



**FRAGMENTAÇÃO E VIABILIDADE DE CORREDORES ECOLÓGICOS NA  
REGIÃO DO MATOPIBA**

**THAIS JACOB MENDES**

**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**

**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL – EFL**

**FACULDADE DE TECNOLOGIA**

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA –UnB**

**Brasília – DF**

**2018**

**UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA**  
**FACULDADE DE TECNOLOGIA – FT**  
**DEPARTAMENTO DE ENGENHARIA FLORESTAL – EFL**

**FRAGMENTAÇÃO E VIABILIDADE DE CORREDORES ECOLÓGICOS NA  
REGIÃO DO MATOPIBA**

**THAIS JACOB MENDES**

**ORIENTADOR: ERALDO APARECIDO TRONDOLI MATRICARDI**  
**DISSERTAÇÃO DE MESTRADO EM CIÊNCIAS FLORESTAIS**  
**DEPARTAMENTO DE ENGHARIA FLORESTAL – UnB**

**Brasília – DF**

**2018**

## **DEDICATÓRIA**

**Dedico a todos que não tiveram a oportunidade de ter um ensino de qualidade e que talvez nunca tenham a oportunidade de chegar aonde cheguei.**

*“A educação é a arma mais poderosa que você pode usar para mudar o mundo”.*

**Nelson Mandela.**

## AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha família que sempre me incentivou, mesmo quando eu não tinha certeza dos meus próprios sonhos. Minha mãe, que me tornou quem eu sou, uma mulher forte e dedicada que tem certeza que pode conquistar tudo que deseja, assim como ela. Minhas irmãs, Natália e Mayara, as primeiras com quem aprendi a dividir a vida e me mostraram que todas as diferenças podem ser superadas com respeito, e que o amor é sempre supera. Meus amigos-irmãos, João e Vini, obrigada por estarem sempre por perto, vocês são parte de um pedaço muito bom de mim. Meu pai, que transborda alegria mesmo vivendo com o pouco que a vida lhe dá e que me mostrou que não importa a profundidade do poço, é sempre possível subir novamente.

Minha esposa, Natália, que me deu uma família que eu nunca nem cheguei a sonhar, mas que não posso imaginar diferente. Me fez crescer e acreditar que é possível lutar para que os diferentes se tornem iguais e que me inspira todos os dias a ser mais como ela.

A família Rocha Marques, Jero, Lola e Raquel, que entraram na minha vida para completar ainda mais o sentido dessa palavra, me recebendo com amor, sem esforço me tornaram parte deles e fazendo com que me sentisse amada.

Meus amores, Filó e Tobias, que inspiram um amor inocente e desprezioso, tornando nossas vidas mais leves. Eles que me enchem de amor e ao mesmo tempo medo, por amá-los tão imensamente.

Aos meus amigos de vida, Pedro, Bruna e Roberto, por terem caminhado comigo por todos esses anos sem nunca ter pestanejado nos momentos que precisei.

E finalmente, ao meu orientador Eraldo, sem ele este trabalho não teria sentido e nem fim. Muito obrigada pelos ensinamentos e por mostrar que todos somos capazes, basta querer.

Agradeço à CAPES por ter financiado esse projeto durante esses dois anos, sem esse incentivo com certeza as barreiras seriam muito maiores.

**RESUMO**

**FRAGMENTAÇÃO E VIABILIDADE DE CORREDORES ECOLÓGICOS NA  
REGIÃO DO MATOPIBA**

A região do MATOPIBA está inserida num contexto social e ambientalmente diverso. Estão presentes na região de estudo a agricultura empresarial, familiar, unidades de conservação, terras indígenas e quilombolas e uma grande variedade de solos e clima. É relevante, portanto, o melhor entendimento do desenvolvimento e da dinâmica espacial do uso e cobertura da terra para caracterizar e definir ações de intervenção que poderiam promover a sustentabilidade do uso da terra nessa região. Nesta pesquisa, foram conduzidas análises espaço-temporais das mudanças do uso e cobertura da terra e seus efeitos na fragmentação da vegetação nativa entre 2000 e 2016, utilizando dados de sensores remotos e técnicas de análise da paisagem. Adicionalmente, foram delimitadas áreas potenciais para formação e integridade de corredores ecológicos em direções de menor e maior grau de fragmentação utilizando a técnica do caminho de menor custo, definindo áreas prioritárias para restauração da vegetação natural. Os resultados da análise de uso e cobertura da terra na região de estudo indicam uma expressiva expansão da agricultura extensiva nesta região do Cerrado brasileiro entre 2000 e 2016. Observou-se um aumento crescente da fragmentação no período e área de estudo, sendo que o menor e o maior grau de fragmentação foram observados na direção Leste-Oeste e na direção Nordeste-Sudoeste, respectivamente. A análise estrutural de corredores indica que a maior parte dos corredores é composta por vegetação natural, com menos de 6% de suas áreas com alta prioridade de recuperação da vegetação nativa, o que aumenta a viabilidade da formação de corredores ecológicos funcionais.

Palavras – chave: Desmatamento, ecologia da paisagem, Cerrado, fragmentação.

## **ABSTRACT**

### **FRAGMENTATION AND SUITABILITY OF ECOLOGICAL CORRIDORS IN THE MATOPIBA REGION**

The MATOPIBA region is inserted in a social and environmental diverse context. In the study region, there are commercial and subsistence farming, protected areas, indigenous lands, quilombolas, and a wide variety of soils and climate. It is relevant, therefore, to better understand the development and the spatial dynamics of the land use and land cover to characterize and define intervention actions that might promote sustainability in that region. In this study, spatiotemporal analyzes of land use and land cover changes and its effects on fragmentation of the native vegetation between 2000 and 2016 were conducted using remotely sensed data and landscape analysis techniques. Additionally, potential areas to integrate ecological corridors in directions of lower and higher degree of fragmentation and priority areas for natural vegetation restoration were delimited. The results of the land use and land cover change analysis indicate an expressive increase of the commercial agriculture lands in the study region between 2000 and 2016. Forest fragmentation steadily increased in the studied area and period, showing lowest and highest degree of fragmentation in the East-West and Northeast-Southwest directions, respectively. The results of the structural analysis of corridors indicates that most corridors are composed of natural vegetation, where less than 6% of the areas have high priority for native vegetation restauration within the corridors, which increases its environmental viability to integrate functional ecological corridors.

**Keywords:** Deforestation, landscape ecology, Cerrado, fragmentation.

## SUMÁRIO

<b>CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO E REFERENCIAL TEÓRICO</b> .....	12
1.1 ESTRUTURA DESSA DISSERTAÇÃO.....	12
1.2 INTRODUÇÃO GERAL.....	13
1.1 PROBLEMA E QUESTÕES DE PESQUISA .....	14
1.2 OBJETIVO .....	15
1.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS .....	15
1.4 REFERENCIAL TEÓRICO .....	15
1.4.1 Bioma Cerrado.....	15
1.4.2 Desmatamento no Cerrado .....	16
1.4.3 Região do MATOPIBA .....	17
1.4.4 Fragmentação .....	18
1.4.5 Corredores Ecológicos.....	18
1.4.6 Ecologia de Paisagens .....	19
1.4.7 Métricas de Paisagem .....	20
1.4.8 Dados de Sensoriamento Remoto.....	21
<b>CAPÍTULO 2 – MUDANÇAS NO USO E COBERTURA DA TERRA</b> .....	24
2.1 INTRODUÇÃO .....	24
2.2 MATERIAL E MÉTODOS .....	25
2.2.1 Localização e caracterização da área de estudo.....	25
2.2.2 Classificação do uso e cobertura da terra .....	26
2.2.3 Avaliação da acurácia.....	28
2.2.4 Análise espaço-temporal do uso e cobertura da terra .....	29
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	29
2.3.1 Acurácia da validação da classificação .....	29
2.3.2 Análise da dinâmica de uso e cobertura da terra .....	32
2.4 CONCLUSÃO .....	36

<b>CAPÍTULO 3 - ANÁLISE DA FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM.....</b>	<b>37</b>
3.1 INTRODUÇÃO .....	37
3.2 MATERIAL E MÉTODOS .....	37
3.2.1 Base de dados .....	37
3.2.2 Análise da paisagem .....	37
3.2.3 Fragmentação Direcional.....	39
3.2.3.1 Caminho de menor custo .....	41
3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	42
3.3.1 Análise de área e densidade.....	42
3.3.2 Análise da forma.....	44
3.3.4 Análise de proximidade e isolamento.....	47
3.3.5 Análise de contágio e dispersão.....	48
3.3.6 Fragmentação Direcional.....	49
3.4 CONCLUSÃO .....	51
<b>CAPÍTULO 4 –MODELAGEM DE CONECTIVIDADE DA PAISAGEM .....</b>	<b>52</b>
4.1 INTRODUÇÃO .....	52
4.2 MATERIAL E MÉTODOS .....	53
4.2.1 Base de Dados .....	53
4.2.1.2 Avaliação da Integridade do Corredor .....	54
4.2.1.3 Definição de áreas prioritárias para recuperação.....	54
4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO .....	56
4.3.1 Modelagem dos Corredores.....	56
4.3.2 Integridade do Corredor .....	58
4.3.3 Áreas Prioritárias para Recuperação.....	59
4.4 CONCLUSÃO .....	62
<b>CAPÍTULO 5 – CONCLUSÕES PRINCIPAIS .....</b>	<b>63</b>
<b>REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS .....</b>	<b>64</b>

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Características espectrais dos sensores OLI e TIRS.....	22
Tabela 2. Imagens dos satélites utilizadas para a classificação do uso e cobertura da terra. ...	26
Tabela 3. Parâmetros do coeficiente <i>Kappa</i> . .....	29
Tabela 4. Matriz de confusão da classificação da imagem Landsat-8 de uso e cobertura da terra para 2016 comparada com imagens Sentinel-2 de 2016. ....	31
Tabela 5. Mudança do uso e cobertura da terra para a região de estudo de 2000,2007 e 2016. ....	32
Tabela 6. Uso e cobertura da terra no oeste baiano. ....	35
Tabela 7. Uso e cobertura da terra no sul maranhense entre 2000 e 2016. ....	35
Tabela 8. Uso e cobertura da terra no oeste piauiense entre 2000 e 2016.....	36
Tabela 9. Valores de fricção atribuídos as classes de uso e cobertura da terra. ....	41
Tabela 10. Classes de tamanho dos fragmentos entre 2000 e 2016. ....	43
Tabela 11. Área total dos fragmentos de acordo com classes de tamanho.....	44
Tabela 13. Valores de PROX_MN para as duas classes de uso e cobertura da terra entre 2000 e 2016. ....	48
Tabela 14. Base de dados utilizados para a definição de áreas prioritárias para recuperação..	53
Tabela 15. Escores de prioridade de recuperação para classes de solo para a área de estudo..	55
Tabela 16. Escores de prioridade de recuperação relacionados à distância dos rios na área de estudo.....	55
Tabela 17. Escore de prioridade de recuperação em relação à declividade. ....	55
Tabela 18. Escore de prioridade de recuperação de acordo com uso e cobertura da terra. ....	56
Tabela 19. Classes de uso e cobertura da terra no corredor Leste-Oeste. ....	59
Tabela 20. Classes de uso e cobertura da terra no corredor Nordeste-Sudoeste. ....	59
Tabela 21. Classificação da prioridade de recuperação para o corredor Leste-Oeste da área de estudo da região do MATOPIBA. ....	59
Tabela 22. Classificação da prioridade de recuperação para o corredor Nordeste-Sudoeste da área de estudo da região do MATOPIBA.....	60

## LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Linha do tempo com todos os satélites Landsat lançados até 2016. Fonte: (NASA,2016).....	22
Figura 2. Localização da área de estudo inserida na região do MATOPIBA. ....	25
Figura 3. Localização das cenas do satélite Sentinel-2 utilizadas para avaliação da acurácia de classificação.....	28
Figura 4. Mudança percentual das classes de uso e cobertura da terra na região de estudo nos anos 2000,2007 e 2016. ....	33
Figura 5. Uso e cobertura da Terra nos anos 2000 (A), 2007 (B) e 2016 (C). ....	34
Figura 6. Unidades de conservação que interceptam a área de estudo.....	39
Figura 7. Direções e pontos de origem e destino utilizados na análise de fragmentação direcional. ....	40
Figura 8. Porcentagem de fragmentos pertencentes as classes vegetação nativa e outros usos da terra para 2000, 2007 e 2016. ....	42
Figura 9. Número de fragmentos por classe de tamanho ao longo do período estudado. ....	43
Figura 10. Área média dos fragmentos entre 2000 e 2016 para as duas classes de uso e cobertura da terra na área de estudo. ....	44
Figura 11. Valores para o índice de dimensão fractal média e índice médio de circularidade, em nível de classe, para a área e período estudado. ....	45
Figura 12. Porcentagem de área núcleo para os fragmentos de vegetação e outras classes de uso da terra entre 2000 e 2016.....	46
Figura 13. Porcentagem da paisagem ocupada pela vegetação natural (PLAND) e porcentagem da paisagem ocupada pela área núcleo dos remanescentes de vegetação nativa (CPLAND) na área de estudo entre 2000 e 2016. ....	47
Figura 14. Valores do NDCA para a área de estudo de 2000 a 2016.....	47
Figura 15. Valores para a métrica COHESION para a classe vegetação e outros usos da terra entre 2000 e 2016. ....	48
Figura 16. Distribuição espacial dos valores de fricção para a estimativa da fragmentação direcional em 2000 (A), 2007 (B) e 2016 (C). ....	49
Figura 17. Histograma representando a fragmentação direcional entre 2000 e 2016 (A) e spider diagram (B) indicando o sentido direcional da fragmentação. ....	50

Figura 18. Delimitação do corredor Leste-Oeste na área de estudo na região do MATOPIBA. .....	57
Figura 19. Delimitação do corredor Nordeste-Sudoeste na área de estudo na região do MATOPIBA. ....	58
Figura 20. Áreas prioritárias para recuperação no corredor Leste-Oeste. ....	60
Figura 21. Áreas prioritárias para recuperação no corredor Nordeste-Sudoeste. ....	61

## **CAPÍTULO 1 - INTRODUÇÃO E REFERENCIAL TEÓRICO**

### **1.1 ESTRUTURA DESSA DISSERTAÇÃO**

Esta dissertação de Mestrado foi elaborada no âmbito do Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais, pela Universidade de Brasília (UnB) e está composta de cinco Capítulos.

**CAPÍTULO 1: REFERENCIAL TEÓRICO DA PESQUISA:** No primeiro capítulo são fundamentados teoricamente todos os temas abordados na pesquisa de modo a dar suporte às análises e discussões da dissertação.

**CAPÍTULO 2: ANÁLISE TEMPORAL DO USO E COBERTURA DA TERRA:** No segundo capítulo foram utilizados dados dos satélites da série Landsat para a classificação de uso e cobertura da terra na área de estudo entre 2000 e 2016. Este capítulo foi base fundamental para a análise da ecologia da paisagem na região do MATOPIBA.

**CAPÍTULO 3: ECOLOGIA DA PAISAGEM E FRAGMENTAÇÃO DIRECIONAL:** No terceiro capítulo, foram utilizados dados do uso e cobertura da terra do Capítulo 2 para a análise da ecologia da paisagem. Foram aplicadas métricas de paisagem para entendimento das estruturas que compõe a paisagem (matriz, mancha e corredor) e análise da relação e inserção espacial dessas estruturas. Também foi aplicada a técnica da análise da fragmentação direcional para a definição de potenciais corredores ecológicos na área de estudo.

**CAPÍTULO 4: CONECTIVIDADE DA PAISAGEM:** No quarto capítulo foram identificados os potenciais corredores ecológicos para duas direções (maior e menor grau de fragmentação) estudadas na análise de fragmentação direcional. Subsequentemente, foi avaliada a integridade dos corredores e de áreas prioritárias para recuperação da vegetação nativa dentro dos corredores de forma a viabilizar a sua implantação.

**CAPÍTULO 5: CONCLUSÃO GERAL:** O quinto e último capítulo resume as principais conclusões da pesquisa integrando todas as análises e propondo estudos futuros.

## 1.2 INTRODUÇÃO GERAL

O Cerrado brasileiro possui 54,5% de sua vegetação natural preservada, sendo que os estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia apresentam as maiores reservas naturais do referido Bioma (Brasil, 2015), denominada região do MATOPIBA (**MA**ranhão, **TO**cantins, **PI**auí e **BA**hia). Essa região foi institucionalizada como uma região de desenvolvimento por meio do Decreto Presidencial nº 8.447 de 6 de maio de 2015, e é considerada a última fronteira agrícola do país. Essa área, até pouco tempo considerada sem tradição forte em agricultura, vem chamando atenção pela crescente produção de cultivos de *commodities* agrícolas.

Com base em projeções da economia e das taxas de desmatamento, modelos computacionais apontam o avanço da ocupação do MATOPIBA em cerca de 40 mil km<sup>2</sup> por década. Ao mesmo tempo, a região abriga grande diversidade biológica e, por isso, as maiores unidades de conservação do Bioma Cerrado (Fernandes *et al.*, 2016).

Apesar de reconhecida importância biológica, de todos os *hotspots* mundiais da biodiversidade, o Cerrado possui a menor porcentagem de áreas sobre proteção integral. O bioma Cerrado tem 8,21% de seu território legalmente protegido por Unidades de Conservação, sendo 2,85% e 5,36% dessas Unidades das modalidades de proteção integral e de uso sustentável, respectivamente (MMA, 2016).

O processo de expansão agropecuária no Bioma Cerrado das últimas décadas tem resultado em uma crescente fragmentação das florestas nativas (Martins *et al.*, 2002). A fragmentação do habitat pode gerar redução na diversidade biótica local, seja imediatamente, com a redução da área, ou a longo prazo, pelos efeitos do isolamento (Kadmon e Pulliam, 1993). Essa conversão de habitats contínuos para áreas fragmentadas afeta também processos ecológicos, como dispersão, polinização e ciclo de nutrientes (Hanada, 2004).

Além disso, a fragmentação resulta em remanescentes de vegetação nativa vizinhos a usos agrícolas e a outras formas de uso antrópico, o que tem como consequência alterações significativas do fluxo de radiação, água e nutrientes do solo (Saunders, Hobbs e Margules, 1991). Estes fragmentos têm a importante função de manter a biodiversidade da região e devem ser considerados como elementos-chave para o planejamento da conservação ambiental (Martins *et al.*, 1998). Assim, é importante planejar e monitorar o processo de fragmentação, principalmente em regiões que se encontram sob alta pressão antrópica e intenso processo de expansão da produção de *commodities* agrícolas (Martins *et al.*, 2002).

As intensas transformações ocorridas nas paisagens do Cerrado e o status de ameaça de muitas de suas espécies têm incentivado o surgimento de iniciativas de conservação por parte do governo, organizações não governamentais (ONGs), pesquisadores e do setor privado, com o intuito de ampliar e consolidar a rede de unidades de conservação e, particularmente, o estabelecimento de corredores ecológicos (Klink *et al.*, 2005). O estabelecimento de corredores ecológicos é uma das propostas para minimizar os efeitos da fragmentação, interligando o maior número de fragmentos possível (Martins *et al.*, 1998).

O padrão espacial de paisagens é usualmente calculado utilizando parâmetros de composição e configuração. Os parâmetros de composição estão ligados à identificação das unidades que estão presentes na paisagem, a riqueza dessas unidades e a área ocupada por elas. Os parâmetros de configuração quantificam o arranjo espacial em termos de grau de fragmentação e frequência de contatos entre diferentes unidades; grau de isolamento e conectividade de manchas de unidades semelhantes; área; formato; e complexidade de formas dos fragmentos que compõem o mosaico da paisagem (Metzger, 2004).

Portanto, o conhecimento sobre a estrutura da paisagem é importante instrumento de planejamento ambiental, podendo ajudar na conciliação entre conservação e desenvolvimento econômico (Muchailh, 2007). A análise da fragmentação e da viabilidade de corredores ecológicos na região do MATOPIBA tem como propósito avaliar os efeitos da expansão agrícola crescente na área de Cerrado e identificar áreas potenciais para conservação e recuperação, de forma a viabilizar o estabelecimento de corredores ecológicos na região de estudo.

## 1.1 PROBLEMA E QUESTÕES DE PESQUISA

A crescente fragmentação dos habitats em todos os biomas causada pelo aumento do desmatamento é responsável pela extinção de diversas espécies da fauna e flora. Nas últimas décadas, a região do MATOPIBA foi objeto de estratégias públicas e privadas para a ampliação da produção de commodities agrícolas. Tais estratégias demandaram novas áreas de vegetação nativa e, em última análise, levaram à fragmentação dos vários tipos de cerrado naquela região. Segundo CALAÇA *et al.* (2010), os efeitos da fragmentação da vegetação nativa podem variar dependendo das condições físicas do ambiente e das características de cada espécie. Enquanto algumas espécies podem ser muito sensíveis às alterações do ambiente, outras podem se adaptar mais rapidamente. Portanto, o conhecimento e o monitoramento dos processos de fragmentação da paisagem são cruciais para o planejamento e a redução de danos voltados para a conservação

da biodiversidade. Assim, a presente pesquisa foi norteada nas seguintes questões: Qual a área de vegetação nativa desmatada na região e período de estudo? Quais os efeitos do desmatamento na fragmentação da paisagem dessa região? Quais as áreas mais viáveis e estratégicas para implantação de corredores ecológicos para minimizar os efeitos da fragmentação?

## 1.2 OBJETIVO

Esta pesquisa teve como objetivo avaliar os efeitos do desmatamento na fragmentação da vegetação nativa e identificar áreas potenciais para formação de corredores ecológicos na principal parte região do MATOPIBA destinada a produção de commodities agrícolas.

## 1.3 OBJETIVOS ESPECÍFICOS

- Analisar as mudanças do uso e cobertura da terra ocorridos entre 2000 e 2016 na região de estudo;
- Analisar a fragmentação dos remanescentes de vegetação nativa utilizando métricas de paisagem e estudo da fragmentação direcional para indicação de fragmentos mais adequados para conservação da biodiversidade.
- Identificar áreas potenciais com características para a interligação das principais Unidades de Conservação da região, em conformidade com parâmetros físicos, biológicos e legais.

## 1.4 REFERENCIAL TEÓRICO

### 1.4.1 Bioma Cerrado

O Cerrado é considerado o segundo maior bioma da América do Sul e do Brasil, sendo superado apenas pela Amazônia, ocupa cerca de 22% do território nacional (MMA, 2016). O Cerrado apresenta elevada riqueza de espécies, com valores que fazem deste bioma a mais diversificada savana tropical do mundo: plantas herbáceas, arbustivas, arbóreas e cipós somam mais de 10.0000 espécies (ISPN, 2018).

Considerado um *hotspot* mundial de biodiversidade e a mais ameaçada savana tropical do planeta (Cardoso Da Silva e Bates, 2002). Abriga concentrações excepcionais de plantas endêmicas (44%). É o bioma brasileiro que mais perdeu cobertura vegetal nativa em termos absolutos, e de maneira incrivelmente rápida (Fernandes *et al.*, 2016). O Cerrado é uma formação do tipo savana tropical, com extensão de cerca de 2 milhões de km<sup>2</sup> no Brasil Central, com pequena inclusão na Bolívia (MMA,2002), abrangendo 10 estados brasileiros (Goiás,

Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Tocantins, Maranhão, Bahia, Piauí, Minas Gerais, São Paulo e Paraná) e o Distrito Federal.

O Cerrado apresenta características climáticas próprias, com precipitações variando entre 600 a 800 mm no limite com a Caatinga e de 2.000 a 2.200 mm na interface com a Amazônia. Com esta particularidade, existe uma grande variabilidade de solos, bem como, diferentes níveis de intemperização (Reatto e Martins, 2005). Do ponto de vista hidrológico, por compreender zonas de planalto, a região abriga diversas nascentes de rios e, conseqüentemente, importantes áreas de recarga hídrica que contribuem para grande parte das bacias hidrográficas brasileiras. O Cerrado contribui para seis das oito grandes bacias hidrográficas brasileiras, merecendo destaque a participação na geração da vazão para a Bacia do Rio São Francisco, fundamental para a região nordeste do país que sofre com a carência de recursos hídricos (Lima e Silva, 2005).

#### 1.4.2 Desmatamento no Cerrado

A exploração do Cerrado se intensificou nas últimas décadas e o bioma passou a ser visto como alternativa ao desmatamento na Amazônia, seja por expansão agrícola, seja por plantios florestais para fixar carbono atmosférico (MMA, 2002). A ampla aptidão do bioma para a atividade agropecuária resultou em uma extensa conversão e fragmentação de espaços naturais (Prevedello e Carvalho, 2006).

Tais mudanças intensificaram a erosão do solo de 10 a 100 vezes, vem causando a perda de biodiversidade, desequilíbrios no ciclo do carbono, poluição hídrica, mudanças no regime de queimadas e alteração do clima regional (Fernandes *et al.*, 2016). Alho (2005) destaca que diversas causas e fatores são identificados como ameaças para o Cerrado, entre eles o fogo usado sem controle e indiscriminadamente, desmatamento, expansão da fronteira agrícola e pecuária, uso desordenado de tóxicos ambientais, erosão, assoreamento, lixiviação e perda de solos causada por técnicas não apropriadas ao uso do solo, entre outras.

Outro fator de grande impacto e ameaça para a conservação do Cerrado é a introdução de espécies exóticas bem adaptadas e com facilidade de reprodução. Um exemplo dessas espécies é o caso das gramíneas utilizadas para a implantação de pastagens, sendo um dos maiores fatores de mudanças da cobertura da terra no Cerrado (Klink *et al.*, 2005).

Conforme a ocupação e fragmentação do Cerrado aumenta, o balanço hídrico do bioma é modificado, a água deixa o sistema por escoamento, não sendo reciclada. Esse fenômeno é um

dos fatores que contribuem para uma possível redução anual da precipitação na ordem de 8-16 mm/ m<sup>2</sup> ( - 3%) no MATOPIBA, região de expansão agrícola do Cerrado (Spera *et al.*, 2016).

A variação nos cálculos do espaço ainda ocupado pela vegetação natural do Cerrado ocorre basicamente da inclusão ou não das áreas de transição existentes nas bordas da área central do bioma (Machado *et al.*, 2004). Entre 2002 e 2010 quase 100.000 km<sup>2</sup> de savanas foram desmatados, representando uma perda de 11% dos remanescentes mapeados em 2002. Considerando a distribuição do desmatamento entre 2002 e 2008 por categoria fitofisionômica, 83% ocorreu nas formações savânicas e 16% nas formações florestais. (MMA, 2014). Com base nos dados do Banco de dados de queimadas do INPE (2015), estima-se que as áreas de pastagens ocupam 29,5% do bioma, enquanto a agricultura anual corresponde a 8,5% e as perenes 3,1%, totalizando 41,1% do uso da terra, indicando ainda que 54,5% do bioma mantém sua vegetação natural.

### 1.4.3 Região do MATOPIBA

A região do Matopiba é considerada a última fronteira agrícola do Brasil e está inserida nos estados do Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia. O decreto presidencial 8.447 de 6 de maio de 2015 institucionalizou o MATOPIBA como uma região de desenvolvimento do país, entretanto, grande parte da população que está inserida nos municípios dessa região vive em condições de pobreza e extrema pobreza (Campos, Morais e Sá, 2015). A área está inserida em sua maioria no bioma Cerrado (90,94%), mas abrange também regiões da Amazônia (7,27%) e da Caatinga (1,64%), e ocupa uma área de 73.173.485 hectares (MAPA, 2016).

Inicialmente, o processo de ocupação do MATOPIBA se deu por mudanças no uso e condição fundiária das terras, com a ocupação de terras de baixa produtividade (Miranda, Magalhães e Carvalho, 2014). O Cerrado responde por grande parte da produção brasileira de fibras e grãos (Embrapa, 2016). Na safra 2013/14, 51,9% da área cultivada com soja no Brasil estava no Cerrado, na região do MATOPIBA a área de soja teve um aumento de 253% entre os anos 2000 e 2014 (Rudorff e Risso, 2015). A região do MATOPIBA deve atingir uma produção de grãos de 24,4 milhões de toneladas até 2025/26, numa área plantada entre 7,8 e 10,3 milhões de hectares (MAPA, 2016).

Mais especificamente, a expansão da agricultura empresarial causou uma redução de 65% na área ocupada pelo cerrado no oeste baiano entre 1984 e 2008, permanecendo a vegetação sobretudo nas bordas de chapada e em vertentes mais íngremes, locais de difícil acesso inclusive para a agricultura familiar (Passos, Rocha e Hadlich, 2010).

#### 1.4.4 Fragmentação

Uma das consequências da intensa remoção da vegetação nativa é a fragmentação dos habitats, onde os remanescentes da vegetação se encontram em manchas espalhadas na paisagem. A conservação desses habitats depende inteiramente da conservação e manejo desses fragmentos (Saunders, Hobbs e Margules, 1991).

NYAMUGAMA et al.(2015) citando SOUTHWORTH et al.(2004) enfatiza que a análise da fragmentação é crucial para interpretação dos efeitos da mudança da cobertura e uso do solo no habitat. Mudanças na estrutura da paisagem são resultado de interações entre fatores físicos, biológicos, políticos e econômicos (Kamusoko e Aniya, 2007; Turner *et al.*, 1989). Para interpretar o impacto dessas mudanças é feito o uso de métricas que descrevem a fragmentação e a distribuição espacial dessas manchas, calculando para cada classe de cobertura do solo uma variedade de métricas a partir de classificações de uso de solo obtidas por meio de dados de satélite (Southworth, Munroe e Nagendra, 2004).

As diferentes métricas podem ser classificadas em oito grupos de categorias: métricas de área, de fragmentos, de bordas, de forma, de área central (“*core*”), de vizinho mais próximo, de contágio e mistura e de diversidade (Volotão, 1998). Mais detalhes dessas métricas da paisagem são apresentados no Capítulo 3 desta Dissertação de Mestrado.

#### 1.4.5 Corredores Ecológicos

A conservação e restauração de fragmentos florestais é um dos grandes desafios nos dias atuais pelo alto nível de perturbações antrópicas nos remanescentes dos ecossistemas naturais. Restaurar os fragmentos e interligá-los aumenta seu potencial como “ilhas de biodiversidade” e o fluxo de animais e sementes, causando a colonização das áreas degradadas (Sartori, Silva e Zimback, 2012).

Diante deste fato, a dinâmica de ecossistemas fragmentados tem sido exaustivamente estudada e a abundância de estudos científicos têm proporcionado uma clareza crescente em relação ao tema. Entretanto, ainda existe uma imensa lacuna quanto ao uso efetivo de tais resultados na formulação de estratégias para a conservação da biodiversidade nesses ambientes (Viana e Pinheiro, 1998).

FORERO-MEDINA & VIEIRA (2007) citando (Fahrig e Paloheimo, 1988) e (Taylor *et al.*, 1993) considera a conectividade um elemento vital da paisagem, crítica para a sobrevivência da população e para a dinâmica populacional, podendo ser definida como o grau

no qual a paisagem promove ou restringe o movimento entre fragmentos. Corredores ecológicos seriam porções de ecossistemas naturais ou seminaturais, ligando Unidades de Conservação, possibilitando assim o fluxo de genes e o movimento da biota, facilitando a recolonização de áreas degradadas e manutenção de populações (Brasil, 2000).

O Cerrado apresenta alto grau de fragmentação, onde os fragmentos remanescentes são observados como ilhas de fragmentos de vegetação nativa. Para que as Unidades de Conservação cumpram com sua função de conservação e manutenção dos recursos naturais é necessário um manejo que leve em consideração uma rede de fragmentos interligados, considerando as pressões e recursos presentes em seu entorno, e não reservas isoladas (Pivello, 2005). Outro aspecto que influencia diretamente a movimentação, dispersão e presença de espécies nos fragmentos remanescentes é a qualidade dos corredores (Muchailh, 2007).

#### 1.4.6 Ecologia de Paisagens

No princípio, a Ecologia ficou centrada no estudo dos processos em que o espaço exibía características homogêneas. Porém, os estudos dos ecossistemas de forma isolada mostraram limites para a compreensão dos fenômenos que ocorrem entre os diversos ecossistemas. (Martins *et al.*, 2004). Embora “paisagem” tenha sido definida de muitas maneiras diferentes, todas as definições incluem uma área contendo um mosaico de manchas ou elementos da paisagem que interagem e são relevantes para o fenômeno em estudo (Couto, 2004).

A ecologia de paisagem pode ser definida pelo seu foco sobre padrões e pela heterogeneidade espacial: como caracterizá-la, sua natureza e mudanças ao longo do tempo (Farina, 2006). Pode se considerar duas abordagens diferentes: uma com foco em aspectos geográficos, centrada na interação do homem com o seu ambiente, sendo a paisagem neste caso vista por meio das necessidades e dos planos de ocupação territorial do homem; e outra com foco ecológico, em que se observam as consequências do padrão espacial nos processos biológicos (Metzger, 2001) .

A visão de mosaico da área de estudo é interpretada de maneira diferente conforme a abordagem metodológica. Dentro da abordagem geográfica o mosaico heterogêneo é visto através da visão humana, como o homem age em amplas extensões territoriais, nesta abordagem a ecologia de paisagens lida com escalas espaciais amplas. Na abordagem ecológica o mosaico é visto através de características biológicas (área de vida, alimentação, abrigo e reprodução) das

espécies ou comunidades estudadas. Neste caso, o mosaico é considerado um conjunto de habitats com condições favoráveis para a espécie ou comunidade (Metzger, 2001).

A Ecologia da Paisagem tem foco em três características da paisagem: 1. Estrutura – distribuição de energia, materiais e espécies em relação aos tamanhos, formas, números, tipos e configurações de ecossistemas; 2. Função – fluxos de energia, materiais e espécies entre os ecossistemas componentes; 3. Mudança – alteração na estrutura e função do mosaico ecológico durante o tempo (LUIS; PEREIRA; BATISTA, 2001).

Índices para medir a estrutura da paisagem foram desenvolvidos nos últimos anos devido à reconhecida importância de estudar os padrões espaciais e os processos ecológicos (Tischendorf, 2001). Assim, várias métricas vêm sendo elaboradas para descrever padrões espaciais, sendo testadas com a ajuda de informações sobre a cobertura da terra, informações essas geradas por meio do sensoriamento remoto. (Luis, Pereira e Batista, 2001). Tais métricas podem ser quantificadas tanto para manchas quanto para a paisagem como um todo (McGarigal e Marks, 1994).

Metzger (2001) enfatiza a importância da ecologia de paisagens como solução para problemas ambientais relacionados à fragmentação, expansão de fronteiras agrícolas e uso da água, já que se propõe a lidar com mosaicos antropizados, além de tentar entender as modificações estruturais e funcionais da paisagem. Segundo o autor, ao lidar com a paisagem como um todo, incluindo o homem no seu sistema de análise, a ecologia de paisagens adota uma perspectiva correta para propor soluções aos problemas ambientais.

#### 1.4.7 Métricas de Paisagem

Como ferramenta difundida gratuitamente a partir do ano de 1993, o *software* Fragstats apresenta um papel importante na área de Ecologia da Paisagem, pois disponibiliza inúmeras métricas num único pacote (Volotão, 1998). Segundo Couto (2004), de modo geral, as métricas da paisagem podem ser definidas em três níveis:

- a) Métricas ao nível da mancha, que são definidas para manchas individuais e caracterizam a configuração espacial e o contexto das manchas.
- b) Métricas ao nível da classe, sendo integradas em relação a todas as manchas de um dado tipo. Essas métricas podem ser obtidas por média simples ou pesada que tenha em conta a área da mancha. Em muitas aplicações o interesse principal é a quantidade e distribuição de um tipo particular de mancha.

- c) Métricas ao nível da paisagem, integradas em relação a todos os tipos de mancha ou classes em relação a toda a paisagem. Como as métricas de classe podem ser obtidas por simples média ou média pesada ou podem refletir propriedades do padrão da paisagem total.

Cada métrica é agrupada de acordo com a característica da paisagem que mede, como: métricas de área e borda, métricas de forma, métricas de área central, métricas de contraste, métricas de agregação e métricas de diversidade (Mcgarigal, 2015). Em uma divisão mais detalhada por categoria, as métricas se dividem naquelas que quantificam a composição e as que quantificam a configuração espacial da paisagem, sendo as principais medidas de composição a proporção de abundância por cada classe, a riqueza (número diferente de manchas), a uniformidade, a diversidade que geralmente combina riqueza e uniformidade, e o domínio, que indica quanto do mapa é dominado por uma ou algumas classes. Já os principais aspectos da configuração espacial da paisagem seriam o tamanho da mancha e sua densidade e a complexidade da forma da mancha (Couto, 2004).

Para caracterização das distintas paisagens, a expectativa no uso das métricas é que proporcionem valores quantitativos numéricos que representem uma grandeza absoluta, ou que sejam parâmetro de comparação para grandezas relativas. Sendo assim, a maior parte dos valores obtidos é mais adequado para um uso comparativo, ainda que possa ser interpretado de maneira absoluta (Volotão, 1998).

#### 1.4.8 Dados de Sensoriamento Remoto

O Sensoriamento Remoto é uma das mais bem-sucedidas tecnologias de coleta automática de dados para o levantamento e monitoração dos recursos terrestres em escala global. O acelerado avanço do sensoriamento remoto em poucas décadas deve-se à revolução nos meios de observação da Terra, numa escala global e periódica e na rapidez da monitoração dos fenômenos dinâmicos e das mudanças das feições terrestres (Meneses, 2012).

No Brasil, a aplicação das técnicas de sensoriamento remoto no estudo da vegetação se iniciou em 1940 com mapeamentos temáticos feitos à partir de fotografias aéreas, talvez um dos marcos mais significativos dessa aplicação tenha sido o projeto RadamBrasil, que tinha por objetivo mapear a cobertura vegetal de todo o território nacional (Ponzoni, Shimabukuro e Kuplich, 2012).

A série de satélites Landsat foi iniciada no final dos anos 60 como parte do Programa de Levantamento de Recursos Terrestres da NASA, está em operação desde 1972 e disponibiliza

imagens gratuitas desde 1973. Desde então oito satélites da série já foram lançados (NASA, 2016).

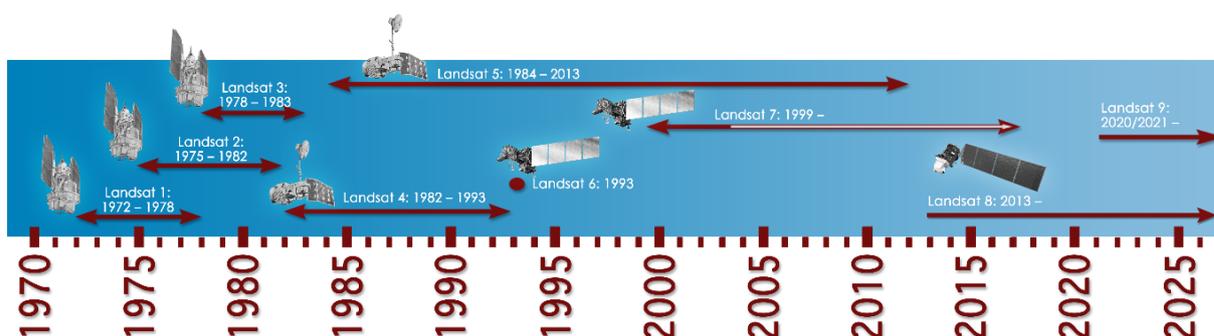


Figura 1. Linha do tempo com todos os satélites Landsat lançados até 2016. Fonte: (NASA,2016).

O último satélite (Landsat 8) da série Landsat foi lançado no dia 11 de fevereiro de 2013 e é composto por dois sensores: o sensor OLI (*Operational Land Imager*) e o TIRS (*Thermal Infrared Sensor*). O satélite possui uma resolução espacial (que diz respeito ao menor objeto que o sensor pode identificar) de 30 metros nas regiões do visível, infravermelho próximo e infravermelho de ondas curtas, 100 metros na região do termal e 15 metros na imagem pancromática.

Tabela 1. Características espectrais dos sensores OLI e TIRS a bordo do satélite Landat-8.

Landsat-8	Bandas	Comprimento de Onda (micrometros)	Resolução espacial (metros)
Operational Land Imager (OLI) and Thermal Infrared Sensor (TIRS)  Lançamento Fevereiro 11, 2013	Banda 1- Coastal aerosol	0.43 - 0.45	30
	Banda 2 – Azul	0.45 - 0.51	30
	Banda 3 - Verde	0.53 - 0.59	30
	Banda 4 – Vermelho	0.64 - 0.67	30
	Banda 5- Infravermelho Próximo (NIR)	0.85 - 0.88	30
	Banda 6 – Infravermelho Ondas Curtas 1	1.57 - 1.65	30
	Banda 7 – Infravermelho Ondas Curtas 2	2.11 - 2.29	30
	Banda 8- Pancromática	0.50 - 0.68	15
	Banda 9 - Cirrus	1.36 - 1.38	30

---

Banda10 – Infravermelho Termal (TIRS) 1	10.60 - 11.19	100 * (30)
Banda 11 – Infravermelho Termal (TIRS) 2	11.50 - 12.51	100 * (30)

---

Fonte:(NASA, 2016). \*As imagens do sensor TIRS são fornecidas em resolução espacial de 100 metros e podem ser reamostradas para resolução espacial de 30 metros.

## CAPÍTULO 2 – MUDANÇAS NO USO E COBERTURA DA TERRA

### 2.1 INTRODUÇÃO

O período que envolve a segunda metade do século XIX e o início do século XX foi fundamental para a intensificação do uso da terra no Cerrado. A construção das primeiras rodovias, adentrando a região Centro-Oeste, possibilitou a transição da agricultura de subsistência para a agricultura comercial no estado de Goiás, buscando atender a forte demanda por alimentos da região Sul e Sudeste, dando início à ocupação efetiva do bioma Cerrado (Fernandes *et al.*, 2016).

A partir da década de 90, a atividade agrícola se expandiu para regiões do Cerrado ainda não ocupadas. Nesse período, destacou-se a região conhecida hoje como MATOPIBA, devido especialmente aos baixos preços da terra, a possibilidade de mecanização da terra e as condições de fertilidade do solo (Peixoto, Luz e Brito, 2016).

O desmatamento acelerado das últimas décadas, resultado da expansão das atividades de agricultura e da pecuária, aliada à expansão urbana, reduziu a vegetação original do Cerrado a pouco mais da metade (Resende, 2012). Segundo Salmona (2013), na análise de modelagem de três situações futuras de exploração do Cerrado, até mesmo o cenário mais otimista, que considera a implementação de políticas públicas para conservação, demonstrou que a maior parte do bioma já não conta com remanescentes suficientes para proteção de recursos hidrológicos e outros serviços ecossistêmicos.

Mudanças no uso e cobertura da terra têm diversas consequências e podem influenciar o ecossistema em diversos níveis. Em seu estudo, SILVA *et al.* (2005) demonstrou a importância que o efeito da cobertura do solo tem sobre perdas de água e solo, dissipando a energia cinética do impacto direto das gotas da chuva na superfície, diminuindo assim, conseqüentemente, a quantidade de sedimentos lixiviados.

Neste contexto, a região do MATOPIBA, que é composta por um mosaico com alto grau de complexidade e diversidade, abrangendo questões sociais, como a convivência de agricultura empresarial, familiar, áreas de preservação, terras indígenas e quilombolas e questões relacionadas às características de solo e clima (Mingoti *et al.*, 2014), vem sendo alvo do avanço do agronegócio, tornando as mudanças de uso e cobertura da terra um fator importante para entendimento da dinâmica da região.

O uso de ferramentas de mapeamento e classificação do uso e cobertura da terra possibilita análises de diversos fatores em diversos níveis, tanto em relação à escala quanto em relação ao tempo. Tais estudos permitem analisar a dinâmica de uso e cobertura da terra e avaliar quais as principais mudanças ocorridas em um período determinado, gerando assim subsídios para monitoramento e planejamento (Cerqueira, 2016).

Neste capítulo, busca-se entender as mudanças ocorridas entre 2000 e 2016 no uso e cobertura da terra na região do MATOPIBA, utilizando dados e técnicas de sensoriamento remoto.

## 2.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.2.1 Localização e caracterização da área de estudo

A área de estudo tem uma extensão de 21.415.571 hectares e está localizada dentro da região do MATOPIBA (Figura 2). A delimitação da área buscou envolver a principal área de produção e expansão de commodities agrícolas da última década na região de estudo. A área está inserida em quatro Estados brasileiros: parte leste do estado do Tocantins, parte sudoeste do estado do Piauí, parte sul do estado do Maranhão e parte oeste do estado da Bahia. Está localizada entre os meridianos 47° 30' e 44° 00' de longitude Oeste e os paralelos 6° 25' e 15°05' de latitude Sul. A vegetação predominante é do bioma Cerrado em suas diferentes fitofisionomias.

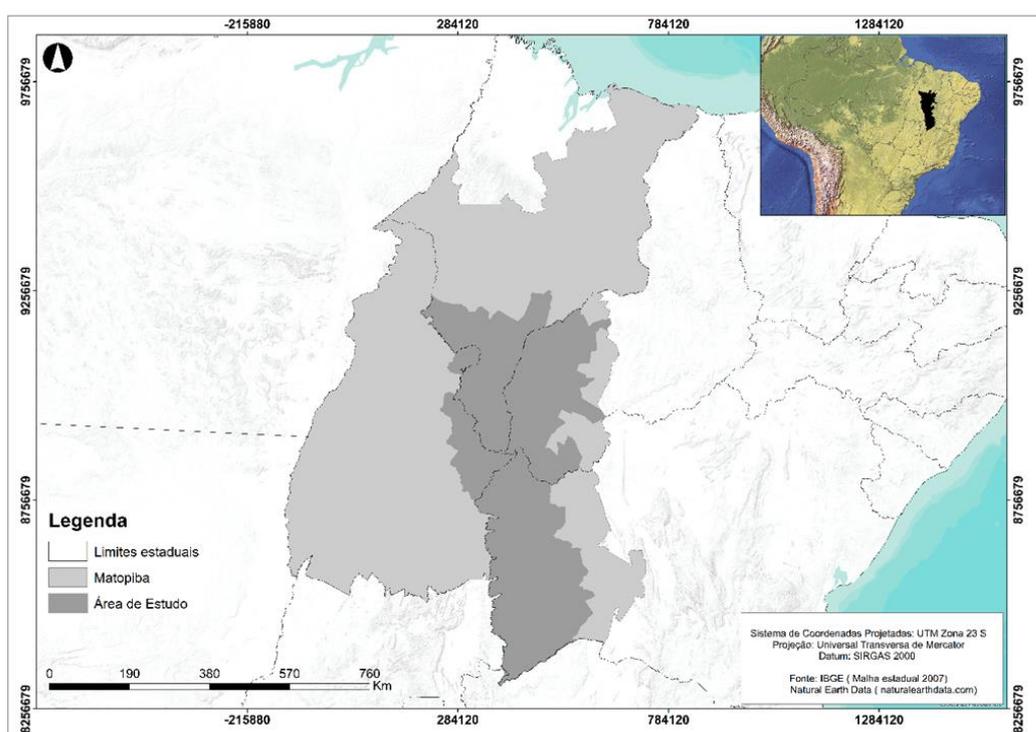


Figura 2. Localização da área de estudo inserida na região do MATOPIBA.

O clima dominante é o tropical semiúmido, com temperaturas médias acima de 18 ° C, e períodos de seca entre 4 a 5 meses. O Latossolo é a classe de solo predominante na região. Hidrologicamente, a bacia do Rio São Francisco é a mais importante, seguida da região hidrográfica do Parnaíba (Magalhães e Miranda, 2014).

### 2.2.2 Classificação do uso e cobertura da terra

Para o mapeamento das mudanças no uso e cobertura da terra foram selecionadas imagens dos satélites Landsat 5 e 8, sensores TM (*Thematic Mapper*) e OLI (*Operational Land Imager*), respectivamente, com resolução de 30 metros, para os anos 2000, 2007 e 2016. As imagens foram adquiridas da base de dados do Serviço Geológico dos Estados Unidos (USGS) (Tabela 2).

As imagens foram obtidas entre os meses de julho, agosto e setembro, meses onde as imagens apresentaram a menor quantidade de nuvens. As imagens dos satélites foram checadas e corrigidas geometricamente para garantir a fidelidade na análise espaço-temporal e a composição de mosaicos para a área de estudo.

Tabela 2. Imagens dos satélites utilizadas para a classificação do uso e cobertura da terra.

Satélite/sensor	Ano	Path/row	Data
Landsat-5 / TM	2000	219/ 65 - 70	12/08/2000
		220/ 65 - 69	19/08/2000
		220/ 70	03/08/2000
		221/ 65 - 68	09/07/2000
		222/ 65 - 66	17/08/2000
Landsat-5 / TM	2007	219/ 65 - 70	01/09/2007
		220/ 65 - 70	07/08/2007
		221/ 65 - 68	30/08/2007
		222/ 65 - 66	21/08/2007
Landsat-8 / OLI	2016	219/ 65 - 70	08/08/2016
		220/ 65 - 70	14/07/2016
		221/ 65 - 68	06/08/2016
		222/ 65 - 66	28/07/2016

Para a classificação do uso e cobertura da terra foi feita a inspeção visual nas imagens Landsat que recobrem a área de estudo, utilizando o *software* de geoprocessamento ERDAS IMAGINE®, Versão 2011. Nesta primeira etapa foram considerados os elementos de imagem como a cor para cada composição colorida RGB (*Red, Green, Blue*), a textura, a forma, o tamanho, a sombra, a altura e o padrão da drenagem e relevo. Cada tipo de uso e cobertura da terra foi identificado a partir da interpretação de todos estes elementos.

Para compor as imagens foram utilizadas as bandas 1 a 5 e 7 do Landsat 5, sensor TM, e as bandas 2 a 7 do Landsat 8, sensor OLI. Subsequentemente, foi feita a composição dessas bandas em arquivos individuais. Nas visualizações preliminares, foram utilizadas as imagens na composição colorida 5(R)4(G)3(B) para as imagens do Landsat-5 e na 6(R)5(G)4(B) para a imagem do Landsat-8. Estas composições destacam a vegetação em um tom de verde vibrante.

As classes definidas para a subsequente classificação supervisionada foram: Cerrado denso, Cerrado aberto, Solo exposto, Mata ciliar/galeria, Água (rios e corpos d'água), Queimadas e Agricultura. Foi necessária a criação de uma classe adicional (sombras) para diferenciar as sombras criadas nas proximidades de morros e serras de corpos de água, esta classe foi criada e amostrada para aumentar a eficiência do classificador na diferenciação destas classes.

Após a definição preliminar das classes de interesse nas imagens Landsat, optou-se por transformar as imagens multiespectrais dos satélites utilizando a Análise dos Componentes Principais (ACP). O mesmo número de bandas de entradas define o número de bandas de saída.

A banda CP1 possui alta percentagem da variância dos dados, a CP2 possui menos variância que a primeira, e assim por diante. As últimas bandas CP apresentam mais ruídos, pois estas possuem pouca variância.

A partir de cada imagem Landsat composta por seis bandas espectrais, foi gerada uma nova imagem com seis Componentes Principais, utilizando o *software* ERDAS IMAGINE®. Na etapa seguinte, as imagens dos Componentes Principais foram utilizadas como entrada de dados da classificação supervisionada.

A classificação supervisionada teve como ponto de partida a definição de assinaturas espectrais extraídas das amostras de cada classe de interesse nas imagens dos Componentes Principais, excluindo o sexto componente (CP 6). O CP 6 é um componente que normalmente apresenta maior quantidade de ruído entre todos os componentes.

A partir das classes previamente definidas, várias amostras foram coletadas sobre as imagens resultantes da Análise dos Componentes Principais. Para cada classe de interesse foram amostrados 40 a 70 polígonos com o intuito de melhor representar a área.

As assinaturas espectrais de cada classe foram utilizadas como entrada do algoritmo de Máxima Verossimilhança (*Maximum Likelihood*) para então classificar os tipos de uso e cobertura em toda a área de estudo, gerando uma imagem classificada. Este método foi aplicado de forma individual para cada mosaico da Análise do Componente Principal derivados das imagens Landsat.

A classificação por mosaico buscou minimizar os efeitos sazonais (diferentes datas) na classificação. Desta maneira, foram feitas 4 classificações, uma para cada órbita e uma para cada ano com exceção do ano de 2000 que foi necessária mais uma classificação para a órbita/ponto 220/70. O resultado dessa etapa foi a classificação do uso e cobertura da terra da área delimitada do MATOPIBA nos anos 2000, 2007 e 2016.

Para eliminar ruídos na classificação (pixels compondo uma classe isolada no contexto de uma classe maior), foi aplicado o filtro “*Majority*”, com janela 5 x 5 pixels. A estimativa da área total de cada classe de uso e cobertura da terra foi feita de forma indireta a partir da contagem de pixels de cada classe multiplicado pela área efetiva de cada pixel (900 m<sup>2</sup>).

### 2.2.3 Avaliação da acurácia

A avaliação da acurácia tem como objetivo apurar a qualidade da classificação. A avaliação foi realizada a partir de imagens do satélite Sentinel-2, com resolução espacial de 10 metros a partir de duas cenas, uma da região da Bahia e outra do Piauí (Figura 3), ambas adquiridas em novembro de 2016. Os resultados da acurácia da classificação de 2016 foram assumidos serem similares para 2000 e 2007.

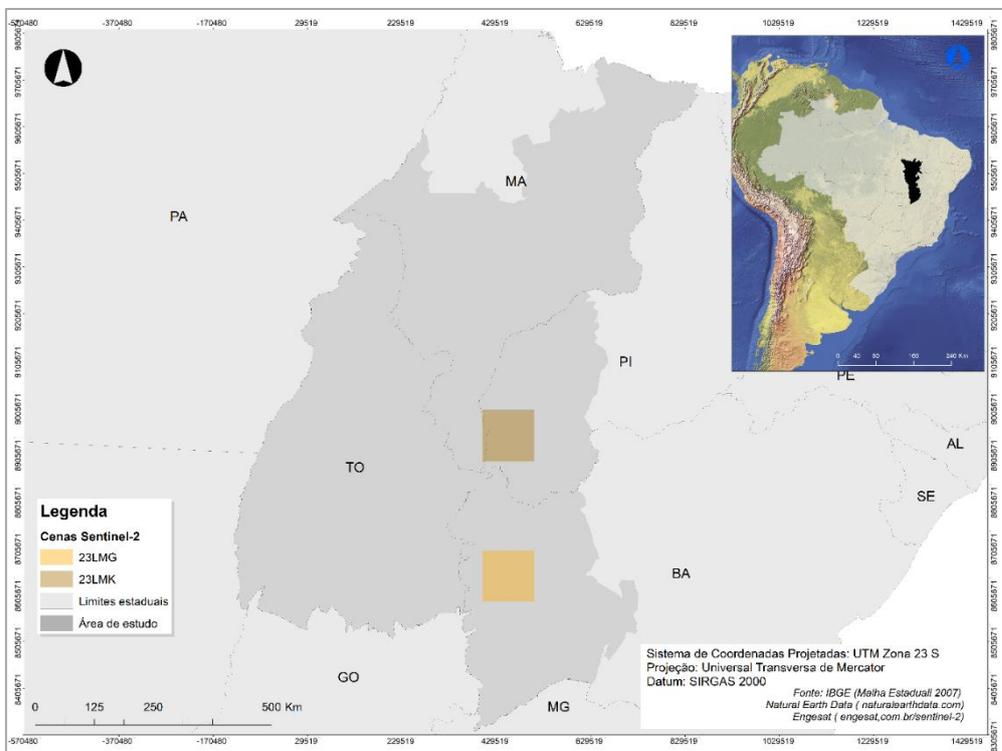


Figura 3. Localização das cenas do satélite Sentinel-2 utilizadas para avaliação da acurácia de classificação.

A acurácia é normalmente expressa por índices calculados a partir de matrizes de erros que expressam a concordância entre a imagem classificada e o conjunto de amostras de referência. A matriz de erros compara, classe por classe, a relação entre os dados de referência e os correspondentes resultados da classificação (Meneses e Almeida, 2012). Foram aleatorizados 150 pontos amostrais sobre cada cena de alta resolução espacial do satélite Sentinel-2 utilizada (Figura 3). Desta forma, foi gerada uma matriz de confusão para avaliação da acurácia da classificação do uso e cobertura da terra da área de estudo. Foi estimada a acurácia total, acurácia do produtor e do usuário. Além disso, foi estimado o Índice *Kappa*, que indica o desempenho do classificador, retratando o grau de concordância dos dados, gerando um aspecto de confiabilidade e precisão dos dados classificados (Perroca e Gaidzinski, 2003).

Para avaliar a qualidade da classificação da área foi utilizada como referência a tabela proposta por (Landis e Koch, 1977) que divide o índice *Kappa* em seis classes com a exatidão variando de péssima a excelente ( Tabela 3).

Tabela 3. Parâmetros do coeficiente *Kappa*.

Coeficiente <i>Kappa</i>	Exatidão
$< 0$	Péssima
$0 < k \leq 0,2$	Ruim
$0,2 < k \leq 0,4$	Razoável
$0,4 < k \leq 0,6$	Boa
$0,6 < k \leq 0,8$	Muito Boa
$0,8 < k \leq 1,0$	Excelente

Fonte: (Landis e Koch, 1977)

#### 2.2.4 Análise espaço-temporal do uso e cobertura da terra

A análise espaço-temporal foi realizada a partir da quantificação da cobertura vegetal nos anos de 2000, 2007 e 2016 no *software* ArcGIS®. Primeiramente, a análise foi feita com todas as sete classes determinadas na classificação (queimadas, água, sombra, cerrado, solo exposto, agricultura e mata ciliar). Posteriormente, as classes foram reclassificadas para somente duas classes, vegetação (vegetação de cerrado e mata ciliar) e não vegetação (queimadas, água, sombra, solo exposto e agricultura).

### 2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 2.3.1 Acurácia da validação da classificação

A acurácia global da classificação do uso e cobertura da terra foi de 82%. Os resultados da acurácia do produtor e acurácia do usuário indicam que a classe “queimadas” apresentou o maior erro (50%) de comissão (relacionado à acurácia do usuário). O maior erro (36,4%) de

omissão (relacionado à acurácia do produtor) foi estimado para a classe solo exposto. A Tabela 4 apresenta mais detalhes da acurácia global e para cada classe estudada.

Tabela 4. Matriz de confusão da classificação da imagem Landsat-8 de uso e cobertura da terra para 2016 comparada com imagens Sentinel-2 de 2016.

		Imagem de Referência (Sentinel -2)							Total	Acurácia do Usuário (%)	Erro de Comissão (%)
		Queimadas	Água	Sombra	Cerrado	Solo Exposto	Agricultura	Mata Ciliar			
Classificação (Landsat-8)	Queimadas	1	0	0	1	0	0	0	2	50	50
	Água	0	1	0	0	0	0	0	1	100	0
	Sombra	0	0	0	2	0	0	0	2		
	Cerrado	0	0	1	147	1	21	3	173	85,0	15,0
	Solo Exposto	0	0	0	4	7	2	0	13	53,8	46,2
	Agricultura	0	0	0	11	3	75	3	92	81,5	18,5
	Mata Ciliar	0	0	0	2	0	1	14	17	82,4	17,6
Total	1	1	1	167	11	99	20	300			
Acurácia do Produtor (%)		100	100	0	88,0	63,6	75,8	70			
Erro de Omissão (%)		0	0	-	12,0	36,4	24,2	30,00			

De um modo geral, a classificação do uso e cobertura da terra para a área de estudo foi considerada boa, de acordo com a classificação de LANDS & KOCH (1977), com valor do índice *Kappa* de 0,43.

### 2.3.2 Análise da dinâmica de uso e cobertura da terra

Com base nos resultados desta pesquisa, estimou-se que houve um incremento de 8,1% de áreas agrícolas e solo exposto entre 2000 e 2016, quase 7 milhões de hectares em 2016. Observou-se que a expansão da agricultura ocorreu essencialmente sobre áreas de vegetação nativa (cerrado e mata ciliar), com incremento de 7,8 % da área total estudada entre 2000 e 2016 (Tabela 5). A ampliação das áreas de uso agrícola e pecuário implicou o desmatamento de quase 1,5 milhões de hectares de vegetação nativa na área e período de estudo, considerando que em média 1,4% da área de estudo não pode ser observada nas imagens de satélite devido a presença de nuvens (Sombra).

Tabela 5. Mudança do uso e cobertura da terra para a região de estudo de 2000,2007 e 2016.

Classes de Uso e cobertura da terra	2000		2007		2016	
	ha	%	ha	%	ha	%
Queimadas	455.536,10	2,1	1.043.434,10	4,9	287.808,60	1,3
Água	40.114,40	0,2	42.450,50	0,2	41.095,60	0,2
Sombra	241.451,50	1,1	329.392,50	1,5	317.695,30	1,5
Cerrado	13.709.940	64	12.904.922,60	60,3	12.296.585,60	57,4
Solo exposto	989.100,80	4,6	1.124.326,90	5,3	1.050.743	4,9
Agricultura	4.197.340	19,6	4.711.191,10	22	5.875.655,90	27,4
Mata Ciliar	1.782.095	8,3	1.259.858,70	5,9	1.545.992,40	7,2

As áreas de matas ciliares foram substancialmente afetadas (2,4% da área de estudo) pelo desmatamento no período de 2000 a 2007, sendo reduzidas de 8,3% para 7,2% da área de estudo entre 2000 e 2016. As áreas afetadas por fogo variaram de acordo com o ano de análise, sendo que em 2007 foi observada a maior área queimada (aproximadamente 1 milhão de hectares), equivalente a 4,9% da área de estudo (Figura 4).

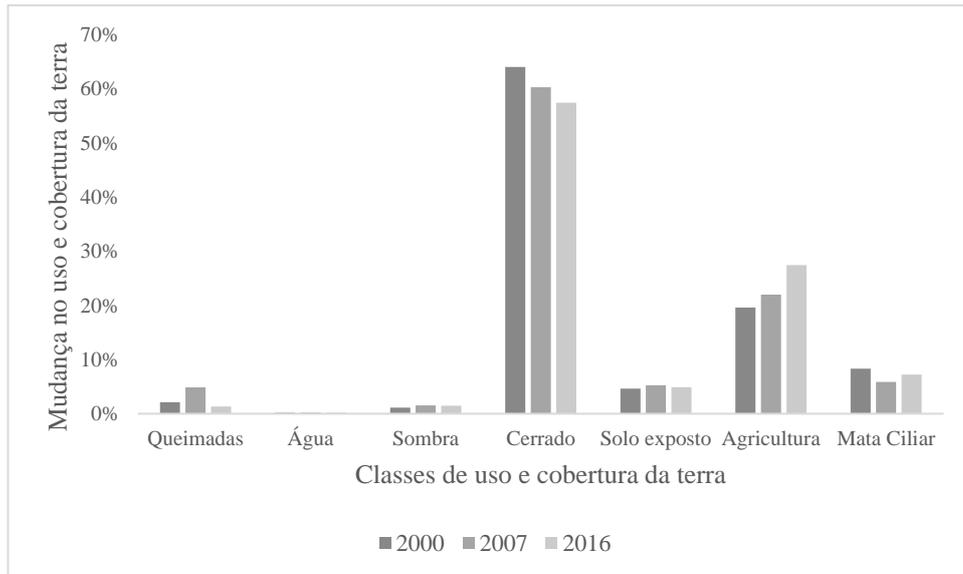


Figura 4. Mudança percentual das classes de uso e cobertura da terra na região de estudo nos anos 2000,2007 e 2016.

As regiões com maiores incrementos das áreas agrícolas foram observadas no sul do Maranhão, oeste do Piauí e oeste baiano. Com base em dados do Banco de Dados de Queimadas do INPE, observou-se que em todos os anos avaliados ocorreram focos de incêndio dentro das áreas protegidas da região de estudo. A ocorrência do fogo foi observada em toda a área analisada, concentrando-se em áreas com predominância de vegetação nativa (Figura 5). Observou-se também que a maior expansão da agricultura na área deste estudo ocorreu em áreas de relevos mais planos e mais favoráveis a mecanização.

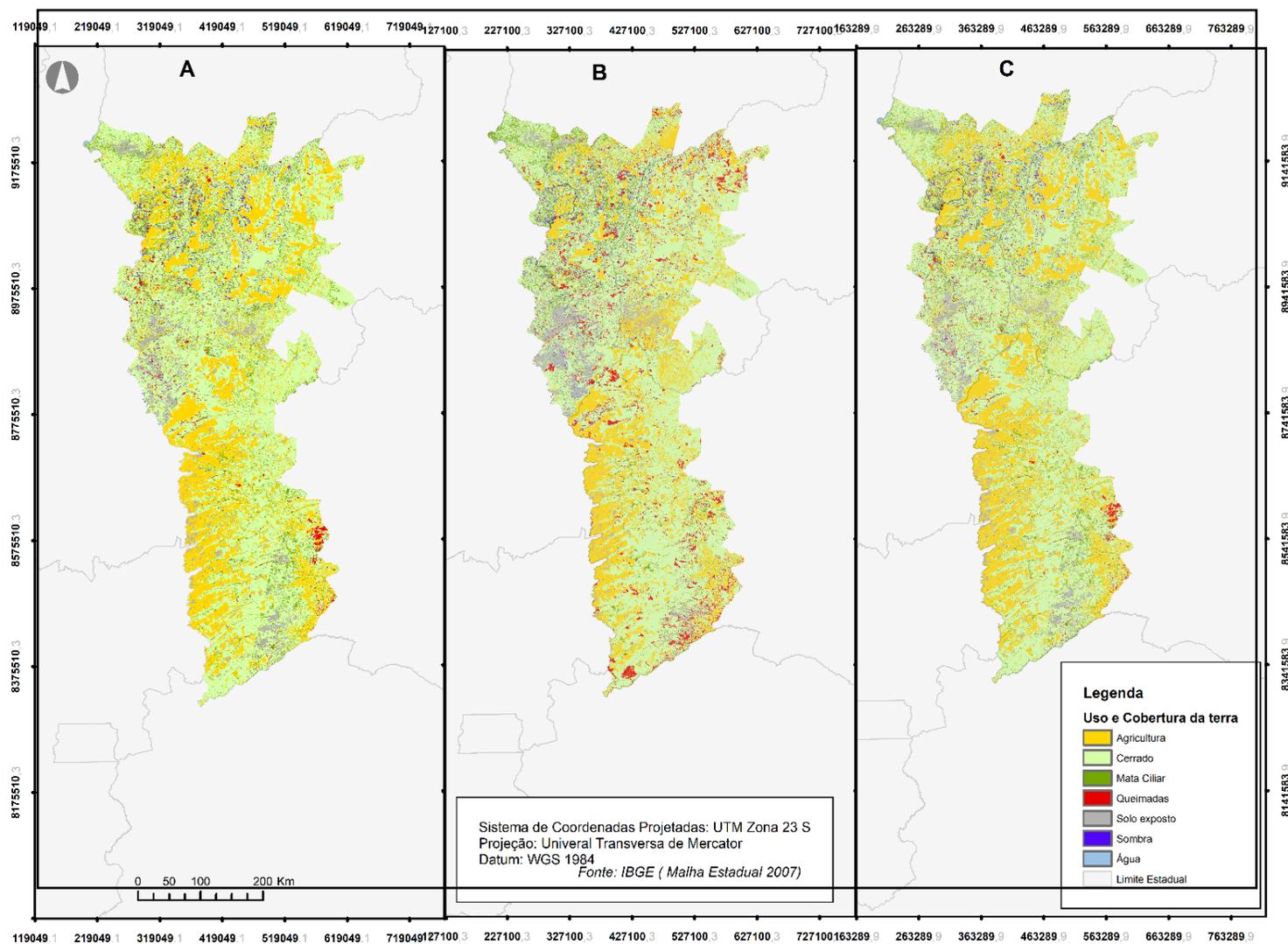


Figura 5. Uso e cobertura da Terra nos anos 2000 (A), 2007 (B) e 2016 (C).

De acordo com PIMENTEL *et al.* (2011), as mudanças no oeste baiano começaram a ocorrer na década de 1940, e foram impulsionadas em 1957, quando foi implantado o Instituto de Fomento Econômico pelo Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA) com o objetivo de impulsionar o crescimento econômico. De acordo com os resultados deste estudo, a agricultura avançou 753.951,3 hectares entre os anos 2000 e 2016 nessa região (Tabela 6). Em estudo semelhante, Passos *et al.*(2010), verificou uma redução de 65% da área de Cerrado na região, substituído sobretudo pela agricultura empresarial.

Tabela 6. Uso e cobertura da terra no oeste baiano.

Classes de uso e cobertura da terra	Área (ha)		
	2000	2007	2016
Queimadas	111.920,20	454.712	109.983,50
Água	10.329,60	10.669,80	9.629,30
Sombra	13.153,50	12.169,40	9.757,90
Cerrado	5.495.774	5.244.167,40	4.698.874,80
Solo exposto	436.144,10	285.788,70	441.201,80
Agricultura	2.367.022	2.621.089,50	3.120.973,30
Mata Ciliar	454.983	260.729,20	498.905,60

No caso da região do sul do Maranhão, LIMA *et al.* (2012) destacaram a inserção da soja na economia do estado na década de 1980, juntamente com a implementação de políticas públicas que acabaram por promover uma nova dinâmica territorial no estado. A alta produtividade da soja nessas regiões é consequência principalmente das boas condições edafoclimáticas e do crescente investimento em novas tecnologias para o cultivo (FREITAS, 2011). Nessa região as áreas com destino agrícola expandiram 421.031,75 hectares entre 2000 e 2016 (Tabela 7).

Tabela 7. Uso e cobertura da terra no sul maranhense entre 2000 e 2016.

Classes de uso e cobertura da terra	Área (ha)		
	2000	2007	2016
Queimadas	122.622,40	274.126,95	91.371,69
Água	13.006,26	13.761,27	19.652,94
Sombra	112.430,20	140.519,07	141.380,82
Cerrado	2.870.909,00	2.747.865,87	2.733.183,72
Solo exposto	162.752,90	195.068,34	152.094,33
Agricultura	668.116,30	722.338,02	1.089.148,05
Mata Ciliar	802.896,20	659.053,08	525.901,05

O Cerrado do oeste piauiense, assim como as regiões do Maranhão e da Bahia, foram inicialmente ocupadas para implantação de atividades agrícolas na década de 1990, com incentivos fiscais por parte do governo em grandes empresas do agronegócio e implantação de políticas públicas de incentivo ao aumento da produção de grãos. Essa ocupação homogênea da região ocorreu, de acordo com MONTEIRO (2002), devido as condições favoráveis do ponto de vista morfológico, climático, de recursos hídricos e vegetação, pois não há diferenças substanciais entre as áreas de Cerrado do oeste do Piauí, sul do Maranhão e oeste da Bahia. Na região do oeste do Piauí, a agricultura avançou 472.379,12 hectares sobre a vegetação do Cerrado entre 2000 e 2016 (Tabela 8).

Tabela 8. Uso e cobertura da terra no oeste piauiense entre 2000 e 2016.

Classes de uso e cobertura da terra	Área (ha)		
	2000	2007	2016
Queimadas	139.662,30	242.321,94	29.078,10
Água	10.911,87	8.361,27	6.356,97
Sombra	66.567,24	102.177,27	112.165,38
Cerrado	4.169.933,00	3.771.120,69	3.653.281,26
Solo exposto	62.859,60	207.569,07	164.936,79
Agricultura	905.592,70	1.237.947,30	1.377.971,82
Mata Ciliar	358.268,80	144.297,54	370.004,76

Por fim, observou-se que o fogo afetou mais áreas em 2000 e 2007 do que em 2016. As áreas de solos expostos aumentaram 230,2% e 162,4% em 2007 e 2016, respectivamente, comparadas com as áreas de solo exposto observadas em 2000. Conforme observações de campo neste estudo, o aumento das áreas de solos expostos pode estar relacionado a ampliação das áreas de cultivos agrícolas mecanizados, especialmente durante o período de preparação do solo para o plantio.

## 2.4 CONCLUSÃO

A análise de uso e cobertura da terra na região de estudo, nos anos 2000, 2007 e 2016, evidencia o avanço da produção de *commodities* agrícolas em regiões do Cerrado, principalmente em áreas do oeste do Piauí, sul do Maranhão e oeste da Bahia, com maior intensidade entre 2007 e 2016. A área de estudo integra o MATOPIBA, notadamente a nova fronteira agrícola do país dos anos 2000. A rápida transformação econômica e ambiental da região deve ser devidamente considerada, pois a expansão da produção agrícola tem várias implicações socioambientais para as regiões impactadas. As crescentes mudanças no uso da terra requerem, portanto, o alerta para criação de políticas públicas na região que protejam as

áreas de vegetação nativa remanescente no entorno das unidades de conservação já existentes a fim de garantir a manutenção da biodiversidade do bioma.

## **CAPÍTULO 3 - ANÁLISE DA FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM**

### **3.1 INTRODUÇÃO**

A avaliação da estrutura de paisagens permite a análise do desenvolvimento e dinâmica da sua heterogeneidade espacial, viabilizando a caracterização e planejamento de ações de intervenção em usos para os territórios analisados (Martins e Monteiro, 2013). A fragmentação de áreas florestais implica não apenas na perda de florestas, mas também na redução do tamanho dos fragmentos florestais, aumento da distância entre os fragmentos, e aumento de novos habitats, que surgem nas bordas dos fragmentos (Andrén, 1994).

Diversas métricas têm sido desenvolvidas para descrever padrões espaciais, e muitas utilizam como base para a análise informações sobre cobertura da terra, geradas por imagens de sensoriamento remoto (Luis, Pereira e Batista, 2001). As muitas métricas ou indicadores de paisagem se tornam cada vez mais importantes, na medida em que ajudam a compreender a estrutura complexa da paisagem e a forma como as relações ecológicas são influenciadas (Carrao e Caetano, 2001). Os indicadores podem ser classificados nas categorias: métricas de área, de fragmentos, de bordas, de forma, de área central, de vizinho mais próximo, de contágio e mistura e de diversidade (Volotão, 1998).

Neste capítulo, a presente pesquisa teve como objetivo fazer uma análise estrutural dos fragmentos que compõem a paisagem utilizando dados de uso e cobertura da terra e análise de métricas de paisagem. Os resultados permitiram estimar os impactos do desmatamento na fragmentação da vegetação nativa em parte da região do MATOPIBA, no período de 2000 a 2016.

### **3.2 MATERIAL E MÉTODOS**

#### **3.2.1 Base de dados**

A base de dados utilizada para análise da fragmentação da paisagem foi composta pelos dados no formato *raster* da classificação do uso e cobertura da terra da região de estudo para os anos 2000, 2007 e 2016. A resolução espacial das imagens classificadas foi degradada de 30m para 90m para possibilitar o processamento dos dados com maior rapidez no programa *Fragstats*®. Os dados referentes à metodologia e acurácia da classificação do uso e cobertura da terra foram apresentados e discutidos no Capítulo 2 desta dissertação.

#### **3.2.2 Análise da paisagem**

A análise da paisagem foi conduzida utilizando métricas de paisagem previamente selecionadas no programa *Fragstats*® versão 4.2.1 (McGarigal, SA e E, 2012). As métricas selecionadas foram analisadas em nível de classe, exceto pelo número de fragmentos que foi calculado em nível de fragmento, e foram divididas em métricas de:

- a) **Área e densidade:** Número de fragmentos (NP), porcentagem de paisagem (LPI), porcentagem de fragmentos da mesma classe (PLAND) e área média dos fragmentos (AREA\_MN).
- b) **Forma:** Índice de forma médio (SHAPE\_MN), dimensão fractal média (FRAC\_MN) e índice médio de circularidade (CIRCLE).

Em relação ao índice de forma médio, quanto mais próximo de um (1,0) melhor a forma, pois o fragmento tende a ser mais circular, reduzindo assim o efeito de borda. É um parâmetro útil para a análise da vulnerabilidade dos fragmentos a perturbações, especialmente devido ao efeito de borda (Viana e Pinheiro, 1998).

- c) **Área central:** Porcentagem da área núcleo (CPLAND), número de áreas centrais disjuntas (NDCA).

A porcentagem de área núcleo (CPLAND) corresponde à porcentagem da paisagem ocupada pela área núcleo dos fragmentos remanescentes. Valores mais próximos de 100% indicam que a paisagem toda é composta por uma única classe (Mcgarigal, 2015).

- d) **Proximidade e isolamento:** Índice de proximidade média (PROX\_MN).

A métrica utilizada na análise de proximidade e isolamento foi o índice de proximidade média (PROX\_MN) com um raio de procura de 5000 m. O índice considera o tamanho e a distância de todos os fragmentos cujas bordas estiverem dentro do raio de procura determinado a partir do fragmento focal (Cerqueira, 2016). Quanto menor o isolamento das manchas em relação às manchas da mesma classe e quanto menor é a fragmentação da distribuição das várias classes de manchas, maior será o valor do índice (Marques, 2004).

- e) **Contágio e dispersão:** Coesão (COHESION).

A métrica de contágio e dispersão (COHESION) mede a conectividade física dos fragmentos, com valores variando de 0 a 100, onde valores próximos a 0 indicam que há pouca ou nenhuma conectividade entre os fragmentos (Mcgarigal, 2015).

Os dados de uso e cobertura da terra foram binariamente reclassificados em vegetação nativa (Cerrado e Mata ciliar) e outros usos da terra (Queimadas, água, sombra, solo exposto e agricultura). Os fragmentos foram divididos em três classes de tamanho, pequeno (<10ha), médio (10-100ha) e grande (>100ha).

### 3.2.3 Fragmentação Direcional

Complementarmente, foi conduzida a análise da fragmentação direcional na área de estudo. A fragmentação direcional consiste em uma análise que permite o entendimento dos níveis de fragmentação em direções de interesse, com foco na conectividade estrutural da paisagem, permitindo analisar a perda de conectividade (Leal, 2016).

A análise de fragmentação direcional envolveu toda a área de estudo de forma a considerar todas as unidades de conservação inseridas dentro da área. No total, 11 unidades de conservação estão inseridas na área de estudo, compostas por unidades de uso sustentável e proteção integral (Figura 6).

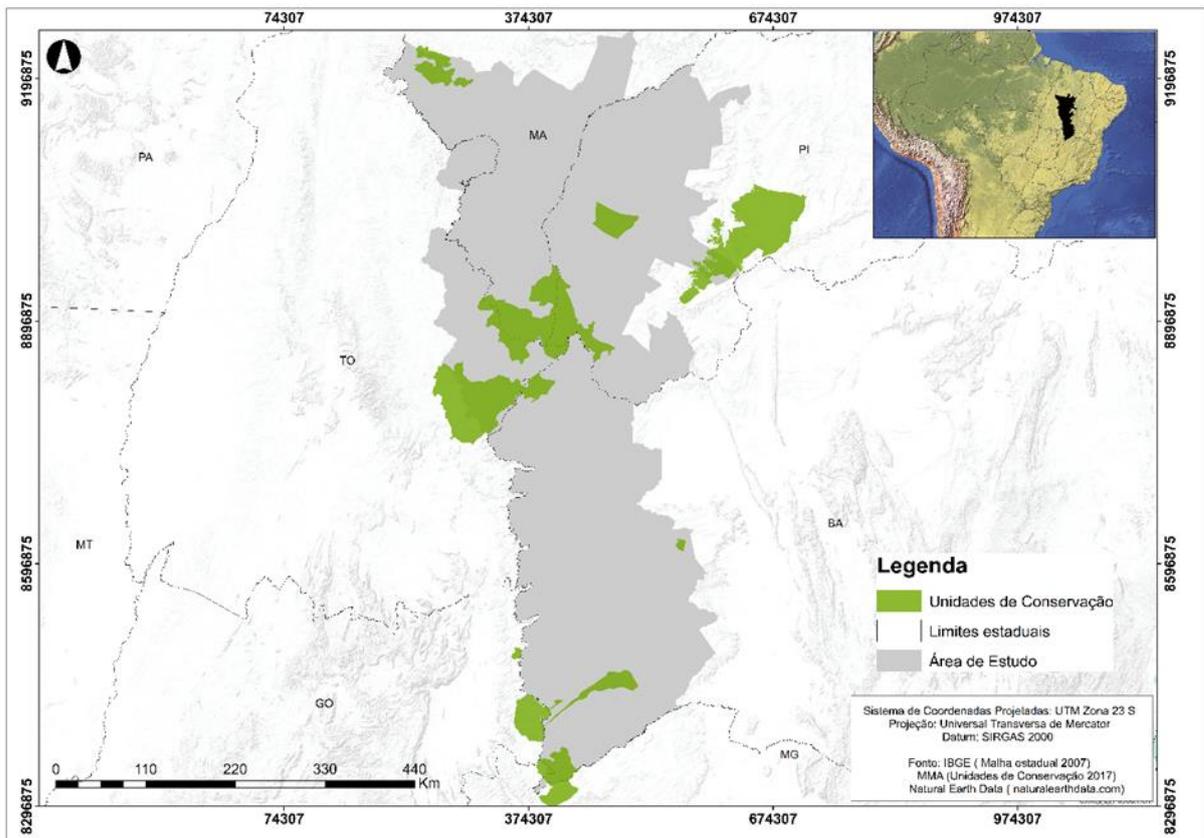


Figura 6. Unidades de conservação que interceptam a área de estudo.

A metodologia utilizada nesta etapa do trabalho foi baseada na metodologia de análise da fragmentação direcional desenvolvida por Leal (2016). Essa metodologia se baseia no uso de

valores de fricção que são atribuídos às classes de uso e para cada pixel que compõe a imagem. Esses valores correspondem à facilidade de percolação ou não na paisagem. A imagem contendo os valores de fricção é utilizada como entrada na aplicação do método do caminho de menor custo (*least cost path*) da extensão *Spatial Analyst* do ArcGis™ (Leal, 2016). No presente estudo, os pontos de referência (origem e destino) utilizados no caminho de menor custo foram definidos considerando direções pré-determinadas, seguindo metodologia proposta por Leal (2016), optando por direções nos sentidos norte-sul/sul-norte, nordeste-sudoeste/sudoeste-nordeste, leste-oeste/oeste-leste e sudeste-noroeste/noroeste-sudeste (Figura 7). A partir das direções escolhidas para o estudo, foram estimados os graus de fragmentação nas respectivas direções.

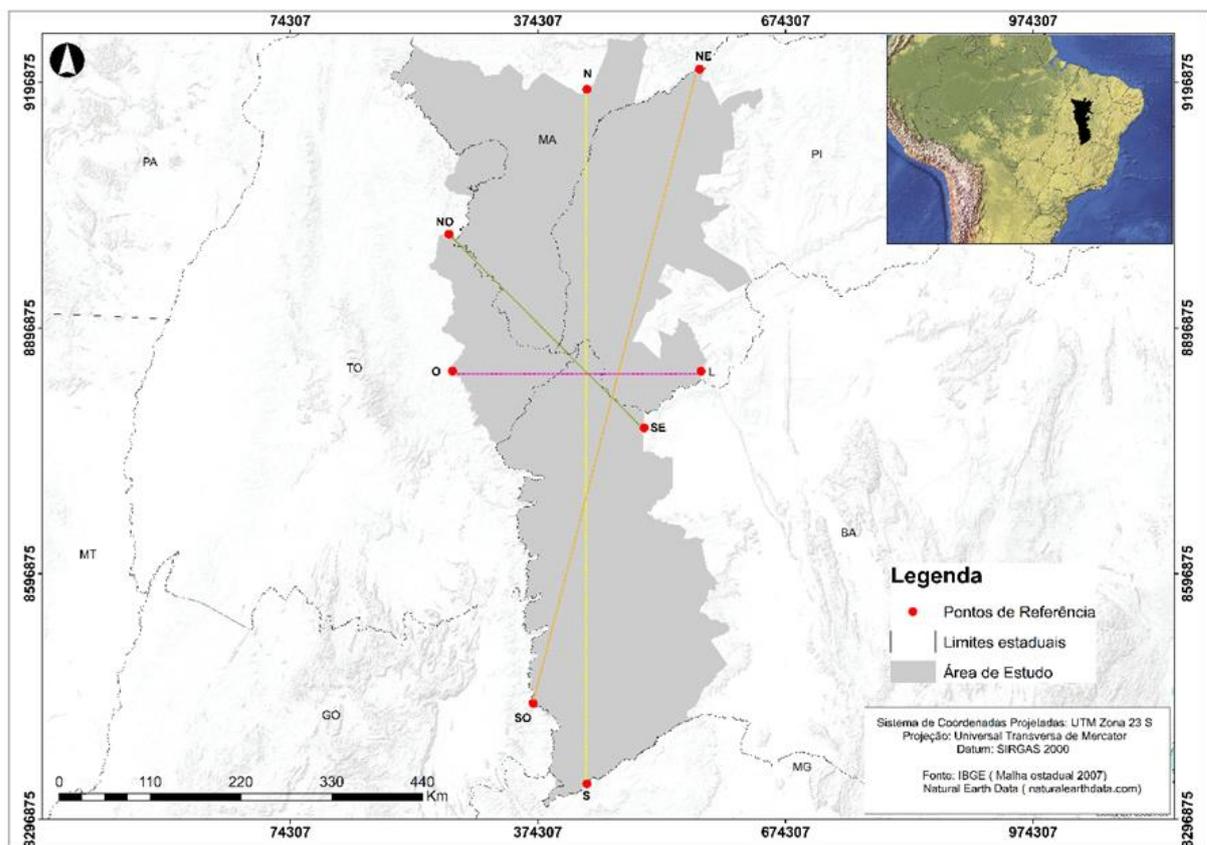


Figura 7. Direções e pontos de origem e destino utilizados na análise de fragmentação direcional.

Os valores de fricção para as classes de uso e cobertura da terra utilizados na metodologia foram baseados em valores propostos por (Pinto e Keitt, 2009) (Tabela 9). As classes com maior grau de preservação receberam valores menores de fricção, que variam de 0 a 1.

Tabela 9. Valores de fricção atribuídos as classes de uso e cobertura da terra.

Classe de uso e cobertura da terra	Valor de Fricção
Cerrado	0,00
Solo Exposto	1,00
Agricultura	1,00
Mata Ciliar	0,00
Água	0,50
Queimadas	0,25
Sombra	0,00

### 3.2.3.1 Caminho de menor custo

A partir dos valores de fricção e dos pontos de partida e destino foram geradas as matrizes (formato *raster*) de custo de distância (*cost distance*), conexão de retorno (*backlink*) e caminho de menor custo (*least cost path*), utilizando as ferramentas disponíveis na extensão *Spatial Analyst* do ArcGis® V10.4.1.

As imagens *cost distance* e *backlink* foram geradas utilizando como dados de entrada os pontos de origem para cada direção adotada (norte, nordeste, leste e sudeste) e as respectivas imagens de fricção para os anos 2000, 2007 e 2016. Para gerar o caminho de menor custo foi utilizada a ferramenta *least cost path* tendo como *input* as imagens geradas do *cost distance* e *backlink*, além dos pontos de destino para cada direção (sul, sudoeste, leste e noroeste) de interesse neste estudo. Subsequentemente, foram geradas imagens com o caminho de menor custo e o custo final de percolação do ponto de destino até o ponto de chegada, conforme sugerido por Leal (2016). Para comparação dos resultados dos graus de fragmentação em cada direção escolhida, os dados dos caminhos de menor custo foram normalizados segundo a equação 1:

$$Cost\ path\ norm = \frac{cost\ path\ calc}{cost\ dist\ max} \text{ (Equação 1).}$$

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 de custo máximo (1), correspondentes à fricção de áreas desmatadas. Assim, o resultado da normalização variou entre 0 e 1.

Quanto maior o grau de fragmentação em uma determinada direção, maior foi o custo para percolar a paisagem. E com base nesse custo, foram elaborados os gráficos do tipo *spider diagram* para facilitar a visualização dos diferentes graus de fragmentação da paisagem, em cada direção adotada neste estudo.

### 3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.3.1 Análise de área e densidade

A matriz da paisagem na área de estudo é predominantemente composta por Cerrado, sendo que o maior fragmento da classe vegetação nativa ocupava 63% da paisagem (LPI) em 2016. Os resultados das métricas de área e densidade indicam a redução na porcentagem de fragmentos de vegetação (Figura 8) ao longo do período de estudo, passando de 72,3% para 64,6% de 2000 para 2016, respectivamente.

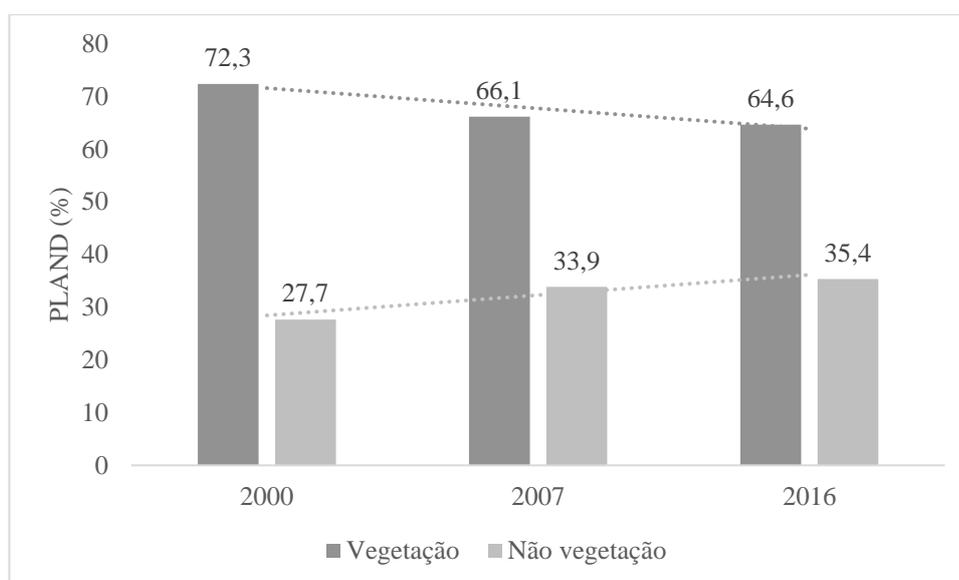


Figura 8. Porcentagem de fragmentos pertencentes às classes vegetação nativa e outros usos da terra para 2000, 2007 e 2016.

Segundo ROCHA *et al.* (2011), o desmatamento no Cerrado tende a ocorrer em áreas de vegetação mais densa e relevo plano a plano ondulado, de mais fácil mecanização. Estes autores constataram a formação de duas novas fronteiras agropecuárias no sudeste do estado de Mato Grosso, que se estende pelo leste do estado de Mato Grosso do Sul e a oeste do estado da Bahia, pelo oeste do estado do Piauí, sul do estado do Maranhão e, com menor intensidade, pelo oeste de Minas Gerais.

MARTINS & MONTEIRO (2013) observaram o incremento de 2% e 4% das áreas de pastagem e áreas urbanas, respectivamente, entre os anos de 1998 e 2006 em áreas do Cerrado tocantinense. AGUIAR (2014) observou que a porcentagem da paisagem ocupada pela vegetação natural (métrica PLAND) apresentou tendência de redução até 2050 em três cenários (otimista, pessimista e tendencial) projetados para a região do MATOPIBA.

O número de fragmentos de uma determinada classe é uma medida do grau de fragmentação da mesma (Marques, 2004). Na área do presente estudo, observou-se que os fragmentos de tamanho menor do que 10 hectares predominaram na paisagem em todo o período de análise. E, de forma geral, observou-se a redução de todos os tamanhos de fragmentos no decorrer do período de estudo (Figura 9).

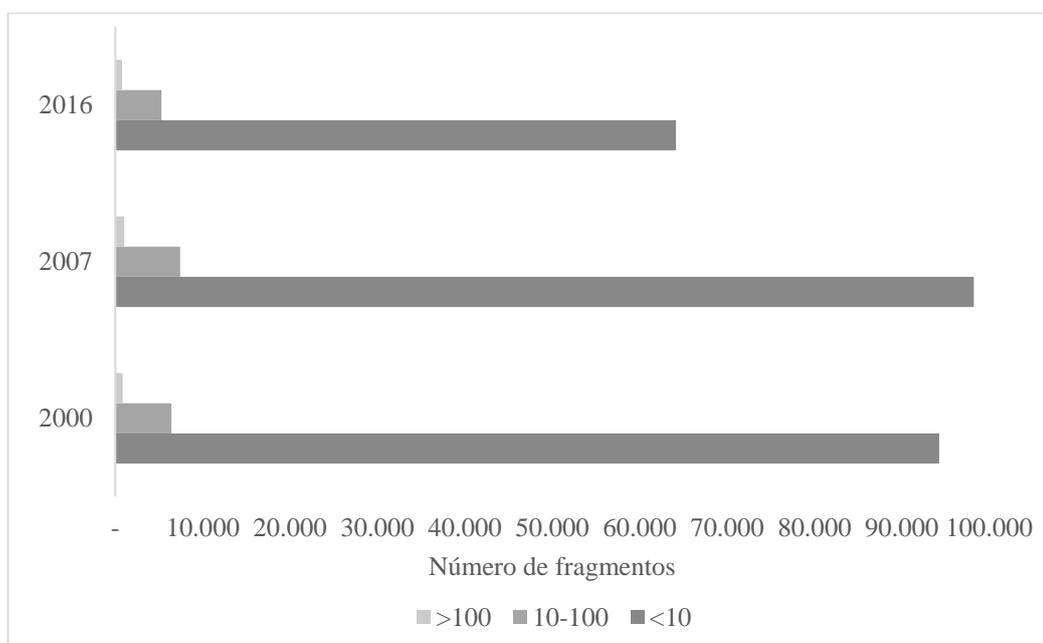


Figura 9. Número de fragmentos por classe de tamanho ao longo do período estudado.

Em 2000, os fragmentos com menos de 10 hectares representavam 93% do total de fragmentos (Tabela 10) na área de estudo, diminuindo para 91% ao longo do período analisado. Observou-se aumento na classe de tamanho médio (10-100 hectares).

Os fragmentos pequenos têm a função de ligação entre grandes áreas (Cerqueira, 2016). Portanto, caso não sejam adotadas medidas e estratégias adequadas de conservação e manejo desses fragmentos, a efetividade dos corredores ecológicos potenciais na área de estudo serão severamente prejudicados. Os remanescentes de vegetação nativa em uma área de interesse, em geral, apresentam padrões frágeis de sustentabilidade ao longo do tempo (Cerqueira, 2016).

Tabela 10. Classes de tamanho dos fragmentos entre 2000 e 2016.

Classes de tamanho	2000		2007		2016	
	ha	%	ha	%	ha	%
<10	94.272,00	93%	98.224,00	92%	64.146,00	91%
10-100	6.417,00	6%	7.419,00	7%	5.274,00	8%
>100	835,00	1%	1.018,00	1%	758,00	1%

A partir da estimativa da porcentagem da área total que cada classe de tamanho ocupa, observou-se que os fragmentos maiores ocupam praticamente toda a área de estudo, caracterizando assim a matriz da paisagem. De maneira geral, paisagens muito fragmentadas apresentam a distribuição dos fragmentos por classe de tamanho em “J” invertido, ou seja, muitos fragmentos pertencem as primeiras classes de distribuição, porém, ocupando pequenas áreas da paisagem (Tabela 11) (RIBEIRO *et al.*, 2009).

Tabela 11. Área total dos fragmentos de acordo com classes de tamanho.

Classes de tamanho	2000		2007		2016	
	ha	%	ha	%	ha	%
<10	164.623,94	1,1%	177.987,00	1,3%	118.090,25	0,9%
10-100	171.358,08	1,1%	196.079,54	1,4%	144.477,07	1,1%
>100	14.703.030,94	97,8%	13.391.611,22	97,3%	13.180.211,80	98,0%

O tamanho médio dos fragmentos (AREA\_MN) da classe vegetação aumentou, assim como o da classe não vegetação (Figura 10). O aumento do tamanho médio dos fragmentos está inversamente relacionado ao número de fragmentos. Tal relação pode ser explicada pelo aumento do desmatamento, responsável pela destruição de vários fragmentos de vegetação nativa na área de estudo.

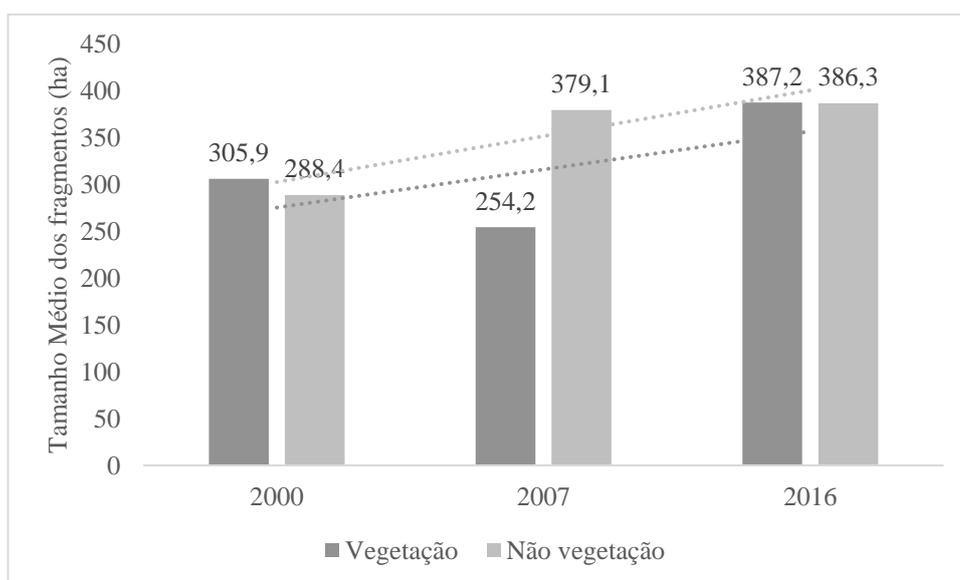


Figura 10. Área média dos fragmentos entre 2000 e 2016 para as duas classes de uso e cobertura da terra na área de estudo.

### 3.3.2 Análise da forma

Os resultados do índice de forma médio (SHAPE\_MN) próximos a 1,0 indicam que a paisagem possui fragmentos de forma mais regulares e simples (Calegari *et al.*, 2010). Os resultados do SHAPE\_MN não apresentaram alterações expressivas ao longo dos anos avaliados.



Os resultados do índice de dimensão fractal média (FRAC\_MN) e do índice médio de circularidade (CIRCLE) (Figura 11) corroboram os resultados do índice de forma médio. Isto indica que os fragmentos de vegetação nativa mapeados na área de estudo têm forma simples, com forma próxima a circular, o que os torna menos suscetíveis ao efeito de borda (Mcgarigal, 2015).

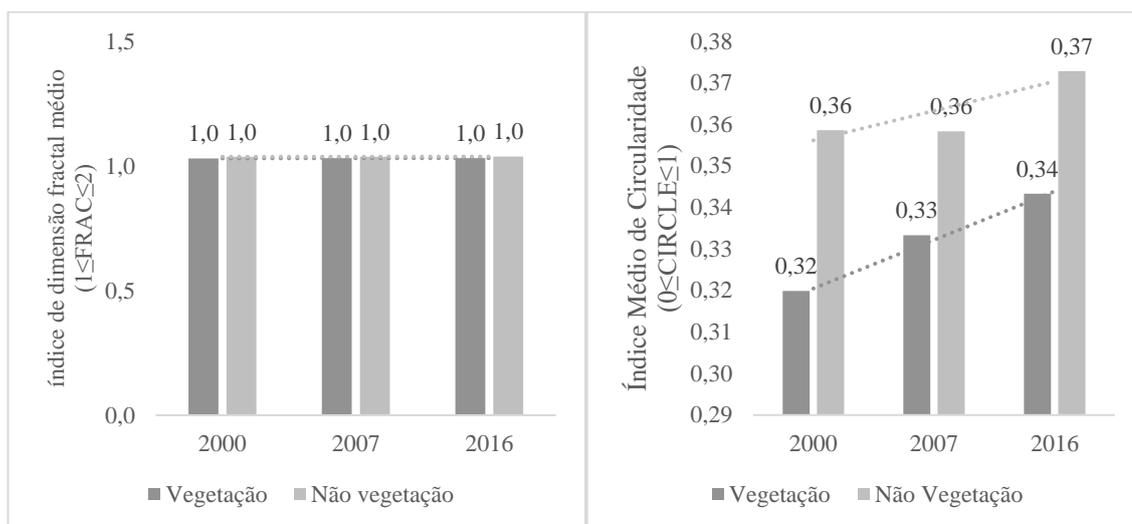


Figura 11. Valores para o índice de dimensão fractal média e índice médio de circularidade, em nível de classe, para a área e período estudado.

AGUIAR (2014) projetou valores de 1 e 0 para os índices de dimensão fractal média e índice médio de circularidade, respectivamente, para toda a região do MATOPIBA entre 2010 e 2050. Os valores das estimativas desses índices por AGUIAR (2014) foram similares às do presente estudo.

### 3.3.3 Análise de área núcleo

No presente estudo, observou-se uma tendência de diminuição da porcentagem de área núcleo ocupada pelos remanescentes para o período analisado, reduzindo de 59,3% em 2000 para 52,3% em 2017 (Figura 12).

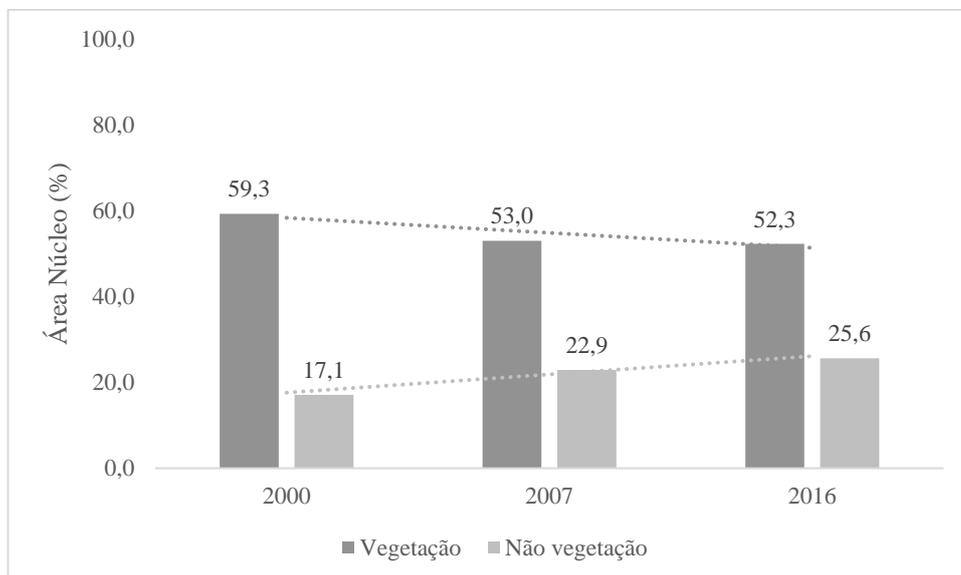


Figura 12. Porcentagem de área núcleo para os fragmentos de vegetação e outras classes de uso da terra entre 2000 e 2016.

Comparando a porcentagem de fragmentos remanescentes (PLAND) com a porcentagem de área núcleo dos mesmos fragmentos (CPLAND), observou-se que as duas métricas seguem a mesma tendência de redução ao longo do período estudado. Esta tendência é uma consequência do aumento do desmatamento na região, que afeta diretamente o tamanho das áreas núcleos dos fragmentos (Figura 13) e, conseqüentemente, a integridade ambiental dos fragmentos de vegetação nativa (Turner e Gardner, 1990).

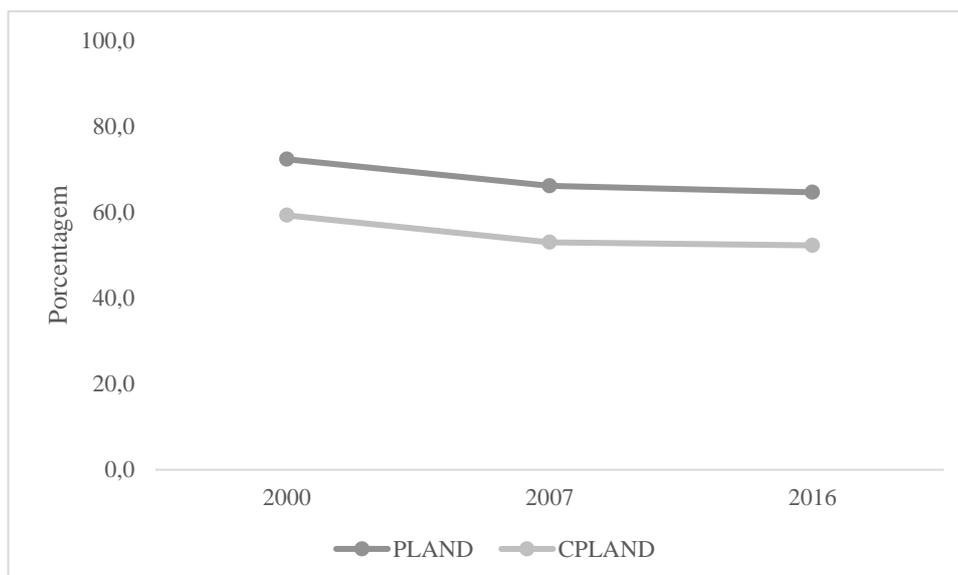


Figura 13. Porcentagem da paisagem ocupada pela vegetação natural (PLAND) e porcentagem da paisagem ocupada pela área núcleo dos remanescentes de vegetação nativa (CPLAND) na área de estudo entre 2000 e 2016.

O número de áreas centrais disjuntas (NDCA) diminuiu ao longo do período estudado para as duas classes (Figura 14). Isto indica a redução da fragmentação florestal (Calegari *et al.*, 2010) na área de estudo, muito provavelmente devido à extinção (desmatamento) de vários pequenos fragmentos de vegetação nativa ao longo do período de estudo.

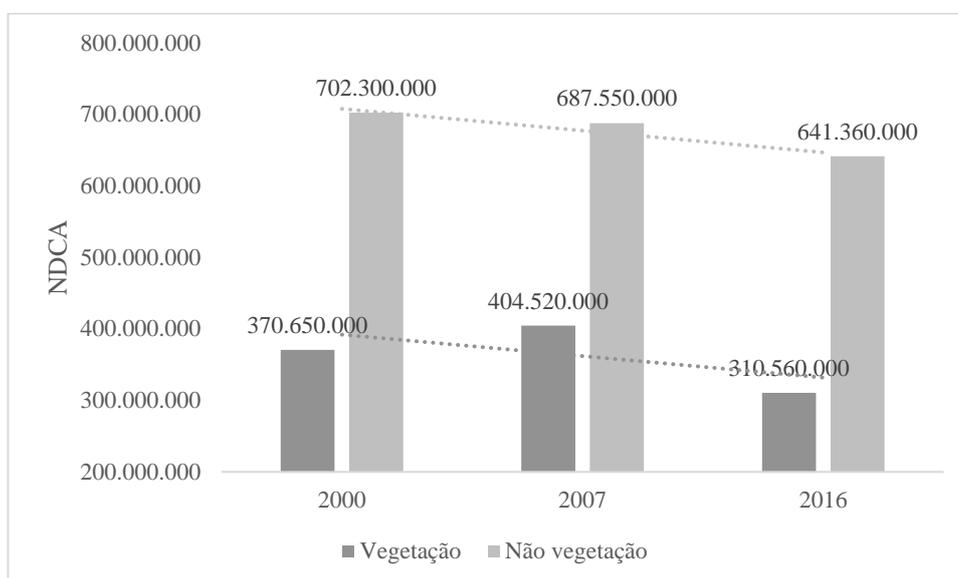


Figura 14. Valores do NDCA para a área de estudo de 2000 a 2016.

### 3.3.4 Análise de proximidade e isolamento

Os resultados da estimativa do índice de proximidade média indicam que todos os fragmentos remanescentes da região estudo apresentavam vizinhos da mesma classe, ou seja, nenhum valor foi igual a zero (Tabela 12). Tal resultado pode estar relacionado com a

predominância e, conseqüentemente, relativa abundância de vegetação nativa na área de estudo, onde fragmentos maiores, apesar de em menor quantidade, ocupam grandes áreas da paisagem

Tabela 12. Valores de PROX\_MN para as duas classes de uso e cobertura da terra entre 2000 e 2016.

Classes de uso e cobertura da terra	2000	2007	2016
Vegetação	21.072.017.806	17.854.607.063	19.840.778.954
Não vegetação	25.740.165	50.912.413	23.207.844

### 3.3.5 Análise de contágio e dispersão

Os resultados das estimativas da métrica de contágio e dispersão (Figura 15) indicam boa conectividade entre os fragmentos de vegetação nativa na área e período de estudo.

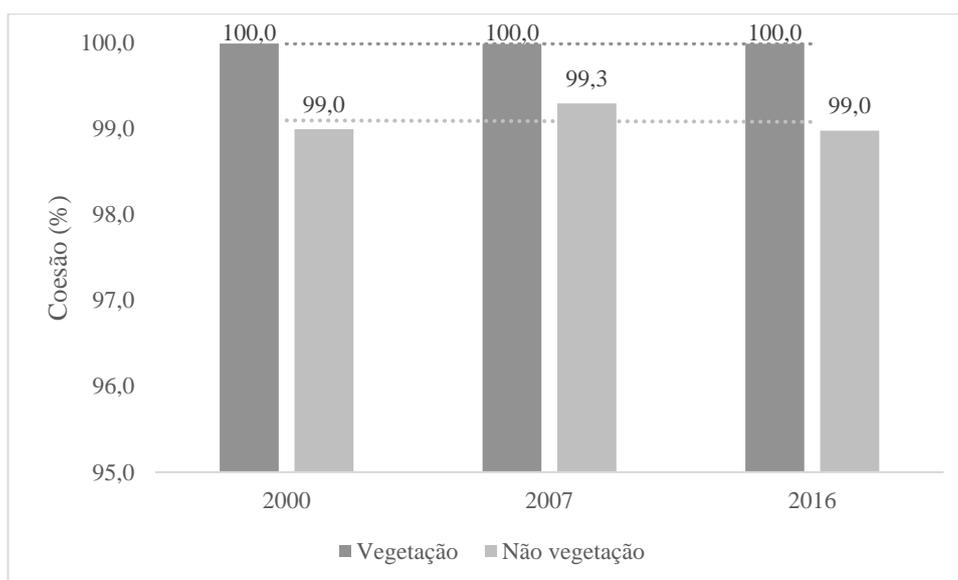


Figura 15. Valores para a métrica COHESION para a classe vegetação e outros usos da terra entre 2000 e 2016.

A análise mais detalhada da métrica de contágio e dispersão sugere que os fragmentos da vegetação nativa mantiveram uma conectividade física e permaneceram praticamente inalterados, não havendo alterações substanciais da conectividade no período e área de estudo. Tal resultado indica maior agregação e, portanto, menor isolamento dos fragmentos de vegetação nativa. Este resultado está intimamente influenciado pela predominância de vegetação nativa na área de estudo e que, caso o desmatamento persista em taxas altas nas próximas décadas, a conectividade dos fragmentos de vegetação nativa poderá ser severamente afetada na área de estudo.

### 3.3.6 Fragmentação Direcional

A distribuição espacial dos valores de fricção utilizados nas análises do caminho de menor custo está representada na figura 16. Valores de fricção maiores, ou seja, mais próximos a 1, representam as classes que indicariam uma maior dificuldade de percolação na paisagem, áreas não conservadas como área urbana, agricultura e solo exposto.

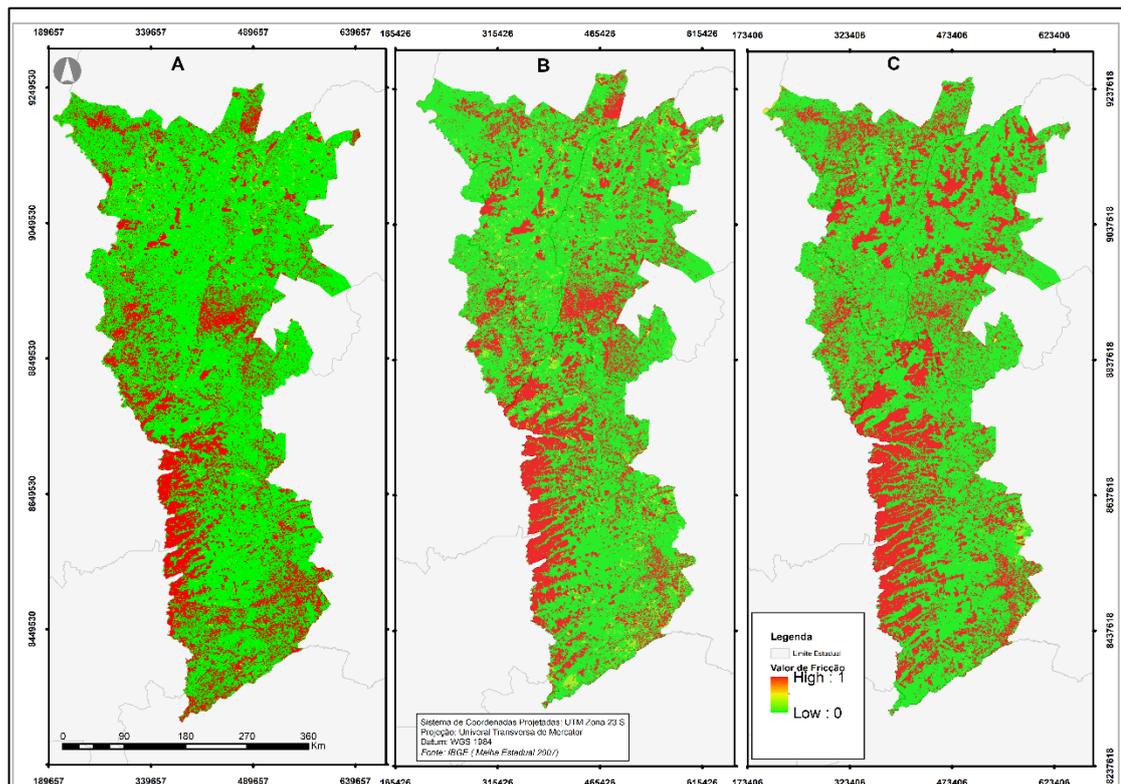


Figura 16. Distribuição espacial dos valores de fricção para a estimativa da fragmentação direcional em 2000 (A), 2007 (B) e 2016 (C).

Os resultados das estimativas da fragmentação direcional da paisagem para os anos 2000, 2007 e 2016 estão apresentados na figura 17.

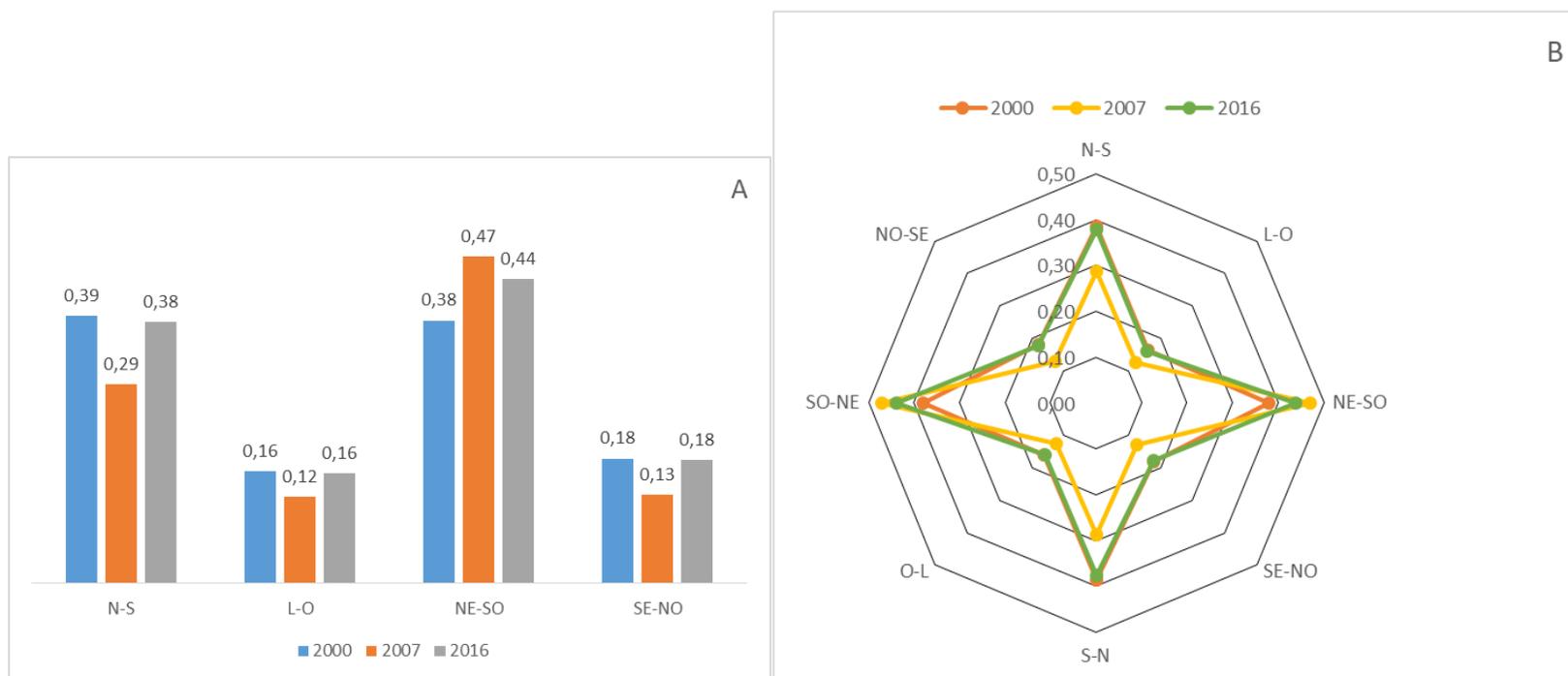


Figura 17. Histograma representando a fragmentação direcional entre 2000 e 2016 (A) e spider diagram (B) indicando o sentido direcional da fragmentação.

O sentido leste-oeste foi o que apresentou o menor grau de fragmentação direcional para os três períodos analisados. Aparentemente as presenças do Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba, que ocupa boa parte do corredor Leste-Oeste, e da Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins, que apesar de não estar dentro dos limites do corredor ecológico analisado está muito próxima do Parque Nacional, contribuíram para que nessa direção houvesse menor grau de fragmentação. Portanto, a manutenção da integridade dessas Unidades de Conservação poderia servir como barreira de contenção à antropização e, de certa maneira, minimizar a fragmentação direcional.

Os valores estimados de fragmentação direcional para a direção sudeste-noroeste também foram baixos. Neste caso, a Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins e o Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba contribuíram para a redução da fragmentação nesta direção.

Na direção nordeste-sudoeste, no entanto, estimou-se um aumento da fragmentação direcional ao longo do período analisado. Além disso, a maior fragmentação direcional da paisagem nativa foi estimada para esta direção. Tal resultado foi afetado pela ausência de áreas protegidas nesta direção, onde existe somente a Estação Ecológica de Uruçuí-Una. Além disso, a maior parte deste corredor ecológico (na direção nordeste-sudoeste) está situada sobre o oeste baiano, onde foram observados os maiores incrementos do desmatamento na área e período de estudo.

O segundo maior grau de fragmentação direcional foi observado na direção norte-sul. Nesta direção, houve redução da fragmentação em 2007, voltando a aumentar em 2016. Mais uma vez, a falta de unidades de conservação nessa direção propiciou a ampliação de áreas desmatadas para implantação de áreas agrícolas ou de pecuária.

### 3.4 CONCLUSÃO

Até 2016, a região estudada estava predominantemente coberta por vegetação nativa, apesar do crescente e contínuo aumento do desmatamento e o aumento da fragmentação observado entre 2000 e 2016. As métricas de forma e área núcleo indicam fragmentos de vegetação nativa de boa qualidade ambiental. Os resultados de proximidade e isolamento e contágio e dispersão também indicam boa conexão entre os elementos da paisagem natural, diminuindo os efeitos negativos da fragmentação sobre os ambientes naturais.

Apesar dos resultados positivos das métricas da paisagem, foi notável o incremento da fragmentação na paisagem entre 2000 e 2016, onde predominam os pequenos fragmentos. Isto

é crítico e deve ser apropriadamente considerado em ações de conservação em um futuro breve para garantir a conectividade e a conservação de fragmentos naturais maiores. Neste sentido, destaca-se a implementação ou conservação de corredores ecológicos potenciais, que contribuiriam para redução dos efeitos de borda e as perdas de biodiversidade nos fragmentos.

Neste contexto, a manutenção de fragmentos de vegetação nativa, prioritariamente na direção nordeste-sudoeste (a direção mais fragmentada) poderia exercer o papel de manutenção da biodiversidade com a viabilização de corredores ecológicos e com as unidades de conservação servindo como barreira para impedir a expansão excessiva do desmatamento na região.

## **CAPÍTULO 4 –MODELAGEM DE CONECTIVIDADE DA PAISAGEM**

### **4.1 INTRODUÇÃO**

Segundo Harris e Atkins (1991), há duas maneiras de reduzir o efeito da fragmentação de habitats: aumentando o tamanho de áreas de conservação próximas até que elas formem uma só ou criando corredores ecológicos entre tais áreas. A conectividade, o inverso da fragmentação, é considerada um elemento vital da paisagem já que é essencial para a sobrevivência das populações e para a dinâmica populacional (FAHRIG & PALOHEIMO, 1988).

Dois tipos de conectividade podem ser diferenciados: estrutural e funcional. A primeira descreve relações físicas entre as manchas, como distâncias entre elas e corredores. É baseada completamente na estrutura da paisagem, ignorando as respostas dos organismos (FORERO-MEDINA & VIEIRA, 2007). A conectividade funcional, por outro lado, considera as respostas comportamentais aos elementos da paisagem junto com a estrutura espacial (Goodwin, 2003). A conectividade ocorre através da interação entre a conectividade estrutural e a funcional (TAYLOR *et al.*, 1993; TISCHENDORF; FAHRIG, 2000).

A conectividade pode ser entendida como a capacidade das unidades da paisagem em facilitarem os fluxos biológicos que dependem da proximidade dos elementos da paisagem, da densidade de corredores e “*stepping stones*” ou, ainda, da permeabilidade da matriz externa (METZGER, 2001; BRASIL, 2000), podendo ser composta por elementos que dificultam ou impedem a comunicação entre os elementos da flora e fauna que compõem a paisagem (SILVA *et al.*, 2017).

Entretanto, a análise da conectividade estrutural é limitada por não avaliar as respostas biológicas das espécies nas paisagens. Mesmo assim, este tipo de análise tem contribuído na maior parte dos estudos de ecologia de paisagens para compreender as características gerais das populações em interação com a dinâmica das paisagens (BARROS & MORO, 2015).

Este capítulo tem como objetivo analisar estruturalmente a conectividade da paisagem e sugerir áreas para a composição de corredores nas direções de maior e menor grau de fragmentação da paisagem na região de estudo no MATOPIBA.

## 4.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 4.2.1 Base de Dados

A definição dos corredores foi baseada na análise da fragmentação direcional, desenvolvida por (Leal, 2016). Foram definidos corredores ecológicos para as regiões de maior (Nordeste - Sudoeste) e menor grau de fragmentação (Leste-Oeste). Foram estimados somente os valores para a matriz de fricção do ano 2016, matriz utilizada para estimar os valores da superfície de custos utilizando os escores de fricção apresentados na Tabela 3.

Para a definição das áreas prioritárias para recuperação, foram utilizadas as seguintes bases de dados, descritas na Tabela 13:

Tabela 13. Base de dados utilizados para a definição de áreas prioritárias para recuperação.

Base de dados	Formato	Escala/Resolução espacial	Fonte	Data
Uso e cobertura da terra	Raster	90m	Classificação Supervisionada CPRM <sup>1</sup>	2017
Mapa de solos	Vetor	1:5.000.000		2010
Modelo de Elevação Digital	Raster	30m	USGS <sup>2</sup>	2010
Hidrografia	Vetor	1:250.000	ANA <sup>3</sup>	2015

<sup>1</sup>CPRM: Serviço Geológico do Brasil; <sup>2</sup>USGS: Serviço Geológico Americano; <sup>3</sup>ANA: Agência Nacional de Águas.

#### 4.2.1.1 Modelagem dos Corredores

A modelagem dos corredores foi feita utilizando a função *Corridor*, disponível na ferramenta *Spatial Analyst* do programa de geoprocessamento ArcGIS 10.2® (ESRI). Esta ferramenta retorna como saída uma matriz em que são estimados os custos cumulativos entre dois pontos de entrada (origem X e origem Y). São geradas duas matrizes de custo (origem X e origem Y), a soma dessas duas matrizes de custo, para cada direção, gerou uma matriz de

custos acumulados entre os dois pontos a serem conectados na paisagem, propondo assim um conector (Leal, 2016).

Os custos acumulados foram agrupados em amplitudes de custos para formar os corredores com menor custo acumulado. O agrupamento foi feito utilizando a classificação percentil (*quantile*), com 25 classes, conforme sugerido por LEAL (2016). As duas primeiras classes da classificação percentil (8% da amplitude de valores acumulados) foram selecionadas para formar os corredores, porcentagem escolhida por apresentar relação aproximada com a largura mínima recomendada pelo CONAMA (Conselho Nacional do Meio Ambiente) (Leal, 2016). Posteriormente, a matriz foi vetorizada para facilitar as etapas subsequentes de processamento desta pesquisa.

#### 4.2.1.2 Avaliação da Integridade do Corredor

Para análise da integridade dos corredores foi utilizada a metodologia proposta por CERQUEIRA (2016). Assim, nesta pesquisa foi feita a sobreposição das áreas de corredor ecológico com o uso e cobertura da terra em 2016 utilizando a ferramenta *Extract by mask* do *software* ArcGis®, quantificando os usos da terra inseridos dentro da área do corredor.

#### 4.2.1.3 Definição de áreas prioritárias para recuperação

A definição das áreas prioritárias para recuperação foi baseada na metodologia utilizada por CERQUEIRA (2016), baseada na Combinação Linear Ponderada, um dos critérios mais utilizados na Avaliação Multicritérios (Voogd, 1983). Após gerar as matrizes (imagem) de critérios (fatores e restrições), cada célula ou pixel das imagens foi multiplicado pelo seu peso para gerar as imagens finais de cada critério com o devido peso. Por fim, as imagens com cada critério e peso foram somadas para compor a imagem final multicritério. Este procedimento foi sugerido por Sartori, Silva e Zimback (2012).

As variáveis que compuseram a imagem contendo os valores que definiram as áreas prioritárias para recuperação nos corredores Leste-Oeste e Nordeste-Sudoeste incluíram: uso e cobertura da terra, declividade, classes de solos e distâncias dos rios. Para cada variável analisada foram definidos escores, variando de 1 a 5, sendo 1 áreas com menor prioridade de recuperação e 5 áreas de maior prioridade, conforme sugerido por Cerqueira (2016).

Cada classe de solo foi classificada de acordo com a erodibilidade. Quanto mais arenoso o solo, maior a prioridade para recuperação e, quanto mais argiloso, menor a prioridade para recuperação (Cerqueira, 2016) (Tabela 14).

Tabela 14. Escores de prioridade de recuperação para classes de solo para a área de estudo.

<b>Classe de Solo</b>	<b>Prioridade de Recuperação</b>	<b>Corredor</b>
Latossolo Amarelo	1	L-O/NE-SO
Luvissolo crômico	1	L-O/NE-SO
Gleissolo Háptico	1	NE-SO
Luvissolo crômico	1	NE-SO
Neossolo Quartzarênico	2	L-O/NE-SO
Neossolo Litólico	2	L-O/NE-SO
Cambissolo Háptico	3	NE-SO

Para definir os escores em relação à distância dos rios, assumiu-se que quanto maior a distância, menor a prioridade e quanto menor a distância maior a prioridade. No presente estudo, os escores de prioridade relacionados à distância dos rios foram baseados também no estudo de CERQUEIRA (2016), com valores variando de 0 a 5, conforme demonstrado na tabela 15.

Tabela 15. Escores de prioridade de recuperação relacionados à distância dos rios na área de estudo.

<b>Distância dos rios (m)</b>	<b>Prioridade de Recuperação</b>
>1000	1
500-1000	2
250-500	3
30-250	4
0-30	5

Os dados de declividade foram classificados como plano (0 a 3%), suave ondulado (3 a 8%), ondulado (8 a 20%), forte ondulado (20 a 45%), montanhoso (45 a 75%) e escarpado (>75%). Assumiu-se que quanto maior a declividade, maior a prioridade de recuperação da área de interesse, conforme tabela 16.

Tabela 16. Escore de prioridade de recuperação em relação à declividade.

<b>Declividade</b>	<b>Prioridade de Recuperação</b>
Plano 0 a 3%	1
Suave ondulado 3 a 8%	1
Ondulado 8 a 20%	1
Forte ondulado 20 a 45%	2
Montanhoso 45 a 75%	3
Escarpado > 75%	3

Para a variável uso e cobertura da terra, assumiu-se que as áreas mais prioritárias para recuperação são aquelas menos favoráveis para a delimitação do Corredor Ecológico, e as áreas

menos prioritárias para recuperação são aquelas mais favoráveis para a delimitação do corredor (Cerqueira, 2016) (Tabela 17).

Tabela 17. Escore de prioridade de recuperação de acordo com uso e cobertura da terra.

Classe de uso e cobertura da terra	Prioridade de Recuperação
Queimadas	3
Água	0
Sombra	0
Cerrado	1
Solo exposto	5
Agricultura	5
Mata Ciliar	1

Assim, a imagem final definindo a prioridade de recuperação foi calculada a partir da soma de cada imagem representando o escore da variável de interesse, multiplicada pelo seu respectivo peso. Segundo FRANÇOSO *et al.*(2011) na ponderação entre as classes é atribuído o peso de importância em porcentagem, sendo necessário que esses somem 100%, o que pode ser obtido utilizando a equação 2:

$$PR = (DR * 0,35) + (UCT * 0,35) + (DL * 0,20) + (CS * 0,10) \quad \text{Equação (2)}$$

Onde:

PR = prioridade de recuperação

UCT = Uso e cobertura da terra

DR = Distância dos rios

DL = Declividade

CS = Classes de Solos.

Por fim, para o melhor entendimento e visualização dos dados, a imagem final de prioridade de recuperação dos corredores foi reclassificada por áreas de prioridade baixa, média e alta.

## 4.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 4.3.1 Modelagem dos Corredores

O corredor Leste-Oeste abrange uma área de 605.459,76 hectares e o Nordeste-Sudoeste uma área de 3.519.875,65 hectares. O corredor Leste-Oeste promove a ligação entre o Parque

Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba e a Estação Ecológica Serra Geral do Tocantins (Figura 18).

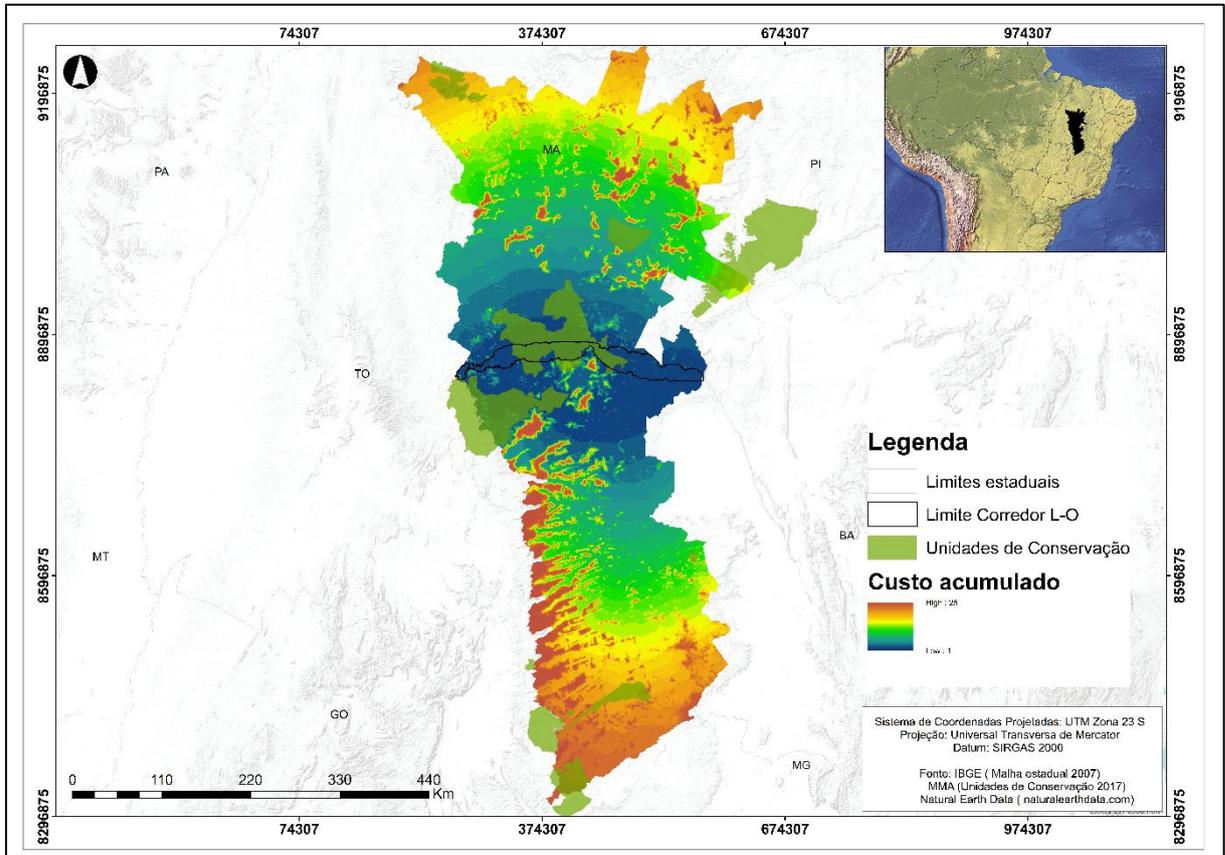


Figura 18. Delimitação do corredor Leste-Oeste na área de estudo na região do MATOPIBA.

O corredor Nordeste-Sudoeste está bem próximo do Refúgio da Vida Silvestre Veredas do Oeste Baiano e intersecta a Estação Ecológica de Uruçui-Uma (Figura 19).

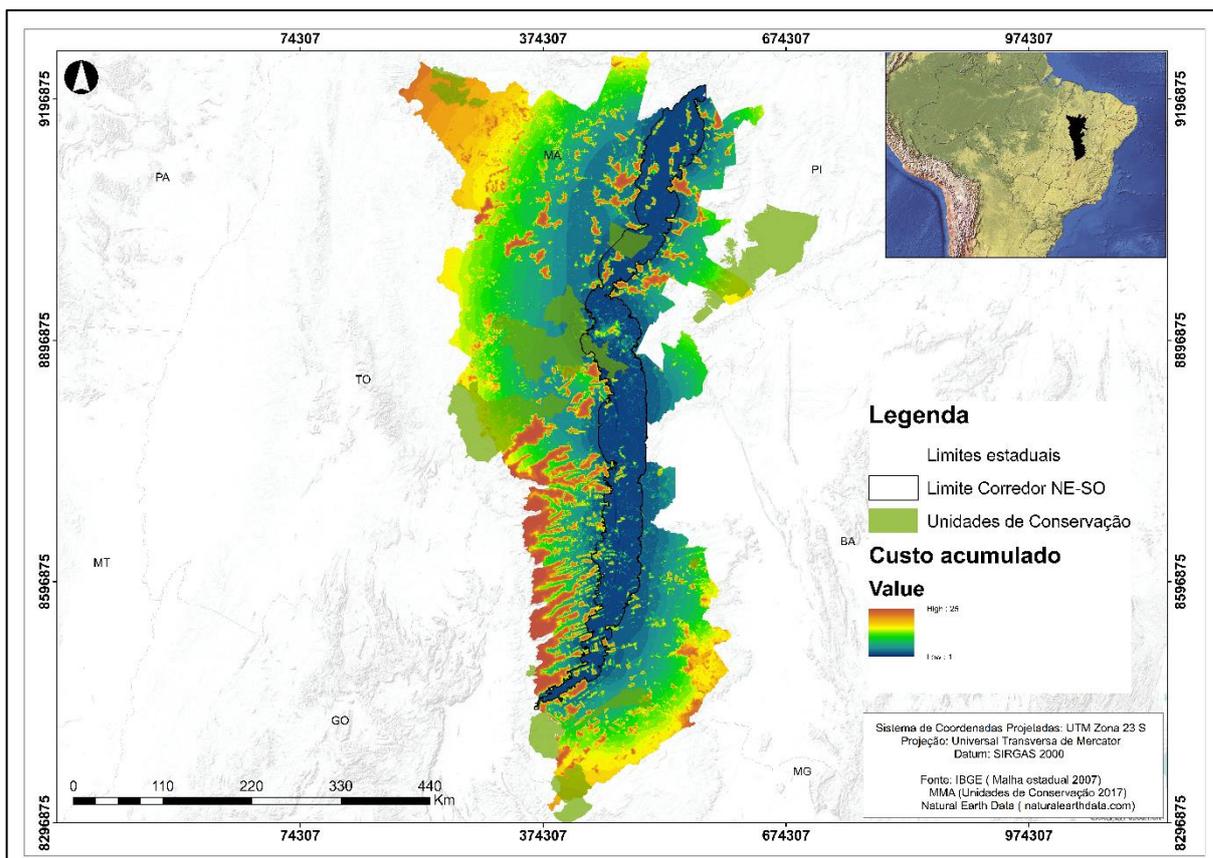


Figura 19. Delimitação do corredor Nordeste-Sudoeste na área de estudo na região do MATOPIBA.

Com base no observado nas Figura 18 e 19, não ocorreram estreitamentos nos corredores ecológicos suficientes para inviabilizar a sua indicação. As menores larguras foram observadas apenas onde os desmatamentos ocorreram de forma mais acentuada, com a presença de atividades agrícolas. As áreas mais largas do corredor, resultantes dos baixos custos acumulados, foram observadas nas regiões com maior disponibilidade de vegetação nativa, com custo acumulado maior.

#### 4.3.2 Integridade do Corredor

A integridade da cobertura vegetal dos corredores foi feita a fim de quantificar os usos dentro dos corredores para identificação de trechos críticos, mais antropizados. Quanto maior o número de trechos críticos, menor sua potencialidade de conectividade e corredor ecológico (Cerqueira, 2016). A identificação destas áreas é essencial para propor a recuperação e reconstituição das áreas de corredores ecológicos no futuro.

Os resultados para integridade do corredor Leste-Oeste (direção de menor grau de fragmentação) indicam que 83,4% do corredor é composto por vegetação natural (Cerrado +

Mata Ciliar) e 14,1% por áreas antropizadas (solo exposto + agricultura). Isso implica boa integridade do corredor (Tabela 18).

Tabela 18. Classes de uso e cobertura da terra no corredor Leste-Oeste.

<b>Classes de uso e cobertura da terra</b>	<b>Área (há)</b>	<b>Área (%)</b>
Cerrado	461793,33	76,5
Mata Ciliar	41674,50	6,9
Solo Exposto	27882,28	4,6
Agricultura	57415,19	9,5
Água	605,82	0,1
Queimadas	7468,53	1,2
Sombra	7244,25	1,2

A análise de integridade do corredor Nordeste-Sudoeste (direção de maior grau de fragmentação) indica que 77,5% do corredor é composto por vegetação natural (Cerrado + Mata ciliar) e 21,1% por áreas antropizadas (solo exposto + agricultura). Semelhante ao observado no corredor Leste-Oeste, este corredor aparenta ter uma boa integridade ambiental (Tabela 19).

Tabela 19. Classes de uso e cobertura da terra no corredor Nordeste-Sudoeste.

<b>Classes de Uso e cobertura da terra</b>	<b>Área (ha)</b>	<b>Área (%)</b>
Cerrado	624826,88	70,2
Mata Ciliar	251931,78	7,3
Solo Exposto	116906,25	3,3
Agricultura	624826,87	17,8
Água	832,50	0,02
Queimadas	11768,04	0,3
Sombra	39989,32	1,1

#### 4.3.3 Áreas Prioritárias para Recuperação

Os resultados das áreas prioritárias para recuperação do corredor Leste-Oeste indicam que 70,2% da área do corredor foi classificada como de baixa prioridade, 24,73% como prioridade média e 5,1% como de alta prioridade de recuperação (Tabela 20). As áreas de alta prioridade estão relacionadas principalmente às áreas de solo exposto, agricultura e queimadas e as áreas de baixa prioridade relacionadas a áreas onde a vegetação natural é predominante.

Tabela 20. Classificação da prioridade de recuperação para o corredor Leste-Oeste da área de estudo da região do MATOPIBA.

<b>Prioridade de Recuperação</b>	<b>Área (ha)</b>	<b>%</b>
Baixa	421729,26	70,16
Média	148584,14	24,73
Alta	30747,89	5,11

Os resultados mostram que 66,23% do corredor Nordeste-Sudoeste foi classificado como de baixa prioridade de recuperação, 28% como de média prioridade e 5,77% como de alta prioridade. As áreas de alta prioridade, assim como no corredor Leste-Oeste, estão associadas às áreas de interferência antrópica como agricultura, solo exposto e áreas queimadas.

Tabela 21. Classificação da prioridade de recuperação para o corredor Nordeste-Sudoeste da área de estudo da região do MATOPIBA.

Prioridade de Recuperação	Área (ha)	Área (%)
Baixa	2260268,30	66,23
Média	955865,40	28,0
Alta	196802,30	5,77

As Figuras 20 e 21 mostram as áreas prioritárias finais para recuperação.

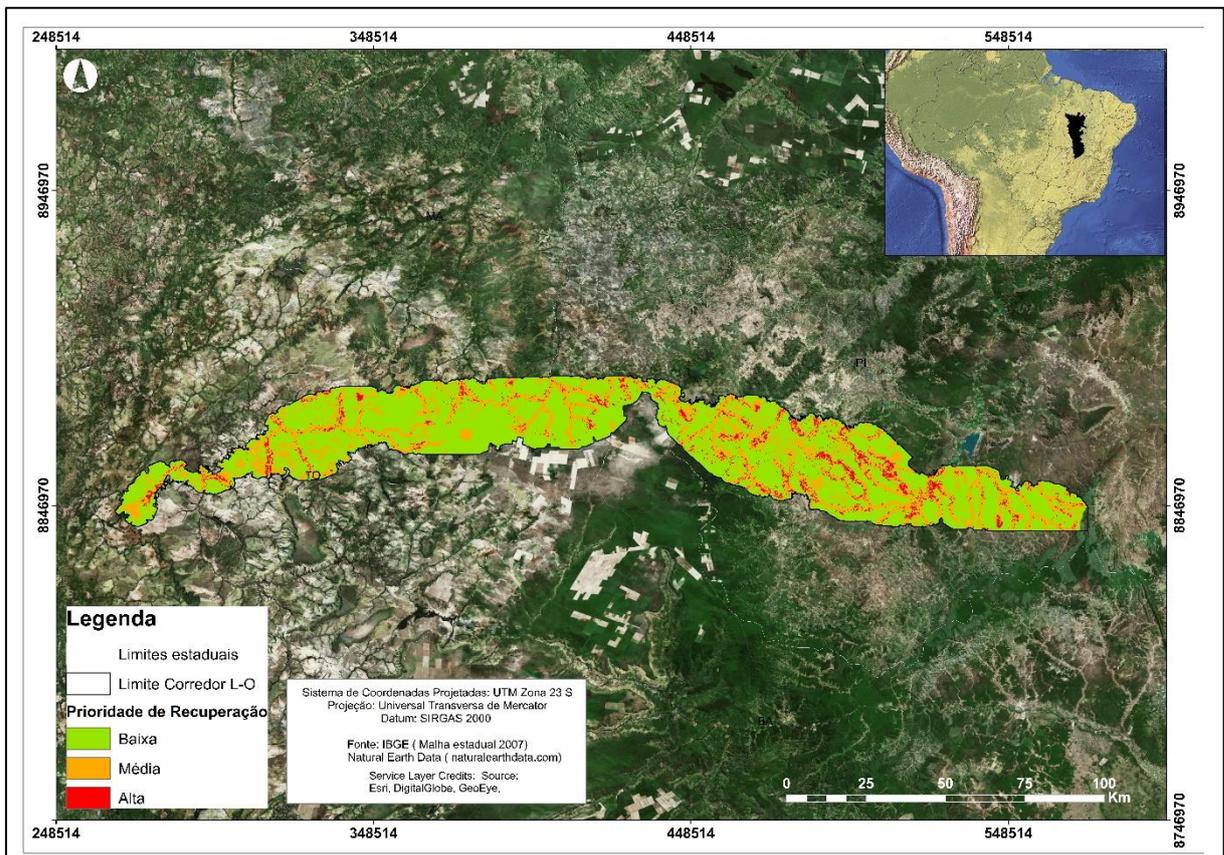


Figura 20. Áreas prioritárias para recuperação no corredor Leste-Oeste.

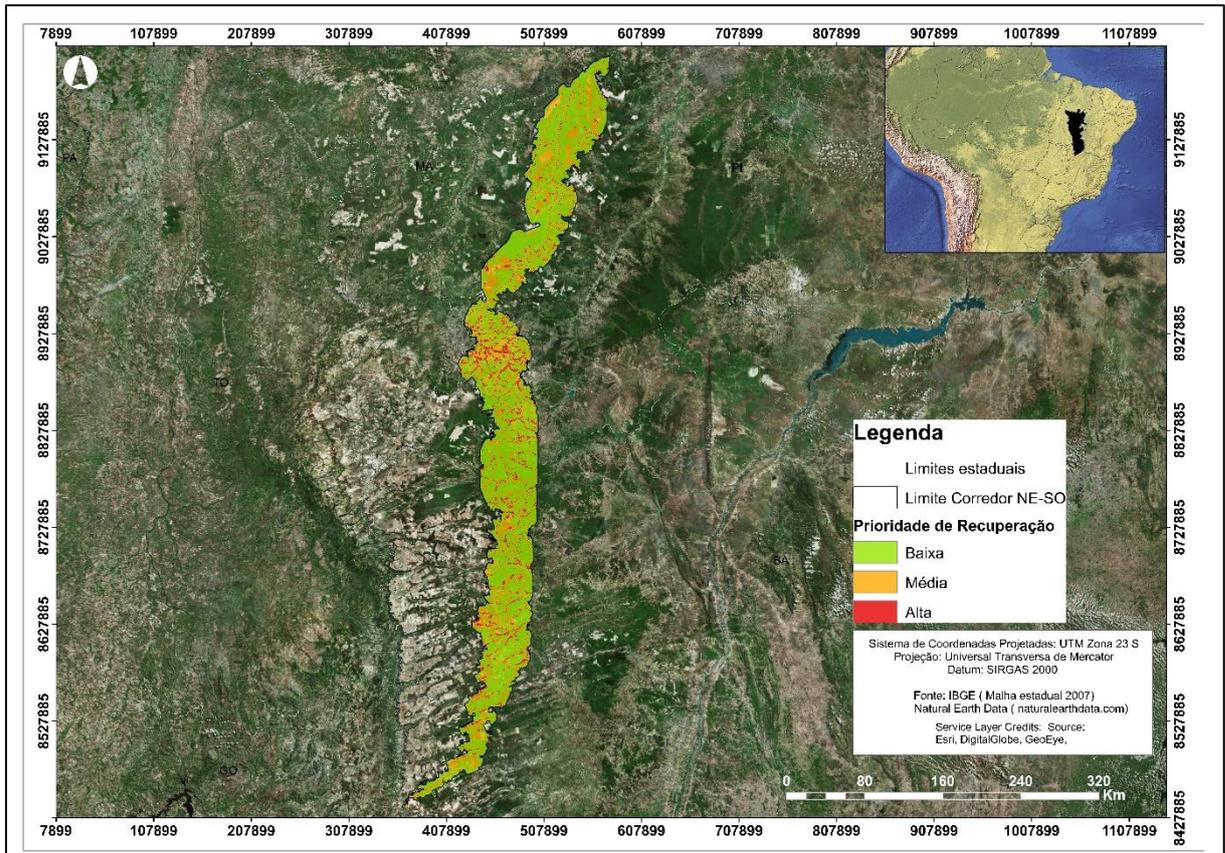


Figura 21. Áreas prioritárias para recuperação no corredor Nordeste-Sudoeste.

Com base na definição de áreas prioritárias para recuperação, com fins de compor corredores ecológicos na área de estudo, observou-se que ainda existem amplas áreas com integridade ambiental. A maior parte das áreas a serem recuperadas estão localizadas especialmente nas proximidades de regiões onde as atividades agrícolas e pecuárias foram mais intensas. Tais áreas deveriam ser objeto de intensificação de políticas públicas para, estrategicamente, reverter o avanço do desmatamento e a recuperação das áreas desmatadas. Isto poderia trazer muitos ganhos ambientais e econômicos para a produção de *commodities* ecologicamente correta.

Introvini e Romko (2016), concluíram em seu estudo feito com sojicultores do Maranhão e Piauí, que buscaram a certificação internacional RTRS (Round Table on Responsible Soy) da soja responsável, que as ferramentas disponibilizadas pela RTRS podem minimizar ou prevenir eventuais riscos agropecuários vivenciados no dia a dia como seca, infraestrutura, manejo inadequado da água e do solo, altas dosagens de fertilizantes e agrotóxicos e produtos não recomendados.

#### 4.4 CONCLUSÃO

Os efeitos da fragmentação florestal têm se mostrado tão severos que é justificável o planejamento e a execução de medidas que busquem atenuá-los. Os corredores ecológicos propostos para a área de estudo, apesar de não avaliarem a conectividade funcional, teriam grande potencial para manter a conectividade e conservação dos fragmentos e unidades de conservação da região. Nos dois corredores propostos mais de 65% da área do corredor é composta por vegetação natural, o que aumenta a probabilidade de os mesmos serem funcionais, apesar da presença de áreas já antropizadas. Destaca-se que é possível que corredores ecológicos sejam compostos por pequenas áreas que não sejam de vegetação nativa, desde que essas áreas não constituam uma barreira para a flora ou a fauna local. Visto o avanço das atividades agropastoris na região, garantir a conectividade da área pode ser um elemento chave para minimizar os efeitos do desmatamento acelerado.

A indicação das áreas que podem futuramente compor corredores ecológicos a partir de critérios eminentemente biológicos não garante a efetividade da conexão entre as mesmas. Assim, é importante entender que a eficácia do corredor deve ser demonstrada por meio de estudos futuros, em uma escala em que seja possível avaliar as particularidades de cada área. Por fim, a conservação e recuperação de corredores ecológicos na região de estudo poderia ser uma contrapartida dos produtores de commodities agrícolas da região, que os bem serviria como indicativo da prática de agricultura sustentada aos consumidores mundiais desses produtos.

## CAPÍTULO 5 – CONCLUSÕES PRINCIPAIS

A análise de uso e cobertura da terra indica que entre 2000 e 2016 foi intensificado o desmatamento como consequência do avanço do agronegócio na área de estudo. A ampliação das áreas agrícolas levou à supressão de aproximadamente 10% da vegetação natural entre 2000 e 2016. Estudos como BRAGANÇA (2015) e CAMPOS; MORAIS; SÁ (2015) evidenciaram tais mudanças no uso da terra, destacando que o desmatamento do Cerrado na região do MATOPIBA vem sistematicamente crescendo ao longo das últimas décadas.

O estudo da ecologia de paisagens mostrou que a matriz é predominantemente composta por vegetação nativa, porém o número de fragmentos aumentou no decorrer do período. Os fragmentos foram classificados como de boa qualidade e formato regular, com uma boa conexão entre os elementos da paisagem, o que implica a redução dos efeitos negativos da fragmentação. Apesar disso, observou-se que há a predominância de fragmentos com menos de 10 hectares, comumente observada em áreas com características de regiões mais fragmentadas (RIBEIRO et al., 2009). Ou seja, a suposta melhora de algumas métricas da paisagem ocorreu porque foram desmatados muitos fragmentos de vegetação nativa, indicando a piora para alguns aspectos ambientais.

A análise de fragmentação direcional indicou que a direção nordeste-sudoeste é a mais fragmentada e a direção leste-oeste a menos fragmentada da área de estudo. Este resultado é essencial para o entendimento da dinâmica espacial da fragmentação na paisagem, contribuindo para a definição dos corredores ecológicos e de áreas de recuperação para comporem tais corredores.

Para os dois corredores propostos neste estudo, a análise de integridade mostrou que mais de 65% dos corredores são compostos por vegetação natural. Já as áreas de alta prioridade para restauração dentro dos corredores ecológicos representam aproximadamente 5% da área total de cada corredor. Tal resultado é mais um atrativo para efetivar o potencial funcional dos corredores propostos. Esses corredores deveriam ser objeto de incentivos múltiplos do setor público e privado, que poderiam utilizar a política do ecologicamente correto para vender as *commodities* agrícolas mundialmente.

Como estudos futuros, sugere-se conduzir análises detalhadas da eficácia do corredor utilizando estudos em menores escalas (mais detalhados). Desta maneira, será possível avaliar a funcionalidade dos corredores, levando em consideração particularidades socioambientais.

## REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AGUIAR, A. S. **Modelagem da Dinâmica do Desmatamento na região do MATOPIBA até 2050**. Dissertação (Mestrado), Universidade de Brasília, 2014, 95p.
- ALHO, C. J. R. Desafios para a conservação do Cerrado, em face das atuais tendências de uso e ocupação. *In: Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação*. Campo Grande, p. 367–381, 2005.
- ANDRÉN, H. Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes With Different Proportions of Suitable Habitat - a Review. *Oikos*, v. 71, n. 3, p. 355–366, 1994.
- BARROS, K. F. DE; MORO, R. S. Conectividade Estrutural Entre a Floresta Nacional De Pirai Do Sul E Seu Entorno. *Geoingá : Revista do Programa de Pós-graduação em Geografia*, v. 7, p. 210–233, 2015.
- BRAGANÇA, A. The Causes and Consequences of Agricultural Expansion in Matopiba. **INPUT**, 2015.
- BRASIL. Presidência da República. **Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC)**. Lei 9.985, de 18 de Julho de 2000.
- CALAÇA, A. M.; MELO, F.R.de.; JUNIOR, P.de M.; JÁCOMO, A.T. de A.; SILVEIRA, L. A influência da fragmentação sobre a distribuição de carnívoros em uma paisagem de cerrado. *Neotropical Biology and Conservation*, v.5, n.1, 2010.
- 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*, v. 34, n. 5, p. 871–880, 2010.
- CAMPOS, C.; MORAIS, L.; SÁ, H. A. Que desenvolvimento é esse? Análise da expansão do agronegócio da soja na área do MATOPIBA a partir de uma perspectiva furtadiana. **Texto para discussão**, 2015.
- CARDOSO DA SILVA, J. M.; BATES, J. M. Biogeographic Patterns and Conservation in the South American Cerrado: A Tropical Savanna Hotspot. *BioScience*, v. 52, n. 3, p. 225, 2002.
- CARRAO, H.; CAETANO, M. LANDIC : cálculo de indicadores de paisagem em ambiente SIG. *In: Encontro de Utilizadores de Informação Geográfica - ESIG 2001*, 6., Oieras, Portugal,

28-30 nov., 2001. Anais. Lisboa: Associação dos Utilizadores de Sistemas de Informações Geográfica - USIG,2001. Disponível em: <<http://esig2001.tripod.com>>. Acesso em: 15 de setembro 2016.

CERQUEIRA, M. C. DE. **Estudo do uso da terra e fragmentação da vegetação natural na reserva de desenvolvimento sustentável Nascentes Geraizeiras no norte de Minas Gerais, Brasil**. Dissertação (Mestrado),Universidade de Brasília, 2016, 109p.

COUTO, P. Análise factorial aplicada a métricas da paisagem definidas em FRAGSTATS. **Investigação Operacional**, v. 24, p. 109–137, 2004.

D. SILVA, D.; PRUSKI, F. F.; SCHAEFER, C. E. G. R.; AMORIM, R. S. S.; PAIVA, K. W. N. Efeito da cobertura nas perdas de solo em um argissolo vermelho- amarelo utilizando simulador de chuva. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 2, p. 409–419, 2005.

FAHRIG, L.; PALOHEIMO, J. Determinants of local population size in patchy habitats. **Theoretical Population Biology**, v. 34, n. 2, p. 194–213, 1988.

FARINA. Methods in landscape ecology. In: **Principles and methods in landscape ecology**. p. 313–391,1998.

FERNANDES, G. W.; PEDRONI,F.;SANCHEZ,M.;SCARIOT,A.;AGUIAR,L.M.S.;FERRERIRA,G.;MACHADO, R.;FERREIRA,M.E.;DINIZ,S.;PINHEIRO,R.;COSTA,J.A.S.;DIRZO,R.;MUNIZ,F. **Cerrado: em busca de soluções sustentáveis**. Rio de Janeiro: Vertente Produções Artísticas, 2016,212p.

FORERO-MEDINA, G.; VIEIRA, M. V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 4, p. 493–502, 2007.

FRANÇOSO, R.; BRANDÃO, R. A.; BATISTA, V. B. G. V. Identificação de áreas relevantes para conservação com base em indicadores biológicos: subsídio ao zoneamento de dois parques nacionais no Cerrado brasileiro. **Caminhos de Geografia**, v. 12, n. 40, p. 106–118, 2011.

FREITAS, M. DE C. M. DE. A cultura da soja no Brasil: o crescimento da produção brasileira e o surgimento de uma nova fronteira agrícola. **Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer**, v. 7, p. 1–12, 2011.

GOODWIN, B. J. Is landscape connectivity a dependent or independent variable? **Landscape Ecology**, v. 18, n. 7, p. 687–699, 2003.

HANADA, L.C. Mudanças no uso da cobertura do solo na fronteira agrícola da Amazônia ocidental, bacia do Jipará - Rondônia.. Dissertação (Mestrado) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Piracicaba. 2004.

HARRIS, L. D.; ATKINS, K. **Landscape Linkages and Biodiversity**.1991.

INPE. **Terraclass Cerrado traz dados inéditos sobre o bioma**. 2015. Disponível em: <[http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod\\_Noticia=4056](http://www.inpe.br/noticias/noticia.php?Cod_Noticia=4056)>.

ISPN. Flora do Cerrado. 2018. Disponível em : < <http://www.ispn.org.br/o-cerrado/biodiversidade/flora-do-cerrado/>>. Acesso em: janeiro 2018.

KADMON, R.; PULLIAM, R. H. Island Biogeography: Effect of Geographical Isolation on Species Composition. **Ecology**, Vol.74, No.4, p. 977–981, 1993.

KAMUSOKO, C.; ANIYA, M. Land use/cover change and landscape fragmentation analysis in the Bindura District, Zimbabwe. **Land Degradation and Development**, v. 18, n. 2, p. 221–233, 2007.

KLINK, C. A.; KLINK, C. A.; MACHADO, R. B.; MACHADO, R. B. A conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, v. 1, n. 1, p. 147–155, 2005.

LANDIS, J. R.; KOCH, G. G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, v. 33, n. 1, p. 159–174, 1977.

LEAL, F. A. **Simulação e avaliação dos efeitos do desmatamento na dinâmica da paisagem em São Félix do Xingu/PA**. Tese (Doutorado - Doutorado em Ciências Florestais), Universidade de Brasília (UnB),Brasília, 2016,159p.

LIMA, F. L. S. DE; LOCATEL, C. D.; SILVA, C. C. L. DA. Modernização seletiva da agricultura: o avanço do agronegócio da soja no sul do maranhão. **XXI Encontro Nacional de Geografia Agrária**, p. 1–18, 2012.

LIMA, J. E. F. W.; SILVA, E. M. DA. Estimativa da produção hídrica superficial do Cerrado brasileiro. *In: Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação*. Planaltina, DF. p. 61–72,2005.

LUIS, J.; PEREIRA, G.; BATISTA, G. T. Métricas da paisagem na caracterização da evolução

da ocupação da Amazônia. **Geografia**, v. 26(1), n. June, p. 59–90, 2001.

MACHADO, R. B.; NETO, M. G. P.; CALDAS, E. F.; GONÇALVES, D. A.; SANTOS, N. A.; TABOR, K.; STEININGER, M. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Relatório técnico não publicado. Conservação Internacional, Brasília,DF,2004. p. 1–23.

MAGALHÃES, L. A.; MIRANDA, E. E. DE. MATOPIBA: Quadro Natural - **Nota Técnica 5**. p. 1–41, 2014.

MAPA. **Projeções Do Agronegócio - 2015/16 a 2025/26**. 2016.

MARQUES, A. J. **Mapeamento de fragmentos de mata no município de Maringá, PR: Uma abordagem da ecologia da paisagem**.Dissertação (Mestrado), Universidade Estadual Paulista, Presidente Prudente, SP, 2004, 102p.

MARTINS, A. K. E.; NETO, A. S. MARTINS, I. C. M.; BRITES, R. S.; SOARES, V. P. Uso de um Sistema de Informações Geográficas para Indicação de Corredores Ecológicos no Município de Viçosa – MG. **Revista Árvore**, Viçosa, v. 22, n. 3, p. 373-380, 1998.

MARTINS, A. K. E.; MONTEIRO, C. B. Uso de Geotecnologia para Análise de Fragmentação do Cerrado na Paisagem da sub-bacia do ribeirão Taquaruçu-Grande, Palmas-TO. **Anais XVI Simposio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE**, n. 1986, p. 6917–6922, 2013.

MARTINS, É. D. S.; REATTO, A.; ABÍLIO, O.; JR, D. C.; GUIMARÃES, R. F. Ecologia de Paisagem: conceitos e aplicações potenciais no Brasil. **Documentos Embrapa Cerrados**, p. 35, 2004.

MARTINS, I. C. D. M.; SOARES, V. P.; SILVA, E.; BRITES, R. S. Diagnóstico ambiental no contexto da paisagem de fragmentos florestais naturais “ipucas” no município de Lagoa da Confusão, Tocantins. **Revista Árvore**, v. 26, n. 3, p. 299–309, 2002.

MCGARIGAL, K. **Fragstats.Help.4.2**. n. April, p. 1–182, 2015.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscapesStructure. **General Technical Report PNW-GTR-351**. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. Portland, OR, p. 134, 1994.

MCGARIGAL, K.; SA, C.; E, 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. Available at the following web site: <http://www.umass.edu/landeco/research/f>, 2012.

MENDONÇA, R. C.; FELFILI, J. M.; WALTER, B. M. .; SILVA JUNIOR, M. C.; REZENDE, A. V.; FILGUEIRAS, T. S.; NOGUEIRA, P. . Flora vascular do bioma Cerrado. **Cerrado: Ambiente e Flora. Embrapa, Planaltina**, p. p.289-556, 1998.

MENESES, P. R. Princípios de Sensoriamento Remoto. In: **Introdução ao processamento de imagens de Sensoriamento Remoto.**CNPQ/UNB, 2012. p. 1–31,2012.

MENESES, P. R.; ALMEIDA, T. DE. **Introdução ao processamento de imagens de sensoriamento remoto.** Brasília, 2012, 266p.

METZGER, J. P. O Que É Ecologia De Paisagens ? **Biota Neotropica**, v. 1, n. 12, p. 1–9, 2001.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. 423 – 453 p. In.: CULLEN, L. JR.; RUDRAN, R.; PADUA – VALLADARES, C. Métodos de estudos em biologia de conservação e manejo da vida silvestre. Curitiba: Editora da UFPR. 2004. 667p.

MINGOTI, R.; BRASCO, M. A.; HOLLER, W. A.; FILHO, E. L.; SPADOTTO, C. A. Matopiba: caracterização das áreas com grande produção de culturas anuais.**Embrapa**. p. 1–2, 2014.

MIRANDA, E. E.; MAGALHÃES, L. A.; CARVALHO, C. A. **Nota Técnica 1: Proposta de Delimitação Territorial do MATOPIBA.** p. 1–18, 2014.

MITTERMEIER, R. .; ROBLES-GIL, P.; HOFFMANN, M.; PILGRIM, J. .; BROOKS, T. .; MITTERMEIER, C. G.; LAMOREUX, J. L.; FONSECA, G. Hotspots revisited: Earth's biologically richest and most endangered terrestrial ecoregions. **CEMEX**, Mexico City, 2004.

MMA. **Biodiversidade Brasileira.** <Http://Www.Mma.Gov.Br/Biodiversidade/Biodiversidade-Brasileira>, p. 1, 2002.

MMA. **Plano de ação para prevenção e controle do desmatamento e das queimadas no Cerrado - PPCerrado 2ª fase (2014-2015).** Brasília, 2014.

MMA. **O bioma Cerrado.** Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/biomas/cerrado>>. Acesso em: 2 set. 2016.

MONTEIRO, M. DO S. L. **Ocupação do Cerrado piauiense: estratégia empresarial e**

**especulação fundiária.** Tese (Doutorado - Doutorado em Economia Aplicada), Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP), 2002.

MUCHAILH, M. C. **Análise da paisagem visando à formação de corredores de biodiversidade.** Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Paraná, 2007.

MYERS, N.; FONSECA, G. A B.; MITTERMEIER, R. A; FONSECA, G. A B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000.

NASA. **Landsat Science.** Disponível em: <<http://landsat.gsfc.nasa.gov/>>. Acesso em: 25 out. 2016.

NYAMUGAMA, A.; KAKEMBO, V.; ELIZABETH, P.; Monitoring land Cover Changes and Fragmentation dynamics in the subtropical thicket of the Eastern Cape Province, South Africa. **South African Journal of Geomatics**, v. 4, n. 4, p. 397–413, 2015.

PASSOS, A. L. .; ROCHA, S. .; HADLICH, G. . EVOLUÇÃO DO USO DO SOLO E AGRONEGÓCIO NA REGIÃO OESTE DO ESTADO DA BAHIA. **Cadernos de Geociências**, v. 7, p. 31–39, 2010.

PEIXOTO, A. L.; LUZ, J. R. P.; BRITO, M. A. DE. **Conhecendo a Biodiversidade.** Brasília: MCTI, CNPq, PPBIO, 2016.

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, p. 1–17, 2016.

PERROCA, M. G.; GAIDZINSKI, R. R. Avaliando a confiabilidade interavaliadores de um instrumento para classificação de pacientes--coeficiente kappa. **Revista da Escola de Enfermagem da U S P**, v. 37, n. 1, p. 72–80, 2003.

PIMENTEL, M. L.; SOUZA, T. C. L. DE; TÁVORA, G. SPINOLA G.; TURETTA, A. P. D. Mudanças de uso da terra e expansão da agricultura no oeste da Bahia. **Boletim de Pesquisa de Desenvolvimento - Embrapa Solos**, v. 201, p. 27, 2011.

PINTO, N.; KEITT, T. H. Beyond the least-cost path: Evaluating corridor redundancy using a graph-theoretic approach. **Landscape Ecology**, v. 24, n. 2, p. 253–266, 2009.

PIVELLO, V. R. Manejo de fragmentos de Cerrado: princípios para a conservação da biodiversidade. *In: Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação.* p. 403–413.

PONZONI, F. J.; SHIMABUKURO, Y. E.; KUPLICH, T. M. **Sensoriamento remoto no estudo da vegetação.**2012.

PREVEDELLO, J. A.; CARVALHO, C. J. DE. Conservação do Cerrado brasileiro : o método pan-biogeográfico como ferramenta para a seleção de áreas prioritárias. **Revista Brasileira de Conservação da Natureza.**,2006.

REATTO, A.; MARTINS, É. DE S. Classes de solo em relação aos controles da paisagem do bioma Cerrado. *In: Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação.* Planaltina/DF, p. 47–59.

RESENDE, N. D. F. Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Preservação. **Revista Brasileira de Educação e Cultura**,n.VI, p. 81–90, 2012.

RICHARDS, A.J.; JIA, X.; RICKEN, D.E.;GESSNER,W. Remote Sensing Digital Image Analysis: An Introduction. Springer-Verlag, New York.1999.

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, n. 6, p. 1141–1153, 2009.

ROCHA, G. F.; GUIMARÃES FERREIRA, L.; CLEMENTINO FERREIRA, N.; EDUARDO FERREIRA, M. Detecção de desmatamentos no bioma Cerrado entre 2002 e 2009: padrões, tendências e impactos. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 63, p. 341–349, 2011.

RUDORFF, B.; RISSO, J. Análise geoespacial da dinâmica das culturas anuais no bioma Cerrado: 2000 a 2014. **Relatório Síntese**, Florianópolis, Santa Catarina, 2015,28p.

SALMONA, Y. B. Cerrado com C ou com S? Modelagem de Cenários Futuros para o Bioma. Dissertação de mestrado. **Programa de Pós Graduação em Ciências Florestais**, p. 87, 2013.

SARTORI, A. A. DA C.; SILVA, R. F. B. DA; ZIMBACK, C. R. L. Combinação linear ponderada na definição de áreas prioritárias à conectividade entre fragmentos florestais em ambiente Sig. **Revista Árvore, Viçosa - MG**, v. 36, n. 6, p. 1079–1090, 2012.

SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J.; MARGULES, C. R. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation - a Review. **Conservation Biology**, v. 5, n. 1, p. 18–32, 1991.

SILVA, D. D.; PRUSKI, F. F.; SCHAEFER, C. E. G. R.; AMORIM, R. S. S.; PAIVA, K. W. N. Efeitos da cobertura nas perdas de solo em um argissolo vermelho-amarelo utilizando

simulados de chuva. **Engenharia Agrícola**, v. 25, n. 2, p. 409–419, 2005.

SILVA, R.A.; PEREIRA, J.A.A.; BARROS, D.A. de.; NASCIMENTO, G. de O., BORGES, L.A.C. Conectividade estrutural frente às atividades econômicas na mata atlântica: o caso do quadilátero ferrífero (Minas Gerais). *Revista de Ciências Agroambientais*, v.15, n.1, 2017.

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.

SOUTHWORTH, J.; MUNROE, D.; NAGENDRA, H. Land cover change and landscape fragmentation — comparing the utility of continuous and discrete analyses for a western Honduras region. v. 101, p. 185–205, 2004.

SOUTHWORTH, J.; NAGENDRA, H.; CARLSON, L. A.; TUCKER, C. Assessing the impact of Celaque National Park on forest fragmentation in western Honduras. **Applied Geography**, v. 24, n. 4, p. 303–322, 2004.

SPERA, S. A.; GALFORD, G. L.; COE, M. T.; MACEDO, M. N.; MUSTARD, J. F. Land-use change affects water recycling in brazil’s last agricultural frontier. **Global Change Biology**, 2016.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, v. 68, n. 3, p. 571–573, 1993.

TISCHENDORF, L.; FAHRING, L. On the usage and measurement of landscape connectivity. OIKOS, Copenhagen, 2000.

TISCHENDORF, L. Can landscape indices predict ecological processes consistently? **Landscape Ecology**, v. 16, n. 3, p. 235–254, 2001.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H. **Quantitative methods in landscape ecology: the analysis and interpretation of lanscape heterogeneity**. New York: Springer-Verlag, 1990.

TURNER, M.; O’NEILL, R.; GARDNER, R.; MILNE, B. Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. **Landscape Ecology**, v. 3, n. 3–4, p. 153–162, 1989.

VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F. B. T.; FRANCO, R. A. M. Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 1, p. 55–64, 2010.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. **Série Técnica IPEF**, v. 12, p. 25–42, 1998.

VOLOTÃO, C. F. D. S. **Trabalho De Análise Espacial: Métricas Do Fragstats**. 1998.p. 45.

VOOGD, J. H. **Multicriteria evaluation for urban and regional planning**. London: Pion, 1983.