



UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS APLICADAS E
GEODINÂMICA

ANA CRISTINA DA SILVA SOARES

AMEAÇAS E OPORTUNIDADES PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE
NO ENTORNO DOS PARQUES NACIONAIS FEDERAIS DO CERRADO

Dissertação n° 229

BRASÍLIA
2024

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOCIÊNCIAS APLICADAS E
GEODINÂMICA

ANA CRISTINA DA SILVA SOARES

AMEAÇAS E OPORTUNIDADES PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE
NO ENTORNO DOS PARQUES NACIONAIS FEDERAIS DO CERRADO

Dissertação de mestrado apresentada à banca examinadora do Instituto de Geociências da Universidade de Brasília, como exigência para obtenção do título de mestre em Geociências Aplicadas e Geodinâmica.

Área de concentração: Geoprocessamento Aplicado à Análise Ambiental

Orientador:
Prof. Dr. Edson Eyji Sano

BRASÍLIA
2024

FICHA CATALOGRÁFICA

S676a Soares, Ana Cristina da Silva
Ameaças e oportunidades para a conservação da
biodiversidade no entorno dos parques nacionais federais do
Cerrado / Ana Cristina da Silva Soares; orientador Edson
Eyji Sano. Brasília, 2024.
86 p.

Dissertação (Mestrado em Geociências Aplicadas)
Universidade de Brasília, 2024.

1. Cerrado. 2. Áreas protegidas. 3. Conectividade. 4.
Zona de amortecimento. 5. Uso e cobertura da terra. I. Sano,
Edson Eyji , orient. II. Título.

BANCA EXAMINADORA

Prof. Dr. Edson Eyji Sano - Orientador
Embrapa Cerrados

Profa. Dra. Fabiana de Góis Aquino – Examinadora externa
Embrapa Cerrados

Profa. Dra. Tati de Almeida – Examinadora interna
Universidade de Brasília

DEDICATÓRIA

Dedico este trabalho aos meus pais, Maria e Francisco e aos meus irmãos, Rayane, Rodrigo e Gabriel, por me incentivarem a concluir este trabalho.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à minha família que não mediu esforços em me apoiar e incentivar por toda minha jornada acadêmica. A todas as minhas grandes amigas que me acompanharam e ofereceram apoio nos momentos críticos.

Agradeço ao meu orientador, Prof. Dr. Edson Eyji Sano, pela paciência na orientação e incentivo que tornaram possível a conclusão deste trabalho. Ao Programa de Pós-Graduação em Geociências Aplicadas e Geodinâmica e sua equipe de técnicos e professores, pela assistência prestada, disciplinas ministradas e bolsa de estudos concedida da CAPES. Também sou grata à Profa. Tati de Almeida e à pesquisadora Fabiana Góis de Aquino por se prontificarem a avaliar e participar da defesa da dissertação.

Finalmente, agradeço a todas as pessoas que direta ou indiretamente contribuíram para a realização desta pesquisa.

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

RESUMO

Mudanças no uso e cobertura da terra no entorno de áreas protegidas do Cerrado podem causar impactos diretos à biodiversidade desse bioma que é a principal fronteira agrícola do Brasil e um dos *hotspots* mundiais para conservação da biodiversidade. Ocupações nos entornos de áreas protegidas vêm aumentando com o passar dos anos, interferindo nos processos ecológicos naturais. Nesse sentido, a conservação das zonas de amortecimento faz-se necessária para reduzir os impactos ambientais sobre as unidades de conservação (UCs). O objetivo deste trabalho foi identificar as ameaças e as oportunidades para conservação da biodiversidade no entorno (10 km) dos Parques Nacionais (PARNAs) federais do Cerrado e classificar os PARNAS em termos de prioridade para implantação de ações de conservação da biodiversidade. A avaliação dos entornos foi baseada principalmente nos dados de dinâmica temporal do uso e cobertura da terra e de conectividade funcional no período 2000–2020. A priorização dos PARNAs foi baseada nos dados de fragmentos dos entornos, uso e cobertura da terra, presença/ausência de UC no entorno e densidade de drenagem, os quais foram analisados pelo método do *Analytic Hierarchy Process* e combinação linear ponderada. Os entornos foram classificados em cinco classes de importância para ações de conservação (muito alta, alta, moderada, baixa e muito baixa). Foi constatado que 24% do entorno apresenta algum tipo de uso da terra, dos quais, 7% foram de desmatamento que ocorreram no período 2000–2020, relacionado principalmente com o avanço da agropecuária (175.296 ha) nos entornos dos PARNAs. Os efeitos da remoção da vegetação nativa provocaram perda de 33% da conectividade funcional. Quatro PARNAs foram classificados como tendo muita alta importância para ações de conservação: Emas, Brasília, Bodoquena e Serra da Canastra. No entanto, os resultados demonstraram que todos os entornos analisados necessitam de aplicação de algum nível de ação para conservação da biodiversidade. Estudos adicionais são necessários para a implantação de políticas públicas eficazes para a conservação desses entornos por causa da complexidade socioeconômica e ambiental envolvida.

Palavras-chave: Cerrado; Áreas protegidas; Conectividade; Zona de amortecimento; Uso e cobertura da terra

ABSTRACT

Land use and land cover changes around protected areas in the Cerrado biome can impact their biodiversity significantly. The Cerrado is the Brazil's main agricultural frontier and one of the world's hotspots for biodiversity conservation. Over the years, increase land use around protected areas has interfered directly in natural ecological processes. Preserving buffer zones around conservation units is crucial to mitigate environmental impacts in these areas. This study aims to evaluate the threats and opportunities for biodiversity conservation along 10-km buffer zones surrounding federal national parks (PARNAs) of the Cerrado and to rank the PARNAs in terms of priority for implementation of biodiversity conservation actions. The assessment of the buffer zones focused on temporal land use dynamics and functional connectivity data in the period 2000–2020. The ranking of PARNAs for biodiversity conservation priority was determined using natural fragments, land use, presence/absence of conservation units, and drainage density data that were analyzed through the Analytic Hierarchy Process (AHP) method and weighted linear combination. Buffer zones were categorized into five classes of importance for conservation actions (very high, high, moderate, low, and very low). We found that 24% of the buffer zones exhibited some type of land use, with approximately 7% corresponding to deforestation during the period 2000–2020, primarily due to the expansion of agricultural activities (175,296 ha). This land use expansion resulted in 33% loss of functional connectivity. The PARNAs of Emas, Brasília, Bodoquena, and Serra da Canastra presented very high importance for biodiversity conservation actions, though all PARNAs require some level of conservation action. Further studies are essential to develop effective public policies aimed at conserving these environments given their socioeconomic and environmental complexities.

Keywords: Cerrado; Protected areas; Connectivity; Buffer zone; Land use and land cover

LISTA DE FIGURAS

Capítulo 3

- Figura 3.1** Mapa de localização da área de estudo, composta por 15 parques nacionais localizados no bioma Cerrado. 1 - Araguaia; 2 - Lençóis Maranhenses; 3 - Cavernas do Peruaçu; 4 - Sempre-Vivas; 5 - Serra do Cipó; 6 - Serra das Confusões; 7 - Chapada das Mesas; 8 - Grande Sertão Veredas; 9 - Brasília; 10 - Chapada dos Guimarães; 11 - Emas; 12 - Serra da Bodoquena; 13 - Nascentes do Rio Parnaíba; 14 - Serra da Canastra; e 15 - Chapada dos Veadeiros. 30
- Figura 3.2** Esquema simplificado das análises realizadas na presente pesquisa. 33
- Figura 3.3** Representação dos componentes intra (dIICintra), flux (dIICflux) e connector (dIICconnector) da variação do Índice Integral para Conectividade (dIIC). As setas vermelhas representam os *links* de conexão e os círculos verdes são os nós. (A) dIICintra corresponde à contribuição do fragmento em termos de conectividade dentro do próprio fragmento; (B) dIICflux corresponde a quão bem o fragmento está conectado a outros fragmentos na paisagem; (C) dIICconnector avalia a contribuição de um fragmento ou *link* para a conectividade entre outros fragmentos; e (D) representação da perda da conectividade entre os fragmentos com a retirada do nó conector. 39
- Figura 3.4** Esquema das formas como a área naturais (dA) e a conectividade equivalente da paisagem (dEC) interagem com as mudanças espaciais na paisagem. O polígono vermelho representa a perda de habitats naturais e as áreas naturais estão representadas pelos polígonos verdes claros e verdes escuros. 41
- Figura 3.5** Esquema em hierarquia do objetivo e dos critérios utilizados no método *Analytic Hierarchy Process* (AHP). 44
- Figura 4.1** Classes de uso e ocupação da terra no entorno dos parques nacionais (PARNAs) federais do Cerrado entre 2000 e 2020. 50
- Figura 4.2** Mudança no uso e cobertura da terra no interior e no respectivo entorno de 10 km dos parques nacionais (PARNAs) federais do bioma Cerrado entre 2000 e 2020. 51
- Figura 4.3** Área em hectare das classes de mudanças no uso e cobertura da terra por entorno dos parques nacionais federais do Cerrado. 1 - Araguaia; 2 - Lençóis Maranhenses; 3 - Cavernas do Peruaçu; 4 - Sempre Vivas; 5 - Serra do Cipó; 6 - Serra das Confusões; 7 - Chapada das Mesas; 8 - Grande Sertão Veredas; 9 - Brasília; 10 - Chapada dos Guimarães; 11 - Emas; 12 - Serra da Bodoquena; 13 - Nascentes do Rio Parnaíba; 14 - Serra da Canastra; e 15 - Chapada dos Veadeiros. 52
- Figura 4.4** Área em hectare das classes de mudanças no uso e cobertura do solo no interior dos parques federais do Cerrado. 1 - Araguaia; 2 - Lençóis Maranhenses; 3 - Cavernas do Peruaçu; 4 - Sempre Vivas; 5 - Serra do Cipó; 6 - Serra das Confusões; 7 - Chapada das Mesas; 8 - Grande Sertão Veredas; 9 - Brasília; 10 - Chapada dos Guimarães; 11 - Emas; 12 - Serra da Bodoquena; 13 - Nascentes do Rio Parnaíba; 14 - Serra da Canastra; e 15 - Chapada dos Veadeiros. 53
- Figura 4.5** Mapa de identificação das regiões atuais de fronteira do desmatamento e desmatamento consolidado, classificadas por municípios do Cerrado, e distribuição do entorno de 10 km dos PARNAs federais do Cerrado. 1 - Araguaia; 2 - Lençóis Maranhenses; 3 - Cavernas do Peruaçu; 4 - Sempre Vivas; 5 - Serra do Cipó; 6 - Serra das Confusões; 7 - Chapada das Mesas; 8 - Grande Sertão Veredas; 9 - Brasília; 10 - Chapada dos Guimarães; 11 - Emas;

12 - Serra da Bodoquena; 13 - Nascentes do Rio Parnaíba; 14 - Serra da Canastra; e 15 - Chapada dos Veadeiros.	55
Figura 4.6 Espacialização do Índice Integral da Conectividade (dIIC) em 2000 e 2020 para o entorno de 10 km dos parques nacionais (PARNAs) federais do Cerrado.....	58
Figura 4.7 Variação da cobertura natural (dA) do entorno de 10 km dos parques nacionais (PARNA) do Cerrado e da área de conectividade equivalente (dEC) entre 2000 e 2020.....	59
Figura 4.8 Presença e ausência de área protegida no entorno de 10 km dos parques nacionais (PARNAs) federais do Cerrado e suas respectivas mudanças no uso e cobertura do solo (2000–2020). Somente os limites das unidades de conservação que estavam sobrepostos ao entorno de 10 km foram utilizados na análise.	60
Figura 4.9 Cursos d’água sobrepostos ao limite dos parques nacionais (PARNAs) federais do Cerrado juntamente com seu entorno de 10 km.	61
Figura 4.10 Esquema simplificado com as camadas utilizadas na análise da combinação ponderação linear para identificar as áreas do entorno (10 km) dos PARNAs do Cerrado importantes para ações de conservação.	64
Figura 4.11 Distribuição das áreas dos níveis de importância para ações de conservações no entorno dos PARNAs federais do Cerrado.....	65
Figura 4.12 Porcentagem de áreas das classes de níveis de importância para conservação por entorno (10 km) dos parques nacionais (PARNAs) federais do Cerrado. 1 – Araguaia; 2 - Lençóis Maranhenses; 3 - Cavernas do Peruaçu; 4 - Sempre-Vivas; 5 - Serra do Cipó; 6 - Serra das Confusões; 7 - Chapada das Mesas; 8 - Grande Sertão Veredas; 9 – Brasília; 10 - Chapada dos Guimarães; 11 – Emas; 12 - Serra da Bodoquena; 13 - Nascentes do Rio Parnaíba; 14 - Serra da Canastra; e 15 - Chapada dos Veadeiros.	66

LISTA DE TABELAS

Capítulo 3

Tabela 3.1 Características gerais dos 15 Parques Nacionais (PARNAs) selecionados para esta pesquisa.	31
Tabela 3.2 Descrição das camadas de dados geoespaciais selecionadas para este trabalho. ..	32
Tabela 3.3 Reclassificação das classes de uso e cobertura da terra presentes dentro e no entorno de 10 km. A coleção 6 do Projeto MapBiomias separa as classes em quatro níveis de organização.	35
Tabela 3.4 Mudanças no uso e ocupação da terra no interior dos parques nacionais federais do bioma Cerrado entre os anos 2000 e 2020.	36
Tabela 3.5 Classificação de densidade de drenagem (Dd).	42
Tabela 3.6 Escala de comparação entre pares para a análise de multicritério <i>Analytic Hierarchy Process</i> (AHP), com base no método de Saat (2008).	44
Tabela 3.7 Formato geral da matriz de comparação para os critérios da análise de multicritério com o método <i>Analytic Hierarchy Process</i> (AHP). N = Nível de importância. UC = unidade de conservação.	45
Tabela 3.8 Índice randômico (RI) em função de ordem da matriz.	46

Capítulo 4

Tabela 4.1 Uso e cobertura da terra (2000–2020) no entorno dos PARNAs federais do Cerrado.	48
Tabela 4.2 Uso e cobertura da terra (2000–2020) do interior das PARNAs federais do Cerrado.	49
Tabela 4.3 Resultados do teste de Mann-Whitney para Índice Integral da Conectividade (IIC) e de seus componentes dIICconnector, dIICintro e dIICflux do entorno dos Parques Nacionais (PARNAs) federais do bioma Cerrado. W= variação na conectividade.	56
Tabela 4.4 Densidade de drenagem nas áreas de parques nacionais federais e nos seus entornos de 10 km.	62
Tabela 4.5 Matriz de comparação pareada com os critérios de análise e respectivos pesos de importâncias atribuídos.	62
Tabela 4.6 Resultado da ponderação dos critérios e dos subcritérios.	63
Tabela 4.7 Quantitativo das classes de níveis de importância para ações de conservação da biodiversidade para a área total do entorno (10 km) dos PARNAs federais do Cerrado.	65
Tabela 4.8: Classificação dos entornos prioritários para ações de conservação e o rank de prioridade por nível de prioridade.	67

SUMÁRIO

Capítulo 1 CONSIDERAÇÕES INICIAIS	13
1.1 Contextualização.....	13
1.2 Objetivos.....	15
Capítulo 2 REFERENCIAL TEÓRICO	17
2.1 Bioma Cerrado.....	17
2.2 Conectividade da Paisagem	19
2.3 Zona de Amortecimento.....	22
2.4 Geotecnologias na Conservação da Biodiversidade	25
2.4.1 Priorização de Áreas para Conservação da Biodiversidade.....	26
2.4.2 Análise Multicritério	28
Capítulo 3 METODOLOGIA.....	30
3.1 Área de Estudo.....	30
3.2 Base de Dados	32
3.3 Métodos	33
3.3.1 Análise da Mudança Temporal do Uso e Cobertura da Terra	34
3.3.3 Análise da Conectividade Funcional da Paisagem	37
3.3.3 Análise da Rede de Drenagem.....	42
3.3.4 Priorização de Áreas para Conservação	43
Capítulo 4 RESULTADOS	48
4.1 Análise da Mudança Temporal do Uso e Cobertura da Terra	48
4.2 Análise da Conectividade Funcional da Paisagem	54
4.3 Presença e ausência de Unidade de Conservação nos Entornos	57
4.4 Análise da Rede de Drenagem.....	60
4.5. Priorização de áreas para conservação	61
4.5.1 Método <i>Analytic Hierarchy Process</i>	61
4.5.2 Combinação Linear Ponderada	63
Capítulo 5 DISCUSSÃO	68
5.1 Mudança temporal no uso e cobertura da terra	68
5.2 Conectividade Funcional da Paisagem	69
5.3 Densidade de drenagem.....	72
5.4 Áreas prioritárias para conservação.....	73
Capítulo 6 CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	77

REFERÊNCIAS79

CAPÍTULO 1

CONSIDERAÇÕES INICIAIS

1.1 Contextualização

Segundo o relatório de avaliação global sobre biodiversidade e serviços ecossistêmicos de 2019 (IPBES, 2019), a perda e degradação de habitat têm reduzido a sua integridade em nível global. Cerca de 9% das 5,9 milhões de espécies terrestres estimadas no mundo têm habitat insuficiente para a sobrevivência a longo prazo, podendo ser extintas nas próximas décadas (IPBES *et al.*, 2019). As elevadas taxas de extinções deram origem a atual crise global da biodiversidade que é consequência da degradação, fragmentação e perda de habitats naturais, processos intensificados principalmente pelas ações antrópicas (Rudnick *et al.*, 2012).

O sistema de áreas protegidas é adotado em todo o mundo, entretanto, esses espaços geográficos delimitados para conservação por si só não são suficientes para conservar a biodiversidade e os processos ecológicos (Saura *et al.*, 2019; UNEP, 2019; Zeller *et al.*, 2020). De acordo com esses últimos autores, a conectividade da paisagem em áreas fragmentadas é uma das cinco questões emergentes de preocupação ambiental global. A falha em mitigar a perda e degradação em larga escala desses habitats pode acelerar o declínio da biodiversidade (Laurance *et al.*, 2012). No Brasil, as áreas protegidas são regidas pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC), sendo o principal mecanismo brasileiro para conservação da biodiversidade (Brasil, 2000).

O SNUC divide as unidades de conservação (UCs) federais, estaduais e municipais em dois grupos com características específicas: as Unidades de Conservação de Proteção Integral (UCPI) em que é admitido apenas o uso indireto dos seus recursos naturais, e as Unidades de Conservação de Uso Sustentável (UCUS), cujo objetivo é compatibilizar a conservação da natureza com o uso sustentável de parte dos seus recursos naturais. O SNUC estabelece que as UCs, exceto as Áreas de Proteção Ambiental (APAs) e as Reservas Particulares do Patrimônio Natural (RPPNs), devem possuir zonas de amortecimento para minimizar os impactos negativos sobre as UCs (Brasil, 2000). Os regimentos das UCs e de suas zonas de amortecimento são estabelecidos no plano de manejo, documento técnico que possui as normas que devem presidir o uso da área e o manejo dos recursos naturais das UCs (Brasil, 2000). Somente 16% das UCs do Cerrado possuem plano de manejo (Brasil, 2023). A sua ausência

proporciona o uso inadequado dessas unidades (Bellón *et al.*, 2020; Lopes; Veettil; Saldanha, 2021; Weisse; Naughton-Treves, 2016).

Somente 8,6% do Cerrado é coberto por áreas protegidas (Vieira; Pressey; Loyola, 2019). As UCs criadas no Cerrado contribuem para a redução da perda de habitat, sendo as de proteção integral as mais eficientes na proteção da biodiversidade do Cerrado, atualmente uma das mais ameaçadas do mundo (Carranza *et al.*, 2014; Myers *et al.*, 2000). Regra geral, os entornos das UCs do Cerrado possuem uma alta taxa de fragmentação e conversão de áreas naturais (Bellón *et al.*, 2020; Carranza *et al.*, 2014; Françoso *et al.*, 2015). Isto representa impactos diretos na fauna local, visto que distintas espécies não ocorrem isoladamente no interior das áreas protegidas. Estima-se que 20% das espécies endêmicas e ameaçadas do Cerrado estão fora dos limites das UCs (Klink; Machado, 2005).

O processo de fragmentação pode afetar a dispersão e colonização de espécies nativas devido à criação de barreiras entre as manchas de habitats (Forero-Medina; Vieira, 2007). Atualmente, os remanescentes de vegetação nativa do Cerrado representam 55% do bioma e estão distribuídas de maneira desuniforme. A porção sul do bioma possui apenas 15% da sua área coberta com vegetação nativa, enquanto na porção norte, essa porcentagem é de 90% (Alencar *et al.*, 2020).

A conectividade está relacionada com a capacidade da estrutura e composição da paisagem em facilitar ou restringir a dispersão de genes, indivíduos e populações, enquanto a conectividade funcional descreve como os organismos se movimentam pela paisagem (Forero-Medina; Vieira, 2007; Rudnick *et al.*, 2012). Diferentes índices possibilitam a análise de conectividade de uma paisagem em seu ecossistema. O Índice Integral de Conectividade (IIC) apresenta as propriedades de um índice apropriado para análise da conectividade funcional, por reagir a diferentes tipos de mudanças na paisagem (Pascual-Hortal; Saura, 2006). Essa métrica avalia a importância de cada fragmento para manter a conectividade geral da paisagem, a partir da combinação de atributos dos fragmentos com os números de conexão no caminho mais curto entre cada par de fragmentos (Saura; Torné, 2009).

Na maioria dos planos de criação de áreas protegidas, não é dada a devida atenção ao papel da conectividade em um amplo contexto de rede de UCs ou a possibilidade de movimentação de espécies entre áreas protegidas (Saura *et al.*, 2019). Tal omissão pode afetar a representatividade da variedade da biodiversidade do Cerrado, além de impactar a persistência das espécies nativas a longo prazo. Desta forma, reconhecer a existência dos limites de

conectividade em paisagens é um passo significativo para a compreensão das respostas ambientais para diferentes tipos de uso do solo (Grande; Aguiar; Machado, 2020).

A elevada biodiversidade e a alta pressão antrópica são características que, combinadas, apresentam um alto potencial para identificação de áreas prioritárias para conservação da biodiversidade (Scaramuzza *et al.*, 2008). De acordo com Diniz-Filho *et al.* (2009), o notório conflito entre interesses socioeconômicos e conservação da biodiversidade leva à necessidade de identificar regiões prioritárias para ações de conservação. O *Analytic Hierarchy Process* (AHP) fornece uma estrutura para o processo de tomada de decisão baseada na análise espacial integrada em sistema de informação geográfica (SIG) para a adequação relativa da terra (Chandio *et al.*, 2013).

As altas taxas de mudanças no uso e cobertura da terra e na conectividade funcional do Cerrado, além de sua relevância na rede hídrica brasileira, fazem com que as áreas protegidas e seu entorno desse bioma necessitem de estratégias como identificação de áreas prioritárias para subsidiar ações de conservação da biodiversidade.

O Cerrado desempenha um papel fundamental na distribuição dos recursos hídricos, sendo nomeado como “berço das águas do Brasil” e “caixa d’água do Brasil” (Lima, 2011) por causa das suas diversas nascentes e da sua rede de drenagem que se estende para todas as regiões brasileiras. A densidade de drenagem (Dd) em áreas protegidas e seu entorno é um outro aspecto importante que deve ser considerado, principalmente em situações de forte pressão antrópica. A qualidade dos recursos hídricos dessas áreas protegidas pode ser afetada em maior ou menor magnitude dependendo da densidade da drenagem e do sentido das drenagens, isto é, se está entrando ou saindo das áreas protegidas. A Dd de uma determinada região é influenciada pela capacidade de infiltração do solo, resistência inicial do solo ou terreno à erosão, precipitação, topografia e cobertura vegetal (Christofolletti, 1979; Collares, 2000; Horton, 1945).

1.2 Objetivos

O objetivo geral do presente trabalho é identificar as ameaças e as oportunidades para conservação da biodiversidade no entorno dos PARNAs federais do Cerrado e classificar os PARNAS em termos de prioridade para implantação de ações de conservação da biodiversidade. Como objetivos específicos, tem-se:

- Analisar as mudanças no uso e cobertura da terra e na conectividade funcional no entorno dos PARNAs federais do Cerrado no período 2000–2020; e

- Elaborar mapa de priorização dos PARNAs federais do Cerrado para conservação da biodiversidade.

CAPÍTULO 2

REFERENCIAL TEÓRICO

2.1 Bioma Cerrado

O bioma Cerrado é a savana tropical com a biodiversidade mais rica do mundo, detendo 5% da biodiversidade do planeta (Ferraz *et al.*, 2019; Klink; Machado, 2005). A sua origem ocorreu há mais de 80 milhões de anos, porém, o Cerrado que conhecemos hoje começou a se configurar há cerca de 4 milhões de anos, passando por muitas mudanças ao longo desse período (Fernandes *et al.*, 2016). Trata-se do segundo maior bioma brasileiro e seus limites se conectam com quatro outros biomas: Pantanal, Caatinga, Mata Atlântica e Amazônia (Fernandes *et al.*, 2016). No Cerrado, originam-se as grandes bacias e regiões hidrográficas do Brasil e do continente sul-americano, contribuindo na formação local e regional de redes hídricas subterrâneas e superficiais (Lima, 2011; Souza *et al.*, 2019). O Cerrado contribui para os recursos hídricos superficiais de oito das 12 grandes regiões hidrográficas brasileiras (Lima, 2011). O clima dessa região é estacional, com duas estações bem definidas, uma seca, de abril a setembro, e uma chuvosa, de outubro a março. Na estação chuvosa, é comum a ocorrência de veranicos, isto é, períodos sucessivos sem chuvas durante a estação chuvosa (Assad *et al.*, 1993).

O relevo do Cerrado caracteriza-se principalmente pela topografia plana ou relativamente plana (Ab'Saber, 2003). O solo do Cerrado é predominantemente do tipo Latossolo (Ab'Saber, 2003). Além disso, a fisiologia e a ecologia da vegetação do Cerrado favorecem a disponibilidade de água no ambiente, enquanto a topografia plana, associada a altitudes elevadas, favorece a infiltração d'água em detrimento do escoamento superficial, propiciando, assim, o surgimento de importantes zonas de recarga hídrica (Souza *et al.*, 2019). As características de clima, altitude, infiltração e tipo de solo do Cerrado são atributos que influenciam a rede hídrica do país. Aproximadamente 80% da água utilizada no Brasil se destina à produção de alimentos. Assim, a demanda d'água no Cerrado é evidente, pois é um dos biomas brasileiros que mais se destaca no cenário agrícola nacional e mundial (Lima, 2011).

As características do solo do Cerrado correspondem a um dos principais fatores que promovem as variações fisionômicas no bioma (Fernandes *et al.*, 2016). São reconhecidas ao menos 11 fitofisionomias no Cerrado, sendo que as formações vegetais do Cerrado podem ser agrupadas em três tipos: campestre, savânica e florestal (Ribeiro; Walter, 2008). A fauna e flora

podem variar de acordo com cada fitofisionomia. Sua riqueza conhecida compreende 251 espécies de mamíferos e 856 espécies de aves, além do número elevado de espécies de peixes (1.200), répteis (262) e anfíbios (204) (Brasil, 2024a; CEPF, 2017). De acordo com Klink e Machado (2005), 44% da flora do Cerrado são endêmicas e o número de plantas vasculares é superior àqueles encontrados na maioria das regiões do mundo. Sabe-se que muitas espécies do Cerrado continuam desconhecidas, no entanto, importantes espécies de vertebrados presentes no bioma são impactadas por severas perdas de habitat (Machado *et al.*, 2008; Strassburg *et al.*, 2017). De acordo com Cardillo *et al.* (2005), os mamíferos de grande porte tendem a possuir maior risco de vulnerabilidade à extinção do que os de pequeno porte, devido a fatores ambientais e características biológicas intrínsecas. Atualmente, em um total de espécies ameaçadas do Brasil, 17,7% (111 espécies) são do Cerrado (Brasil, 2008).

Além da diversidade biológica, o Cerrado também é reconhecido por sua diversidade social e cultural, marcada por grande número de povos indígenas e comunidades tradicionais como os quilombolas, os geraizeiros, as vazantes e os catingueiros de coco babaçu que ocupam e usam territórios e recursos naturais como condição básica para sua reprodução cultural, social, religiosa, ancestral e econômica (Fernandes *et al.*, 2016).

Os serviços ecossistêmicos do Cerrado são fundamentais para a economia e para a população brasileira, além de sua proteção se estender para fora das suas fronteiras, pois outros bioma sul americanos dependem dos serviços fornecidos pelo Cerrado (WEF, 2024). Os serviços ecossistêmicos são benefícios que os seres humanos obtém dos ecossistemas, esses serviços são de extrema importância por tonar a vida humana possível (Ferraz *et al.*, 2019). Alguns dos vários serviços ecossistêmicos fornecido pelo Cerrado são: estoque de carbono, proteção de bacias hidrográficas, regulação dos padrões regionais de precipitação, segurança alimentar e serviços obtidos pela biodiversidade (CEPF, 2017; WEF, 2024). O estudo realizado por Resende *et al.* (2021) identificou que as redes atuais de áreas protegidas e terras indígenas são estratégias chave para sustentar os serviços ecossistêmicos e conservar a biodiversidade no Cerrado, reforçando a ideia de que o manejo adequado dessas reservas pode fornecer uma alta taxa de retorno tanto para a natureza em si quanto para o bem-estar humano (Resende *et al.*, 2021). A atual produtividade agrícola no Cerrado somente continuará no longo prazo se o bioma estiver bem conservado e capaz de continuar fornecendo os serviços ecossistêmicos nos quais essa economia depende (WEF, 2024).

Atualmente, os remanescentes de vegetação nativa do Cerrado representam 55% do bioma e estão distribuídas de maneira heterogênea, sendo que a porção sul do bioma se encontra

com apenas 15% de vegetação nativa e a porção norte com 90% da vegetação nativa (Alencar *et al.*, 2020). O Cerrado é a savana tropical mais diversificada do mundo, entretanto, está entre os 20 *hotspots* para a conservação da biodiversidade por apresentar forte pressão antrópica e alta concentração de espécies endêmicas (Klink; Machado, 2005; Myers *et al.*, 2000). Dentre as principais causas do desmatamento no bioma, estão as monoculturas, produção de *commodities* agrícolas, pastagens cultivadas, criação de reservatórios hidrelétricos e expansão de áreas urbanas (Alencar *et al.*, 2020; Françoso *et al.*, 2015). Desta forma, medidas eficazes de mitigação da perda da biodiversidade devem ser tomadas para conservação do bioma Cerrado.

2.2 Conectividade da Paisagem

A fragmentação, que corresponde à perda da continuidade de um habitat, pode ter causas naturais ou antrópicas. A fragmentação antrópica é a mais frequente e gera inúmeros impactos ambientais (Sano *et al.*, 2008). A expansão das atividades humanas e o crescimento populacional são algumas das causas da sua aceleração (Sano *et al.*, 2008), podendo ocasionar perda do habitat original, aumento no número de fragmentos, efeito de bordas, perda ou redução da conectividade, diminuição no tamanho dos fragmentos e extinções (Forero-Medina; Vieira, 2007; Pompeu; Assis; Ometto, 2024; Rocha *et al.*, 2021; Tao *et al.*, 2024). A fragmentação também promove a expansão de outras formas de cobertura da terra, aumentando a heterogeneidade do mosaico e afetando a permeabilidade da matriz aos fluxos biológicos (Metzger, 2006). Essa situação também resulta na perda de microclimas e aumenta o risco de colapso da biodiversidade (Tao *et al.*, 2024).

As paisagens são dinâmicas e seus elementos podem mudar de tamanho, forma ou até mesmo desaparecer por fazer parte de um sistema ecológico aberto (Meffe; Carroll, 1997). Como a fragmentação é um processo complexo que envolve muitas variáveis, não é provável que duas paisagens apresentem trajetórias idênticas de mudança, pois cada paisagem, em diferentes períodos, terá sua própria estrutura, embora paisagens em uma determinada região sujeitas ao mesmo tipo de desenvolvimento ou exploração de recursos possam ter padrões muito semelhantes (Meffe; Carroll, 1997).

O desmatamento é uma das causas da fragmentação antrópica da paisagem. No Cerrado, o desmatamento ocorre predominantemente na forma de fragmentos pequenos (Pompeu; Assis; Ometto, 2024). A distribuição das áreas naturais do Cerrado é desuniforme e aproximadamente 57% da sua vegetação remanescente está em áreas privadas, sendo que 60% da vegetação

privada pode ser legalmente desmatada (Alencar *et al.*, 2020), o que intensifica ainda mais a fragmentação das paisagens do Cerrado e, conseqüentemente, a perda da biodiversidade. Além disso, espécies cuja distribuição original sobrepõem atividades econômicas têm maiores chances de se tornarem ameaçadas (De Marco *et al.*, 2020). No Cerrado, os fragmentos remanescentes estão localizados principalmente em áreas com maiores declives que não são utilizadas para produção agrícola. Nesse sentido, os remanescentes tendem a apresentar viés topográfico em termos de biodiversidade (Carvalho; De Marco; Ferreira, 2009).

A estrutura da paisagem pode afetar a riqueza de espécies e a composição da comunidade (Tao *et al.*, 2024). A capacidade de dispersão dos animais é um dos fatores mais importantes na dinâmica populacional em paisagens fragmentadas. O entendimento de como as espécies percebem os componentes estruturais da paisagem (fragmentos, corredores e matrizes) é necessário para compreender como são determinadas as persistências dessas espécies em paisagens fragmentadas (Metzger, 2006). O potencial de dispersão e a colonização de espécies podem ser afetados durante o processo de fragmentação devido à criação de barreiras entre as manchas de habitats (Forero-Medina; Vieira, 2007). Se a dispersão entre fragmentos se tornar impossível devido à distância, falta de corredores, fragmentos *stepping stones* ou outros habitats pelos quais as espécies em questão possam se locomover, as metapopulações podem ser desestabilizadas (Meffe; Carroll, 1997). Porém, essa desestabilização depende do comportamento das espécies (Tao *et al.*, 2024).

A metapopulação consiste em várias subpopulações interligadas por imigração e emigração (Meffe; Carroll, 1997). A capacidade de dispersão das espécies é um fator importante para persistência de diferentes metapopulações em paisagens fragmentadas, pois distintos tipos de mudanças na paisagem podem gerar distintos impactos na dinâmica da metapopulação (Hanski, 1998; Hatfield; Orme; Banks-Leite, 2018; Wang; Altermatt, 2019). Além disso, tamanho e distribuição dos fragmentos são fatores que influenciam a dispersão de metapopulações, ou seja, fragmentos maiores ou menores podem influenciar a dispersão de formas diferentes, dependendo das características das espécies (Wang; Altermatt, 2019). Se uma espécie não for capaz de cruzar grandes distâncias entre fragmentos de habitat ou utilizar o habitat da matriz, sua sobrevivência a longo prazo pode ser afetada negativamente (Hatfield; Orme; Banks-Leite, 2018). Espécies com forte capacidade de dispersão são frequentemente mais vulneráveis às mudanças no uso da terra do que espécies com baixa capacidade de dispersão (Tao *et al.*, 2024).

As interações das espécies com a estrutura da paisagem influenciam a capacidade de indivíduos e populações de se deslocarem entre os componentes da paisagem para encontrar recursos vitais como comida, água e parceiros reprodutores (Rudnick *et al.*, 2012). Nesse sentido, a conectividade é considerada um elemento vital da paisagem, já que é crítica para a sobrevivência da população e para a dinâmica populacional (Forero-Medina; Vieira, 2007). A estrutura da paisagem pode afetar a riqueza de espécies e a composição da comunidade (Tao *et al.*, 2024).

A conectividade é dada pela capacidade dos componentes da paisagem em facilitar os fluxos biológicos (Metzger, 2006). Há dois tipos de conectividade, a estrutural e a funcional. A estrutural descreve as características físicas e a disposição dos elementos em uma paisagem. Ela é baseada integralmente na estrutura da paisagem, ignorando as respostas dos organismos. Já a funcional descreve como os organismos se movimentam pela paisagem. Ela é resultante da maneira pela qual as características ecológicas dos organismos, como preferência de habitat e capacidade de dispersão, interagem com as características estruturais da paisagem. Dessa maneira, a perda da conectividade pode afetar as espécies em distintos níveis, pois depende da sensibilidade de um indivíduo em relação às diferentes classes de uso e ocupação da terra de uma matriz.

A perda e fragmentação de habitat alteram a quantidade e a qualidade dos recursos disponíveis na paisagem. As áreas pequenas e fragmentadas possuem uma capacidade menor de suportar uma alta densidade populacional que habitats contínuos (Lino *et al.*, 2019). A vulnerabilidade das espécies aumenta com o tempo gasto para encontrar um fragmento com tamanho suficiente para sustentar uma população e a perda de habitat impacta negativamente no sucesso da dispersão e na biodiversidade em geral (Rocha *et al.*, 2021). Dessa forma, pequenos fragmentos e árvores dispersas que servem como trampolins geralmente aumentam o sucesso da dispersão em comparação com paisagens sem nenhum trampolim. Assim, esses *stepping stones* auxiliam na dispersão, evitando extinções locais (Rocha *et al.*, 2021). No Cerrado, apesar dos fragmentos em pequenas fazendas serem mais susceptíveis a efeitos de borda e serem menores do que aqueles presentes em grandes fazendas, eles podem servir como trampolins (Pompeu; Assis; Ometto, 2024).

Sob uma distribuição espacial desigual de impactos, como é o caso no Cerrado que apresenta tendências crescentes no isolamento dos seus fragmentos, a posição das espécies no espaço geográfico também é indispensável para prever sua vulnerabilidade (De Marco *et al.*, 2020; Pompeu; Assis; Ometto, 2024). Por exemplo, a perda do habitat para espécies de

mamíferos no Cerrado é motivada principalmente pela agricultura e infraestrutura de transporte. Atualmente, há uma forte correspondência entre as atividades humanas atuais e a distribuição dos mamíferos ameaçados no Cerrado (De Marco *et al.*, 2020). A pressão para aumentar a produção de grãos no Cerrado reflete diretamente no aumento da rede de estradas e no desenvolvimento de outros tipos de transporte (De Marco *et al.*, 2020). As redes de estradas podem-se tornar barreiras para dispersão das espécies. A composição da paisagem em torno das rodovias tem grande influência na taxa de atropelamentos de vertebrados terrestres (Reis *et al.*, 2016). Segundo estudo realizado por Garriga *et al.* (2012), as áreas protegidas apresentam maiores índices de atropelamentos de espécies. No Brasil, mais de 80% das UCs que possuem rodovias nas suas áreas já registraram atropelamento de fauna selvagem (Bager *et al.*, 2016).

A partir da Teoria dos Grafos, é possível modelar a conectividade funcional de uma paisagem para uma determinada espécie (Forero-Medina; Vieira, 2007). Um grafo é um dado espacial composto por um conjunto de nós ou vértices conectados entre si. A partir das arestas que representam a probabilidade de uma espécie dispersar-se em uma determinada distância, pode-se indicar a existência de fluxos ecológicos entre os nós (Urban; Keitt, 2001). A representação de um grafo permite mesclar processos populacionais como dispersão com padrões dos componentes da paisagem (tamanho, forma e localização) para se chegar ao processo de análise da conectividade, tanto para paisagens inteiras quanto para fragmentos individuais. A conectividade está inserida nas etapas de planejamento sistemático das UCs (Margules; Pressey, 2000).

Para garantir a representatividade e persistência das áreas de proteção em todo o mundo, o planejamento de conservação deve lidar não apenas com a localização das reservas em termos de padrões físicos e biológicos naturais, mas também com o *design* das reservas, que inclui variáveis como tamanho, conectividade, replicação e alinhamentos de limites (Margules; Pressey, 2000). A abordagem da Teoria dos Grafos possibilita a conexão entre os organismos e a paisagem, proporcionando o estabelecimento de estratégias de conservação para diferentes espécies com base nas suas dispersões entre os fragmentos, podendo ser útil na escolha de áreas prioritárias para conservação ou restauração (Forero-Medina; Vieira, 2007).

2.3 Zona de Amortecimento

A preservação do meio ambiente pelo poder público e pela coletividade para a manutenção de um ambiente ecologicamente equilibrado para as gerações presente e futura faz

parte dos direitos fundamentais previstos no Art. 225 da Constituição Federal do Brasil. Dessa forma, o estabelecimento de áreas protegidas e sua manutenção é um instrumento para conservação do meio ambiente a longo prazo. Mais especificamente, o Art. 225, § 1º, Incisos I, II, III e VII, estabelece as responsabilidades do poder público para a proteção da natureza. Para regulamentar o artigo, foi instituído o SNUC que estabelece critérios e normas para criação, implantação e gestão das UCs (Brasil, 2000). O SNUC é constituído pelo conjunto de UCs federais, municipais e estaduais.

As regras e o zoneamento que devem presidir o uso da UC e o manejo dos recursos naturais são estabelecidos no plano de manejo de cada unidade (Brasil, 2000). O plano de manejo de uma UC deve ser elaborado no prazo de cinco anos a partir da data de sua criação. O zoneamento é uma das ferramentas mais importantes do plano de manejo, por organizar espacialmente as zonas com diferentes graus de proteção e regras de uso (Brasil, 2024b). A zona de amortecimento (ZA) é uma das zonas delimitadas no zoneamento de uma UC com o objetivo de minimizar os impactos negativos sobre a unidade. De acordo com o Art. 27, “o Plano de Manejo deve abranger a área da unidade de conservação, sua zona de amortecimento e os corredores ecológicos, incluindo medidas com o fim de promover sua integração à vida econômica e social das comunidades vizinhas”.

A partir do SNUC, foi estabelecida a exigência da ZA no entorno de 10 categorias de UCs que estão distribuídas nos grupos das UCPI (Estação Ecológica, Reserva Biológica, Parque Nacional, Monumento Natural e Refúgio de Vida Silvestre) e das UCUS (Área de Relevante Interesse Ecológico, Floresta Nacional, Reserva Extrativista, Reserva de Fauna e Reserva de Desenvolvimento Sustentável). O órgão responsável pela administração das UCs estabelece as normas específicas que regulamentam a ocupação e uso dos recursos presentes nas ZAs. O licenciamento de empreendimentos com significativos impactos ambientais que possam afetar essa zona só poderá ser concedido após autorização do órgão responsável pela administração da UC (Brasil, 2000; Art. 36, § 3º). Conforme definido no SNUC, os órgãos responsáveis pela administração das UCs são os órgãos executores que são estabelecidos no Inciso III, Art. 6º:

III - Órgãos executores: o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) e o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e, em caráter supletivo, os órgãos estaduais e municipais, com a função de implementar o SNUC, subsidiar as propostas de criação e administrar as unidades de

conservação federais, estaduais e municipais, nas respectivas esferas de atuação (Brasil, 2000).

As ZAs das UCs, na Resolução CONAMA n° 13, de 6 de dezembro de 1990, eram definidas como áreas circundantes, estabelecendo a obrigatoriedade de licenciamento de qualquer atividade que pudesse afetar a biota em um raio de 10 km desde o limite da UC. Essa resolução era reportada para todas as categorias de UCs, mesmo que não apresentassem ZA definida (Brasil, 1990). No entanto, essa resolução foi revogada a partir da Resolução n° 428, de 17 de dezembro de 2010, com o estabelecimento de novas regras para as ZAs das UCs, reduzindo a sua área limite em 80% (Farias; Ataíde, 2019).

A Resolução n° 428/2010 estabelece a área da ZA como sendo o raio de 3 km a partir da borda da UC, desde que essa zona não esteja estabelecida no plano de manejo, sendo determinada para o licenciamento de empreendimentos de significativo impacto ambiental, com fundamento em Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e respectivo Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) (Brasil, 2010). Nos casos de licenciamento ambiental de empreendimentos não sujeitos a EIA/RIMA, o limite da zona de amortecimento é de 2 km. Essa resolução estabelece ainda que os órgãos responsáveis pela administração das UCs federais, estaduais e municipais, têm o prazo de cinco anos contados da publicação da resolução para definir os planos de manejos das UCs que ainda não os possuem (Brasil, 2010). Após esse prazo, as ZAs com as faixas de 3 km e 2 km passam a inexistir. O prazo de cinco anos foi prorrogado por mais cinco anos a partir da resolução CONAMA n° 473/2015, no entanto, até o presente momento, esse prazo venceu em 2020 e não há uma nova resolução estabelecendo as novas normas para ZA.

Segundo Ferreira e Pascuchi (2006), as ZAs assumirão conotações e contornos diferenciados de acordo com a respectiva categoria de UC, sendo que a proteção ao entorno de uma UCPI deverá ser muito mais eficaz e concreta na mitigação dos impactos ambientais provenientes das zonas limítrofes, como também muito mais rígida e restritiva na elaboração de seu zoneamento do que a ZA de uma UCUS. Devido às ZAs apresentarem regulamentações insatisfatórias e delimitações imprecisas, formam-se espaços que apresentam problemas complexos de resolução por ser uma parte acessória das UCs (Farias; Ataíde, 2019). Isso se reflete pelo fato de a normatização da ZA ainda não alcançar o grau de estabilidade dos dispositivos que regulamentam as UCs. Segundo Beiroz (2015), a maior parte das pressões antrópicas sofridas por UCs é oriunda dos seus entornos. Conforme identificado por pesquisas realizadas em UCs do Cerrado, o desmatamento é maior no entorno que dentro das UCs

(Carranza *et al.*, 2014; Françoso *et al.*, 2015). Com isso, a redução da área submetida à gestão da UC em seu entorno prejudica o estabelecimento de corredores ecológicos e a gestão integrada de múltiplas UCs em ambientes que apresentam constante fragmentação de habitats (Beiroz, 2015).

Para garantir a efetividade da implementação das ZAs, é preciso compreender as demandas e os desafios presentes nas vizinhanças das unidades (Beiroz, 2015). As ZAs devem levar em consideração as atividades econômicas e sociais existentes no entorno e a promoção do apoio da comunidade do entorno das UCs no entendimento dos benefícios socioambientais da manutenção da biodiversidade local.

De acordo com Margules e Pressey (2000), se as UCs se tornarem remanescentes de habitat natural cercado por habitats antropizados, como terras cultivadas ou pastagens plantadas, as mudanças provocadas pelo isolamento e exposição têm implicações para a persistência de espécies dentro das UCs. Se as rotas de dispersão forem bloqueadas ou alteradas, os organismos podem experimentar taxas mais altas de mortalidade ao tentar dispersar, ou podem ter seus fluxos de deslocamento e fluxos gênicos completamente interrompidos, levando a densidades populacionais insustentáveis em manchas remanescentes, resultando em aumentos na mortalidade e endogamia (Rudnick *et al.*, 2012).

2.4 Geotecnologias na Conservação da Biodiversidade

As perturbações no meio ambiente ocasionadas pelas ações antrópicas podem deixar impactos que persistem durante décadas ou até mesmo séculos, afetando a biodiversidade e serviços ecossistêmicos fundamentais para os seres humanos. Segundo Metzger (2001), resolver o problema da perda da biodiversidade excluindo o homem da paisagem é apenas um paliativo e não uma solução. A paisagem corresponde a um mosaico heterogêneo, formada por diferentes unidades de uso e cobertura da terra, ecossistemas e habitats que interagem entre si em diferentes escalas.

As pesquisas em ecologia da paisagem e a disponibilidade de métodos de análises auxiliam na compreensão das causas e consequências de impactos ambientais na relação entre território e organismos (Turner, 2005). Portanto, estudos que quantificam a heterogeneidade espacial são necessários para o entendimento das relações entre os processos ecológicos e os padrões espaciais da paisagem. Diferentes *softwares* contêm funções para análises da paisagem (Hesselbarth *et al.*, 2021). Um exemplo é o uso do SIG para integrar diferentes métricas que

analisam a composição, número e abundância de habitats e a configuração e disposição espacial de diferentes classes da paisagem (Turner, 2005). O SIG é um sistema de informação espacial constituído por *hardware*, *software* e recursos humanos que contribuem para a análise, representação e gestão do espaço e dos fenômenos que nele ocorrem (Mendes, 2019).

A integração das informações em um SIG possibilita a tomada de decisões em diferentes áreas interdisciplinares (Dias; Figueirôa, 2020; Mendes, 2019). Em territórios extensos como o Brasil, a utilização das geotecnologias contribui de forma positiva para as demandas de problema ambientais. No Brasil, as técnicas e ferramentas de geoprocessamento como os métodos de análise multicritério e análise multitemporal, vêm sendo amplamente utilizadas para gestão, planejamento, criação, pesquisa e monitoramento das UCs (Dias; Figueirôa, 2020).

As obtenções de dados e informações geradas a partir de geotecnologias possibilitam o desenvolvimento de conhecimentos que auxiliam na criação de políticas públicas que mitigam problemas ambientais e no desenvolvimento de estratégias de conservação da biodiversidade brasileira. Dessa forma, o ser humano está na origem dos problemas ambientais, mas é parte também das soluções (Metzger, 2001). Projetos e programas de monitoramento e levantamento de dados como o Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite (PRODES), Sistema de Detecção de Desmatamento em Tempo Real (DETER), MapBiomass, Cadastro Ambiental Rural (CAR) e Infraestrutura Nacional de Dados Espaciais (INDE) são fundamentais na gestão do território, além de possibilitar o entendimento das dinâmicas do presente e do passado e viabilizar modelagem de cenários futuros.

2.4.1 Priorização de Áreas para Conservação da Biodiversidade

As ameaças à biodiversidade, como os desmatamentos, empreendimentos agropecuários e expansões urbanas, têm-se constituído em uma preocupação crescente (Loyola *et al.*, 2014). De acordo com esses últimos autores, a seleção de áreas prioritárias é um processo que visa otimizar a identificação de locais de alta importância para conservação e/ou restauração, de modo a proporcionar uma maior relação custo-benefício dos recursos e esforços destinados para tais fins. A elevada biodiversidade e a alta pressão antrópica são características que, combinadas, apresentam um alto potencial para identificação de áreas prioritárias (Scaramuzza *et al.*, 2008).

As áreas protegidas sozinhas não são capazes de proteger a biodiversidade local, regional ou global, porém, sua proteção pode ser ampliada com o desenvolvimento de

estratégias de mitigação (Margules; Pressey, 2000). A seleção de áreas prioritárias parte da premissa de que todas as espécies, ecossistemas ou biomas não alcançaram a conservação total (Loyola *et al.*, 2018). As ameaças à conservação são geralmente de natureza social, econômica, institucional e/ou política (Loyola *et al.*, 2014). Como exemplo, têm-se as propostas políticas de redução de tamanho e desclassificação de áreas protegidas (Kroner *et al.*, 2019; Loyola, 2014; Soares-Filho *et al.*, 2014).

De acordo com Diniz-Filho *et al.* (2009), o conflito entre interesses socioeconômicos e a conservação leva à necessidade de identificar regiões prioritárias para ações de conservação. No Cerrado, o avanço do agronegócio contribui para o desmatamento cada vez mais acelerado, ocasionando impactos, transformando a paisagem do Cerrado e resultando nas elevadas perdas de biodiversidade (Loyola *et al.*, 2014; Loyola; Rezende; Ribeiro, 2021). Atualmente, a expansão agrícola ocorre em áreas menos favoráveis na parte norte do bioma onde áreas extensas de remanescentes ainda são encontradas (Schüler; Bustamante, 2022). A partir da análise de priorização de áreas para restauração, proposta por Schüler e Bustamante (2022), foi observado que o alto potencial para agricultura e a baixa produtividade de grande parte das pastagens do Cerrado faz com que essas pastagens apresentem uma oportunidade significativa para aumentar a produção sem necessidade de conversão adicional de áreas naturais.

De acordo com Faleiro, Machado e Loyola (2013), as áreas prioritárias identificadas para restauração no Cerrado favorecem a formação de corredores e trampolins entre áreas protegidas, dependendo de sua localização espacial e matriz circundante. Segundo Strassburg *et al.* (2019), o planejamento espacial multicritério pode ser uma ferramenta importante para revelar e gerir os compromissos e sinergias envolvidos e, conseqüentemente, viabilizar a restauração em diferentes escalas. As análises de priorização de áreas contribuíram para o desenvolvimento de *software* especializados como C-Plan, Zonation, ConsNet e Marxan. Entretanto, esses *softwares* necessitam de uma extensa entrada de dados e usuários altamente treinados para produzir resultados confiáveis, além de recursos que geralmente não estão disponíveis em agências estatais e locais (Li; Nigh, 2011; Oakleaf *et al.*, 2017).

Atualmente, no Brasil, há uma lacuna de conservação espacial, sendo que 16,5% do território brasileiro são considerados áreas prioritárias para conservação que não se sobrepõem às UCs (Fonseca; Venticinque, 2018). As análises de áreas prioritárias podem ser utilizadas como subsídios para ações de conservação como a melhoria do monitoramento e fiscalização; o aumento da qualidade do habitat no entorno das UCs; o desenvolvimento de políticas públicas para espécies da fauna e da flora ameaçadas de extinção; os zoneamentos ecológicos; os

corredores de conservação; e a elaboração de atlas de conservação (Loyola; Rezende; Ribeiro, 2021; Scaramuzza *et al.*, 2008).

2.4.2 Análise Multicritério

A multidisciplinaridade está presente em muitos problemas que a sociedade enfrenta, portanto, há necessidade de métodos capazes de analisar uma variedade de perspectivas e aspectos diferentes que muitas vezes são conflitantes (Dean, 2022). Na conservação da biodiversidade, a tomada de decisão exige cada vez mais a comparação de alternativas para alcançar objetivos múltiplos e concorrentes, como exemplo, a simultaneidade da necessidade de proteção de habitat e o crescimento econômico (Esmail; Geneletti, 2018). Dessa forma, a análise de decisão multicritério visa auxiliar as pessoas na tomada de decisões relacionadas aos objetivos específicos de cada estudo.

A análise multicritério apresenta diferentes métodos como *Multi-Attribute Utility Theory* (MAUT), *Analytic Hierarchy Process* (AHP), *Simple Multi-Attribute Rating Technique* (SMART) e *Best-Worst Method* (BWM) (Dean, 2022). As diferentes decisões multicritério apresentam um conjunto de regras com os seguintes elementos básicos: tomador(es) de decisão, critérios, alternativas, escala de pontuação e ponderação do critério (Malczewski, 2018). A análise multicritério pode ser integrada com outros métodos e ferramentas, como as abordagens participativas e o SIG (Esmail; Geneletti, 2018). A integração da análise multicritério no SIG apresenta a vantagem de incorporar os julgamentos de valor nos procedimentos de tomadas de decisão integradas (Malczewski, 2018).

A análise multicritério é um método que pode auxiliar no planejamento sistemático da conservação, pois envolve uma variedade de critérios agregados. A análise multicritério está presente em diferentes estudos ambientais, por exemplo, análises de áreas prioritárias para conservação da biodiversidade, análise da eficácia das políticas ambientais existentes, análise de implementação de políticas, identificação de áreas para restauração, criação de corredores ecológicos, zoneamento de áreas protegidas e análise de riscos à degradação, dentre outras fragilidades ambientais (Dias; Figueirôa, 2020; Esmail; Geneletti, 2018; Falcão, 2013; Faleiro; Machado; Loyola, 2013; Fonseca; Venticinque, 2018; França *et al.*, 2020, 2022; Lemes; Andrade; Loyola, 2020; Oakleaf *et al.*, 2017; Schüler; Bustamante, 2022; Schwaida *et al.*, 2023).

A revisão de literatura realizada por Esmail e Geneletti (2018) identificou que, nos últimos 20 anos, a análise multicritério foi utilizada em diferentes estudos relacionados à conservação da natureza. Dentre as análises de agregação dos critérios, a combinação linear ponderada e o AHP foram as que apresentaram aplicação majoritária nos diferentes estudos. O AHP foi desenvolvido por Saaty (1977), sendo um processo com abordagem básica para a tomada de decisão mais eficaz por auxiliar na organização de pensamento e julgamentos de uma decisão (Saaty; Vargas, 2012). As tomadas de decisões multicritério de planejamento e alocação de recursos e resolução de conflitos são as principais análises aplicadas ao AHP.

O método AHP é estruturado em três níveis de hierárquicos: o objetivo da decisão no nível superior, seguido de um segundo nível construído pelos critérios pelos quais as alternativas, localizadas no terceiro nível, são avaliados (Saaty; Vargas, 2012). Segundo Saaty (2008), a decomposição de uma decisão deve seguir as seguintes etapas: definição do problema e determinação do tipo de conhecimento procurado; estruturação da hierarquia; construção de um conjunto de matrizes de comparação pareada; e utilização das prioridades obtidas nas comparações para determinar o peso das prioridades.

Em um ambiente SIG, a identificação de áreas prioritárias pode utilizar os pesos obtidos na AHP que podem ser combinados com o método de combinação linear ponderada. Esse método integra diferentes fatores a partir de uma média ponderada. De acordo com Falcão (2013), para cada camada normalizada de critério, os valores dos pixels são multiplicados pelo respectivo coeficiente (peso). Dessa forma, o AHP fornece uma estrutura para o processo de tomada de decisão em ambiente SIG para a adequação relativa da terra (Chandio *et al.*, 2013).

CAPÍTULO 3

METODOLOGIA

3.1 Área de Estudo

O presente estudo foi realizado no entorno de 15 PARNAs federais localizados no bioma Cerrado (Figura 3.1). OS PARNAs são de proteção integral, possuindo regras restritas para atividades de elevados impactos ambientais dentro e fora dos seus limites. As normas de cada unidade são determinadas no seu plano de manejo, sendo que, dentro das PARNAs, não é permitido o uso direto dos seus recursos naturais, possuindo ainda a obrigatoriedade de delimitar as zonas de amortecimento (ZAs) (Brasil, 2000).

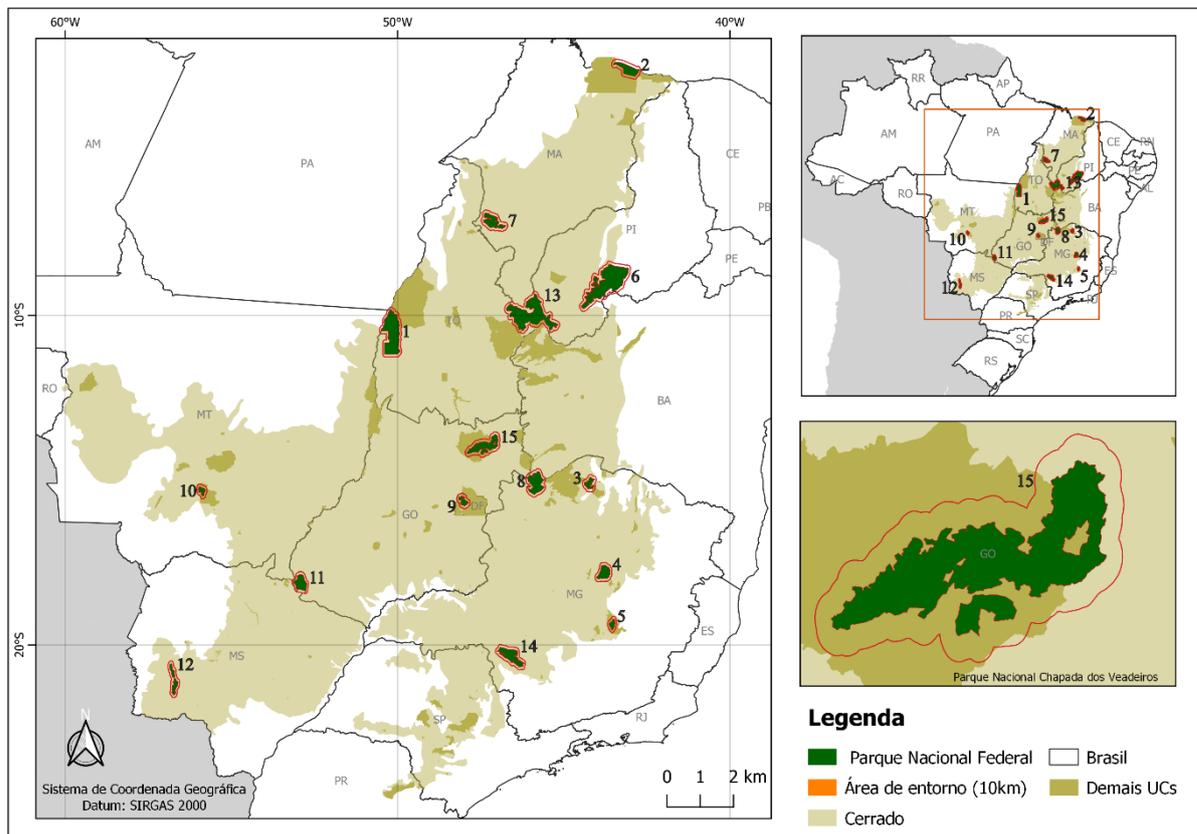


Figura 3.1 Mapa de localização da área de estudo, composta por 15 parques nacionais localizados no bioma Cerrado. 1 - Araguaia; 2 - Lençóis Maranhenses; 3 - Cavernas do Peruaçu; 4 - Sempre-Vivas; 5 - Serra do Cipó; 6 - Serra das Confusões; 7 - Chapada das Mesas; 8 - Grande Sertão Veredas; 9 - Brasília; 10 - Chapada dos Guimarães; 11 - Emas; 12 - Serra da Bodoquena; 13 - Nascentes do Rio Parnaíba; 14 - Serra da Canastra; e 15 - Chapada dos Veadeiros.

O PARNA Serra das Confusões localiza-se em uma importante área de transição entre Caatinga e Cerrado. Apesar desse PARNA ser do bioma Caatinga, parte da sua área protegida (5.655 km²) está no limite do Cerrado. Desta forma, o PARNA Serra das Confusões foi adicionado à análise por conservar a biodiversidade do Cerrado. Foi aferido se os parques

possuíam ZAs delimitadas no zoneamento. Os 15 parques possuem plano de manejo aprovados, no entanto, apenas sete continham ZAs delimitadas (Tabela 3.1). Dessa forma, a distância de 10 km foi utilizada para padronizar o tamanho da área do entorno. Esse limite foi baseado na Resolução CONAMA n° 13/1990, por dispor de uma área mais restrita para ZAs (Bellón *et al.*, 2020; Grande; Aguiar; Machado, 2020).

Tabela 3.1 Características gerais dos 15 parques nacionais selecionados para esta pesquisa.

Parque Nacional	Estado	Área Interior (km²)	Buffer (10 km)	Plano de Manejo Aprovado	ZA no Zoneamento	Ano de Criação
Araguaia	TO; MT	5.555	3.416	Sim	Não	1959
Lençóis Maranhenses	MA	1.566	2.156	Sim	Sim	1981
avernas do Peruaçu	MG	564	1.300	Sim	Sim	1999
Sempre-Vivas	MG	1.242	1.358	Sim	Não	2002
Serra do Cipó	MG	316	790	Sim	Não	1984
Serra das Confusões	PI	8.238	5.687	Sim	Sim	1998
Chapada das Mesas	MA	1.600	2.377	Sim	Não	2005
Grande Sertão Veredas	MG	2.309	2.133	Sim	Sim	1989
Brasília	DF; GO	424	1.109	Sim	Não	1961
Chapada dos Guimarães	MT	326	851,14	Sim	Sim	1989
Emas	GO	1328	1.362	Sim	Sim	1961
Serra da Bodoquena	MS	770	1.807	Sim	Não	2000
Nascentes do Rio Parnaíba	PI; MA; BA; TO	7.498	5.842	Sim	Não	2002
Serra da Canastra	MG	1.980	2.445	Sim	Sim	1972

Chapada dos Veadeiros	GO	2.406	3.173	Sim	Não	1961
Total		36.121	35806			

A área do *buffer* de 10 km do PARNA Lençóis Maranhenses cobre uma área marítima, portanto, neste estudo, foram consideradas somente as partes correspondentes às áreas terrestres (1.167 km²).

3.2 Base de Dados

A base de dados do presente trabalho foi composta por dados geoespaciais do território brasileiro, disponibilizados sem custos por instituições governamentais e não-governamentais (Tabela 3.2).

Tabela 3.2 Descrição das camadas de dados geoespaciais selecionadas para este trabalho.

Dados	Fonte	Descrição	Formato
Parque nacional federal	Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) (https://www.gov.br/icmbio/pt-br/servicos/geoprocessamento)	Limites das unidades de conservação de proteção integral federais	Shapefile
Bioma Cerrado	Ministério do Meio Ambiente (MMA) (http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm)	Limite dos biomas brasileiros	Shapefile
Unidades de conservação	Ministério do Meio Ambiente (MMA) (http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm)	Limite das unidades de conservação do Brasil	Shapefile
Uso e cobertura da terra	MapBiomias Coleção 6 (https://brasil.mapbiomas.org/download)	Dados de uso e cobertura da terra do Brasil a partir de 1985	Raster
Corpo d'água	Agência Nacional de Águas (ANA) (https://metadados.snirh.gov.br/geonet/work/srv/por/catalog.search#/home)	Rede de drenagem do Brasil	Shapefile

As análises nos entornos dos PARNAs foram realizadas para o período 2000–2020. O ano de 2000 foi selecionado por ser o ano de instituição do SNUC, enquanto 2020 foi o último ano em que os mapas anuais de uso e cobertura da terra foram disponibilizados pelo Projeto

MapBiomass, quando do início das atividades deste trabalho. Os principais dados deste estudo foram processados nos seguintes *softwares*:

- QGIS 3.22.12 - SIG de código aberto (disponível para *download* em: https://www.qgis.org/pt_BR/site/about/index.html)
- ArcGIS 10.8 - SIG proprietário da Esri.
- pgAdmin III - Plataforma de desenvolvimento e administração de código aberto com recurso para PostgreSQL (disponível para *download* em: <https://www.pgadmin.org/>).
- R Studio – Interface do programa R, um pacote de programas gratuito para computação estatística e gráfica (R CORE TEAM, 2017).
- Conefor 2.6 - *Software* que permite quantificar a importância das áreas de habitat e *links* para a manutenção ou melhoria da conectividade, bem como avaliar os impactos na conectividade do habitat e mudanças na paisagem (disponível para *download* em: <http://www.conefor.org/index.html>).

3.3 Métodos

A Figura 3.2 apresenta o esquema simplificado das análises realizadas na presente pesquisa.

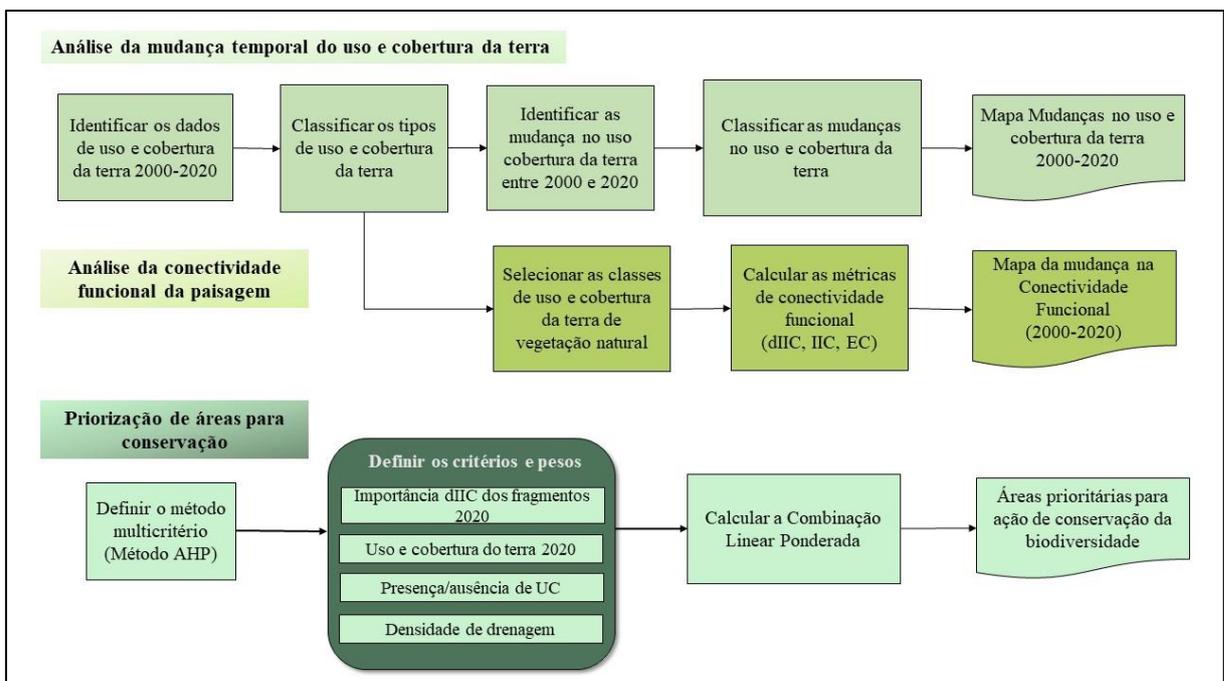


Figura 3.2 Esquema simplificado das análises realizadas na presente pesquisa.

3.3.1 Análise da Mudança Temporal do Uso e Cobertura da Terra

A mudança temporal no uso e cobertura da terra possibilita compreender como as ações antrópicas afetam a dinâmica do território e seus impactos na dimensão tempo-espaço sobre a biodiversidade e a disponibilidade de serviços ecossistêmicos (Winkler *et al.*, 2021). A análise dessa mudança temporal foi realizada por meio das seguintes etapas:

- I. Identificação dos tipos de uso e cobertura da terra presentes dentro e no entorno dos PARNAs selecionados em 2000 e 2020;
- II. Análise das mudanças no uso e ocupação da terra dentro e no entorno dos PARNAs entre 2000 e 2020; e
- III. Identificação da presença de unidade de conservação no entorno de 10 km dos PARNAs do Cerrado.

A identificação do uso e cobertura da terra foi realizada a partir do cruzamento dos dados de uso e cobertura da terra de 2000 e 2020 da coleção 6 do Projeto MapBiomias, considerando-se os limites dos PARNAs e seus respectivos entornos. O MapBiomias realiza o mapeamento anual de uso e cobertura da terra de todo o território brasileiro a partir da classificação pixel-a-pixel de imagens de satélite da série Landsat, com resolução espacial de 30 m. Todo o processo é feito de forma automática com base no algoritmo de aprendizagem de máquina denominado Random Forest e na plataforma Google Earth Engine (MapBiomias, 2021). As 21 classes de uso e cobertura da terra identificadas nos recortes das áreas de estudo foram reclassificadas em quatro grupos para se obter uma versão sintetizada das classificações (Tabela 3.3).

Após a identificação e reclassificação das classes de uso e cobertura da terra de dentro e do entorno dos PARNAs do Cerrado, foi realizada a análise da mudança no uso e cobertura da terra entre os anos 2000 e 2020. As mudanças foram classificadas em seis categorias, definidas de acordo com a conversão das classes presentes em 2000 para as classes de 2020 (Tabela 3.4). As mudanças foram identificadas a partir da utilização da ferramenta *Land Cover Change* do *Semi-Automatic Classification Plug-in (SCP)*, um *plug-in* de código aberto gratuito para QGIS que permite a classificação semi-automática de imagens de sensoriamento remoto (Congedo, 2021). Essa ferramenta permite a comparação entre duas classificações para avaliar as mudanças no uso e cobertura da terra.

Tabela 3.3 Reclassificação das classes de uso e cobertura da terra presentes dentro e no entorno de 10 km. A coleção 6 do Projeto MapBiomias separa as classes em quatro níveis de organização.

Classificação Original MapBiomias			Classificação Final		
Nível 1	Nível 2	Nível 3/ Nível 4			
1. Floresta	1.1 Formação Florestal	-	Vegetação Natural		
	1.2 Formação Savânica	-			
	1.3 Mangue	-			
2. Formação Natural não Florestal	2.1 Campo Alagado e Área Pantanosa	-			
	2.2 Formação Campestre	-			
	2.3 Apicum	-			
	2.4 Afloramento Rochoso	-			
3. Agropecuária	3.1 Pastagem	-		Agropecuária	
	3.2 Agricultura	3.2.1. Lavoura Temporária			-
		3.2.1.1 Soja			
		3.2.1.2 Cana			
		3.2.1.3 Arroz (beta)			
	3.2.1.4 Outras Lavouras Temporárias	-			
	3.2.2. Lavoura Perene				
	3.2.2.1 Café (beta)				
	3.2.2.3 Outras Lavouras Perenes	-			
	3.3 Silvicultura				
3.4 Mosaico de Agricultura e Pastagem					
4. Área não vegetada	4.1 Praia, Duna e Areal	-	Área não vegetada		
	4.2 Área Urbanizada	-			
	4.3 Mineração	-			
	4.4 Outras Áreas não Vegetadas	-			
5. Corpo D'água	5.1 Rio, Lago e Oceano	-	Corpos d'água		

Os arquivos *raster* de entrada do *Land Cover Change* são os de classificação de referência, uso e cobertura da terra de 2000, nova classificação e o de uso e cobertura da terra de 2020. Cada PARNA e cada entorno de estudo obtiveram um *raster* de referência e um *raster* da nova classificação. Como os arquivos de saída foram gerados com as conversões no uso e

cobertura da terra, cada pixel recebeu um código de identificação das comparações entre as classificações de 2000 e 2020. Além de um arquivo de texto com as descrições dos códigos de identificação, esse arquivo contém a classe de referência, a nova classe e os cálculos estatísticos, isto é, a soma dos pixels e o cálculo de áreas. Devido à presença de pixels com valores ausentes nas camadas de 2000 e/ou 2020, não foi possível analisar todos os 132,95 km², o que representa 0,37% da área de estudo. As comparações entre as classificações de 2000 e 2021 foram categorizadas de acordo com a Tabela 3.4.

Tabela 3.4 Mudanças no uso e ocupação da terra no interior dos parques nacionais federais do bioma Cerrado entre os anos 2000 e 2020.

2000	2020	Categoria de Mudança
Vegetação Natural	Agropecuária	Desmatamento
Vegetação Natural	Área Não Vegetada	
Vegetação Natural	Corpo D'água	
Agropecuária	Área Não Vegetada	Antrópico
Agropecuária	Corpo D'água	
Agropecuária	Agropecuária	
Área Não Vegetada	Agropecuária	
Área Não Vegetada	Corpo D'água	
Corpo D'água	Agropecuária	
Corpo D'água	Área Não Vegetada	
Agropecuária	Vegetação Natural	Acréscimo Vegetação
Corpo D'água	Vegetação Natural	
Área Não Vegetada	Vegetação Natural	
Vegetação Natural	Vegetação Natural	Vegetação Natural
Vegetação Natural	Corpo D'água	Acréscimo Água
Agropecuária	Corpo D'água	
Área Não Vegetada	Corpo D'água	
Vegetação Natural	Inalterada	Inalterada
Agropecuária	Inalterada	
Área Não Vegetada	Inalterada	
Corpo D'água	Inalterada	

Para o presente trabalho não foi avaliado a legalidade do desmatamento que ocorreram nos entornos entre os anos 2000 e 2020.

3.3.2 Presença e ausência de Unidade de Conservação nos Entornos

O estabelecimento de redes de UCs é de suma importância para as conexões e conservação de áreas naturais na paisagem, ainda mais que o Cerrado tem baixa porcentagem

de áreas protegidas e sofre com constantes modificações antrópicas dos habitats (Laurance *et al.*, 2012). Desta forma, essa etapa teve o objetivo de identificar a possível presença de UCPI e UCUS das esferas municipais, estaduais e municipais nos entornos dos parques federais de estudo. Essa etapa foi realizada a partir do cruzamento das áreas dos entornos com os limites das unidades de conservação fornecidos pelo Ministério do Meio Ambiente (Tabela 3.1).

3.3.3 Análise da Conectividade Funcional da Paisagem

A conectividade funcional da paisagem no entorno dos PARNAs foi analisada a partir do cruzamento dos dados de uso e cobertura da terra dos anos 2000 e 2020 da Coleção 6 do MapBiomas com a área buffer de 10 km. Essa análise envolveu o cálculo das métricas da conectividade funcional e a análise da variância da conectividade funcional. Dentre as diversas classes de uso e cobertura da terra mapeadas pelo Projeto MapBiomas, foram consideradas as seguintes classes correspondentes aos remanescentes de vegetação natural do Cerrado: Florestas (formação florestal, formação savânica e mangue); e formações não florestais (formação campestre, afloramento rochoso, apicum, campo alagado e área pantanosa).

A análise da conectividade funcional consistiu no cálculo da variação no Índice Integral de Conectividade (dIIC) e dos três componentes do índice (dIICintra, dIICflux e dIICconnector). O IIC é um modelo binário que considera a existência ou não de conectividade entre dois fragmentos, possibilitando a avaliação da importância de um fragmento para a conectividade geral da paisagem ou para conectividade entre combinações de fragmentos (Saura; Pascual-Hortal, 2007; Saura; Torné, 2009). Esse índice baseia-se na Teoria dos Grafos e no conceito de medição da disponibilidade de habitats na paisagem (Saura; Rubio, 2010). Para fragmentos com ausência de conectividade o IIC é igual a 0. O cálculo é dado por:

$$IIC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \frac{a_i \times a_j}{1 + nl_{ij}}}{A_L^2} \quad (\text{Eq. 3.1})$$

Onde:

n = número total de nós na paisagem;

a_i = área de cada fragmento;

nl_{ij} = número de *links* no caminho de menor custo entre os fragmentos i e j ; e

A_L = área total da paisagem, compreendendo as áreas com e sem fragmentos (Arimoro, 2015; Saura; Torné, 2012).

O dIIC quantifica a variação relativa no valor do IIC de conectividade geral para toda a paisagem após a perda de um nó/fragmento específico (Saura; Rubio, 2010; Saura; Torné, 2012) e é dado por:

$$dIIC(\%) = \frac{IIC - IIC^i}{IIC} \times 100 \quad (\text{Eq. 3.2})$$

Onde:

IIC = valor do índice global calculado para a paisagem considerando todos os fragmentos; e

IIC^i = valor global do índice depois da remoção do fragmento i da paisagem.

Segundo Saura e Rubio (2010), os valores de dIIC podem ser particionados em três componentes distintas, considerando-se as maneiras pelas quais um elemento da paisagem (nós ou *links*) pode contribuir para a conectividade e disponibilidade de habitat ($dIIC = dIIC_{intra} + dIIC_{flux} + dIIC_{connector}$) (Figura 3.3). O $dIIC_{intra}$ corresponde à contribuição do fragmento em termos de conectividade dentro do próprio fragmento (*interpatch*). Dessa forma, o $dIIC_{intra}$ independe de conexões entre fragmentos, das distâncias de dispersão das espécies focais e do isolamento do fragmento na paisagem (Saura; Rubio, 2010). O $dIIC_{flux}$ corresponde a quão bem o fragmento está conectado a outros fragmentos na paisagem, porém, não avalia a importância do fragmento para manter a conectividade entre os demais fragmentos (Saura; Rubio, 2010). Ele avalia a contribuição de um fragmento ou *link* para a conectividade entre outros fragmentos que atuam como elemento de conexão ou trampolim.

As métricas (Eqs. 3.1 e 3.2) foram calculadas no *software* Conefor 2.6 para quantificar os aspectos estruturais e funcionais da conectividade da paisagem dos entornos. O Conefor é um *software* de análise de ecologia espacial que permite quantificar a importância de um fragmento e das conexões funcionais para a manutenção ou melhoria da conectividade da paisagem, além de avaliar os impactos na conectividade causados por mudanças na matriz (Saura; Torné, 2009). Os arquivos de nós e de *links* são exigidos como *input* no Conefor 2.6. Esses dados correspondem aos grafos da paisagem, que é um conjunto de nós/fragmentos e *links*/arestas, de modo que cada *link* conecta dois nós (Saura; Pascual-Hortal, 2007). A partir dos arquivos vetoriais da cobertura natural presente nos *buffers* de 10 km, foram gerados, no

Conefor, os *inputs* para o ArcGIS, isto é, os arquivos de texto dos nós e das conexões para os anos 2000 e 2020. As conexões foram calculadas a partir da borda dos fragmentos presentes nos entornos, com os *links* caracterizados pela distância euclidiana (linear) entre os nós.

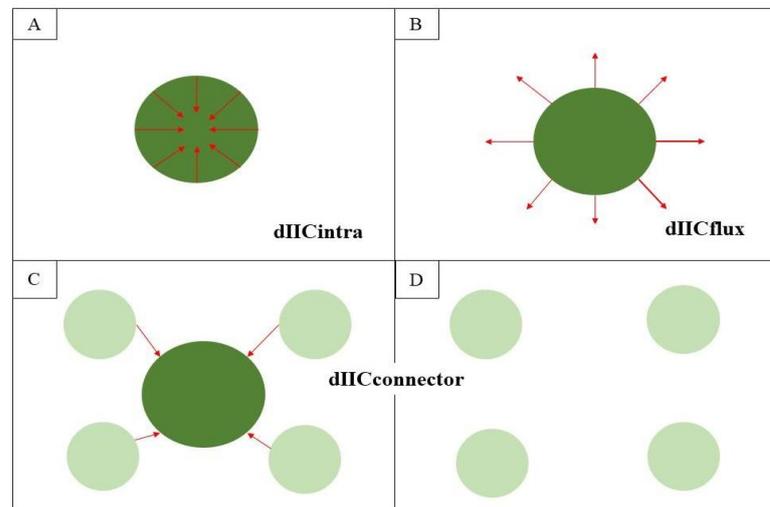


Figura 3.3 Representação dos componentes intra (dIICintra), flux (dIICflux) e connector (dIICconnector) da variação do Índice Integral para Conectividade (dIIC). As setas vermelhas representam os *links* de conexão e os círculos verdes são os nós. (A) dIICintra corresponde à contribuição do fragmento em termos de conectividade dentro do próprio fragmento; (B) dIICflux corresponde a quão bem o fragmento está conectado a outros fragmentos na paisagem; (C) dIICconnector avalia a contribuição de um fragmento ou *link* para a conectividade entre outros fragmentos; e (D) representação da perda da conectividade entre os fragmentos com a retirada do nó conector.

Foi delimitada, arbitrariamente, uma distância de dispersão de 1 km, pois, no modelo de conexão binária, um *link* entre dois nós é delimitado a partir da distância de dispersão definida (Saura; Torné, 2009). A utilização da distância de dispersão de 1 km foi baseada na capacidade de deslocamento de uma espécie genérica por meio de uma matriz. Esse valor pode ser considerado para qualquer espécie que tenha capacidade de se dispersar até a uma distância mínima de 1 km, como são os casos, por exemplo, dos tatu-canastra (*Priodontes maximus*), lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) e onça-pintada (*Panthera onca*), dentre outros animais selvagens com baixa, média e longa dispersão (Bertassoni, 2010; Diniz *et al.*, 2018; Rodrigues, 2002; Silveira *et al.*, 2014).

Os fragmentos com áreas menores que 1 ha foram excluídos das análises, em função das limitações das imagens de satélite. Os dados de uso e cobertura do solo do MapBiomas utilizados possuem a resolução espacial de 30 m, desta forma, a discriminação de objetos que possuem distâncias menores que 30 m é comprometida.

Além dos valores de dIIC, dIICintra, dIICflux e dIICconnector, para cada fragmento presente nos entornos em 2000 e 2020, foram obtidos os valores de Conectividade Equivalente (EC). O EC(IIC) é definido como o tamanho de um único fragmento de habitat (maximamente

conectado) que forneceria o mesmo valor da métrica IIC que o padrão de habitat real na paisagem (Saura *et al.*, 2011; Saura; Torné, 2009). EC é calculado como a raiz quadrada do numerador dos índices IIC (Eq. 3.1), produzindo o EC(IIC). Segundo Saura *et al.* (2011), a variação relativa na EC, após uma mudança ou um conjunto de mudanças espaciais específicas na paisagem, pode ser diretamente comparada com a variação na quantidade total de área de habitat na paisagem após a mesma mudança, por apresentar unidade de área. O dEC (delta da Conectividade Equivalente) e o dA (delta Área) são dados pelas Eq. 3.3 e 3.4, respectivamente:

$$dEC = \frac{EC(IIC)^i - EC(IIC)}{EC(IIC)} \quad (\text{Eq. 3.3})$$

$$dA = \frac{A^i - A}{A} \quad (\text{Eq. 3.4})$$

Onde:

dEC = diferença entre o valor após $EC(IIC)^i$ e antes $EC(IIC)$ da mudança espacial, dividida pelo valor de antes dessa alteração;

dA = diferença entre o valor da área após A^i e antes A da mudança espacial, dividido pelo valor da área antes dessa alteração.

Os valores de dEC e dA podem ser interpretados da seguinte maneira: se as transformações na paisagem ocasionarem o aumento do isolamento dos fragmentos, a perda de conectividade será mais expressiva que a perda de área (dEC < dA); se o desmatamento ocorrer de maneira que os fragmentos são capazes de atuarem como corredores ou trampolins entre os demais fragmentos existentes, ocasionará a continuidade da conectividade, porém, haverá perdas relevantes na área (dEC > dA); e se as mudanças impactarem tanto a conectividade quanto a área, será esperada uma igualdade nos valores dos deltas (dEC = dA). As interpretações dos valores de dEC e dA estão representados na Figura 3.4.

A identificação da variação significativa na conectividade funcional no entorno dos PARNAs foi realizada a partir de testes estatísticos para os resultados do dIIC e para os resultados das frações do mesmo (dIICintra, dIICflux e dIICconnector). Para a escolha do teste de comparação da variação da conectividade funcional, foi realizado o teste de normalidade dos dados. A análise de normalidade é um dos parâmetros exigidos por diferentes testes estatísticos paramétricos para que a interpretação e a inferência do teste sejam confiáveis (Razali; Wah,

2011). O teste de normalidade utilizado no presente trabalho foi o teste de Anderson-Darling que assume, como hipótese de nulidade H_0 , que os dados seguem uma distribuição normal (p-valor $> 0,05$). A hipótese alternativa H_1 assume que os dados não seguem a distribuição normal (p-valor $< 0,05$).

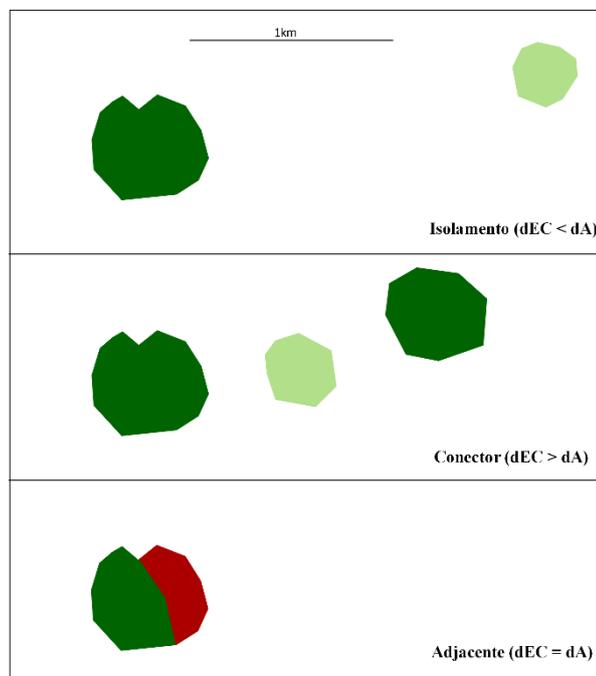


Figura 3.4 Esquema das formas como a área naturais (dA) e a conectividade equivalente da paisagem (dEC) interagem com as mudanças espaciais na paisagem. O polígono vermelho representa a perda de habitats naturais e as áreas naturais estão representadas pelos polígonos verdes claros e verdes escuros.

Os valores de dIIC, dIICintra, dIICflux e dIICconnector dos 15 entornos de estudo não apresentaram uma distribuição normal. Dessa forma, o teste de comparação utilizado foi o de Mann-Whitney (Wilcoxon *rank-sum test*), apresentando-se como dois grupos independentes e não-paramétricos. O teste de Mann-Whitney é utilizado para comparar se há diferença na variável dependente para dois grupos independentes. As hipóteses do teste de Mann-Whitney são: (i) hipótese de nulidade H_0 : não existe diferença significativa entre os grupos; e (ii) hipótese alternativa H_1 : há diferença significativa entre os grupos. Para o presente trabalho, o nível de significância considerado foi de 0,05 e as hipóteses levantadas foram H_0 : O dIIC, dIICintra, dIICflux e dIICconnector de 2000 são iguais aos de 2020; e H_1 : O dIIC, dIICintra, dIICflux e dIICconnector de 2000 são diferentes aos de 2020. Os testes de normalidade e o de Mann-Whitney foram realizados no programa RStudio (R Core Team, 2017).

3.3.3 Análise da Rede de Drenagem

A densidade de drenagem (Dd) é um importante parâmetro para análise morfométrica das bacias de drenagem. Esse índice possibilita retratar o grau de desenvolvimento da drenagem superficial e as disponibilidades de escoamento linear das águas e materiais detritos (Collares, 2000; Horton, 1945; Villela; Mattos, 1975). A Dd pode ser influenciada pela capacidade de infiltração do solo, resistência inicial do terreno à erosão, clima (principalmente a precipitação), topografia e cobertura vegetal (Christofolletti, 1979; Collares, 2000; Horton, 1945). Dessa forma, a Dd pode ser uma variável sensível às mudanças climáticas e antrópicas em curto período (Christofolletti, 1979). Para o cálculo da Dd, foi considerada a seguinte fórmula:

$$Dd = \frac{\sum L}{A} \quad (\text{Eq. 3.8})$$

Onde:

$\sum L$ = comprimento total dos cursos d'água, sejam eles perenes, intermediários ou efêmeros; e

A = área da bacia.

Segundo Villela e Matos (1975), o índice de Dd pode variar de 0,05 km km⁻² (bacia com drenagem pobre) a 3,5 km km⁻² (bacias bem drenadas) (Tabela 3.5). Baixas densidades tendem a ocorrer em regiões de material de subsolo com alta permeabilidade e relevo com baixa declividade, enquanto as altas densidades tendem a aparecer em regiões de material com baixa permeabilidade e relevo com declividade mais acentuada (Christofolletti, 1979; Horton, 1945).

Tabela 3.5 Classificação de densidade de drenagem (Dd).

Classificação	Densidade de Drenagem (km km⁻²)
Pobre	< 0,5
Regular	0,5 – 3,5
Bem drenada	≥ 3,5

A análise da Dd foi realizada a partir do cruzamento dos dados dos cursos d'água do território brasileiro com os limites dos PARNAs do Cerrado, juntamente com seus respectivos entornos de 10 km. Foram somadas as áreas dos PARNAs com seu respectivo entorno de 10 km. Dessa forma, a área total foi dividida pela soma dos comprimentos dos cursos d'água presente na área.

3.3.4 Priorização de Áreas para Conservação

3.3.4.1 Método *Analytic Hierarchy Process*

Os impactos ambientais locais e regionais no Cerrado afetam diretamente a manutenção da sua biodiversidade a longo prazo. Os parques são fundamentais para a conservação da vida selvagem, recursos naturais e beleza cênica (Brasil, 2000). Para evitar o isolamento dos PARNAs, é necessário que seus entornos contenham medidas de mitigação de impactos negativos de atividade que possam afetar diretamente os recursos dos seus interiores. Desta forma, o presente trabalho estabeleceu níveis de prioridade para identificar os entornos dos PARNAs do Cerrado prioritários para implementações de ações de conservação.

O método foi baseado nas seguintes etapas:

I - Definição dos critérios;

II - Ponderação dos critérios para determinar os pesos de importância relativa dos critérios e de seus respectivos atributos;

III - Análise da razão de consistência dos pesos estabelecidos nas comparações dos critérios;

IV - Normalização dos critérios para padronizá-lo em uma mesma escala;

V - Combinação linear ponderada dos critérios; e

VI - Geração do mapa de áreas prioritárias no entorno dos PARNAs do Cerrado.

Para classificar os entornos em níveis de prioridade para ações de conservação, foi utilizada a análise multicritério pelo método de *Analytic Hierarchy Process* (AHP), proposto por Thomas Saaty e que tem, como objetivo, auxiliar na tomada de decisão de problemas complexos (Saaty, 1977). Esse método considera que os diferentes critérios componentes de uma análise podem ser comparados de forma pareada. Um nível/peso de importância relativa é atribuído ao relacionamento entre eles, conforme uma escala pré-definida. Saaty (1977) propôs uma escala numérica de referência que estabelece a comparação pareada para os critérios em níveis de importância que varia de 1 a 9, em que, para o nível 1, os pares têm igual importância e, para o nível 9, um dos critérios tem importância absoluta em relação ao outro (Tabela 3.6).

Tabela 3.6 Escala de comparação entre pares para a análise de multicritério *Analytic Hierarchy Process* (AHP), com base no método de Saaty (2008).

Intensidade de Importância	Definição
1	Igualmente importante
2	Fraca ou levemente mais importante
3	Moderadamente mais importante
4	Moderadamente a fortemente mais importante
5	Fortemente mais importante
6	Fortemente a muito fortemente mais importante
7	Muito fortemente mais importante
8	Muito forte a extremamente mais importante
9	Extremamente mais importante

Os critérios utilizados para a análise hierárquica foram o uso e cobertura da terra de 2020, conectividade funcional de 2020, Dd e porcentagem de presença/ausência de área protegida no entorno. A Figura 3.5 representa o esquema em hierarquia do objetivo e dos critérios que foram utilizados no método AHP da presente pesquisa.

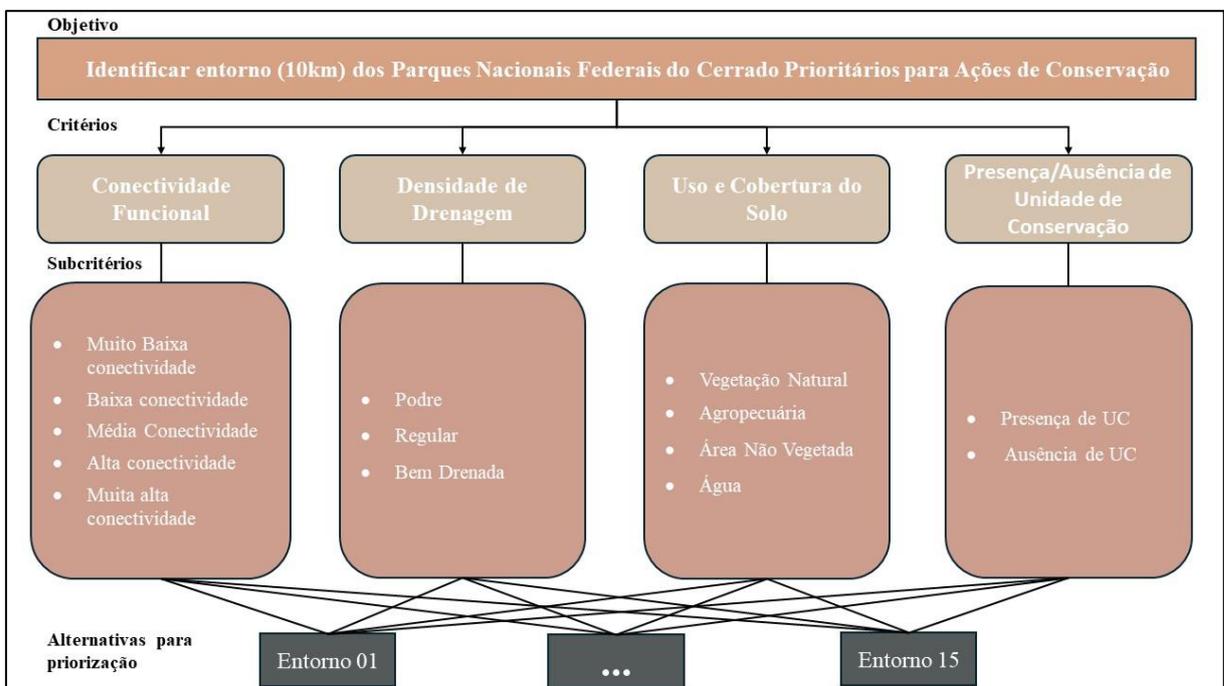


Figura 3.5 Esquema em hierarquia do objetivo e dos critérios utilizados no método *Analytic Hierarchy Process* (AHP).

Os critérios foram organizados em uma matriz de comparação de pares que possibilita identificar os pesos dos critérios selecionados e definir uma ordem de prioridade de camada. O cálculo da importância relativa de cada critério foi realizado a partir das somatórias dos níveis de importância de cada critério estabelecidas na comparação pareada. A partir do cálculo da importância relativa, foi realizada a sua normalização com o cálculo do autovetor (w), que corresponde à soma de cada coluna dos critérios da matriz dividida pelo valor total da somatória das colunas. O formato geral da matriz de comparação dos critérios selecionados para análise de multicritérios está representado na Tabela 3.7.

Tabela 3.7 Formato geral da matriz de comparação para os critérios da análise de multicritério com o método Analytic Hierarchy Process (AHP). N = Nível de importância. UC = unidade de conservação.

	Uso e Cobertura do Solo	Conectividade Funcional	Densidade de Drenagem	Presença/Ausência de UC
Uso e Cobertura do Solo	1	N1	N2	N3
Conectividade Funcional	1/N1	1	N4	N5
Densidade de Drenagem	1/N2	1/N4	1	N6
Presença/Ausência de UC	1/N3	1/N5	1/N6	1

A ordem de importância dos critérios foi definida a partir da consulta com seis especialistas da área de conservação da biodiversidade. Os especialistas foram consultados a partir um formulário em que compararam os quatro critérios (Figura 3.5) em ordem de importância para priorização dos entornos para ações de conservação. Posteriormente, foram atribuídos pesos de importância relativa para cada critério a partir da matriz de comparação pareada do método de análise multicritério AHP que tem, como objetivo, auxiliar na tomada de decisão.

Para determinar o grau de consistência dos valores da matriz, foi realizado o cálculo da Razão de Consistência (RC) (Eq. 3.6). O método do AHP estabelece que os pesos somente são aceitáveis quando a razão de consistência é inferior a 0,1. Caso contrário, os julgamentos devem ser repetidos até que o intervalo de consistência desejado seja obtido. O Índice de Consistência (IC) é calculada por:

$$IC = \frac{(\lambda_{max} - N)}{(N - 1)} \quad (\text{Eq. 3.5})$$

Onde:

λ_{max} = média λ , autovalor máximo da matriz de comparações.

O λ é calculado por: $\lambda = (A \times Wn/Wn)$, onde, A é igual a matriz de comparação, W são os valores dos pesos dos critérios normalizados; e N = ordem da matriz de comparação.

A razão de consistência e calculada por:

$$RC = CI/RI \quad (\text{Eq.3.6})$$

Onde:

CI = índice de consistência; e

RI = índice de consistência randômico, tabelado de acordo com a quantidade de critérios (Tabela 3.3).

Os valores de RI para matriz de ordem (N) 3 a 10 estão representados na Tabela 3.8.

Tabela 3.8 Índice randômico (RI) em função de ordem da matriz.

N	3	4	5	6	7	8	9	10
RI	0,52	0,89	1,11	1,25	1,35	1,41	1,45	1,49

Para a identificação dos entornos prioritários a partir da análise de multicritérios, é necessária a normalização ou padronização dos dados para permitir análise comparativa. Os quatro critérios (conectividade funcional, uso e cobertura da terra, Dd e presença/ausência de área protegida) foram rasterizados e seus atributos, normalizados. Para os subcritérios, atributos dos critérios selecionados, foi realizada a normalização dos dados com a variação dos níveis de 0 a 1 em que 0 significa muito baixa importância, 0,25 significa baixa importância, 0,5 significa moderada importância, 0,75 significa alta importância e 1 significa muito alta importância.

3.3.4.2 Combinação Linear Ponderada

O mapa dos entornos de 10 km prioritários para conservação foi desenvolvido a partir da Combinação Linear Ponderada (CLP), que combina os critérios através de uma média ponderada. Os valores dos *pixels* dos *raster* de cada critério foram multiplicados pelo respectivo peso atribuído na análise AHP (Eq. 3.7). Os valores resultantes nos *pixels* de mesma localização

nas quatro imagens são somados, obtendo-se a imagem correspondente aos níveis de áreas prioritárias para conservação (Falcão, 2013).

$$EPC = (CF \times P1) + (Dd \times P2) + (UCT \times P3) + (PUC \times P4) \quad (\text{Eq. 3.7})$$

Onde:

EPC = entorno prioritário para ação de conservação;

CF = conectividade funcional;

Dd = densidade de drenagem;

UCT = uso e cobertura da terra;

PUC = presença/ausência de UC; e

P1...5 = Peso de importância gerado definido no método AHP.

Os níveis de importâncias das áreas do entorno das PARNAs foram classificados a partir do intervalo resultante da quebra natural de Jenks dos valores obtidos com o método CLP, enquanto os agrupamentos foram classificados em cinco níveis de importância (muito baixa, baixa, moderada, alta, muito alta). Os entornos foram classificados de acordo com o nível de importância com maior porcentagem de cobertura nos seus limites. Como exemplo, o entorno que obtiver 50% do seu limite com áreas delimitadas com muito alta importância para conservação será classificado como um entorno de muita alta importância para aplicações de ações conservação. Os processamentos dos dados foram realizados no *software* QGIS 3.22.12.

CAPÍTULO 4

RESULTADOS

4.1 Análise da Mudança Temporal do Uso e Cobertura da Terra

Na Tabela 4.1 são mostradas as variações no uso e cobertura da terra no interior e no entorno dos PARNAS no período 2000–2020. Em 2020, a área dos entornos era coberta por 74,5% de áreas naturais, seguida por 22,8% de áreas agropecuárias, 1,5% de áreas não vegetadas e 1,3% de cursos d'água. Apesar da alta porcentagem de áreas naturais na análise dos entornos, foi possível observar que, de 2000 para 2020, as áreas naturais (172.390 ha) e corpos d'água (10.904 ha) foram reduzidas, enquanto as áreas agropecuárias (175.296 ha) e as áreas não vegetadas (8.190 ha) foram aumentadas (Tabela 4.1).

Tabela 4.1 Uso e coberta da terra (2000–2020) no entorno dos parques nacionais federais do Cerrado.

Uso e cobertura da terra	Área (ha)		Variação (ha)
	2000	2020	
Vegetação natural	2.780.645	2.608.255	-172.390
Agropecuária	622.151	797.447	175.296
Área não vegetada	43.461	51.651	8.190
Água	56.433	45.529	-10.904

Para a classe agropecuária, a pastagem obteve a maior representatividade com 9% do uso e cobertura da terra em 2020, seguida pelo mosaico de agricultura/pastagem (6%) e pela soja (5%). A soja foi a principal categoria dentro da classe agropecuária que aumentou a área de uso e cobertura da terra de 2000 para 2020, com variação de 134.900 ha e com aumento de 3,9% da área anterior. Para 2020, a classe de áreas naturais foi representada principalmente pela formação savânica (36,6%), seguida pela formação campestre (18,7%) e formação florestal (14,5%). Todas as categorias da classe áreas naturais sofreram perda de área, sendo a formação savânica a mais impactada, com redução de 104.470 km², representando uma perda de 3% da área original presente na extensão total de entorno.

Os principais tipos de cobertura vegetal nativa com maior representação no interior das PARNAs do Cerrado em 2020 foram a formação savânica (34,1%), formação campestre (29,8%), formação florestal (23,1%), campos alagados e área pantanosa (8,9%) e pastagem (2,9%). Apesar dos PARNAs não permitirem o uso direto dos seus recursos naturais, foi identificada a presença de uso antrópico na área total dos interiores das PARNAs, sendo a soja

(4.179 ha) a principal classe agropecuária que obteve aumento de 2000 para 2020, seguida pela classe Mosaico de Agricultura e Pastagem (2.037 ha) e a classe Outras Áreas não Vegetadas (1.300 ha). O PARNA das Nascentes do Rio Parnaíba foi a principal unidade que sofreu aumento da área da soja (3.154 ha).

O interior do PARNA Lençóis Maranhense foi a única área de estudo que apresentou área não vegetada do tipo praia, dunas e areal, sendo que essa classe representou 57% da área total do Lençóis Maranhenses em 2020. Para a classe de área não vegetada, foi possível observar que a classe praia, dunas e areal conteve a maior extensão em 2000 (86.404,85 ha) e em 2020 (82.265,25 ha). No entanto, essa formação natural, presente no PARNA Lençóis Maranhense, obteve uma redução de 413.960 ha entre o período de estudo, que foi a principal perda da área total entre os tipos uso e cobertura solo de área não vegetada (Tabela 4.2).

A Tabela 4.2 apresenta as áreas e variação do uso e cobertura da terra para o interior dos PARNAs federais do Cerrado.

Tabela 4.2 Uso e coberta da terra (2000–2020) do interior das PARNAs federais do Cerrado.

Uso e cobertura da terra	Área (ha)		Variação (ha)
	2000	2020	
Vegetação natural	3.365.710	3.365.615	-95
Agropecuária	109.377	113.273	3.896
Área não vegetada	99.837	97.007	-2.830
Água	19.172	16.038	-3.134

Para as áreas de vegetação nativa do interior dos PARNAs, identificou-se que a principal classe que sofreu perda (2000–2020) da área geral dos interiores foi a formação florestal (13.260 ha). O interior do PARNA do Araguaia foi a unidade que apresentou a maior perda da sua área de formação florestal (19.884 ha). Já as classes de formação campestre (7.835 ha) e formação savânica (4.440 ha) apresentaram aumento da área geral dos interiores de 2000 para 2020.

A partir da análise da mudança do uso e cobertura da terra no entorno dos PARNAs entre 2000 e 2020, foi possível observar que 79% da área total dos entornos foram representadas pela classe inalterada, 7% da classe desmatamento, 7% classe antrópica, 4% da classe vegetação e 2% da classe acréscimo vegetação. A Figura 4.2 representa a distribuição das classes de mudança do uso e cobertura da terra no entorno e interior dos PARNAs de estudo.

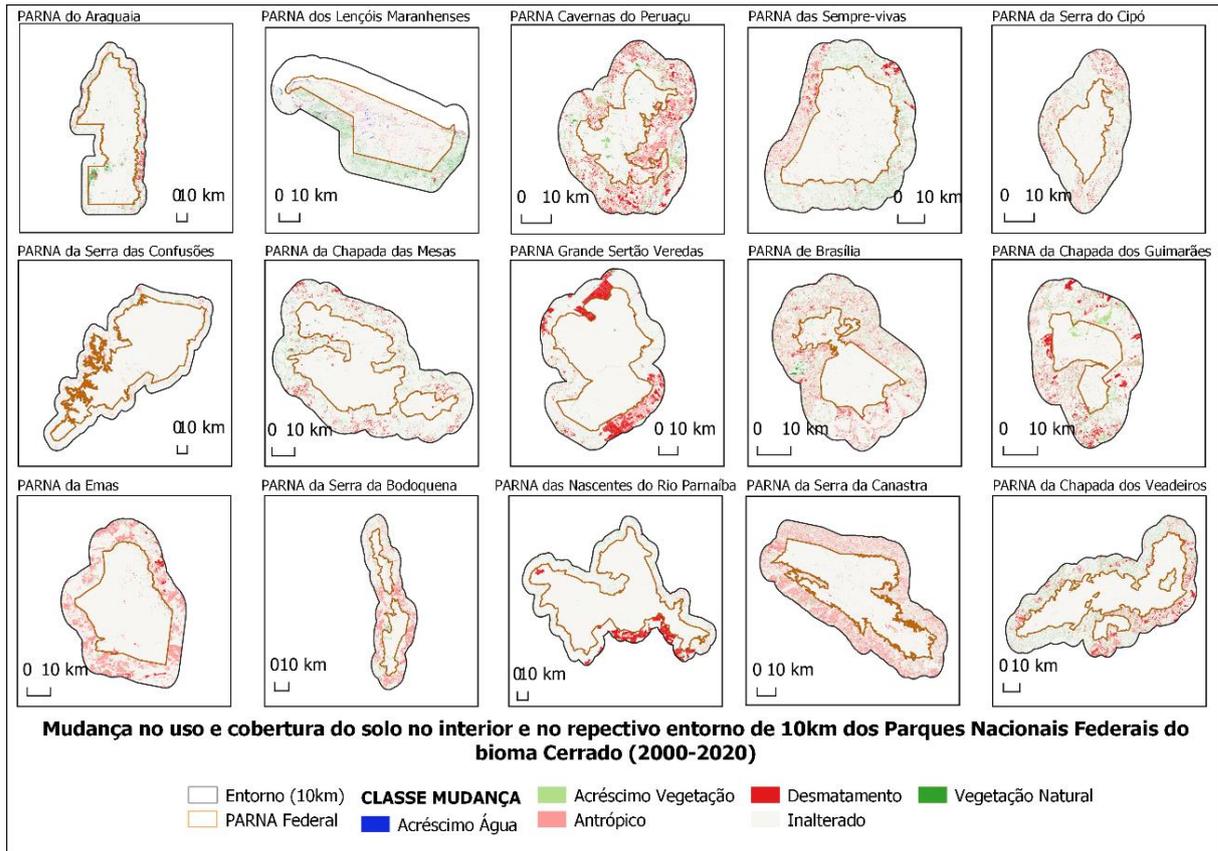


Figura 4.2 Mudança no uso e cobertura da terra no interior e no respectivo entorno de 10 km dos parques nacionais (PARNAs) federais do bioma Cerrado entre 2000 e 2020.

Para cada entorno, foram observadas áreas distintas para as classes de mudança de uso e cobertura da terra (Figura 4.3). A classe inalterada foi dividida em quatro categorias (agropecuária, curso d'água, área não vegetada e vegetação). A área de vegetação foi a que obteve maior extensão nos entornos, com porcentagens acima de 70%, com exceção do entorno dos PARNAs da Emas (30,3%), Serra da Canastra (37,7%) e de Brasília (44,1%). O PARNA das Emas (69,7%) e da Serra da Canastra (55,1%) obtiveram maior representação de área agropecuária inalterada.

As áreas desmatadas foram classificadas a partir da conversão das áreas naturais para agropecuária, área não vegetada e curso d'água. Os entornos dos PARNAs Grande Sertão Veredas (17,4%), Cavernas do Peruaçu (12,2%), Nascentes do Rio Parnaíba (10,9%) e Chapada dos Guimarães (9,0%) foram os que apresentaram as maiores porcentagens de desmatamento. Os entornos que apresentaram baixa porcentagem de área desmatada foram os PARNA das Emas (3,6%), Serra da Bodoquena (4,4%) e Serra da Canastra (6%). Os entornos que apresentaram alta porcentagem de área antropizada foram os PARNAS de Emas (29,6%), Serra da Bodoquena (22,4%) e Serra da Canastra (28,2%). A Figura 4.3 apresenta a área em hectare

das cinco classes de mudanças no uso e cobertura da terra no entorno dos PARNAs federais do Cerrado.

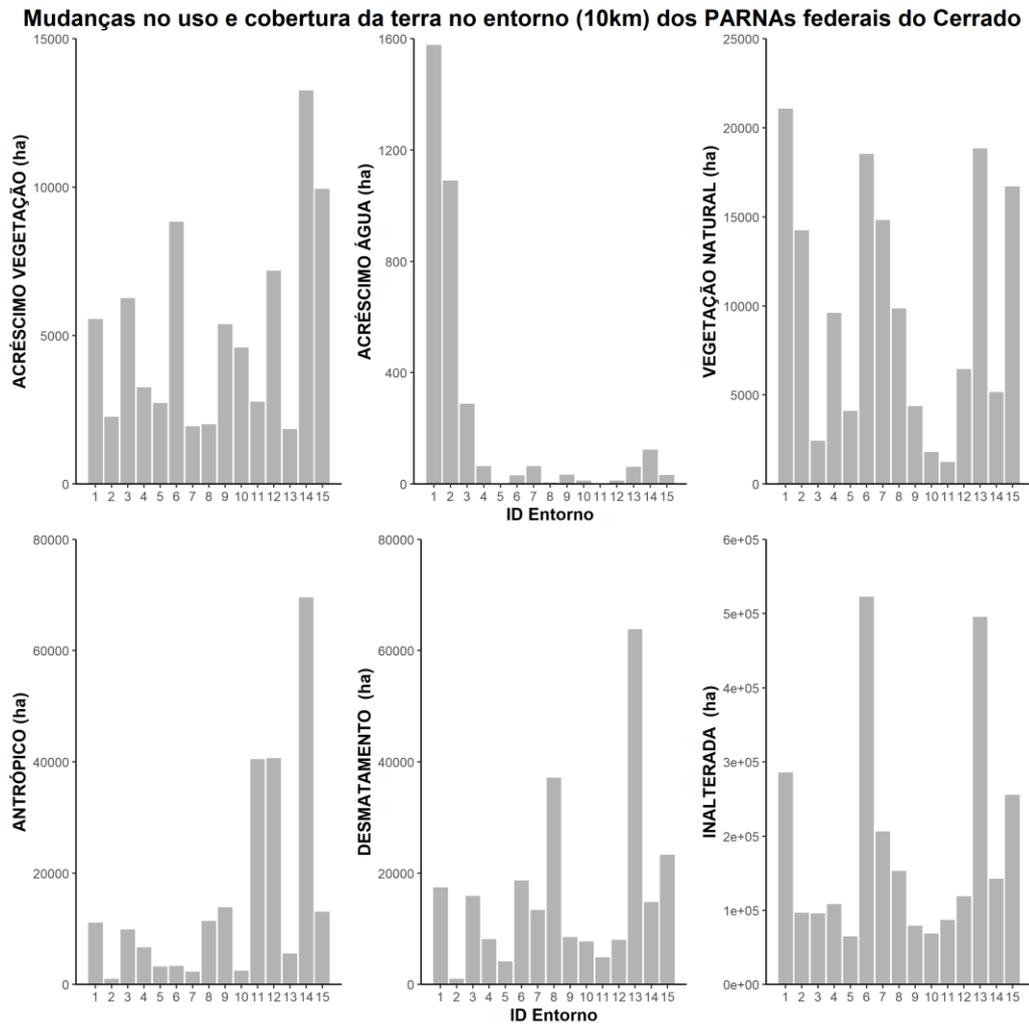


Figura 4.3 Área em hectare das classes de mudanças no uso e cobertura da terra por entorno dos parques nacionais federais do Cerrado. 1 - Araguaia; 2 - Lençóis Maranhenses; 3 - Cavernas do Peruaçu; 4 - Sempre Vivas; 5 - Serra do Cipó; 6 - Serra das Confusões; 7 - Chapada das Mesas; 8 - Grande Sertão Veredas; 9 - Brasília; 10 - Chapada dos Guimarães; 11 - Emas; 12 - Serra da Bodoquena; 13 - Nascentes do Rio Parnaíba; 14 - Serra da Canastra; e 15 - Chapada dos Veadeiros.

Para o interior dos PARNAs, foi realizada a análise da mudança (2000–2020) do uso e cobertura da terra seguindo a mesma classificação utilizada na análise do entorno. Os PARNAs federais de estudo obtiveram áreas distintas para as classes de mudança de uso e cobertura do solo (Figura 4.4).

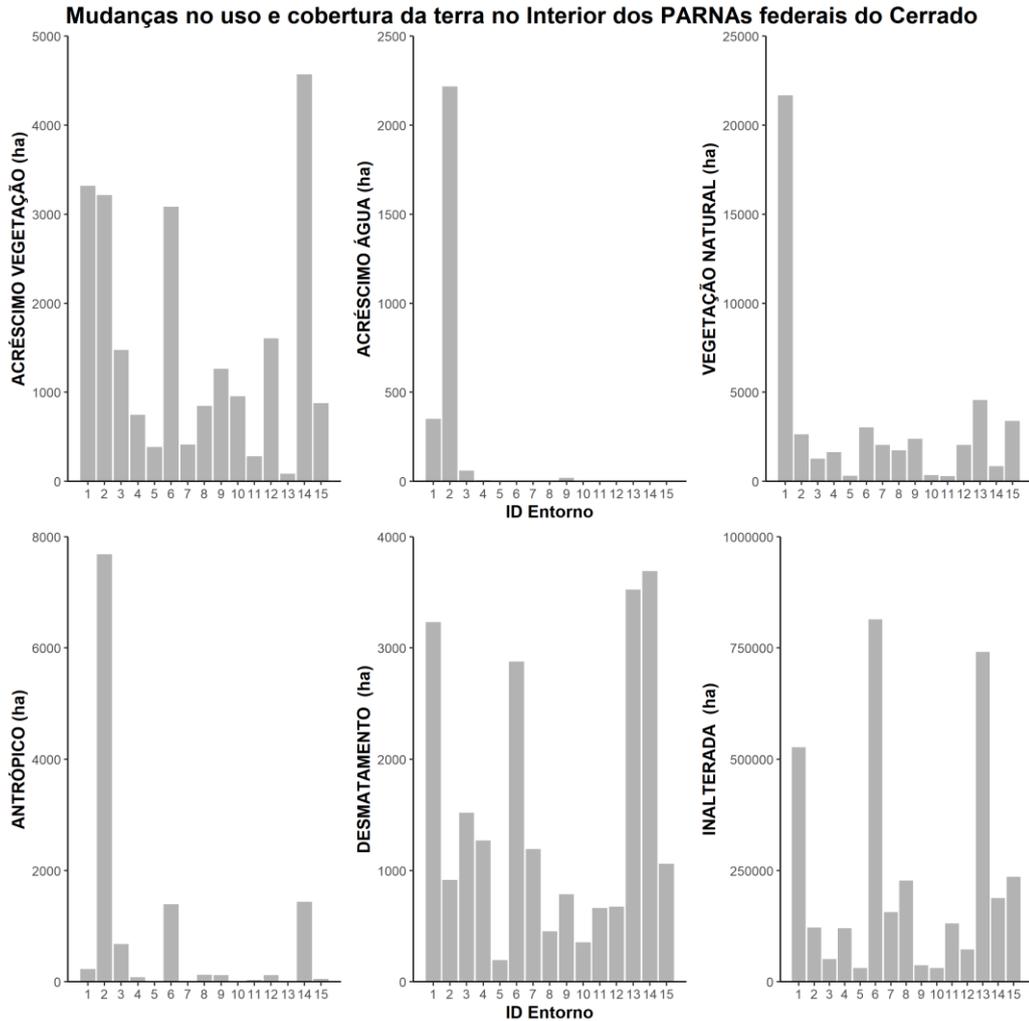


Figura 4.4 Área em hectare das classes de mudanças no uso e cobertura do solo no interior dos parques federais do Cerrado. 1 - Araguaia; 2 - Lençóis Maranhenses; 3 - Cavernas do Peruaçu; 4 - Sempre Vivas; 5 - Serra do Cipó; 6 - Serra das Confusões; 7 - Chapada das Mesas; 8 - Grande Sertão Veredas; 9 - Brasília; 10 - Chapada dos Guimarães; 11 - Emas; 12 - Serra da Bodoquena; 13 - Nascentes do Rio Parnaíba; 14 - Serra da Canastra; e 15 - Chapada dos Veadeiros.

A partir da análise das mudanças do uso e cobertura da terra no interior dos PARNAs, foi possível identificar que, entre 2000 e 2020, os PARNAs apresentaram alta porcentagem da classe inalterada, com porcentagens acima de 90%, com exceção dos PARNAs de Brasília (89,2%) e dos Lençóis Maranhenses (84,4%). A categoria de vegetação natural apresentou alta porcentagem (94,7%) de inalteração em relação à área total do interior dos PARNAs. Somente o PARNA da Serra da Canastra apresentou alta porcentagem (37,5%) de área agropecuária inalterada.

Para a classe de desmatamento no interior dos PARNAs, foi possível identificar que todos os PARNAs apresentaram áreas desmatadas, porém, essas áreas representavam baixa porcentagem das suas áreas totais. Os PARNAs com as maiores áreas desmatadas foram os da

Serra da Canastra (3.691 ha), Nascentes do Rio Parnaíba (3.525 ha), Araguaia (2.878 ha) e Serra das Confusões (3.233 ha).

A classe antrópica apresentou baixo uso e ocupação no interior das PARNAs, porém, os que apresentaram as maiores extensões em área foram Lençóis Maranhenses (7.685 ha), Serra da Canastra (1.439 ha), Serra das Confusões (1.397 ha) e Cavernas do Peruaçu (682 ha). Para a área antrópica do Lençóis Maranhenses na sua totalidade a formação natural de praia e dunas foi convertida para o tipo outras áreas não vegetadas. Em contrapartida, a classe acréscimo de vegetação esteve presente em todos os limites dos PARNAs, sendo o da Serra da Canastra (4.569 ha), Serra das Confusões (3.086 ha), Lençóis Maranhenses (3.217 ha) e Araguaia (3.320 ha) foram as que apresentaram maiores as áreas dessa classe.

A distribuição dos entornos nas áreas classificadas como fronteira do desmatamento e área de desmatamento consolidado, classificada por municípios do Cerrado, está representada na Figura 4.5. As áreas de desmatamento consolidado são áreas em que os valores de desmatamento entre 2000 e 2020 estão abaixo da média geral de desmatamento do bioma e mais um desvio-padrão e a área fronteira do desmatamento são áreas em que valores de desmatamento acima da média geral do bioma e mais um desvio-padrão.

A partir classificação do desmatamento, foi possível identificar que a classe desmatamento consolidado obteve maior extensão que a área de fronteira de desmatamento, representando 65,6% e 34,4% da área total, respectivamente. A porção mais ao norte do Cerrado apresentou maior porcentagem de municípios que fizeram parte da classe de áreas de fronteiras do desmatamento, o que possibilita inferir que o desmatamento está aumentando em direção às áreas que atualmente possuem maiores concentração de remanescentes do Cerrado. Os PARNAs estão presentes tanto nas áreas fronteiras do desmatamento quanto nas áreas de desmatamento consolidados.

4.2 Análise da Conectividade Funcional da Paisagem

Na análise da conectividade funcional da paisagem do entorno dos PARNAs, foi possível identificar seis entornos que não apresentaram variação significativa na conectividade dIIC entre 2000 e 2020 (Tabela 4.3): Lençóis Maranhenses (p-valor = 0,45); Sempre-Vivas (0,19); Serra do Cipó (0,13); Chapada dos Guimarães (0,15); Emas (0,56); e Serra da Canastra (0,14).

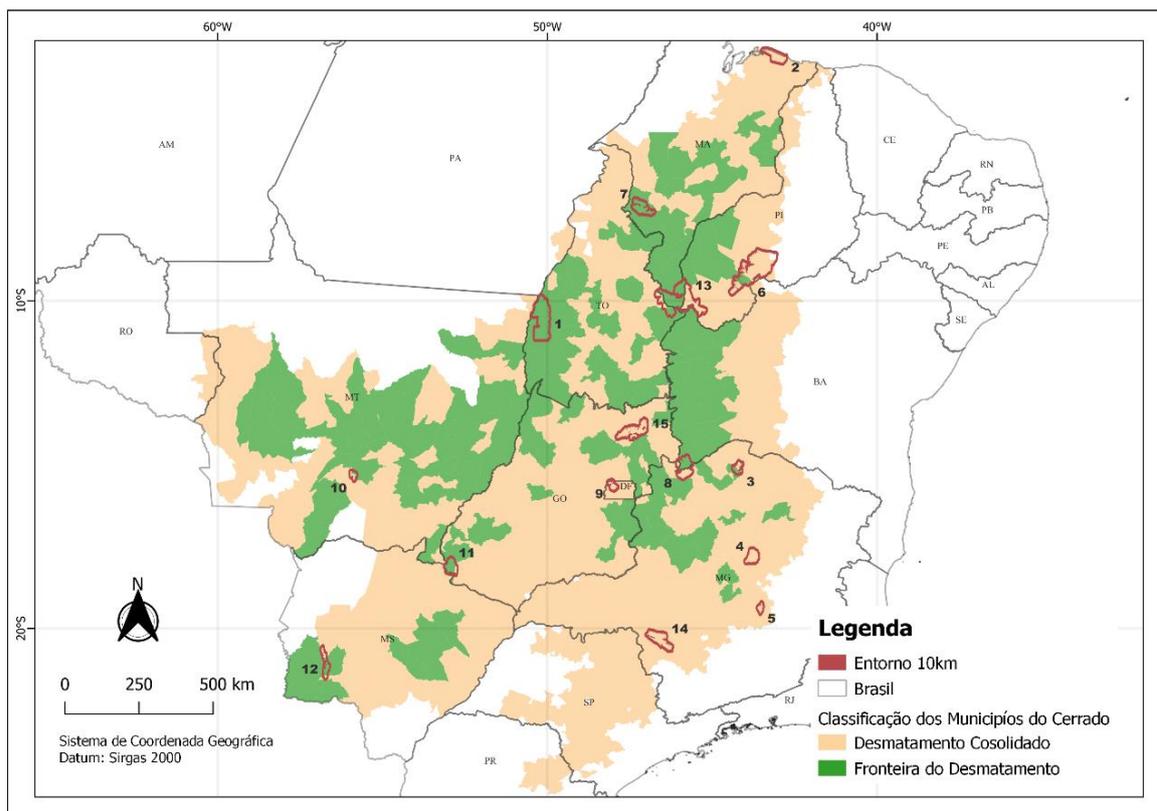


Figura 4.5 Mapa de identificação das regiões atuais de fronteira do desmatamento e desmatamento consolidado, classificadas por municípios do Cerrado, e distribuição do entorno de 10 km dos PARNAs federais do Cerrado. 1 - Araguaia; 2 - Lençóis Maranhenses; 3 - Cavernas do Peruaçu; 4 - Sempre Vivas; 5 - Serra do Cipó; 6 - Serra das Confusões; 7 - Chapada das Mesas; 8 - Grande Sertão Veredas; 9 - Brasília; 10 - Chapada dos Guimarães; 11 - Emas; 12 - Serra da Bodoquena; 13 - Nascentes do Rio Parnaíba; 14 - Serra da Canastra; e 15 - Chapada dos Veadeiros.

O cálculo do IIC mostrou que a conectividade funcional geral da paisagem foi perdida em 14 dos 15 entornos, com exceção da Serra da Bodoquena, que obteve um acréscimo de 11,6%. Os entornos com as maiores perdas foram encontrados nos PARNAs Grande Sertão Veredas (44,5%), Nascentes do Rio Parnaíba (40,4%) e Serra das Confusões (36,7%), seguidos de Cavernas do Peruaçu (25,7%), Chapada dos Veadeiros (23,2%), Brasília (20,6%), Chapada das Mesas (16,5%); e Araguaia (10,4%).

O dIICconnector tem o objetivo de analisar o quanto um fragmento é importante para a conexão com os demais fragmentos em uma paisagem. Dessa forma, quanto maior o valor do dIICconnector para um determinado fragmento em uma paisagem, maior será o impacto negativo para a conectividade funcional com a perda desse fragmento conector. Para a área de estudo, 10 entornos tiveram uma variação significativa do dIICconnector entre 2000 e 2020 (Tabela 4.3). O valor do dIICconnector foi maior para as paisagens dos entornos presentes em 2020 em comparação com a paisagem de 2000, isto é, houve quebras na continuidade da

paisagem entre 2000 e 2020, influenciando no aumento do valor da importância dos fragmentos conectores para a conectividade da paisagem dos entornos.

Tabela 4.3 Resultados do teste de Mann-Whitney para Índice Integral da Conectividade (IIC) e de seus componentes dIICconnector, dIICintro e dIICflux do entorno dos parques nacionais (PARNAs) federais do bioma Cerrado. W= variação na conectividade.

PARNA	Teste de Mann-Whitney							
	dIIC		dIICconnector		dIICintro		dIICflux	
	W	P-valor	W	P-valor	W	P-valor	W	P-valor
PARNA do Araguaia	19841069	0,0242	18982208	1,54E-05	19099633	0,1404	19834339	0,02637
PARNA dos Lençóis Maranhenses	6103413	0,4547	6257432	0,009721	6084750	0,3312	6102670	0,4494
PARNA Cavernas do Peruaçu	745836	0,0436	753373	0,00601	747336	0,04837	749238	0,06722
PARNA das Sempre-vivas	5583801	0,1928	5684262	0,9306	5640191	0,5486	5580780	0,1802
PARNA da Serra do Cipó	1697709	0,1254	1759463	0,5319	1710410	0,2504	1697818	0,1262
PARNA da Serra das Confusões	22949479	2,20E-16	25301290	1,34E-06	24063705	2,20E-16	22957136	2,20E-16
PARNA da Chapada das Mesas	8619933	0,0007	8930303	0,03826	8621465	0,0006068	8619933	0,0007397
PARNA Grande Sertão Veredas	4520132	1,03E-13	4942565	1,81E-06	4159017	2,20E-16	4529881	2,79E-10
PARNA de Brasília	6103639	2,47E-05	6295416	0,01416	5841984	6,61E-10	6110781	3,53E-02
PARNA da Chapada dos Guimarães	350726	0,1452	359491	0,1236	357530	0,4278	350647	0,1431
PARNA da Emas	604985	0,5628	188494	2,20E-16	570818	0,08201	603622	0,6268
PARNA da Serra da Bodoquena	4540018	5,96E-09	4192277	0,6014	4436806	2,60E-02	4547414	2,95E-06
PARNA das Nascentes do Rio Parnaíba	20800790	2,20E-16	22951246	0,001226	21341104	2,20E-16	20827769	2,20E-16
PARNA da Serra da Canastra	29938685	0,1389	29957057	0,1205	29649651	0,01208	29955653	0,1557
PARNA da Chapada dos Veadeiros	25308696	0,0012	25442450	2,20E-16	24201660	1,01E-15	25327896	0,001623

A conectividade interna (dIICintro) dos fragmentos dos entornos de oito PARNAs sofreram uma redução significativa. Somente os PARNAs Serra da Bodoquena (7,8%) e Nascentes do Rio Parnaíba (1,1%) apresentaram um aumento no dIICintro. Para o dIICflux,

oito entornos apresentaram variação significativa no período estudado. Somente os PARNAs Serra da Bodoquena (15,7%), Nascentes do Rio Parnaíba (2,2%) e Araguaia (1,8%) apresentaram redução no valor do índice.

Os entornos que obtiveram perdas no dIICintro apresentaram aumento no dIICflux. No entanto, os entornos que apresentaram aumento no dIICintro obtiveram perdas no dIICflux. Dessa forma, é possível inferir que as paisagens dos entornos que perderam áreas internas entre 2000 e 2020 apresentaram aumento nas linhas de conexões entre os demais fragmentos, indicando distanciamento entre os remanescentes. A Figura 4.6 apresenta a espacialização do dIIC em 2000 e 2020 para o entorno dos Parques Nacionais Federais (PARNAs) do Cerrado.

Para cada entorno, foram obtidas as variações da conectividade equivalente (dEC) e de cobertura natural (dA) para 2000 e 2020. A comparação desses índices indica se os entornos reduziram áreas com maior impacto na conectividade funcional ou reduziram áreas adjacentes. A Figura 4.7 apresenta a variação entre 2000 e 2020 do dEC e do dA no entorno.

Para o presente trabalho, os resultados da comparação da variação do dA e dEC possibilitaram identificar que os remanescentes do entorno dos PARNAs Lençóis Maranhenses, Cavernas do Peruaçu, Serra das Confusões, Chapada das Mesas, Grande Sertão Veredas, Brasília, Emas, Nascentes do Rio Parnaíba e Chapada dos Veadeiros estão se tornando mais isolados ($dEC < dA$). Os entornos do PARNA da Serra da Bodoquena, Sempre-Vivas e Chapada dos Guimarães apresentaram menor valor do dA em relação ao dEC ($dA < dEC$), indicando perda de fragmentos conectores. Para o entorno dos PARNAs do Araguaia, Serra do Cipó, Serra da Canastra, os valores de dEC e dA foram iguais, indicando que parte da área interna do fragmento foi perdida, assim consequentemente também houve perda da conectividade.

4.3 Presença e ausência de Unidade de Conservação nos Entornos

Foi possível identificar, no entorno dos PARNAs do Cerrado, a existência de 45 UCUS (748.097 ha) e 10 UCPIs (28.089 ha) estaduais e municipais, sendo que quatro dos 15 entornos não apresentaram nenhuma UC nos seus limites. A categoria de UC com maior representatividade nos entornos de estudo foi a APA, com 20 UCs, representando 94,6% da área total coberta por UCs. A segunda categoria com maior representatividade foi a RPPN, com 16 UCs, embora essa categoria represente somente 0,6% da área total coberta por UCs. A categoria Parque Estadual/Municipal apresentou somente quatro UCs, no entanto, essa categoria obteve a segunda maior porcentagem (2,1%) em relação à área total coberta por UCs.

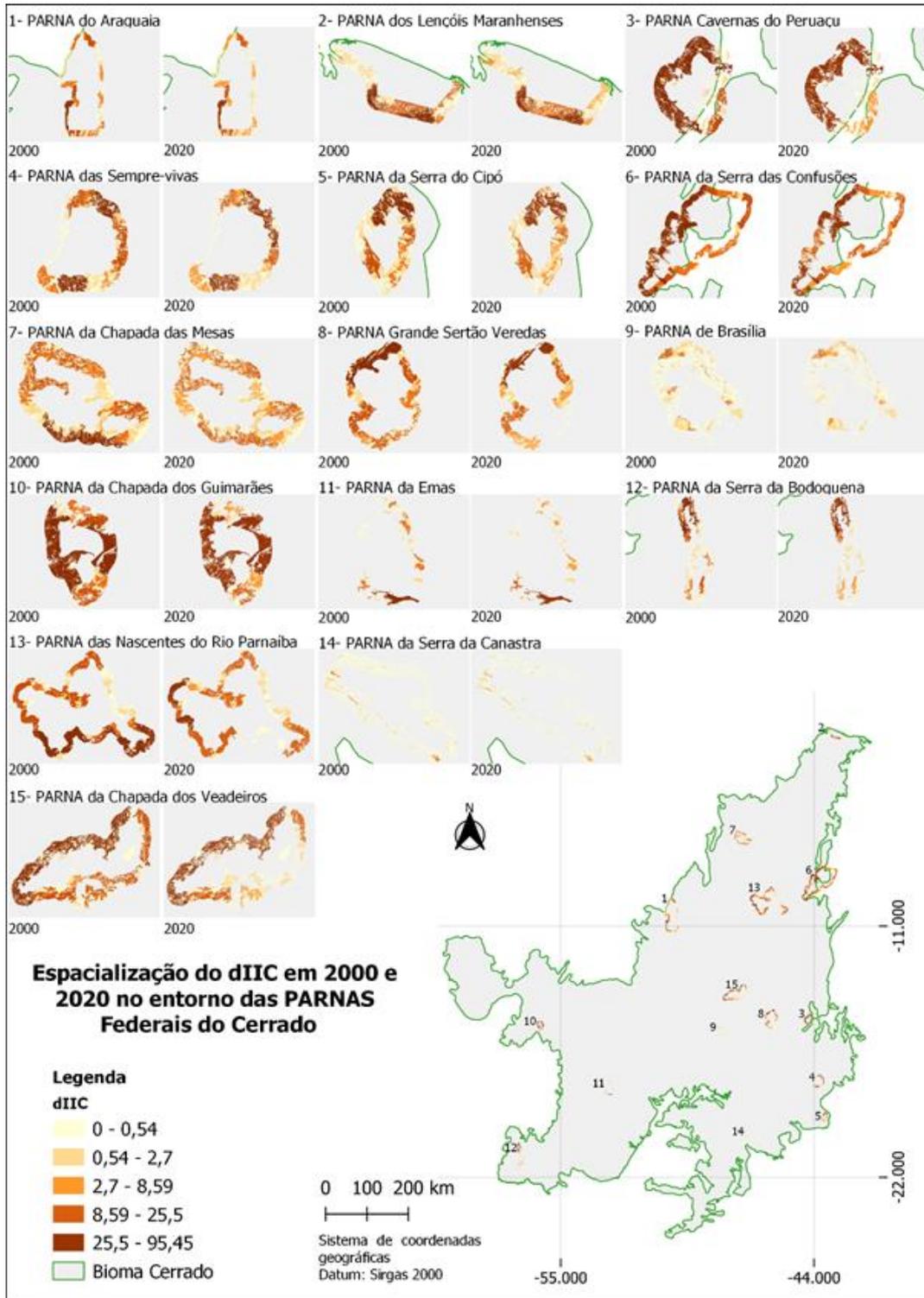


Figura 4.6 Espacialização do Índice Integral da Conectividade (dIIC) em 2000 e 2020 para o entorno de 10 km dos parques nacionais (PARNAs) federais do Cerrado.

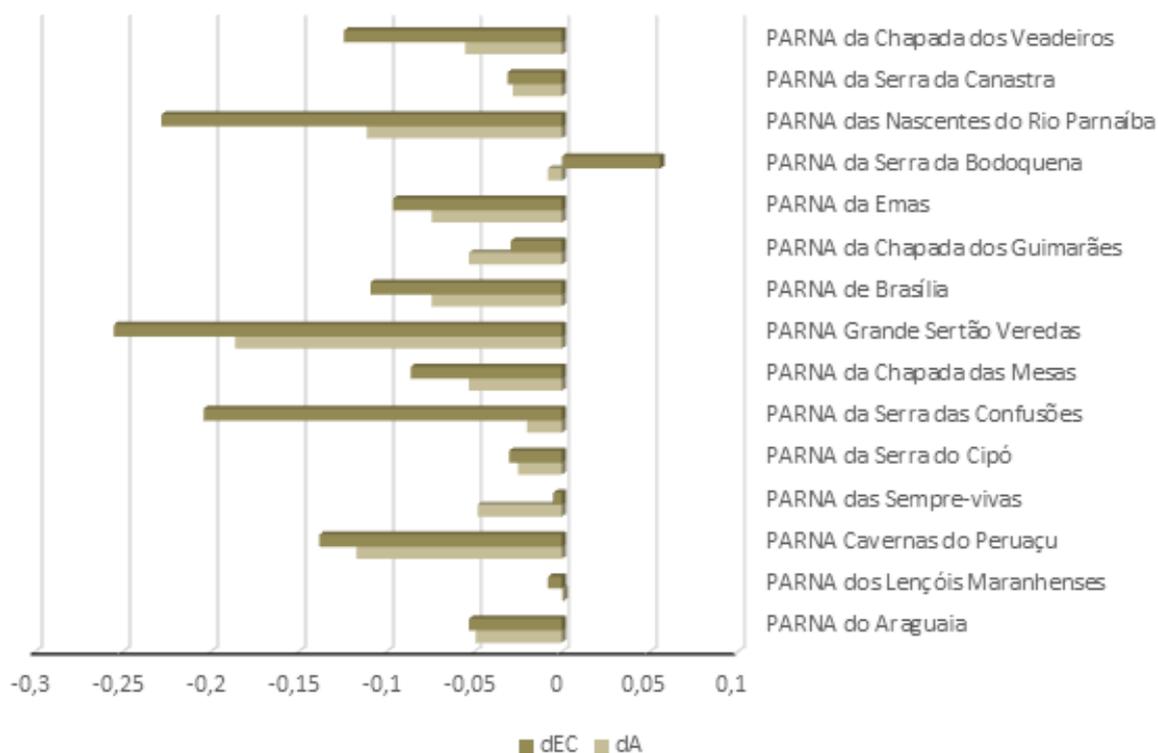


Figura 4.7 Variação da cobertura natural (dA) do entorno de 10 km dos parques nacionais (PARNA) do Cerrado e da área de conectividade equivalente (dEC) entre 2000 e 2020.

Os PARNAs de estudo que apresentaram maiores porcentagens de áreas protegidas nos seus entornos foram os PARNAs dos Lençóis Maranhenses (98,9%), Chapada dos Guimarães (92,5%), Serra do Cipó (84,3%), Chapada dos Veadeiros (75,5%) e Brasília (75,0%).

A mudança de uso e cobertura da terra no período 2000–2020 no interior das áreas das UCs sobrepostas nos entornos foi classificada em seis classes, seguindo a classificação da Seção 3.3.1. As UCs das categorias de uso sustentável e proteção integral estão distribuídas de forma distinta no entorno de estudo. As UCUS são as unidades com maior extensão e distribuição nos entornos. A Figura 4.8 contém a distribuição das UCs nos entornos dos PARNAs de estudo e suas repetitivas mudanças no uso e cobertura do solo.

A partir da análise da mudança do uso e cobertura da terra de 2000 para 2020, identificou-se que as UCUS apresentaram maiores áreas na classe de inalterada (67,5%), vegetação (17,9%) e desmatamento (7,8%) em relação a área total das UCUS. Dentre as categorias da classe inalterado, a vegetação natural foi a que obteve maior extensão, representando 56,8% das áreas inalteradas. Para as mudanças no uso e cobertura da terra das UCPI, observaram-se que as classes inalteradas (62,0%) e vegetação (34,7%) foram as classes

com maior porcentagem de cobertura de área. Dentre as categorias da classe inalterado, a vegetação natural apresentou maior percentual de inalteração com 57,9% de área coberta. Para as UCPI presentes no interior dos entornos, o desmatamento representou somente 0,6% da área total de cobertura pela categoria.

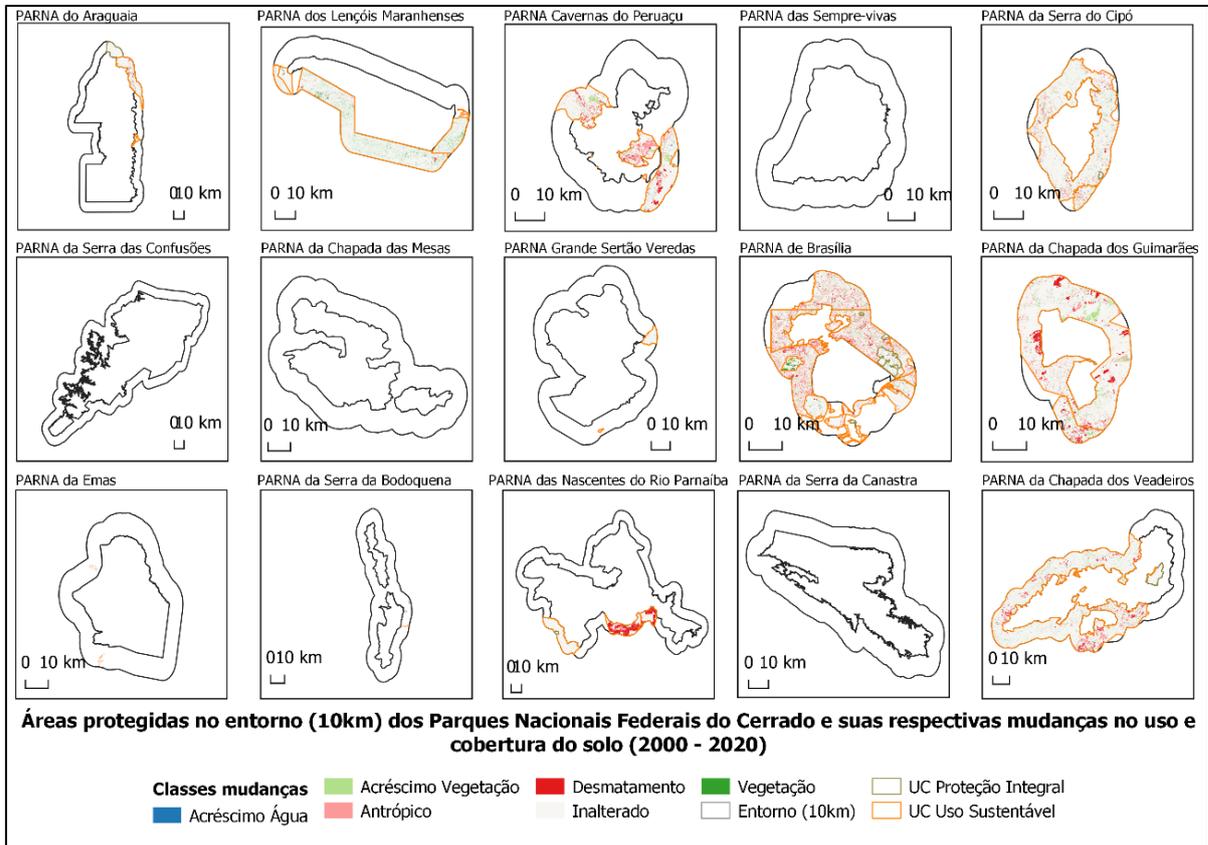


Figura 4.8 Presença e ausência de área protegida no entorno de 10 km dos parques nacionais (PARNAs) federais do Cerrado e suas respectivas mudanças no uso e cobertura do solo (2000–2020). Somente os limites das unidades de conservação que estavam sobrepostos ao entorno de 10 km foram utilizados na análise.

Em comparação com a área total dos entornos, as UCUS apresentaram 27,6% das áreas desmatadas encontradas nos entornos, enquanto as áreas de vegetação inalteradas representaram 20,8% da área total de vegetação inalterada nos entornos. As UCPIs representam 0,10% da área total desmatada dos entornos e as áreas de vegetação inalteradas representaram 1,02% da área total de vegetação inalterada nos entornos.

4.4 Análise da Rede de Drenagem

A análise da Dd possibilita retratar a disponibilidade de canais para escoamento linear superficial de uma determinada região ou território. A Dd foi calculada a partir da relação entre comprimento total dos cursos d'água e a área total das PARNAs do Cerrado somada com a área dos seus respectivos entornos (Figura 4.9).

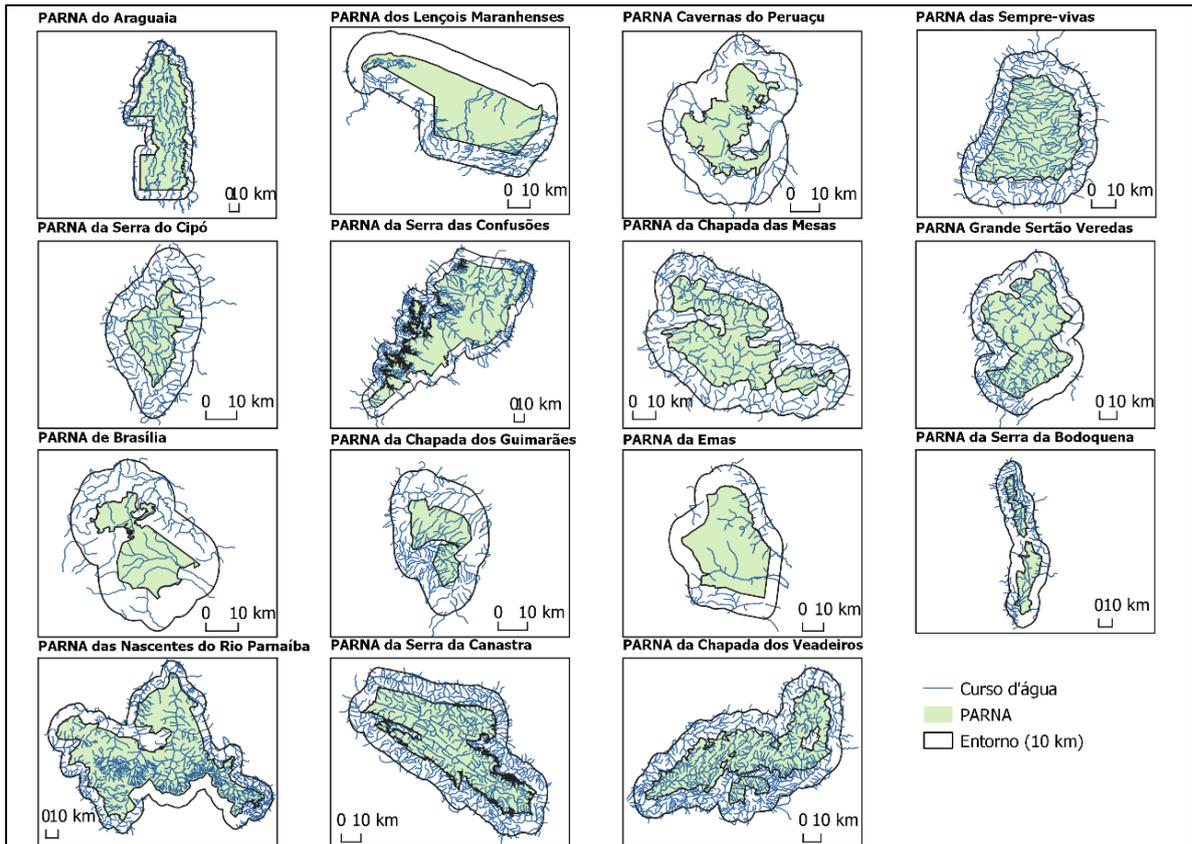


Figura 4.9 Cursos d'água sobrepostos ao limite dos parques nacionais (PARNAs) federais do Cerrado juntamente com seu entorno de 10 km.

Os valores de Dd podem ser influenciados pela geologia, clima, vegetação e topografia. Os valores de Dd variaram entre a classificação pobre e regular, sendo o menor valor 0,234 e o maior valor 0,803 (Tabela 4.4). Nenhuma das áreas de estudo apresentou uma boa Dd e somente quatro das 15 áreas apresentaram uma Dd regular (Tabela 4.5). Foi possível inferir que a área de estudo do presente trabalho possui baixo escoamento superficial e maior infiltração.

4.5. Priorização de áreas para conservação

4.5.1 Método *Analytic Hierarchy Process*

As áreas prioritárias para conservação do entorno dos PARNAs federais do Cerrado foram analisadas a partir do método AHP e Combinação Linear Ponderada (CLP). Para dados de uso e cobertura do solo e conectividade funcional, foi utilizada a paisagem presente em 2020.

A partir da comparação pareada dos critérios uso e cobertura do solo, conectividade funcional, presença/ausência de UC e densidade de drenagem, foi delimitada a seguinte ordem decrescente de importância para ações de conservação no entorno dos PARNAs do Cerrado:

uso e cobertura do solo; conectividade funcional; presença/ausência de UC; e densidade de drenagem. Os pesos atribuídos estão representados na Tabela 4.5.

Tabela 4.4 Densidade de drenagem nas áreas de parques nacionais federais e nos seus entornos de 10 km.

Parques Nacionais	Densidade de Drenagem (km km⁻²)	Classificação
Araguaia	0,329	Pobre
Lençóis Maranhenses	0,409	Pobre
Cavernas do Peruaçu	0,397	Pobre
Sempre-Vivas	0,713	Regular
Serra do Cipó	0,803	Regular
Serra das Confusões	0,327	Pobre
Chapada das Mesas	0,494	Pobre
Grande Sertão Veredas	0,377	Pobre
Brasília	0,397	Pobre
Chapada dos Guimarães	0,735	Regular
Emas	0,234	Pobre
Serra da Bodoquena	0,404	Pobre
Nascentes do Rio Parnaíba	0,369	Pobre
Serra da Canastra	0,705	Regular
Chapada dos Veadeiros	0,635	Regular

Tabela 4.5 Matriz de comparação pareada com os critérios de análise e respectivos pesos de importâncias atribuídos.

	Uso e Cobertura do Solo	Conectividade Funcional	Presença/ausência de UC	Densidade de Drenagem
Uso e Cobertura do Solo	1	3	7	8
Conectividade Funcional	1/3	1	5	5
Presença/ausência de UC	1/7	1/5	1	2
Densidade de Drenagem	1/8	1/5	1/2	1

No método AHP, o autovetor, que dá a ordem de prioridade, somente são aceitáveis quando a razão de consistência é inferior a 0,1 e o autovalor, medida de consistência do julgamento, máximo (λ_{Max}) dever ser igual a n (dimensão da matriz) (Saaty, 1977). Os

resultados obtidos para o Índice de Consistência (IC) e a Razão de Consistência (RC), respectivamente, foram 0,038 e 0,042, valores aceitáveis de coerência e confiabilidade ($< 0,10$).

Nesta pesquisa, o λ_{Max} ficaram próximos de n ($\lambda_{\text{Max}} = 4,1$ e $n = 4$), enquanto os autovetores ficaram próximo de zero (uso e cobertura do solo = 0,58; conectividade funcional = 0,28; presença/ausência de UC = 0,08; e densidade de drenagem = 0,06). Essas características corroboram a consistência da matriz AHP. Para os subcritérios, os pesos foram delimitação a partir da classificação de 0–1 em que 0 possui muito baixa importância e 1 possui muito alta importância. O resultado da ponderação dos critérios e dos seus respectivos subcritérios está na Tabela 4.6.

Tabela 4.6 Resultado da ponderação dos critérios e dos subcritérios.

Critério	Ordem de Importância	Peso do Critério	Subcritério	Peso do Subcritério
Uso e cobertura do solo	1°	0,58	Agropecuária	1
			Área não vegetada	0,75
			Vegetação Natural	0,25
			Água	0,01
Conectividade Funcional	2°	0,28	0 - 0,002185	0
			0,002185 - 0,0089411	0,25
			0,0089411 - 0,0263677	0,5
			0,0263677 - 0,075365	0,75
			0,075365 - 100	1
Presença/ ausência de unidade de conservação	3°	0,08	Ausência de UC	1
			UC de Proteção Integral	0,25
			UC de Uso sustentável	0,25
Densidade de Drenagem	4°	0,06	Pobre	0,25
			Regular	0,75
			Bem drenada	1

4.5.2 Combinação Linear Ponderada

A partir do CLP, foram obtidos valores contínuos com intervalo de 0 a 1, em que o menor valor foi 0,041 e o maior valor foi 0,705. A Figura 4.10 representa um esquema simplificado do método do CLP utilizado para identificação das áreas prioritárias para ações de conservação com os níveis de importância e pesos dos critérios e subcritérios.

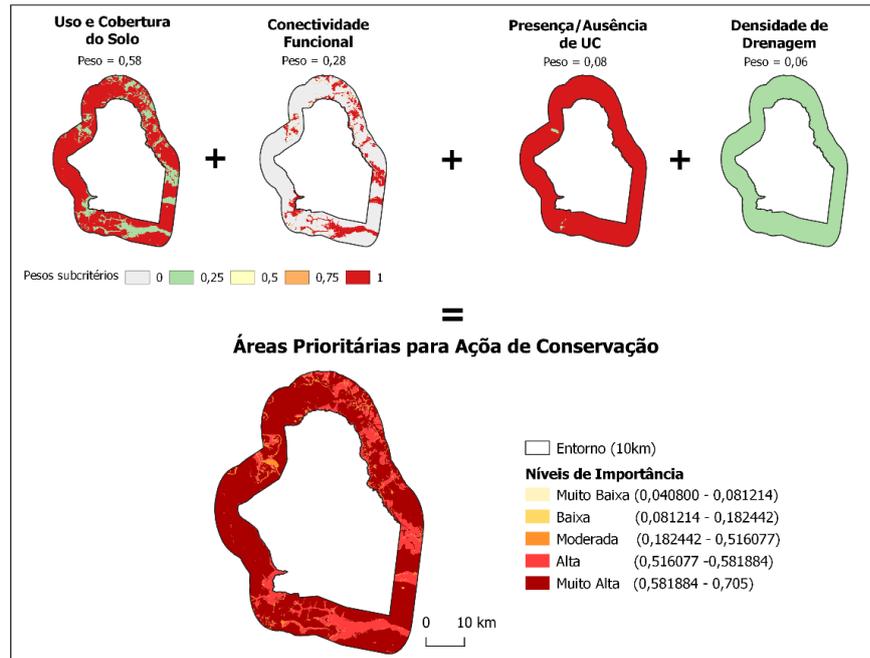


Figura 4.10 Esquema simplificado com as camadas utilizadas na análise da combinação ponderação linear para identificar as áreas do entorno (10 km) dos PARNAs do Cerrado importantes para ações de conservação.

A partir da combinação do método AHP e CLP, identificou-se que 47% da área total do entorno dos PARNAs federais do Cerrado foram de áreas com alta importância para conservação. Essas áreas possuem a característica de alta conectividade funcional, ausência de unidade de conservação e presença de vegetação natural. O nível de importância do tipo moderado foi o segundo com maior cobertura de área (28%). Esse nível foi caracterizado por áreas com alta conectividade funcional, presença de unidade de conservação e presença de vegetação natural. O nível de muito alta importância representa 23% da área total dos entornos de estudo. Para esse nível, foram identificadas as áreas com alta pressão antrópica, características de muito baixa conectividade funcional e classes de uso e cobertura do solo do tipo agropecuária e área não vegetada e presença ou ausência de UC. O nível baixa importância (1%) correspondeu a áreas caracterizadas principalmente por áreas com presença de UC e classe de uso e cobertura do tipo vegetação natural sem conexões. Já o nível muito baixo (0,5%) foram áreas caracterizadas pela presença da classe de uso e cobertura do tipo água. A Tabela 4.7 exibe o quantitativo das classes de níveis de importância para a área total do entorno dos PARNAs federais do Cerrado.

Tabela 4.7 Quantitativo das classes de níveis de importância para ações de conservação da biodiversidade para a área total do entorno (10 km) dos PARNAs federais do Cerrado.

Nível de importância para Ações de Conservação da Biodiversidade	Área (ha)	%
Muito Baixa	16.994	0,5
Baixa	43.063	1,2
Moderada	966.814	27,8
Alta	1.661.608	47,7
Muito Alta	793.104	22,8

A distribuição espacial das áreas dos níveis de importância para ações de conservação por entorno está representada na Figura 4.11.

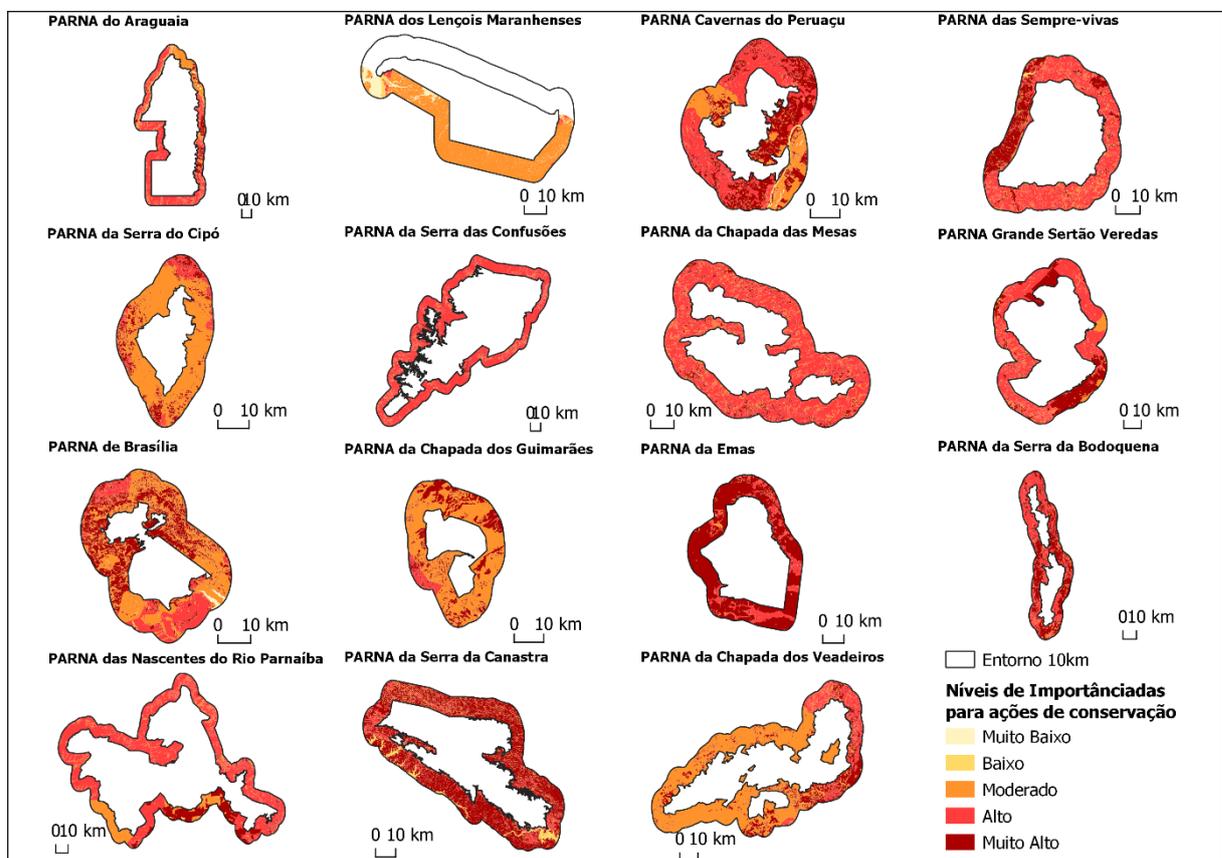


Figura 4.11 Distribuição das áreas dos níveis de importância para ações de conservação no entorno dos PARNAs federais do Cerrado.

As áreas dos entornos obtiveram distintas classificações de níveis de importância para ações de conservação. Desta forma, para identificar os entornos prioritários para aplicações de ações para conservação, foram utilizadas as mesmas classes dos níveis de importância classificados na ponderação dos critérios (muito baixa, baixa, moderada, alta e muito alta). Entretanto, os entornos foram classificados de acordo com o nível de importância com maior

porcentagem de cobertura nos seus limites. A porcentagem das classes dos níveis de importâncias para cada entorno dos parques está representada na Figura 4.12.

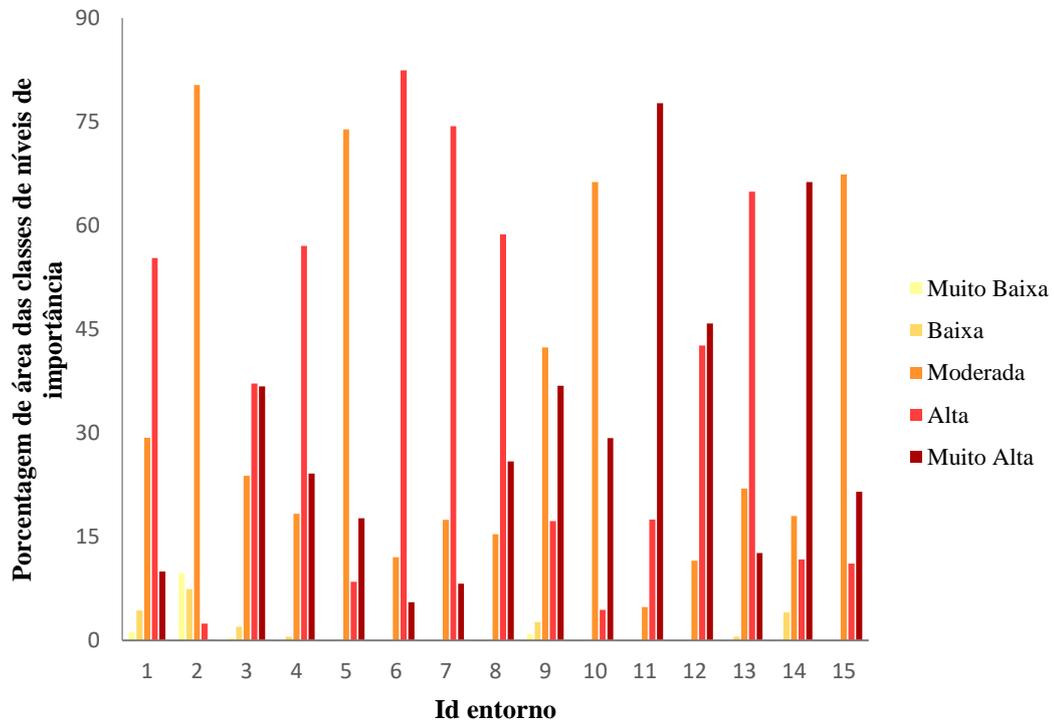


Figura 4.12 Porcentagem de áreas das classes de níveis de importância para conservação por entorno (10 km) dos parques nacionais (PARNAs) federais do Cerrado. 1 – Araguaia; 2 - Lençóis Maranhenses; 3 - Cavernas do Peruaçu; 4 - Sempre-Vivas; 5 - Serra do Cipó; 6 - Serra das Confusões; 7 - Chapada das Mesas; 8 - Grande Sertão Veredas; 9 – Brasília; 10 - Chapada dos Guimarães; 11 – Emas; 12 - Serra da Bodoquena; 13 - Nascentes do Rio Parnaíba; 14 - Serra da Canastra; e 15 - Chapada dos Veadeiros.

A classificação dos entornos prioritários para ações de conservação foi conforme se segue na Tabela 4.8. Dentre os quinze entornos analisados, nenhum foi classificado como muito baixa ou baixa prioridade para ações de conservação. A partir da priorização de áreas foi possível observar que os entornos necessitam de estratégia de mitigações diferenciadas, pois os entornos com muita alta prioridade foram entornos bastante antropizados, com isso a persistência da biodiversidade sofre ameaças a curto e longo prazo, e os entornos com alta e moderada prioridade foram entornos que ainda apresenta cobertura de área naturais continua, com grandes oportunidade para conservação devido os usos e coberturas presentes nesses entornos, porém são áreas que sofrem ameaças por estarem na porção norte do bioma área de expansão da agropecuária no Cerrado.

Tabela 4.8: Classificação dos entornos prioritários para ações de conservação e o rank de prioridade por nível de prioridade.

Nível de prioridade	Entorno	% área	Área (ha)	Rank por Nível
Muito alta	Serra da Bodoquena	88,46	159889,7	1
	Emas	77,68	105785	2
	Serra da Canastra	66,26	162016	3
	Brasília	54,06	59949,1	4
Alta	Serra das Confusões	82,42	468871,3	1
	Chapada das Mesas	74,36	176732,4	2
	Cavernas do Peruaçu	73,86	96085,2	3
	Nascentes do Rio Parnaíba	64,88	379017,5	4
	Grande Sertão Veredas	58,70	125220,4	5
	Sempre-vivas	57,06	77525,1	6
	Araguaia	55,28	188867,2	7
Moderada	Lençóis Maranhenses	80,33	93321,6	1
	Serra do Cipó	73,89	58377,5	2
	Chapada dos Veadeiros	67,37	213768,4	3
	Chapada dos Guimarães	66,26	56400,1	4

CAPÍTULO 5

DISCUSSÃO

As zonas de amortecimento desempenham um papel crucial na proteção das UCs, pois servem como áreas de transição entre a unidade e as áreas externas. O principal objetivo deste estudo foi identificar as ameaças e as oportunidades no entorno (10km) dos PARNAs federais do Cerrado para a conservação da biodiversidade, priorizando aquelas mais ameaçadas por meio da análise multicritério. No período 2000–2020, 92% da vegetação natural no interior dos PARNAS não sofreu alteração. No entanto, 6% da área total dos PARNAS apresentaram presença de áreas antropizadas, possibilitando inferir que esses PARNAS não estão totalmente isolados dos impactos externos, principalmente pelos impactos relacionados com a expansão da agropecuária, uma das classes mais frequentes nos entornos dos PARNAS (Garcia; Ferreira; Leite, 2011; Klink; Machado, 2005; Schüler; Bustamante, 2022; Strassburg *et al.*, 2017).

Em 2020, a vegetação natural representou 74% da área total dos entornos, seguida de agropecuária (23%), áreas não vegetadas (1%) e corpos d'água (1%). Nesse período, 79% da área total dos entornos não apresentou alterações. As classes uso antrópico (7%) e desmatamento (7%) apresentaram as maiores porcentagens de mudanças. Para a conectividade funcional nos entornos apresentou perdas significativas e isolamento dos remanescentes no período 2000–2020. A Dd variou de regular a pobre, ou seja, há um predomínio da infiltração sobre escoamento.

Dos 15 entornos analisados, nenhum foi classificado como tendo prioridade baixa ou muito baixa para ações de conservação. A maioria dos entornos apresentou alta prioridade para ações de conservação, atualmente, a ameaça nesses entornos são altas por estarem na fronteira do desmatamento, entretanto, apresentam um alta oportunidade para aplicação de ações para conservação por ainda conterem grande remanescentes de vegetação natural. Os entornos mais ameaçados por ações antrópicas foram os PARNAS Emas, Brasília, Serra da Canastra e Bodoquena. Esses entornos estão na região de desmatamento consolidado, áreas que devido a ocupação do Cerrado estão atualmente bastante desmatadas e com poucos remanescentes de vegetação natural.

5.1 Mudança temporal no uso e cobertura da terra

A vegetação natural foi a classe de uso e cobertura da terra com maior extensão nos entornos das PARNAS federais do Cerrado, representando 74,46% da área total dos entornos. A partir desses resultados, pode-se inferir que ainda há uma grande oportunidade de delimitar

ações de conservação para evitar maiores reduções da vegetação nativa do Cerrado desses entornos. Porém, essas medidas devem levar em consideração a distribuição espacial desses fragmentos, pois os entornos que estão ao norte do bioma apresentaram maiores áreas contínuas de fragmentos que os entornos mais ao sul do bioma. A perda da vegetação ao redor das PARNAs foi causada principalmente pela agropecuária, que representou 22,8% do uso e cobertura da terra dos entornos. O estudo realizado por Pompeu, Assis e Ometto (2024) evidenciou que as regiões norte e sudeste do bioma apresenta grandes blocos de vegetação, porém, há uma tendência de isolamento desses remanescentes, ocasionados principalmente pela dinâmica da paisagem mais intensa. Dessa forma, a manutenção e a ampliação das áreas protegidas do Cerrado e investimentos e fundos de conservação são estratégias para salvaguardar o patrimônio natural de umas das regiões mais ameaçadas do mundo (Resende *et al.*, 2021).

Os entornos dos PARNAs localizados ao sul do Cerrado apresentaram maior antropização (493.300 ha), enquanto o interior desses parques permaneceu com áreas naturais acima de 80%, com exceção do Serra da Canastra, com apenas 62%. A antropização nos entornos ao sul do bioma sofreu influência do processo histórico de ocupação do Cerrado, que se iniciou no sul do bioma e atualmente está em expansão para a região norte, local que contém grandes remanescentes de vegetação natural (Alencar *et al.*, 2020; Bolfe; Sano; Campos, 2020; Grande; Aguiar; Machado, 2020; Polizel *et al.*, 2021; Rocha *et al.*, 2012).

A conexão entre as UCs ajuda a conservar os processos ecossistêmicos capazes de promover serviços ecossistêmicos essenciais para os seres humanos, como manutenção do estoque de carbono, proteção de bacias hidrográficas, regulação dos padrões regionais de precipitação e serviços obtidos pela conservação da biodiversidade (CEPF, 2017; WEF, 2024). Foi contabilizado um total de 55 UCs nos entornos dos PARNAs federais do Cerrado, sendo que 45 pertenceram à classe UCUS, com 20% da sua área total antropizada. Com relação à categoria de UCPI, somente 3% da sua área total encontrava-se antropizada. Dessa forma, pode-se afirmar que a delimitação de áreas protegidas com maiores restrições no uso direto dos recursos é relevante para a conservação da biodiversidade do Cerrado a longo prazo (Brasil, 2008; Carranza *et al.*, 2014; França *et al.*, 2015; Myers *et al.*, 2000).

5.2 Conectividade Funcional da Paisagem

O conhecimento sobre a biodiversidade no interior e no entorno das áreas protegidas brasileiras é escasso. Aproximadamente 20% das espécies endêmicas e ameaçadas do Cerrado

ocorrem fora das UCs (Klink; Machado, 2005; Oliveira *et al.*, 2017). Portanto, as conexões entre as UCs e seus entornos são de grande relevância para possibilitar a dispersão de espécies locais, já que as redes de áreas protegidas no Brasil ainda não representam quase a metade dos diferentes habitats e ecossistemas que necessitam ser preservados (Garcia; Ferreira; Leite, 2011; Vieira; Pressey; Loyola, 2019).

As perdas de vegetação natural no período 2000–2020 nos entornos dos parques selecionados influenciaram diretamente na redução da conectividade em 33%. Os remanescentes do Cerrado estão distribuídos de forma heterogênea por todo o bioma. Por exemplo, na porção sul, apenas 15% do bioma é coberto por vegetação natural, enquanto, na porção norte, 90% do bioma ainda é coberto com vegetação natural (Alencar *et al.*, 2020). Essa heterogeneidade foi observada nos resultados da conectividade funcional nos entornos dos PARNAs, sendo que na porção norte do Cerrado, os valores de conectividade foram maiores do que os do sul do bioma.

Houve uma perda significativa na conectividade funcional nos entornos que estão inseridos ou estão próximos do MATOPIBA (abreviação das iniciais dos estados Maranhão, Tocantins, Piauí e Bahia). Há uma tendência do desmatamento no entorno dos parques da porção norte do Cerrado ser intensificado, pois as novas áreas de expansão agrícola estão indo em direção às áreas que atualmente possuem cobertura natural elevada (Bolfé; Sano; Campos, 2020; Polizel *et al.*, 2021). O MATOPIBA é uma área de grande importância para conservação do Cerrado por conter os maiores fragmentos de vegetação natural do Cerrado (Bolfé; Sano; Campos, 2020). Essa área é considerada a nova fronteira agrícola do Cerrado por apresentar extensas áreas planas, solos com propriedades físicas favoráveis para mecanização, baixo custo relativo de aquisição de terras, regime de chuva que permite o plantio de culturas de sequeiro sem grande risco de perda e possibilidade de escoamento de grãos para exportação no litoral norte do Brasil (Bolfé; Sano; Campos, 2020; Miranda; Magalhães; Carvalho, 2014).

Os entornos que não apresentaram variação significativa da conectividade funcional (Sempre Vivas, Serra do Cipó, Chapada dos Guimarães, Emas e Serra da Canastra), exceto o entorno do PARNA dos Lençóis Maranhenses, estão localizados na região sul do bioma Cerrado, fronteira onde se iniciou a exploração do bioma. Dessa forma, a perda da vegetação natural, ao longo do tempo, foi reduzida devido ao desmatamento acelerado no início da ocupação do Cerrado. Apesar da variação não significativa, esses entornos apresentaram perdas na vegetação natural entre 2000 e 2020.

O aumento da ocupação agropecuária em paisagens do Cerrado influencia positivamente a função do fragmento conector em áreas naturais remanescentes. Assim, esse tipo de fragmento desempenha um papel importante de conexão. Sua perda impacta negativamente a conectividade geral da paisagem (Grande; Aguiar; Machado, 2020). O aumento da presença de fragmentos conectores nas paisagens nos entornos entre 2000 e 2020 possibilita inferir que a paisagem foi fragmentada e a dispersão das espécies pode ser reduzida ou perdida a longo prazo com a perda desses fragmentos. No entanto, esforços por parte do governo brasileiro têm sido criados para reduzir as altas taxas de desmatamento, como é o caso do programa de intensificação agrícola em áreas de pastagens degradadas (Schüler; Bustamante, 2022).

A interação das espécies com a estrutura da paisagem influencia na capacidade de dispersão de indivíduos e populações. Dessa forma, a abundância e persistência de diferentes espécies é afetada pelas mudanças e perdas da permeabilidade na matriz de paisagem, especialmente dentro das suas áreas de dispersão (Hatfield; Orme; Banks-Leite, 2018; Lino *et al.*, 2019; Rudnick *et al.*, 2012; Saura *et al.*, 2011; Tao *et al.*, 2024; Wang; Altermatt, 2019). O crescente desmatamento e degradação dos habitats nos entornos da UCs aumenta a vulnerabilidade das espécies a longo prazo, pois a fragmentação de habitat altera a quantidade e a qualidade dos recursos disponíveis na paisagem (Lino *et al.*, 2019). Compreender como os remanescentes são perdidos é importante para poder traçar medidas estratégicas para conservação nos entornos dos PARNAs federais do Cerrado.

A comparação entre dEC e dA apontaram que os remanescentes do entorno dos PARNAs Lençóis Maranhenses, Caverna do Peruaçu, Serra das Confusões, Chapada das Mesas, Grande Sertão Veredas, Brasília, Emas, Nascentes do Rio Parnaíba e Chapada dos Veadeiros sofreram processos de isolamento, em que os impactos das mudanças na paisagem no período 2000–2020 foram maiores em termos de redução de área de habitat do que redução nos fragmentos conectores. Com relação aos entornos dos PARNAs Sempre-Vivas, Chapada dos Guimarães e Serra da Bodoquena, o processo de perda de vegetação removeu principalmente os conectores ou corredores ecológicos. Esse padrão de perda é observado em paisagens que contêm uma estrutura com baixa área natural e um padrão mais fragmentado, características presentes nesses três entornos (Grande; Aguiar; Machado, 2020; Saura *et al.*, 2011). O entorno dos PARNAs Araguaia, Serra do Cipó e Serra da Canastra apresentaram valores iguais de dEC e dA. Dessa forma, a vegetação foi removida, causando impacto tanto em termos de área dos fragmentos como em termos de sua conectividade.

Nos entornos, a dinâmica do desmatamento impacta diretamente a sua biodiversidade. Quando a distribuição original das espécies sobrepõe com as atividades econômicas que podem ser derivadas dos desmatamentos, há maiores chances de se tornarem ameaçadas (De Marco *et al.*, 2020). A identificação de como a conectividade foi afetada em cada entorno possibilita inferir que a conservação das áreas naturais das UCs, reservas legais e áreas de preservações permanentes ao redor dos PARNAs podem ajudar na mitigação da perda da conectividade funcional e ampliar a rede de vegetação natural protegida. Essas áreas podem auxiliar na dispersão das espécies sendo utilizadas como corredores, *stepping stones* e habitats, assim evitando maiores impactos a biodiversidade local (Rocha *et al.*, 2021).

5.3 Densidade de drenagem

A Dd predominantemente pobre a regular, identificadas nos entornos dos PARNAS selecionados, indica uma predominância dos processos de infiltração sobre os de escoamento superficial, o que permite inferir que esses entornos se constituem em áreas de alta relevância para recarga hídrica local. No entanto, a expansão da agropecuária observada nos entornos pode ocasionar impactos significativos no ciclo hidrológico superficial, tais como a contaminação da água, redução na capacidade de infiltração, compactação do solo e, conseqüentemente, aumento de erosões (Loyola, 2014; Queiroz, 2012; WEF, 2024). Os impactos na hidrologia do Cerrado podem se estender para grandes extensões do território brasileiro, uma vez que o Cerrado é uma região de cabeceiras ou nascentes de importantes bacias hidrográficas brasileiras (Lima, 2011; Lima; Silva, 2008; Sano *et al.*, 2008).

A disponibilidade hídrica, o relevo plano e a fertilidade de solos que é passível de ser corrigida são características que propiciam a inserção do agronegócio. Esses fatores podem ter atuado intensivamente na elevada antropização dos entornos das UCs do Cerrado (Garcia; Ferreira; Leite, 2011). As atuais mudanças das áreas vegetais naturais para agropecuárias no Cerrado influenciam as mudanças climáticas. Rodrigues *et al.* (2022) evidenciou que a conversão entre esses tipos de uso e cobertura da terra aumentou a temperatura superficial da Terra e reduziu a evapotranspiração regional no Cerrado. Dessa forma, a Dd nos entornos pode sofrer grandes impactos, por ser uma variável sensível às mudanças climáticas ou antrópicas em curtos períodos de tempo (Christofolletti, 1979). Dado que regiões do Cerrado já enfrenta escassez de chuvas, perdas de colheitas causadas pela seca e aumento da frequência de incêndios, manter a vegetação nativa pode revelar-se vantajosa para todos, apoiando a produção agrícola contínua e ao mesmo tempo conservando a biodiversidade (Rodrigues *et al.*, 2022).

Assim, a conservação dos ecossistemas pode acrescentar valor econômico importante para a região (WEF, 2024).

5.4 Áreas prioritárias para conservação

A seleção de áreas prioritárias é um processo que visa otimizar a identificação de locais de alta importância para conservação e/ou restauração de modo a proporcionar uma maior relação custo-benefício dos recursos e esforços destinados para tais fins (Loyola; Rezende; Ribeiro, 2021). A restauração ao redor de redes conectadas que provavelmente abrigam grandes populações proporciona o aumento do tamanho geral da população de espécies (Hatfield; Orme; Banks-Leite, 2018). O conflito entre interesses socioeconômicos e a conservação leva à necessidade de identificar regiões prioritárias para ações de conservação, principalmente no Cerrado que possui uma dinâmica acelerada de desmatamento (Diniz-Filho *et al.*, 2009).

Os resultados de priorização do entorno dos PARNAs federais do Cerrado para conservação da biodiversidade apontaram que os entornos dos PARNAs Emas, Serra da Canastra, Bodoquena e Brasília possuem importância muito alta para ações de conservação. Os entornos desses parques apresentaram as maiores porcentagens de áreas antropizadas: Brasília, com 59%; Serra da Canastra, com 67%; Emas, com 78% e Bodoquena (46%).

A maioria dos entornos foi classificada como tendo alta prioridade para ações de conservação. A presença de vegetação natural estava entre as principais características dessas áreas. No entanto, alguns entornos classificados nessa classe de alta prioridade foram os que mais sofreram desmatamento no período considerado: Grande Sertão Veredas, Caverna do Peruaçu e Nascentes do Rio Parnaíba, com 17%, 12% e 10%, respectivamente.

O entorno dos PARNAs Lençóis Maranhenses, Serra do Cipó, Chapada dos Veadeiros e Chapada dos Guimarães foram classificados como tendo prioridade moderada. Essa classe de prioridade foi caracterizada por ter alta conectividade funcional, maior cobertura por área protegida e presença de vegetação natural. No entanto, os entornos da Chapada dos Guimarães, Chapada dos Veadeiros e Serra do Cipó apresentaram níveis de desmatamento de 9%, 7% e 5%, respectivamente. O entorno da PARNA Lençóis Maranhenses, com 0,9%, foi o menos desmatado de todos os 15 parques.

A partir da classificação dos entornos prioritários para ações de conservação, foi possível observar que os entornos com importâncias muito altas estão localizados na porção sul do bioma, local com poucos remanescentes de vegetação natural. Mesmo assim, foi possível

observar que o desmatamento ainda continua nesses entornos, intensificando as ameaças à biodiversidade. É uma tarefa difícil aumentar a quantidade de habitat em uma paisagem com maior intensidade de atividades humanas, especialmente considerando os conflitos por terra e com a agropecuária (De Marco *et al.*, 2020). Porém, os entornos desses PARNAs requerem a implementação de ações efetivas e eficazes de conservação para auxiliar na sustentabilidade ecológica das espécies a longo prazo.

A maioria dos parques com prioridade alta e moderada apresentou cobertura elevada de vegetação natural. Entretanto, os seus entornos apresentaram as maiores taxas de desmatamento, demonstrando que a ocupação do entorno dos PARNAs federais está se expandindo para os entornos com as maiores áreas naturais. Nesse sentido, percebe-se a necessidade de aplicação de ações urgentes de medidas de mitigação para esses entornos, pois o manejo adequado desses remanescentes pode conservar diversos serviços ecossistêmicos. Nenhum dos entornos foi classificado com tendo prioridade baixa ou muito baixa para ações de conservação da biodiversidade. Portanto, ações devem ser planejadas e executadas para minimizar o impacto das ações humanas visando a manutenção da biodiversidade como proposta de ação para conservação do entorno dos PARNAs federais do Cerrado, sugerem-se:

- ✓ A criação de uma normatização atual das ZAs que levem em consideração os diferentes contextos socioeconômicos, uso e ocupação da terra e objetivos das UCs;
- ✓ A delimitação via ato oficial do governo federal, as ZAs dos PARNAs federais que possuem propostas de planos de manejo;
- ✓ A intensificação do monitoramento das ZAs;
- ✓ O reforço da efetividade das normas estabelecidas para as ZAs presentes nos planos de manejo;
- ✓ A ampliação da rede de UCs no entorno dos PARNAs federais, principalmente de áreas de proteção mais restritas nos entornos com elevada pressão de expansão do agronegócio;
- ✓ A identificação de corredores de conservação entre UC e nos seus entornos;
- ✓ A restauração e aumento da qualidade do habitat no entorno dos PARNAs, principalmente nos entornos da porção sul do bioma;
- ✓ A aplicação de programas de educação ambiental (cursos, workshops e materiais educativos) para os moradores e produtores locais para fortalecer o conhecimento sobre a importância da conservação e prática sustentáveis nos entornos, além da valorização da importância das unidades de conservação;

- ✓ Desenvolvimentos de atividades recreativas educativas como ecoturismo, observação de aves e trilhas ecológicas;
- ✓ Capacitar moradores locais para atuarem como multiplicadores de prática sustentáveis e defensores da conservação ambiental;
- ✓ Valorização e fortalecimento das comunidades tradicionais e povos indígenas presentes nos entornos;
- ✓ Formar conselhos de gestão com participação de moradores, ONGs, pesquisadores e órgãos públicos para planejar e implementar ações de proteção e uso sustentável das zonas de amortecimento;
- ✓ Estimular a formação de cooperativas locais para desenvolver projetos coletivos de produção e comercialização de produtos sustentáveis, como artesanato, alimentos orgânicos ou produtos da sociobiodiversidade; e
- ✓ O estabelecimento de estratégias para subsídios de ações de conservação da biodiversidade nos entornos das PARNAs.

As áreas prioritárias para ações de conservação possibilitaram identificar os PARNAs federais que necessitam fortalecer ações no seu entorno para evitar maiores ameaças às espécies que carecem de serviços ambientais fornecidos por essas UCs, pois as mudanças na paisagem nos seus arredores podem torná-las remanescentes desconectados.

Todos os 15 parques selecionados possuem planos de manejo aprovados. Entretanto, oito delas não possuem ZA que é obrigatória para essa categoria de UC (Brasil, 2000). Os PARNAs Sempre-Vivas, Serra do Cipó, Serra da Bodoquena e Chapada dos Veadeiros possuem uma proposta de ZA no plano de manejo, porém, até agora não foram efetivadas oficialmente. Dentre os PARNAs sem ZA, incluem-se a Chapada dos Veadeiros, Araguaia, Brasília e Nascentes do Rio Parnaíba. Esses parques fazem parte da reserva de biosfera do Cerrado. O PARNA Chapada dos Veadeiros foi declarado como patrimônio mundial natural da UNESCO em 2001.

A normatização das ZAs ainda não está consolidada. A última resolução foi a do CONAMA n° 473/2015. No Brasil, a pressão para mudanças na política de uso da terra dentro e no entorno de áreas protegidas é uma das questões ambientais que exige forte vontade política e engajamento de autoridades. Conflitos são frequentes quando os interesses de conservação da biodiversidade choca com os interesses de setores produtivos ligados, por exemplo, à agricultura, pecuária e mineração (Loyola, 2014; Vieira; Pressey; Loyola, 2019). Para a implementação das ZAs, é preciso compreender as demandas e os desafios no entorno das UCs,

pois essa zona apresenta problemas socioeconômicos e ambientais complexos (Beiroz, 2015; Farias; Ataíde, 2019). Desta forma, a falta de planejamento do uso e cobertura da terra nos entornos dos PARNAs leva à redução da conectividade da paisagem e da área coberta por vegetação natural, podendo impactar ainda a disponibilidade hídrica.

CAPÍTULO 6

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste estudo, foi observado que a vegetação natural no entorno dos PARNAs federais do Cerrado representa 74% do uso e cobertura da terra. Entretanto, no período 2000–2020, a área total de estudo apresentou um incremento de 7% nas áreas desmatadas. Esse desmatamento foi intensificado pelo avanço da agropecuária (175.200 ha), principalmente nos entornos localizados na porção norte do Cerrado. Os efeitos da remoção da vegetação foram observados na perda significativa da conectividade funcional nos entornos dos parques. Apesar dos entornos da porção sul apresentarem maiores níveis de antropização, ainda foram registrados novos desmatamentos, aumentando as ameaças à biodiversidade. A priorização dos entornos para ações de conservação da biodiversidade mostrou que três entornos possuem prioridade muito alta, enquanto oito possuem prioridade alta e quatro com prioridade moderada. Desta forma, o objetivo geral do presente trabalho, que foi o de avaliar e priorizar os entornos dos PARNAs federais localizadas no Cerrado para ações de conservação da biodiversidade, foi totalmente alcançado.

Demandas para planejamento e ordenamento territorial das áreas no entorno dos PARNAs federais do Cerrado é latente, frente aos possíveis conflitos territoriais existentes e futuros, ainda mais porque nem todos os PARNAs apresentaram ZAs oficializadas. Além da criação das ZAs, é necessária a efetivação das suas normas, pois, conforme observado neste estudo, a ocupação de áreas naturais do entorno aumentou no período analisado, mesmo nos PARNAs que já possuem ZAs. As ZAs são de grande importância principalmente quando se observa que as UCs do Cerrado estão se tornando remanescentes desconectados. Desta forma, a identificação dos entornos prioritários para ação de conservação é essencial para definir quais os tipos de atuações que devem ser tomados nos entornos a partir do seu grau de antropização e de conservação, possibilitando assim, a prevenção efetiva de maiores danos à biodiversidade do Cerrado. Os resultados alcançados na análise das áreas prioritárias para conservação da biodiversidade com os métodos AHP e CLP mostraram ser adequados para esse propósito. Em outras palavras, essas técnicas trouxeram informações complementares sobre os entornos dos PARNAs federais do Cerrado, embora sem serem prescritivos.

A análise multicritério AHP foi baseada em quatro critérios para selecionar as áreas prioritárias, porém, a criação de grupos focais envolvendo especialistas e representantes das UCs e das comunidades localizadas nos entornos seria uma estratégia importante para lidar com

a realidade de cada entorno e UC. Dessa forma, seria possível acrescentar novos pesos e critérios como foco de queimadas, distribuição espacial de espécies, dados do CAR e limite dos territórios de povos e comunidades tradicionais. Portanto, novas pesquisas de priorização dos entornos podem ser realizadas com abordagem distintas e focalizada em cada ZA. Além disso, novos estudos de análise da conectividade funcional podem ser realizados com diferentes distâncias de dispersão, principalmente em estudos com foco em uma espécie específica que estejam presentes no entorno do PARNAs ou demais UCs do Cerrado. É importante observar que aproximadamente 60% da vegetação privada do Cerrado pode ser legalmente desmatada (Pompeu; Assis; Ometto, 2024), porém, no presente estudo não avaliamos a legalidade dos desmatamento nos entornos dos PARNAs, ficando como sugestão para futuros estudos.

Diante dos resultados obtidos no presente estudo, pode-se afirmar que todos os entornos analisados necessitam de ações para conservação da biodiversidade, principalmente para minimizar os impactos negativos externos aos PARNAs federais do Cerrado. A disponibilidade de dados geoespaciais do território brasileiro e o uso de geotecnologias possibilitam avaliar e propor medidas de mitigação para a conservação com base científicas, possibilitando auxiliar na gestão de áreas protegidas do Cerrado. Por fim, o entorno das UCs é complexo por envolver diferentes demandas socioeconômicas e ambientais, necessitando, dessa forma, de maiores esforços para alcançar a implementação de ações eficazes e na elaboração de políticas públicas.

REFERÊNCIAS

- AB´SÁBER, A. **Os Domínios de Natureza no Brasil - Potencialidades Paisagísticas**. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003.
- ALENCAR, A. *et al.* Mapping three decades of changes in the Brazilian savanna native vegetation using Landsat data processed in the Google Earth Engine platform. **Remote Sensing**, v. 12, n. 6, p. 924, 2020.
- ARIMORO, O. A. S. **Uso de geotecnologias aplicadas em estudos de modelos de ocupação e conectividade para mamíferos de médio e maior porte no Cerrado**. 2015. Master - Universidade de Brasília, 2015.
- ASSAD, E. D. *et al.* Veranicos na região dos Cerrados brasileiros: Frequência e probabilidade de ocorrência. **Pesquisa Agropecuária**, v. 28, p. 993–1003, 1993.
- BAGER, A. *et al.* Os Caminhos da Conservação da Biodiversidade Brasileira frente aos Impactos da Infraestrutura Viária. **Biodiversidade Brasileira**, v. 1, n. 6, p.75-86, 2016.
- BEIROZ, H. Zonas de amortecimento de unidades de conservação em ambientes urbanos sob a ótica territorial: Reflexões, demandas e desafios. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 35, p. 173–196, 2015.
- BELLÓN, B. *et al.* Integrated landscape change analysis of protected areas and their surrounding landscapes: Application in the Brazilian Cerrado. **Remote Sensing**, v. 12, n. 9, 1413, 2020.
- BERTASSONI, A. **Avaliação da relação entre distância média diária percorrida, área de vida e disponibilidade de energia para tamanduás-bandeira (*Myrmecophaga Tridactyla*) em savanas neotropicais**. 2010. 80 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande-MS, 2010.
- BOLFE, E. L.; SANO, E. E.; CAMPOS, S. K. (eds.). **Dinâmica Agrícola no Cerrado: Análises e Projeções**. Brasília, DF: Embrapa, 2020.
- BRASIL. **Resolução CONAMA nº 13, de 06 de dezembro de 1990**. Dispõe sobre normas referentes às atividades desenvolvidas no entorno das Unidades de Conservação (DOU 28 dez. 1990, revogada).
- BRASIL. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Brasília: MMA, 2008. (Série Biodiversidade, 19).
- BRASIL. Presidência da República. **Lei no 9.985, de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. 18 jul. 2000. Disponível em: <https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm?msckid=d836f862bb2e11ecb0a39fd92b1c866>. Acesso em: 22 jun. 2024.
- BRASIL. **Resolução CONAMA nº 428, de 17 de dezembro de 2010**. Dispõe, no âmbito do licenciamento ambiental sobre a autorização do órgão responsável pela administração da Unidade de Conservação (UC), de que trata o § 3º do artigo 36 da Lei nº 9.985 de 18 de julho

de 2000, bem como sobre a ciência do órgão responsável pela administração da UC no caso de licenciamento ambiental de empreendimentos não sujeitos a EIA-RIMA e dá outras providências. 17 dez. 2010.

BRASIL. **Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade**. 2ª Atualização. Brasília: MMA, 2023. (Série Biodiversidade, 56).

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Cerrado**. 2024a. Disponível em: <<http://antigo.mma.gov.br/biomas/cerrado.html>>. Acesso em: 22 jun. 2024.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Plano de Manejo**. 2024b. Disponível em: <<http://antigo.mma.gov.br/areas-protetidas/unidades-de-conservacao/plano-de-manejo.html>>. Acesso em: 22 jun. 2024.

CARDILLO, M. *et al.* Multiple causes of high extinction risk in large mammal species. **Science**, v. 309, n. 5738, p. 1239–1241, 2005.

CARRANZA, T. *et al.* Protected area effectiveness in reducing conversion in a rapidly vanishing ecosystem: The Brazilian Cerrado. **Conservation Letters**, v. 7, n. 3, p. 216–223, 2014.

CARVALHO, F. M. V.; DE MARCO, P.; FERREIRA, L. G. The Cerrado into-pieces: Habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. **Biological Conservation**, v. 142, n. 7, p. 1392–1403, 2009.

CEPF. Critical Ecosystem Partnership Fund. **Ecosystem profile Cerrado biodiversity hotspot**. 2017. Disponível em: <<https://www.cepf.net/sites/default/files/cerrado-ecosystem-profile-en-updated.pdf>>. Acesso em: 14 out. 2024.

CHANDIO, I. A. *et al.* GIS-based analytic hierarchy process as a multicriteria decision analysis instrument: A review. **Arabian Journal of Geoscience**, v. 6, p. 3059–3066, 2013.

CHRISTOFOLETTI, A. A Análise da densidade de drenagem e suas implicações geomorfológicas. **Geografia**, v. 4, p. 23–42, 1979.

COLLARES, E. G. **Avaliação de alterações em redes de drenagem de microbacias como subsídio ao zoneamento geoambiental de bacias hidrográficas: aplicação na bacia hidrográfica do Rio Capivari - SP**. 2000. Tese (Doutorado em Geotecnia) - Universidade de São Paulo, São Carlos, 2000.

CONGEDO, L. Semi-automatic classification plugin: A Python tool for the download and processing of remote sensing images in QGIS. **Journal of Open Source Software**, v. 6, n. 64, 3172, 2021.

DE MARCO, P. *et al.* Vulnerability of Cerrado threatened mammals: An integrative landscape and climate modeling approach. **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 5, p. 1637–1658, 2020.

DEAN, M. **A Practical Guide to Multi-Criteria Analysis**. 2022. Disponível em: <<https://rgdoi.net/10.13140/RG.2.2.15007.02722>>. Acesso em: 28 maio 2024.

DIAS, N. O.; FIGUEIRÔA, C. F. B. Potencialidades do uso de geotecnologias para a gestão e planejamento de unidades de conservação. **Revista de Geografia**, v. 10, n. 2, p. 283–302, 2020.

DINIZ, M. F. *et al.* Can we face different types of storms under the same umbrella? Efficiency and consistency of connectivity umbrellas across different patchy landscape patterns. **Landscape Ecology**, v. 33, n. 11, p. 1911–1923, 2018.

DINIZ-FILHO, J. A. F. *et al.* Macroecologia, biogeografia e áreas prioritárias para conservação no Cerrado. **Oecologia Brasiliensis**, v. 13, n. 3, p. 470–497, 2009.

ESMAIL, B. A.; GENELETTI, D. Multi-criteria decision analysis for nature conservation: A review of 20 years of applications. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 9, n. 1, p. 42–53, 2018.

FALCÃO, E. C. **Análise de riscos à degradação ambiental utilizando avaliação multicritério espacial, no município de Boa Vista-PB**. 2013. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande-PB, 2013.

FALEIRO, F. V.; MACHADO, R. B.; LOYOLA, R. D. Defining spatial conservation priorities in the face of land-use and climate change. **Biological Conservation**, v. 158, p. 248–257, 2013.

FARIAS, T.; ATAÍDE, P. Regime jurídico da zona de amortecimento. **Revista Internacional de Direito Ambiental**, v. 8, n. 22, p. 272–293, 2019.

FERNANDES, G. W. *et al.* **Cerrado: em busca de soluções sustentável**. – Rio de Janeiro: Vertente produções artísticas, 2016.

FERRAZ, R. P. D. *et al.* (eds.). **Marco Referencial em Serviços Ecossistêmicos**. Brasília, DF: Embrapa, 2019, 160 p.

FERREIRA, G. L. B.; PASCUCHI, P. M. A zona de amortecimento e a proteção à biodiversidade nas unidades de conservação. In: CONGRESSO INTERNACIONAL DE DIREITO AMBIENTAL, 10., São Paulo, SP. **Anais...** São Paulo: Instituto O Direito por um Planeta Verde, 2006. p. 519–535.

FONSECA, C. R.; VENTICINQUE, E. M. Biodiversity conservation gaps in Brazil: A role for systematic conservation planning. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 2, p. 61–67, 2018.

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.

FRANÇA, L. C. D. J. *et al.* AHP approach applied to multi-criteria decisions in environmental fragility mapping. **Floresta**, v. 50, n. 3, 1623, 2020.

FRANÇA, L. C. D. J. *et al.* Environmental fragility zoning using GIS and AHP modeling: Perspectives for the conservation of natural ecosystems in Brazil. **Conservation**, v. 2, n. 2, p. 349–366, 2022.

FRANÇOSO, R. D. *et al.* Habitat loss and the effectiveness of protected areas in the Cerrado biodiversity hotspot. **Natureza & Conservação**, v. 13, n. 1, p. 35–40, 2015.

GARCIA, F. N.; FERREIRA, L. G.; LEITE, J. F. Áreas protegidas no bioma Cerrado: Fragmentos vegetacionais sob forte pressão. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 15. Curitiba, PR. **Anais...** São José dos Campos, SP: INPE, 2011, p. 4086–4093.

GARRIGA, N. et al. Are protected areas truly protected? The impact of road traffic on vertebrate fauna. **Biodiversity And Conservation**, v. 21, n. 11, p.2761-2774, 25 jul. 2012.

GRANDE, T. O.; AGUIAR, L. M. S.; MACHADO, R. B. Heating a biodiversity hotspot: Connectivity is more important than remaining habitat. **Landscape Ecology**, v. 35, n. 3, p. 639–657, 2020.

HANSKI, I. Metapopulation dynamics. **Nature**, v. 396, n. 6706, p. 41–49, 1998.

HATFIELD, J. H.; ORME, C. D. L.; BANKS-LEITE, C. Using functional connectivity to predict potential meta-population sizes in the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16, n. 4, p. 215–220, 2018.

HESELBARTH, M. H. K. *et al.* Open-source tools in R for landscape ecology. **Current Landscape Ecology Reports**, v. 6, n. 3, p. 97–111, 2021.

HORTON, R. E. Erosional development of streams and their drainage basins: Hydrophysical approach to quantitative morphology. **Geological Society of America Bulletin**, v. 56, n. 3, p. 275–370, 1945.

IPBES. **Global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services**. E. S. Brondizio, J. Settele, S. Díaz, and H. T. Ngo (editors). Bonn, Alemanha: IPBES Secretariat, 2019, 1.148 p.

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

KRONER, R. E. G. *et al.* The uncertain future of protected lands and waters. **Science**, v. 364, n. 6443, p. 881–886, 2019.

LAURANCE, W. F. *et al.* Averting biodiversity collapse in tropical forest protected areas. **Nature**, v. 489, n. 7415, p. 290–294, 2012.

LEMES, L.; ANDRADE, A. F. A.; LOYOLA, R. Spatial priorities for agricultural development in the Brazilian Cerrado: May economy and conservation coexist? **Biodiversity and Conservation**, v. 29, n. 5, p. 1683–1700, 2020.

LI, Y.; NIGH, T. GIS-based prioritization of private land parcels for biodiversity conservation: A case study from the current and eleven point conservation opportunity areas, Missouri. **Applied Geography**, v. 31, n. 1, p. 98–107, 2011.

LIMA, J. E. F. W. Situação e perspectivas sobre as águas do cerrado. **Ciência e Cultura**, v. 63, n. 3, p. 27–29, 2011.

LIMA, J. E. F. W.; SILVA, E. M. Análise da situação dos recursos hídricos do Cerrado com base na importância econômica e socioambiental de suas águas. In: SIMPÓSIO NACIONAL

CERRADO, 9.; SIMPÓSIO INTERNACIONAL SAVANAS TROPICAIS, 2., Brasília, DF. Anais... Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2008.

LINO, A. *et al.* A meta-analysis of the effects of habitat loss and fragmentation on genetic diversity in mammals. **Mammalian Biology**, v. 94, n. 1, p. 69–76, 2019.

LOPES, M. S.; VEETIL, B. K.; SALDANHA, D. L. Buffer zone delimitation of conservation units based on map algebra and AHP technique: A study from Atlantic Forest Biome (Brazil). **Biological Conservation**, v. 253, 108905, 2021.

LOYOLA, R. Brazil cannot risk its environmental leadership. **Diversity and Distributions**, v. 20, n. 12, p. 1365–1367, 2014.

LOYOLA, R. *et al.* **Mapas de áreas prioritárias para conservação da flora**. Rio de Janeiro: Andrea Jakobsson Estudio Editorial Ltda, 2014.

LOYOLA, R. *et al.* **Áreas prioritárias para conservação da flora endêmica do estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro, RJ: Instituto de Pesquisas Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2018. Disponível em: <<http://dspace.jbrj.gov.br/jspui/handle/doc/94>>. Acesso em: 28 maio 2024.

LOYOLA, R.; REZENDE, C.; RIBEIRO, B. Áreas prioritárias para conservação e restauração no Matopiba. **Caderno de Notas Técnicas do Programa Parceria para o Bom Desenvolvimento (GGP/PNUD)**, 2021.

MACHADO, R. B. *et al.* Caracterização da fauna e flora do Cerrado. In: FALEIRO, F. G.; FARIAS NETO, A. L. (eds.). **Savanas: Desafios e Estratégias para o Equilíbrio entre Sociedade, Agronegócio e Recursos Naturais**. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2008, Cap. 9, p. 285-300.

MALCZEWSKI, J. Multicriteria Analysis. In: HUANG, B. (ed.), **Comprehensive Geographic Information Systems**. 2018, p. 197–217.

MAPBIOMAS. MapBiomas v.6.0. Disponível em: <<https://brasil.mapbiomas.org/>>. Acesso em: 20 nov. 2022.

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

MENDES, I. A. D. S. O uso de geotecnologias na organização do espaço. **Cadernos do Leste**, v. 19, n. 19, p. 35–50, 2019.

MEFFE, G. K.; CARROLL, C. R. **Principles of Conservation Biology**. 2ª edição. Sunderland, Mass: Sinauer Associates Inc., U.S., 1997.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens?. **Biota Neotropica**, v. 1, n. 1–2, p. 1–9, 2001.

MIRANDA, E. E.; MAGALHÃES, L. A.; CARVALHO, C. A. **Proposta de delimitação territorial do MATOPIBA**. Campinas, SP: Embrapa GITE, 2014, 18 p. (Nota Técnica, 1).

MYERS, N. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853–858, 2000.

OAKLEAF, J. R. *et al.* LegalGEO: Conservation tool to guide the siting of legal reserves under the Brazilian Forest Code. **Applied Geography**, v. 86, p. 53–65, 2017.

OLIVEIRA, U. *et al.* Biodiversity conservation gaps in the Brazilian protected areas. **Scientific Reports**, v. 7, n. 1, p. 9141, 2017.

PASCUAL-HORTAL, L.; SAURA, S. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. **Landscape Ecology**, v. 21, n. 7, p. 959–967, 2006.

POLIZEL, S. P. *et al.* Analysing the dynamics of land use in the context of current conservation policies and land tenure in the Cerrado – MATOPIBA region (Brazil). **Land Use Policy**, v. 109, 105713, 2021.

POMPEU, J.; ASSIS, T. O.; OMETTO, J. P. Landscape changes in the Cerrado: Challenges of land clearing, fragmentation and land tenure for biological conservation. **Science of the Total Environment**, v. 906, 167581, 2024.

QUEIROZ, E. F. O caso do ciclo hidrológico. **Revista de Política Agrícola**, v. 21, p. 147–148, 2012.

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

RAZALI, N. M.; WAH, Y. B. Power comparisons of Shapiro-Wilk, Kolmogorov-Smirnov, Lilliefors and Anderson-Darling tests. **Journal of Statistical Modeling and Analytics**, v. 2, n. 1, p. 21–33, 2011.

REIS, M. R. **Análise dos atropelamentos de vertebrados terrestres em unidades de conservação brasileiras à escala da paisagem**. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, Universidade Federal de Lavras, Lavras-MG, p. 68, 2016.

RESENDE, F. M. *et al.* The importance of protected areas and indigenous lands in securing ecosystem services and biodiversity in the Cerrado. **Ecosystem Services**, v. 49, 101282, 2021.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. As principais fitofisionomias do bioma Cerrado. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P.; RIBEIRO, J. F. (eds.). **Cerrado: Ecologia e Flora**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008, p. 151–212.

ROCHA, G. F. *et al.* Detecção de desmatamentos no bioma Cerrado entre 2002 e 2009: Padrões, tendências e impactos. **Revista Brasileira de Cartografia**, v. 63, n. 3, p. 341–349, 2012.

ROCHA, É. G. *et al.* Dispersal movement through fragmented landscapes: the role of stepping stones and perceptual range. **Landscape Ecology**, v. 36, n. 11, p. 3249–3267, 2021.

RODRIGUES, F. H. G. **Biologia e conservação do lobo-guará na Estação Ecológica de Águas Emendadas, DF**. 2002. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Estadual de Campinas, Campinas, SP, 2002.

RODRIGUES, A. A. *et al.* Cerrado deforestation threatens regional climate and water availability for agriculture and ecosystems. **Global Change Biology**, v. 28, n. 22, p. 6807–6822, 2022.

RUDNICK, D. *et al.* The role of landscape connectivity in planning and implementing conservation and restoration priorities. **Issues in Ecology**, v. 16, p. 1–20, 2012.

SAATY, T. L. A scaling method for priorities in hierarchical structures. **Journal of Mathematical Psychology**, v. 15, n. 3, p. 234–281, 1977.

SAATY, T. L. Decision making with the analytic hierarchy process. **International Journal of Services Sciences**, v. 1, n. 1, p. 83–98, 2008.

SAATY, T. L.; VARGAS, L. G. **Models, Methods, Concepts & Applications of the Analytic Hierarchy Process**. Boston, MA: Springer US, 2012. (International Series in Operations Research & Management Science, 175).

SANO, S. M. *et al.* (orgs.). **Cerrado: Ecologia e Flora**. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008.

SAURA, S.; PASCUAL-HORTAL, L. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: Comparison with existing indices and application to a case study. **Landscape and Urban Planning**, v. 83, n. 2–3, p. 91–103, 2007.

SAURA, S.; RUBIO, L. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. **Ecography**, v. 33, n. 3, p. 523–537, 2010.

SAURA, S.; TORNÉ, J. Conefor Sensinode 2.2: A software package for quantifying the importance of habitat patches for landscape connectivity. **Environmental Modelling & Software**, v. 24, n. 1, p. 135–139, 2009.

SAURA, S.; TORNÉ, J. Conefor 2.6 user manual. Universidad Politécnica de Madrid, p. 1 19, 2012.

SAURA, S. *et al.* Network analysis to assess landscape connectivity trends: Application to European forests (1990–2000). **Ecological Indicators**, v. 11, n. 2, p. 407–416, 2011.

SAURA, S. *et al.* Global trends in protected area connectivity from 2010 to 2018. **Biological Conservation**, v. 238, 108183, 2019.

SCARAMUZZA, C. A. M. *et al.* Áreas prioritárias para conservação da biodiversidade em Goiás. In: FERREIRA Jr., L. G. (Org.), **Conservação da Biodiversidade e Sustentabilidade Ambiental em Goiás: Prioridades, Estratégias e Perspectivas**. Goiânia, GO: SEMARH, 2005.

SCHÜLER, J.; BUSTAMANTE, M. M. C. Spatial planning for restoration in Cerrado: Balancing the trade-offs between conservation and agriculture. **Journal of Applied Ecology**, v. 59, n. 10, p. 2616–2626, 2022.

SCHWAIDA, S. F. *et al.* Defining priorities areas for biodiversity conservation and trading forest certificates in the Cerrado biome in Brazil. **Biodiversity and Conservation**, v. 32, n. 6, p. 1807–1820, 2023.

- SILVEIRA, L. *et al.* The potential for large-scale wildlife corridors between protected areas in Brazil using the jaguar as a model species. **Landscape Ecology**, v. 29, n. 7, p. 1213–1223, 2014.
- SOARES-FILHO, B. *et al.* Cracking Brazil’s Forest Code. **Science**, v. 344, n. 6182, p. 363–364, 2014.
- SOUZA, C. L. F. *et al.* O Cerrado como o “berço das águas”: Potencialidades para a educação geográfica. **Revista Cerrados**, v. 17, n. 1, p. 86–113, 2019.
- STRASSBURG, B. B. N. *et al.* Moment of truth for the Cerrado hotspot. **Nature Ecology & Evolution**, v. 1, n. 4, 0099, 2017.
- STRASSBURG, B. B. N. *et al.* Strategic approaches to restoring ecosystems can triple conservation gains and halve costs. **Nature Ecology & Evolution**, v. 3, n. 1, p. 62–70, 2019.
- TAO, Y. *et al.* Landscape fragmentation overturns classical metapopulation thinking. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 121, n. 20, e2303846121, 2024.
- TURNER, M. G. Landscape ecology: What is the state of the science? **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, v. 36, p. 319–344, 2005.
- UNEP. **Frontiers 2018/19 Emerging Issues of Environmental Concern**. Nairobi, Kenya: UNEP, 2019, 80 p.
- URBAN, D.; KEITT, T. Landscape Connectivity: A Graph-Theoretic Perspective. **Ecology**, v. 82, n. 5, p. 1205–1218, 2001.
- VIEIRA, R. R. S.; PRESSEY, R. L.; LOYOLA, R. The residual nature of protected areas in Brazil. **Biological Conservation**, v. 233, p. 152–161, 2019.
- VILLELA, S. M.; MATTOS, A. Bacia Hidrográfica. In: VILLELA, S. M.; MATTOS, A. (eds.), **Hidrologia Aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill, 1975, p. 6–27.
- WANG, S.; ALTERMATT, F. Metapopulations revisited: The area-dependence of dispersal matters. **Ecology**, v. 100, n. 9, e02792, 2019.
- WEF. World Economic Forum. **The Cerrado: Production and Protection**. 2024. White Paper, 42 p.
- WEISSE, M. J.; NAUGHTON-TREVES, L. C. Conservation beyond park boundaries: The impact of buffer zones on deforestation and mining concessions in the Peruvian Amazon. **Environmental Management**, v. 58, n. 2, p. 297–311, 2016.
- WINKLER, K. *et al.* Global land use changes are four times greater than previously estimated. **Nature Communications**, v. 12, n. 1, 2501, 2021.
- ZELLER, K. *et al.* Understanding the importance of dynamic landscape connectivity. **Land**, v. 9, n. 9, 303, 2020.