. A escolha das direções de maior e menor grau de fragmentação buscou comparar dois cenários de maior contraste de valores de fragmentação direcional (FD).

A modelagem de corredores ecológicos utilizou a função *Corridor*, disponível na ferramenta *Spatial Analyst* do ArcGis™ (ESRI®). Esta função retorna como saída (*output*) uma

matriz (*raster*) em que são estimados os custos cumulativos (distância de custo) entre dois pontos de entrada (origem X e origem Y).

Assim, neste estudo foram geradas duas matrizes de custo, uma para cada ponto de origem (X e Y). O resultado da soma dessas duas matrizes de custo, para cada direção, gerou uma nova matriz com a estimativa de custos acumulados entre os dois pontos a serem conectados na paisagem, em uma proposta de corredor ecológico. A Figura 2.5 apresenta mais detalhes do processo de estimativa das matrizes de custo.

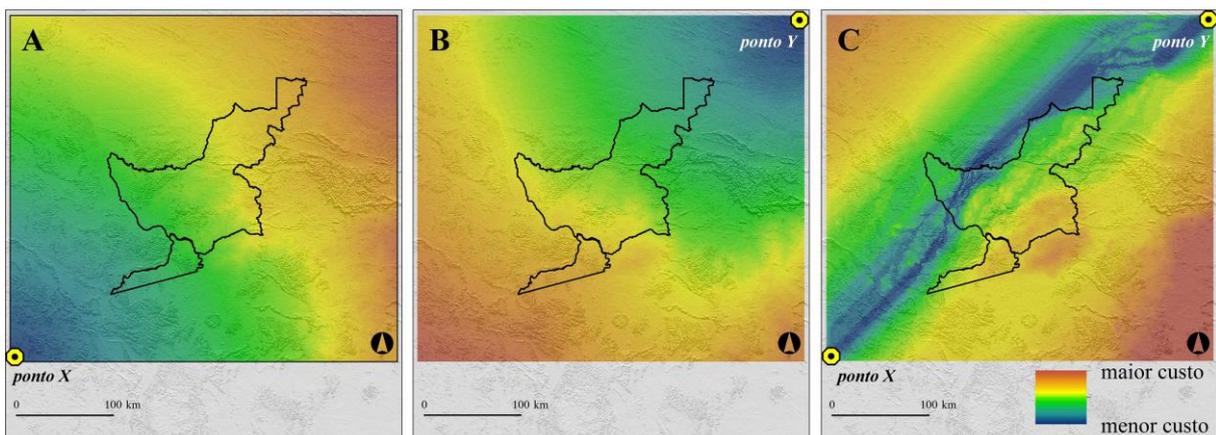


Figura 2.5. Processo para obtenção de corredor ecológico. A: superfície de custo acumulativo a partir da localização X; B: superfície de custo acumulativo a partir da localização Y; C: soma entre *raster* A e *raster* B, resultando numa superfície de custos acumulados somados em ambas direções.

A partir da matriz de custos acumulados (Figura 2.5, quadro C) foi possível agrupar as amplitudes de custos, formando corredores ecológicos (SAWYER et al., 2011; PINTO; KEITT, 2009; BEIER et al., 2008; BEIER, 1993). Tal agrupamento em amplitudes de custos serviu para formar o corredor ecológico com menores custos acumulados. O agrupamento foi por meio da classificação percentil (*quantile*), com 25 classes. Desta forma, a classificação distribuiu o total dos custos em percentagens iguais em cada classe de agrupamento. Neste trabalho, cada uma das 25 classes contemplou quatro por cento (4%) dos custos totais da matriz (*raster*).

A distribuição dos custos em classes garante que cada classe receba o mesmo número de características. Adicionalmente, informações com valores discrepantes podem ser colocadas em uma determinada classe, a partir de um aumento empírico (manual) do número de classes, fazendo com que o agrupamento seja mais homogêneo dentro de cada classe. Segundo Sallun et al. (2007), tal ajuste contribui para maximizar a variação perceptiva no mapa.

Após a classificação percentil as duas primeiras classes (8% da amplitude de valores somados acumulados) foram selecionadas para formar o corredor ecológico. Esta porcentagem foi escolhida por apresentar relação aproximada com a largura mínima preconizada pelo Conama para corredores. Após a escolha dos limites do corredor, a matriz de custos acumulados

classificada foi vetorizada para facilitar o processamento nas etapas seguintes, especialmente para o cálculo de área, intersecção com informações do TerraClass 2012 e outras análises estatísticas utilizadas nas análises de corredor ecológico.

#### **2.2.6.1 Definição da largura dos corredores ecológicos**

A estatística *bottleneck* foi utilizada para a análise de estreitamento dos corredores ecológicos na área de estudo. A estatística de *bottleneck* é baseada no limite (área) para a formação de um corredor ecológico e dois fragmentos de ligação (origem e destino), com regiões de estreitamento (restrição), definidos a partir de um valor de limiar (*threshold*) de largura previamente fixado (BEIER et al., 2008; BEIER, 1993).

Segundo a Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) n.9, de 24 de outubro de 1996, um corredor ecológico deve possuir uma largura mínima (*threshold*) capaz de garantir a possibilidade de interligação entre os remanescentes de vegetação e, em especial, entre unidades de conservação e áreas de preservação permanente. Complementarmente, a resolução do CONAMA n° 09/96 fixa a largura dos corredores previamente em 10% (dez por cento) do seu comprimento total, sendo que a largura mínima não poderá ser menor que 100 metros.

Nesta análise, a largura adotada para os corredores na área de estudo foi de 20 km, ou seja, 10 km de largura a partir do centro do corredor. Embora a largura adotada seja inferior a 10% do comprimento total do corredor, essa largura ultrapassou expressivamente a especificação da largura mínima definida pelo CONAMA.

A escolha da largura de 20 km como referência para as análises de estreitamento dos corredores, beneficiou a escala de representação das informações espaciais pertinentes aos corredores, sobretudo, a interpretação visual das regiões onde ocorreram os estreitamentos. Segundo Saito et al. (2013), além da dificuldade de restauração do ambiente em que os corredores estão inseridos, outra dificuldade é definir a largura dos mesmos. Neste caso, os autores assumiram apenas a largura mínima de 100 metros, estabelecida na normativa do CONAMA, Resolução n° 9/1996. Outra referência de tamanho de corredor ecológico consta no trabalho de Oliveira et al. (2012), onde os autores adotaram 200 metros de largura em um corredor que apresentou 7,9 km de extensão.

Posteriormente à definição da largura mínima para análise de regiões de estreitamento do corredor, definiu-se também os blocos de interligação do corredor. Esses blocos foram obtidos a partir da conversão dos pontos de origem e destino em polígonos, assumindo um polígono com raio de 1 km (*buffer*) no entorno dos centros dos pontos.

Na sequência, foram delimitadas as áreas com estreitamento por meio da ferramenta *bottleneck statistics*, disponível na extensão *Corridor Designer* do ArcMap, desenvolvida por Majka et al. (2007). Esta análise delimitou espacialmente as regiões onde houve estreitamentos de corredores abaixo de 10 km, em pelo menos para um dos lados do corredor. Além disso, a estatística *bottleneck* indicou a porcentagem dos segmentos de estreitamentos que ficaram acima e abaixo do limiar utilizado.

#### **2.2.6.2 Espacialização dos remanescentes de vegetação em unidades de paisagem**

Para Cruz et al. (2013), os processos de fragmentação representam grandes preocupações para a conservação da biodiversidade, e a identificação espacial desses acontecimentos ajudam na elaboração de planos e estratégias que tentam minimizar os efeitos que a fragmentação causa na paisagem. Assim, nesta etapa, preocupou-se em identificar espacialmente as seções dos corredores ecológicos que apresentaram, proporcionalmente, menor ou maior quantidade de remanescentes de vegetação nativa, bem como relevantes locais para a conexão entre remanescentes de vegetação.

A primeira fase consistiu em subdividir o corredor em unidades de paisagem hexagonais (Figura 2.6) de 400 hectares cada. A escolha da matriz de hexágonos com área de 400 hectares foi feita após análises comparativas entre outras matrizes, com áreas variando de 100 a 600 hectares. Entretanto, observando os limites dos corredores, bem como os dados do TerraClass 2012, a área de 400 hectares para cada unidade de paisagem foi a que mais favoreceu a integração dos dados espaciais. Essa dificuldade para definir a área da unidade amostral na matriz hexagonal também foi relatada no trabalho de Brasileiro et al. (2013). Os autores avaliaram matrizes de hexágonos com diâmetros de 500, 1.000 e 2.000 metros, e os critérios para a escolha foram a representatividade como unidade de paisagem e variação dos dados.

O formato em hexágono é bastante difundido em análise de paisagem e integração de dados espaciais. Esse arranjo foi proposto por Ramos et al. (1976) e, desde então, vários trabalhos (TERRA; LAMPARELLI, 2015; TAMBOSI, 2014; BRASILEIRO et al., 2013; CRUZ et al., 2013; CÉZAR, 2011; BIRCH et al., 2007) mencionam a utilização da matriz de hexágonos em estudo da paisagem.

Segundo Birch et al. (2007), dentre os motivos para o uso da matriz de hexágonos destacam-se o espaçamento mais regular que outras redes de igual densidade, o perímetro menor e sua malha fornece mais limites em detrimento ao uso de outras redes. Outra vantagem é que cada hexágono tem seis unidades adjacentes e em posições simetricamente equivalentes.

Após a elaboração da matriz hexagonal foi feita a intersecção da matriz de hexágonos

com o TerraClass 2012. O resultado foi a quantificação de cada classe do TerraClass 2012 em cada unidade da paisagem (hexágono). Porém, nesta etapa do trabalho foi considerada apenas a classe “Floresta”, representada pelos remanescentes de vegetação nativa em 2012.

Uma vez quantificada a vegetação remanescente em cada hexágono, calculou-se o percentual de vegetação dividindo a área de vegetação encontrada em cada hexágono pela área do hexágono (400 ha). O resultado foi um índice com valores entre 0 e 1, representando o percentual de vegetação em cada unidade amostral. Valores iguais a 1 indicam que 100% da área do hexágono estava coberto por vegetação nativa e, valores iguais a zero (0), indicam não haver nenhum remanescente de vegetação nativa, ou seja, área totalmente desmatada. As unidades amostrais da paisagem na rede de hexágonos, as dimensões do hexágono, o processo de obtenção do índice percentual de vegetação para cada hexágono é apresentado na Figura 2.6.

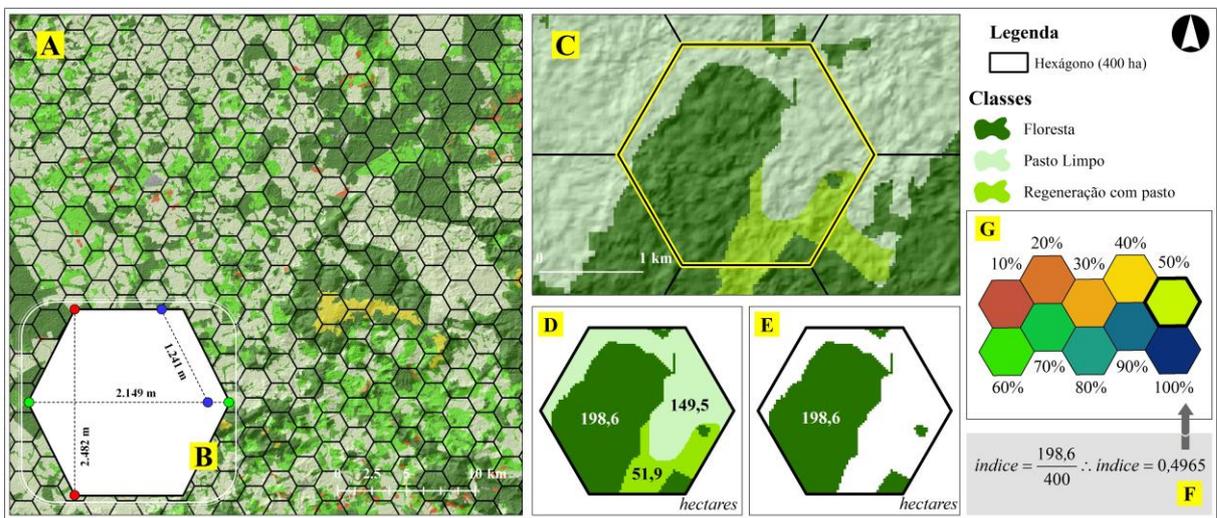


Figura 2.6. Processo para obtenção do percentual de vegetação remanescente dentro de cada hexágono. A = Malha hexagonal sobre uma área na paisagem de São Félix do Xingu; B = Dimensões do hexágono; C = Hexágono abrangendo em seu interior três diferentes tipos de classes de uso; D = Identificação de cada classe de uso; E = Isolamento da classe “Floresta” e cálculo de área; F = Cálculo do percentual de vegetação remanescente em cada hexágono; G = Representação do percentual de vegetação remanescente em classes de agrupamento.

A partir da estimativa do percentual relativo a quantidade de vegetação em cada hexágono, esses valores foram agrupados em classes com amplitude de 10%, formando o total de 10 classes (Figura 2.6, quadro G) definidas como: hexágonos com até 10% (índice de 0 a 0,1) de vegetação foram agrupados na classe 1; de 10 a 20% (0,1 a 0,2) classe 2, e assim sucessivamente até a última classe com acima de 90% (0,9 a 1,0) de vegetação remanescente.

Esse agrupamento foi importante, pois criou uma escala que exibiu espacialmente locais no corredor que indicaram pontos com menor potencial de conexão, uma vez que apresentaram porcentagem menor de remanescente. Essa escala também contribuiu para maximizar a variação perceptiva desses pontos no mapa numa interpretação visual.

## 2.2.7 Fluxograma geral da metodologia aplicada

Buscando consolidar todo o processo metodológico deste Capítulo de análise da paisagem, fragmentação direcional e corredores ecológicos, foi elaborado um fluxograma de métodos e processos utilizados neste estudo. O fluxograma foi construído obedecendo a sequência cronológica dos acontecimentos (Figura 2.7).

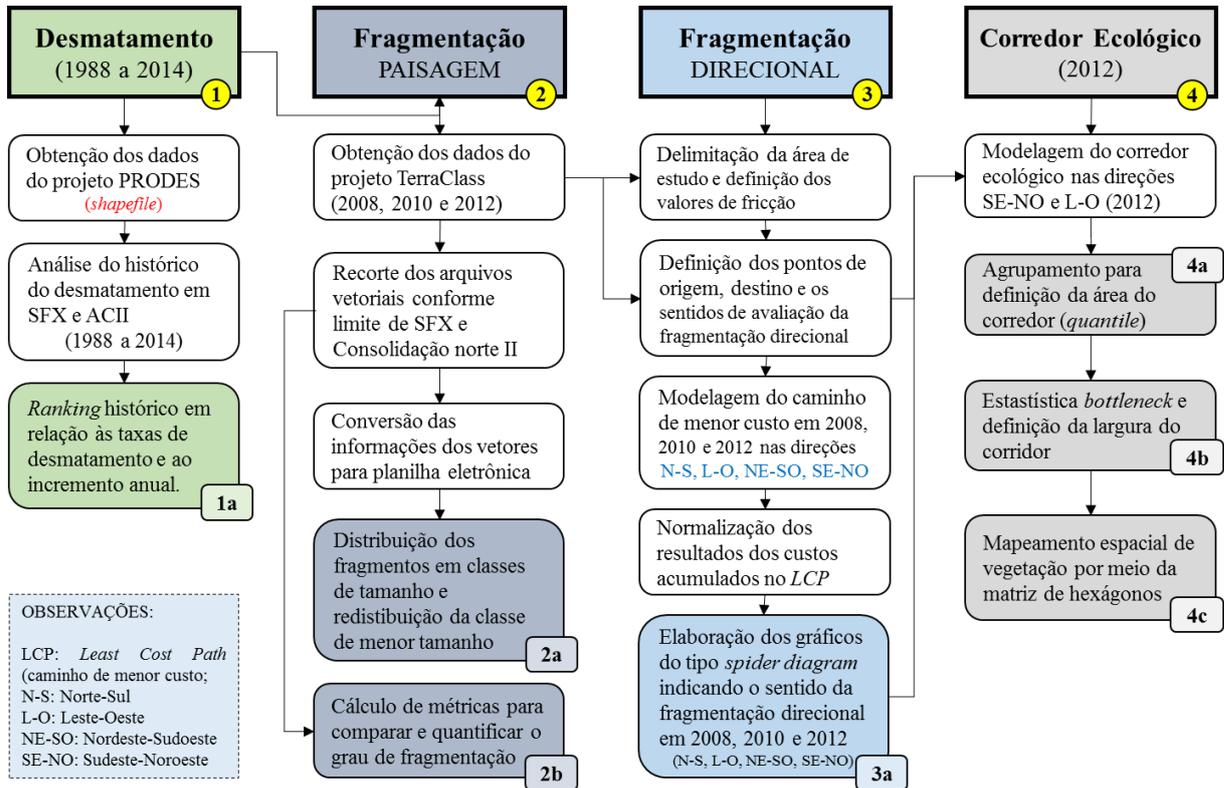


Figura 2.7. Fluxograma da metodologia para análise da paisagem, fragmentação direcional e corredores ecológicos no município de São Félix do Xingu, envolvendo quatro etapas cronologicamente de desenvolvimento do estudo.

O fluxograma da Figura 2.7 destaca resultados importantes no fim de cada processamento dos dados. Ao todo foram quatro (4) etapas de processamento que ajudaram a obter informações relevantes sobre o diagnóstico da paisagem em SFX e AC-II. Como exemplo, cita-se: visualização em escala temporal das taxas de desmatamento em SFX e AC-II (1a); distribuição dos fragmentos remanescentes em SFX e AC-II por classes de tamanho (2a) e posteriormente a mensuração do grau de fragmentação da paisagem por meio de métricas (2b); desenvolvimento de metodologia para identificar a direção de fragmentação da paisagem (3a) (ARIMA; LEAL, 2016); definição de áreas de corredores ecológicos (4a), definição de locais nos corredores com largura inferior ao fixado (4b); identificação de locais com baixo potencial de conexão (4c).

## 2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 2.3.1 Base de dados, validação e checagem de campo

Os resultados da avaliação da acurácia indicam que o mapeamento do uso do solo conduzido pelo Projeto TerraClass em 2012, estimam uma acurácia global igual a 87%. Esta acurácia indica que, em linhas gerais, o mapeamento pelo TerraClass apresentou considerável consonância quando comparados com as imagens de referência, de melhor resolução espacial, como as do satélite *RapidEye*. Mais detalhes dos resultados da acurácia (matriz de erros) para a classificação do uso e cobertura da terra, TerraClass em 2012, são apresentados na Tabela 2.3.

Tabela 2.3. Matriz de erros obtida a partir da avaliação da acurácia entre o resultado do mapeamento do TerraClass em 2012 e as imagens *RapidEye*, na área de estudo.

Classes	Classificação TerraClass 2012								$\Sigma$	Comissão	
	II	V	VI	X	XII	XIII	XIV	XV			
Referência 2012 Imagem <i>RapidEye</i>	II	0							0	0%	
	V		93			3	3		3	102	9%
	VI		1	3						4	33%
	X		1		2					3	33%
	XII	2	5		1	53	2		1	64	18%
	XIII		2			3	11			16	31%
	XIV					1		7		8	14%
	XV								13	13	0%
$\Sigma$	2	102	3	3	60	16	7	17	210		
Omissão	100%	9%	0%	33%	12%	31%	0%	24%	182	87%	

Onde: As classes correspondem àquelas citadas na Tabela 2.2. (II) Área não observada ou coberta por nuvens; (V) Floresta; (VI) Hidrografia; (X) Outros; (XII) Pasto limpo; (XIII) Pasto sujo; (XIV) Regeneração com pasto; (XV) Vegetação secundária.

A classificação apresentou alto desempenho (91% de acurácia) para o mapeamento de florestas, com apenas 9% de erros de comissão e omissão (Tabela 2.3). Este resultado foi relevante, uma vez que os remanescentes de vegetação nativa (floresta) foi a principal classe utilizada neste estudo para a estimativa da fragmentação direcional da paisagem.

Outras classes observadas com bastante frequência na área de estudo representam os Pastos Limpos (XII) e os Pastos Sujos (XIII). Houve bom desempenho na classificação de Pasto limpo, com acurácia de 88%, podendo estar subestimando e superestimando 12% e 18% destas áreas, respectivamente. A acurácia de 76% foi estimada para a classificação de Pasto Sujo, com 31% de subestimativas e superestimativas destas áreas.

A checagem de campo complementou a verificação dos principais usos encontrados na área de estudo, em especial, proporcionou validar alguns pontos de usos consolidados na região. As feições visitadas e checadas em campo incluem pasto limpo, pasto sujo, floresta, vegetação secundária e regeneração com pasto. A Figura 2.8 mostra as características visuais de algumas das áreas visitadas em campo.

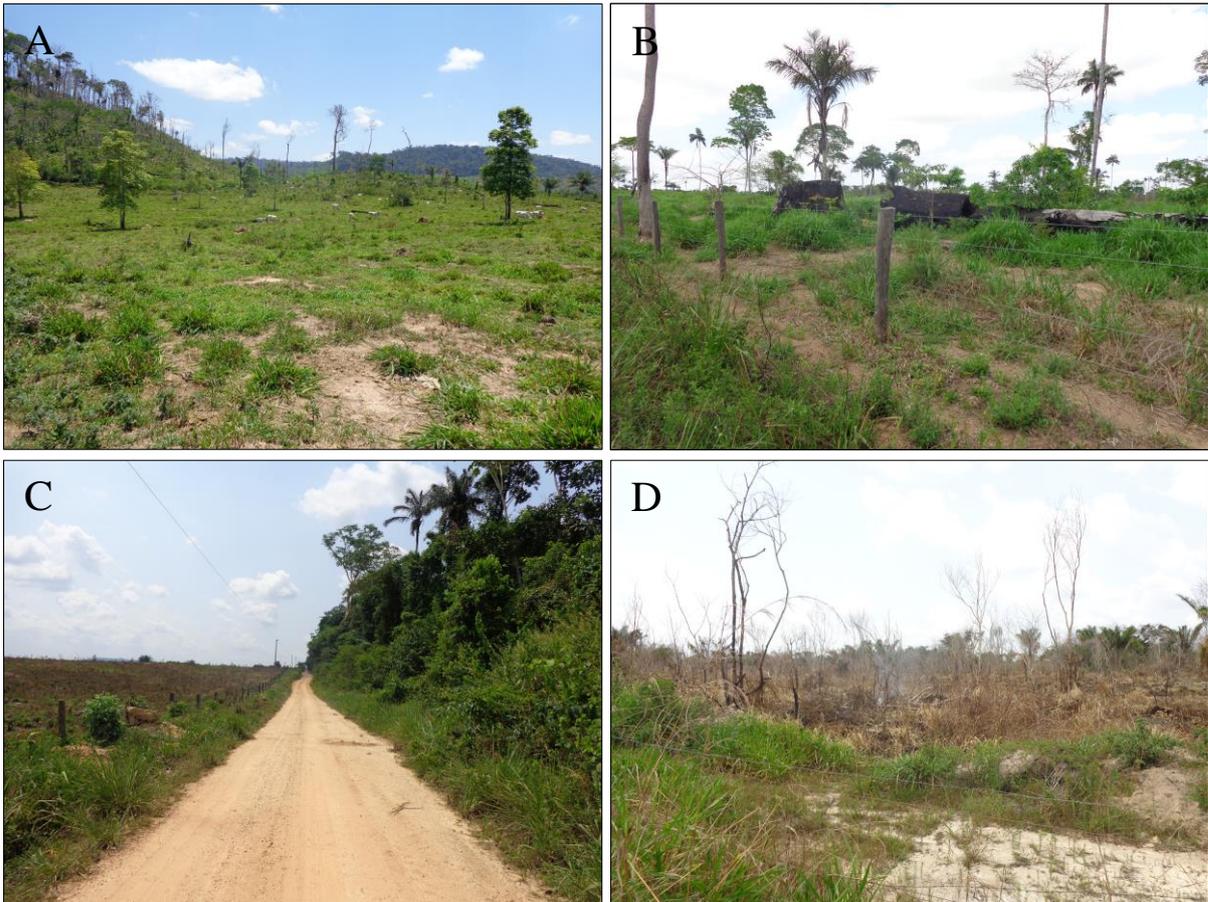


Figura 2.8. Feições de usos da terra consolidados e visitados durante os trabalhos de campo. (A) pasto limpo; (B) regeneração com pasto; (C) floresta ao lado direito da imagem e pasto limpo ao lado esquerdo; (D) pasto sujo.

Além de substanciar o processo de validação e análise da acurácia dos dados utilizados neste estudo, o trabalho de campo contribuiu para o entendimento mais realístico de toda a complexidade de uso e ocupação da terra na região de estudo. Em especial, destaca-se a observação do complexo processo de transformação da paisagem, com muitas variáveis de influência na decisão e determinação dos diferentes usos da terra. Essas experiências oportunizadas com o trabalho de campo forneceram subsídios que sustentaram as abordagens que aqui foram propostas.

### 2.3.2 Análise de fragmentos de vegetação remanescentes

#### 2.3.2.1 Município de São Félix do Xingu

Os resultados da dinâmica das alterações do uso do solo em SFX utilizando as classes de uso do TerraClass para SFX (apresentadas no Quadro 2.1) foram quantificadas para 2008, 2010 e 2012, conforme Tabela 2.4.

Tabela 2.4. Área e percentual de cada classe de uso do solo do projeto TerraClass, com estimativas para São Félix do Xingu em 2008, 2010 e 2012.

Classes de uso	2008		2010		2012	
	Área (km <sup>2</sup> )	%	Área (km <sup>2</sup> )	%	Área (km <sup>2</sup> )	%
Agricultura anual	0	0,0%	0	0,00%	6	0,0%
Área não observada	647	0,8%	1.887	2,2%	250	0,3%
Área urbana	13	0,0%	17	0,0%	21	0,0%
Desmatamento	733	0,9%	359	0,4%	167	0,2%
Floresta	63.299	75,1%	62.502	74,2%	62.188	73,8%
Hidrografia	942	1,1%	941	1,1%	941	1,1%
Mineração	6	0,0%	14	0,0%	19	0,0%
Mosaico de ocupações	0	0,0%	5	0,0%	13	0,0%
Não floresta	3.794	4,5%	3.794	4,5%	3.794	4,5%
Outros	15	0,0%	15	0,0%	80	0,1%
Pasto com solo exposto	66	0,1%	1	0,0%	0	0,0%
Pasto limpo	9.331	11,1%	9.065	10,8%	10.716	12,7%
Pasto sujo	1.703	2,0%	1.845	2,2%	2.235	2,7%
Regeneração com pasto	753	0,9%	1.168	1,4%	805	1,0%
Vegetação secundária	2.962	3,5%	2.651	3,2%	3.026	3,6%
<b>Total</b>	<b>84.265</b>	<b>100%</b>	<b>84.261</b>	<b>100%</b>	<b>84.261</b>	<b>100%</b>

Fonte: Projeto INPE/TerraClass 2008, 2010 e 2012. Elaborado pelo autor.

Predominantemente, as áreas de floresta e pastagens ocorrem no município de SFX. As “Florestas”, com notórios 73,8% em 2012, a maior parte localizada dentro das áreas protegidas (unidades de conservação e terras indígenas). As áreas de “Pasto limpo” estão concentradas espacialmente na AC-II, ocupando aproximadamente 13% (10.716 km<sup>2</sup>) de todo o território do município de SFX.

A agropecuária é uma das principais atividades econômicas na região de estudo, com indicativos de incremento da produção e área de pastagem entre 2008 e 2012. Por exemplo, as áreas de “Pasto sujo” aumentaram 532 km<sup>2</sup> e “Pasto limpo” 1.385 km<sup>2</sup> no período entre 2008 e 2012. Esse fato apresenta grande relação com o aumento do rebanho bovino em SFX para o mesmo período, em que o município apresentou incremento de 330.890 animais. Necessariamente o aumento da classe “Pasto” influencia na diminuição da classe de uso “Floresta”, pois historicamente apresentaram relação inversa por ser a principal indutora do desmatamento na região de SFX (KAWAKUBO et al., 2013).

Vale ressaltar que vários trabalhos destacaram a evidência das áreas de pastagens para agropecuária na Amazônia, como vetor da alteração da paisagem (MERTENS et al., 2002; BATISTELLA, 2001), em especial no estado do Pará (PEREIRA et al., 2012; SOUZA et al., 2011; WATRIN et al., 2009). Fearnside (2001), estimou que pelo menos 80% das áreas desmatadas na Amazônia estavam sendo ocupadas com pastagens. A partir de dados das áreas desmatadas produzidas pelos projetos Prodes e TerraClass, as pastagens ocupavam 75,8% da área total desmatada até 2012.

As áreas de florestas nativas perderam mais de 1.100 km<sup>2</sup> entre 2008 e 2012, redução correspondente a 1,4% da área total do município de São Félix do Xingu. De acordo com dados do TerraClass havia 63.299 km<sup>2</sup> (75,2%), 62.502 km<sup>2</sup> (74,2%) e 62.188 km<sup>2</sup> (73,8%) de florestas nativa no município de SFX em 2008, 2010 e 2012, respectivamente.

Os remanescentes de florestas detectados até 2012 pelo projeto TerraClass foram a base para a análise da fragmentação da paisagem neste estudo. Foi considerado a distribuição dos polígonos em classes de tamanho a cada 50 hectares e depois a redistribuição da primeira classe (0 a 50 ha) em subclasses a cada 10 hectares, conforme apresentado na Tabela 2.5.

Tabela 2.5. Distribuição dos polígonos remanescentes de floresta nativa em classes de tamanho a cada 50 ha, com subclasses a cada 10 ha, seguido de suas porcentagens relativas sobre o número total de fragmentos e área em quilômetros quadrados (km<sup>2</sup>) para o município de São Félix do Xingu.

Classes (km <sup>2</sup> )	2008				2010				2012			
	Frag.	F%	Área	A%	Frag.	F%	Área	A%	Frag.	F%	Área	A%
0,0 a 0,5*	5.497	81,9%	393	0,6%	21.269	94,3%	450	0,7%	26.288	95,3%	472	0,8%
0,5 a 1,0	336	5,0%	234	0,4%	368	1,6%	261	0,4%	387	1,4%	273	0,4%
1,0 a 1,5	131	2,0%	160	0,3%	153	0,7%	190	0,3%	164	0,6%	202	0,3%
1,5 a 2,0	108	1,6%	186	0,3%	101	0,4%	174	0,3%	100	0,4%	172	0,3%
2,0 a 2,5	69	1,0%	154	0,2%	69	0,3%	153	0,2%	73	0,3%	161	0,3%
2,5 a 3,0	41	0,6%	112	0,2%	47	0,2%	127	0,2%	42	0,2%	113	0,2%
3,0 a 3,5	32	0,5%	105	0,2%	28	0,1%	90	0,1%	33	0,1%	108	0,2%
3,5 a 4,0	30	0,4%	112	0,2%	40	0,2%	147	0,2%	37	0,1%	137	0,2%
4,0 a 4,5	21	0,3%	89	0,1%	27	0,1%	113	0,2%	27	0,1%	114	0,2%
4,5 a 5,0	25	0,4%	119	0,2%	22	0,1%	104	0,2%	20	0,1%	95	0,2%
Acima de 5,0	420	6,3%	61.636	97,4%	423	1,9%	60.693	97,1%	423	1,5%	60.341	97,0%
Total	6.710	100%	63.299	100%	22.547	100%	62.502	100%	27.594	100%	62.188	100%

Subclasses*	2008				2010				2012			
	Frag.	F%	Área	A%	Frag.	F%	Área	A%	Frag.	F%	Área	A%
0,0 a 0,1	4.246	77,2%	107	27,2%	19.908	93,6%	136	30,2%	24.885	94,7%	149	31,6%
0,1 a 0,2	637	11,6%	90	23,0%	683	3,2%	97	21,5%	701	2,7%	99	21,0%
0,2 a 0,3	307	5,6%	75	19,2%	330	1,6%	81	18,0%	344	1,3%	84	17,7%
0,3 a 0,4	169	3,1%	59	14,9%	191	0,9%	66	14,8%	199	0,8%	69	14,7%
0,4 a 0,5	138	2,5%	62	15,7%	157	0,7%	70	15,6%	159	0,6%	71	15,0%
Total	5.497	100%	393	100%	21.269	100%	450	100%	26.288	100%	472	100%

Onde: Área está em km<sup>2</sup>; Frag. = Polígonos de fragmentos; F% = Porcentagem relativa ao número total de fragmentos em cada ano; A% = Porcentagem relativa à área total. \*Classe que foi subdivida em subclasses a cada 10 ha. Fonte: TerraClass 2008, 2010 e 2012. Elaborado pelo autor.

Com base no último levantamento do TerraClass em 2012, os remanescentes de vegetação nativa em SFX estão distribuídos em um total de 27.594 fragmentos. Os maiores fragmentos estão localizados em terras indígenas, ao centro sul de SFX, especialmente na TI Kayapó, TI Menkragnoti e TI Badjonkore e ao norte na TI Apyterewa, TI Trincheira Bacajá e TI Araweté Ig. Ipixuma. Em contraste com esses grandes fragmentos, 95,3% (26.288) são pequenos fragmentos de vegetação nativa, classificados entre 0 e 50 hectares, ocupando 0,8% (472 km<sup>2</sup>) da área total dos remanescentes em SFX.

A classe que concentra os fragmentos menores que 50 hectares é também a que tem maior incremento de fragmentos no período de análise. Nota-se que desde 2008 essa classe

apresentou incremento em relação a porcentagem do número de fragmentos e, conseqüentemente, incremento em área total dos fragmentos. A redução da representatividade em área das classes de tamanhos acima de 50 hectares e o aumento da representatividade em área dos fragmentos menores que 50 hectares é um indicador de aumento da fragmentação da paisagem como consequência do processo de desmatamento na região de estudo.

E, para exemplificar, quando comparada a classe imediatamente superior (50 a 100 ha) com a primeira classe (0 a 50 ha), observa-se a migração de fragmentos da segunda classe para a primeira classe (0 a 50 ha) entre 2008 e 2012. Em 2008 havia 5% dos fragmentos na segunda classe, em 2010 eram apenas 1,6% e em 2012 1,4%. Já na primeira classe havia 81,9% em 2008, 94,3% em 2010 e 95,3% em 2012.

Em relação a redistribuição de fragmentos da primeira classe em subclasses (Tabela 2.5), observa-se que o processo de fragmentação da paisagem em SFX é muito intenso e mais preocupante do que as taxas de desmatamentos estimadas no período de estudo. Para se ter ideia, do total de fragmentos contidos na primeira subclasse da redistribuição (0 a 10 ha) houve aumento de 17,5% do total de fragmentos entre 2008 e 2012. Isto implica dizer que um total de 24.885 fragmentos apresentaram áreas menores que 10 hectares em 2012.

Os resultados deste estudo indicam a ocorrência de uma intensa dinâmica entre as subclasses usadas nesta análise. Essa dinâmica ocorreu como consequência da migração de fragmentos de vegetação nativa das subclasses maiores para subclasses menores. Mais especificamente, na subclasse entre 10 e 20 hectares se concentravam 11,6% do total de fragmentos em 2008, reduzidos para 3,2% e 2,7% em 2010 e 2012, respectivamente.

Com tendência inversa do observado para a subclasse 10 a 20 hectares, a subclasse de 0 a 10 hectares aumentou de 77,2% do total de fragmentos em 2008 para 93,6% e 94,7% em 2010 e 2012, respectivamente. Isto indica que SFX teve aumento na fragmentação de sua paisagem natural, com efeito na AC-II, onde se concentra a maior parte dos desmatamentos no município.

Embora a maior parte da migração de fragmentos, entre classes, tenha ocorrido nas classes mais próximas, a migração também ocorreu em classes mais distantes. Isto aconteceu quando alguns fragmentos foram severamente desmatados, levando a migração de duas ou mais classes no período de análise, com foi o caso de dois fragmentos desmatados com áreas superiores a 100 hectares.

Essa maior concentração dos remanescentes florestais na forma de pequenos fragmentos demonstra as consequências graves que o desmatamento causou em SFX, ao longo das últimas décadas. Porém, esses pequenos fragmentos são importantes peças de conexão na paisagem e

estrategicamente interessantes para a conservação (VIANA; PINHEIRO, 1998; GRADWOHL; GREENBERG, 1991).

Em geral, paisagens muito desmatadas e fragmentadas apresentam a distribuição dos fragmentos por classes de tamanho, em “J” invertido. Isso significa dizer que muitos fragmentos ficam nas primeiras classes da distribuição, ocupando muito pouca área. A medida que as classes apresentam aumento da amplitude de tamanho, o número de fragmentos tende a diminuir e as áreas aumentarem, inversamente proporcional (RIBEIRO et al., 2009).

### 2.3.2.2 Área de Consolidação II em São Félix do Xingu

A maior parte (57,7%) dos desmatamentos ocorridos entre 2008 e 2012 no município de São Félix do Xingu estavam concentrados no norte da Área de Consolidação II (AC-II). Por ser a região sob alta pressão antrópica em SFX, a AC-II apresentou 10.203 km<sup>2</sup> de áreas desmatadas até 2014, equivalente a 63,5% de sua área total.

Para ilustrar melhor os processos de fragmentação da paisagem são apresentados na Tabela 2.6, a distribuição dos polígonos da área norte da AC-II em classes de tamanho a cada 50 hectares, a redistribuição da primeira classe (0 a 50 ha) em subclasses a cada 10 hectares e as porcentagens relativas do número de fragmentos e área (km<sup>2</sup>) por classe.

Tabela 2.6. Distribuição dos polígonos de vegetação nativa remanescente por classe de tamanho (a cada 50 hectares) e subclasses (a cada 10 hectares), a porcentagem relativa sobre o número total e a área dos fragmentos na área de consolidação II.

Classes (km <sup>2</sup> )	2008				2010				2012			
	Frag.	F%	Área	A%	Frag.	F%	Área	A%	Frag.	F%	Área	A%
0,0 a 0,5*	2.810	81,8%	212	3,3%	11.213	94,5%	247	4,1%	13.556	95,3%	261	4,4%
0,5 a 1,0	193	5,6%	135	2,1%	215	1,8%	153	2,5%	221	1,6%	157	2,6%
1,0 a 1,5	82	2,4%	101	1,6%	101	0,9%	126	2,1%	107	0,8%	133	2,2%
1,5 a 2,0	75	2,2%	130	2,0%	54	0,5%	93	1,5%	57	0,4%	99	1,7%
2,0 a 2,5	35	1,0%	79	1,2%	40	0,3%	88	1,4%	44	0,3%	97	1,6%
2,5 a 3,0	26	0,8%	71	1,1%	30	0,3%	80	1,3%	24	0,2%	65	1,1%
3,0 a 3,5	21	0,6%	69	1,1%	18	0,2%	57	0,9%	22	0,2%	72	1,2%
3,5 a 4,0	15	0,4%	56	0,9%	23	0,2%	84	1,4%	19	0,1%	70	1,2%
4,0 a 4,5	11	0,3%	47	0,7%	15	0,1%	63	1,0%	15	0,1%	63	1,1%
4,5 a 5,0	11	0,3%	52	0,8%	13	0,1%	62	1,0%	12	0,1%	57	1,0%
Acima de 5,0	155	4,5%	5.515	85,3%	148	1,2%	5.022	82,7%	149	1,0%	4.880	82,0%
Total	3.434	100%	6.465	100%	11.870	100%	6.075	100%	14.226	100%	5.953	100%

Subclasses*	2008				2010				2012			
	Frag.	F%	Área	A%	Frag.	F%	Área	A%	Frag.	F%	Área	A%
0,0 a 0,1	2.148	76,4%	58	27,3%	10.467	93,3%	72	29,1%	12.779	94,3%	78	29,7%
0,1 a 0,2	330	11,7%	47	22,3%	367	3,3%	52	21,1%	380	2,8%	54	20,8%
0,2 a 0,3	161	5,7%	39	18,6%	180	1,6%	44	17,9%	186	1,4%	45	17,4%
0,3 a 0,4	86	3,1%	30	14,0%	101	0,9%	35	14,2%	104	0,8%	36	13,8%
0,4 a 0,5	85	3,0%	38	17,8%	98	0,9%	44	17,7%	107	0,8%	48	18,3%
Total	2.810	100%	212	100%	11.213	100%	247	100%	13.556	100%	261	100%

Onde: Área está em km<sup>2</sup>; Frag. = Polígonos de fragmentos; F% = Porcentagem relativa ao número total de fragmentos em cada ano; A% = Porcentagem relativa à área total. \*Classe que foi subdivida em subclasses a cada 10 ha. O total de remanescente em 2012 (5.953 km<sup>2</sup>) não está considerando os desmatamentos que ocorreram após 2012, detectados pelo projeto Prodes do INPE. Elaborado pelo autor.

Comparando os resultados das Tabelas 2.5 (SFX) e 2.6 (AC-II), observa-se que 51,6% (14.226) do total de fragmentos (27.594) detectados no município de SFX se concentravam na AC-II. A AC-II representa, entretanto, apenas 19,3% da área do município de SFX. O padrão de distribuição do número de fragmentos observados nas Tabelas 2.5 e 2.6 foram semelhantes em todo o período de estudo, provavelmente, como resultado do efeito da AC-II, que está inserida no contexto geral da análise em SFX.

Por exemplo, em 2008, 81,9% e 81,8% dos polígonos remanescentes de vegetação nativa da classe de 0 a 50 hectares foram observados para o município de SFX e para a AC-II, respectivamente. Em 2010, foram observados 94,3% e 94,5% em SFX e na AC-II, respectivamente. Para 2012, foram observados 95,3% para ambos SFX e AC-II. Resultado similar foi observado para as subclasses. Em 2008 o total de polígonos na subclasse de 0 a 10 hectares foi de 77,2% e 76,4% em SFX e na AC-II, respectivamente. Em 2010, 93,6% e 93,3% foi observado em SFX e na AC-II, respectivamente. E, por último, em 2012, 94,7% e 94,3% foi observado em SFX e na AC-II, respectivamente.

Os resultados deste estudo no município de São Félix do Xingu e, com efeito na AC-II, evidenciam a fragilidade dessas áreas ocasionada pelo processo de fragmentação e suas consequências deixadas na paisagem. Em vários estudos sobre fragmentação florestal, diversos autores indicam que a fragmentação causa, além da diminuição do tamanho do fragmento, alteração na dinâmica das populações, bem como nos processos ecossistêmicos e ecológicos, entre outros. Entretanto, o mais preocupante são os efeitos lesivos à biodiversidade e aos habitats que prevalecem e são mais observados nos fragmentos de menor tamanho, com até 100 hectares (LAURANCE; VASCONCELOS, 2009; LAURANCE et al., 2000).

Com enfoque na AC-II, os dados da Tabela 2.6 indicam que 96,9% (13.777) dos fragmentos estão abaixo de 100 hectares. Tal fato indica alto grau de antropização na AC-II, com processo avançado de fragmentação da paisagem. Para ilustrar o cenário acima, é apresentado na Figura 2.9 a distribuição espacial dos remanescentes de vegetação e os desmatamentos ocorridos na parte norte da AC-II até 2014.

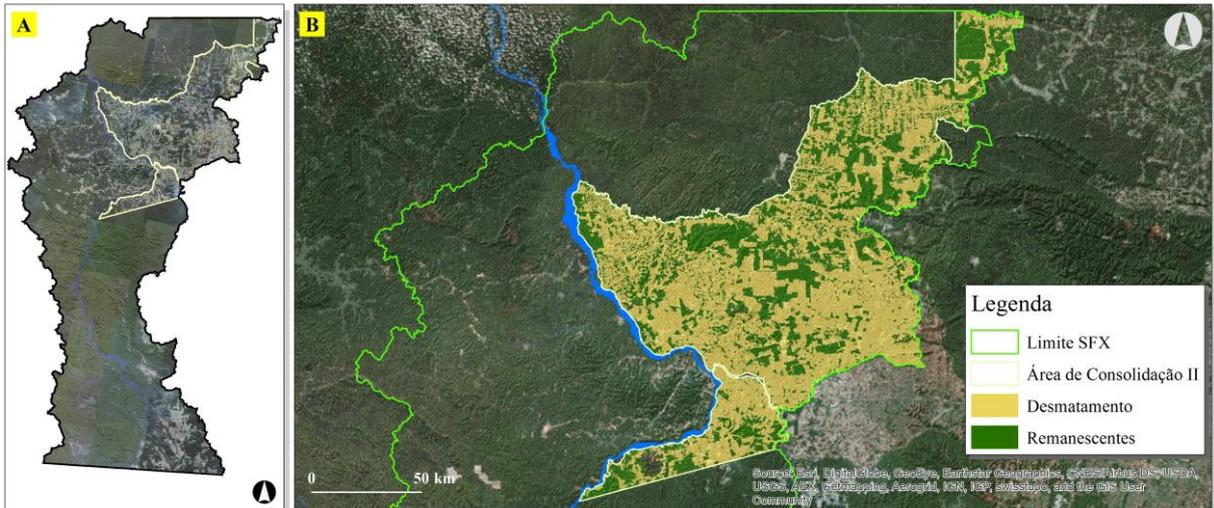


Figura 2.9. Distribuição espacial dos desmatamentos ocorridos na parte norte da área de consolidação II (AC-II). Onde: (A) mosaico *RapidEye* 2012 (Fonte: MMA); (B) desmatamentos acumulados até 2014 (Fonte: Prodes).

### 2.3.2.3 Análise de paisagem em São Félix do Xingu e Área de Consolidação II

A distribuição dos polígonos remanescentes em classes de tamanho forneceu informações relevantes para o entendimento preliminar da atual estrutura da paisagem em SFX e AC-II (RIBEIRO et al., 2009; VIANA; PINHEIRO, 1998). No presente estudo, a estrutura da paisagem foi quantificada utilizando índices métricos quantitativos de paisagens. Os índices métricos são importantes parâmetros de comparação e amplamente utilizados para esse fim (LANG; BLASCHKE, 2009), embora sejam isotrópicos.

Todos os índices métricos utilizados na presente análise foram apoiados na resolução espacial de 30 metros das imagens *Landsat*, conforme metodologia do projeto TerraClass. Esta é uma peculiaridade dos dados que tem implicações nas variações nos valores dos índices, incluindo também a extensão da área estudada (CALEGARI et al., 2010; SAURA; MARTINEZ-MILLÁN, 2001; WICKHAM; RITTERS, 1995). Os índices estimados nos dados de 2008, 2010 e 2012 para o município de SFX e AC-II, são apresentados na Tabela 2.7.

Tabela 2.7. Índices métricos de paisagem calculados para São Félix do Xingu e para Área de Consolidação II.

Local	Ano	PLAND	PD	ED	COHESION	AI
SFX	2008	74,97	0,06	6,54	99,97	99,33
AC-II		39,60	0,17	12,44	99,70	97,58
SFX	2010	74,18	0,13	6,73	99,97	99,30
AC-II		37,28	0,34	12,69	99,60	97,38
SFX	2012	73,81	0,15	6,88	99,97	99,29
AC-II		36,54	0,39	12,85	99,57	97,29

Onde: Estimativa dos índices métricos de paisagem para SFX e para a AC-II, sendo: PLAND = proporção da paisagem ocupada pelos fragmentos; PD = número de fragmentos por km<sup>2</sup>; ED = densidade de borda, m/ha; COHESION = coesão entre fragmentos; AI = agregação entre fragmentos.

O índice PLAND apresentou diferença expressiva entre os resultados para as áreas de estudo (SFX e AC-II). SFX apresentou considerável proporção de remanescentes no período

avaliado (74,97% em 2008, 74,18% em 2010 e 73,81% em 2012), como resultado das grandes extensões de áreas protegidas (Terras Indígenas e Unidades de Conservação) inseridas no território do município. Já para a AC-II, observou-se a redução dos índices PLAND (39,60% em 2008; 37,28% em 2010; 36,54% em 2012), como resultado da concentração da maioria dos desmatamentos na região de estudo.

A dinâmica temporal da paisagem em SFX indica crescente aumento da área antropizada do município, concentrado na AC-II. Como consequência, os ambientes na AC-II aparentam estar cada vez mais fragmentados, como indica a métrica de densidade de fragmentos (PD) por quilômetro quadrado. Os valores de PD estimados foram expressivamente maiores para a AC-II do que para todo o município de SFX entre 2008 e 2012. Além disso, observou-se a tendência de aumento desta métrica que passou de 0,17 para 0,39 entre 2008 e 2012.

A mesma tendência de aumento da fragmentação da paisagem verificada nas Tabelas 2.5 (SFX) e 2.6 (AC-II) na região de estudo, foi ratificada pelo aumento verificado no índice densidade de fragmentos (PD). Tais resultados indicam que o processo de fragmentação na região deve continuar nos anos futuros.

Os resultados do índice de densidade de bordas (ED) indicam que os fragmentos da paisagem tiveram suas formas reconfiguradas no período de análise. O índice de densidade de bordas apresentou diferenças substanciais entre as duas regiões de estudo (ED médio de 12,6 e 6,71 para SFX e AC-II, respectivamente), evidenciando maior grau de fragmentação na AC-II comparada com SFX. O aumento do índice ED na AC-II reflete também no valor do índice em SFX, pois AC-II está inserida no município e que contribui assim com o aumento desse índice. Segundo Calegari et al. (2010), o aumento da densidade de borda comprova incremento na fragmentação da paisagem de determinada região no período avaliado, sobre o entendimento notório que quanto maior o índice ED, maior será a fragmentação.

O tamanho médio dos fragmentos também é considerado importante indicativo da fragmentação da paisagem (CALEGARI et al., 2010), pois determina a condição de conexão entre os remanescentes de vegetação nativa. Segundo Pirovani et al. (2014) e McGarigal et al. (2012), regiões com valores menores para o tamanho médio de fragmento são consideradas mais fragmentadas em detrimento de outras com valores maiores do tamanho médio.

Os resultados da estimativa do tamanho dos fragmentos indicam áreas médias de 277,2 e 225,4 hectares em 2010 e 2012 para o município de SFX, respectivamente. Isso evidencia o aumento da fragmentação no período avaliado em todo o território de SFX. Já em AC-II, os valores estimados do tamanho médio dos fragmentos foram de 51,2 e 41,8 hectares em 2010 e

2012, respectivamente. As médias dos fragmentos encontradas para AC-II e SFX (41,8 ha e 225,4 ha) representam redução de 18,4% e 18,7%, do tamanho médio dos fragmentos para AC-II e SFX, entre 2010 e 2012.

Como consequência de todo o processo de fragmentação da paisagem observado nas estimativas das métricas de paisagem apresentadas anteriormente, houveram efeitos e consequências na conexão dos fragmentos remanescentes. As estimativas dos valores dos índices de coesão (*COHESION*) e agregação (*IA*) para a região de estudo, indicam que a AC-II tem maior dificuldade de conexão e, conseqüentemente, menor agregação dos remanescentes da paisagem nativa. E, de forma geral, os índices refletiram adequadamente a estrutura da paisagem (TURNER, 1989) em SFX e AC-II, bem como revelam tendências em relação às atividades antropogênicas que ocuparam a paisagem.

Embora os índices tenham sido eficientes na quantificação da paisagem, eles não foram capazes de mensurar o efeito direcional que a fragmentação da paisagem causa sobre a conectividade entre fragmentos remanescentes. Nesse sentido foi investigado novo método capaz de quantificar e indicar o sentido com maior e menor grau de fragmentação direcional (FD) de paisagem (ARIMA; LEAL, 2016). Os resultados do índice de FD são apresentados a seguir.

### 2.3.3 Fragmentação direcional da paisagem

Nossos resultados das estimativas do índice de fragmentação direcional (FD) para os anos de 2008, 2010 e 2012 estão apresentados na Figura 2.10. Para tornar a interpretação dos resultados mais intuitiva utilizou-se o histograma (Figura 2.10, quadro A), para ilustrar a dinâmica da FD entre os anos avaliados, e o gráfico *spider diagram* (Figura 2.10, quadro B) para indicação do sentido de FD.

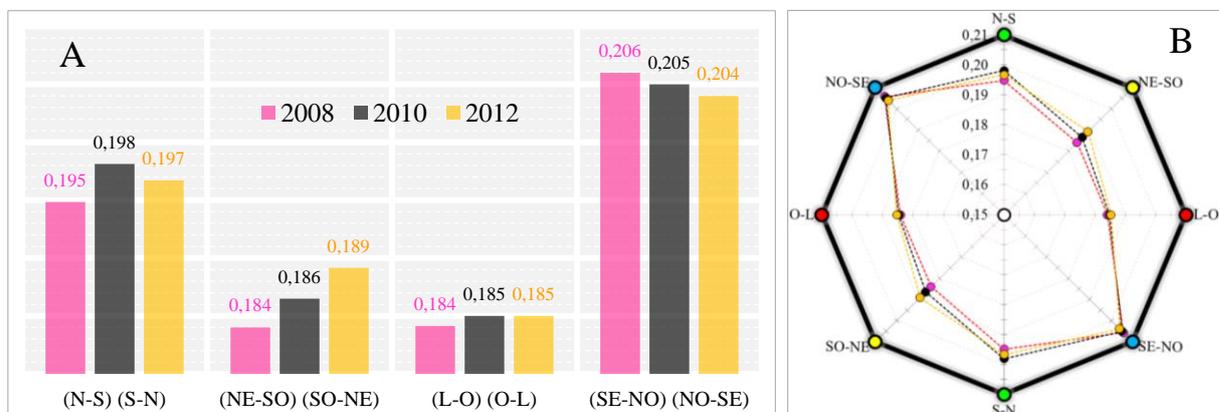


Figura 2.10. Histograma representando graficamente os valores da fragmentação direcional da paisagem para 2008, 2010 e 2012 (A), bem como o gráfico *spider diagram* (B) indicando o sentido direcional de fragmentação da paisagem para 2008 (rosa), 2010 (preto) e 2012 (laranja).

Conforme ilustrado na Figura 2.10, é possível notar que a direção Leste-Oeste apresentou menor grau de fragmentação direcional (FD) em todos os anos desta análise. Os valores de FD indicam ainda que houve estabilização de seus valores entre 2010 e 2012. Aparentemente, o que contribuiu para a direção Leste-Oeste apresentar menor grau de FD foi a presença de áreas protegidas no entorno da AC-II, em especial, na direção Leste-Oeste (Figura 2.11). As áreas protegidas funcionam como barreiras contra o avanço do desmatamento e, acima de tudo, como estratégias de conservação da biodiversidade (NEPSTAD et al., 2014; 2009).

Para a direção Nordeste-Sudoeste, as estimativas de FD apresentaram incremento desde 2008, indicando o aumento da fragmentação da paisagem natural. Nesta direção de fragmentação, destaca-se a Sudoeste presença da unidade de conservação estadual denominada Área de Proteção Ambiental (APA) Triunfo do Xingu. Embora seja uma unidade de conservação ambiental, esta APA tinha 4.568 km<sup>2</sup> de áreas desmatadas até 2014. Já a Nordeste, a presença de pequenos assentamentos pode ser a responsável pelo aumento da FD.

De modo semelhante, porém mais acentuado, a direção Sudeste-Noroeste apresentou o maior grau de fragmentação direcional entre as direções analisadas. Tal grau de fragmentação pode estar relacionado a inexistência de áreas protegidas na parte Sudeste da área de estudo (Figura 2.11) que, conseqüentemente, contribuiu diretamente para os altos valores encontrados da FD nessa direção.

Apesar de que nem toda área protegida possa garantir que não haverá qualquer tipo de antropização, todas elas têm papel fundamental na conservação e manutenção da biodiversidade (BASTOS et al., 2014). Essas áreas, com alguma forma de proteção, poderiam garantir ações fundamentais de conservação e manutenção da biodiversidade, bem como servir de barreira de contenção à antropização e, de certa maneira, minimizar a FD, principalmente na parte sudeste dessa direção.

A direção Norte-Sul também apresentou altos valores de FD. Essa direção apresentou incremento (+0,003) entre 2008 e 2010, e um ligeiro recuo (-0,001) em 2012. Essa é a direção com o segundo pior resultado de FD para a área de estudo, ficando atrás apenas da direção Sudeste-Noroeste.

Na direção Norte-Sul prevalece a ocorrência apenas de terras indígenas, como áreas protegidas. Nessas terras indígenas não há grandes eventos de antropização, ao ponto de serem responsabilizados sozinhos pelos altos valores de FD encontrados, nesta direção. Conforme dados do INPE/Prodes (2014), as terras indígenas localizadas na direção Norte-Sul e suas respectivas áreas desmatadas (total e percentual) até 2014 são apresentadas a seguir: Kayapó

147,2 km<sup>2</sup> (0,53%); Trincheira Bacajá 159,2 km<sup>2</sup> (0,94%); Apyterewa 688,3 km<sup>2</sup> (8,90%); Araweté Ig. Ipixuna 46,4 km<sup>2</sup> (0,49%); Koatinemo 3,2 km<sup>2</sup> (0,09%).

O desmatamento até 2014 dentro das terras indígenas localizadas na direção Norte-Sul é considerado, relativamente, muito baixo. Deste modo, as terras indígenas localizadas na referida direção contribuem substancialmente para reduzir os valores de FD e, conseqüentemente, melhoram os indicativos do estado de conservação da paisagem natural na direção Norte-Sul, mesmo com o efeito da alta fragmentação observada na AC-II. Neste sentido, a Figura 2.11 ilustra melhor a distribuição espacial das áreas protegidas, a Área de Consolidação II e o efeito nos valores da Fragmentação Direcional (FD) no *spider diagram*.

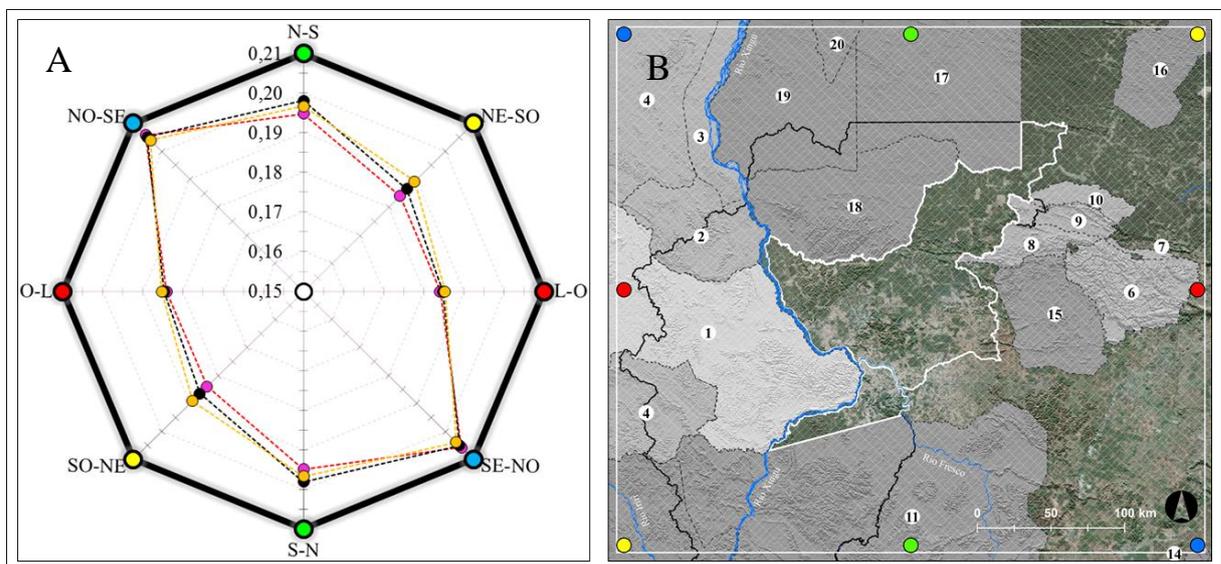


Figura 2.11. Gráfico *spider diagram* que indica o sentido da fragmentação direcional da paisagem (A) e o mapa com a distribuição espacial das áreas protegidas (B), contempladas na área de estudo.

Em que: Nome da área de proteção ambiental: (1) Área de Proteção Ambiental Triunfo do Xingu. Nomes das unidades de conservação federal: (2) Parque Nacional da Serra do Pardo; (3) Reserva Extrativista Rio Xingu; (4) Estação Ecológica da Terra do Meio; (6) Floresta Nacional de Carajás; (7) Área de Proteção Ambiental do Igarapé Gelado; (8) Floresta Nacional do Itacaiunas; (9) Floresta Nacional do Tapirapé-Aquiri; (10) Reserva Biológica do Tapirapé. Nomes das Terras indígenas: (11) Kayapó; (14) Las Casas; (15) Xikrin do Rio Cateté; (16) Parakanã; (17) Trincheira Bacajá; (18) Apyterewa; (19) Araweté Ig. Ipixuna; (20) Koatinemo.

A porção Sudeste apresentou os maiores valores (maior fragmentação) de FD, influenciada pela grande quantidade de áreas desmatadas naquela região. Além disso, esta parte da área de estudo não é contemplada por áreas protegidas em seu entorno (Figura 2.11). Tais condições de uso e ocupação levaram aos maiores impactos na paisagem natural, neste estudo quantificados pela Fragmentação Direcional. Por outro lado, esta área localizada na direção Sudeste parece ter alcançado seu limite máximo de desmatamento e, teoricamente, não deve apresentar incremento futuro substancial na fragmentação nesta direção.

A direção Leste-Oeste apresentou os menores valores de FD entre as demais direções avaliadas (Figura 2.11) e, portanto, esta direção tem alta relevância do ponto de vista de

conectividade na paisagem. Os baixos valores de FD nesta direção estão relacionados à presença de dois conjuntos de áreas protegidas localizados nas porções Leste e Oeste, separados pela AC-II, com 62,6% de suas florestas desmatadas até 2014.

Mais especificamente, na porção Oeste, destaca-se a Área de Proteção Ambiental Triunfo do Xingu, que apresentou 4.568 km<sup>2</sup> (28%) de área desmatada até 2014. Na porção Leste, destacam-se áreas protegidas de âmbito federal, envolvendo a Floresta Nacional de Carajás com 65,5 km<sup>2</sup> (1,74%) desmatados; Área de Proteção Ambiental do Igarapé Gelado com 90,2 km<sup>2</sup> (43,87%) desmatados; Floresta Nacional do Itacaiunas com 350,7 km<sup>2</sup> (42,91%) desmatados; Floresta Nacional do Tapirapé-Aquiri com 22,5 km<sup>2</sup> (1,17%) desmatados; e Reserva Biológica do Tapirapé com 6,9 km<sup>2</sup> (0,69%) desmatados até 2014.

Embora as áreas protegidas localizadas nas partes Leste e Oeste da área de estudo apresentem alto grau de antropização quando comparadas com as terras indígenas são fundamentais e estratégicas para o estabelecimento de conectividade entre as áreas protegidas. Destaca-se a direção Leste-Oeste, onde a melhoria da conectividade dos fragmentos poderia reduzir os valores da fragmentação direcional, evitando valores extremos como o observado na direção Sudeste-Noroeste.

Em síntese, os resultados das estimativas da fragmentação direcional indicam que a direção Sudeste-Noroeste é a mais fragmentada; A direção Nordeste-Sudoeste apresentou características de fragmentação direcional que sugere um potencial incremento futuro dos valores de FD e, por isso, deve ser objeto de rigoroso controle para evitar o aumento da fragmentação dentro da Área de Proteção Ambiental Triunfo do Xingu; A direção Norte-Sul foi a segunda mais fragmentada na área de estudo; Por último e não menos importante, a direção Leste-Oeste é a menos fragmentada na área de estudo, apresentando o menor valor e sem incremento na fragmentação direcional no período avaliado.

O melhor entendimento da dinâmica espacial e temporal da fragmentação direcional é excelente estratégia para propor ações que possam mitigar a evolução e os reflexos negativos provocados pela antropização (PEREIRA et al., 2016; JESUS et al., 2015; FERRARI et al., 2012; MUCHAILH et al., 2010). Nesse sentido, o método aqui proposto ilustrou, de forma bastante clara e intuitiva, o potencial que a metodologia possui para indicar e quantificar o sentido da FD.

Os dados de FD ilustrados graficamente em *spider diagram* parecem essenciais no entendimento da dinâmica espacial da fragmentação direcional. Os resultados gráficos são suficientes para apontar as direções e intensidades da fragmentação da paisagem. Tais

resultados podem contribuir com a definição e implementação de corredores ecológicos, pois estabelece níveis de prioridade nas direções estudadas, especialmente para melhoria da conectividade entre os fragmentos remanescentes.

O potencial do método de estimativa da fragmentação direcional (FD) para definição e estabelecimento de corredores ecológicos pode ser visualizado na Figura 2.12. É possível observar nesta ilustração que o comportamento dinâmico da fragmentação direcional, onde algumas direções e trajetos são alterados em resposta à mudança de uso do solo em 2008, 2010 e 2012. Com base nos trajetos é possível notar também a indicação de locais para o estabelecimento de corredores ecológicos, conforme metodologia de menor custo acumulado proposta por Dijkstra (1959).

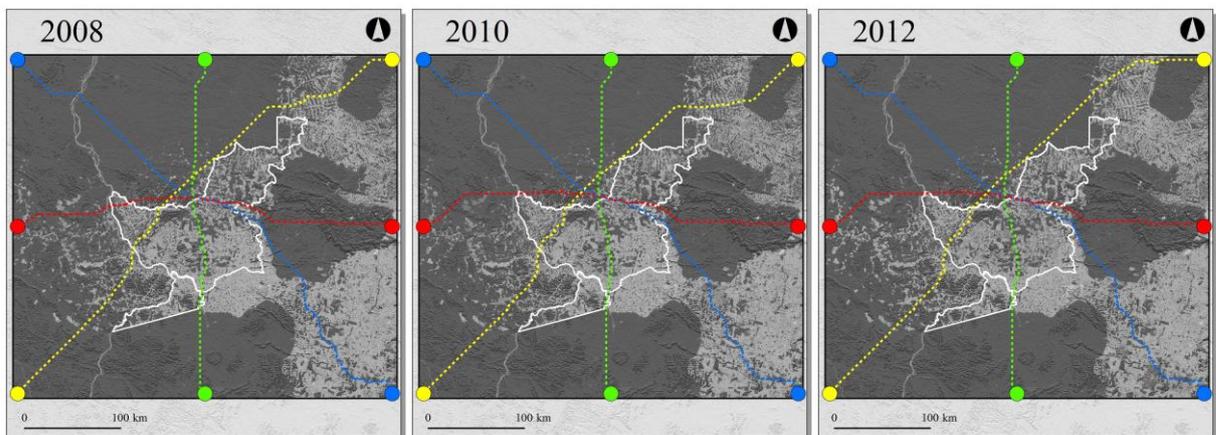


Figura 2.12. Fragmentação direcional da paisagem em 2008, 2010 e 2012 utilizando a técnica do caminho de menor custo acumulado, bem como a indicação gráfica de trajetos para o estabelecimento de corredores ecológicos. (verde) Norte-Sul; (amarelo) Nordeste-Sudoeste; (vermelho) Leste-Oeste; (azul) Sudeste-Noroeste; (branco).

A representação gráfica da FD na Figura 2.12 consiste num instrumento quantitativo para comparação de condições de fragmentação na paisagem. Esta técnica gráfica permitiu traduzir graficamente os valores de FD encontrados e indicar os locais potenciais na paisagem para a implantação de corredores ecológicos. Tais corredores consistem em estratégia de contenção e atenuação dos efeitos lesivos que a fragmentação exerce sobre a paisagem (MUCHAILH et al., 2010; SEOANE et al., 2010).

### 2.3.4 Modelagem de corredores ecológicos

Conforme apresentado nos tópicos anteriores deste estudo, a análise utilizando o método da Fragmentação Direcional (FD) pode contribuir com o melhor entendimento das condições de fragmentação direcional da paisagem. No presente estudo, a indicação direcional de fragmentação contribuiu substancialmente com o estabelecimento de corredores ecológicos para a região estudada, com destaque para as direções mais (Sudeste-Noroeste) e menos fragmentada (Leste-Oeste). Assim, a definição de corredores ecológicos na direção Sudeste-

Noroeste e na direção Leste-Oeste podem ser visualizadas nas Figuras 2.13 e 2.14, respectivamente.

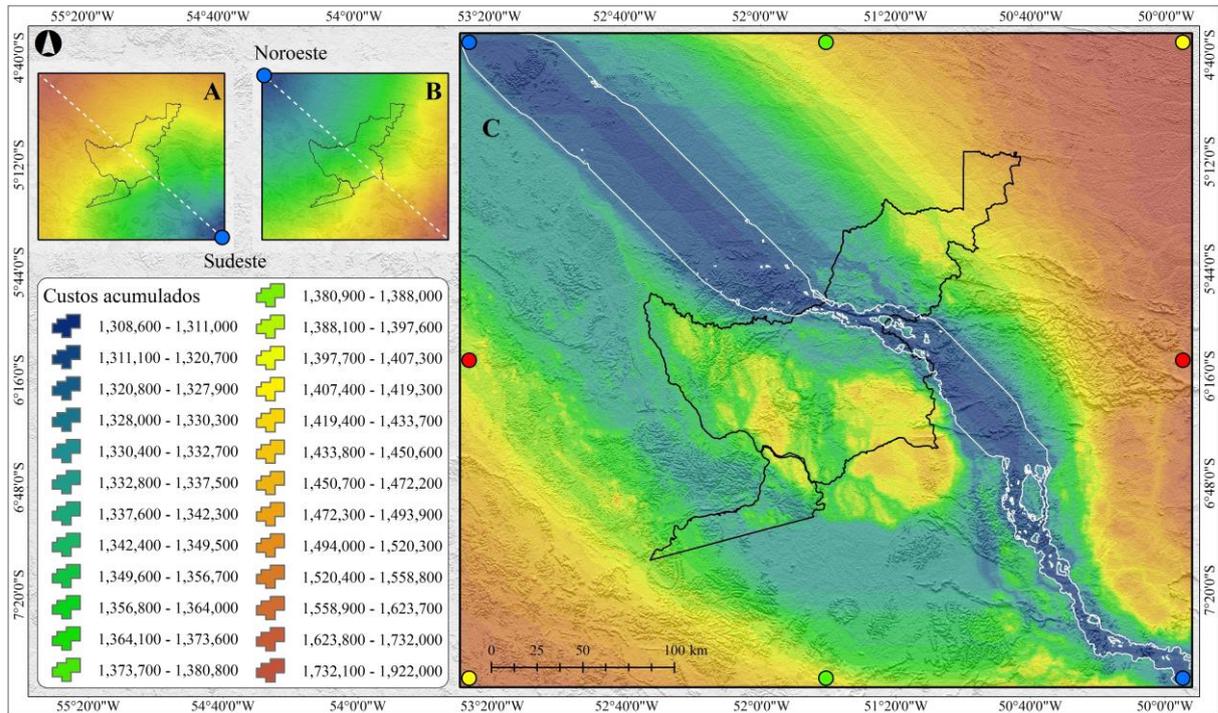


Figura 2.13. Modelagem do corredor ecológico na direção Sudeste-Noroeste em 2012. A = *raster* de custo acumulado com origem Sudeste; B = *raster* de custo acumulado com origem Noroeste; C = combinação de A e B, dando origem a corredores de custos acumulados.

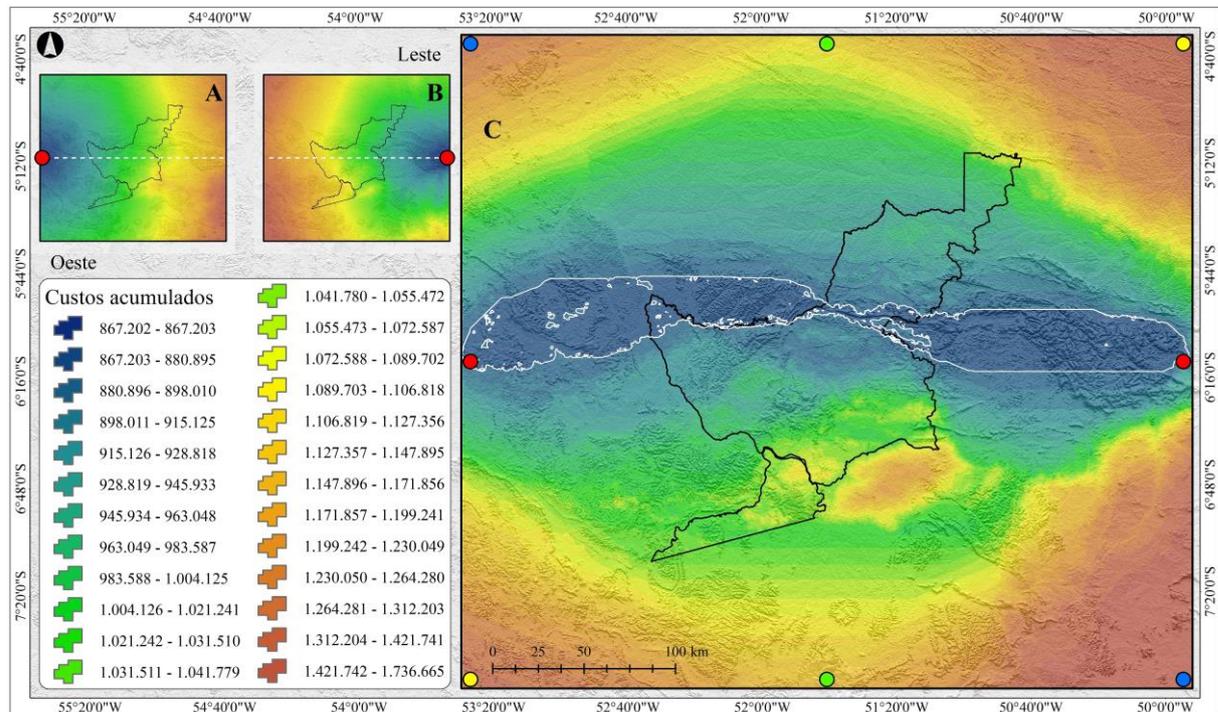


Figura 2.14. Modelagem do corredor ecológico na direção Leste-Oeste em 2012. A = *raster* de custo acumulado com origem Oeste; B = *raster* de custo acumulado com origem Leste; C = combinação de A e B, dando origem a corredores de custos acumulados.

As modelagens dos corredores ecológicos estimaram área de 1.355.680 hectares e 1.104.958 hectares para as direções Sudeste-Noroeste e Leste-Oeste, respectivamente. Embora os corredores propostos neste estudo abranjam grandes extensões, observou-se áreas com estreitamento de largura em ambos os corredores. Tais estreitamentos são resultantes dos altos custos acumulados das células vizinhas, o que dificulta e/ou impede o alargamento do corredor nessa região. Deste modo, as áreas estreitas constituem regiões indicativas de alto grau de fragmentação na paisagem, como são os casos da parte sudeste e dentro da área de consolidação (ver Figura 2.13).

Contudo, áreas alargadas no corredor, resultantes dos baixos custos acumulados das células vizinhas, constituem regiões mais favoráveis ambientalmente, embora possam apresentar núcleos com células de custo acumulado maior. Tais núcleos representam locais nos corredores com descontinuidade ou pouquíssima vegetação e, conseqüentemente, baixa conectividade. Essas descontinuidades da paisagem natural podem ser observadas na parte oeste da área de estudo (Figura 2.14), dentro da APA Triunfo do Xingu e nas áreas de contato do corredor com a área de consolidação.

Na área deste estudo, observou-se o estreitamento da largura dos corredores nas direções Sudeste-Noroeste e Leste-Oeste, imediatamente após entrar na Área de Consolidação II. Tal fato evidencia o alto grau de antropização e de fragmentação da paisagem dentro da AC-II até 2012. Portanto, o estabelecimento de corredores ecológicos dentro da AC-II é ambientalmente estratégico, pois seu uso intensivo e diversificado contrasta com algumas áreas protegidas em seu entorno, o que de certa maneira, para Akashi Júnior e Castro (2010), dificulta e impede a desejável ligação entre as áreas protegidas do entorno.

Embora os dois corredores ecológicos propostos neste estudo apresentem diferenças de fragmentação direcional, ambos estão inseridos numa região onde a taxa de desmatamento é preocupante. Como consequência do desmatamento observado até 2012, algumas partes dos corredores apresentaram estreitamento em regiões comprometidas pela fragmentação da paisagem, em especial dentro da área de consolidação (AC-II). Os estreitamentos observados na área de estudo foram estudados detalhadamente no tópico seguinte desta pesquisa.

### **2.3.5 Análise de estreitamento para os corredores ecológicos (*Bottleneck*)**

A identificação de regiões que apresentam estreitamento na largura dos corredores ecológicos é fundamental para garantir que o corredor produza a consequência necessária de atenuar os efeitos da fragmentação (OLIVEIRA et al., 2012). Os estreitamentos ocorrem em regiões menos favoráveis ambientalmente para o estabelecimento de corredores, pois

concentram células com custo acumulado elevado. Portanto, são regiões que necessitam ser mapeadas para que o corredor se estabeleça ecologicamente e, de fato, exerça sua função de conectar remanescentes isolados (PEREIRA et al., 2016; JESUS et al., 2015; OLIVEIRA et al., 2015; RUDNICK et al., 2012).

Nesta análise, foram mapeados os segmentos nos corredores que apresentaram estreitamento (*bottleneck*), abaixo e acima do limiar de 10 km de largura, a partir da linha central do corredor. Os segmentos que apresentaram estreitamento abaixo do limiar receberam a cor vermelha e os que ficaram acima a cor azul. O resultado da variação da largura dos segmentos no corredor Sudeste-Noroeste é apresentado na Figura 2.15.

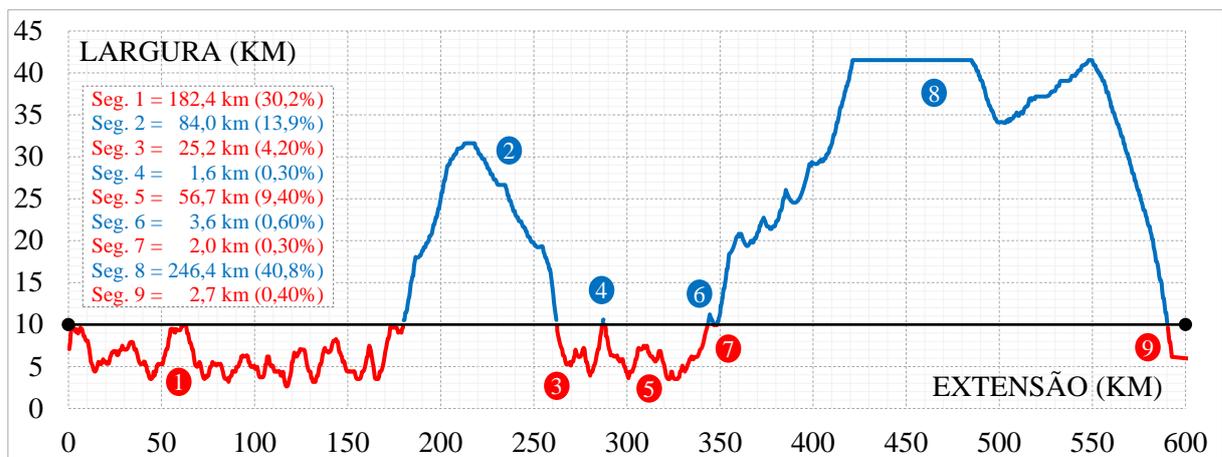


Figura 2.15. Resultado da análise *bottleneck* ou variação da largura do corredor Sudeste-Noroeste, indicando segmentos com estreitamento acima (azul) e abaixo (vermelho) do limiar de 10 km (linha preta).

Com base nos resultados da análise *bottleneck*, identificou-se nove (9) segmentos (Figura 2.15) do corredor Sudeste-Noroeste, totalizando 604,6 km (100%). Dos nove segmentos identificados, cinco apresentaram largura inferior a 10 km, totalizando 269 km (44,5%) da extensão total do corredor. Os segmentos de largura inferior ao limiar estabelecido na análise são considerados cruciais para o reestabelecimento da paisagem, pois representam ambientes altamente fragmentados, considerados regiões prioritárias para a implementação do corredor.

O primeiro segmento (Figura 2.15) com largura abaixo do limiar de 10 km, totalizou 182,4 km (30%) de toda a extensão do corredor proposto na direção Sudeste-Noroeste. Neste segmento, vários trechos ficam inferiores a 5 km de largura dentro da Área de Consolidação II, indicando trechos de paisagem natural bastante alterada.

Os quatro (4) segmentos do corredor ecológico que apresentaram largura acima do limiar de 10 km totalizaram 335,6 km (55,5%) de toda a extensão do corredor Sudeste-Noroeste. Destes segmentos, o segmento oito (8) ocupou 246,4 km (40,8%) da extensão total do corredor. O conjunto de áreas protegidas (unidades de conservação e terras indígenas) que

ocupa a maior parte destes segmentos, favoreceu o alargamento e a melhoria da conectividade do corredor.

Os segmentos identificados no corredor Sudeste-Noroeste que definem as regiões mais (largura do corredor estreitada) e menos fragmentadas (largura do corredor alargada) estão apresentados na Figura 2.16. As regiões mapeadas são fundamentais e estratégicas para a atenuação da fragmentação, pois são as menos afetadas ambientalmente. Nessa Figura é possível notar na parte sudeste do corredor o segmento um (1), mais expressivo de estreitamento, onde se concentram os municípios com altas taxas de desmatamento. Em especial, é possível perceber, nos quadros A, B e C, detalhes do segmento bastante estreito e com vários núcleos representando células com alto custo acumulado.

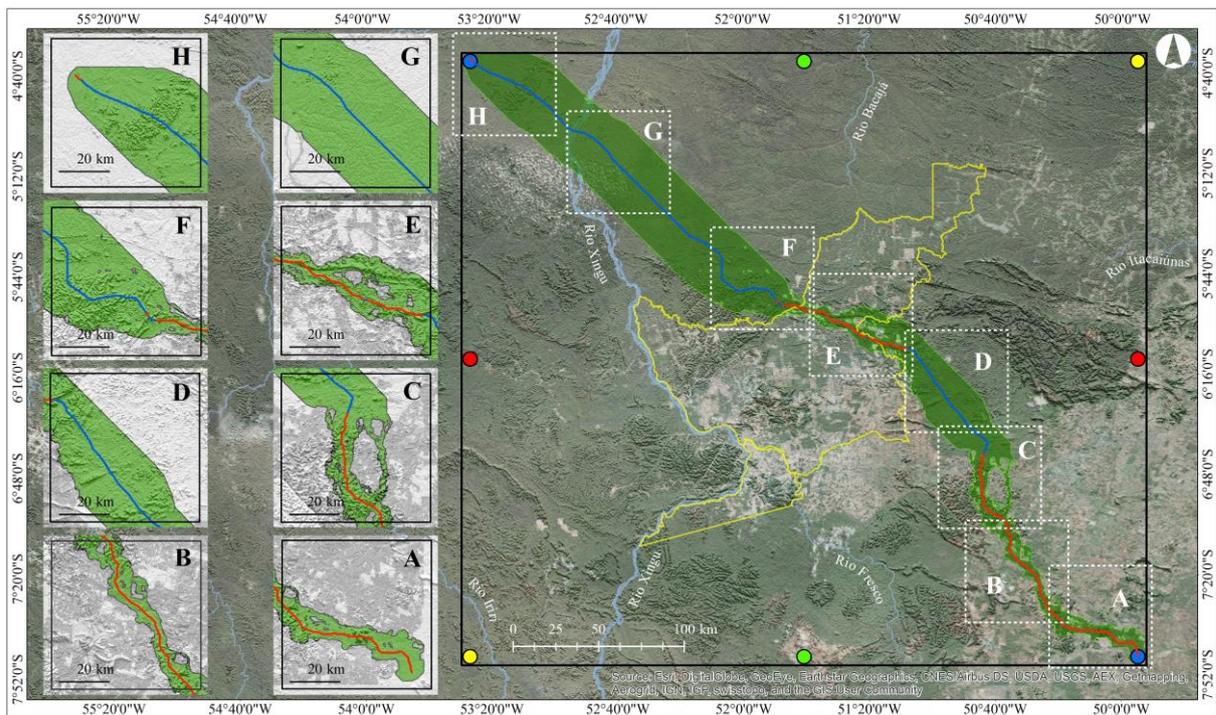


Figura 2.16. Resultado espacial do mapeamento *bottleneck* que indicou segmentos ao longo do corredor Sudeste-Noroeste, com estreitamento acima (azul) e abaixo (vermelho) do limiar de 10 km. Os quadros A, B, C, D, E, F, G e H representam visualizações em escala mais detalhada (ampliada) do corredor.

Dentro da Área de Conservação II (quadros E e F), é possível observar o estreitamento dos segmentos três (3) e cinco (5), que também apresentaram vários núcleos com células de alto custo acumulado, especialmente o segmento três (3) no quadro E. Este segmento está inserido entre duas relevantes áreas protegidas (Floresta Nacional do Itacaiunas e a terra indígena Xikrin do Rio Cateté) e faz a transição do corredor da parte externa com a parte interna da AC-II.

Embora o segmento três (3) apresente apenas 25,2 km (4,2%) da extensão total (604,6 km) do corredor Sudeste-Noroeste, tem importante papel para conectividade entre os ambientes

bastante fragmentados da AC-II. O segmento três (3) faz a conexão do segmento dois (2), que não apresentou estreitamento, com o segmento cinco (5) de 56,7 km de extensão (9,4%), bastante crítico em relação ao estreitamento, inserido na AC-II. A AC-II é uma área que concentra células com alto custo acumulado, devido seu estado de antropização, porém crucial para conectividade, pois isola importantes blocos de áreas protegidas e de relevante interesse para a conservação (Figura 2.11).

Os resultados da análise *bottleneck* para o corredor Leste-Oeste foram semelhantes aos do corredor Sudeste-Noroeste. Ao todo foram mapeados sete (7) segmentos no corredor Leste-Oeste, totalizando 439,7 km de extensão. Este corredor é menos extenso que o estudado anteriormente (Sudeste-Noroeste), porém também apresentou importantes regiões de estreitamento. O corredor Leste-Oeste apresentou também alguns segmentos alargados, representados por regiões em condições ambientalmente favoráveis ao estabelecimento do corredor (Figura 2.17).

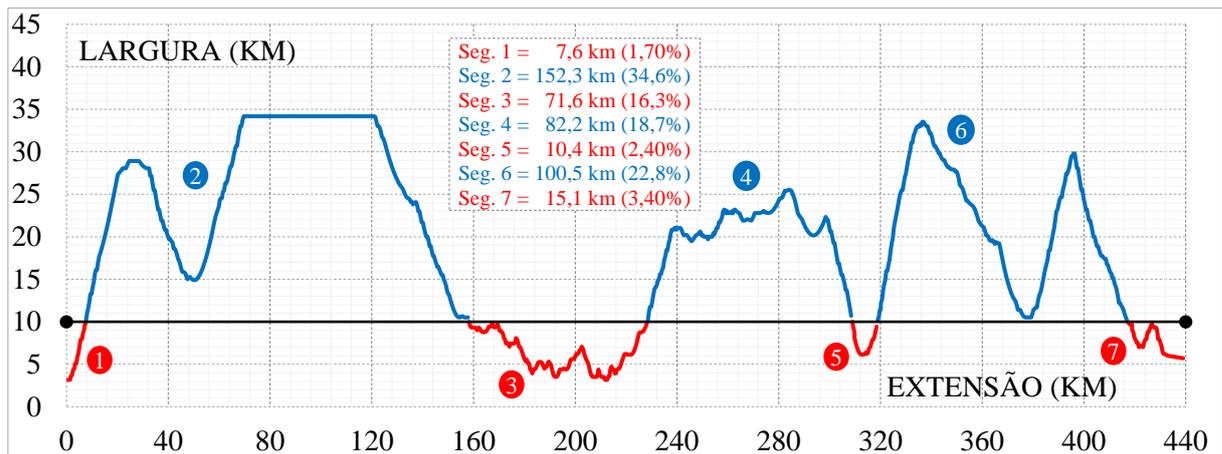


Figura 2.17. Resultado do mapeamento *bottleneck* que indicou segmentos com estreitamento acima (azul) e abaixo (vermelho) do limiar de 10 km (linha preta), ao longo do corredor Leste-Oeste.

Foram observados quatro (4) segmentos do corredor Leste-Oeste com estreitamento no corredor (Figura 2.17). Juntos estes segmentos somaram 104,8 km de extensão e representaram 23,8% da extensão total (439,7 km) do corredor. Os segmentos mais estreitos são considerados cruciais para o reestabelecimento da conexão da paisagem, pois representam ambientes altamente fragmentados e, para a implementação do corredor, são consideradas regiões prioritárias.

Do total de segmentos observados com largura abaixo do limiar de 10 km, o segmento três (3) se destaca por apresentar a maior extensão (71,6 km ou 16,3% da extensão total do corredor Leste-Oeste). Este segmento se destaca também por estar inserido entre a região de transição da parte externa da AC-II e a região da parte interna da AC-II. Esta região é bastante

crítica do ponto de vista de fragmentação, pois é muito importante para o (re) estabelecimento da conectividade entre áreas protegidas situadas na região de estudo.

Três (3) segmentos apresentaram largura acima do limiar de 10 km e totalizaram 334,9 km (76,2%) da extensão total do corredor Leste-Oeste, sendo: segmento dois (152,3 km de extensão; 34,6%), segmento quatro (82,2 km de extensão; 18,7%) e segmento seis (100,5 km de extensão; 22,8%). Todos os segmentos estão localizados na parte externa a AC-II e totalmente inseridos em áreas sob alguma forma de proteção. Com isso, houve favorecimento no alargamento do corredor por concentrar células de baixo custo acumulado, altamente desejáveis a melhoria da conectividade.

Os segmentos identificados no corredor Leste-Oeste que definem as regiões mais (largura do corredor estreitada) e menos fragmentadas (largura do corredor alargada) estão apresentados na Figura 2.18.

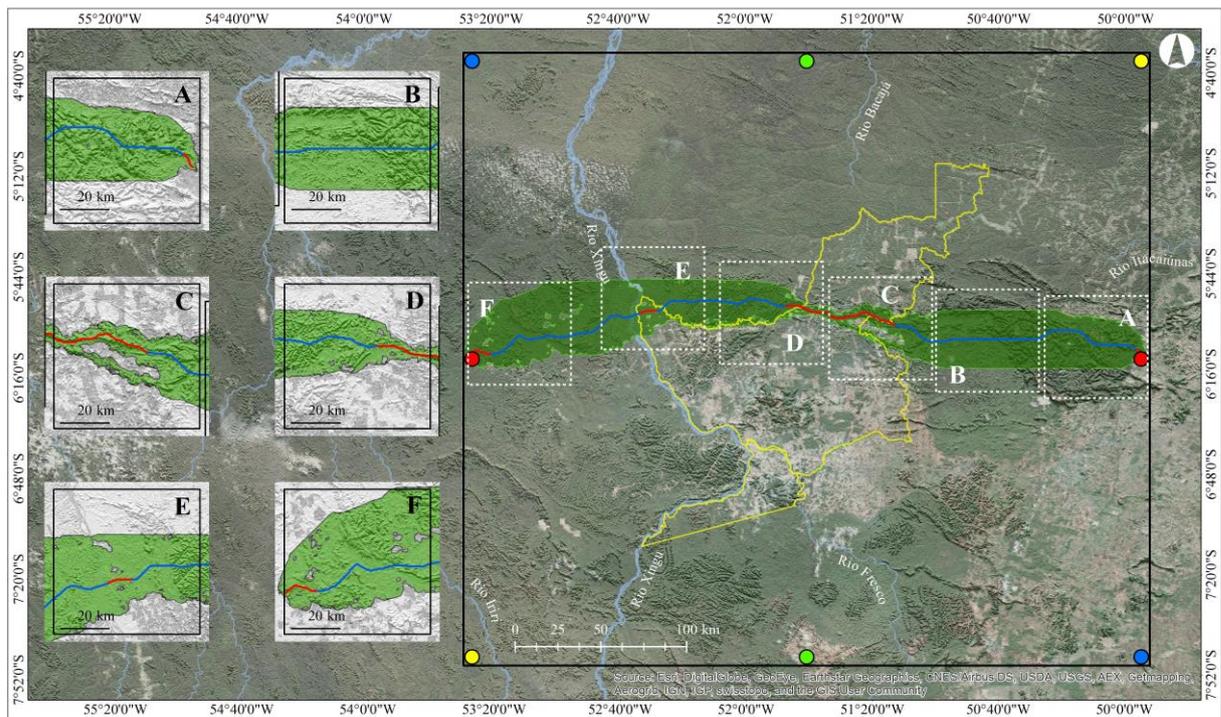


Figura 2.18. Resultado espacial do mapeamento *bottleneck* que indicou segmentos ao longo do corredor Leste-Oeste, com estreitamento acima (azul) e abaixo (vermelho) do limiar de 10 km. Os quadros A, B, C, D, E e F representam visualizações em escala mais detalhada (ampliadas) do corredor.

Os maiores estreitamentos do corredor Leste-Oeste estão situados nos quadros C e D da Figura 2.18. Nesta região está inserido o segmento três (3) do referido corredor, que é considerado o mais fragmentado e de grande importância para o estabelecimento do corredor, pois faz a ligação entre os blocos de áreas protegidas, separados pela AC-II com alto grau de fragmentação. Nesta área fragmentada está localizado outro segmento com grande estreitamento (quadro E, Figura 2.18), dentro dos limites da AC-II.

Na parte oeste (do quadro E até o quadro F, Figura 2.18) está localizada uma região bastante fragmentada. Nesta região está localizada a APA Triunfo do Xingu, onde foram observados a ocorrência de altas taxas de desmatamento, com a consequente fragmentação da paisagem natural. Além disso, a APA faz limite com um conjunto de unidades de conservação (Parque Nacional da Serra do Pardo, Reserva Extrativista Rio Xingu e Estação Ecológica da Terra do Meio). E, de forma específica, a Estação Ecológica Terra do Meio é considerada área crucial e estratégica para conter o avanço do desmatamento na região (KAWAKUBO et al., 2013). Por esta razão, trata-se de uma área prioritária da definição e implementação de estratégias de (re) estabelecimento de conexão da paisagem natural.

Dessa forma, o corredor Leste-Oeste traz importante contribuição para o estabelecimento da conectividade entre relevantes regiões de interesse para a conservação da biodiversidade local, propondo a conexão entre várias áreas protegidas na região de estudo. Embora o corredor Leste-Oeste não tenha apresentado a maior fragmentação direcional, este corredor é primordial para conter a antropização e, com isso, impedir o aumento da fragmentação direcional para uma situação similar à observada na direção Sudeste-Noroeste.

### **2.3.6 Distribuição espacial dos remanescentes de vegetação em unidades de paisagem**

A definição espacial de regiões no corredor com estreitamentos se mostrou muito útil para a indicação de locais prioritários para o (re) estabelecimento das funções de conectividade da paisagem natural. Porém, ainda que os corredores tenham sido formados por células de menores custos acumulados, podem ocorrer, em alguns locais, a inclusão de células de custos acumulados mais elevados, representando valores mais altos de fricção.

Assim, esses locais com células de valores ligeiramente mais altos de fricção representam zonas nos corredores com baixa quantidade de vegetação remanescente e, portanto, desfavoráveis para conectividade da paisagem. Para definir as condições dos corredores localizados nessas regiões com grande percentual de áreas desmatadas, buscou-se aqui quantificar a distribuição espacial dos remanescentes de vegetação natural utilizando unidades da paisagem em hexágonos dentro de uma área de corredor ecológico de interesse.

A partir da distribuição espacial dos remanescentes de vegetação em unidades de paisagem foi possível identificar espacialmente, locais nos corredores que apresentaram hexágonos com maior (cores frias) e menor (cores quentes) percentual de vegetação remanescente. O mapeamento e espacialização das unidades de paisagem, para o corredor Sudeste-Noroeste, podem ser visualizados na Figura 2.19.

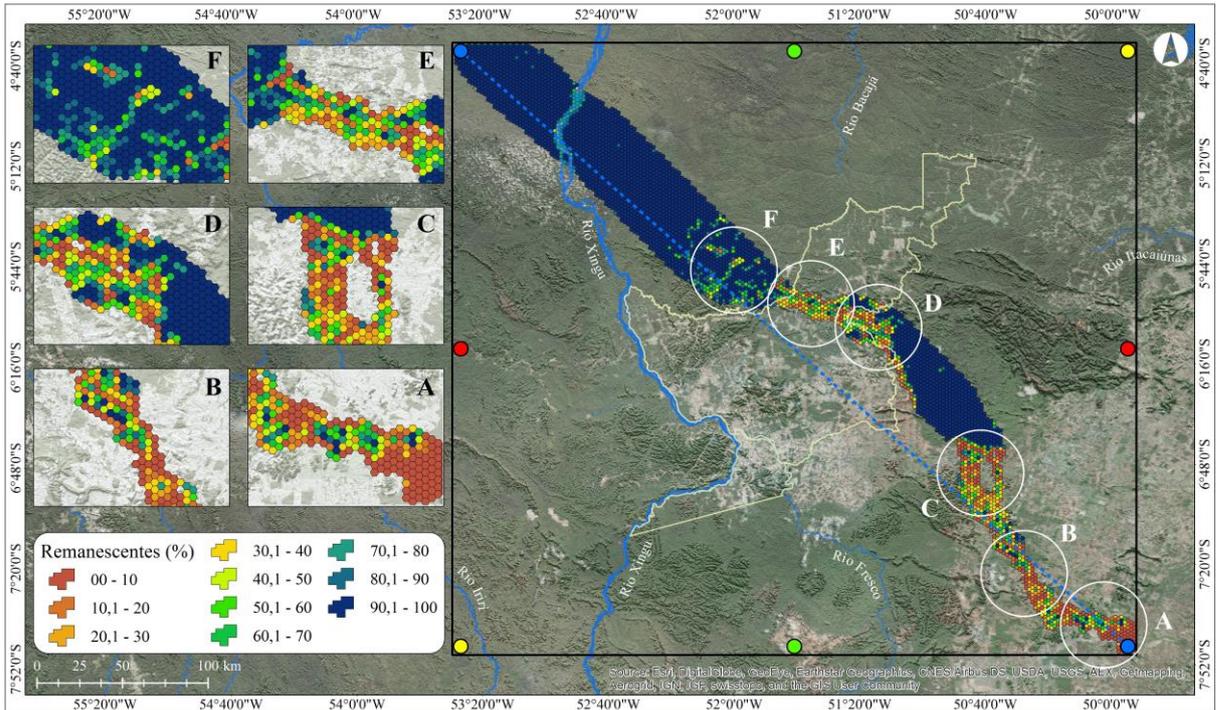


Figura 2.19. Mapeamento e espacialização das unidades de paisagem para o corredor Sudeste-Noroeste, que indicam a porcentagem relativa de vegetação remanescente em cada hexágono. Os quadros A, B, C, D, E e F representam visualizações em escala mais detalhada do corredor. As regiões com maior e menor potencial de conectividade são apresentadas em cores frias e quentes, respectivamente.

As regiões onde foram observados estreitamentos no corredor se destacaram com valores percentuais baixo (Figura 2.19) por unidade mapeada (hexágono). Essas regiões apresentaram unidades de paisagem com baixa quantidade de vegetação e alto isolamento entre unidades de paisagem (Figura 2.19) com hexágonos com valores menores que 20% de remanescentes. Para Alandi et al. (2009), o isolamento da passagem é um dos processos que fortalece os efeitos da fragmentação e indica a redução dos processos ecológicos no ambiente.

No corredor Sudeste-Noroeste, é possível observar certo grau de fragmentação (quadro F, Figura 2.19), com unidades de paisagem com diferentes proporções de vegetação remanescente. Essas condições de fragmentação da paisagem foram observadas dentro da na Terra Indígena Apyterewa. Nesta Terra Indígena foi observado desmatamento de 688,8 km<sup>2</sup>, equivalente a 8,9% de desmatamento até 2014. Igualmente para o corredor Leste-Oeste, a espacialização das unidades de paisagem revelou regiões onde há evidências de alta fragilidade ambiental como consequência do processo de antropização ocorrido até 2012. O resultado deste mapeamento para o corredor Leste-Oeste pode ser visualizado na Figura 2.20.

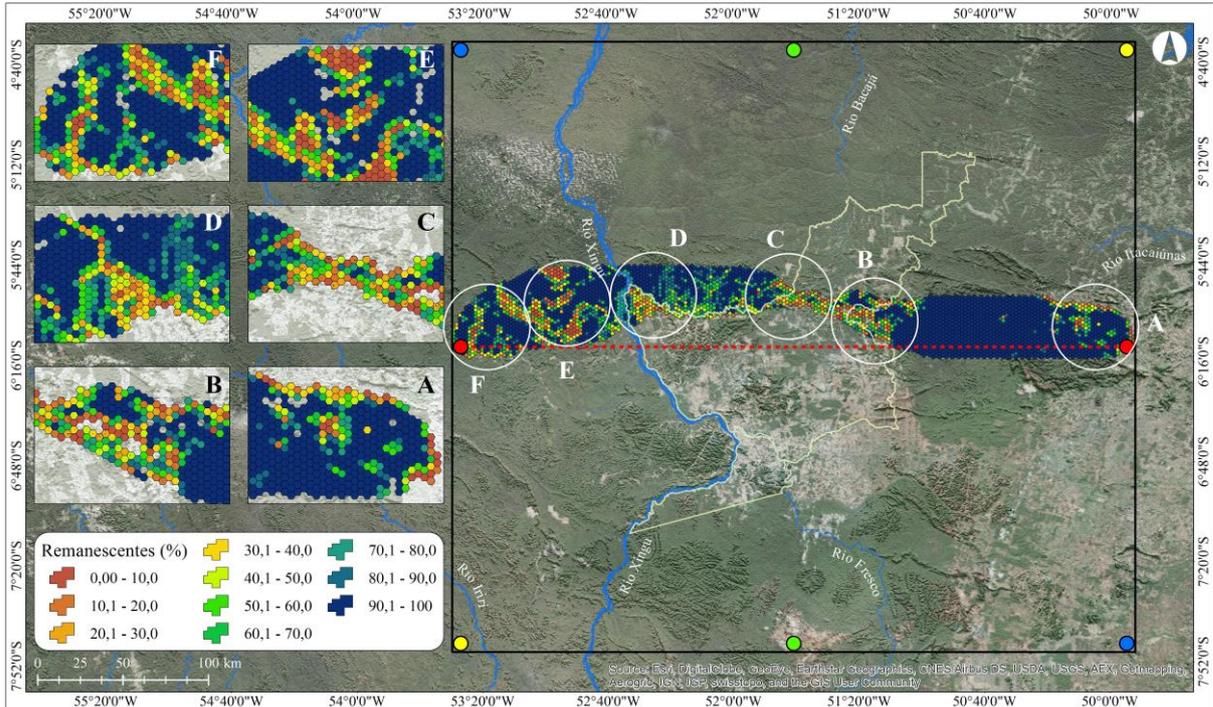


Figura 2.20. Mapeamento e espacialização das unidades de paisagem para o corredor Leste-Oeste, que estimam a porcentagem relativa de vegetação remanescente em cada hexágono. Os quadros A, B, C, D, E e F representam visualizações em escala mais detalhada (ampliada) do corredor. As regiões com maior e menor potencial de conectividade são apresentadas em cores frias e quentes, respectivamente.

Os resultados da utilização desses hexágonos na quantificação das condições de fragmentação da paisagem foram importantes indicadores da fragilidade e sensibilidade ambiental dentro dos corredores ecológicos de interesse.

A região onde estão inseridas a Floresta Nacional de Carajás e a APA Igarapé Gelado (quadro A, Figura 2.20), apresentam diferentes proporções de vegetação remanescentes em cada hexágono. A porção da Terra Indígena Apyterewa (quadros C e D, Figura 2.20) também apresenta hexágonos que indicam a fragmentação de parte desta área, localizada dentro dos quase 10% de sua área desmatada dentro do corredor Sudeste-Noroeste. A porção Oeste (quadros E e F) do corredor Leste-Oeste, está inserida uma área com relevante interesse para a conservação da biodiversidade, prioritárias para o estabelecimento de corredores que promovam a atenuação da fragmentação da paisagem local. Nesta parte Oeste (quadros E e F, Figura 2.20) está localizada a APA Triunfo do Xingu, com mais de 28% de sua área desmatada até 2014.

A distribuição das unidades de paisagem (hexágonos) em classes percentuais de vegetação remanescente, para os corredores Sudeste-Noroeste e Leste-Oeste, é apresentada de forma resumida na Tabela 2.8.

Tabela 2.8. Distribuição das unidades amostrais de paisagem (hexágonos) em classes percentuais de vegetação remanescente, para os corredores Sudeste-Noroeste e Leste-Oeste.

Classes (%)	CORREDOR SUDESTE-NOROESTE				CORREDOR LESTE-OESTE			
	Hexágonos		Área Vegetação		Hexágonos		Área Vegetação	
	Quant.	(H%)	(km <sup>2</sup> )	(A%)	Quant.	(H%)	(km <sup>2</sup> )	(A%)
00,0 a 10,0	271	7,0%	32	0,3%	108	3,5%	17	0,2%
10,1 a 20,0	120	3,1%	73	0,6%	98	3,1%	59	0,6%
20,1 a 30,0	96	2,5%	97	0,8%	98	3,1%	98	1,0%
30,1 a 40,0	119	3,1%	166	1,3%	99	3,2%	140	1,4%
40,1 a 50,0	85	2,2%	154	1,2%	127	4,1%	230	2,3%
50,1 a 60,0	114	2,9%	250	2,0%	125	4,0%	275	2,7%
60,1 a 70,0	105	2,7%	273	2,2%	155	5,0%	405	4,0%
70,1 a 80,0	117	3,0%	352	2,8%	184	5,9%	555	5,5%
80,1 a 90,0	154	4,0%	525	4,2%	239	7,7%	816	8,1%
90,1 a 100,0	2.687	69,5%	10.692	84,8%	1.883	60,4%	7.456	74,2%
Total	3.868	100,0%	12.614	100,0%	3.116	100,0%	10.050	100,0%

Onde: Quant. = quantidade de hexágonos na classe; H% = porcentagem relativa de hexágonos; A% = porcentagem relativa sobre a área total dos remanescentes.

A estratificação das unidades em classes percentuais de vegetação remanescente ajudou no melhor entendimento para avaliação da paisagem, dentro dos limites dos corredores e, assim, revelou qual corredor apresentou o melhor cenário. O corredor Sudeste-Noroeste apresentou, relativamente, maior quantidade de unidades de paisagem na classe entre 90 a 100% de vegetação remanescente (2.687 unidades, correspondente a 69,5% do total de unidades amostrais utilizadas).

A quantidade de vegetação remanescente num corredor é primordial para o estabelecimento da conectividade entre regiões isoladas. Entretanto, a desconexão dos fragmentos de vegetação natural remanescente dentro de um corredor ecológico desfavorece a funcionalidade ambiental do corredor. No caso do corredor Leste-Oeste, observou-se uma menor quantidade relativa de vegetação remanescente na classe entre 90 a 100%. Este corredor totalizou 60,4% das unidades de paisagem (hexágono) nessa classe, o que corresponde a 7.456 km<sup>2</sup> (74,2%) de vegetação remanescente na área do referido corredor.

Várias regiões com descontinuidades das unidades de paisagem estão mais presentes no corredor Leste-Oeste (Figura 2.20) que no corredor Sudeste-Noroeste (Figura 2.19). Para as outras classes avaliadas, os dois corredores não apresentaram diferenças relevantes como as verificadas na classe entre 90 a 100% de vegetação remanescente nos hexágonos amostrados.

## 2.4 CONCLUSÃO

As análises conduzidas neste estudo permitiram propor um procedimento para quantificar a fragmentação direcional da paisagem de uma área de interesse. Com a aplicação desta metodologia de análise da fragmentação foi possível avaliar a dinâmica de uma paisagem,

auxiliando na indicação de áreas mais estratégicas e de relevante interesse para a conservação da biodiversidade.

O uso dessa metodologia para quantificar a fragmentação direcional da paisagem, associada à aplicação de outros métodos já consolidados, proporcionou obter relevantes informações no estudo da paisagem. Em especial, destaca-se o melhor entendimento da conectividade da paisagem, que pode variar dependendo da direção de interesse. Assim, o método aqui proposto se apresenta como uma ferramenta complementar de avaliação da fragmentação da paisagem, com características bastante intuitivas e de fácil interpretação dos resultados, especialmente quando comparado às métricas de paisagem, que geralmente são isotrópicas.

De forma geral, as análises que vieram após a definição de limites de corredores ecológicos para a área deste estudo, serviram para complementar, subsidiar e fortalecer a metodologia desenvolvida para a indicação do sentido da fragmentação direcional da paisagem. Essas análises, associadas aos dados do uso e ocupação, mostraram o alto grau de fragmentação em algumas partes da paisagem da área de estudo, especialmente onde ocorreu a maior parte do desmatamento na região.

São Félix do Xingu ainda está na lista de municípios que mais desmatam no contexto da Amazônia Legal. Este município carece, portanto, da definição e implementação de políticas públicas que busquem reduzir as taxas e mitigar os impactos do desmatamento na região. Dentre as ações e estratégias de mitigar os impactos do desmatamento, sugere-se aqui consideração especial na implantação de corredores ecológicos, conforme apresentados neste capítulo, que podem trazer muitos benefícios para a manutenção dos recursos naturais e a biodiversidade da Amazônia.

## CAPÍTULO III

### IMPLICAÇÕES DO PADRÃO DE DESMATAMENTO NA FRAGMENTAÇÃO DIRECIONAL DA PAISAGEM EM SÃO FÉLIX DO XINGU/PA

#### 3.1 INTRODUÇÃO

Em 1970, o presidente Emilio G. Médici elaborou o Plano Nacional de Integração (PIN). Esse plano foi um programa de cunho geopolítico criado pelo Decreto/Lei nº 1.106, de 16 de julho de 1970, com o especial objetivo de deslocar a fronteira econômica, e, notadamente, a fronteira agrícola, para as margens do rio Amazonas (BRASIL, 1970).

Esse modelo de integração nacional foi fundamentado no conceito de desenvolvimento de infraestrutura e planejamento de eixos de desenvolvimento, em que foram construídas numerosas estradas de longa distância, como: Transamazônica (BR-230), Perimetral Norte (BR-210), Cuiabá/Santarém (BR-163), Cuiabá/Porto Velho (BR-364) e Porto Velho/Manaus (BR-319). Contudo, esse modelo de integração, com construção de estradas, não foi capaz de garantir que o crescimento e desenvolvimento da região coexistissem com ações que mitigassem impactos, principalmente aqueles associados as estradas e ocupação espontânea.

De modo geral, as estradas conseguiram reduzir o isolamento de pessoas às áreas distantes, entretanto, geraram impactos sem precedentes a paisagem e se transformaram em um dos principais vetores de desmatamento (PERZ et al., 2005). Esses eventos foram relatados em estudos que apontaram relação estreita entre abertura de estradas e a ocorrência do desmatamento (BARBER et al., 2014; ARIMA et al., 2013; 2008; WALKER et al., 2013).

Concomitantemente ao surgimento de estradas foram aparecendo também ocupações territoriais que disseminaram região a dentro. A mais comum delas foram os assentamentos de iniciativa do governo federal, por meio do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária. Esses assentamentos geraram um padrão ordenado de desmatamento (*fishbone*), devido suas propriedades sistematicamente distribuídas em estradas planejadas e equidistantes.

Por outro lado, houve também surgimentos espontâneos e mal planejados de ocupações na região, também em São Félix do Xingu, que levaram ao aparecimento de desiguais padrões de desmatamento na paisagem que, de certa forma, produziram padrões diferentes de arranjos.

Diante do exposto, o objetivo deste capítulo foi verificar os efeitos e as implicações dos padrões de ocupação denominados *fishbone* e espontâneo sobre a fragmentação direcional da paisagem. Para isso, foi feito também a simulação de diferentes taxas de desmatamento com cenários otimistas, assumindo os dois padrões de ocupação no município de São Félix do Xingu.

## 3.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 3.2.1 Área de estudo

O estudo foi realizado na parte norte da região denominada Área de Consolidação II (AC-II), envolvendo um total de 16.288 km<sup>2</sup>, localizados dentro do município de São Félix do Xingu (SFX), estado do Pará. A denominação da AC-II faz parte da descrição e definição do Zoneamento Ecológico-Econômico das Zonas Leste e Calha Norte do estado do Pará (ZEE, 2010). A AC-II foi objeto de projetos de colonização e de processos de ocupação espontânea em áreas públicas da União. É uma área onde se concentrou a maior parte dos desmatamentos nas últimas décadas em SFX, com alto grau de fragmentação da paisagem.

O município de SFX apresenta área territorial de 84.213 km<sup>2</sup>, altitude média entorno de 200 metros e está situado a margem esquerda do Rio Fresco à montante do Rio Xingu. Estes dois rios são os principais do município. Atualmente, além da sede, o município é constituído por quatro distritos: Ladeira Vermelha, Taboca, Nereu e Lindoeste. Possui 120.580 habitantes, conforme estimativa em julho de 2016 (IBGE CIDADES, 2016). O município está inserido entre os paralelos 05° 30' a 09° 30' de latitude sul (S) e entre os meridianos 50° 30' a 54° 00' de longitude oeste (W), conforme ilustra a Figura 3.1 a seguir.

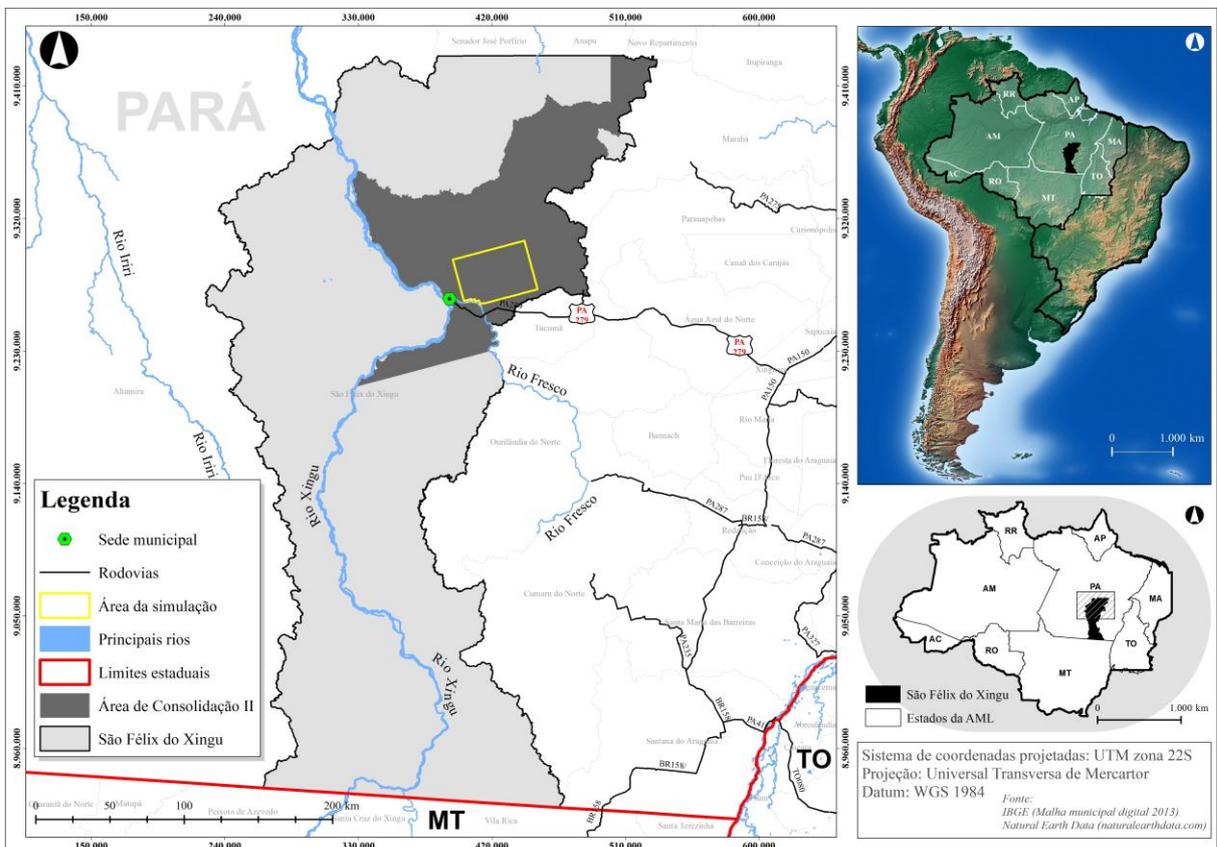


Figura 3.1. Localização do município de São Félix do Xingu no estado do Pará e a localização da área de estudo (parte norte) denominada AC-II, em especial o destaque para a área em que foram realizadas as simulações.

No estado do Pará podem ser identificados três subtipos climáticos, “Af”, “Am” e “Aw”, respectivamente com 28,4%, 66,6% e 4,9% de abrangência no Estado (ALVARES et al., 2013). O clima da região onde se insere o município de SFX, segundo a classificação de Köppen (1936), é do tipo “Am”. Essa classificação apresenta característica de clima de monção, com moderada estação seca e ocorrência de precipitação média mensal inferior a 60 mm. É considerado um clima intermediário entre “Af” e “Aw”. Assim, a região apresenta período de estiagem com cinco meses consecutivos, de junho a outubro, e período chuvoso que vai de dezembro a abril, com dois períodos de transição: seco-chuvoso em novembro e chuvoso-seco em maio. As precipitações anuais estão entre 2.200 a 2.500 mm e a temperatura média anual fica em torno de 26°C (ALVARES et al., 2013).

Os solos que predominam no município, em associação são: Podzólico Vermelho-Amarelo equivalente eutrófico; Podzólico Vermelho-Amarelo e solos litólico distróficos; Gleys e eutróficos e distróficos e solos Aluviais eutrófico distrófico; Terra Roxa Estruturada eutrófica; Podzólico Vermelho-Amarelo e Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico; Solos Litólicos distróficos, Podzólico Vermelho-Amarelo e Terra Roxa Estruturada distrófica (IDESP, 2014).

A cobertura vegetal (em caracterização geral), além da Floresta Equatorial Latifoliada (predominando ao norte do Município, abrangendo os subtipos Aberta Mista e Aberta Latifoliada), apresenta grandes extensões dos subtipos de Savana, Cerradão, Campos Cerrados e Parques característicos das sub-regiões do relevo residual sul da Amazônia. Marginalmente aos cursos d’água, eventualmente ocorre a mata galeria. Nas áreas inundáveis está presente a floresta de várzea abrigando espécies ombrófilas dicotiledôneas e palmáceas (IDESP, 2014).

O Rio Xingu é o curso d’água de maior expressão na região do município. O rio nasce na serra do Roncador (MT), e percorre extensão de quase 2.000 km até alcançar o Rio Amazonas. O Rio Fresco é afluente do Rio Xingu pela margem direita, cuja confluência com o Xingu situa-se a sede municipal de SFX (IDESP, 2014).

### **3.2.2 Base de dados**

Esta etapa da metodologia envolveu o conhecimento prévio das variáveis que fizeram parte, principalmente, das análises de regressão abordadas neste capítulo. Estas análises contemplaram dois métodos diferentes de ajustes, mínimos quadrados ordinários e geograficamente ponderada. Assim, o conhecimento e a definição de quais variáveis foram utilizadas nos ajustes foram de fundamental importância.

O propósito deste estudo foi utilizar variáveis que conseguem explicar e/ou têm alguma relação com a ocorrência dos desmatamentos na região de estudo. A partir dessas variáveis,

buscou-se realizar estimativas confiáveis dessas variáveis em etapas subsequentes. Essas estimativas foram utilizadas para nortear o procedimento de modelagem da paisagem, onde as estradas foram planejadas e sistematicamente simuladas em cenários hipotéticos, porém, com taxas locais observadas de desmatamento.

### 3.2.2.1 Variáveis utilizadas e suas correlações

Todas as análises foram realizadas considerando a variável desmatamento acumulado como variável dependente e as demais como variáveis independentes, sendo: desmatamento acumulado (1988 a 2014, obtidos do projeto Prodes/INPE); área da propriedade rural (2.881 propriedades do Cadastro Ambiental Rural/CAR) (RICHARDS; VANWEY, 2016; WALKER et al., 2004); distância euclidiana das estradas principais (BARBER et al., 2014; ARIMA et al., 2013; WALKER et al., 2013; PERZ et al., 2007; SOARES FILHO et al., 2006); declividade (graus), altitude (m) (OLIVEIRA et al., 2012; ALMEIDA, 2007); área de preservação permanente (APP) na propriedade (DALLA-NORA et al., 2014; ROSA et al., 2013); distância euclidiana da hidrografia (SILVEIRA; SILVA, 2010). As variáveis que compuseram as análises de regressão podem ser visualizadas na Figura 3.2.

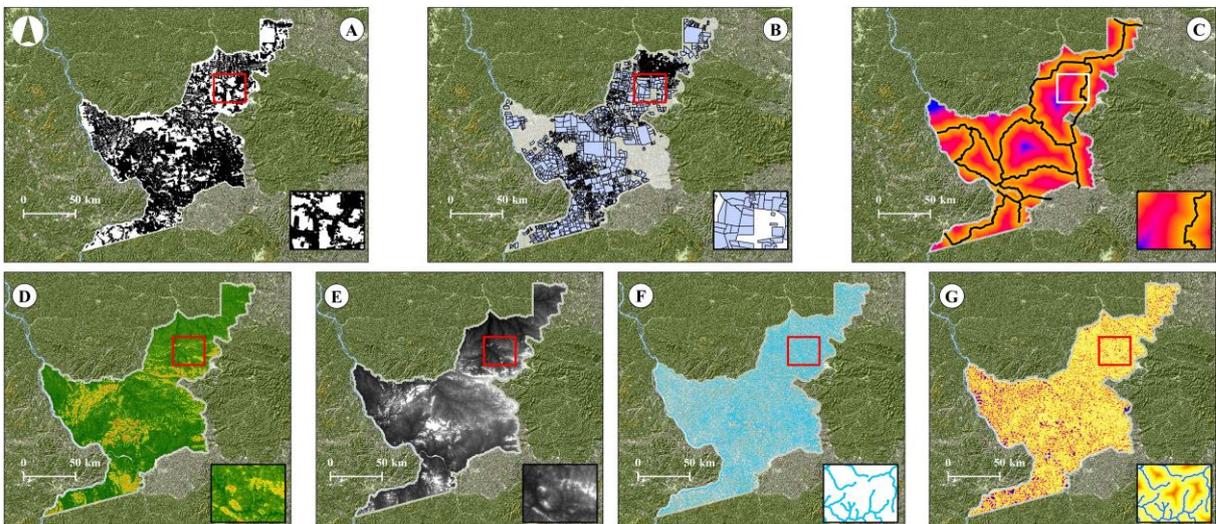


Figura 3.2. Variáveis que compuseram as análises de regressão desse capítulo. A: desmatamento acumulado entre 1988 a 2014; B: propriedades do Cadastro Ambiental Rural; C: distância euclidiana das estradas principais; D: declividade em graus; E: altitude em metros; F: área de preservação permanente na propriedade; G: distância euclidiana da hidrografia.

Fonte: A: Projeto Prodes/INPE (2014); B: Ministério do Meio Ambiente/DF; C: Relatório de diagnóstico ambiental municipal do consórcio SETAGRAFIA (produto 4); D: Obtido por meio de processamento utilizando imagens ASTER/GDEM (*Global Digital Elevation Model*); E: ASTER/GDEM; F: Ministério do Meio Ambiente/DF (escala aproximada 1:25.000); G: Obtido por meio de processamento utilizando rede hidrográfica.

Para compor o delineamento da análise de correlação e regressão, as variáveis altitude (m) e declividade (graus) foram obtidas utilizando a ferramenta *zonal statistics as table* do ArcGis™ 10.2 (ESRI®). Para isso, utilizou-se a opção de escolha da média dos valores, com

referência ao tamanho de cada propriedade, ou seja, todas as variáveis foram obtidas levando em consideração e associação com as propriedades que compõem o arquivo vetorial do CAR. As demais variáveis foram obtidas em arquivos vetoriais utilizando a ferramenta *intersect*.

A informação de cada variável foi relacionada a um código criado na tabela de cada vetor (1 a 2.881 em referência às propriedades do CAR), de forma que posteriormente essas informações em tabelas fossem unificadas em único arquivo vetorial/planilha eletrônica, sem perder a correspondência entre cada observação. Para essa etapa foi utilizada a opção *join data (join and relates)*.

De posse de todas as variáveis foi realizado teste de normalidade dos dados utilizando o teste de Shapiro-Wilk (SHAPIRO; FRANCA, 1972; SHAPIRO; WILK, 1965). O objetivo foi verificar se as variáveis apresentavam distribuição normal ou não. A expressão matemática na qual se refere esse teste pode ser visualizada na Equação 3.1.

$$W = \frac{\left( \sum_{i=1}^n a_i y_{(i)} \right)^2}{\sum_{i=1}^n (y_i - \bar{y})^2} \quad \text{Equação 3.1}$$

Em que: constantes  $a_1, a_2, \dots, a_n$  são calculadas como a solução da Equação 3.2;  $y_i$  = valores ordenados de amostras ( $y_i$  é o menor).

$$(a_1, a_2, \dots, a_n) = \frac{m^T V^{-1}}{(m^T V^{-1} V^{-1} m)^{1/2}} \quad \text{Equação 3.2}$$

Em que:  $m = (m_1, m_2, \dots, m_n)^T$  vetor dos valores esperados das estatísticas de ordem da amostra;  $V$  = matriz de covariâncias dessas estatísticas (SHAPIRO; FRANCA, 1972).

Posteriormente, as variáveis foram submetidas à análise de correlação, para entendimento do relacionamento entre elas. Assim, as variáveis foram submetidas ao teste não-paramétrico de correlação de postos de Spearman (SPEARMAN, 1904). Esse teste não necessita de suposições quanto a distribuição conjunta das variáveis (BAUER, 2007). A fórmula para o cálculo do coeficiente  $\rho$  de Spearman é dada por:

$$\rho = 1 - \frac{6 \sum_{i=1}^n d_i^2}{n^3 - n} \quad \text{Equação 3.3}$$

Onde:  $n$  é o número de pares  $(x_i, y_i)$ ;  $d_i$  (postos de  $x_i$  dentre os valores de  $x$ ) - (postos de  $y_i$  dentre os valores de  $y$ ).

O coeficiente  $\rho$  de Spearman varia de -1 a 1, sendo que mais próximo estiver destes extremos, maior será a associação entre as variáveis aqui relacionadas. Entretanto, o sinal negativo da correlação significa que as variáveis variam em sentido contrário, isto é, as categorias mais elevadas de uma variável estão associadas a categorias mais baixas da outra

variável (SPEARMAN, 1904).

A análise de correlação de Spearman mostrou alguns relacionamentos interessantes entre as variáveis aqui utilizadas, especialmente sobre correlações significativas. Portanto, uma vez entendido a relação de como as variáveis se correlacionam foi realizada a análise de regressão, etapa essa que será detalhada no próximo tópico.

### 3.2.3 Análise de regressão

A análise de regressão se deu em dois momentos. O primeiro foi utilizando a regressão múltipla, por meio do método dos mínimos quadrados ordinários (*Ordinary Least Squares/OLS*). Esse método minimiza a soma de quadrados do resíduo, também chamada soma residual (PUIATTI et al., 2013). E em outro momento foi utilizado o método de regressão geograficamente ponderada (*Geographically Weighted Regression/GWR*).

A regressão geograficamente ponderada (GWR) utiliza-se de técnica que amplia a regressão convencional permitindo que parâmetros locais, em detrimento de globais, sejam estimados (FOTHERINGHAM et al., 2002; 1997). Assim sendo, as estimativas tornam-se específicas para cada localização (CARVALHO et al., 2006), e sua aplicação pode ser observada em vários trabalhos (SONG et al., 2016; SALVATI et al., 2015; SEE et al., 2015; KUMAR et al., 2012; WANG et al., 2005; WHEELER et al., 2005; LEUNG et al., 2000).

O objetivo foi comparar o desempenho dos dois métodos (OLS e GWR) na estimativa do desmatamento em função das seguintes variáveis independentes: área da propriedade rural (2.881 propriedades); distância euclidiana das estradas principais; declividade (graus); altitude (m); área de preservação permanente (APP) e distância euclidiana da hidrografia.

Ambos os modelos foram ajustados em ambiente ArcGis™ 10.2. Para tanto foram utilizadas as ferramentas *spatial statistics tools/modeling spatial relationships/OLS* e *GWR*, respectivamente, *Ordinary Least Squares* e *Geographically Weighted Regression*.

#### 3.2.3.1 Regressão linear múltipla (OLS)

Com o arquivo vetorial obtido em etapas anteriores, contemplando todas variáveis associadas à área desmatada em cada propriedade, foi então realizada a análise de regressão linear múltipla, pelo método dos mínimos quadrados ordinários. A equação 3.4 exemplifica o modelo de regressão múltiplo aplicado à base de dados para estimativa do desmatamento.

$$Y = \beta_0 + \beta_1.X_1 + \beta_2.X_2 + \dots + \beta_n.X_n + \varepsilon \quad \text{Equação 3.4}$$

Em que:  $Y$  = variável dependente;  $\beta_n$  = estimadores dos parâmetros a serem ajustados;  $X_n$  = variáveis independentes;  $\varepsilon$  = erro aleatório do modelo.

### 3.2.3.2 Regressão geograficamente ponderada (GWR)

Utilizando o mesmo arquivo vetorial da etapa anterior foi também ajustado o modelo geograficamente ponderado. Entretanto, a regressão geograficamente ponderada possui várias opções de configuração, com propósito de melhorar e adequar os ajustes. Segundo Ramirez et al. (2014), essa regressão se baseia na escolha de um método espacial *Kernel*, que por sua vez depende da distribuição dos dados na região em estudo.

Quando foi identificada a distribuição uniforme dos dados no espaço, o método *Kernel* com distância fixa foi aplicado. Em casos de distribuição não uniforme, o método espacial adaptativo foi aplicado, pois a distância irá mudar de acordo com a densidade espacial das amostras e assim, a largura da banda torna-se em função do número de vizinhos mais próximos. Dessa forma, cada estimativa local foi baseada no mesmo número de vizinhos, conforme sugerido por Ramirez et al. (2014).

Nessa abordagem foram utilizados os dois métodos *Kernel*, adaptativo e distância fixa, com duas variações para o método de distância fixa, 10.000 e 15.000 metros, e uma para o método adaptativo, utilizando 30 vizinhos (*Default*). Portanto, ao todo foram três (3) ajustes para a regressão geograficamente ponderada.

Para definir as distâncias fixas que foram adotadas, o arquivo vetorial com as propriedades do CAR foi submetido a análise *Incremental Spatial Autocorrelation*, presente no módulo *Spatial Statistics Tools* do ArcGis™. Essa análise estatística cria gráfico de linha indicando a distância que reflete a intensidade de agrupamento espacial mais pronunciada, com base em valores estatísticos chamados *z-scores*.

Essas distâncias onde ocorrem os pontos máximos de agrupamentos são apropriadas para serem utilizadas em ferramentas e trabalhos que necessitam de parâmetros de distância, raio ou largura de bandas. Fato esse verificado nos trabalhos de Ogneva-Himmelberger et al. (2015), Tan e Li (2014) e Maingi et al. (2012).

A equação 3.5 exemplifica o modelo de regressão geograficamente ponderada aplicado à base de dados para estimativa do desmatamento.

$$y_i = a_{0,i} + \sum_{k=1}^p a_{k,i} \cdot x_{k,i} + \varepsilon_i \quad \text{Equação 3.5}$$

Em que:  $a_{0,i}$  é o intercepto local específico da localização  $i$ ;  $a_{k,i}$  é o valor do  $k$ -ésimo coeficiente angular local específico da localização  $i$ ;  $\varepsilon$  = erro aleatório do modelo.

Os parâmetros de configuração dos ajustes para os modelos de regressão geograficamente ponderados utilizados nesse capítulo podem ser visualizados na Tabela 3.1.

Tabela 3.1. Parâmetros utilizados para configuração dos ajustes do modelo por meio de regressão geograficamente ponderada.

Método <i>Kernel</i>	Largura de banda	Distância (km)	Número de vizinhos
Fixo	<i>Bandwidth parameter</i>	10,0	---
Fixo	<i>Bandwidth parameter</i>	15,0	---
Adaptativo	<i>Bandwidth parameter</i>	---	30

Em que: Largura de banda especifica como a amplitude da função Kernel deverá ser determinada. Quando a opção do critério de Akaike (AICc) ou coeficiente de variação (CV) são selecionados, a regressão encontrará os parâmetros de distância e o número de vizinhos automaticamente, pois entende-se que o usuário não sabe que parâmetros utilizar. Já a opção *bandwidth parameter* necessita especificação dos valores tanto de distância quanto de número de vizinhos.

Para cada uma das 2.881 observações (2.881 propriedades), a regressão geograficamente ponderada estimou todos os parâmetros ( $b_0, b_1, \dots, b_n$ ). Dessa forma, foi utilizada a *mediana* dos coeficientes ajustados para as propriedades do CAR (SONG et al., 2016; RAMIREZ et al., 2014; KUMAR et al., 2012; SÁ et al., 2011; WANG et al., 2005).

### 3.2.3.3 Avaliação dos ajustes e comparação entre os métodos OLS e GWR

Após os ajustes dos modelos OLS e GWR, ambos foram avaliados por meio de suas estatísticas de ajuste e de precisão. As estatísticas mediram a grau de desempenho dos modelos na estimativa do desmatamento e os critérios para essa avaliação foram: coeficiente de determinação ajustado ( $R^2_{ajust}$ ), erro padrão da estimativa absoluto e em porcentagem ( $S_{yx}$ ,  $S_{yx}\%$ ) e correlação entre valores estimados e observados ( $r$ ) (DRAPER; SMITH, 1998).

Foi também estabelecida a análise da distribuição gráfica dos resíduos padronizados (GUJARATI, 2011; SCOLFORO, 2005), cujo objetivo foi verificar alguma tendência na estimativa do desmatamento, bem como o uso do critério de informação de Akaike (AIC) (AKAIKE, 1974) e estatística *sigma* (desvio padrão estimado dos resíduos). As expressões matemáticas das estatísticas mencionadas anteriormente são apresentadas a seguir.

- *Coefficiente de determinação ajustado ( $R^2_{ajust}$ ):* Mostra a quantidade da variável dependente que está sendo explicada pelas variáveis independentes.

$$R^2_{ajust} = R^2 - \left( \frac{n-1}{n-p} \right) (1 - R^2) \quad \text{Equação 3.6}$$

Em que:  $R^2_{ajust}$  = Coeficiente de Determinação Ajustado;  $p$  = Número de coeficientes do modelo matemático;  $n$  = Número de observações.

- *Erro padrão da estimativa ( $S_{yx}$ ):* Indica a precisão apresentada pelas estimativas em relação aos valores observados. Assim sendo, quanto menor for o erro padrão da estimativa melhores serão os resultados das estimativas.

$$S_{yx} = \sqrt{QM_{resíduo}} \quad \text{ou} \quad S_{yx} = \sqrt{\frac{(Y_i - Y_e)^2}{n-p}} \quad \text{Equação 3.7}$$

Em que:  $S_{yx}$  = Erro Padrão da Estimativa;  $QM_{resíduo}$  = Quadrado Médio do resíduo, obtido na análise da variância;  $Y_i$  = Variável observada;  $Y_e$  = Variável estimada;  $n$  = Número de observações;  $p$  = Número de coeficientes do modelo matemático.

- *Erro padrão da estimativa (Syx%)*: Esse coeficiente na forma percentual é importante meio para comparação entre equações, pois ele expressa percentualmente o erro padrão da estimativa ( $S_{yx}$ ).

$$S_{yx}(\%) = \frac{S_{yx}}{\bar{y}} \cdot 100 \quad \text{Equação 3.8}$$

Em que:  $S_{yx}(\%)$  = Coeficiente de variação em percentagem;  $S_{yx}$  = Erro padrão da estimativa;  $\bar{y}$  = Média aritmética da variável dependente.

- Crítério de informação de Akaike (AIC): É uma medida que expressa quantitativamente a qualidade relativa do ajuste. O valor de AIC aumenta quando a soma de quadrados dos erros aumenta.

$$AIC = -2 \ln(L_p) + 2p \quad \text{Equação 3.9}$$

Em que:  $L_p$  = Valor que torna máxima a função de máxima verossimilhança do modelo estimado;  $p$  = Número de coeficientes do modelo matemático.

Após a análise dessas estatísticas, bem como comparação entre os gráficos de dispersão de resíduos e análise de autocorrelação dos resíduos, procedeu-se análise visual da distribuição espacial do coeficiente de determinação ( $R^2$ ), apenas para os modelos que apresentaram estatísticas satisfatórias. Essa análise também contribuiu no entendimento final para a escolha do melhor método de ajuste (SALVATI et al., 2015; SÁ et al., 2011).

### 3.2.4 Simulação de propriedades com padrão organizado e desorganizado

Com o objetivo de entender a fragmentação direcional, visto no capítulo anterior, sobre o efeito da organização espacial do arranjo das propriedades, bem como de estradas planejadamente construídas, foi então elaborados cenários de comparação entre padrões de arranjos diferentes, sendo eles: organizado (com padrão do desmatamento *fishbone*) e desorganizado/espontâneo (existente/atual).

#### 3.2.4.1 Propriedades com padrão espacial organizado (PO)

A criação do padrão organizado (PO) seguiu como referência o tamanho das propriedades de assentamentos do INCRA (Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária) na região em estudo, bem como o padrão utilizado por Walker et al. (2004). Nesse arranjo (*fishbone*), as propriedades são igualmente distribuídas e sistematicamente limitadas por estradas principais e secundárias (GEIST; LAMBIN, 2001; NEPSTAD et al., 1997; SKOLE et al., 2004; DALE et al., 1993). Na estrada principal se inicia a construção de lotes, em que a frente de cada lote fica voltada à estrada principal. Os demais lotes são distribuídos ao longo das estradas secundárias que se distanciam entre se a cada cinco km (Figura 3.3).

O segmento da estrada principal foi selecionado aleatoriamente conforme estradas principais existentes na área de estudo (Figura 3.2, quadro C). Após a seleção do segmento da estrada principal, as propriedades foram criadas por meio da ferramenta *Repeating Shapes for ArcGis* (JENNESS, 2012). As propriedades da estrada principal tiveram *grid* com dimensões de 500 x 2.000 metros e as propriedades das estradas secundárias tiveram *grid* com dimensões de 400 x 2.500 metros, totalizando 100 hectares (SIMMONS et al., 2016; ARIMA et al., 2015).

Porém, com intuito de simular propriedades com tamanhos que reproduzissem o mesmo cenário visto em Walker et al. (2004), algumas propriedades foram aleatoriamente sorteadas e tiveram suas áreas mescladas com propriedades vizinhas e, dessa forma, tiveram suas áreas aumentadas. Ao final desse processo obteve-se estatísticas de tamanho, desvio padrão, tamanho máximo e mínimo, para comparar com as propriedades utilizadas por Walker et al. (2004).

O arranjo das propriedades com distribuição espacial organizada, estrada principal selecionada, bem como estradas secundárias planejadamente e sistematicamente criadas, podem ser visualizadas na Figura 3.3.

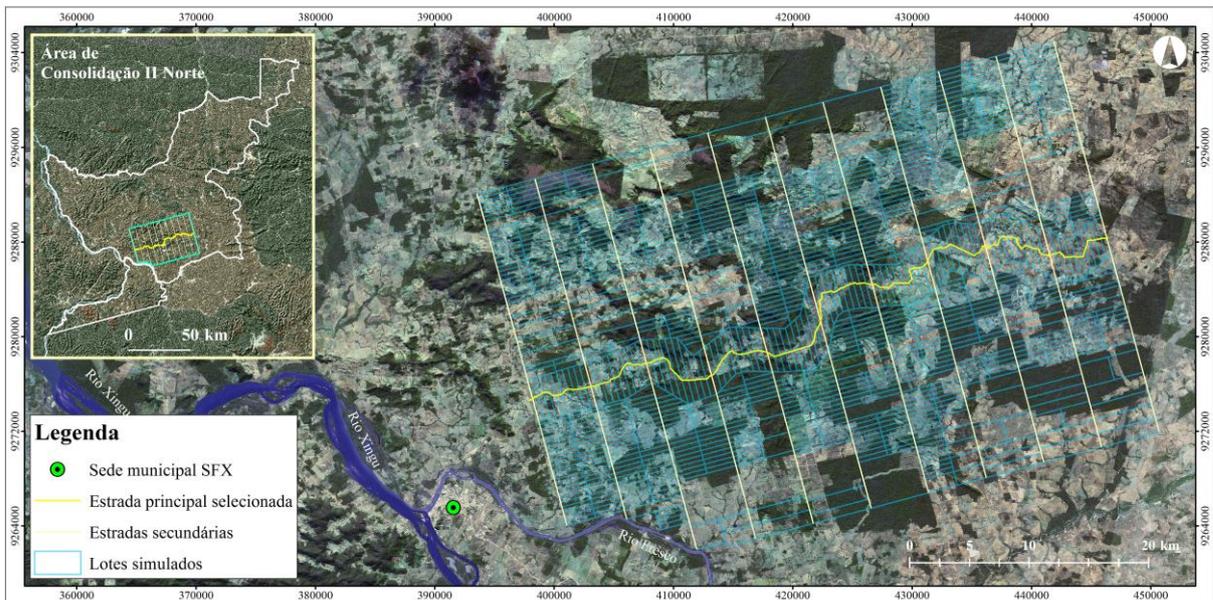


Figura 3.3. Propriedades simuladas com padrão organizado, estradas secundárias, estrada principal selecionada e localização da área de simulação.

A elaboração das propriedades PO (1.093 propriedades) resultou em um total de 166.421 hectares (1.664 km<sup>2</sup>). Também foram definidas a localização da estrada principal e das estradas secundárias. Na sequência, foi selecionado espacialmente, para o mesmo limite apresentado na Figura 3.3, as propriedades com padrão desorganizado existentes atualmente na base do CAR. Essa fase é apresentada com detalhes no tópico seguinte deste Capítulo.

### 3.2.4.2 Propriedades com padrão espacial desorganizado (PD)

Este padrão espacial de propriedades é composto por propriedades que foram arranjadas e distribuídas espontaneamente sobre uma área, em vez de serem distribuídas regularmente ao longo das estradas, como o PO. Esse tipo de arranjo espacial de propriedades se desenvolveu com o estabelecimento de famílias independentemente dos programas governamentais, em geral sobre terras públicas da União, o que gerou um padrão difuso do desmatamento (OLIVEIRA-FILHO; METZGER, 2006; GEIST; LAMBIN, 2001).

Nessa etapa, o arquivo vetorial do CAR, apresentando as características acima, foi intersectado com o limite geral das propriedades, consequentemente, obteve-se então as propriedades com PD, que pertencem atualmente a esse limite (565 propriedades). Em seguida, essas propriedades foram isoladas em arquivo único para utilização em fases posteriores.

Dessa forma, a área para comparação entre os dois cenários com propriedades de PO e PD foi a mesma. E com base no tamanho e arranjo das propriedades obteve-se a estimativa do desmatamento em cada uma delas utilizando a análise de regressão citada anteriormente.

Destaca-se que o PD de propriedades é o padrão real existente na área de estudo (CAR). Como forma de ajustar as comparações entre os cenários (PO e PD), foram adicionadas ao contexto da análise, estradas secundárias existentes no local. As propriedades com PD pertencentes ao CAR, contempladas no limite aqui utilizado para comparação e também as estradas principais e secundárias podem ser visualizadas na Figura 3.4.

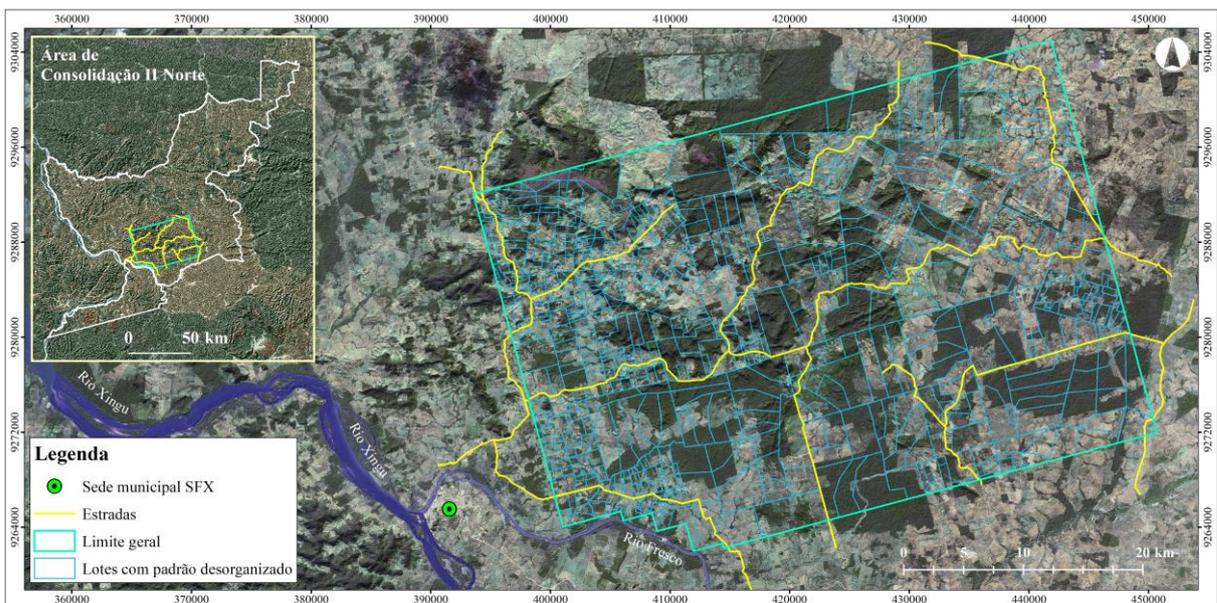


Figura 3.4. Propriedades do CAR com Padrão de ocupação desorganizado (PD), estradas secundárias, estrada principal selecionada e localização da área de simulação.

Com a finalização dos processos de obtenção das propriedades, tanto de PO quanto de PD, foram então realizadas as estimativas do desmatamento em cada uma dessas propriedades.

Os detalhes desse procedimento podem ser visualizados na etapa seguinte.

### **3.2.5 Estimativa do desmatamento nas propriedades com PO e PD por meio da GWR**

Uma vez criado o cenário com PO de propriedades e obtido o PD atualmente presente na área de estudo foi então realizada a estimativa do desmatamento em cada propriedade. Entretanto, como os dois padrões possuem arranjos espaciais diferentes de propriedades foi definido que as estimativas seriam feitas separadamente.

A primeira etapa foi a obtenção das mesmas variáveis independentes citadas em tópicos anteriores nesse capítulo (Figura 3.2), com intuito de indexar e correlacionar cada variável a cada uma das propriedades existentes (PO e PD), bem como foi utilizado os mesmos procedimentos metodológicos.

Porém, como as estradas em ambos cenários apresentaram nova configuração espacial, as mesmas foram novamente submetidas ao procedimento para obtenção da distância euclidiana. Esta variável compõe o modelo de regressão ajustado anteriormente e foi utilizada para estimativa do desmatamento nas propriedades.

Posteriormente à etapa de obtenção das variáveis foi utilizada a equação geograficamente ponderada ajustada anteriormente, para a estimativa do desmatamento. Entretanto, como a GWR permite que parâmetros locais, em detrimento de globais, sejam estimados (FOTHERINGHAM et al., 2002; 1997), os parâmetros utilizados para a estimativa foram as medianas dos parâmetros pertencentes à região onde as propriedades estão inseridas.

A seleção das propriedades que fizeram parte do primeiro ajuste, necessária para obtenção da mediana dos parâmetros, se deu utilizando o limite geral das propriedades, conforme Figura 3.4. Com esse limite sobre o arquivo vetorial das propriedades do CAR, submetido à análise de GWR anteriormente, foi realizada por meio da ferramenta *selection by location* do ArcGis™, a seleção das propriedades que estavam contempladas nesse limite. O processo para seleção dessas propriedades pode ser visualizado na Figura 3.5.

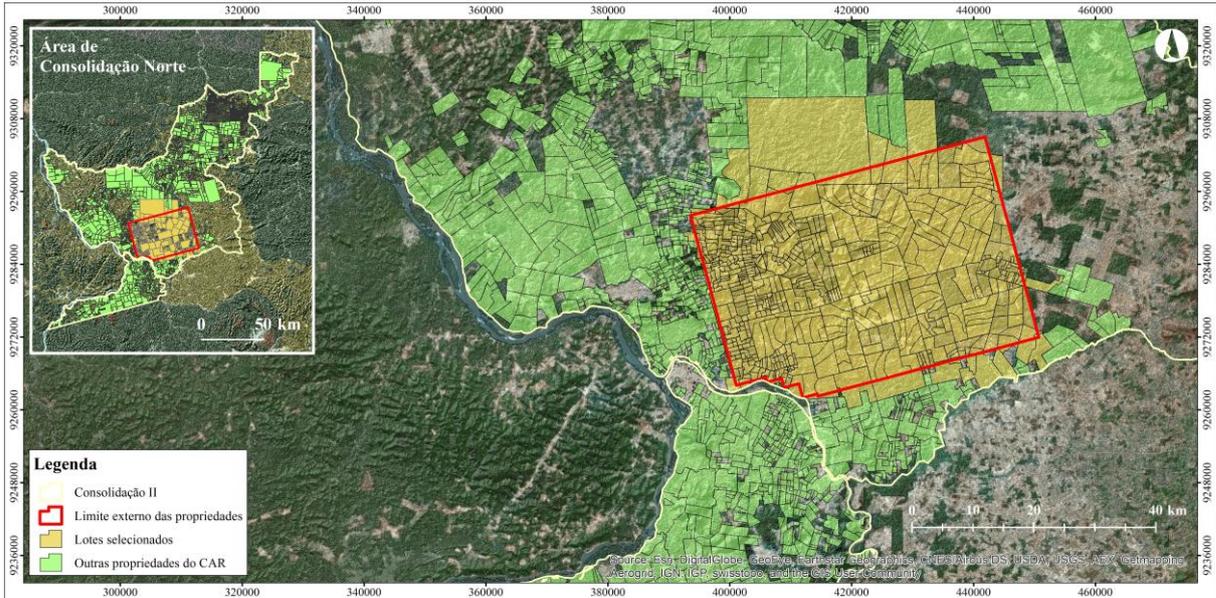


Figura 3.5. Propriedades selecionadas para obtenção da mediana dos parâmetros ajustados, por meio da regressão geograficamente ponderada.

Após a seleção das propriedades, os dados derivados do ajuste GWR para cada propriedade foram exportados para planilha eletrônica e, posteriormente, obtida a mediana de cada parâmetro ajustado. O procedimento da GWR estima para cada propriedade os parâmetros, conforme mencionado anteriormente, bem como apresenta o valor da estimativa da variável de interesse e o coeficiente de determinação local ( $R^2$ ). O resultado simplificado do ajuste GWR para algumas propriedades selecionadas é apresentado na Tabela 3.2.

Tabela 3.2. Resultados observados simplificados do procedimento da GWR para seis propriedades selecionadas, objetivando a obtenção das medianas dos coeficientes ajustados.

Propriedade	Observado	Estimativa	$R^2$ local	Coeficientes locais ajustados por meio da GWR						
				$b_0$	$b_1$	$b_2$	$b_3$	$b_4$	$b_5$	$b_6$
12	198,5	167,2	0,969	46,9568	-0,1473	-0,8551	-0,0205	0,0004	-0,4423	0,9835
15	53,8	55,3	0,991	29,8221	-0,1208	1,1348	0,0167	-0,0002	-0,4862	0,8254
17	126,7	115,5	0,969	141,8644	-0,5733	0,2590	0,0891	-0,0076	0,4862	0,7531
152	725,1	738,3	0,996	127,1496	-0,6439	4,4074	0,1637	-0,0076	3,4900	0,4449
212	560,1	557,9	0,998	71,0280	-0,2483	-0,1455	-0,0612	0,0005	1,4352	0,9432
264	33,4	38,8	0,993	-275,4291	1,5405	-0,9411	-0,0089	-0,0053	-9,8942	0,5904
Mediana dos coeficientes				58,9924	-0,1978	0,0567	0,0039	-0,0028	0,0219	0,7892

Em que: Propriedade = código de referência de cada propriedade do CAR; Observado = desmatamento real (*ha*) observado na propriedade; Estimativa = desmatamento (*ha*) estimado pela GWR;  $R^2$  local = coeficiente de determinação local;  $b_0$  = intercepto;  $b_1$  = altitude;  $b_2$  = área de APP na propriedade;  $b_3$  = distância euclidiana da hidrografia;  $b_4$  = distância euclidiana das estradas principais;  $b_5$  = declividade em graus;  $b_6$  = área da propriedade.

Com base nos dados das variáveis indexadas para cada propriedade (Tabela 3.2) para cada cenário (PO e PD), bem como das medianas dos coeficientes, foi então realizada a estimativa do desmatamento em cada propriedade.

### 3.2.5.1 Comparação estatística entre as estimativas e o desmatamento observado nas propriedades PO e PD

Após as estimativas do desmatamento nas propriedades com PO (1.093 propriedades) e PD (565 propriedades), o arquivo vetorial de ambas foi submetido ao procedimento de *intersect* do ArcGis™, com os dados do Prodes (INPE, 2014) de desmatamento. O objetivo foi comparar os valores das estimativas em relação aos valores reais dos desmatamentos ocorridos dentro de cada propriedade do CAR, com base na informação vetorial do Projeto Prodes (INPE, 2014), utilizando o teste estatístico proposto por Kruskal e Wallis (1952), ao nível de 5% de significância. O procedimento para obtenção da área desmatada real de cada propriedade, com PO e PD, é apresentado na Figura 3.6.

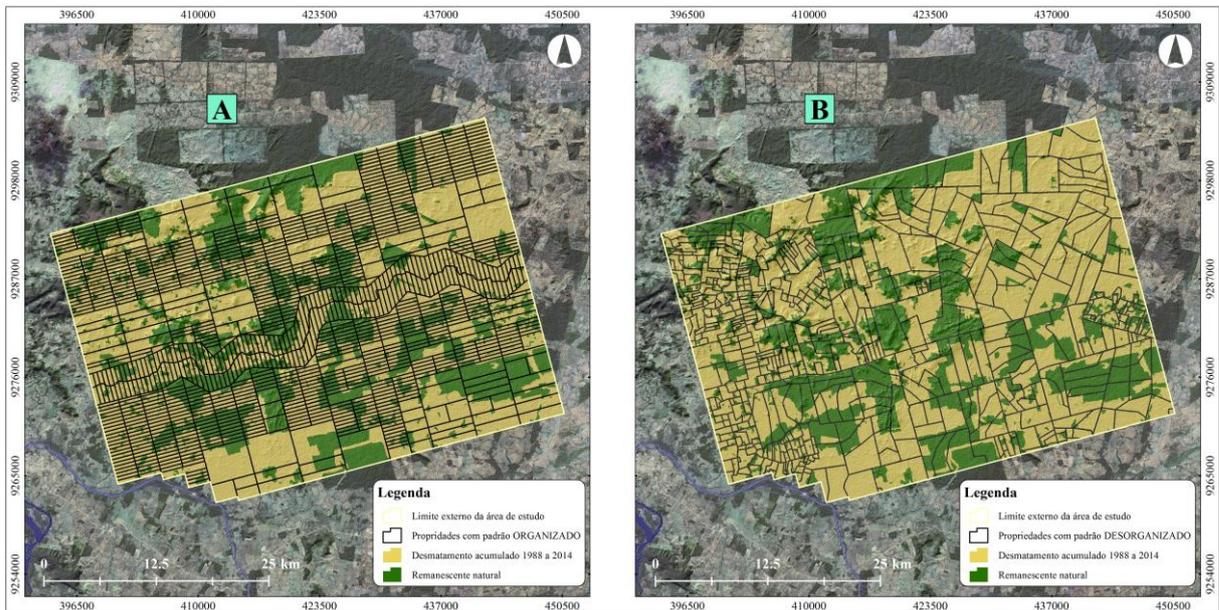


Figura 3.6. Procedimento para intersecção do desmatamento real ocorrido nas propriedades, objetivando a comparação estatística entre as estimativas do modelo GWR. A: propriedades PO; B: propriedades PD.

Como complemento às análises estatísticas do teste de Kruskal-Wallis (1952), também foram obtidas para cada padrão de distribuição espacial de propriedades (PO e PD), média, soma, valor máximo e mínimo, variância e desvio padrão. Todas essas variáveis relacionadas às estimativas do desmatamento nas propriedades. Foi também elaborado gráfico de correlação entre as estimativas do desmatamento e os valores reais observados.

Ao fim dessa etapa, todas as propriedades, nos dois padrões de distribuição espacial, tiveram as estimativas de desmatamento incluídas em seus respectivos arquivos vetoriais. Essa informação foi importante pois nas etapas seguintes a quantidade de desmatamento nas propriedades foi alocada, por meio de um algoritmo em plataforma Python™, que utilizou dessa informação para alocar o total desmatado em cada uma delas.

A proposta desse algoritmo foi simular padrão de desmatamento, cujo argumento

principal foi que os processos sociais (construção de estradas, por exemplo) e o tamanho das propriedades são pontos relevantes quando o objetivo é modelar padrões de paisagem. Este algoritmo foi escrito por E. Arima (*University of Texas at Austin, Department of Geography and the Environment*) e é uma adaptação de Walker et al. (2004).

### 3.2.6 Alocação da estimativa do desmatamento nas propriedades

A alocação do desmatamento nas propriedades rurais foi feita a partir da adaptação realizada no algoritmo de Walker et al. (2004), que possibilitou alocar as estimativas de desmatamento de acordo com a probabilidade de ocorrência, que nesse caso foi a proximidade de estradas, bem como a combinação das variáveis independentes utilizadas para explicar o desmatamento na *GWR*.

Esse algoritmo requer basicamente dois (2) arquivos para gerar a alocação dos desmatamentos. Um deles foi o arquivo vetorial das propriedades com a quantidade de área desmatada por propriedade. Como visto anteriormente, essa informação adveio da regressão geograficamente ponderada. No algoritmo sua descrição associativa foi a palavra “*lotes*”.

Para o algoritmo alocar o desmatamento por propriedade foi necessário obter a taxa de desmatamento. Essa informação sucedeu da divisão simples da área desmatada pela área da propriedade (valores de 0 a 1). O resultado foi a alocação de 100% da taxa do desmatamento nas propriedades. Porém, objetivou simular a alocação como se todas as propriedades tivessem desmatado 50% de sua área e, conseqüentemente, verificar quais seriam os efeitos dessa taxa sobre a fragmentação direcional da paisagem (FD).

Para isso, criou-se na tabela do arquivo vetorial das propriedades uma coluna com a taxa de 0,5 para todas as propriedades. O resultado final foi a criação de dois (2) cenários: alocação de 100% e 50% do desmatamento por propriedade (ano de referência 2014, INPE/PRODES).

O segundo arquivo foi do tipo *raster*. Chamado no código do algoritmo de “*zpropdist*”, esse arquivo contém informações da probabilidade de ocorrência do desmatamento, pois levou-se em consideração variáveis independentes utilizadas para explicar o desmatamento na *GWR*. Esse segundo arquivo, de fato, foi uma combinação normalizada de dois outros arquivos *raster*, *zpropdist1* e *zpropdist2*, cujo detalhamento das etapas de obtenção será esclarecido a seguir.

- *zpropdist1*: Trata-se da distância euclidiana normalizada das estradas, tanto para o PO quanto o PD (Figura 3.7).
- *zpropdist2*: É a combinação somada dos arquivos *raster* das variáveis independentes, multiplicada pela mediana dos coeficientes correspondentes da *GWR*. As variáveis foram: (*b*<sub>1</sub>) altitude; (*b*<sub>3</sub>) distância euclidiana da hidrografia; (*b*<sub>4</sub>) distância euclidiana

das estradas; ( $b_5$ ) declividade (Figura 3.8).

Nos próximos dois tópicos (itens 3.2.6.1 e 3.2.6.2) serão detalhados os métodos e processos que foram necessários para a obtenção dos arquivos *zpropdist1* e *zpropdist2*, que juntos formaram o arquivo final chamado *zpropdist* (item 3.2.6.3).

### 3.2.6.1 Método para obtenção do arquivo *zpropdist1*

Para obter o arquivo *zpropdist1*, o *raster* com as distâncias euclidianas das estradas foi intersectado com o arquivo vetorial das propriedades, por meio da ferramenta *Zonal Statistics*. Essa ferramenta criou dois arquivos *rasters* com valores máximos e mínimos para as distâncias euclidianas das estradas (*statistics type: maximum; minimum*), necessários para a normalização do arquivo *zpropdist1*. Posteriormente, com auxílio do *Raster Calculator* do ArcGis™, aplicou-se a Equação 3.10 e, conseqüentemente, o resultado foi a obtenção do “*zpropdist1*” normalizado, com valores que variaram de 0 a 1. Sendo 1 quando os *pixels* estão muito próximos às estradas e 0 quando os *pixels* estão distantes das estradas.

$$zpropdist1 = \frac{ED - max}{min - max} \quad \text{Equação 3.10}$$

Em que: *zpropdist1* = *raster* normalizado da distância euclidiana das estradas; *ED* = distância euclidiana das estradas; *max* e *min* = valores máximos e mínimos das distâncias euclidianas das estradas, obtidos por meio da ferramenta *Zonal Statistics*.

Esse primeiro arquivo foi muito importante na alocação do desmatamento, pois assume-se aqui que a estrada tem papel fundamental na origem de exploração da floresta e, conseqüentemente, no desmatamento, pois favorecem o acesso e ajuda na escoação madeireira. Tais relações foram verificadas e relatadas em vários trabalhos sobre o tema (MATTE et al., 2015; RODRIGUES-FILHO et al., 2015; ARIMA et al., 2015; AHMED et al., 2014; BARBER et al., 2014; CHAVEZ, 2014; AHMED et al., 2013; ARIMA et al., 2013; LAURENCE et al., 2009).

Como forma de deixar o processo mais intuitivo para obtenção do arquivo *raster zpropdist1*, bem como os arquivos *max* e *min* utilizados na metodologia para normalização dos dados, a Figura 3.7 apresenta o procedimento apenas para o PO espacial de propriedades. Vale ressaltar que foram utilizados os mesmos procedimentos do padrão espacial de propriedade PO para o padrão espacial de propriedades PD.

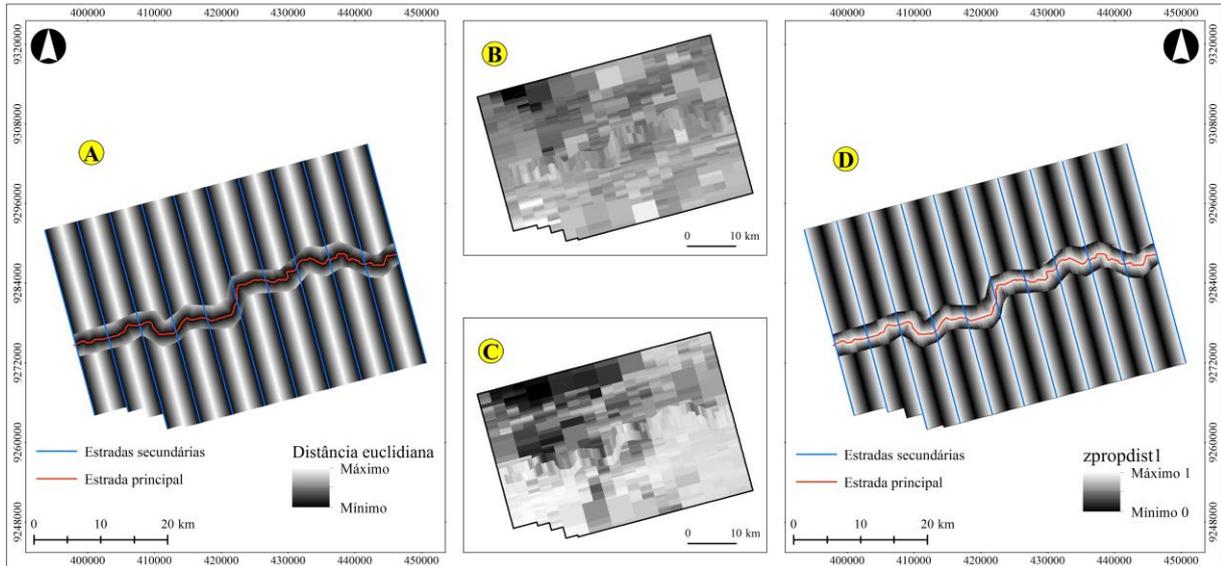


Figura 3.7. Etapas do processo para obtenção do *raster* *zpropdist1* conforme metodologia citada anteriormente. A = distância euclidiana das estradas secundárias e principal; B = valores máximos (*max*) das distâncias euclidianas conforme arquivo vetorial de propriedades; C = valores mínimos (*min*) das distâncias euclidianas; D = arquivo *zpropdist1* obtido por meio da Equação 3.10.

Como pode ser visto no quadro A (Figura 3.7), os maiores valores das distâncias euclidianas ficaram mais afastados das estradas principais, resultado consistente com a função *Euclidean Distance* (ArcGis™). Porém, para a alocação das taxas de desmatamento, conforme padrão *fishbone* de desmatamento (PO), foi necessário associar a ocorrência inicial dos desmatamentos com a proximidade das estradas.

Isso foi possível com o resultado do quadro D, onde se observa no arquivo *zpropdist1* valores altos normalizados próximos às estradas. Esse arquivo foi somado com ao *zpropdist2*, para obtenção das probabilidades totais de cada *pixel* para alocar ou não o desmatamento. A obtenção do *raster* *zpropdist2* foi detalhado na etapa seguinte, bem como a junção dos dois ( $zpropdist1 + zpropdist2 / 2 = zpropdist$ ).

### 3.2.6.2 Método para obtenção do arquivo *zpropdist2*

O arquivo *zpropdist2* é a soma dos *rasters* das variáveis que foram multiplicadas pela mediana dos coeficientes obtidos na *GWR*, sendo eles: ( $b_1$ ) altitude (-0,13078); ( $b_3$ ) distância euclidiana da hidrografia (0,02617); ( $b_4$ ) distância euclidiana das estradas (-0,00037); ( $b_5$ ) declividade (-0,52159). Com o resultado de cada multiplicação obteve-se um *raster* da área de estudo, em que cada *pixel* representou o valor da multiplicação do coeficiente ( $b_n$ ), com o valor da respectiva variável no *raster* (Figura 3.8).

De acordo com a Figura 3.8, os quadros 1A, 2A, 3A e 4A são os *rasters* originais das variáveis supracitadas, respectivamente, altitude, distância euclidiana da hidrografia, distância euclidiana das estradas e declividade. Já os quadros 1B, 2B, 3B e 4B são os produtos obtidos

por meio da multiplicação dos *rasters* das variáveis originais com a mediana dos coeficientes da GWR, respectivamente, ( $b_1$ ) altitude; ( $b_3$ ) distância euclidiana da hidrografia; ( $b_4$ ) distância euclidiana das estradas; ( $b_5$ ) declividade.

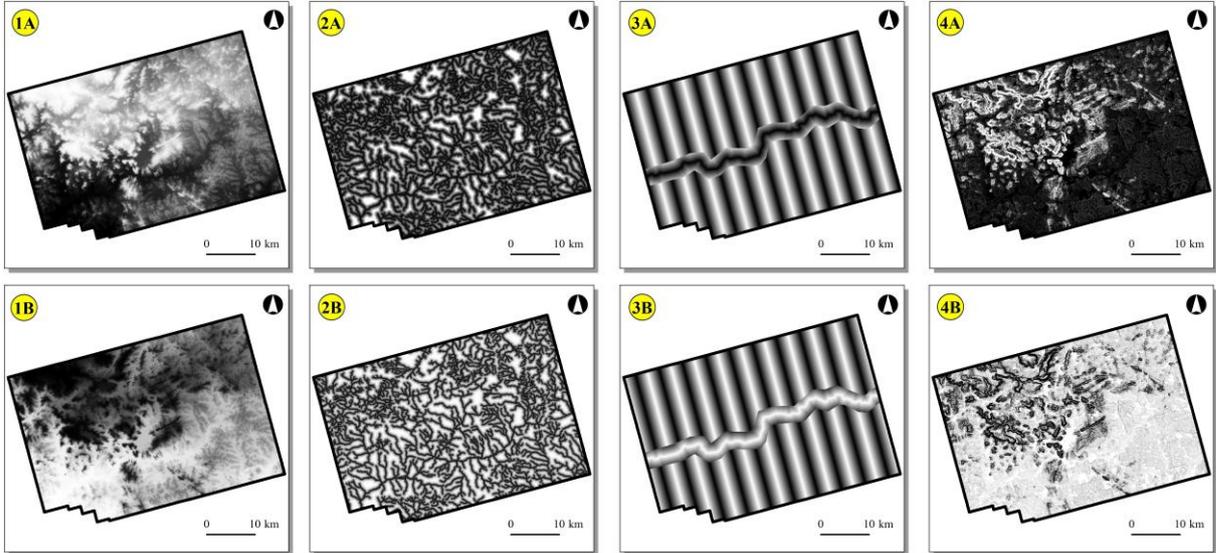


Figura 3.8. *Rasters* das variáveis obtidos por meio da multiplicação da mediana de cada coeficiente ajustado na GWR.

Após a obtenção dos quatro arquivos *rasters* (1B, 2B, 3B e 4B), procedeu-se a soma (Equação 3.11) entre eles. O resultado foi um arquivo intermediário ao *zpropdist2*, que foi normalizado conforme procedimento metodológico ilustrado na Figura 3.7. Após a normalização, o resultado foi o arquivo *zpropdist2*, para ambos padrões espaciais de propriedades (Figura 3.9).

$$Zprop_{intermediário} = 1B + 2B + 3B + 4B \quad \text{Equação 3.11}$$

Em que:  $Zprop_{intermediário}$  = *raster* intermediário que foi normalizado dando origem ao *zpropdist2*; 1B = *raster* altitude; 2B = *raster* distância euclidiana da hidrografia; 3B = *raster* distância euclidiana das estradas; 4B = *raster* declividade.

Os arquivos em formato *rasters zpropdist2*, para as propriedades com PO e PD, podem ser visualizados na Figura 3.9.

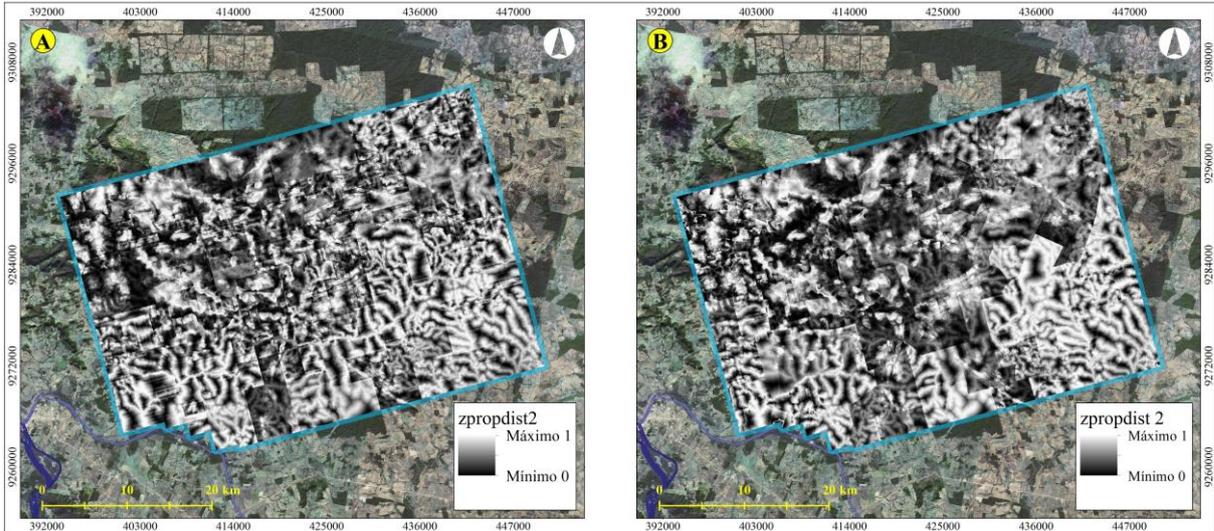


Figura 3.9. Arquivos *rasters zpropdist2* para as propriedades PO (A) e PD (B).

Após a obtenção dos arquivos *zpropdist2* (Figura 3.9), bem como dos arquivos *zpropdist1* (Figura 3.7), para cada padrão espacial de propriedades, obteve-se então a média entre ambos e, conseqüentemente, foi obtido o arquivo “*zpropdist*”. Este último arquivo foi necessário para determinar a alocação do desmatamento dentro de cada propriedade, nos dois padrões de distribuição espacial.

### 3.2.6.3 Método para obtenção do arquivo final *zpropdist*

Como relatado anteriormente, os arquivos *zpropdist1* e o *zpropdist2* foram unificados utilizando o somatório de ambos e dividindo por dois (média), conforme Equação 3.12. Os produtos como resultados foram dois arquivos *zpropdist*, com valores variando de 0 a 1. Esses valores representam a probabilidade da ocorrência do desmatamento, em que, *pixels* próximos a 1 serão desmatados mais rapidamente que *pixels* com valores próximos de 0.

Essa escala de 0 a 1 reflete a combinação de variáveis utilizadas para explicar o desmatamento por meio da GWR e também, a associação da ocorrência do desmatamento pela proximidade das estradas.

$$zpropdist = \frac{zpropdist1 + zpropdist2}{2} \quad \text{Equação 3.12}$$

Em que: *zpropdist* = *raster* com *pixels* de valores normalizados da probabilidade da ocorrência de desmatamento; *zpropdist1* = *raster* com informações relativas à proximidade de estradas; *zpropdist2* = combinação de variáveis que ajudam explicar o desmatamento.

O resultado final dos arquivos *zpropdist* para cada padrão espacial de distribuição de propriedades pode ser visualizado na Figura 3.10, bem como as imagens *zpropdist1* e *zpropdist2* utilizadas anteriormente.

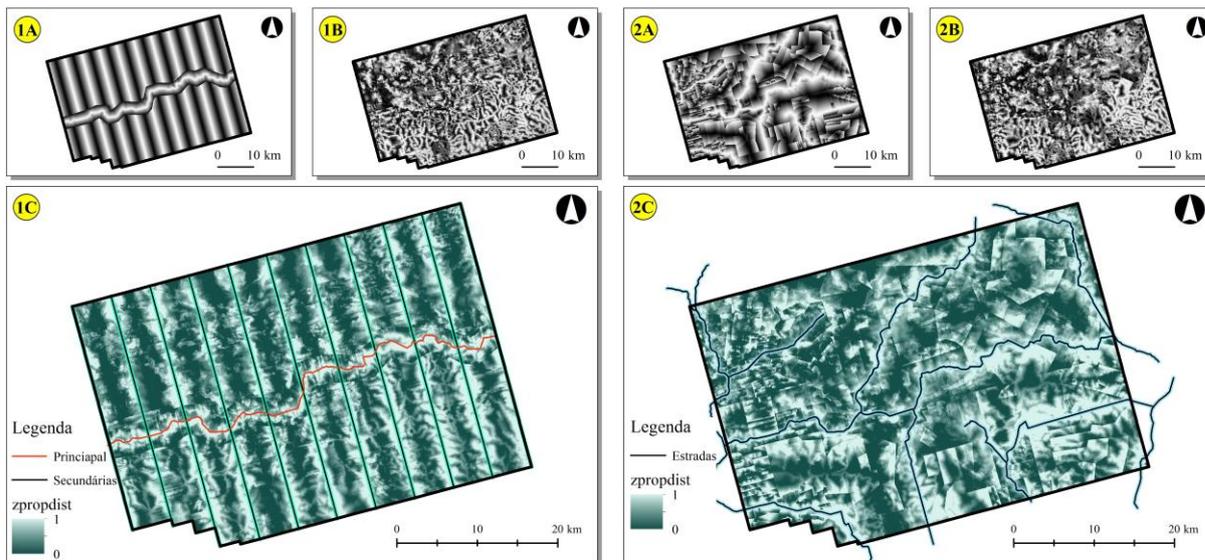


Figura 3.10. Arquivos *zpropdist* para os dois padrões espaciais de distribuição de propriedades, com a probabilidade de ocorrência de desmatamento. 1A e 2A: *zpropdist1*; 1B e 2B: *zpropdist2*; 1C e 2C: *zpropdist*. Em que, (1) PO; (2) PD.

A partir da obtenção dos dois arquivos *zpropdist*, procedeu-se então a alocação de 100% e 50% dos desmatamentos nas propriedades, com arranjos espaciais PO e PD. Neste caso, os arquivos *zpropdist* exibidos na Figura 3.10 apresentaram *pixels* com probabilidades de ocorrência dos desmatamentos, porém, o que determinou a quantidade da taxa de desmatamento (100% e 50%) a ser alocada, em cada propriedade, foram as informações das taxas advindas dos arquivos vetoriais, conforme explicado no item 3.2.6.

### 3.2.6.4 Algoritmo de alocação das taxas de desmatamento nas propriedades

A alocação envolveu uma série temporal de 20 anos, em que a taxa de 100% e 50% do desmatamento foi diluída nessa série. O resultado foi a alocação anual da taxa média em 20 anos (INPE/PRODES, 2014). Dessa forma, foi possível verificar a evolução média das taxas de desmatamento na área de estudo, com o objetivo de comparar os padrões de desmatamento por meio da análise de fragmentação direcional.

O fluxograma apresentado na Figura 3.11 exemplifica como o algoritmo alocou as taxas de desmatamento, bem como detalha o processo, passo a passo, até a obtenção final dos últimos cenários (ano base 2014/PRODES) com 100% e 50% das taxas alocadas, em cada um dos padrões de distribuição espacial das propriedades. As etapas identificadas com letras dentro dos círculos amarelos serão mais detalhadas logo abaixo da Figura 3.11.

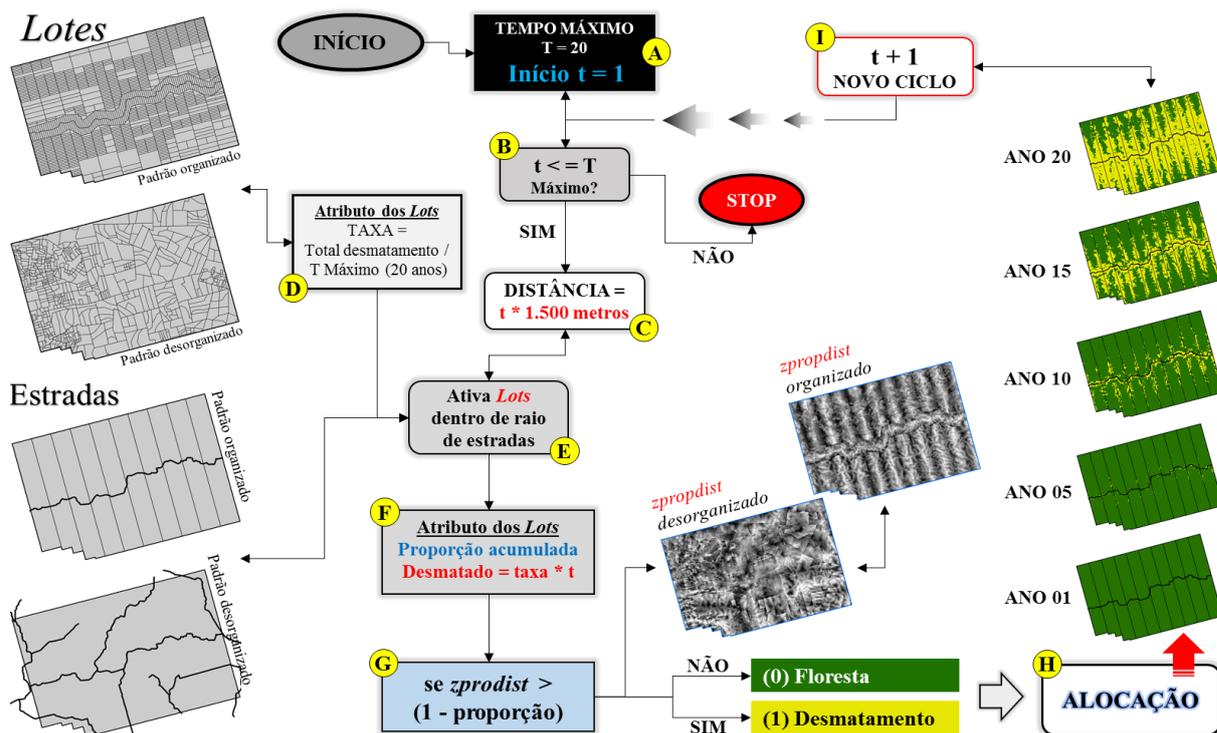


Figura 3.11. Fluxograma que exemplifica as etapas de alocação das taxas de 100% e 50% do desmatamento dentro de cada arranjo de propriedade. Em que: (A) ano final de locação da taxa; (B) taxa anual; (C) distância que ativa o lote; (D) taxa de desmatamento do lote; (E) referência para alocar a taxa desmatada; (F) proporção acumulada da taxa de desmatamento; (G) define os *pixels* que serão desmatados; (H) alocação dos *pixels* desmatados; (I) reinício do ciclo caso o tempo inicial ( $t$ ) não seja igual ao tempo final ( $T$ ).

O fluxograma da Figura 3.11 apresentou em ordem cronológica a alocação das taxas de desmatamento, conforme citado anteriormente. E, para apresentar mais detalhes dos pontos considerados mais importantes, são apresentadas as etapas do processamento a seguir.

- **Etapa A:** Essa parte do algoritmo se ocupou na diluição da taxa total de desmatamento nos dois cenários (100% e 50%), pela série temporal utilizada (20 anos). Essa informação foi inserida na tabela do arquivo vetorial dos *Lotes* e propiciou o conhecimento da taxa anual média a ser desmatada e alocada em cada propriedade;
- **Etapa B:** Etapa em que o algoritmo sinaliza ao processo de alocação o momento de seguir para o próximo período de alocação ou finalizar o processo. Se o algoritmo estiver no último período de alocação ( $t=20$ ) a condição  $t \leq T$  será atendida e o algoritmo finalizará o processo de alocação, caso contrário, ele continuará ( $t+1$ ) até que  $T = 20$  seja atingido (período de simulação);
- **Etapa C:** Valor de distância que ativa o lote adjacente para alocação do desmatamento. Como os desmatamentos acontecem primeiramente nos lotes próximos às estradas existentes e, posteriormente nos demais lotes, esse valor de distância garante que os lotes mais próximos sejam os primeiros a receber a alocação e depois os lotes mais distantes são ativados, de acordo com o incremento utilizado (1.500 metros). Por

exemplo,  $t=1$ , distância = 1.500 metros,  $t=2$ , distância = 3.000 metros, e assim, sucessivamente, até finalizar o período de simulação ( $t=20$ );

- Etapa D: Informação contida na tabela do vetor que apresenta, para cada propriedade, a taxa de desmatamento que deverá ser alocada, tanto para 100%, bem como para 50% dos desmatamentos;
- Etapa E: Informação espacial contendo o arquivo vetorial das estradas utilizadas como referência para alocação das taxas de desmatamento. A partir dessas estradas e do incremento utilizado (1.500 metros), as propriedades são ativadas e recebem as taxas de desmatamento ao longo do período de simulação;
- Etapa F: Essa informação recebeu o nome de proporção acumulada. O algoritmo busca na tabela do vetor a informação da taxa de desmatamento para aquele lote específico, divide essa taxa pelo período de simulação (20 anos) e multiplica pelo ano de referência da simulação. Por exemplo, um lote cuja taxa de desmatamento é igual a 0,70, apresenta taxa média anual de 0,035 (0,70 / 20 anos). Caso a simulação esteja no ano 8 ( $t=8$ ), a proporção acumulada será de 0,28. Esse valor é então utilizado na etapa seguinte para definir os *pixels* que serão desmatados no arquivo *zpropdist*;
- Etapa G: Essa parte define os *pixels* que serão desmatados em cada propriedade. Por exemplo, se os *pixels* do arquivo *zpropdist* tiverem valores de probabilidades maiores ou iguais ao resultado de  $1 - \text{proporção acumulada}$  (Etapa G), esses *pixels* serão desmatados. Seguindo o exemplo dado, se a taxa de desmatamento no ano 8 ( $t=8$ ) foi de 0,28, conseqüentemente,  $1 - 0,28$  é igual a 0,72 ( $1 - \text{proporção acumulada}$ ). Portanto, todos os *pixels* do arquivo *zpropdist* que possuem probabilidade igual ou superior a 0,72 serão desmatados nesse período. Outro exemplo, no ano 9 ( $t=9$ ) a proporção acumulada será de 0,28 ( $t=8$ ) mais a taxa média anual de 0,035, correspondendo a 0,315. Portanto,  $1 - 0,315$  é igual a probabilidade de 0,685. Assim, conclui-se que todos os *pixels* do arquivo *zpropdist* para  $t=9$ , que possuem probabilidade maior ou igual a 0,685 serão alocados como desmatamento;
- Etapa H: Conforme exemplificado anteriormente o algoritmo irá alocar os *pixels* como desmatamento caso a probabilidade, presente no arquivo *zpropdist*, seja maior ou igual ao resultado da Etapa G supracitada. E assim, ao final do período de simulação (20 anos,  $T=20$ ), tem-se 100% e 50% das taxas de desmatamento por propriedades alocadas;
- Etapa I: Ao final de cada ciclo de simulação ( $t_n$ ), o algoritmo acrescenta um período ( $t+1$ ) ao novo ciclo e inicia-se outro processo de alocação (Etapa B). Porém, caso a

condição da Etapa B não seja atendida, o algoritmo finaliza o processo de alocação gerando vinte (20) *rasters*, um para cada ano de simulação, com a evolução do desmatamento conforme critérios supracitados. Os produtos finais (*rasters*) tiveram a seguinte configuração: *pixels* com desmatamento receberam valor 1 e cor amarelo escuro (R=235 G=213 B=89); *pixels* sem desmatamento receberam valor 0 e cor verde escuro (R=38 G=115 B=0).

### 3.2.7 Comparação entre as simulações dos desmatamentos nos padrões espaciais de propriedades PO e PD

Como forma de verificar os efeitos dos padrões de desmatamento, após as simulações dos cenários com 100% e 50% das taxas alocadas, os cenários das simulações foram submetidos à análise de fragmentação direcional da paisagem, conforme metodologia de Arima e Leal (2016) (Capítulo II). Esta análise foi realizada para propriedades nos padrões PO e PD.

Para ambos os cenários, os anos de referências de simulação utilizados como comparação foram apenas três (3), sendo eles:  $t=10$ ,  $t=15$  e  $t=20$  (final). Tal escolha se baseou na interpretação visual, pois até o ano 10 ( $t=10$ ), todos os cenários não apresentaram padrão de desmatamento suficiente para caracterizar alguma diferença entre eles.

Outra abordagem, como critério de comparação, foi a adoção de não considerar desmatamentos ocorridos em áreas de preservação permanente (APP), associadas aos cursos d'água. Ou seja, os desmatamentos alocados nas APP's, para as simulações  $t=10$ ,  $t=15$  e  $t=20$ , foram desconsiderados. O objetivo foi verificar, também por meio da análise de fragmentação direcional, se as APP's poderiam ou não ajudar na minimização dos efeitos da fragmentação direcional.

Para retornar *pixels* não desmatados (valor 0) nos locais de APP, onde existiam *pixels* desmatados (valor 1), utilizou-se a informação vetorial de APP (Figura 3.2, quadro F), que posteriormente foi convertida em *raster* e utilizada no *Raster Calculator* (ArcGis™). Essa ferramenta possibilitou por meio de uma função condicional, sobrescrever *pixels* não desmatados (valor 0) sobre *pixels* desmatados (valor 1) nas APP's. Como forma de ilustrar e deixar esse processo mais intuitivo foi apresentado na Figura 3.12 os detalhes dessa etapa.

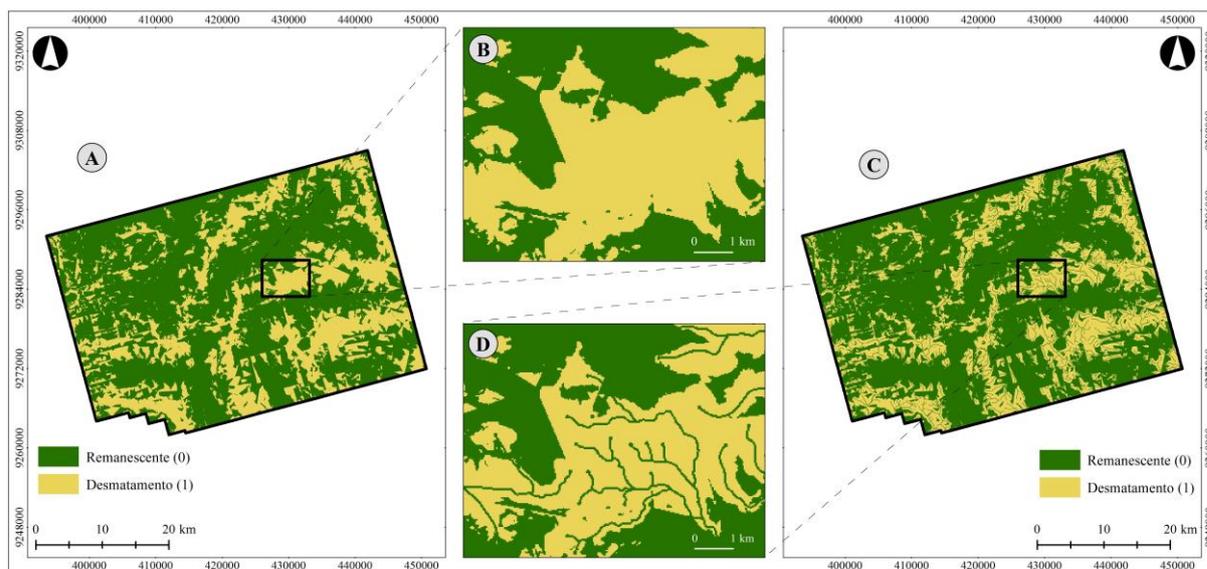


Figura 3.12. Processo que retornou valores de *pixels* não desmatados nas APP's. A: simulação onde houve alocação de *pixels* desmatados dentro de APP; B: detalhe de uma região na imagem A, onde *pixels* foram alocados dentro de APP; C: cenário criado após simulação que desconsiderou alocação do desmatamento em APP; D: detalhe de uma região na imagem C, em que *pixels* desmatados na APP deram lugar a *pixels* não desmatados.

Ao final dessa etapa foram então delineados os cenários definitivos para as comparações entre eles. Assim, foram dois (2) padrões espaciais de distribuição de propriedades (PO e PD), três (3) séries temporais de simulação ( $t=10$ ,  $t=15$  e  $t=20$ ), quatro (4) cenários de simulação de desmatamento (taxa de 100%, taxa de 50%, taxa de 100% com APP não desmatada, taxa de 50% com APP não desmatada).

Todos esses arranjos dos cenários para comparação entre eles foram baseados na metodologia de Arima e Leal (2016), já detalhada no capítulo II dessa tese, bem como os sentidos de direções (Norte-Sul/Sul-Norte; Nordeste-Sudoeste/Sudoeste-Nordeste; Leste-Oeste/Oeste-Leste e Sudeste-Noroeste/Noroeste-Sudeste).

Em relação aos códigos de fricção foram considerados: zero (0) para remanescente natural e um (1) para desmatamento. Essas fricções se basearam nos mesmos valores apresentados na Tabela 2.2 (PINTO; KEITT, 2009). O delineamento com o arranjo das comparações que foram realizadas entre os cenários pode ser visualizado na Figura 3.13.

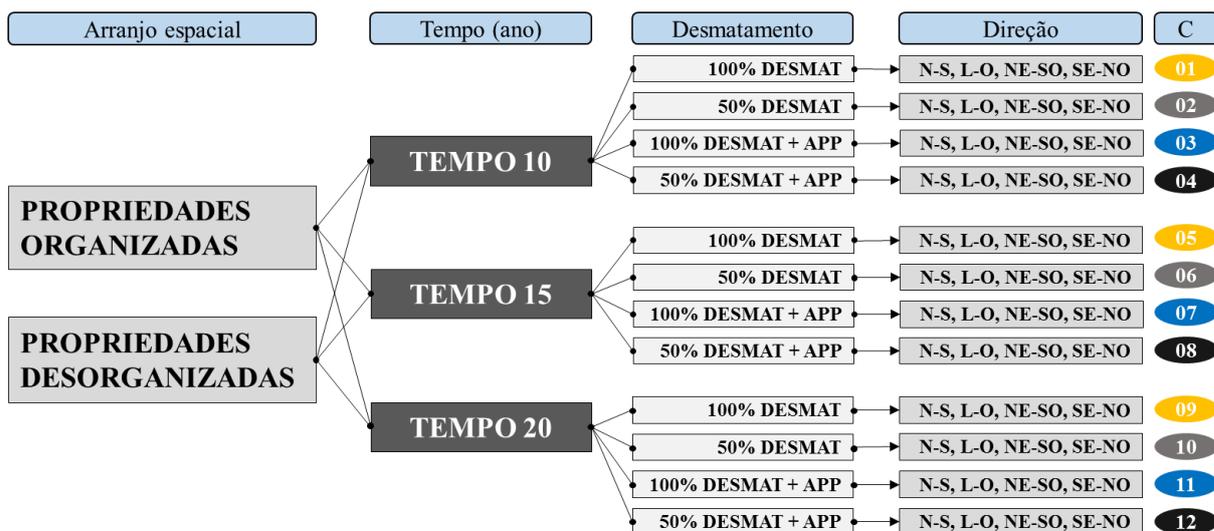


Figura 3.13. Delineamento para as comparações entre os cenários avaliados, por meio da fragmentação direcional da paisagem.

Em que: DESMAT = desmatamento; +APP = desconsidera desmatamento dentro de APP; N-S = norte-sul; L-O = leste-oeste; NE-SO = nordeste-sudoeste; SE-NO = sudeste-noroeste; C = cenários. As cores situadas ao lado direito na Figura 3.13 identificam as comparações simultâneas realizadas por meio da fragmentação direcional da paisagem, em ambos os arranjos espaciais de propriedades.

Conforme ilustrado na Figura 3.13, os cenários que foram comparados utilizando a fragmentação direcional da paisagem, adotando-se a seguinte composição: Arranjo espacial de propriedades, abordagem no tempo (10, 15 e 20 anos), quantidade de desmatamento alocado e direções da fragmentação. Dessa forma, foi estruturada a seguir a configuração dos quatro cenários (C) utilizados para comparação.

**Primeiro cenário:** 100% de desmatamento (C = 01, 05, 09)

- Prop. Organizadas / Tempo 10, 15, 20 / 100% Desmat. / Direções N-S, L-O, NE-SO, SE-NO;
- Prop. Desorganizadas / Tempo 10, 15, 20 / 100% Desmat. / Direções N-S, L-O, NE-SO, SE-NO;

**Segundo cenário:** 50% de desmatamento (C = 02, 06, 10)

- Prop. Organizadas / Tempo 10, 15, 20 / 50% Desmat. / Direções N-S, L-O, NE-SO, SE-NO;
- Prop. Desorganizadas / Tempo 10, 15, 20 / 50% Desmat. / Direções N-S, L-O, NE-SO, SE-NO;

**Terceiro cenário:** 100% de desmatamento + APP (C = 03, 07, 11)

- Prop. Organizadas / Tempo 10, 15, 20 / 100% Desmat. + APP / Direções N-S, L-O, NE-SO, SE-NO;
- Prop. Desorganizadas / Tempo 10, 15, 20 / 100% Desmat. + APP / Direções N-S, L-O, NE-SO, SE-NO;

**Quarto cenário:** 50% de desmatamento + APP (C = 04, 08, 12)

- Prop. Organizadas / Tempo 10, 15, 20 / 50% Desmat. + APP / Direções N-S, L-O, NE-SO, SE-NO;
- Prop. Desorganizadas / Tempo 10, 15, 20 / 50% Desmat. + APP / Direções N-S, L-O, NE-SO, SE-NO;

Embora as comparações acima já seriam suficientes para entender qual cenário apresentou maior fragmentação direcional, objetivou-se aqui comparar os dados observados de desmatamento acumulado, o cenário com 100% de alocação do desmatamento ( $t=20$ ) e o cenário com 100% de alocação do desmatamento com a APP preservada ( $t=20$ ). Isso foi possível com a utilização do desmatamento observados para a área e com a aplicação da mesma metodologia para obtenção da fragmentação direcional.

Após a aplicação da metodologia, os valores da fragmentação direcional para os dados

reais de desmatamento foram plotados no gráfico do tipo *spider diagram* e comparados visualmente aos cenários com 100% de alocação do desmatamento ( $t=20$ ) e 100% de alocação com a APP preservada ( $t=20$ ), também para PO e PD.

Foi escolhido o tempo de simulação  $t=20$ , pois representa o último ano de simulação e, portanto, apresenta a alocação da taxa máxima de desmatamento na área de estudo. O objetivo foi verificar se há alguma diferença nos padrões de desmatamento simulados, bem como se o simples fato de preservar a APP pode propiciar resultados mais animadores, do ponto de vista da fragmentação direcional.

Os *rasters* finais de comparação, com 100% de alocação do desmatamento ( $t=20$ ), 100% de alocação do desmatamento com a APP preservada ( $t=20$ ), para PO e PD, bem como o *raster* do desmatamento observado para a área, podem ser visualizados na Figura 3.14.

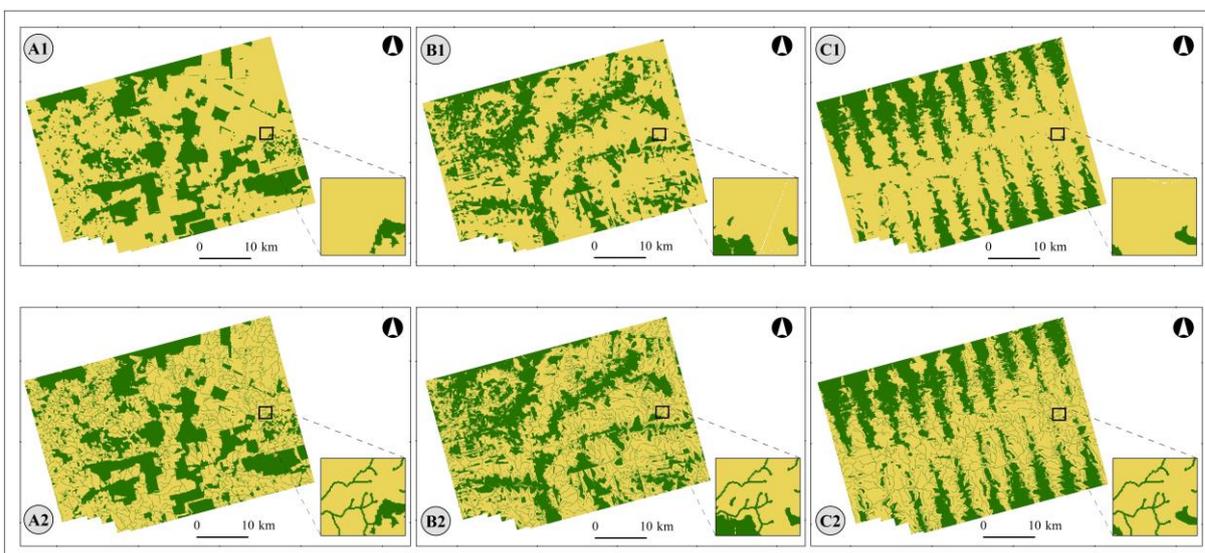


Figura 3.14. *Rasters* para comparação entre cenários simulados e desmatamento real. A1 = desmatamento real (ano de referência 2014); A2 = desmatamento real desconsiderando desmatamento dentro de APP; B1 = 100% de alocação em  $t=20$  para PD; B2 = 100% de alocação em  $t=20$  para PD sem desmatar APP; C1 = 100% de alocação em  $t=20$  para PO; 100% de alocação em  $t=20$  para PO sem desmatar APP.

De forma que o entendimento de todos os métodos e processos ficassem mais claros, cronologicamente, elaborou-se o fluxograma da metodologia deste capítulo, apresentado a seguir.

### 3.2.8 Fluxograma da metodologia

Buscando tornar a metodologia mais intuitiva, replicável e também ajudar no entendimento dos processos aqui utilizados, foi elaborado fluxograma (Figura 3.15) que sintetiza os métodos e processos aqui abordados. O fluxograma, foi construído obedecendo as sequências e as etapas cronológicas dos acontecimentos neste capítulo.

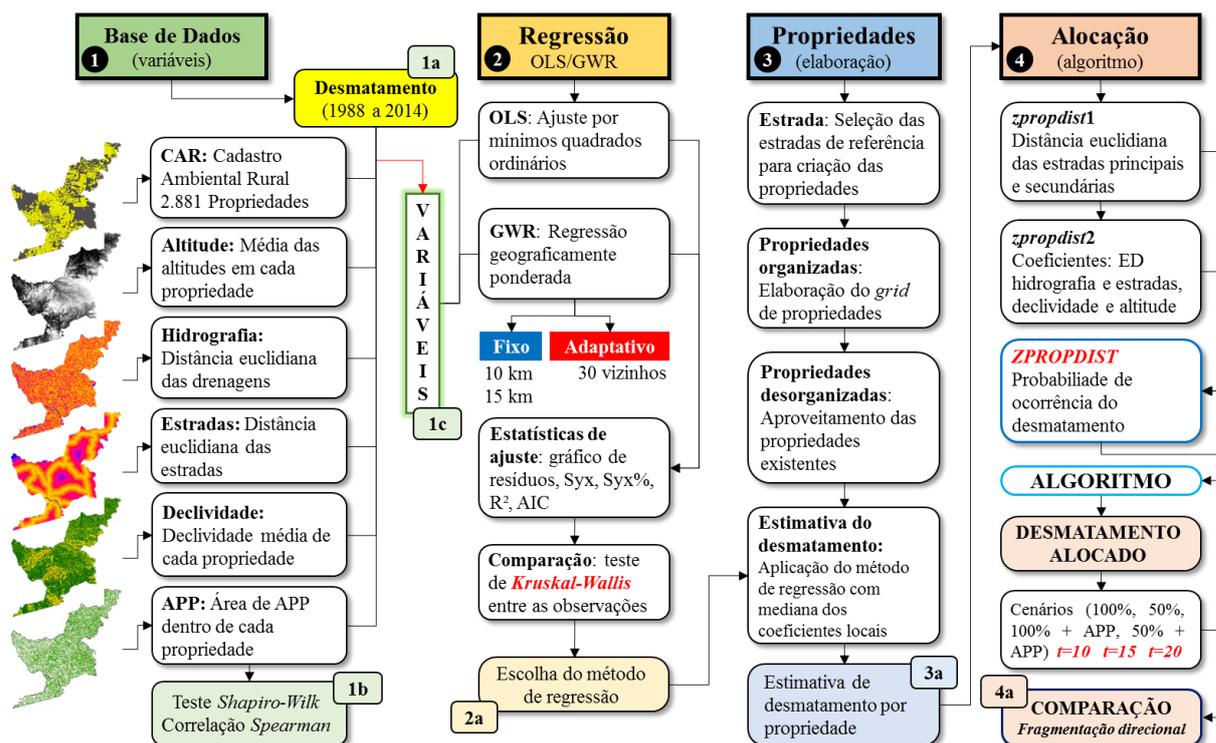


Figura 3.15. Fluxograma simplificado da metodologia que envolve esse capítulo, elaborado cronologicamente conforme as quatro etapas de desenvolvimento.

De acordo com o fluxograma da Figura 3.15, as etapas foram cronologicamente apresentadas, embora que simplificada e resumidas. Destaca-se ao fim de cada etapa o produto obtido e também alguns processos intermediários importantes. Cita-se: associação de todas as variáveis independentes com o desmatamento nas propriedades (1a); teste de normalidade realizado para saber se as variáveis apresentam ou não distribuição normal (1b), posteriormente as variáveis foram submetidas à análise de regressão para estimativa do desmatamento nas propriedades (2); Elaboração de propriedades (3) para estimativa de desmatamento com diferentes padrões espaciais (3a); alocação das estimativas dos desmatamentos nas propriedades (4) por meio do algoritmo e, conseqüentemente, elaboração de cenários para comparar padrões diferentes de desmatamento (4a) por meio da fragmentação direcional.

### 3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.3.1 Análise de normalidade e correlação entre as variáveis utilizadas

Os resultados do Teste de Shapiro e Wilk (1965), para detectar normalidade entre os dados analisados, não mostraram que as variáveis utilizadas provêm de distribuição normal e dessa forma, rejeita-se a hipótese  $H_0$  com nível de significância de 5%. Os resultados do teste de *Shapiro-Wilk* podem ser visualizados na Tabela 3.3.

Tabela 3.3. Resultados do teste de Shapiro-Wilk para as variáveis utilizadas no estudo, bem como estatísticas de *p*-valor para cada uma delas.

	Desmat	Altitude	Área APP	Drenagem	Estrada	Declividade	Área Prop
Shapiro-Wilk (W)	0,326	0,850	0,305	0,815	0,901	0,804	0,275
<i>p</i> -valor	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

Probabilidades (*p*-valor) não significativas a 95% (ou 5% de significância,  $\alpha = 0,05$ ). Valor tabelado para a estatística W com  $n = 50$  e  $p = 0,05$ , é igual a 0,947. O valor calculado de W aumenta à medida que aumenta  $n$  (SHAPIRO; WILK, 1965).

Em que: Desmat = Desmatamento total na propriedade (ha); Altitude média da propriedade (m); Área APP = Área de APP contida na propriedade (ha); Drenagem = Média da distância euclidiana das drenagens na propriedade; Estrada = Média da distância euclidiana das estradas principais na propriedade; Declividade = Média da declividade na propriedade (graus); Área Prop = Área da propriedade (ha).

Como as variáveis não são parametrizadas, procedeu-se com o teste de correlação de Spearman (1904), com o objetivo de verificar a correlação conjunta entre as variáveis, bem como subsidiar as análises de regressão que foram implementadas. Os valores que mediram a associação entre o desmatamento com as variáveis preditoras e a probabilidade significativa vinculada à essa associação podem ser visualizados na Tabela 3.4.

Tabela 3.4. Matrizes de correlação de Spearman para as variáveis utilizadas nas análises de regressão.

Variáveis		Desmat	Altitude	Área APP	Drenagem	Estrada	Declividade	Área Prop
Desmat		---	0,16*	0,81*	0,07*	0,04*	0,05*	0,90*
Altitude	$b_1$	0,16*	---	0,15*	0,04*	0,14*	0,67*	0,20*
Área APP	$b_2$	0,81*	0,15*	---	-0,23*	0,12*	0,06*	0,87*
Drenagem	$b_3$	0,07*	0,04*	-0,23*	---	-0,02	-0,02	0,12*
Estrada	$b_4$	0,04*	0,14*	0,12*	-0,02	---	0,13*	0,11*
Declividade	$b_5$	0,05*	0,67*	0,06*	-0,02	0,13*	---	0,12*
Área Prop	$b_6$	0,90*	0,20*	0,87*	0,12*	0,11*	0,12*	---

Em que: Desmat = Desmatamento total na propriedade (ha); Altitude média da propriedade (m); Área APP = Área de APP contida na propriedade (ha); Drenagem = Média da distância euclidiana das drenagens na propriedade; Estrada = Média da distância euclidiana das estradas principais na propriedade; Declividade = Média da declividade na propriedade (graus); Área Prop = Área da propriedade (ha). \*Correlação significativa a 95% de probabilidade (ou 5% de significância,  $\alpha = 0,05$ ).

Conforme apresentado na Tabela 3.4, verificou-se que o desmatamento apresentou associação significativa com todas as variáveis preditoras e, em especial, com as variáveis: *Área Prop* e *Área APP*. Nesse sentido, verificou-se que a forte associação da variável *Área APP* com o desmatamento resulta em alteração do uso em áreas que deveriam ser protegidas ao invés de desmatadas. Isso significa dizer que as áreas de APP na área em estudo, não estão sendo preservadas ou protegidas e, por isso, não estão desempenhando suas funções físicas principais previstas em Lei de proteção dos mananciais hídricos.

A variável *Área Prop* apresentou a maior associação entre as demais variáveis, o que significa dizer que quanto maiores são as propriedades, maiores são os desmatamentos. Tal fato foi observado em Oliveira Filho e Metzger (2006), onde os autores relataram que, em geral, o padrão geométrico de grandes propriedades é caracterizado por grandes desmatamentos, especialmente para desenvolver pastagens extensivas.

A fraca associação da variável *Estrada* com o desmatamento contrasta com trabalhos

que, de alguma forma, encontraram ou citaram associação de desmatamento com estradas (SIMMONS et al., 2016; ARIMA et al., 2015; WHITWORTH et al., 2015; BARBER et al., 2014; AHMED, et al., 2013; ARIMA et al., 2013; WALKER et al., 2013; FREITAS et al., 2010; PERZ et al., 2007; SOARES FILHO et al., 2006).

Contudo, a baixa associação encontrada se justificou pela utilização apenas das estradas principais da área de estudo e não envolveu a utilização de estradas vicinais e outros tipos de acesso. Outro fato que ajuda no entendimento da baixa associação é que essas estradas principais não mais representam fortemente a associação de antes, pois os novos desmatamentos, ao longo dos anos, já se distanciaram delas.

### 3.3.2 Análise dos métodos de regressão e avaliação dos ajustes

Com base nos dados da Tabela 3.3, o método *OLS* de regressão não poderia ser utilizado nos ajustes, pois não atingiu uma das premissas da análise de regressão, que é a distribuição normal dos dados. Esse resultado inviabilizaria a aplicação da *OLS* neste trabalho, porém o método foi utilizado apenas como produto de comparação entre os métodos GWR adotados, conforme amplamente difundido e aplicado com o método *OLS* em trabalhos variados (LING et al., 2016; GIRI; QIU, 2016).

Com base na análise *Incremental Spatial Autocorrelation* foi obtida a distância em que refletiu a intensidade de agrupamento espacial mais pronunciada das propriedades do CAR, por meio do valor máximo de agrupamento, chamado *z-score*. Os valores de *z-score* refletiram a intensidade de aglomeração, cujos valores foram estatisticamente significativos pelo índice de Moran (MORAN, 1950). A distância que reuniu o maior agrupamento espacial é apresentada graficamente na Figura 3.16.

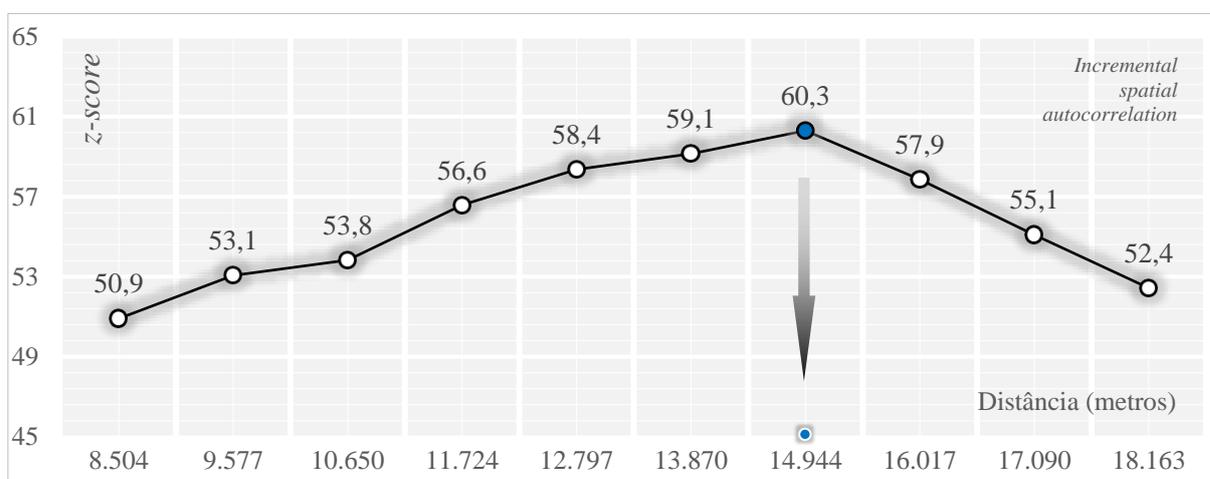


Figura 3.16. Representação gráfica da intensidade de aglomeração espacial por meio da análise *incremental spatial autocorrelation*.

Conforme a Figura 3.16, na distância de 14.944 metros ocorreu o maior agrupamento

com índice de Moran igual a 0,1368, *z-score* de 60,3 e *p-valor* de 0,00. Esses resultados indicam que a distância de aproximadamente 15 km é a que promove, estatisticamente, o maior agrupamento espacial para os dados analisados.

O conhecimento dessa distância foi fundamental para o método GWR, pois norteou os ajustes da regressão geograficamente ponderada, fornecendo a distância fixa que foi adotada. Além disso, a distância foi útil como parâmetro para a adoção da distância fixa de 10 km. Essa distância foi adotada como ajuste da GWR, com o intuito de servir de comparativo entre os métodos testados (OLS; GWR 10 km; GWR 15 km; GWR adaptativo). Assim, após a aplicação dos métodos de regressão, foram obtidos os coeficientes ajustados para cada método adotado, bem como as estatísticas de ajuste e precisão, conforme pode ser visualizado na Tabela 3.5.

Tabela 3.5. Coeficientes ajustados e estatísticas de ajuste e precisão para os métodos de regressão adotados.

Modelos	ESTATÍSTICAS DE AJUSTE E PRECISÃO							
	R <sup>2</sup> ajust	R <sup>2</sup> %	Syx (ha)	Syx (%)	AICc	r	Sigma	n
OLS	0,770	77,0%	253,3	118,5%	40.076	0,879	253,0	2.881
GWR Adap	0,953	95,3%	54,9	25,7%	867	0,995	54,9	2.881
GWR 10 km	0,927	92,7%	93,1	43,6%	7.507	0,984	93,2	2.881
GWR 15 km	0,913	91,3%	114,6	53,6%	10.551	0,976	114,6	2.881
Modelos	COEFICIENTES AJUSTADOS							
	b <sub>0</sub>	b <sub>1</sub>	b <sub>2</sub>	b <sub>3</sub>	b <sub>4</sub>	b <sub>5</sub>	b <sub>6</sub>	
OLS	-27,1614	0,5397	3,0351	0,0063	-0,0021	-10,8024	0,2328	
GWR Adap	39,9254	-0,1368	0,6509	0,0051	-0,0007	-0,3388	0,6756	
GWR 10 km	31,4515	-0,0528	2,2402	0,0159	-0,0009	-0,8709	0,3797	
GWR 15 km	10,0678	0,0450	3,1313	0,0436	-0,0014	-1,8874	0,2689	

Em que: R<sup>2</sup> ajust = Coeficiente de determinação ajustado; R<sup>2</sup> % = Coeficiente de determinação ajustado em porcentagem; Syx = Erro padrão da estimativa na unidade da variável dependente (ha); Syx% = Erro padrão da estimativa em porcentagem; AICc = Critério de informação de Akaike corrigido; r = Correlação entre valores observados e estimados; Sigma = Desvio padrão estimado para os resíduos; n = Observações. Os coeficientes dos modelos do tipo GWR são apresentados como medianas.

As estatísticas apresentadas na Tabela 3.5 revelaram que o método *GWR Adap* se sobressaiu entre os demais, pois apresentou as melhores estatísticas de ajuste e de precisão (DRAPER; SMITH, 1998). Tal resultado está relacionado ao tipo de distribuição não uniforme dos dados na área em estudo. Para Ramirez et al. (2014), o método adaptativo é melhor ajustado em ambientes onde a densidade espacial das amostras não é uniforme e, dessa forma, torna cada estimativa mais aproximada ao local.

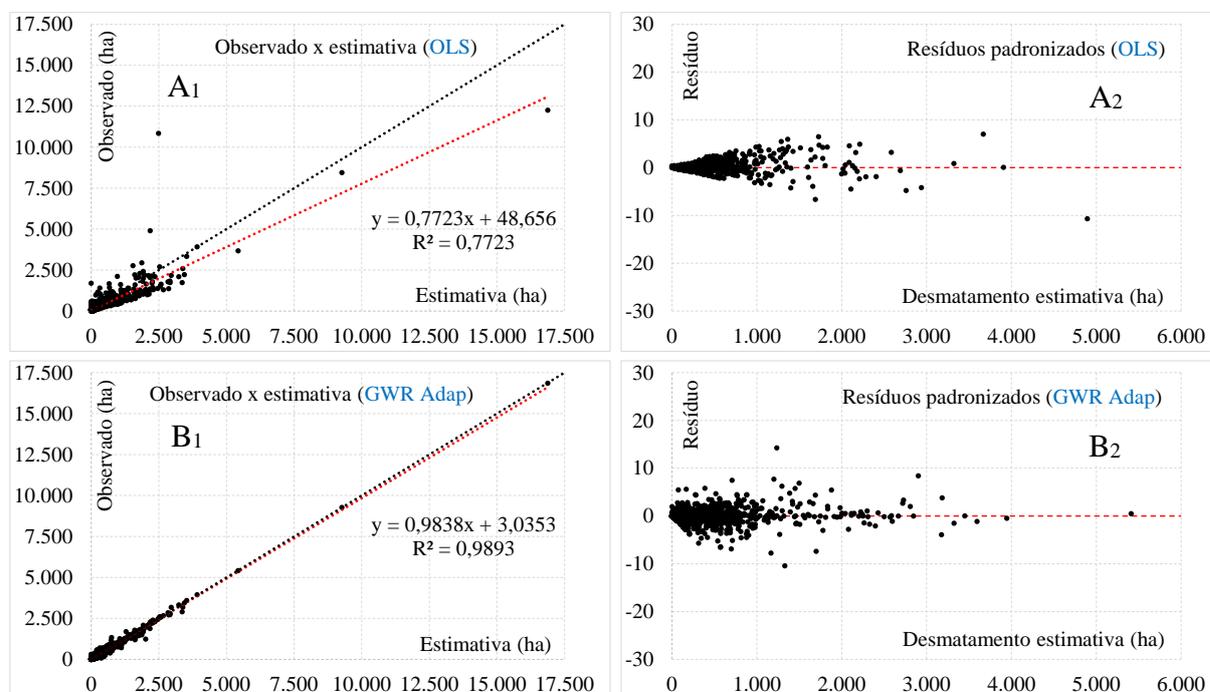
Os métodos GWR com distâncias fixas (10 e 15 km) também apresentaram estatísticas interessantes e relativamente aproximadas ao método *GWR Adap*. Apesar do bom desempenho dos métodos de distância fixa, eles não superaram o método *GWR Adap*. A distância de 15 km também não foi a mais adequada para representar o grau máximo de agrupamento espacial das propriedades do CAR, o que de certa forma faria com que contribuísse para melhorar o ajuste do modelo. Tal resultado não foi determinante no ajuste do modelo.

Embora a precisão das estimativas faz com que o modelo *GWR* dependa intensamente

da função de ponderação (PROPASTIN, 2012), o método de distância fixa também depende de uma distribuição uniforme dos dados na área em estudo, sem essa premissa os ajustes são afetados (RAMIREZ et al., 2014). Nesse caso, a função de ponderação faz com que as regiões mais distantes tenham menor influência na calibração do modelo (CARVALHO et al., 2006).

A distribuição uniforme dos dados na área não foi a que as propriedades do CAR apresentaram, fato que contribuiu para que o método *GWR Adap* se destacasse entre os demais, inclusive sobre o método *OLS*. O método *OLS* apresentou os resultados estatísticos menos favoráveis em relação aos outros, evidenciando neste estudo que o método de estimativa global, como o *OLS*, não reproduziu com eficiência as estimativas realizadas por meio de métodos de estimativas locais (*GWR*). Essa ocorrência também foi destacada por Kumpfer et al. (2007), ao verificar melhora significativa com o ajuste da *GWR*, em relação ao *OLS*.

Embora as estatísticas apresentadas na Tabela 3.5 já possam garantir que o método *GWR Adap* apresentou o melhor conjunto de resultados para ser o indicado, foi também estabelecida a análise da distribuição gráfica dos resíduos. Neste caso, buscou-se verificar alguma tendência na estimativa do desmatamento. A Figura 3.17 apresenta o gráfico com os valores observados de desmatamento no eixo das ordenadas (y) e valores da estimativa do desmatamento no eixo das abcissas (x) (PIÑEIRO et al., 2008), bem como o gráfico de distribuição dos resíduos padronizados (GUJARATI, 2011; SCOLFORO, 2005) para os métodos utilizados.



Continua...

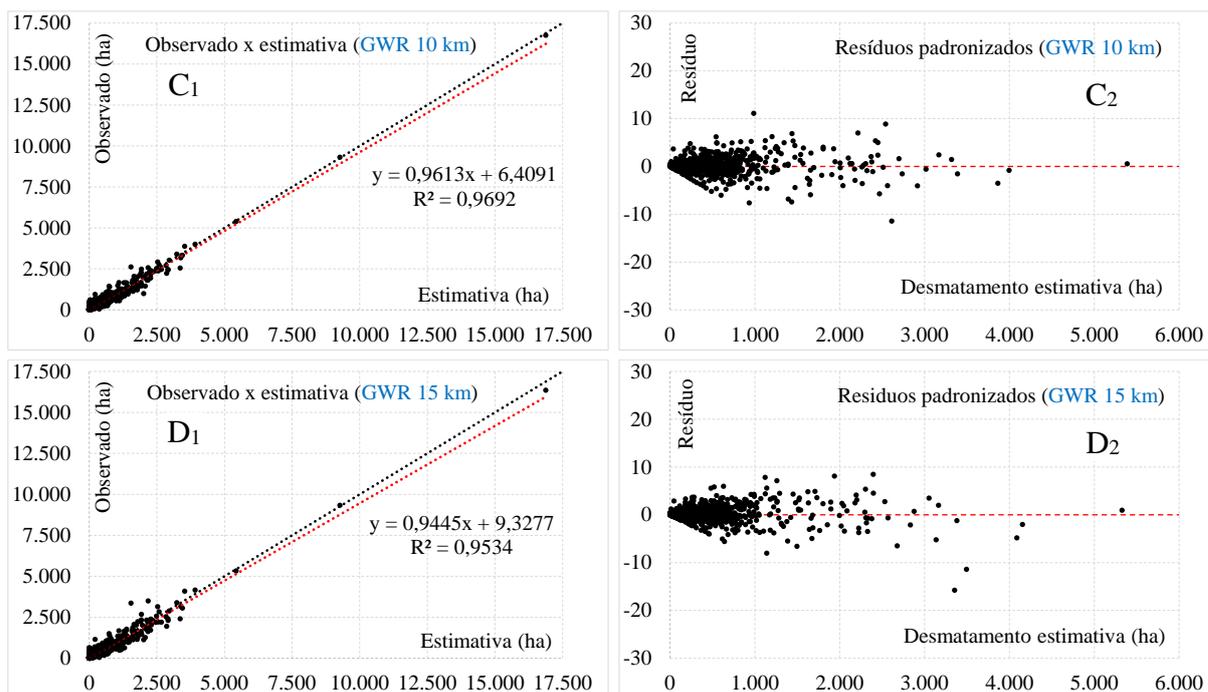


Figura 3.17. Comportamento das estimativas do desmatamento em cada método de ajuste de regressão, em relação aos valores observados, bem como gráfico de resíduos padronizados.

De acordo com a Figura 3.17, pode-se observar que o método *GWR Adap* apresentou também a melhor relação entre os valores observados e os valores da estimativa. Fato esse verificado pela inclinação da reta da correlação (vermelha) e a inclinação da reta (preta) que indica a relação perfeita entre valores observados e valores da estimativa.

Os gráficos de resíduos padronizados mostraram comportamento bastante parecidos entre os métodos da *GWR*, com exceção para o método *OLS* que, segundo Scolforo (2005), apresentou desempenho de um modelo com heterocedasticidade. Neste caso a variância dos resíduos é indicada pela largura da dispersão dos resíduos, quando o valor da variável no eixo X aumenta. Esse fato já inviabiliza o uso da *OLS* para análise, porém todos os métodos ainda foram submetidos à análise de distribuição espacial dos resíduos, pois caso haja existência de autocorrelação espacial os resultados podem ser afetados (JETZ et al., 2005; DINIZ-FILHO et al., 2003; FOTHERINGHAM et al., 2002).

Dentre algumas estatísticas utilizadas para testes de dependência espacial, a estatística *I* de Moran é a mais disseminada. A estatística *I* de Moran, cujo objetivo é mensurar a autocorrelação espacial de determinada variável, pode ser aplicada nos resíduos do modelo de regressão (ARAÚJO et al., 2014; SÁ et al., 2011; CARVALHO; ALBUQUERQUE, 2011; KUPFER; FARRIS, 2007). A Tabela 3.6 apresenta o resultado da análise de autocorrelação espacial para os resíduos.

Tabela 3.6. Resultados da análise de autocorrelação espacial para os resíduos, oriundos dos métodos de regressão aqui adotados.

Método	Índice de Moran	<i>z-score</i>	Valor crítico	<i>p-valor</i>	Probab.	Classificação
OLS	0,0162	11,3379	> 2,58	0,000	99%	Agrupado
GWR Adap	-0,0024	-1,2964	-1,65 e 1,65	0,195	-	Aleatório
GWR 10 km	-0,0039	-2,2609	-2,58 e -1,96	0,024	95%	Disperso
GWR 15 km	-0,0029	-1,6379	-1,65 e 1,65	0,101	-	Aleatório

Em que: Índice Global Moran (I) = Resultado da estatística que mede a autocorrelação espacial, por meio do produto dos desvios em relação à média; *z-score* = Desvio padrão associado a distribuição normal padrão; Valor crítico = Limites para valores de desvio padrão que classifica determinado resultado em intervalos de classes sobre o grau de agrupamento; *p-valor* = Nível de significância associada ao valor *z-score* sobre o grau de agrupamento. Nível de significância (*p-valor*) para intervalos de *z-score*: *p-valor* 0,01 para *z-score* < -2,58 e > 2,58; *p-valor* 0,05 para *z-score* entre -2,58 a -1,96 e 1,96 a 2,58; *p-valor* 0,10 para *z-score* entre -1,96 a -1,65 e 1,65 a 1,96; entre -1,65 a 1,65 padrão aleatório (MORAN, 1950).

De acordo com os resultados apresentados na Tabela 3.6, foi possível observar que o método *GWR Adap* e *GWR 15 km* apresentaram aleatoriedade para a autocorrelação espacial dos resíduos. Esse resultado é desejável em modelos de regressão, bem como uma das premissas esperadas para que determinado modelo possa ser utilizado. Já o método *OLS* não teve o mesmo desempenho e apresentou autocorrelação espacial agrupada, não sendo, de fato, indicado para as estimativas aqui adotadas.

Os resultados das análises supracitadas indicam assim a escolha do método *GWR Adap* para a estimativa do desmatamento nas propriedades. Mesmo assim, foi realizada análise visual da distribuição espacial do  $R^2$  e também a estratificação em classes de  $R^2$ , para a decisão final sobre os métodos *GWR*.

Embora não foram as análises que determinaram a escolha do melhor método, elas serviram de apoio para o entendimento da qualidade espacial dos ajustes e também para ilustrar o bom desempenho dos ajustes dos métodos *GWR* (Figura 3.19). As classes estratificadas com valores de  $R^2$ , a quantidade de propriedades por classe de  $R^2$  e o percentual representativo dessa quantidade por classe podem ser visualizados na Tabela 3.7 e na Figura 3.18.

Tabela 3.7. Estratificação das propriedades do CAR em classes de  $R^2$  e percentual representativo da quantidade de propriedades por classe.

Classes de $R^2$	<i>GWR Adap</i>		<i>GWR 10 km</i>		<i>GWR 15 km</i>	
	Quant. Prop.	%	Quant. Prop.	%	Quant. Prop.	%
0,00 a 0,50	94	3,3%	---	---	---	---
0,50 a 0,60	107	3,7%	113	3,9%	7	0,2%
0,60 a 0,70	180	6,2%	199	6,9%	70	2,4%
0,70 a 0,80	309	10,7%	351	12,2%	503	17,5%
0,80 a 0,90	516	17,9%	720	25,0%	917	31,8%
0,90 a 1,00	1.675	58,1%	1.498	52,0%	1.384	48,0%
	2.881	100,0%	2.881	100,0%	2.881	100,0%

Em que: Quant. Prop. = Quantidade de propriedades por cada classe de estratificação.

Os reflexos do bom desempenho do método *GWR Adap* já citados anteriormente foram mais uma vez notados. Na Tabela 3.7 é possível constatar na classe de  $R^2$  entre 0,90 e 1,00, que o método *GWR Adap* reuniu a maior quantidade de propriedades (1.675; 58,1%), em relação

aos outros métodos. Ressalta-se também, que foi o único a produzir estimativas de  $R^2$  em classes abaixo de 0,50. De forma a auxiliar, a distribuição gráfica dos dados apresentados na Tabela 3.7 pode ser visualizada na Figura 3.18.

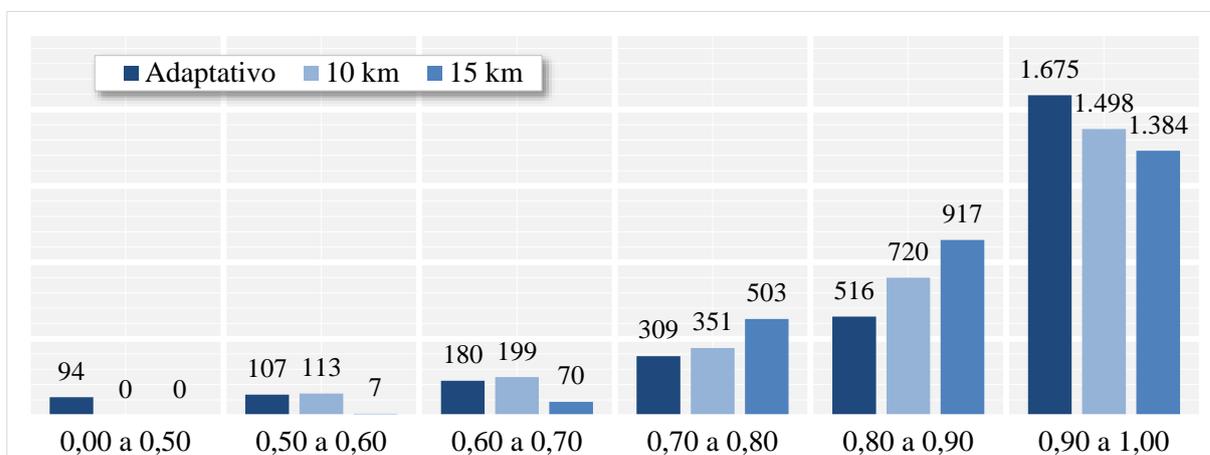


Figura 3.18. Distribuição estratificada das propriedades em classes de coeficiente de determinação ( $R^2$ ), para os métodos de *GWR* utilizados.

Como a distribuição das propriedades na área não foi uniforme, o método adaptativo utilizou-se do número de vizinhos próximos (30) para a estimativa local, o que favorece muito as estimativas (RAMIREZ et al., 2014). Porém, nessas regiões de baixo  $R^2$  ( $< 0,50$ ), a densidade de amostras aumentou bastante por se tratar de regiões com pequenas propriedades rurais. Esse cenário criou no ajuste *GWR Adap* maior sensibilidade de captar as diferenças locais agregadas, em detrimento dos métodos *GWR 10 km* e *15 km* (distância fixa).

O método *GWR Adap* captou melhor o tipo de distribuição espacial dos dados na área, utilizando a distribuição espacial da qualidade dos ajustes (Figura 3.20), considerando que a densidade espacial das amostras não foi uniforme. O resultado da distribuição espacial de classes  $R^2$  e a área de estudo que serviu de modelagem das propriedades podem ser visualizados na Figura 3.19.

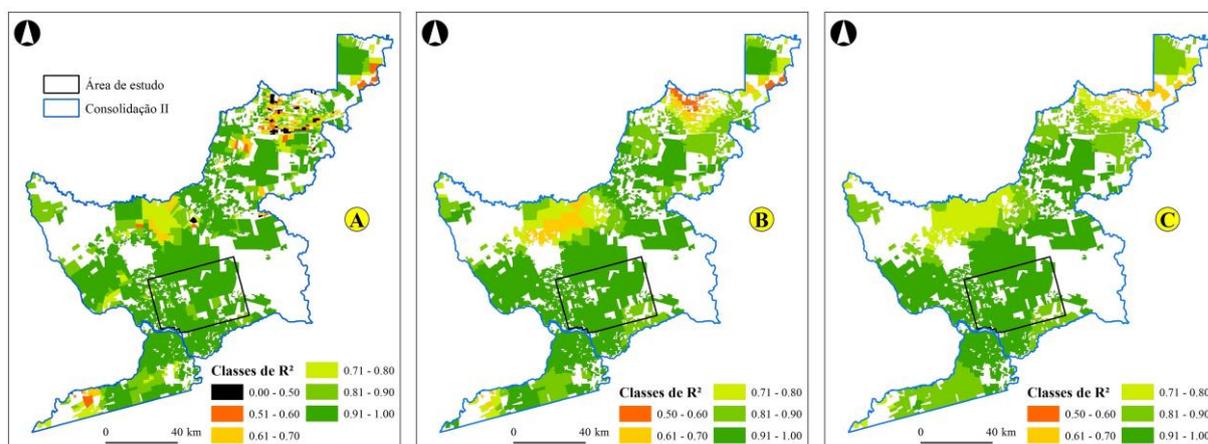


Figura 3.19. Distribuição espacial das classes de coeficiente de determinação ( $R^2$ ), após análise *GWR* (A) adaptativo, (B) 10 km, (C) 15 km, e destaque para área de estudo.

Em síntese, o método *GWR Adap* foi o mais adequado entre os critérios estatísticos aqui adotados para reproduzir as taxas de desmatamento encontradas nas propriedades rurais da área de estudo e, por isso, foi o método escolhido. O constante bom desempenho apresentado pelo modelo *GWR Adap* foi característica fundamental e desejada, pois a partir desse ponto todas as estimativas de desmatamento foram baseadas nesse método.

### 3.3.3 Características das propriedades do CAR na área em estudo e simulação de padrões espaciais de propriedades rurais

#### 3.3.3.1 Características das propriedades do CAR na área em estudo

Esse tópico se ocupou em apresentar as características das propriedades do CAR, alvos de objeto de estudo nesse trabalho. Assim, para melhor entendimento e caracterização do perfil das 2.881 propriedades contempladas na área de estudo, as propriedades foram distribuídas em classes de tamanho de área e sua relação percentual em área e quantidade por classe, além da taxa de desmatamento podem ser visualizadas na Tabela 3.8.

Tabela 3.8. Distribuição das propriedades do CAR em classes de tamanho de área, porcentagem de propriedades em cada classe, porcentagem relativa e acumulada das áreas das propriedades e porcentagem do desmatamento em relação ao total desmatado.

Classes (ha)	Prop	Prop (%)	(%) Prop acum	Área (%)	A (% acum)	Desmat (%)
0,0 a 100	1.548	53,7%	---	9,2%	---	33,6%
100,1 a 200	451	15,7%	69,4%	5,8%	14,9%	12,2%
200,1 a 300	231	8,0%	77,4%	5,7%	20,6%	11,4%
300,1 a 400	93	3,2%	80,6%	3,1%	23,7%	4,5%
400,1 a 500	66	2,3%	82,9%	3,0%	26,7%	3,9%
500,1 a 600	53	1,8%	84,8%	2,9%	29,6%	3,2%
600,1 a 700	49	1,7%	86,5%	3,1%	32,7%	3,4%
700,1 a 800	37	1,3%	87,7%	2,7%	35,4%	1,8%
Acima de 800,1	353	12,3%	100,0%	64,6%	100,0%	---
<b>Total</b>	<b>2.881</b>	<b>100,0%</b>	<b>---</b>	<b>100,0%</b>	<b>---</b>	<b>---</b>

Em que: Prop = Número de propriedades rurais do CAR; Prop (%) = Porcentagem relativa do número de propriedades na classe; (%) Prop acum = Porcentagem acumulada do número de propriedades; Área (%) = Porcentagem relativa das áreas das propriedades na classe; A (% acum) = Porcentagem acumulada; Desmat (%) = Porcentagem desmatada em relação ao total desmatado em todas as propriedades.

De acordo com a Tabela 3.8, quase 54% (1.548) das propriedades pertencentes ao CAR (2.881) estavam contempladas na classe com até 100 ha. Esta classe de propriedades é definida como micro propriedades (RICHARDS; VANWELY, 2016) e, segundo DIEESE (2011), baseado em dados do Inbra de 2009, 49% dos imóveis rurais da região Amazônia estavam concentrados nessa classe (<100 ha), para a situação jurídica “proprietário”.

Em contagem acumulada, mais de 80% das propriedades rurais (2.323) estavam contempladas em classes inferiores a 400 hectares. Essas propriedades foram responsáveis pelo

total de 61,7% dos desmatamentos ocorridos na área em estudo, sendo que só a primeira classe (0 a 100 ha) foi responsável sozinha por 33,6% do desmatamento.

Embora não seja possível assegurar que as pequenas propriedades foram responsáveis pela maioria das mudanças ocorridas na paisagem da área estudada, o fato é que grandes propriedades (>1.000 ha) são relativamente mais efetivas na preservação de remanescentes e essenciais em estratégias para a conservação da biodiversidade (RICHARDS; VANWELY, 2016).

Em outra abordagem realizada nesta análise, verificou-se o comportamento das propriedades em relação às classes de taxas desmatadas. Neste caso, as propriedades foram distribuídas em classes de porcentagens de áreas desmatadas e o resultado dessa distribuição por ser visualizada graficamente na Figura 3.20.

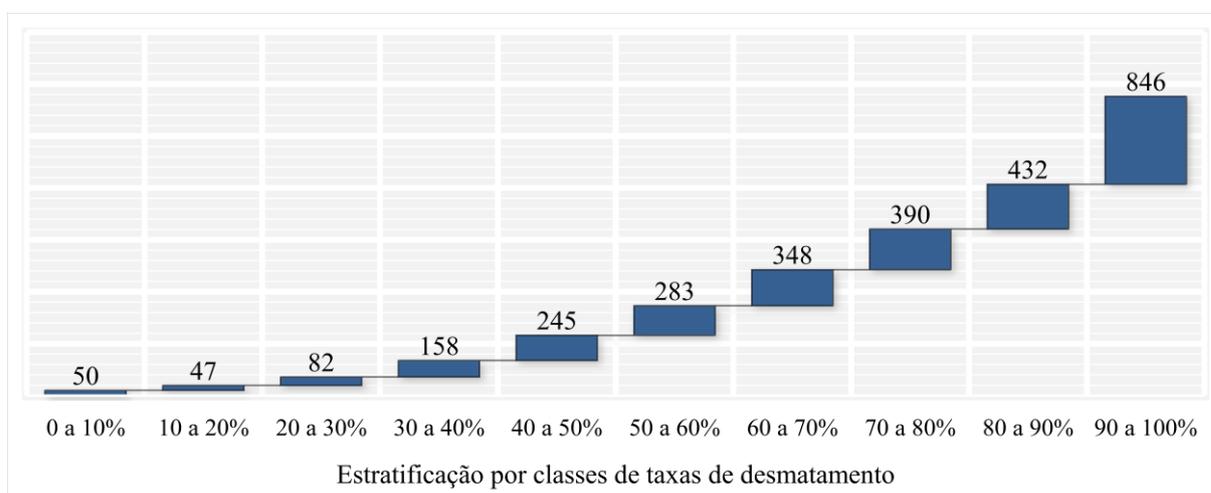


Figura 3.20. Distribuição das propriedades do CAR, na área de estudo, em classes percentuais de área desmatada.

Conforme visualizado na Figura 3.20 foi possível notar que a maioria das propriedades apresentaram alto percentual de área desmatada. Quase um terço (846; 29,4%) das propriedades rurais avaliadas apresentou percentual de desmatamento entre 90 a 100%. Outras 432 (15%) propriedades apresentaram percentuais entre 80 a 90% e 390 delas (13,5%) entre 70 a 80% de áreas desmatadas. Juntas, as três últimas classes (70 a 100%) representaram 1.668 propriedades (57,9%), com mais de 70% de suas áreas desmatadas.

Embora os dados da Tabela 3.8 e da Figura 3.20 sejam bastante intuitivos, juntou-se os dados para melhor descrever melhor o perfil das propriedades rurais do CAR em SFX. Obteve-se com isso os resultados do desmatamento por propriedades estratificadas por classes de tamanho (Tabela 3.8) e por classes de área desmatada (Figura 3.20), consolidadas na Tabela 3.9.

Tabela 3.9. Estratificação das propriedades pertencentes ao CAR por taxas de desmatamento e tamanho em área.

Propriedades (classes ha)	ESTRATIFICAÇÃO POR CLASSES DE TAXAS DE DESMATAMENTO								Total	(%)
	0 a 40%	40 a 50%	50 a 60%	60 a 70%	70 a 80%	80 a 90%	90 a 100%			
0,0 a 100	148 (53,9%)	106 (43,3%)	125 (44,2%)	179 (51,4%)	205 (52,6%)	245 (56,7%)	540 (63,8%)	1.548	53,7%	
100,1 a 200	43 (12,8%)	28 (11,4%)	46 (16,3%)	57 (16,4%)	68 (17,4%)	74 (17,1%)	135 (16,0%)	451	15,7%	
200,1 a 300	27 (8,0%)	19 (7,8%)	30 (10,6%)	29 (8,3%)	37 (9,5%)	32 (7,4%)	57 (6,7%)	231	8,0%	
300,1 a 400	15 (4,5%)	9 (3,7%)	8 (2,8%)	11 (3,2%)	13 (3,3%)	16 (3,7%)	21 (2,5%)	93	3,2%	
400,1 a 500	9 (2,7%)	7 (2,9%)	7 (2,5%)	13 (3,7%)	7 (1,8%)	8 (1,9%)	15 (1,8%)	66	2,3%	
500,1 a 600	9 (2,7%)	8 (3,3%)	5 (1,8%)	3 (0,9%)	14 (3,6%)	7 (1,6%)	7 (0,8%)	53	1,8%	
600,1 a 700	8 (2,4%)	5 (2,0%)	9 (3,2%)	8 (2,3%)	5 (1,3%)	4 (0,9%)	10 (1,2%)	49	1,7%	
700,1 a 800	3 (0,9%)	3 (1,2%)	8 (2,8%)	7 (2,9%)	4 (1,0%)	6 (1,4%)	6 (0,7%)	37	1,3%	
Acima de 800	75 (22,3%)	60 (24,5%)	45 (15,9%)	41 (11,8%)	37 (9,5%)	40 (9,3%)	55 (6,5%)	353	12,3%	
	337 (100%)	245 (100%)	283 (100%)	348 (100%)	390 (100%)	432 (100%)	846 (100%)	2.881		

Observação: A distribuição estratificou as propriedades em classes de tamanho, tal como foi feito para as taxas de desmatamento. O cruzamento dessas duas estratificações produziu a Tabela 3.9. Como resultado vimos a distribuição das propriedades em classes de tamanho e classes de taxas desmatadas.

Com base nos resultados da Tabela 3.9, observa-se que, entre as classes avaliadas, as micro propriedades apresentaram a situação mais preocupante em relação ao percentual desmatado. No cenário mais desmatado (90 a 100%), as micro propriedades representaram 63,8% do total (846; Figura 3.20). Essa classe de propriedades (0 a 100 ha) também representa a maior parte nas classes de taxas de desmatamento avaliadas, com 53,7% do total.

Em geral, as propriedades estão inseridas num contexto de paisagem bastante alterada pelo desmatamento. Para tanto, muitos esforços estão sendo realizados para controlar os avanços do desmatamento sobre novas áreas. A indicação do zoneamento ecológico-econômico (ZEE, 2010), por exemplo, restringe nesta região o avanço das atividades que impliquem em novos desmatamentos de vegetação primária ou secundária em estágios médios e avançados de regeneração e conversão de novas áreas para uso do solo.

Como resultado de outras políticas e mecanismos de contenção do desmatamento na Amazônia (Plano de Ação para Proteção e Controle do Desmatamento na Amazônia (PPCDAm, 2004), Cadastro Ambiental Rural (CAR), Pacto Municipal para a Redução do Desmatamento em SFX, Programa Municípios Verdes e o Plano Municipal para a Recuperação de Áreas Degradadas), o município de SFX tem reduzido a taxa anual de desmatamento. Caso estas iniciativas tenham continuidade e sucesso em médio e longo prazo, SFX caminha para conter o cenário fragmentado da paisagem ocasionado pelo desmatamento.

A seguir são apresentadas algumas observações sobre diferentes usos e cobertura da terra feitas durante o trabalho de campo, que retrataram os cenários resultantes das ações supracitadas. Vale ressaltar que esse trabalho de campo priorizou o entendimento da realidade, em especial em relação aos traçados das estradas, consideradas a base do *design* dos projetos de assentamentos agrícolas na região. Do mesmo modo que a realidade, a simulação dos

padrões de ocupação na região foi baseada, em seu princípio, nas estradas onde foi iniciada a alocação e expansão das células de desmatamento definido em cada cenário estudado. A Figura 3.21 apresenta algumas feições da paisagem na área de estudo, obtidas durante a visita a campo.

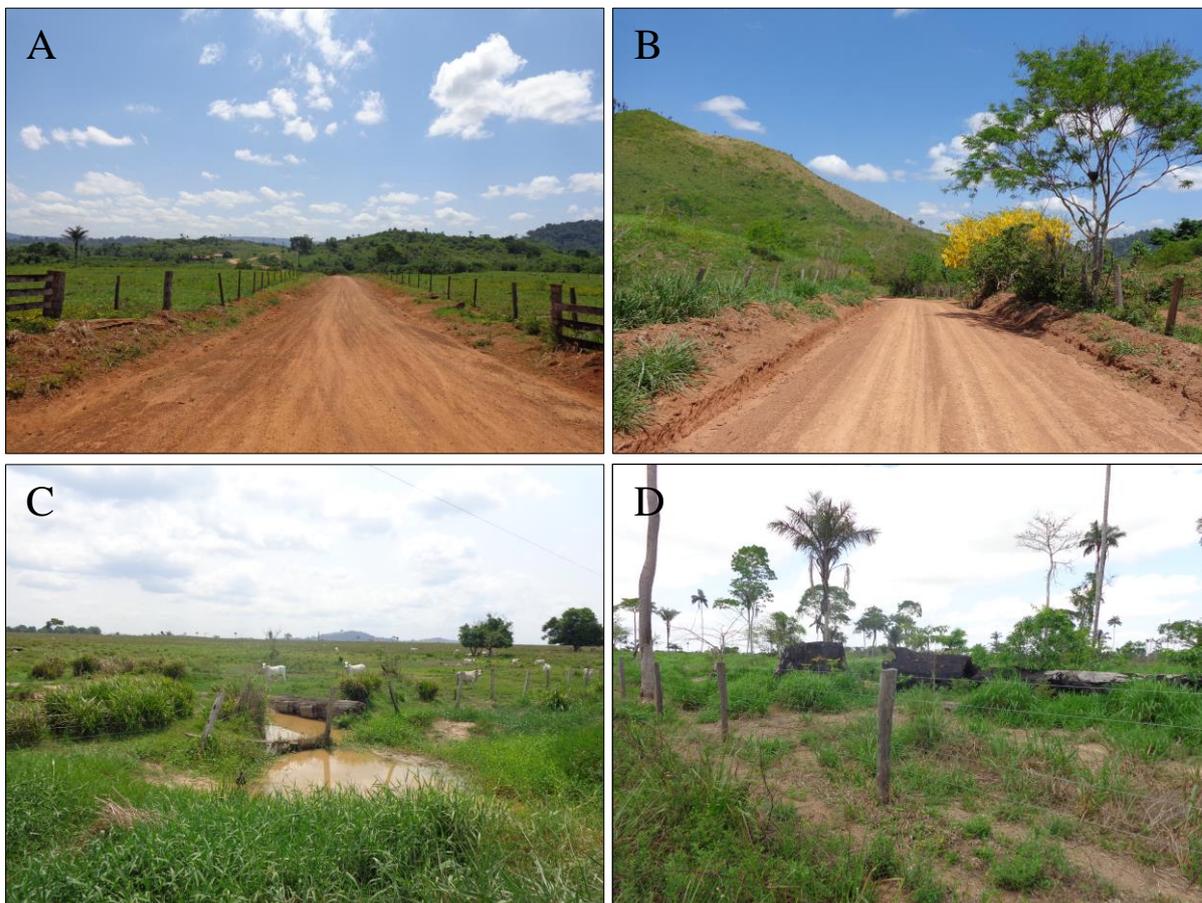


Figura 3.21. Registros fotográficos realizados na paisagem estudada. (A) Visão do início da estrada principal que foi utilizada para gerar os lotes de propriedades distribuídas de forma organizada; (B) Estrada principal que foi utilizada para realizar a simulação dos padrões de desmatamento; (C) A pastagem é o cenário predominantemente encontrado na AC-II; (D) Castanheira (*Bertholletia excelsa*) queimada em nova área de pastagem no município.

E, mais especificamente, na área objeto das simulações do desmatamento, foram feitas visitas para observações em campo e coleta de informações junto a proprietários rurais. Tais observações buscaram o entendimento e uma visão mais realística do processo histórico de ocupação da área simulada. Neste caso, os padrões de desmatamento observados (Figura 3.21 A e B) se concentraram no entorno das estradas principais, deslocando-se gradativamente para o interior das propriedades rurais, mas distantes das estradas.

As observações de campo indicam que a área de estudo e outras nas proximidades, foram inicialmente ocupadas por extrativistas de minério e látex no século passado. A colonização chegou na região a partir da década de 70 e 80, com programas de incentivos governamentais e com a vinda de colonos em busca de áreas para a agricultura. Os relatos obtidos junto a moradores da região, evidenciaram que o padrão de ocupação espontânea se

iniciou a partir da construção de estradas necessárias para o acesso e escoamento da produção na região. Deste modo, a ocupação espontânea foi o padrão mais comum observado na área de estudo, como resultado de ocupações de terras que estavam localizadas além dos limites dos projetos de colonização oficial instalados pelo governo federal na região de estudo.

### 3.3.3.2 Simulação de padrões espaciais de propriedades rurais na área de estudo (organizadas e desorganizadas)

A criação do padrão organizado (PO) supracitado seguiu como referência o tamanho das propriedades de assentamentos do INCRA e Walker et al. (2004). As propriedades foram igualmente distribuídas de forma sistemática, tendo como referência a estrada principal e as estradas secundárias, distanciadas a cada cinco quilômetros.

O padrão desorganizado (PD) de propriedades foi produzido com o próprio padrão existente das propriedades do CAR no local de estudo. Como dito anteriormente, foram adicionadas ao contexto das análises outras estradas existentes no local. Essa opção equiparou a quantidade de estradas utilizadas nos dois padrões espaciais de propriedades. Assim, O resultado da simulação do PO de propriedades, bem como as propriedades pertencentes ao PD atual do local de estudo podem ser visualizados na Figura 3.22.

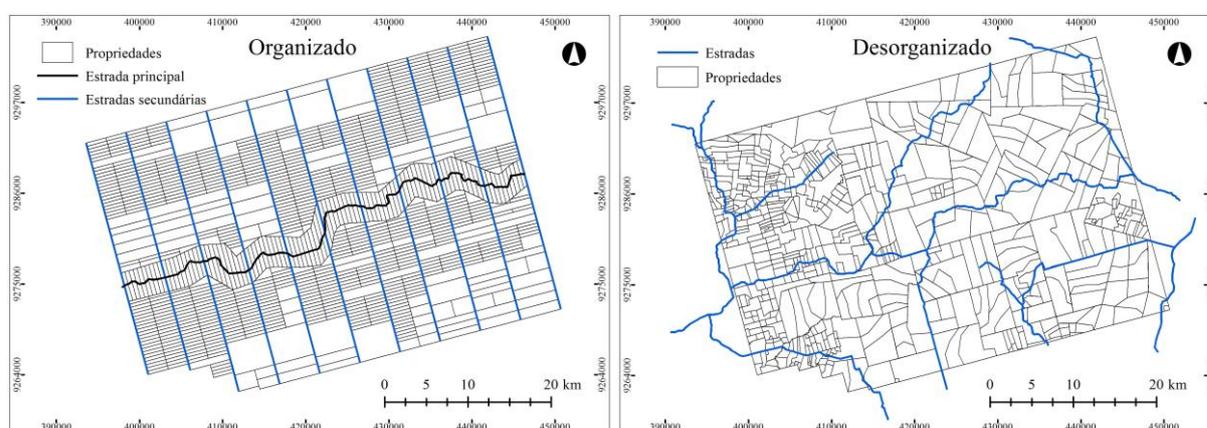


Figura 3.22. Padrões espaciais de propriedades PO e PD, que foram utilizados.

Com a obtenção das propriedades/cenários foram alocadas, posteriormente, as taxas de desmatamento encontradas no local de estudo. Antes, obteve-se as análises descritivas para as propriedades nos dois cenários criados. O resumo descritivo das propriedades PO e PD podem ser visualizados na Tabela 3.10.

Tabela 3.10. Resumo descritivo sobre as características das propriedades PO e PD, utilizadas para a simulação das taxas de desmatamento.

Cenário	Propriedades	Mínimo (ha)	Máximo (ha)	Média (ha)	Desvio (ha)	Área (ha)
Organizadas	1.093	54	2.000	152	212	166.400
Desorganizadas	565	5	2.354	294	346	166.400

Em que: Propriedades = quantidade de propriedades em cada padrão; Mínimo/Máximo = área em hectare correspondente a propriedade com a menor e maior área encontrada; Média = área média; Desvio = desvio padrão em relação às áreas das propriedades; Área = área total em hectare.

Os valores encontrados para as propriedades simuladas com PO foram bem aproximados às características encontradas nas propriedades rurais por Walker et al. (2004). Nessa abordagem, os autores encontraram valor mínimo de 53 hectares, média de 135 hectares e desvio de 248 hectares. A área da maior propriedade encontrada foi de 3.400 hectares, fato esse comum para a região da Transamazônica (BR-230).

### 3.3.4 Estimativa do desmatamento nas propriedades por meio da GWR

As medianas dos coeficientes ajustados foram obtidas conforme elucidado na Figura 3.5 e Tabela 3.2 e, em seguida, foram realizadas as estimativas dos desmatamentos para cada propriedade rural, em cada cenário avaliado (PO e PD). A mediana local dos coeficientes selecionados e estatísticas descritivas, sobre as estimativas do desmatamento, para as propriedades podem ser visualizadas na Tabela 3.11.

Tabela 3.11. Mediana local dos coeficientes e estatísticas descritivas sobre as estimativas do desmatamento para as propriedades organizadas e desorganizadas, em hectares.

Coeficientes	$b_0$	$b_1$	$b_2$	$b_3$	$b_4$	$b_5$	$b_6$
	constante	altitude	APP	drenagem	estradas	declividade	propriedade
Mediana local	31,5697	-0,1308	1,2412	0,0262	-0,0004	-0,5216	0,6780
Resumo	Estatísticas descritivas (estimativas do desmatamento)						
	Média	Soma	Máximo	Mínimo	Variância	Desvio	
Propriedades PO	113,2	123.729	1.564	17,0	26.551	162,9	
Propriedades PD	224,7	126.305	1.831	-8,0	70.928	266,3	

Em que:  $b_n$  = coeficiente ajustado por meio da GWR e sua respectiva mediana local.

Os diferentes padrões de propriedades apresentaram quantidades desiguais no total das estimativas de desmatamento (Tabela 3.11). As propriedades com PO apresentaram estimativas totais de 123.729 hectares e as propriedades com PD apresentaram o total de 126.305 hectares. Esta diferença nas estimativas tem relação com o tamanho das propriedades, uma vez que a correlação aqui apresentada mostrou forte associação entre o desmatamento e o tamanho da propriedade (Tabela 3.4).

As propriedades PD exibiram também a maior variação em relação às estimativas realizadas, por apresentar propriedades com limites de áreas superiores do que as presentes no PO. Isto significa dizer maior média de 224,7 hectares, variância de 70.928 ha<sup>2</sup> e desvio padrão de 266,3 hectares.

Na sequência, fez-se a comparação entre os dados reais observados dos desmatamentos ocorridos na área, conforme metodologia exemplificada na Figura 3.6. Primeiramente, estimou-se a correlação entre os valores observado e os valores advindos das estimativas (PIÑEIRO et al., 2008), conforme pode ser visto graficamente na Figura 3.23.

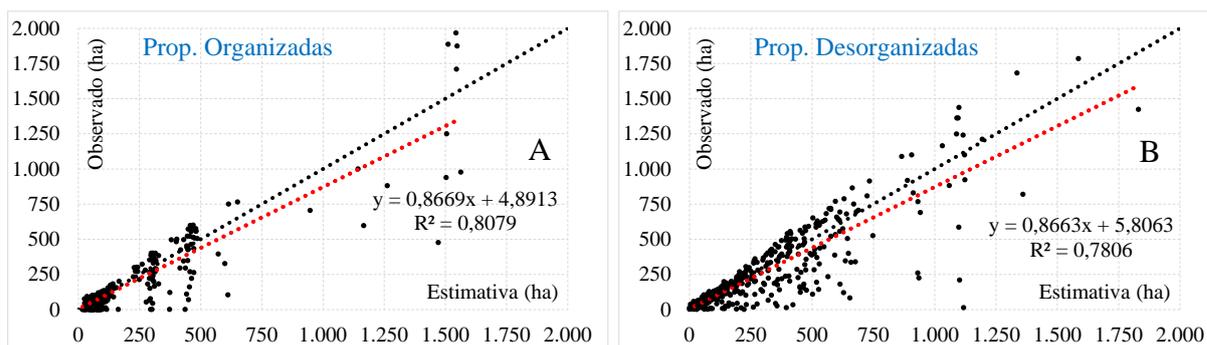


Figura 3.23. Comportamento das estimativas do desmatamento, para cada padrão de propriedade, em relação aos valores observados de desmatamento. (A) PO com 1.093 propriedades; (B) PD com 565 propriedades.

As estimativas apresentaram comportamento bastante interessante (Figura 3.23) em relação aos dados reais observados de desmatamento. Este comportamento adequado pode ser verificado com auxílio da linha preta tracejada, que indica a correlação positiva perfeita entre dados, juntamente com a linha vermelha, que significa a tendência linear da dispersão dos dados em questão. Sua equação é apresentada apenas como forma de representar o ajuste.

A correlação positiva foi verificada tanto para as propriedades PO (0,899), como para as propriedades PD (0,884). Porém, embora as correlações obtidas tenham sido bastante interessantes, conduziu-se a avaliação estatística, por meio do teste de Kruskal e Wallis (1952).

O propósito dessa avaliação foi para verificar se houve ou não diferença entre os valores obtidos por meio das estimativas realizadas, com a *GWR Adap*, e os dados reais do desmatamento, em ambos padrões de propriedades (PO e PD). O resultado dessa avaliação estatística pode ser visualizado na Tabela 3.12.

Tabela 3.12. Resultados do teste de *Kruskal-Wallis* entre os valores advindos das estimativas do desmatamento e os valores reais ocorridos na área em estudo.

Fatores comparados		Diferença Obs. (ha)	Diferença Crítica (ha)	Diferença
Estimativa PO	x Observado	6,61	96,9	Não
Estimativa PD	x Observado	56,2	69,5	Não

Em que: Diferença Obs. = Valor estatístico, em hectares, que cada método apresentou em relação aos dados reais; Diferença crítica = Valor estatístico, em hectares, máximo aceitável para que os métodos sejam significativamente iguais; Diferença = Resultado da comparação realizada entre a diferença observada e a diferença crítica, em que valores da diferença observada abaixo da diferença crítica não diferem estatisticamente entre si, ao nível de 5% de significância.

Conforme verifica-se na Tabela 3.12, não houve diferença estatística entre as estimativas realizadas e os valores reais observados. Ainda que a diferença entre os totais apresentados na Tabela 3.11, sendo 123.729 hectares para as propriedades PO e 126.305 hectares para as propriedades PD, tenha sido notável, esses dois cenários não diferiram estatisticamente dos desmatamentos reais ocorridos. Assim, ao final dessa etapa, as propriedades tiveram as estimativas de desmatamento incluídas em seus respectivos arquivos vetoriais. Deste modo, procedeu-se a alocação das estimativas dos desmatamentos nas propriedades PO e PD, por meio do algoritmo adaptado de Walker et al. (2004).

### 3.3.5 Alocação das estimativas do desmatamento e cenários para comparações

A alocação das estimativas dos desmatamentos nas propriedades foi diluída num período de 20 anos. Nesse período foram alocadas as taxas de 100% e 50% do total da estimativa. Os resultados da alocação de 100% das estimativas do desmatamento para as propriedades PO e PD podem ser visualizados nas Figuras 3.24 e 3.25, respectivamente.

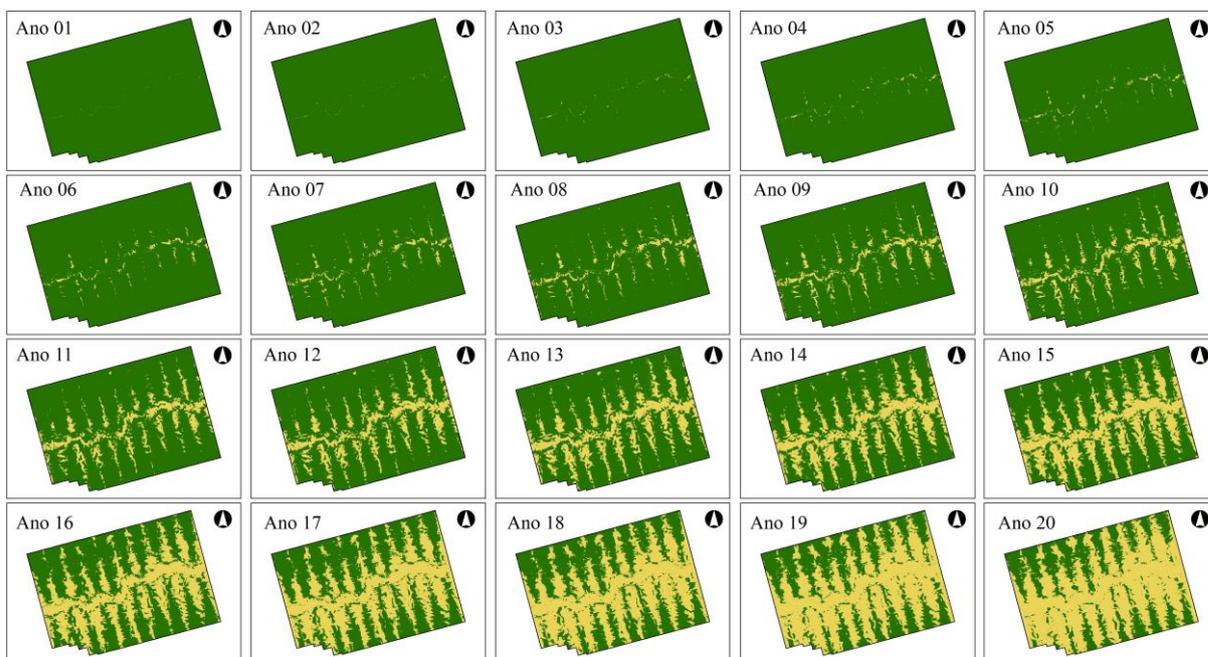


Figura 3.24. Alocação de 100% das estimativas realizadas sobre as taxas de desmatamento para propriedades PO.

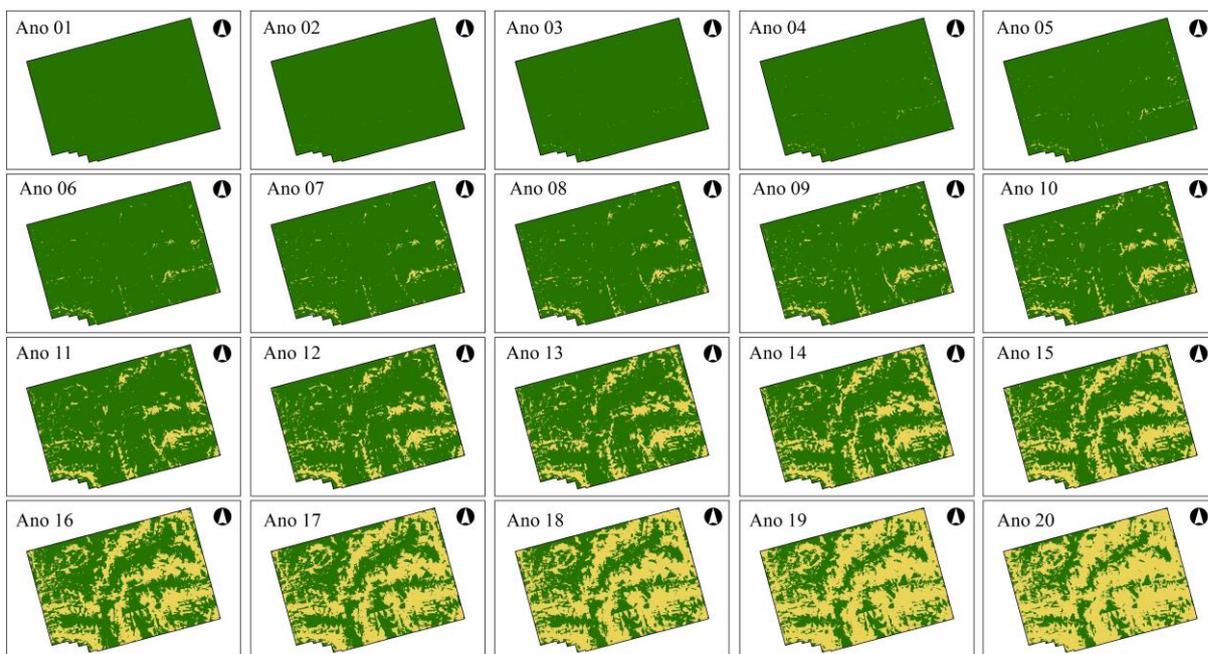


Figura 3.25. Alocação de 100% das estimativas de desmatamentos realizadas a partir de taxas de desmatamento para propriedades PD.

Os resultados da alocação de 50% das estimativas do desmatamento para as

propriedades PO e PD podem ser visualizados nas Figuras 3.26 e 3.27, respectivamente. Para as alocações que não consideraram o desmatamento dentro de APP, os resultados foram apresentados apenas para as comparações realizadas adiante. Isso se deve, porque a única diferença entre as Figuras apresentadas (3.24; 3.25; 3.26; 3.27), seria a não alocação de área desmatada dentro de APP. Fato esse que não implicou em prejuízo nenhum, pois visualmente a diferença foi quase imperceptível devido a escala de representação.

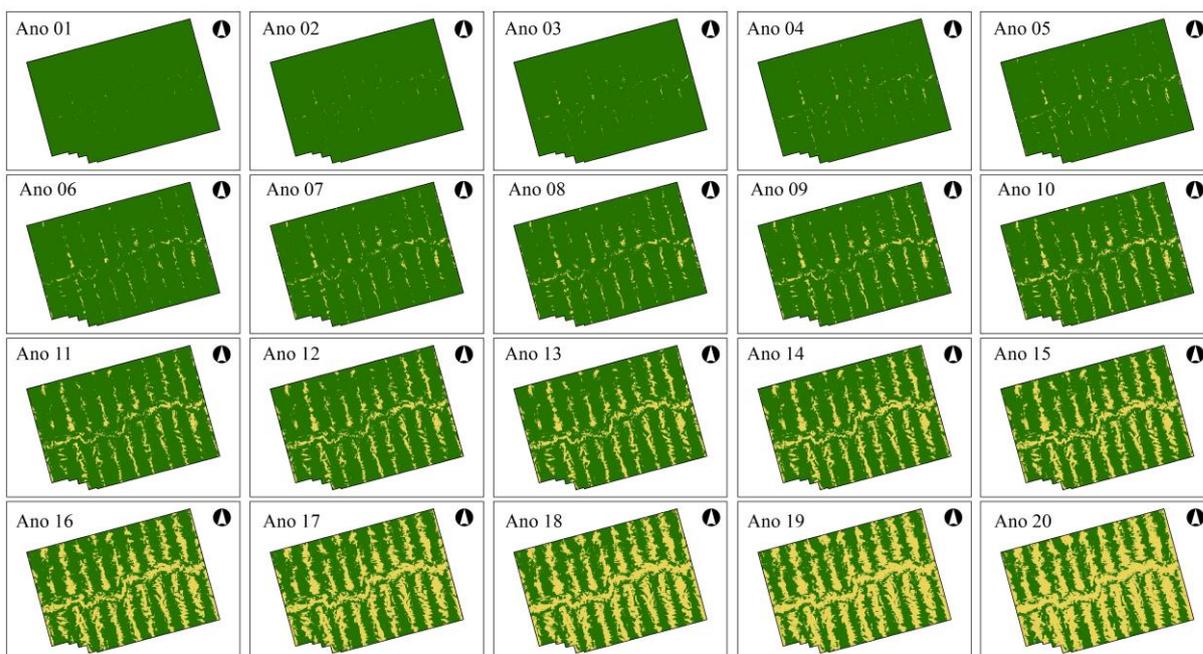


Figura 3.26. Alocação de 50% das estimativas realizadas sobre as taxas de desmatamento para propriedades PO.

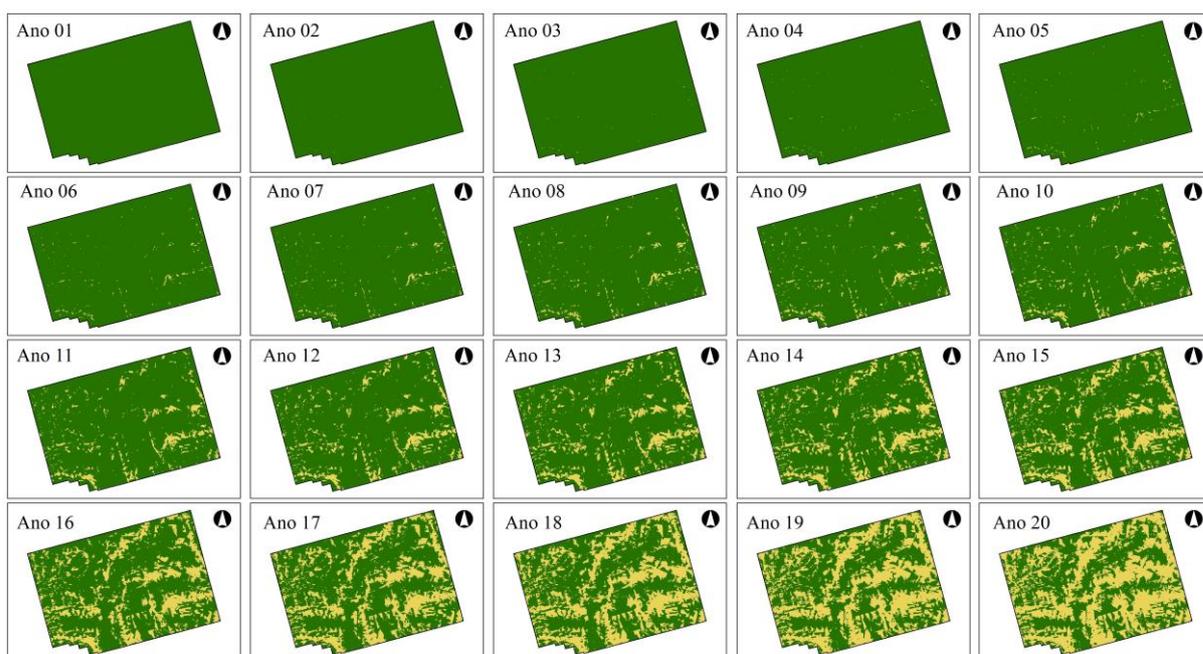


Figura 3.27. Alocação de 50% das estimativas realizadas sobre as taxas de desmatamento para propriedades PD.

De acordo com as alocações apresentadas nas Figuras acima (3.24; 3.25; 3.26; 3.27)

foram elaborados cenários para comparações por meio da fragmentação direcional da paisagem. Esses cenários foram delineados conforme exemplificado na Figura 3.13 e os resultados, após a alocação das estimativas do desmatamento, podem ser visualizados na Figura 3.28.

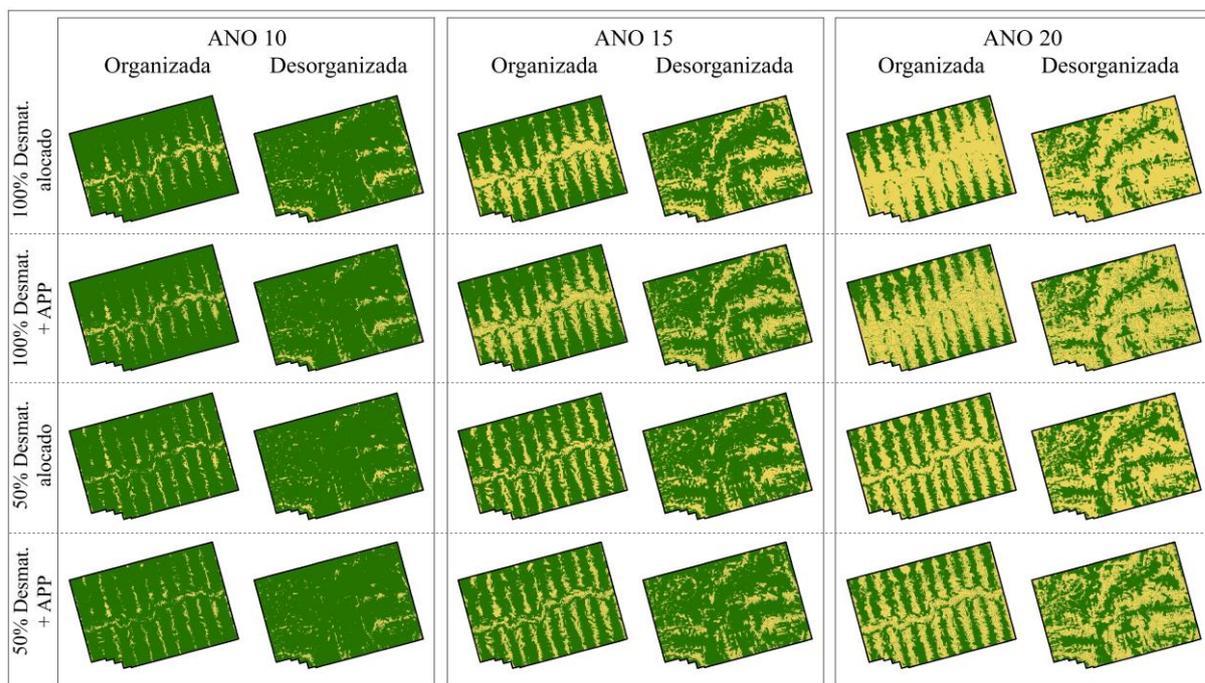


Figura 3.28. Cenários gerados para comparação por meio da fragmentação direcional da paisagem.

Para justificar as comparações realizadas, conforme Figura 3.28, foi apresentado o resumo descritivo dos cenários, de forma a mostrar semelhança em áreas e, conseqüentemente, porcentagens relativas de vegetação e área antropizadas (Tabela 3.13).

Tabela 3.13. Resumo descritivo sobre os cenários que foram comparados por meio da fragmentação direcional da paisagem.

	Local	Ano	100% Desmat		100% Desmat (APP)		50% Desmat		50% Desmat (APP)		
			Área (ha)	(%)	Área (ha)	(%)	Área (ha)	(%)	Área (ha)	(%)	
V	Propriedades PO	10	149.476	89,9%	151.753	91,2%	151.678	91,2%	153.697	92,4%	V
A			16.838	10,1%	14.661	8,8%	14.637	8,8%	12.717	7,6%	A
V	Propriedades PD	10	152.163	91,5%	154.138	92,6%	157.354	94,6%	158.773	95,4%	V
A			14.189	8,5%	12.282	7,4%	8.998	5,4%	7.647	4,6%	A
V	Propriedades PO	15	108.853	65,5%	114.383	68,7%	123.634	74,3%	128.063	77,0%	V
A			57.461	34,5%	52.036	31,3%	42.680	25,7%	38.354	23,0%	A
V	Propriedades PD	15	112.420	67,6%	117.874	70,8%	131.819	79,2%	135.575	81,5%	V
A			53.932	32,4%	48.546	29,2%	34.533	20,8%	30.845	18,5%	A
V	Propriedades PO	20	57.323	34,5%	66.332	39,9%	83.087	50,0%	90.572	54,4%	V
A			108.991	65,5%	100.090	60,1%	83.228	50,0%	75.849	45,6%	A
V	Propriedades PD	20	57.729	34,7%	67.018	40,3%	84.708	50,9%	92.069	55,3%	V
A			108.623	65,3%	99.401	59,7%	81.644	49,1%	74.349	44,7%	A

Em que: PO = padrão organizado; PD = padrão desorganizado; Ano = refere-se ao período no tempo em que as taxas de desmatamento foram alocadas; Desmat = desmatamento; V = vegetação; A = antropizado.

Entre todos os cenários que foram comparados entre seus pares, seus valores finais de área e a, conseqüentemente, porcentagem relativa de vegetação (V) e antropizado (A) ficaram bem próximos (Tabela 3.13). A característica do algoritmo de preservar a relação percentual

das taxas de desmatamento em ambos padrões de propriedades, em cada determinado tempo de alocação das taxas, foi primordial para as comparações entre os padrões de desmatamento.

Embora pequenas diferenças possam ser observadas na Tabela 3.13, entre um ou outro cenário de comparação, de forma geral, todas as proporções das taxas de desmatamento alocadas foram mantidas e nenhum prejuízo e/ou favorecimento foram oferecidos a determinado cenário. Assim sendo, procedeu-se as análises dos cenários supracitados por meio da fragmentação direcional da paisagem e os resultados dessas comparações, sobre os padrões dos desmatamentos, podem ser visualizados no tópico seguinte.

### 3.3.6 Comparação entre os cenários das simulações

O primeiro cenário avaliado foi com alocação de 100% do desmatamento. Os valores que representaram a fragmentação direcional (FD) da paisagem, para o cenário com alocação de 100% do desmatamento, podem ser visualizados na Tabela 3.14.

Tabela 3.14. Fragmentação direcional da paisagem para o cenário com alocação de 100% do desmatamento.

Direção (SENTIDO DE FRAGMENTAÇÃO)	ANO 10		ANO 15		ANO 20	
	PO	PD	PO	PD	PO	PD
Norte-Sul	0,167	0,167	0,175	0,195	0,246	0,313
Nordeste-Sudoeste	0,170	0,167	0,205	0,194	0,353	0,307
Leste-Oeste	0,178	0,169	0,231	0,190	0,390	0,268
Sudeste-Noroeste	0,167	0,171	0,184	0,206	0,265	0,327

Em que: PO = padrão organizado; PD = padrão desorganizado; Ano 10, 15 e 20 refere-se ao critério temporal que as taxas de desmatamento foram alocadas e escolhidas para comparações entre si.

Para essa primeira abordagem, com alocação de 100% do desmatamento, foi possível notar que a FD no ano 10 não apresentou diferença entre os cenários PO e PD. Para todas as direções avaliadas, a diferença entre os valores de FD foi mínima ou quase imperceptível. Para PO no ano 15, a FD apresentou tendência acentuada para a direção Leste-Oeste (0,231), que por sua vez, se destacou em relação a PD (0,190). Esse comportamento já era esperado, pois o arranjo do padrão *fishbone*, não favorece a conectividade da paisagem perpendicularmente ao sentido das estradas secundárias.

Na avaliação do ano 20, observa-se que, verdadeiramente, a direção Leste-Oeste se destaca em relação ao valor de FD (0,390), indicando grande diferença entre o valor encontrado para PD (0,268), na mesma direção. De fato, a direção Leste-Oeste foi a mais penalizada quando a avaliação foi para PO, porém, esse padrão organizado de distribuição de propriedades se destaca apresentando valores mais baixos para outras direções, como Sudeste-Noroeste e Norte-Sul. A direção Norte-Sul foi a mais favorecida pelo padrão *fishbone*, pois o arranjo favorece a conexão estrutural da paisagem nesta direção.

O padrão PO também se destacou pelo valor de FD apresentado para a direção Nordeste-

Sudoeste (0,353), que é superior ao encontrado para o PD (0,307). Esta estimativa foi devido ao arranjo do padrão de desmatamento encontrado no *fishbone* que, neste caso, penalizou os valores de FD na direção Nordeste-Sudoeste, com maior fragmentação da paisagem direcional.

Em linhas gerais, o PD apresentou aumento mais uniforme nos valores de FD em todas as direções. Esse padrão espontâneo de ocupação desenvolve uma fragmentação dentrítica (ARIMA et al., 2015), que espalha desorganizadamente pela área de estudo, sobretudo, em consequência da construção desordenada de estradas.

Os valores de FD e a indicação da FD utilizando gráficos do tipo *spider diagram* são apresentados na Figura 3.29. Nesta Figura é possível observar a FD e as imagens que foram comparadas para PO e PD.

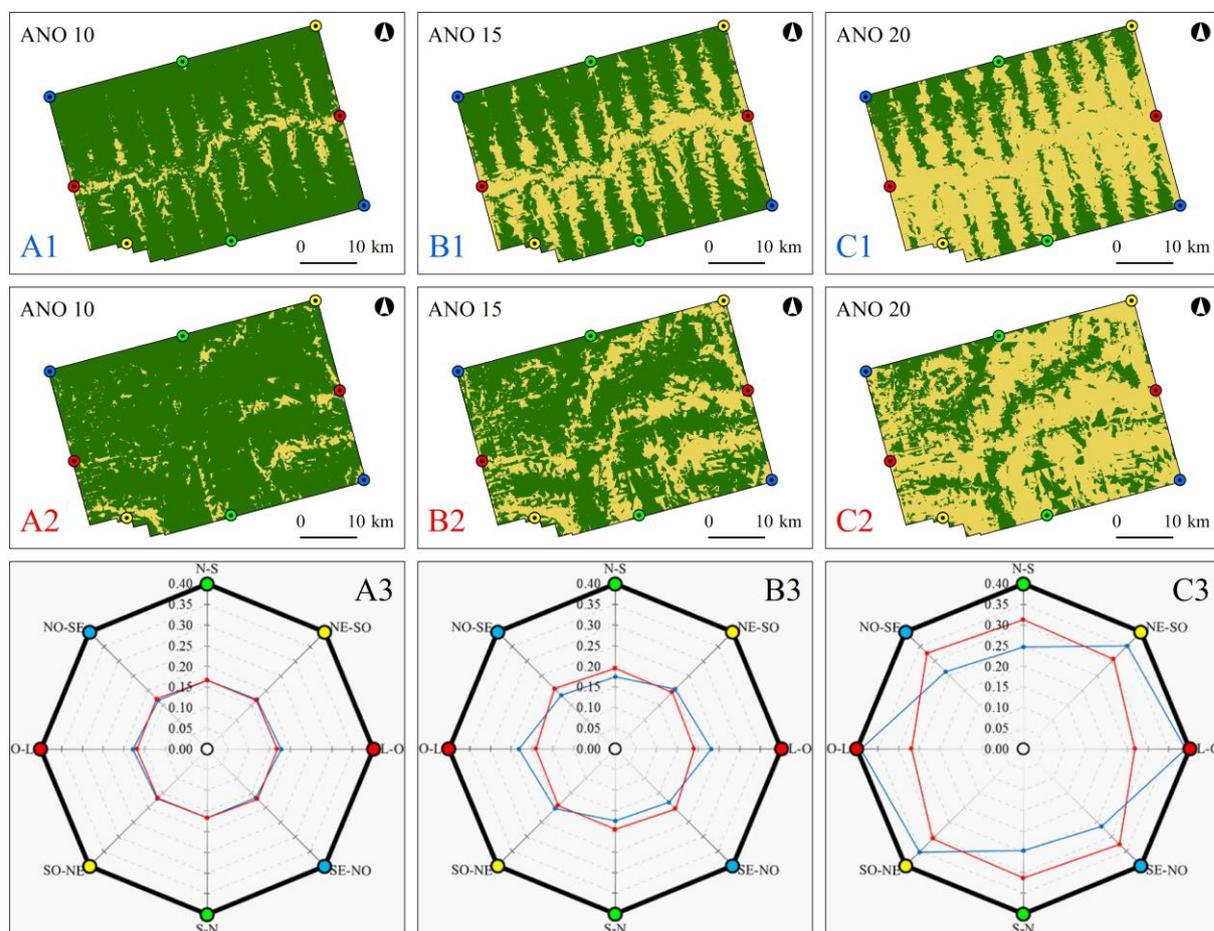


Figura 3.29. Fragmentação direcional da paisagem para PO e PD, com alocação de 100% do desmatamento no ano 10, 15 e 20. Quadros: A1, B1 e C1 = PO, respectivamente ano 10, 15 e 20; Quadros: A2, B2 e C2 = PD, respectivamente ano 10, 15 e 20; Quadros: A3, B3 e C3 = fragmentação direcional da paisagem (azul representa PO e vermelho representa PD).

A evolução da FD nos períodos avaliados (10, 15 e 20 anos) e alguns contrastes para PO e PD, em determinadas direções, são evidenciados na Figura 3.29. Nessa evolução, observou-se que o padrão *fishbone* foi mais favorável sobre a conectividade estrutural da paisagem para as direções Norte-Sul e Sudeste-Noroeste e menos favorável para as direções

Leste-Oeste e Nordeste-Sudoeste (quadro C3). O PD apresentou desempenho aposto ao relatado para PO.

Embora a área avaliada tenha apresentado alta taxa de desmatamento (67,7%), impedindo a constatação de maiores contrastes entre PO e PD, vários autores destacam o padrão *fishbone* como o padrão de desmatamento que mais favorece a paisagem para estabelecimento da conectividade estrutural entre fragmentos florestais remanescentes (SIMMONS et al., 2016; ARIMA et al., 2015; OLIVEIRA FILHO; METZGER, 2006).

Presumindo um cenário mais otimista, os *pixels* designados como desmatamento alocados dentro de áreas de preservação permanente (APP), num cenário com alocação de 100% do desmatamento, foram retornados como floresta e o resultado desse processo pode ser visualizado na Tabela 3.15.

Tabela 3.15. Fragmentação direcional da paisagem para o cenário com alocação de 100% do desmatamento, preservando APP.

Direção (SENTIDO DE FRAGMENTAÇÃO)	ANO 10		ANO 15		ANO 20	
	PO	PD	PO	PD	PO	PD
Norte-Sul	0,167	0,167	0,173	0,186	0,190	0,222
Nordeste-Sudoeste	0,169	0,167	0,189	0,179	0,224	0,222
Leste-Oeste	0,172	0,169	0,201	0,179	0,236	0,209
Sudeste-Noroeste	0,167	0,168	0,174	0,178	0,187	0,195

Em que: PO = padrão organizado; PD = padrão desorganizado; Ano 10, 15 e 20 refere-se ao critério temporal que as taxas de desmatamento foram alocadas e escolhidas para comparações entre si.

Observando os valores de FD para o ano 10, não é possível notar diferença entre PO e PD. Já para o ano 15 e 20, as diferenças surgiram com pouco mais de contraste e evidenciou que o simples fato de preservar APP, promoveu grande efeito para mitigar a FD. Em especial, foi possível observar para o PO na direção Leste-Oeste (PO = 0,236) para o ano 20, que houve redução considerável no valor de FD, em detrimento do cenário anterior ilustrado na Figura 3.29 (PO = 0,390), para a mesma direção. Dessa forma, a simples obediência à legislação minimizaria muito o grau de FD na área de estudo, e proporcionaria ambientes mais equilibrados para conectividade.

Nesse cenário de manutenção das APP, o PO mostrou redução relevante da FD no sentido Nordeste-Sudeste (0,224), o que anteriormente tinha sido o segundo maior (0,353) para o ano 20. Entretanto, continuou mantendo o maior grau de FD para a direção Leste-Oeste (0,236), em relação ao PD (0,209). Tal fato se justifica pelo seu arranjo espacial de desmatamento, que favorece a desconexão da paisagem neste sentido. Em relação ao PD, ainda que seja o padrão de desmatamento mais desfavorável em relação a conectividade, apresentando, em geral, elevado grau de fragmentação (OLIVEIRA FILHO; METZGER,

2006), exibiu valores bastante diminuídos sobre a FD se houvesse a manutenção ou recuperação das áreas de APP.

A fragmentação direcional (FD) e as imagens que foram comparadas para PO e PD, com alocação de 100% do desmatamento no ano 10, 15 e 20, preservando as áreas de APP, são apresentadas na Figura 3.30.

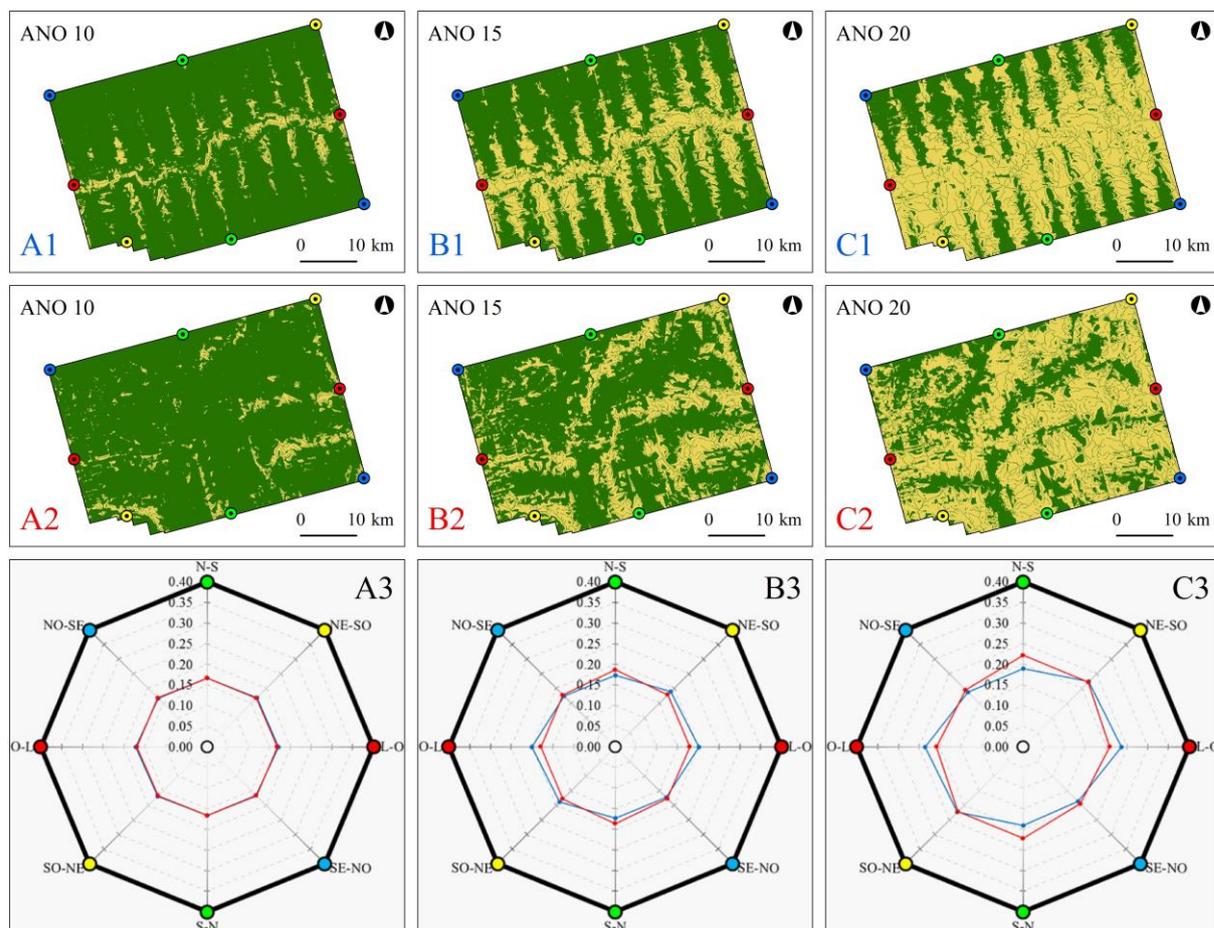


Figura 3.30. Fragmentação direcional da paisagem para PO e PD, com alocação de 100% do desmatamento, preservando APP, no ano 10, 15 e 20. Quadros: A1, B1 e C1 = PO, respectivamente ano 10, 15 e 20; Quadros: A2, B2 e C2 = PD, respectivamente ano 10, 15 e 20; Quadros: A3, B3 e C3 = fragmentação direcional da paisagem (azul representa PO e vermelho representa PD).

Em relação a FD (Figuras 3.29 e 3.30), observa-se que houve ganho em todas as direções sobre a diminuição da FD, em especial quando se considerou as áreas de APP conservadas. Esse exemplo foi bastante útil por mostrar que, caso a legislação estivesse sendo cumprida conservando ou recuperando as poucas áreas de APP inserida numa região de interesse para a conservação, ter-se-ia condições ambientais bem mais favoráveis das condições observadas onde as APP são sumariamente destruídas e substituídas por usos convencionais da terra.

Segundo o Novo Código Florestal Brasileiro, Lei nº12.651/12, as APP são áreas de grande importância, com função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a biodiversidade, como refúgio para a fauna e também como corredores ecológicos. Por sua vez,

os corredores têm desenvolvido papel importante na paisagem e o padrão *fishbone* propicia acentuado favorecimento nessa configuração, pois o arranjo espacial harmoniza com a manutenção de corredores e, conseqüentemente, conforme Arima et al. (2013), Oliveira Filho e Metzger (2006) e Batistella et al. (2003), resulta em beneficiamento ambiental e elevado grau de conectividade.

Em linhas gerais, a ocupação de determinado lugar deveria ser condicionada de modo a promover uma geometria de desenvolvimento que promovesse corredores de conservação, como pode ser verificado no padrão *fishbone* (SIMMONS et al., 2016), ou uma variação deste padrão (BATISTELLA et al., 2003). Dessa forma, Metzger (2001), ressalta que quando há agregação de floresta, o padrão *fishbone* favorece, consistentemente, a conectividade entre aqueles fragmentos localizados na parte de trás dos lotes e, assim, contribui positivamente.

Outro cenário avaliado sobre a FD foi considerar que cada lote desmatasse apenas 50% do total de desmatamento. Neste caso, buscou-se avaliar um cenário ainda mais otimista onde as áreas de reserva legal seriam conservadas, assumindo um percentual de 50% de cada propriedade. Dale et al. (1994), destacaram que se pelo menos 50% de floresta fosse preservada nos lotes garantiria uma faixa de floresta importante entre as estradas secundárias, assumindo o desmatamento dos lotes da frente para trás, conforme padrão *fishbone*.

Prevendo um cenário em que os corredores formados, com a configuração supracitada, forneceriam recursos espaciais necessários para a conservação da biodiversidade e melhoria sobre a FD, foi estabelecida a alocação de apenas 50% dos desmatamentos ocorridos nos lotes. O resultado desse processo, sobre os valores de FD pode ser visualizado na Tabela 3.16.

Tabela 3.16. Fragmentação direcional da paisagem para o cenário com alocação de apenas 50% dos desmatamentos ocorridos nos lotes.

Direção (SENTIDO DE FRAGMENTAÇÃO)	ANO 10		ANO 15		ANO 20	
	PO	PD	PO	PD	PO	PD
Norte-Sul	0,167	0,167	0,171	0,177	0,229	0,267
Nordeste-Sudoeste	0,169	0,167	0,189	0,173	0,254	0,213
Leste-Oeste	0,168	0,168	0,187	0,172	0,227	0,222
Sudeste-Noroeste	0,167	0,168	0,186	0,188	0,238	0,256

Em que: PO = padrão organizado; PD = padrão desorganizado; Ano 10, 15 e 20 refere-se ao critério temporal que as taxas de desmatamento foram alocadas e escolhidas para comparações entre si.

Os valores de FD observados na Tabela 3.16 foram melhores do que aqueles apresentados na Tabela 3.14, que representaram a alocação de 100% do desmatamento. Assim, caso apenas 50% do desmatamento ocorresse nas propriedades localizadas dentro da área de estudo, seria suficiente para garantir a menor fragmentação direcional no ano 20, na direção Leste-Oeste para PO (0,227), em relação a FD encontrada para a mesma direção (0,390). O ganho na redução dos valores de FD foi importante, principalmente, para uma direção bastante

afetada pela FD no padrão *fishbone* (Figura 3.31).

Esse cenário já seria importante sobre o ponto de vista de conectividade da paisagem, pois corredores dessa magnitude iriam prover condições favoráveis e requisitos espaciais importantes para a conservação da biodiversidade. Mesmo que este seja um cenário utópico, seus resultados são surpreendentemente positivos e indicam que o simples cumprimento efetivo da legislação em vigor levaria a um grande sucesso do ponto de vista ambiental.

Embora seja um cenário muito favorável do ponto de vista ambiental, a legislação ambiental em vigor define uma reserva legal ainda maior, de 80% das propriedades privadas, o que seria ainda melhor do ponto de vista de redução dos impactos na fragmentação da paisagem e na formação de corredores ecológicos. Isso se aplicaria em ambos os padrões de ocupação, PO ou PD.

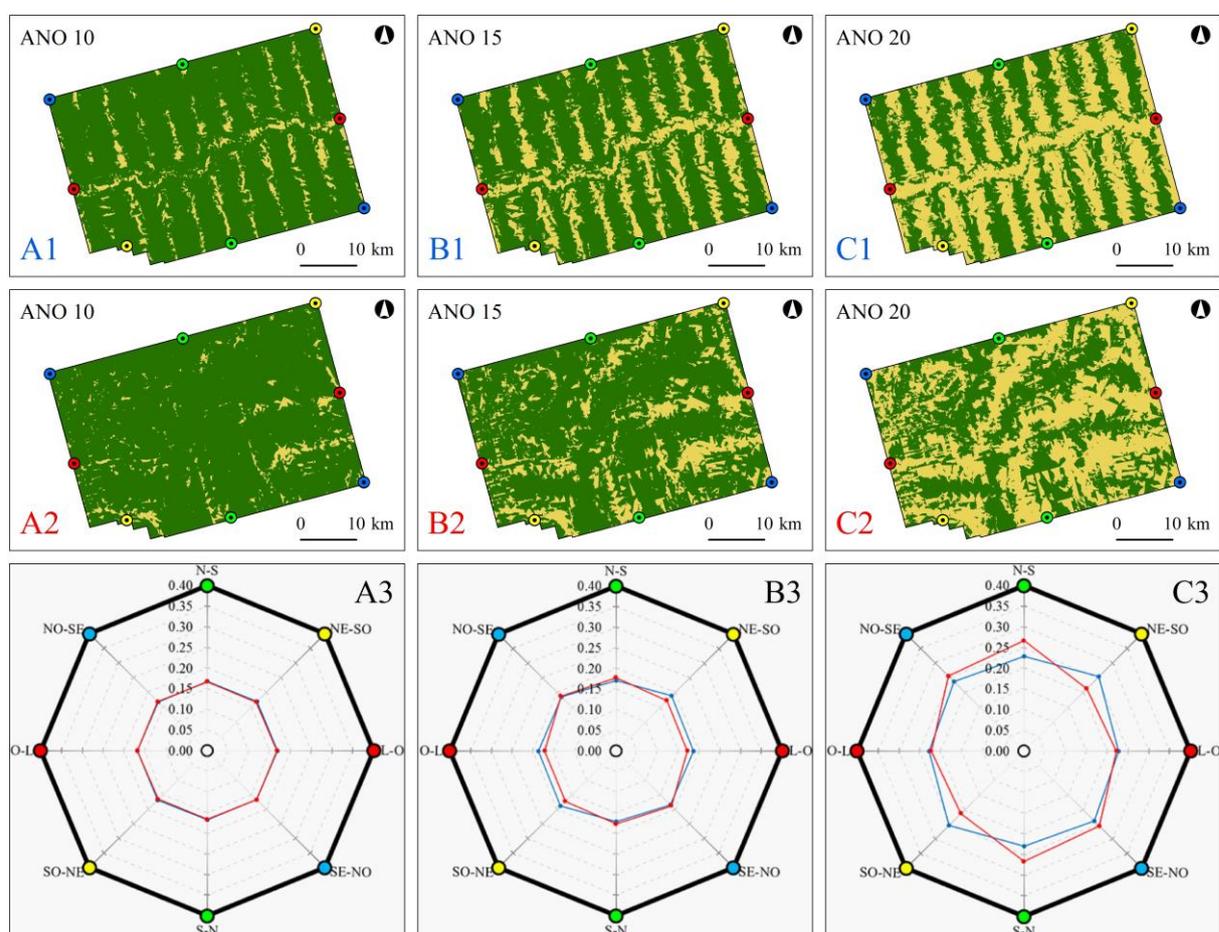


Figura 3.31. Fragmentação direcional da paisagem para PO e PD, com alocação de 50% do desmatamento, no ano 10, 15 e 20. Quadros: A1, B1 e C1 = PO, respectivamente ano 10, 15 e 20; Quadros: A2, B2 e C2 = PD, respectivamente ano 10, 15 e 20; Quadros: A3, B3 e C3 = fragmentação direcional da paisagem (azul representa PO e vermelho representa PD).

Os padrões de desmatamento (PO e PD) produziram comportamentos desiguais em relação a fragmentação (Figura 3.31). Tais evidências revelaram que a fragmentação ocorre direcionalmente, ou seja, ela prevalece em determinadas direções, o que foi facilmente

detectada pela FD. Esse benefício de indicar a direção mais fragmentada fortaleceu as abordagens realizadas sobre as paisagens avaliadas, em detrimento do uso de índices de paisagem que, por serem isotrópicos, revelariam pouco sobre o sentido em a fragmentação avança ou prevalece num determinado cenário.

Ainda que o cenário acima, e os outros já indicados aqui, sejam produtos obtidos a partir de representação de taxas de desmatamento na reprodução de padrões de desmatamentos, é possível visualizar que diferentes padrões (PO e PD) produzem diferentes comportamentos. Para Arima et al. (2015), esses padrões de desmatamentos são dependentes de uma série de fatores, entre eles estradas, que influenciam o arranjo e a espacialização dos acontecimentos na paisagem. De tal modo, os autores concluem, sobretudo, que a fragmentação produzida por projetos formais (*fishbone*) é mais consistente em relação a conservação da biodiversidade, do que aqueles associados com uma ocupação desordenada (padrão dentrítico de desmatamento).

Tal fato já foi relatado por estudos que confrontaram os padrões de desmatamento e avaliaram as consequências sobre a paisagem (OLIVEIRA FILHO; METZGER, 2006; BATISTELLA et al., 2003). Para alguns autores, há algum tempo, a situação ideal envolvia a adoção, no mínimo, de um padrão de desmatamento agregado, que sustentasse a conectividade entre remanescentes florestais (BASKENT, 1999; HARGIS et al., 1998; GUSTAFSON; CROW, 1994).

Ainda que o cenário anterior promovesse ganho sobre a fragmentação direcional, na próxima abordagem não foram considerados os desmatamentos ocorridos em APP. Esse cenário, mais otimista ainda, foi avaliado como sendo o estágio mais ideal entre todos aqui avaliados. Assim, foi estabelecida a alocação de apenas 50% dos desmatamentos, preservando APP. Os resultados sobre os valores de FD podem ser visualizados na Tabela 3.17.

Tabela 3.17. Fragmentação direcional da paisagem para o cenário com alocação de apenas 50% dos desmatamentos ocorridos nos lotes, preservando APP.

Direção (SENTIDO DE FRAGMENTAÇÃO)	ANO 10		ANO 15		ANO 20	
	PO	PD	PO	PD	PO	PD
Norte-Sul	0,167	0,167	0,170	0,177	0,193	0,213
Nordeste-Sudoeste	0,169	0,167	0,178	0,169	0,202	0,187
Leste-Oeste	0,168	0,168	0,174	0,171	0,196	0,193
Sudeste-Noroeste	0,167	0,167	0,174	0,173	0,186	0,187

Em que: PO = padrão organizado; PD = padrão desorganizado; Ano 10, 15 e 20 refere-se ao critério temporal que as taxas de desmatamento foram alocadas e escolhidas para comparações entre si.

Os resultados mostraram que esse cenário seria, entre a atual situação da área de estudo, a melhor conjuntura em relação a estratégia para conservação da biodiversidade. Conforme Tabela 3.17 é possível observar que os valores de FD são bastante reduzidos, especialmente quando comparados à alocação de 100% do desmatamento ocorrido (Tabela 3.14, Figura 3.29).

Sem dúvida alguma, pode-se afirmar que se houvesse algum planejamento prévio para ocupação dessas áreas, bem como a obediência, no mínimo, da legislação florestal no que tange as áreas de preservação permanentes (APP) associadas aos cursos d'água, o cenário na área de estudo seria infinitamente mais apropriado e conservado. Os cenários com alocação de 50% do desmatamento ocorridos nos lotes para PO e PD, preservando APP podem ser visualizados na Figura 3.32. Nessa Figura é possível compreender o ganho aparente que o desmatamento, de certa forma controlado, e a preservação das áreas de preservação permanentes, proporcionaram sobre a atenuação da FD.

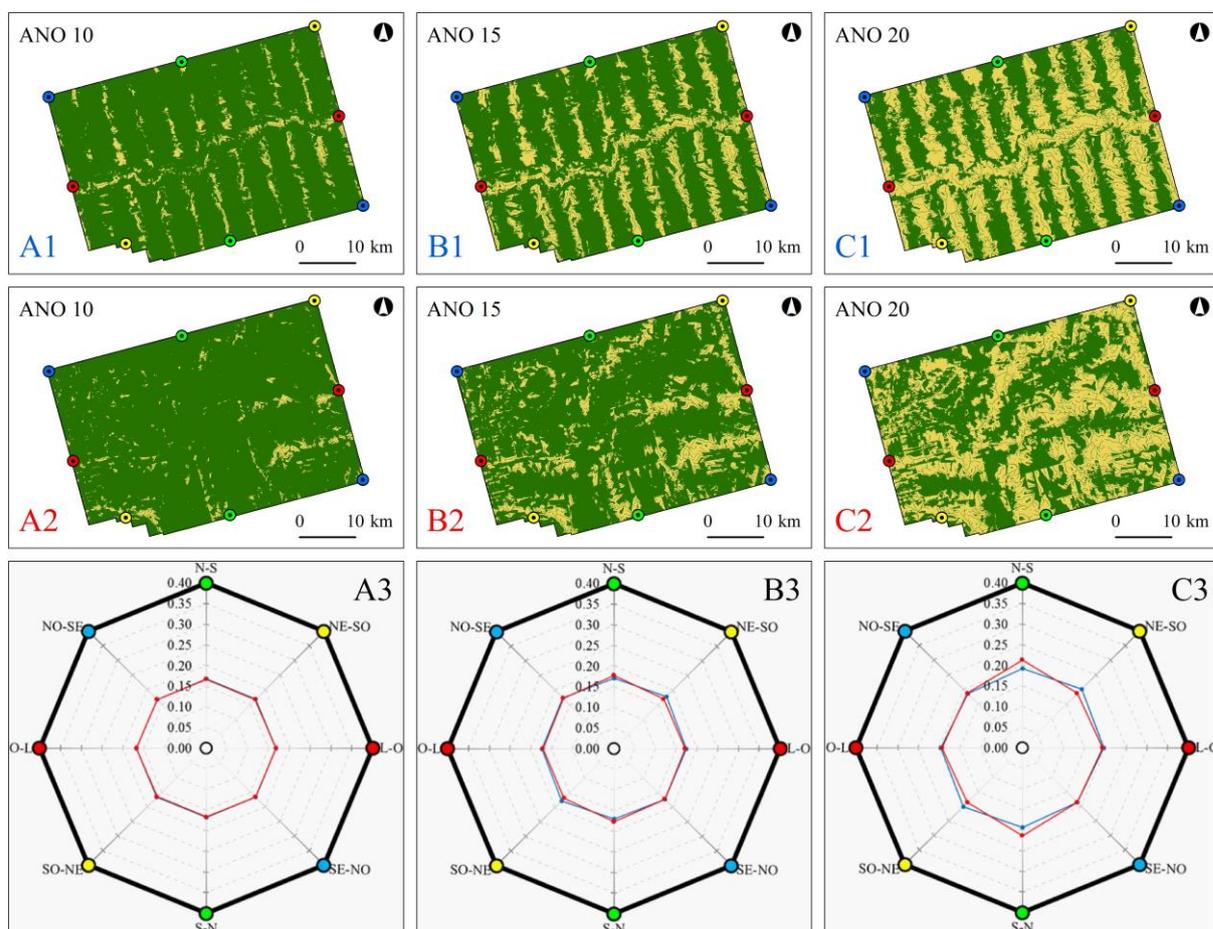


Figura 3.32. Fragmentação direcional da paisagem para PO e PD, com alocação de 50% do desmatamento, preservando APP no ano 10, 15 e 20. Quadros: A1, B1 e C1 = PO, respectivamente ano 10, 15 e 20; Quadros: A2, B2 e C2 = PD, respectivamente ano 10, 15 e 20; Quadros: A3, B3 e C3 = fragmentação direcional da paisagem (azul representa PO e vermelho representa PD).

É possível notar na Figura 3.32, que até o ano 15 as diferenças foram muito pequenas, em relação aos valores de FD, para ambos os cenários (PO e PD). A diferença mais acentuada foi registrada no ano 20, em que os padrões PO e PD iniciaram pequeno distanciamento nas direções Norte-Sul e Nordeste-Sudoeste. Na direção Norte-Sul o padrão PO foi, especialmente, superior devido seu arranjo promover a formação de corredores. Já na direção Nordeste-Sudoeste, o PD foi ligeiramente melhor, fato devido ao arranjo PO se encontrar, neste caso,

transversalmente ao sentido avaliado e, dessa forma, desfavoreceu seu desempenho.

Os cenários apresentados na Figura 3.32 foram os melhores entre todos já avaliados, ainda que sejam cenários reproduzidos e hipotéticos, eles podem sugestionar e fornecer subsídios para o planejamento antecipado das ocupações, especialmente prevenindo aquelas de ocorrência espontânea que, segundo Simmons et al. (2016), Arima et al. (2015) e Oliveira Filho e Metzger (2006), são invariavelmente menos desejáveis sobre o ponto de vista de conservação.

Segundo Simmons et al. (2016), as ocupações devem ser condicionadas de modo a promover uma geometria de desenvolvimento que incentive a criação natural de corredores. Os autores ressaltam que os impactos ecológicos estão associados aos padrões espaciais de desmatamento, sendo os que ocorrem na ocupação espontânea os mais desfavoráveis ecologicamente, por não prover nenhuma estratégia que garanta a conectividade entre fragmentos florestais remanescentes.

Diante das avaliações realizadas neste estudo é apresentado a seguir o cenário final de comparação que envolveu também os acontecimentos reais de desmatamento ocorridos na área (INPE/PRODES, 2014). A Tabela 3.18 apresenta os valores de FD para o cenário com desmatamento real (DR -APP), desmatamento observado com APP preservada (DR +APP), padrão organizado e desorganizado com 100% do desmatamento alocado (PO e PD -APP) e com APP preservada (PO e PD +APP).

Tabela 3.18. Fragmentação direcional da paisagem com desmatamento real (DR -APP), desmatamento real com APP preservada (DR +APP), padrão organizado e desorganizado com 100% do desmatamento alocado (PO e PD -APP) e com APP preservada (PO e PD +APP).

Direção (sentido de fragmentação)	DR -APP	PO -APP	PD -APP	DR +APP	PO +APP	PD +APP
Norte-Sul	0,234	0,246	0,313	0,194	0,190	0,222
Nordeste-Sudoeste	0,424	0,353	0,307	0,236	0,224	0,222
Leste-Oeste	0,325	0,390	0,268	0,236	0,236	0,209
Sudeste-Noroeste	0,275	0,265	0,327	0,168	0,187	0,195

Em que: DR = desmatamento real ocorrido na área de estudo; PO = padrão organizado; PD = padrão desorganizado; -APP = considera os desmatamentos ocorridos em APP; +APP = não considera os desmatamentos ocorridos em áreas de APP, com isso retorna os desmatamentos ocorridos nessas áreas, em forma de células não desmatadas.

Em relação ao cenário observado para a área de estudo, é possível notar, conforme Tabela 3.18, que a direção mais fragmentada foi a Nordeste-Sudoeste (0,424). Essa direção foi 20% menor (0,353) no padrão organizado (PO) e 38% menor (0,307) no padrão desorganizado (PD). O PD apresentou melhor cenário, para essa direção, devido a formação de um pequeno corredor formado entre duas estradas existentes (Figura 3.33).

O PO apresentou, conforme já citado, a maior FD para a direção Leste-Oeste (0,390). O alto valor encontrado para essa direção foi reflexo do seu arranjo espacial de desmatamento que, inerentemente, é mesmo maior quando comparado entre outras direções. Entretanto, o PO

apresentou FD 20% maior que no cenário observado (0,325).

A direção Norte-Sul, bastante favorecida em relação a conectividade no PO, apresentou valores de FD menores para PO (0,246), em detrimento do PD (0,313), ligeiramente superior em 27%. O PO se torna bastante beneficiado nesta direção, o que lhe garante a configuração de corredores ecológicos naturais.

A visualização do desempenho dos padrões de desmatamento em relação a FD (Tabela 3.18), com os cenários de desmatamento real (DR -APP), padrão organizado (PO -APP) e desorganizado (PD -APP), com 100% do desmatamento alocado, sem preservar APP, bem como o caminho de menor custo acumulado, podem ser visualizados na Figura 3.33.

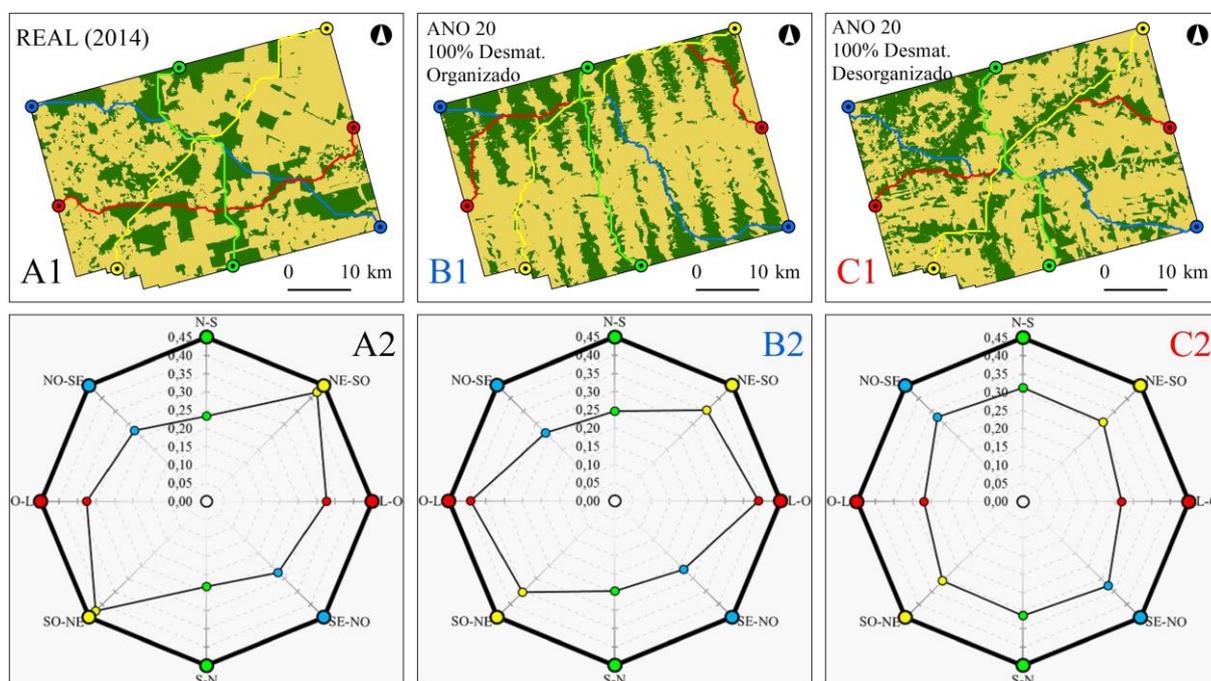


Figura 3.33. Fragmentação direcional da paisagem graficamente representada, com cenário sem preservar a APP. Em que: Desmatamento real em 2014 (A1 e A2), PO (B1 e B2) e PD (C1 e C2) no ano 20, com 100% do desmatamento alocado. As linhas nos quadros A1, B1 e C1 significam o caminho de menor custo acumulado para cada direção.

De acordo com a representação gráfica dos dados de FD, sem preservar APP, verificou-se que os caminhos de menores custos acumulados apresentaram comportamentos diferentes entre os padrões de desmatamentos, esse fato, logicamente, refletiu nos valores de FD. Entretanto, analisando o caminho percorrido por alguns deles percebe-se a justificativa de alguns valores de FD encontrados.

Como exemplo, conforme o quadro B1 da Figura 3.33, observa-se o caminho bastante sinuoso da direção Leste-Oeste para chegar ao ponto de destino. Essa direção foi bastante modificada pelo alto custo encontrado nas células que compõe o arranjo *fishbone* (PO), sendo esse arranjo perpendicular ao sentido de conectividade. Por outro lado, há notório

entendimento, neste mesmo quadro, que a direção Norte-Sul é a mais favorecida devido a formação de corredores naturais.

No cenário real (quadros A1 e A2) foi constatado comportamentos desiguais para algumas direções. Em especial, a direção Nordeste-Sudoeste justificou o alto valor encontrado (0,424), devido a região localizada na parte Nordeste, dessa direção, apresentar grande área antropizada, o que ocasionou, como consequência, a mudança no traçado do caminho de menor custo e o aumento relevante da FD.

Em relação ao cenário PD, notou-se em todas as direções certo padrão no formato da FD (quadro C2). Esse padrão não significou dizer que consistiu no melhor cenário entre todos avaliados, até porque outras direções apresentaram valores de FD menores que o PD, contudo, o que se observou foi um formato sem indicação aparente da direção mais fragmentada, como visto para PO. Dessa forma, esse padrão revelou FD equivalente em todas as direções, com ligeira diminuição na direção Leste-Oeste, favorecida pela formação de corredores.

Esses pequenos corredores delineados, formados no PD, são raros e quase sempre não são vistos no padrão espontâneo de ocupação (quadro A1). No cenário PD, eles ocorreram devido ao padrão de estradas utilizado para alocar os desmatamentos nos lotes, bem como pelo próprio algoritmo empregado, que utilizou as estradas como referência de início dos desmatamentos. A, entre as estradas, no meio da distância entre uma e outra, foram formadas essas regiões que favoreceram a conectividade para determinadas direções.

Em análise do cenário que foram preservadas APP, a visualização do desempenho dos padrões de desmatamento em relação a FD (Tabela 3.18), com os cenários de desmatamento real (DR +APP), padrão organizado (PO +APP) e desorganizado (PD +APP), com 100% do desmatamento alocado, preservando APP, bem como o caminho de menor custo acumulado, podem ser visualizados na Figura 3.34.

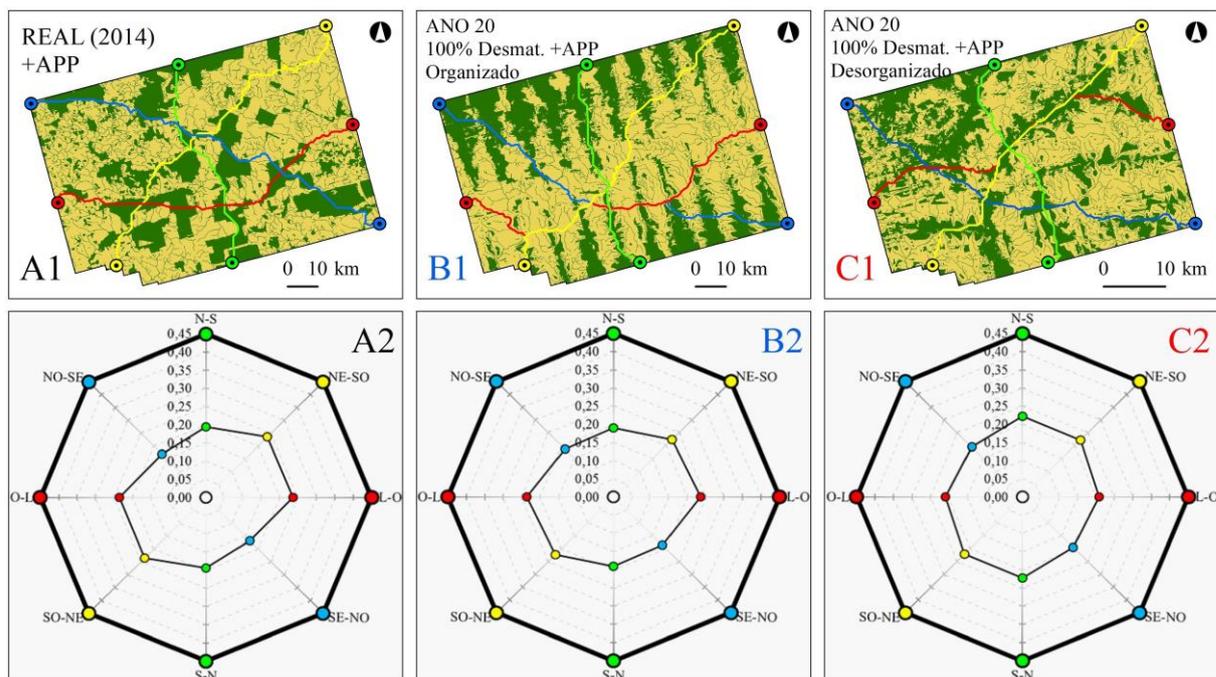


Figura 3.34. Fragmentação direcional da paisagem graficamente representada, com cenário de preservação da APP. Em que: Desmatamento real em 2014 (A1 e A2), **PO** (B1 e B2) e **PD** (C1 e C2) no ano 20, com 100% do desmatamento alocado. As linhas nos quadros A1, B1 e C1 significam o caminho de menor custo acumulado para cada direção.

Em análise para o cenário observado e os outros aqui abordados, o que se nota é a relevante diminuição dos valores de FD quando as APP são preservadas. Permanece evidenciado, mais uma vez, o ganho sobre a FD pelo simples fato de se tivessem obedecido a legislação e preservado, pelo menos, as áreas de preservação permanente associadas aos cursos d'água.

Em relação ao cenário observado (quadro A1 da Figura 3.34), especialmente para a direção Nordeste-Sudoeste, observou-se a redução considerável sobre os valores de FD (0,236). Esse valor representa 56% do valor encontrado (0,424) para a mesma direção, em que houve desmatamento dentro de APP (Figura 3.33, quadro A1). A diminuição da FD foi de 44% (0,188) e implicou em aumento expressivo da conectividade, considerando a recuperação ou manutenção das áreas de APP.

Outro importante ganho sobre os valores de FD foi para o PO. Observa-se no quadro B1 (Figura 3.34) que os corredores indesejáveis, formados pelas largas faixas desmatadas, apresentaram relevantes estruturas de conectividade formadas pelas APP preservadas em seu interior. Isto garantiu a minimização acentuada da FD em todas as direções, sobretudo, para a direção Leste-Oeste. Essa direção apresentou redução na FD de 65% (0,154), o que significou sair de FD = 0,390 no cenário real, sem preservar APP, para FD = 0,236, preservando APP.

Para o PD, os ganhos foram também similares. Embora a direção mais atingida pela FD,

no cenário sem preservar APP, tenha sido a Sudeste-Noroeste (0,327), quando houve preservação da APP (quadro C1, Figura 3.34), foi a direção que menor valor de FD apresentou (0,195) entre as demais avaliadas. Deste modo, essa direção se beneficiou mais pelo retorno das áreas preservadas de APP, o que significou redução de 68% (0,132) da FD.

Em linhas gerais, o que se compreendeu residiu no fato que os diferentes padrões de desmatamento expressaram, obviamente, de formas diferentes a FD. Contudo, em todos os padrões, essas diferenças foram enfraquecidas quando cada cenário apresentou certo equilíbrio da paisagem, exemplo, o retorno das áreas de preservação permanentes desmatadas (APP).

Entre os padrões de desmatamento, os que ocorrem no PO (*fishbone*) têm sido relatados como os mais favoráveis à conectividade, pela formação natural de corredores (SIMMONS et al., 2016; ARIMA et al., 2015; OLIVEIRA FILHO; METZGER, 2006). Todavia, o que se viu foram comportamentos parecidos de FD quando a paisagem se encontrava em estado razoavelmente conservado. Esse fato sugere que se houvesse controle e intervenção planejada de agências e instituições, antes da instalação espontânea dessas propriedades, bem como fiscalização e obediência, pelo menos, das leis ambientais vigentes, os cenários seriam mais sustentáveis e a paisagem menos vitimada com a aleatoriedade das antropizações.

### 3.4 CONCLUSÃO

As simulações dos cenários para os diferentes padrões de desmatamento foram desenvolvidas para avaliar o comportamento do arranjo espacial, em relação a fragmentação direcional da paisagem. Deste modo, essas simulações foram úteis e permitiram concluir sobre vários aspectos. Em especial, foi relevante o entendimento de que as paisagens exibem direcionalmente sua fragmentação e, de tal modo, o entendimento sobre esse comportamento beneficia ações e intervenções na paisagem.

Ainda que se discuta qual é o melhor padrão de desmatamento e/ou aquele que proporciona maior ganho ambiental e, por conseguinte, produza algum benefício a paisagem, é imprescindível que se crie, antes de qualquer coisa, um sistema de ideais e razões capaz de atingir cada agente transformador da paisagem. Não resolve escolher entre esse ou aquele padrão de desmatamento, se os agentes modificadores não conseguirem, no mínimo, serem cumpridores das leis a que estão submetidos.

Foram notórias as melhorias em relação a minimização da fragmentação direcional (FD) da paisagem, quando as áreas desmatadas em áreas de preservação permanente (APP) foram consideradas nas simulações. Esses acontecimentos ressaltaram, ainda mais, a importância que

devemos conferir a qualquer paisagem, sobretudo, no papel de respeitar os limites de uso de seus recursos, que são logicamente limitados.

Por fim, nossa abordagem permitiu estabelecer o uso de um procedimento que indica e mensura a fragmentação direcional de determinada paisagem, em associação obviamente com outros métodos já estabelecidos. Os resultados foram interessantes e demonstraram viabilidade de uso e aplicação e, assim sendo, complementarão estudos futuros que irão abordar esse tema.

## CAPÍTULO IV

### CONSIDERAÇÕES FINAIS SOBRE A TESE

#### 4.1 QUESTÕES DE PESQUISA REVISITADAS

**QUESTÃO I:** QUAIS AS CARACTERÍSTICAS DIRECIONAIS DA FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM NA ÁREA DE ESTUDO? QUAIS AS IMPLICAÇÕES DE EVENTUAIS FRAGMENTAÇÕES DIRECIONAIS NA PAISAGEM, EM ESPECIAL, NA COMPOSIÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS?

Conforme foi examinado nas análises aqui desenvolvidas, a fragmentação da paisagem na área de estudo apresentou tendência para certas direções, o que significou dizer que a fragmentação da paisagem não foi a mesma para as diferentes direções utilizadas. Deste modo, ficou evidenciado que a fragmentação ocorreu de forma anisotrópica e prevaleceu, para o último ano avaliado, na direção Noroeste-Sudeste.

Em espacial na área avaliada, os resultados mostraram e destacaram a direção Noroeste-Sudeste como a mais atingida pela fragmentação. O que ficou revelado condiz com os dados e evidências percebidas para essa direção, em que, especialmente, verificou alto grau de antropização na parte sudeste desta direção. Este cenário refletiu nos valores de fragmentação direcional e destacou ainda mais o método utilizado para quantificar e indicar a fragmentação que no uso de método isotrópicos pouco informariam a respeito.

Essas informações foram úteis, pois a partir delas foi possível nortear ações para proposição de corredores ecológicos, especialmente para a direção mais fragmentada (Noroeste-Sudeste), tal como para a direção Leste-Oeste, que exibiu relevante importância para a conservação de áreas, como objetivo de conectar zonas de considerável importância biológica (áreas protegidas).

**QUESTÃO II:** QUAIS OS EFEITOS DOS PADRÕES DE OCUPAÇÃO ESPINHA DE PEIXE (*FISHBONE*) E ESPONTÂNEO SOBRE A FRAGMENTAÇÃO DIRECIONAL DA PAISAGEM? QUAIS OS POTENCIAIS IMPACTOS NA PAISAGEM NATURAL ASSUMINDO DIFERENTES CENÁRIOS DE DESMATAMENTO PARA CADA PADRÃO DE OCUPAÇÃO?

O que ficou evidenciado com os resultados desta pesquisa é que os padrões de desmatamento produziram implicações diferentes sobre a fragmentação direcional para determinados cenários, tal como refletiu seus valores para alguns cenários. Não houve nenhum comportamento padronizado que caracterizasse que esse ou aquele padrão tivesse, em relação a fragmentação direcional, algum método específico de manifestação. O que ficou demonstrado é que para a direção Leste-Oeste o padrão *fishbone* perde mesmo desempenho em relação ao

padrão espontâneo, tal fato explicado pela configuração de seu arranjo. Entretanto, há favorecimentos em outras direções, em especial a direção Norte-Sul com a formação natural de corredores.

Verificou-se também que o padrão espontâneo apresentou bastante uniformidade nos valores de fragmentação direcional. Porém, essa uniformização proporcionou valores altos para todas as direções, o que significou dizer que esse padrão atingiu igualmente todas as direções e, por isso, não houve nenhuma direção que se destacasse entre as demais. Contudo, essa característica foi indesejável, pois esse padrão desfavorece paisagens e os reflexos desse desarranjo estrutural têm sido relatados em inúmeros trabalhos que abordam o tema.

O cenário real encontrado na área de estudo, não apresentou desempenho melhor que os cenários simulados, tampouco foi capaz de assinalar qualquer evidência que seja um padrão ideal para ser seguido. Pelo contrário, o cenário real encontrado apresentou bastante desordem, muito disso devido ao fator espontâneo de abertura de estradas e, principalmente, ausência de planejamento de ocupação. Essa última resultou em taxas elevadas de desmatamento, inclusive naquelas áreas destinadas a preservação permanente.

Em linhas gerais, o que se compreendeu com essa abordagem residiu no fato que os diferentes padrões de desmatamento expressaram, obviamente, de formas diferentes a FD. Não obstante, em todos os padrões, essas diferenças foram enfraquecidas quando cada cenário apresentou certo equilíbrio da paisagem, exemplo, o retorno das áreas de preservação permanentes desmatadas. Os ganhos foram sobremaneira evidenciados nos resultados obtidos.

## 4.2 HIPÓTESES REVISITADAS

**HIPÓTESE I:** A FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM POSSUI CARÁTER DIRECIONAL NA ÁREA DE ESTUDO, COM IMPLICAÇÕES DIRETAS NA FORMAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS.

O método utilizado indicou claramente que a paisagem possui sim caráter direcional e essa fragmentação varia, dependendo do padrão de desmatamento que a paisagem está inserida. Os resultados mostraram que diferentes padrões exerceram desiguais manifestações da fragmentação na paisagem, porém, em todas elas, foi possível obter com bastante nitidez as direções mais fragmentadas. Esse método possui grande facilidade de uso e aplicação, sobretudo, suas informações e resultados são intuitivos e fáceis de serem interpretados.

Este procedimento para mensurar e indicar o grau de fragmentação da paisagem, também contribuiu para a proposição de corredores ecológicos, haja vista os relevantes resultados obtidos com as análises e abordagens aqui submetidas. Foram realizadas importantes

sugestões de corredores, tal como indicações para conectar áreas protegidas com grande interesse para a conservação da biodiversidade.

**HIPÓTESE II:** OS DIFERENTES PADRÕES DE OCUPAÇÃO PRODUZEM DESIGUAIS IMPACTOS SOBRE A FRAGMENTAÇÃO DOS REMANESCENTES DE VEGETAÇÃO NATIVA DE UMA DETERMINADA PAISAGEM. NESTE CONTEXTO, O PADRÃO DE OCUPAÇÃO ESPINHA DE PEIXE (*FISHBONE*) PODE APRESENTAR MAIORES BENEFÍCIOS À PAISAGEM QUANDO COMPARADO AO PADRÃO ESPONTÂNEO DE OCUPAÇÃO.

Foi notório que o padrão *fishbone* apresentou alguns benefícios quando comparado ao padrão espontâneo. Entretanto, no atual cenário avaliado, com altas taxas de desmatamento, as análises se limitaram a avaliar cenários com grau de antropização elevado o que limitou revelar contrastes mais evidentes do que aqueles que foram aqui apresentados. De forma ampla, ficou sugerido que o padrão *fishbone*, estruturalmente, tem capacidade de promover melhor a conectividade entre os remanescentes florestais, ainda que, para algumas direções, principalmente, Leste-Oeste, encontre bastante limitações devido seu arranjo.

As avaliações mostraram, nos cenários menos desmatados (ano 10 e 15), que as paisagens nos dois padrões de desmatamento refletiram resultados equivalentes sobre a fragmentação direcional da paisagem. Todavia, os maiores contrastes, embora diminuídos pela alta taxa de desmatamento, foram encontrados no ano 20. Neste cenário de alocação final das taxas ficou revelado a real diferença entre os cenários. Dessa forma, comparativamente, há ganhos e perdas entre os dois padrões, *fishbone* e espontâneo. Porém, o padrão *fishbone* apresentou ser o mais estruturalmente desejável pelo seu arranjo espacial e, por isso, há mais corredores naturais formados que o padrão espontâneo.

Sobretudo, ficou enfatizado que todos os cenários tiveram ganhos consideráveis, quando as áreas de preservação permanentes, que haviam sido desmatadas, foram retornadas às paisagens avaliadas. Em geral a redução da fragmentação direcional não teve sua forma alterada, no gráfico *spider diagram*, porém foram evidentes as transformações ocorridas e os benefícios sobre a conectividade estrutural da paisagem.

### 4.3 OPORTUNIDADE PARA NOVOS ESTUDOS

É evidente que o tema aqui proposto não se esgota diante dos resultados apresentados, tampouco com as abordagens realizadas. Novos estudos devem ser sugestionados para preencher as possibilidades aqui levantadas e as lacunas deixadas, tal como promovam progressos na metodologia que foi sugerida para quantificar e indicar a fragmentação direcional

de paisagens.

Como é sabido, importantes esforços são realizados constantemente em relação aos estudos de paisagens e, cada vez mais, esses esforços oferecem consideráveis possibilidades estratégicas para minimizar os efeitos deletérios que a fragmentação impõe à paisagem. Acertadamente, o embasamento completo sobre determinada paisagem, só será integralmente compreendido com união de várias vertentes de estudo e envolvimento de diversas áreas do conhecimento.

Assim sendo, o que se objetivou aqui foi fornecer um método que, sob nova forma de compreender a fragmentação da paisagem e suas consequências, auxiliasse trazendo a informação de natureza direcional às abordagens sobre fragmentação. Buscou descrever a fragmentação da paisagem sobre outro ponto de vista, de forma que essa perspectiva subsidiasse também estratégias que promovessem o aumento e a eficácia da conectividade estrutural da paisagem, num município com relevante grau de antropização.

São Félix do Xingu merece a atenção que está voltada a ele, pois como sabemos, possui intenso desmatamento e são inúmeros os problemas associados a eles, dentre os principais destacam aqueles relacionados às desordens fundiárias, com números relevantes de assassinatos, historicamente, ligados a esses conflitos. Sua proeminente posição na lista de municípios que mais desmatam no país só destaca, ainda mais, sua importância ambiental no contexto da Amazônia Legal, como alvo de várias políticas públicas que visam a redução acelerada do desmatamento em seus limites.

Novos estudos devem ser capazes de avaliar em São Félix do Xingu, cenários com proeminentes e diversificadas consequências da fragmentação, devido ao fato dos variados modelos de ocupação que possui. De tal modo, este município traz acontecimentos remotos das fronteiras antigas de ocupação, como também acontecimentos recentes, que são aqueles suportados por políticas públicas de cunho ambiental mais ressaltado.

Estudos como o que foi apresentado aqui, bem como outros já conduzidos, são importantes formas de auxiliar iniciativas que visam a mitigação e a quantificação das consequências deixadas pela fragmentação em determinada paisagem. Depois das consequências aqui destacadas é fácil dizer que o modelo de ocupação instalado em São Félix do Xingu não foi o mais inteligente, tampouco ofereceu os melhores resultados. Entretanto, cabe ressaltar sobre as iniciativas que são tomadas para tentar reverter o que pode ser revertido e minimizar aquilo que pode ser minimizado na paisagem. Os estudos fornecem a direção a seguir e critérios a serem adotados e as iniciativas fazem tudo isso acontecer.

## REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AHMED, S.E.; EWERS, R.M.; SMITH, M. Large scale spatio-temporal patterns of road development in the Amazon rainforest. **Environmental Conservation**, v.41, n.3, p.253-264, 2014.
- AHMED, S.E.; SOUZA JR, C.M.; RIBEIRO, J.; EWERS, M. Temporal patterns of road network development in the Brazilian Amazon. **Regional Environmental Change**, v.13, p.927-937, 2013.
- AKAIKE, H. A new look at the statistical model identification. **IEEE Transactions on Automatic Control**, Boston, v.19, n.6, p.716-723, 1974.
- AKASHI JÚNIOR, J.; CASTRO, S.S. Corredores de biodiversidade como meios de conservação ecossistêmica em larga escala no Brasil: uma discussão introdutória ao tema. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, v.15, p.20-28, 2010.
- ALANDI, C.M.; LAGUERRA, M.M.; PUIG, C.C.; FERNANDÉZ, J.V.L. **Conectividad ecológica y áreas protegidas: Herramientas y casos prácticos**. Madrid: 2009, 86p.
- ALMEIDA, C.A.; COUTINHO, A.C.; ESQUERDO, J.C.D.M.; ADAMI, M.; VENTURIERI, A.; DINIZ, C.G.; DESSAY, N.; DURIEUX, L.; GOMES, A.R. High spatial resolution land use and land cover mapping of the Brazilian Legal Amazon in 2008 using Landsat-5/TM and MODIS data. **Acta Amazonica**, v.46, n.3, p.291-302, 2016.
- ALMEIDA, A.Q. **Influência do desmatamento na disponibilidade hídrica da bacia hidrográfica do córrego do Galo, Domingos Martins, ES**. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), Vitória, 2007, 92p.
- ALVARES, C.A.; STAPE, J.L.; SENTELHAS, P.C.; GONÇALVES, J.L.M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v.22, n.6, p.711-728, 2013.
- ARAÚJO, E.C.; URIBE-OPAZO, M.A.; JOHANN, J.A. Modelo de regressão espacial para estimativa da produtividade da soja associada a variáveis agrometeorológicas na região oeste do estado do Paraná. **Engenharia Agrícola**, v.34, n.2, p.286-299, 2014.
- ARIMA, E.Y.; LEAL, F.A. **Measuring directional connectivity of Amazonian fragmented forests**. AAG: Association of American Geographers, Annual Meeting of 2016, San Francisco/California, v.62, 2016.
- ARIMA, E.Y.; WALKER, R.T.; PERZ, S.; SOUZA JR, C.M. Explaining the fragmentation in the Brazilian Amazonian forest. **Journal of Land Use Science**, v.11, n.3, p.257-277, 2015.
- ARIMA, E.Y.; BARRETO, P.; ARAÚJO, E.; SOARES-FILHO, B. Public policies can reduce tropical deforestation: Lessons and challenges from Brazil. **Land Use Policy**, v.41, p.465-473, 2014.
- ARIMA, E.Y.; WALKER, R.T.; SOUZA JR, C.M.; PEREIRA, R.; CANTO, O. 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.

ARIMA, E.Y.; WALKER, R.T.; SALES, M.; SOUZA JR, C.M.; PERZ, S.G. The fragmentation of space in the Amazon basin: Emergent road networks. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v.74, n.6, p.699-709, 2008.

ASNER, G.P.; KNAPP, D.E.; BROADBENT, E.N.; OLIVEIRA, P.J.C.; KELLER, M.; SILVA, J.N. Selective Logging in the Brazilian Amazon. **Science**, v.310, p.480-482, 2005.

BARBER, C.P.; COCHRANE, M.A.; SOUZA JR, C.M.; LAURANCE, W.F. Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. **Biological Conservation**, v.177, p.203-209, 2014.

BASKENT, E.Z. Controlling spatial structure of forested landscapes: a case study towards landscape management. **Landscape Ecology**, v.14, p.83-97, 1999.

BASTOS, R.Z.; FARIAS, A.L.A.; CANTO, O.; OEIRAS LEITE, E.V. Realidade e desafios da institucionalização de unidades de conservação municipais do estado do Pará, Brasil. **Revista GeoAmazônia**, Belém, v.02, n.4, p.206-220, 2014.

BATISTELLA, M.; ROBESON, S.; MORAN, E. Settlement design, forest fragmentation, and landscape structure in Rondonia, Amazonia. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v.69, p.805-812, 2003.

BATISTELLA, M. **Landscape change and land-use/land-cover dynamics in Rondônia, Brazilian Amazon**. Bloomington (IN), USA. Tese (Doutorado em Filosofia) - School of Public and Environmental Affairs of Indiana University, 2001, 367p.

BAUER, L. **Estimação do coeficiente de correlação de Spearman ponderado**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Dissertação de Mestrado, Faculdade de Medicina, Porto Alegre/RS, 2007, 95p.

BEIER, P.; MAJKA, D.R.; SPENCER, W.D. Forks in the roads: Choices in procedures for designing wildland linkages. **Conservation Biology**, v.22, n.4, p.836-851, 2008.

BEIER, P. Determining minimum habitat and habitat corridors for cougars. **Conservation Biology**, v.7, n.1, p.94-108, 1993.

BIRCH, C.P.D.; OOM, S.P.; BEECHAM, J.A. Rectangular and hexagonal grids used for observation, experiment and simulation in ecology. **Ecological modelling**, v.206, p.347-359, 2007.

BRANDÃO JR, A.O.; SOUZA JR, C.M.; RIBEIRO, J.G.F.; SALES, M.H.R. Desmatamento e estradas não-oficiais da Amazônia. XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. **Anais...** Florianópolis, Brasil, 21-26 abril 2007, INPE, p.2357-2364, 2007.

BRASIL. Presidência da República. Metas e bases para a ação de governo. **Plano de Integração Nacional (PIN)**. Decreto-Lei nº 1.106, de 16 de julho de 1970. Brasília, 1970.

BRASILEIRO, R.; DUARTE, G.S.; SANTOS, R.H.L.; CARDOSO, P.V.; RICHTER, M.; CRUZ, C.B.M. Análise da influência das vias rodoviárias na fragmentação florestal através do uso de parâmetros estatísticos e matrizes hexagonais. **Anais...** XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE.

CALEGARI, L.; MARTINS, S.V.; GLERIANI, J.M.; SILVA, E.; BUSATO, L.C. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí. MG. para fins de restauração florestal. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.34, n.5, p.871-880, 2010.

CARVALHO, A.X.Y.; ALBUQUERQUE, P.H.M. Methods and models in spatial econometrics. A review. **Revista Brasileira de Biometria**, São Paulo, v.29, n.2, p.273-306, 2011.

CARVALHO, L.E.X.; SILVA, H.N.; LOUREIRO, C.F.G.; MENESES, H.B. Regressão linear geograficamente ponderada em ambiente SIG. **Transportes**, v.XIV, n.2, p.18-26, 2006.

CASTRO, E.; MONTEIRO, R.; CASTRO, C.R. **Atores sociais na fronteira mais avançada do Pará: São Félix do Xingu e a Terra do Meio**. Paper do NAEA (Núcleo de Altos Estudos Amazônicos), UFPA (Universidade Federal do Pará): 2004, 180p.

CÉZAR, A.A. **Técnicas de geoprocessamento para o mapeamento de habitats de onça-pintada no cerrado e floresta matogrossense**. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Mato Grosso, Cuiabá, 2011, 93p.

CHAVEZ, A.B. Landscape dynamics of Amazonian deforestation between 1986 and 2007 in southeastern Peru: policy drivers and road implications. **Journal of Land Use Science**, v.9, n.4, p.414-437, 2014.

COCHRANE, M.A. Synergistic Interactions between Habitat Fragmentation and Fire in Evergreen Tropical Forests. **Conservation Biology**, v.15, p.1.515-1.521, 2001.

COE, M.T., et al. Deforestation and climate feedbacks threaten the ecological integrity of South-southeastern Amazonia. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v.368, p.1-9, 2013.

CONAMA. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. **Resolução nº 09, de 24 de outubro de 1996**. Define corredores de vegetação entre remanescentes como área de trânsito para a fauna. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=208>. Acesso em: 19 de outubro de 2015.

CONGALTON, R.; GREEN, K. **Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices**. Second Edition, CRC Press, Danvers, EUA, 2008, 200p.

CRUZ, C.; MADUREIRA, H.; MARQUES, J. Análise espacial e estudo da fragmentação da Paisagem da Aboboreira. **Revista de Geografia e Ordenamento do Território (GOT)**, n.4, p.57-82, 2013.

DALE, V.H.; PEARSON, S.M.; OFFERMAN, H.L.; O'NEILL, R.V. Relating patterns of land-use change to faunal biodiversity in the Central Amazon. **Conservation Biology**, v.8, n.4, p.1027-1036, 1994.

DALE, V.H.; O'NEILL, R.V.; PEDLOWSKI, M.; SOUTHWORTH, F. Causes and effects of land use change in Central Rondonia, Brazil. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v.59, n.6, p.997-1005, 1993.

DALLA-NORA, E.L.; AGUIAR, A.P.D.; LAPOLA, D.M.; WOLTJER, G. Why have land use change models for the Amazon failed to capture the amount of deforestation over the last decade? **Land Use Policy**, v.39, p.403-411, 2014.

DIEESE. **Estatísticas do meio rural 2010-2011**. Departamento Intersindical de Estatística e Estudos Socioeconômicos; Núcleo de Estudos Agrários e Desenvolvimento Rural; Ministério do Desenvolvimento Agrário. -- São Paulo: DIEESE; NEAD; MDA, 4.ed., 2011, 292p.

DIJKSTRA, E.W. A note on two problems in connection with graphs. **Numerische Mathematik**, p.269-271, 1959.

DINIZ, M.B.; OLIVEIRA JUNIOR, J.N.; TROMPIERI NETO, J.; DINIZ, M.J. Causas do desmatamento da Amazônia: uma aplicação do teste de causalidade de Granger acerca das principais fontes de desmatamento nos municípios da Amazônia Legal brasileira. **Nova Economia** (UFMG. Impresso), v.19, p.121-151, 2009.

DINIZ-FILHO, J.A.F.; BINI, L.M.; HAWKINS, B.A. Spatial autocorrelation and red herrings in geographical ecology. **Global Ecology and Biogeography**, v.12, n.1, p.53-64, 2003.

DRAPER, N.; SMITH, H. **Applied regression analysis**. John Wiley e Sons: New York, 3ª edição, 1998, 706p.

EL SAIFI, S.; DAGNINO, R.S. Questões atuais de população e ambiente na Amazônia brasileira: o contexto da Terra do Meio (Estado do Pará). In: **IV Congresso da Associação Latino Americana de População**, ALAP, Cuba, 2010.

FEARNSIDE, P.M. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. **Acta Amazonica**, v.36, n.3, p.395-400, 2006.

FEARNSIDE, P.M. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e consequências. In: **Megadiversidade: Desafios e oportunidades para a conservação da biodiversidade no Brasil**, v.1, n.1, 2005, 215p.

FEARNSIDE, P.M. Land-Tenure issues as factors in environmental destruction in Brazilian Amazonia: the case of southern Pará. **World Development**, v.29, n.8, p.1361-1372, 2001.

FERRARI, J.L.; SILVA, S.F.; GARCIA, R.F. Corredores ecológicos potenciais na sub-bacia hidrográfica do córrego Horizonte, Alegre/ES, indicados por meio de SIG. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v.7, n.1, p.133-141, 2012.

FOTHERINGHAM, A.S.; BRUNSDON, C.; CHARLTON, M. **Geographically weighted regression: the analysis of spatially varying relationships**. Wiley-Blackwell, Chichester, England, Hoboken, NJ, USA, 2002, 269p.

FOTHERINGHAM, A.S.; CHARLTON, M.; BRUNSDON, C. Recent developments in spatial analysis, Chapter in: **Measuring spatial variations in relationships with geographically weighted regression**, p.60-82. Springer, New York, EUA, 1997.

FRANÇOSO, R.D.; BRANDÃO, R.A. Dinâmica da paisagem no entorno da reserva natural Serra do Tombador, Norte de Goiás. **Caminhos de Geografia**, Uberlândia, MG, v.14, n.45, p.284-293, 2013.

FREITAS, S.R.; HAWBAKER, T.J.; METZGER, J.P. Effects of roads, topography, and land use on forest cover dynamics in the Brazilian Atlantic Forest. **Forest Ecology and Management**, v.259, p.410-417, 2010.

GEIST, H.J.; LAMBIN, E.F. What drives tropical deforestation? A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational case study evidence. **LUCR Report Series**, n.4, CIACO, Louvain-la-Neuve, Belgium, 2001.

GIRI, S.; QIU, Z. Understanding the relationship of land uses and water quality in Twenty First Century: A review. **Journal of Environmental Management**, v.173, p.41-48, 2016.

GOMIDE, L.R.; LINGNAU, C. Simulação espacial de uma paisagem sob o efeito borda. **Floresta**, Curitiba, PR, v.39, n.2, p.441-455, 2009.

GRADWOHL, J.; GREENBERG, R. Small forest reserves: Making the best of a bad situation. **Climatic Change**, v.19, p.235-256, 1991.

GUJARATI, D.N. **Econometria Básica** / Damodar Gujarati; tradução de Maria José Cyhlar Monteiro. - Rio de Janeiro: Elsevier, 5ª ed., 2011, 920p.

GUSTAFSON, E.J.; CROW, T.R. Forest management alternatives in the hoosier-national-forest. **Journal of Forestry**, v.92, p.28-29, 1994.

HANSEN, M.; TOWNSHEND, J.; DEFRIES, R.; CARROLL, M. Estimation of tree cover using MODIS data at global, continental and regional/local scales. **International Journal of Remote Sensing**, v.26, n.19, p.4359-4380, 2005.

HANSEN, M.C.; POTAPOV, P.V.; MOORE, R.; HANCHER, M.; TURUBANOVA, S.A.; TYUKAVINA, A.; THAU, D.; STEHMAN, S.V.; GOETZ, S.J.; LOVELAND, T.R.; KOMMAREDDY, A.; EGOROV, A.; CHINI, L.; JUSTICE, C.O.; TOWNSHEND, J.R.G. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. **Science**, v.342, p.850-853, 2013.

HARGIS, C.D.; BISSONETTE, J.A.; DAVID, J.L. The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. **Landscape Ecology**, v.13, p.167-186, 1998.

HE, H.S.; DEZONIA, B.E.; MLADENOFF, D. J. An aggregation index (AI) to quantify spatial patterns of landscapes. **Landscape Ecology**, v.15, p.591-601, 2000.

HENTZ, A.M.K.; DALLA CORTE, A.P.; DOUBRAWA, B.; SANQUETTA, C.R. Avaliação da fragmentação dos remanescentes florestais da bacia hidrográfica do rio Iguaçú-PR, Brasil. **Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, v.11, n.21, p.2842-2852, 2015.

IBGE (2014). **Estimativas da população residente no Brasil e unidades da Federação com data de referência em 1º de julho de 2014**. Disponível em: [ftp://ftp.ibge.gov.br/Estimativas\\_de\\_Populacao/Estimativas\\_2014/estimativas\\_2014\\_TCU.pdf](ftp://ftp.ibge.gov.br/Estimativas_de_Populacao/Estimativas_2014/estimativas_2014_TCU.pdf) Acesso em: 15 de julho de 2015.

IBGE. **Censo Demográfico 2010**. Resultados do Universo. Disponível em: <http://censo2010.ibge.gov.br>. Acesso em: 20 de abril de 2014.

IBGE/PPM. **Produção da Pecuária Municipal - PPM**. Indicadores do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), Rio de Janeiro/RJ, v.43, p.1-49, 2015. Disponível em: <http://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=784>. Acesso em: 10 de outubro de 2016.

IDESP (2014). **Estatística Municipal de São Félix do Xingu/PA**. Instituto de desenvolvimento econômico, social e ambiental do Pará (IDESP). Diretora de Estatística, Tecnologia e Gestão da Informação, 2014, 48p. Acesso em 19 de julho de 2015. Disponível em: <http://www.idesp.pa.gov.br/pdf/estatisticaMunicipal/pdf/SFeliXingu.pdf>.

IMAZOM. Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia. **Indicadores municipais/São Félix do Xingu**. Colaboração: IDESP - Instituto de Desenvolvimento Econômico, Social e Ambiental do Pará / IMAZON - Instituto do Homem e do Meio Ambiente da Amazônia / PMV - Programa Municípios Verdes. Relatório técnico. Dezembro de 2012.

INPE (2014). Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **PRODES Digital, Monitoramento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite**. São José dos Campos. Disponível em: [www.obt.inpe.br/prodesdigital/metodologia.html](http://www.obt.inpe.br/prodesdigital/metodologia.html). Acesso em: 19 de outubro de 2015.

JENNESS, J. **Repeating shapes for ArcGIS**. Jenness Enterprises. 2012. Flagstaff, Arizona/EUA. Disponível em: [http://www.jennessent.com/arcgis/repeat\\_shapes.htm](http://www.jennessent.com/arcgis/repeat_shapes.htm). Acesso em: 28 de março de 2015.

JESUS, E.N.; FERREIRA, R.A.; ARAGÃO, A.G.; SANTOS, T.I.S.; ROCHA, S.L. Estrutura dos fragmentos florestais da bacia hidrográfica do Rio Poxim/SE, como subsídio à restauração ecológica. **Revista Árvore**, v.39, n.3, p.467-474, 2015.

JETZ, W.; RAHBEK, C.; LICHSTEIN, J.W. Local and global approaches to spatial data analysis in ecology. **Global Ecology Biogeography**, v.14, n.1, p.97-98, 2005.

JUVANHOL, R.S.; PIROVANI, D.B.; FIEDLER, N.C.; SANTOS, A.R.; LOUZADA, F.L.R.O.; DIAS, H.M.; TEBALDI, A.L.C. Análise espacial de fragmentos florestais: caso dos parques estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, estado do Espírito Santo. **Floresta e Ambiente**, v.18, n.4, p.353-364, 2011.

KAWAKUBO, F.S.; MORATO, R.G.; LUCHIARI, A. Mapeamento do desmatamento em São Félix do Xingu utilizando composição colorida multitemporal de imagens frações sombra. **Revista da ANPEGE**, v.9, n.11, p.119-133, 2013.

KOPPEN. W. Das geographische System der Klimate. - KÖPPEN. W.; R. GEIGER (Eds.): **Handbuch der Klimatologie**. - Gebrüder Bornträger, Berlin, Band 1, p.1-44, part C, 1936.

KRUSKAL, W.H.; WALLIS, W.A. Use of ranks in one-criterion variance analysis. **Journal of the American Statistical Association**, v.47, n.260, p.583-621, 1952.

KUMAR, S.; LAL, R.; LIU, D. A geographically weighted regression kriging approach for mapping soil organic carbon stock. **Geoderma**, v.189-190, p.627-634, 2012.

KUPFER, J.A.; FARRIS, C.A. Incorporating spatial non-stationarity of regression coefficients into predictive vegetation models. **Landscape Ecology**, v.22, n.6, p.837-852, 2007.

LANDIS, J.; KOCH, G.G. The measurements of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, v.33, n.3, p.159-179, 1977.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da Paisagem com SIG** / Stefan Lang, Thomas Blaschke; tradução Hermann Kux. -- São Paulo : Oficina de Textos, 2009, 424p.

LARSEN, L.G.; CHOI, J.; NUNGESSER, M.K.; HARVEY, J.W. Directional connectivity in hydrology and ecology. **Ecological Applications**, v.22, n.8, p.2204-2220, 2012.

LAURANCE, W.F.; DELAMÔNICA, P.; LAURANCE, S.G.; VASCONCELOS, H.L.; LOVEJOY, T.E. Rain forest fragmentation kills big trees. **Nature**, brief communications, v.404, p-836, 2000.

LAURANCE, W.F.; GOOSEM, M.; LAURANCE, S.G.W. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. **Trends in Ecology and Evolution**, v.24, n.12, p.659-669, 2009.

LAURANCE, W.F.; VASCONCELOS, H.L. Consequências ecológicas da fragmentação florestal na Amazônia. **Oecologia Brasiliensis**, v.13, n.3, p.434-451, 2009.

LEMOS, A.L.F.; SILVA, J.A. Desmatamento na Amazônia Legal: Evolução, causas, monitoramento e possibilidades de mitigação através do Fundo Amazônia. **Floresta e Ambiente**, v.18, n.1, p.98-108, 2011.

LEUNG, Y.; MEI, C.L.; ZHANG, W.X. Statistical tests for spatial nonstationarity based on the geographically weighted regression model. **Environment and Planning A**, v.32, p.9-32, 2000.

LING, P.Y.; BAIOCCHI, G.; HUANG, C. Estimating annual influx of carbon to harvested wood products linked to forest management activities using remote sensing. **Climatic Change**, v.134, p.45-58, 2016.

MAINGI, J.K.; MUKEKA, J.M.; KYALE, D.M.; MUASYA, R.M. Spatiotemporal patterns of elephant poaching in south-eastern Kenya. **Wildlife Research**, Published online April 2012, 16p, 2012.

MAJKA, D.R.; JENNESS, J.S.; BEIER, P. **Corridor Designer: ArcGIS tools for designing and evaluating corridors**. 2007. [corridordesign.org](http://corridordesign.org). Acesso: em 27 de maio de 2015.

MANN, M.L.; KAUFMANN, R.K.; BAUER, D.M.; GOPAL, S.; NOMACK, M.; WOMACK, J.Y.; SULLIVAN, K.; SOARES-FILHO, B.S. Pasture conversion and competitive cattle rents in the Amazon. **Ecological Economics**, v.97, p.182-190, 2014.

MATRICARDI, E.A.T.; SKOLE, D.L.; PEDLOWSKI, M.A.; CHOMENTOWSKI, W. Assessment of forest disturbances by selective logging and forest fires in the Brazilian Amazon using Landsat data. **International Journal of Remote Sensing**, v.34, n.4, p.1057-1086, 2013.

MATRICARDI, E.A.T.; SKOLE, D.L.; PEDLOWSKI, M.A.; CHOMENTOWSKI, W.; FERNANDES, L.C. Assessment of tropical forest degradation by selective logging and fire using Landsat imagery. **Remote Sensing of Environment**, v.114, p.1117-1129, 2010.

MATTE, A.L.L.; MULLER, S.C.; BECKER, F.G. Forest expansion or fragmentation? Discriminating forest fragments from natural forest patches through patch structure and spatial context metrics. **Austral Ecology**, v.40, p.21-31, 2015.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.A.; ENE, E. **FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps**. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts. Amherst. 2012. Available at the following web site: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B.J. **Fragstats: Spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Reference manual. For. Sci. Dep. Oregon State University. Corvallis Oregon, + Append., 1995, 59p.

MERTENS, B.; POCCARD-CHAPUIS, R.; PIKETTY, M.G.; LACQUES, A.E.; VENTURIERI, A. Crossing spatial analyses and livestock economics to understand deforestation process in the Brazilian Amazonia: the case of São Félix do Xingu in south Pará. **Agricultural Economics**, v.27, p.269-294, 2002.

METZGER, J.P. Effects of deforestation pattern and private nature reserves on the forest conservation in settlement areas of the Brazilian Amazon. **Biota Neotropica**, v.1, p.1-14, 2001.

METZGER, J.P. Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forest of South-East Brazil. **Landscape and Urban Planning**, v.37, p.29-35, 1997.

MORAN, P.A.P. Notes on continuous stochastic phenomena. **Biometrika**, v.37, p.17-23, 1950.

MUCHAILH, M.C.; RODERJAN, C.V.; CAMPOS, J.B.; MACHADO, A.L.T.; CURCIO, G.R. Metodologia de planejamento de paisagens fragmentadas visando a formação de corredores ecológicos. **Floresta**, v.40, n.1, p.147-162, 2010.

NEPSTAD, D.; MCGRATH, D.; STICHLER, C.; ALENCAR, A.; AZEVEDO, A.; SWETTE, B.; BEZERRA, T.; DIGIANO, M.; SHIMADA, J.; MOTTA, R.S.; ARMIJO, E.; CASTELLO, L.; BRANDO, P.; HANSEN, M.C.; MACGRATH-HORN, M.; CARVALHO, O.; HESS, L. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. **Science**, v.344, p.1118-1123, 2014.

NEPSTAD, D.; SOARES-FILHO, B.S.; MERRY, F.; LIMA, A.; MOUTINHO, P.; CARTER, J.; BOWMAN, M.; CATTANEO, A.; RODRIGUES, H.; SCHWARTZMAN, S.; MCGRATH, D.G.; STICKLER, C.M.; LUBOWSKI, R.; PIRIS-CABEZAS, P.; RIVERO, S.; ALENCAR, A.; ALMEIDA, O.; STELLA, O. The End of Deforestation in the Brazilian Amazon. **Science**, v.326, p.1350-1351, 2009.

NEPSTAD, D.; VERSSIMO, A.; ALENCAR, A.; NOBRE, C.; LIMA, E.; LEFEBVRE, P.; SCHLESINGER, P.; POTTER, C.; MOUTINHO, P.; MENDOZA, E.; COCHRANE, M.; BROOKS, V. Large-Scale Impoverishment of Amazonian Forests by Logging and Fire. **Nature**, v.398, p.505-508, 1999.

NEPSTAD, D.C.; KLINK, C.A.; UHL, C.; VIEIRA, I.C.; LEFEBVRE, P.; PEDLOWSKI, M.; MATRICARDI, E.; NEGREIROS, G.; BROWN, I.F.; AMARAL, E.; HOMMA, A.; WALKER, R. Land-use in Amazonia and the Cerrado of Brazil. **Ciência e Cultura**, v.49, p.73-86, 1997.

OGNEVA-HIMMELBERGER, Y.; HUANG, L.; XIN, H. CALPUFF and CAFOS: Air pollution modeling and environmental justice analysis in the North Carolina Hog Industry. **International Journal of Geo-Information**, v.4, p.150-171, 2015.

OLIVEIRA FILHO, F.J.B.; METZGER, J.P. Thresholds in landscape structure for three common deforestation patterns in the Brazilian Amazon. **Landscape Ecology**, v.21, p.1061-1073, 2006.

OLIVEIRA, G.C.; FARIA, M.M.; FERNANDES FILHO, E.I. Geoprocessing in modeling ecological corridors in the Lagoa Santa Karst APA (MG). Proceedings of 4th GEOBIA, in: **Fourth International Conference on Geographic Object-Based Image Analysis**. May 4-5, Rio de Janeiro - Brazil, p.672-677, 2012.

OLIVEIRA, P.S.; MOREIRA, A.A.; NERY, C.V.M.; MELO, A.A.M. Microcorredores ecológicos no entorno do parque estadual da Lapa Grande. **Caminhos de Geografia**, v.16, n.53, p.189-200, 2015.

PEREIRA, B.W.; JESUIN, S.A.; MACIEL, M.N.; OLIVEIRA, F.A.; CREÃO, L.G.C. Fragmentação da vegetação arbórea na bacia hidrográfica do Rio Apeú. Nordeste do Estado do Pará. **Revista de Ciências Agrárias**, v.55, n.4, p.297-305, 2012.

PEREIRA, V.H.C.; CESTARO, L.A. Corredores ecológicos no Brasil: avaliação sobre os principais critérios utilizados para definição de áreas potenciais. **Caminhos de Geografia**, v.17, n.58, p.16-33, 2016.

PERZ, S.G.; CALDAS, M.M.; ARIMA, E.; WALKER, R.J. Unofficial road building in the Amazon: socioeconomic and biophysical explanations. **Development and Change**, v.38, n.3, p.529-551, 2007.

PERZ, S.G.; SOUZA JR., C.; ARIMA, E.; CALDAS, M.; BRANDÃO JR., A.; SOUZA, K.; WALKER, R. O dilema das estradas não-oficiais na Amazônia. **Ciência Hoje**, v.37, n.222, p.56-58, 2005.

PIÑEIRO, G.; PERELMAN, S.; GUERSCHMAN, J.P.; PARUELO, J.M. How to evaluate models: Observed vs. predicted or predicted vs. observed? **Ecological Modelling**, v.216, n.3-4, p.316-322, 2008.

PINTO, N.; KEITT, T.H. Beyond the least-cost path: evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. **Landscape Ecology**, v.24, p.253-266, 2009.

PIROVANI, D.B.; SILVA, A.G.; SANTOS, A.R.; CECÍLIO, R.A.; GLERIANI, J.M.; MARTINS, S.V. Análise espacial de fragmentos florestais na bacia do rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.38, n.2, p.271-281, 2014.

PPCDAm. **Plano de Prevenção e Controle do Desmatamento da Amazônia Legal**. Presidência da República / Casa Civil. Março de 2004. Acesso em 7 de abril de 2014. Disponível: <http://www.mma.gov.br/florestas/controle-e-prevenção-do-desmatamento/plano-de-ação-para-amazônia-ppcdam>.

PRATES, R.C.; BACHA, C.J.C. Os processos de desenvolvimento e desmatamento da Amazônia. **Economia e Sociedade**, Campinas, v.20, n.3, p.601-636, 2011.

PROPASTIN, P. Modifying geographically weighted regression for estimating aboveground biomass in tropical rainforests by multispectral remote sensing data. **International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation**, v.18, p.82-90, 2012.

PUIATTI, G.A.; CECON, P.R.; NASCIMENTO, M.; PUIATTI, M.; FINGER, F.L.; SILVA, A.R.; NASCIMENTO, A.C.C. Análise de agrupamento em seleção de modelos de regressão não lineares para descrever o acúmulo de matéria seca em plantas de alho. **Revista Brasileira de Biometria**, São Paulo, v.31, n.3, p.337-351, 2013.

RAMIREZ, F.L.B.; ANDERSON, L.O.; FORMAGGIO, A.R.; SANTOS, C.P.F. Regressão geograficamente ponderada aplicada à estimativa de biomassa acima do solo na Floresta Amazônica utilizando sensoriamento remoto de alta resolução. **Anais... XI Seminário de Atualização em Sensoriamento Remoto e Sistemas de Informações Geográficas Aplicados à Engenharia Florestal**, 14 a 16 de outubro de 2014, Curitiba : IEP, p.637-645, 2014.

RAMOS, A.; RAMOS, F.; CIFUENTES, P.; FERNANDEZ-CAÑADAS, M. Visual landscape evaluation: A grid technique. **Landscape Planning**, v.3, p.67-88, 1976.

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

RICHARDS, P.D.; VANWEY, L. Farm-scale distribution of deforestation and remaining forest cover in Mato Grosso. **Nature Climate Change**, v.6, n.4, p.418-425, 2016.

RIVERO, S.; ALMEIDA, O.; ÁVILA, S.; OLIVEIRA, W. Pecuária e desmatamento: uma análise das principais causas diretas do desmatamento na Amazônia. **Nova Economia**, Belo Horizonte, v.19, n.1, p.41-66, 2009.

RODRIGUES-FILHO, S.; VERBURG, R.; BURSZTYN, M.; LINDOSO, D.; DEBORTOLI, N.; VILHENA, A.M.G. Election-driven weakening of deforestation control in the Brazilian Amazon. **Land Use Policy**, v.43, p.111-118, 2015.

ROSA, I.M.D.; PURVES, D.; SOUZA JR, C.; EWERS, R.M. Predictive Modelling of Contagious Deforestation in the Brazilian Amazon. **PLoS ONE**, v.8, n.10, p.01-14, 2013.

RUDNICK, D.A.; RYAN, S.J.; BEIER, P.; CUSHMAN, S.A.; DIEFFENBACH, F.; EPPS, C.W.; GERBER, L.R.; HARTTER, J.; JENNESS, J.S.; KINTSCH, J.; MERENLENDER, A.M.; PERKL, R.M.; PREZIOSI, D.V.; TROMBULAK, C. The Role of Landscape Connectivity in Planning and Implementing Conservation and Restoration Priorities. **The Ecological Society of America**, v.16, p.1-20, 2012.

SÁ, A.C.L.; PEREIRA, J.M.C.; CHARLTON, M.E.; MOTA, B.; BARBOSA, P.M.; FOTHERINGHAM, A.S. The pyrogeography of sub-Saharan Africa: a study of the spatial non-stationarity of fire-environment relationships using GWR. **Journal of Geographical Systems**, v.13, p.227-248, 2011.

SAITO, N.S.; MOREIRA, M.A.; SANTOS, A.R. Análise da paisagem visando a restauração por corredores ecológicos. **Anais... XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**. Foz do Iguaçu. PR. Brasil. 13 a 18 de abril de 2013. INPE.

SALLUN, A.E.M.; SUGUIO, K.; SALLUN FILHO, W. Geoprocessing for Alto Rio Paraná allogroup cartography (SP, PR e MS). **Revista Brasileira de Cartografia**, v.59, n.3, p.303-313, 2007.

SALVATI, L.; BIASI, R.; CARLUCCI, M.; FERRARA, A. Forest transition and urban growth: exploring latent dynamics (1936-2006) in Rome, Italy, using a geographically weighted regression and implications for coastal forest conservation. **Accademia Nazionale dei Lincei**, published online, v.26, supplement 3, p.577-585, 2015.

SAURA, S.; MARTINEZ-MILLÁN, J. Sensitivity of landscape pattern metrics to map spatial extent. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v.67, n.9, p.1027-1036, 2001.

SAWYER, S.C.; EPPS, C.W.; BRASHARES, J.S. Placing linkages among fragmented habitats: Do least-cost models reflect how animals use landscapes? **Journal of Applied Ecology**, v.48, p.668-678, 2011.

SCHMINK, M. **Conflitos sociais e a formação da Amazônia** / Marianne Schmink; Charles H. Wood; [Tradução de Noemi Miyasaka Porro e Raimundo Moura], Belém: ed. UFPA, 2012, 496p.

SCHUMAKER, N.H. Using landscape indices to predict habitat connectivity. **Ecology**, v.77, p.1210-1225, 1996.

SCOLFORO, J.R.S. **Biometria Florestal: Parte I: modelos de regressão linear e não linear; Parte II: modelos para relação hipsométricas, volume, afilamento e peso de matéria seca**. José Roberto Soares Scolforo. Lavras/MG, UFLA/FAEPE, 2005, 352p.

SEE, L.; SCHEPASCHENKO, D.; LESIV M.; MCCALLUM, I.; FRITZ, S.; COMBER, A.; PERGER, C.; SCHILL, C.; ZHAO, Y.; MAUS, V.; SIRAJ, M.A.; ALBRECHTI, F.; CIPRIANI, A.; VAKOLYUK, M.; GARCIA, A.; AHMED H. RABIA, A.H.; SINGHA, K.; MARCARINI, A.A.; KATTENBORN, T.; HAZARIKA, R.; SCHEPASCHENKO, M.; VELDE, M. Van der; KRAXNER, F.; OBERSTEINER, M. Building a hybrid land cover map with crowdsourcing and geographically weighted regression. **Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v.103, p.48-56, 2015.

SEOANE, C.E.S.; DIAZ, V.S.; SANTOS, T.L.; FROUFE, L.C.M. Corredores ecológicos como ferramenta para a desfragmentação de florestas tropicais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v.30, n.63, p.207-216, 2010.

SHAPIRO, S.S.; FRANCA, R.S. An Approximate Analysis of Variance Test for Normality. **Journal of the American Statistical Association**, v.67, p.215-216, 1972.

SHAPIRO, S.S.; WILK, M. An analysis of variance test for normality (complete samples). **Biometrika**, v.52, p.591-611, 1965.

SILVEIRA, C.S.; SILVA, V.V. Dinâmicas de regeneração, degeneração e desmatamento da vegetação provocadas por fatores climáticos e geomorfológicos: uma análise geocológica através de SIG. **Revista Árvore**, Viçosa/MG, v.34, n.6, p.1025-1034, 2010.

SIMMONS, C.; WALKER, R.T.; PERZ, S.; ARIMA, E.; ALDRICH, S.; CALDAS, M. Spatial patterns of frontier settlement: balancing conservation and development. **Journal of Latin American Geography**, v.15, n.1, p.33-58, 2016.

SKOLE, D.L.; CHOMENTOWSKI, W.H.; SALAS, W.A.; NOBRE, A.D. Physical and human dimensions of deforestation in Amazonia. **Bioscience**, v.44, n.5, p.314-322, 1994.

SKOLE, D.; TUCKER, C. Tropical deforestation and habitat fragmentation in the Amazon: Satellite data from 1978 to 1988. **Science**, v.260, p.1905-1909, 1993.

SOARES FILHO, B.S.; NEPSTAD, D.C.; CURRAN, L.M.; CERQUEIRA, G.C.; RICARDO, A.G.; RAMOS, C.A.; VOLL, E.; MCDONALD, A.; LEFEBVRE, P.; SCHLESSINGER, P. Modelling conservation in the Amazon basin. **Nature**, v.440, n.23, p.520-523, 2006.

SONG, X.D.; BRUS, D.J.; LIU, F.; LI, D.C.; ZHAO, Y.G.; YANG, J.L.; ZHANG, G.L. Mapping soil organic carbon content by geographically weighted regression: A case study in the Heihe River Basin, China. **Geoderma**, v.261, p.11-22, 2016.

SOUZA, S.R.; MACIEL, M.N.M.; OLIVEIRA, F.D.; JESUÍNO, S.A. Dinâmica da paisagem na bacia hidrográfica do Rio Apeú, nordeste do Pará, Brasil. **Revista Acadêmica: Ciências Agrárias e Ambientais**, Curitiba, v.9, n.2, p.141-150, 2011.

SPEARMAN, C. The proof and measurement of association between two things. **The American Journal of Psychology**, v.15, n.1, p.72-101, 1904.

TAMBOSI, L.R. **Estratégias espaciais baseadas em ecologia de paisagem para a otimização dos esforços de restauração**. Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia, 2014, 116p.

TAMBOSI, L.R.; MARTENSEN, A.C.; RIBEIRO, M.C.; METZGER, J.P. A framework to optimize biodiversity restoration efforts based on habitat amount and landscape connectivity. **Restoration Ecology**, v.22, n.2, p.169-177, 2014.

TAMBOSI, L.R.; MEZTGER, J.P. A framework for setting local restoration priorities based on landscape context. **Natureza & Conservação**, v.11, n.2, p.152-157, 2013.

TAN, S.Y.; LI, J. An exploratory spatial analysis of soil organic carbon distribution in Canadian eco-regions. The International Archives of the Photogrammetry, **Remote Sensing and Spatial Information Sciences**, v.XL-2, p.205-212, 2014.

TERRA, T.N.; LAMPARELLI, R.A.C. Espacialização e quantificação das mudanças de uso da terra em uma porção territorial da bacia do Paraná. **Anais... XVII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, João Pessoa-PB, Brasil, 25 a 29 de abril de 2015, INPE.

TNC, 2013. **Fundo para Redução do Desmatamento e Degradação Florestal: A experiência de São Félix do Xingu**. The Nature Conservancy/Funbio (Fundo Brasileiro para Biodiversidade). Relatório publicado em: <http://www.funbio.org.br/wp-content/uploads/2013/10/fundo-para-redd-sao-felix-do-xingu.pdf>. Acesso: 7 de abril de 2014.

TURNER, M.G. Landscape Ecology: the effect of pattern on process. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.20, p.171-197, 1989.

VALENTIM, J.F.; ANDRADE, C.M.S. Tendências e perspectivas da pecuária bovina na Amazônia Brasileira. **Amazônia: Ciência e Desenvolvimento**, Belém/PA, v.4, n.8, 2009.

VIANA, V.M.; PINHEIRO, L.A.F.V. Conservação da Biodiversidade em Fragmentos Florestais. **Série Técnica IPEF**, v.12, n.32, p.25-42, 1998.

VIDOLIN, G.P.; BIONDI, D.; WANDEMBRUCK, A. Análise da estrutura da paisagem de um remanescente de floresta com araucária, Paraná, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.35, n.3, p.515-525, 2011.

WALKER, R.; ARIMA, E.Y.; MESSINA, J.; SOARES-FILHO, B.; PERZ, S.; VERGARA, D.; SALES, M.; PEREIRA, R.; CASTRO, W. Modeling spatial decisions with graph theory: logging roads and forest fragmentation in the Brazilian Amazon. **Ecological Applications**, v.23, n.1, p.239-254, 2013.

WALKER, R.; DRZYZGA, S.A.; LI, Y.; QI, J.; CALDAS, M.; ARIMA, E.Y.; VERGARA, D. A behavioral model of landscape change in the Amazon Basin: the colonist case. **Ecological Applications**, v.14, n.4, supplement, p.S299-S312, 2004.

WANG, Q.; NI, J.; TENHUNEN, J. Application of a geographically-weighted regression analysis to estimate net primary production of Chinese forest ecosystems. **Global Ecology and Biogeography**, v.14, 379-393, 2005.

WATRIN, O.S.; GERHARD, P.; MACIEL, M.N.M. Dinâmica do uso da terra e configuração da paisagem em antigas áreas de colonização de base econômica familiar, no nordeste do estado do Pará. **Geografia**, Rio Claro, v.34, n.3, p.455-472, 2009.

WHEELER, D.; TIEFELSDORF, M. Multicollinearity and correlation among local regression coefficients in geographically weighted regression. **Journal of Geographical Systems**, v.7, p.161-187, 2005.

WHITWORTH, A.; BEIME, C.; ROWE, J.; ROSS, F.; ACTON, C.; BIRDEKIN, O.; BROWN, P. The response of faunal biodiversity to an unmarked road in the Western Amazon. **Biodiversity and Conservation**, v.24, n.7, p.1657-1670, 2015.

WICKHAM, J.D.; RIITERS, K.H. Sensitivity of landscape metrics to pixel size. **International Journal of Remote Sensing**, v.16, n.18, p.3585-3594, 1995.

WITH, K.A. Using percolation theory to assess landscape connectivity and effects of habitat fragmentation. **Applying Landscape Ecology in Biological Conservation**. K. Gutzwiller (Ed.) New York, Springer-Verlag: p.105-130, 2002.

ZEE (2010). **Zoneamento Ecológico-Econômico das Zonas Leste e Calha Norte do Estado do Pará**. Editores Técnicos: Carmen Roseli Caldas Menezes, Marcilio de Abreu Monteiro e Igor Maurício Freitas Galvão. Belém, PA: Núcleo de Gerenciamento do Programa Pará Rural, v.3, 2010, 510p.

## APÊNDICE

Essa parte da tese será destinada a alguns registros do trabalho de campo que foi realizado em setembro de 2016. O trabalho envolveu várias visitas à área que foi realizada a simulação das taxas de desmatamento, assim, foram coletados numerosos pontos georreferenciados e fotografias, no intuito de verificar o cenário *in loco*. Outros locais também foram visitados, em especial as vilas: Tancredo Neves, Nereu, Km 23 e Karapanã. Ao todo foram inúmeros locais visitados como áreas de garimpos, pastagens, vilas, etc. A seguir seguem alguns registros.



**FOTO 01:** Rebanho bovino às margens da estrada principal que foi utilizada para simulação das taxas. São Félix do Xingu é o maior produtor bovino do país, com mais de 2 milhões e duzentos mil bovinos. **FOTO 02:** Área de mineração abandonada e sem nenhum processo de recuperação, após a exploração por determinadas empresas. Este cenário é muito comum em São Félix do Xingu, exceto para empresas consolidadas em mineração.



**FOTO 03:** Embora o município apresente inúmeros embargos e sanção sobre novos desmatamentos é recorrente encontrar locais sob alguma forma de exploração. Ao fundo é possível notar um morro recém antropizado. **FOTO 04:** Detalhe da foto cinco (5) em que é possível notar a antropização realizada por tratores de esteiras. Segundo informações locais esses tratores descem morro abaixo empurrando o material lenhoso e, assim, limpa a área para implantação de pastagens.



**FOTO 05:** Pastagem localizada às margens da estrada vicinal que conecta à PA-279. Em geral as pastagens que foram visitadas são bastante conservadas e aptas para suportar o máximo de unidade animal (U.A) por alqueire (1 alqueire = 4,84 ha). **FOTO 06:** Rio Fresco, afluente do Rio Xingu, próximo à São Félix do Xingu. Segundo relatos de moradores, esse rio já teve águas bem claras, porém devido à mineração e inúmeros desmatamentos em suas margens, sua água está demasiadamente turva.



**FOTO 07:** O cenário predominante na área de consolidação II é a pastagem. No horizonte o que se vê é uma área infundável de pasto que move a economia do município. **FOTO 08:** Mais uma vez é evidenciada as imensas áreas de pastagens no município de São Félix do Xingu. É possível notar que há poucas, ou quase nenhuma, árvores remanescentes no pasto.



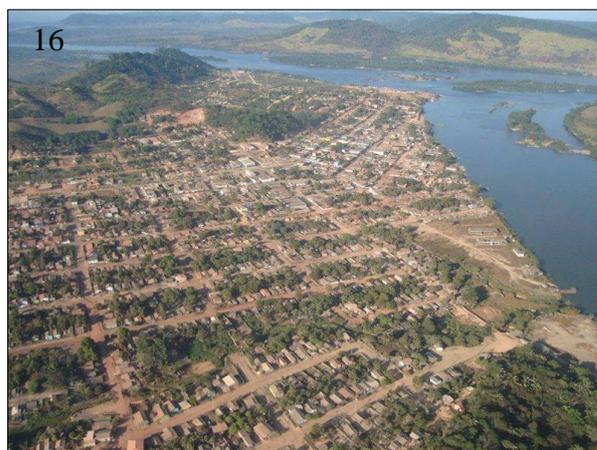
**FOTO 09:** Gado em pastagem no município de São Félix do Xingu. Impressiona o alto padrão do gado de corte que o município apresenta. Na maioria de nossas abordagens, notamos os rebanhos bem desenvolvidos. **FOTO 10:** Área destinada a construção de pequenas represas para a formação de bebedouros para o gado. Foi recorrente o encontro com esse tipo de recurso.



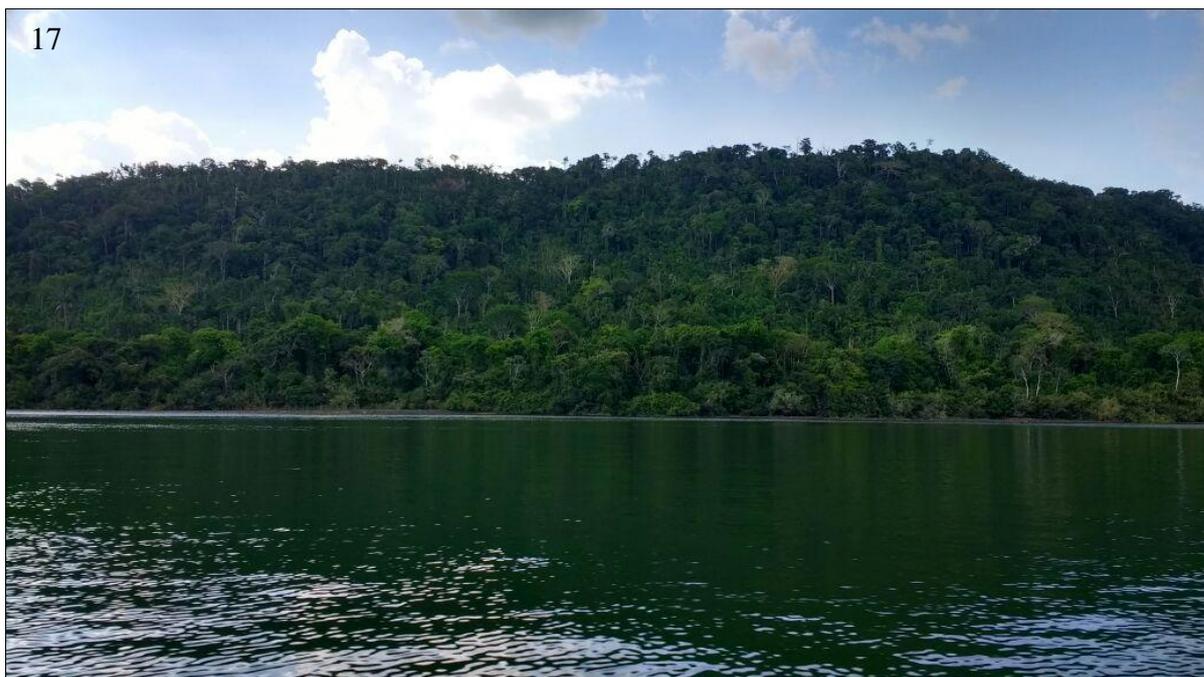
**FOTO 11:** Árvore de castanheira (*Bertholletia excelsa*) em área de pastagem. Impressiona o tamanho desse indivíduo e também a falta de aproveitamento da madeira. **FOTO 12:** Em destaque a base (toco) do indivíduo.



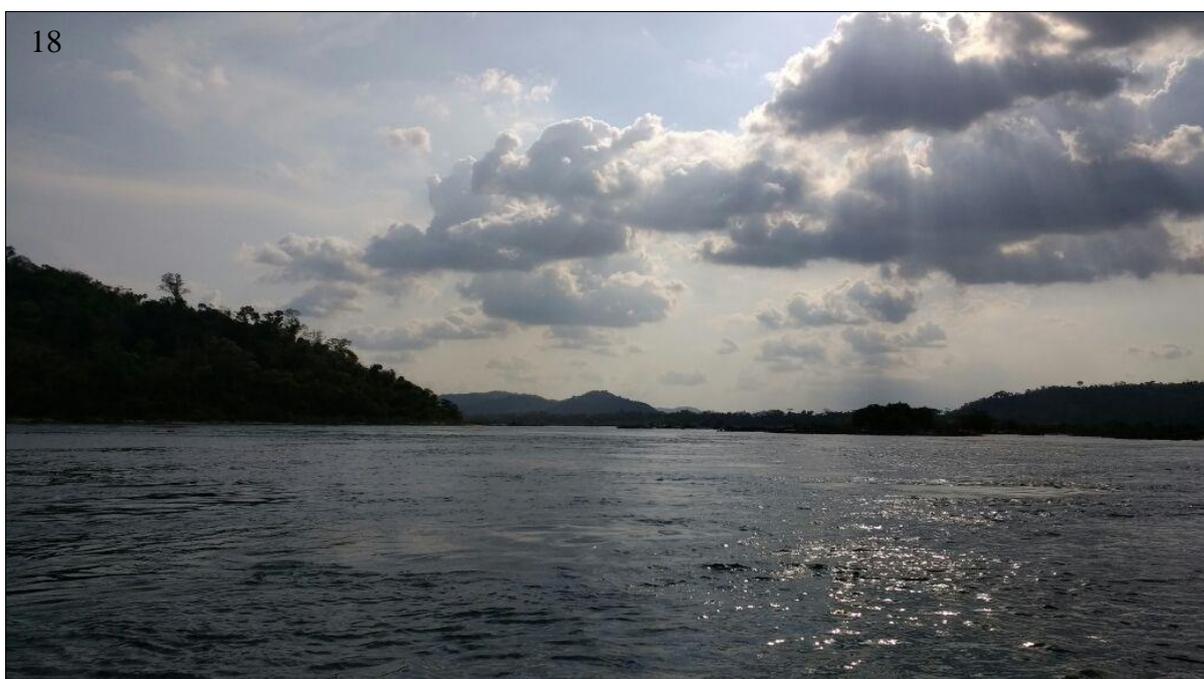
**FOTO 13:** Pequena comitiva de gado registrada durante o trabalho de campo. **FOTO 14:** Detalhe da rodovia PA-279, com visão sentido a Água Azul do Norte, Tucumã e Ourilândia do Norte/PA. Essa rodovia estadual liga Xinguara a São Félix do Xingu.



**FOTO 15:** Visão aérea da cidade de São Félix do Xingu em 1978 (Foto 15: CMTE Cledson Mendonça, Apart Hotel Rio Xingu). **FOTO 16:** Cidade em 2013. Ao lado direito o Rio Fresco e ao fundo o Rio Xingu. (Foto 16: Helisul Táxi Aéreo, em serviço ao Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis).



**FOTO 17:** O Rio Xingu é um rio expressivo e de muita importância na região lhe compreende. É um dos principais afluentes do Rio Amazonas pela margem direita, no estado do Pará. (Foto: Cledson Mendonça Júnior).



**FOTO 18:** Rio Xingu. Esse rio possui aproximadamente 1.979 km de extensão e possui o início de sua “jornada” em Mato Grosso, com a união dos Rios Kuluene e 7 de setembro. (Foto: Cledson Mendonça Júnior).

**FIM...**