

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS  
CURSO DE ESPECIALIZAÇÃO EM GEOPROCESSAMENTO  
AMBIENTAL

**A importância de áreas protegidas na contenção da conversão antrópica de habitats naturais na região nuclear do Bioma Cerrado.**

**Rodrigo José Oliveira Paiva**

BRASÍLIA  
2013

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA  
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS  
CURSO DE ESPECIALIZAÇÃO EM GEOPROCESSAMENTO  
AMBIENTAL

**A importância de áreas protegidas na contenção da conversão antrópica de habitats naturais na região nuclear do Bioma Cerrado.**

**Rodrigo José Oliveira Paiva**

Orientador: Prof. Dr. Ricardo Seixas Brites

MONOGRAFIA DE CONCLUSÃO DE CURSO DE ESPECIALIZAÇÃO

COMISSÃO JULGADORA

	Nome	Assinatura
Presidente:	Prof. Dr. Ricardo Seixas Brites	_____
Examinadores:	Prof. Dr. Edson Eyji Sano	_____
	Prof. Dr. Cesar Garcia Pavão	_____

Dedico a meus queridos pais que, com sua simplicidade e amor, deixando o seu Sertão de origem, fizeram do Planalto Central seu novo Sertão-Lar, dando-me de presente as feições, paisagens, fauna e flora do Cerrado.

A meu bem, que tem o cabelo enroladinho.

## AGRADECIMENTOS

Agradeço à Universidade de Brasília, instituição pela qual tenho especial carinho e à qual devo a maior parte da minha instrução formal e pessoal, também sendo agradecido pelo fundamental papel que desempenha na sociedade, possibilitando o aprimoramento humano/individual, o desenvolvimento social e a produção e divulgação do conhecimento. Agradeço ao Instituto de Ciências Biológicas e ao Instituto de Geociências, além de todos os demais Institutos e Departamentos aos quais estive vinculado como aluno de suas disciplinas.

Agradeço a todos os professores, servidores e colegas da Especialização em Geoprocessamento Ambiental pela oportunidade de desenvolvimento conjunto nessa interessante área do conhecimento, com importantes aplicações para a conservação biológica e ambiental, áreas pelas quais tenho especial interesse. Agradeço aos professores que contribuíram para despertar e desenvolver o interesse pelas ferramentas de SIG, Sensoriamento Remoto e suas aplicações, a exemplo dos Professores José Wilson (IG - UnB), Alexandre Uezo (Instituto de Pesquisas Ecológicas – SP), Marinez Ferreira de Siqueira (JBRJ - RJ). Agradeço, ainda, a outras pessoas que contribuíram indiretamente para a realização deste trabalho, em especial ao Professor Mário Almeida-Neto (UFG-GO) e aos demais que minha fugidia memória não permite de imediato lembrar.

Agradeço especialmente ao Professor Ricardo Brites, pela orientação, apoio e confiança na proposta do presente trabalho, a despeito da complexidade metodológica inerente ao tema e do curto tempo disponível para sua elaboração e execução.

Agradeço a todas as pessoas que participaram deste momento da minha vida. Aos colegas de trabalho, por viabilizarem minha participação no curso. Aos meus avós (Darci e Garrincha), pelos bons momentos que passamos juntos. A meus amigos pelo companheirismo, e fundamentais momentos de diversão, viagens e descontração.

Agradeço à minha companheira pelo amor, carinho, apoio e pela paciência nas longas noites acordado, e, ainda, pelas correções e sugestões para a melhoria do texto.

Agradeço a meus pais e irmãos, por toda história que nos une, dedicação, cuidado, paciência e esforço.

Agradeço à vida.

“olhos cerrados

abertos

para ver

certos

cerrados

certos

e certos

desertos

errados

(o deserto certo

chora areia)”

*(Nicholas Behr)*

## SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO.....	13
2. OBJETIVOS.....	17
3. DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO.....	18
4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	29
5. METODOLOGIA DE TRABALHO.....	36
5.1. Variáveis Independentes e Bases de Dados.....	38
5.1.1. Bases de Dados e Processamento.....	40
5.2. Seleção de Variáveis.....	43
5.3. Pressupostos teóricos do método <i>matching</i> .....	45
5.3.1. Métricas de distância.....	47
5.3.2. Estimação do efeito médio do tratamento (ATT).....	48
5.3.3. Verificando a qualidade do <i>matching</i> .....	49
5.4. Análise <i>Matching</i> .....	51
6. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	53
6.1. CONCLUSÃO.....	66
7. REFERÊNCIAS.....	67
APÊNDICE.....	79

## LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Área de cobertura por diferentes formações vegetacionais no Cerrado, Goiás e Distrito Federal. ....	21
Tabela 2 – Número de espécies catalogadas no Cerrado, no Brasil e no Mundo. ....	22
Tabela 3 - População da região Centro-Oeste do Brasil entre 1950 e 2010. ....	24
Tabela 4 - Percentual de área de remanescentes naturais no Cerrado, em Goiás e no Distrito Federal. ....	25
Tabela 5 – Unidades de Conservação no Brasil, no Cerrado e na Área de Estudo. ....	27
Tabela 6 – Unidades de Conservação por esfera governamental. ....	27
Tabela 7 - Unidades de área protegida e unidades amostrais por categoria de área protegida. ....	53
Tabela 8 – Percentuais de classificação correta para diferentes classes de antropismo para os 100 melhores conjuntos de dados pré-selecionados. ....	54
Tabela 9 - Efeito médio do tratamento estimado a partir do melhor conjunto de dados. ....	58
Tabela 10 – Efeito médio do tratamento estimado para o grupo de 20 conjuntos de variáveis. ....	58
Tabela 11 – Efetividade das unidades da esfera federal e estadual. ....	61
Tabela 12 – Valores de $P_{máx}$ para os níveis de $\Gamma$ . ....	64

## LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 - Áreas protegidas e uso da terra na região definida para o estudo.....	19
Figura 2 - Fluxograma da metodologia adotada no estudo. ....	38
Figura 3 - Causas da conversão antrópica de habitats naturais na região tropical. ....	39
Figura 4 – Fluxograma geral do processamento dos dados. ....	40
Figura 5 - Grade regular com células de 1000 por 1000m, apresentando unidades amostrais com áreas protegidas, unidades amostrais excluídas da análise e unidades amostrais do <i>buffer</i> de 20 km. ....	43
Figura 6 – Distribuição dos escores obtidos para a <i>Distância de Mahalanobis</i> e <i>Pscore</i> entre os grupos tratamento e controle. ....	55
Figura 7 - Escores obtidos para os métodos de <i>Distância de Mahalanobis</i> e <i>Propensity Score</i> . ....	55
Figura 8 - Viés remanescente após o <i>matching</i> para os métodos de <i>Distância de Mahalanobis</i> (preto) e para <i>Propensity Score</i> (cinza). ....	56
Figura 9 – Gráfico Quantil-Quantil para os escores da <i>Distância de Mahalanobis</i> entre o grupo tratamento e controle antes e após o <i>matching</i> . ....	57
Figura 10 – Efeito médio do tratamento com unidades amostrais do <i>buffer</i> e sem unidades amostrais do <i>buffer</i> . ....	62
Figura 12 - a) nível de antropismo observado para as áreas protegidas e para os municípios da área de estudo; b) efeito médio do tratamento apresentado por cada uma das unidades de área protegida e nível de antropismo dos municípios da área de estudo. ....	63
Figura 13 - Valor do Efeito Médio do Tratamento para o grupo dos 20 conjuntos de variáveis e para o melhor modelo selecionado. ....	65



## **LISTA DE ABREVIATURAS**

AP – Área Protegida;

APA - Área de Proteção Ambiental;

ARIE - Área de Relevante Interesse Ecológico;

ATT - Average Treatment Effect on the Treated;

CNUC/MMA - Cadastro Nacional de Unidades de Conservação;

CONAB - Companhia Nacional de Abastecimento;

CPAC - Centro de Pesquisa Agropecuária do Cerrado;

CSR/IBAMA - Centro de Sensoriamento Remoto;

EMATER - Empresa de Assistência Técnica e Extensão Rural;

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária;

EPAMIG - Empresa de Pesquisa Agropecuária de Minas Gerais;

ESEC - Estação Ecológica;

EST – Unidade de Conservação de Esfera Estadual;

FED - Unidade de Conservação de Esfera Federal;

FUNAI - Fundação Nacional do Índio;

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis;

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística;

INCRA - Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária;

ISA - Instituto Socioambiental;

IUCN - International Union for Conservation of Nature;

LAPIG/UFG - Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento;

MMA – Ministério do Meio Ambiente;

MN – Monumento Natural;

PI - Unidade de Conservação de Proteção Integral;

PMDBBS - Projeto de Monitoramento do Desmatamento dos Biomas Brasileiros por Satélite;

PNAP - Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas;

POLOCENTRO - Programa de Desenvolvimento das Áreas de Cerrados;

PPCerrado - Plano de Ação Para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas;

PROCEDER - Programa de Cooperação Nipo-Brasileira de Desenvolvimento dos Cerrados;

PRODES - Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia Legal por Satélite;

RDS - Reserva de Desenvolvimento Sustentável;

REBIO - Reserva Biológica;

RESEX - Reserva Extrativista;

RPPN - Reserva Particular do Patrimônio Natural;

RVS - Refúgio de Vida Silvestre;

SBF - Serviço Florestal Brasileiro;

SIAD - Sistema Integrado de Alerta de Desmatamento;

SIEG - Sistema Estadual de Estatística e de Informações Geográficas de Goiás;

SNUC - Sistema Nacional de Unidades de Conservação;

TI – Terra Indígena;

TQ – Terra Quilombola;

UC – Unidade de Conservação;

US – Unidade de Conservação de Uso Sustentável;

## RESUMO

Esforços globais em conter a conversão antrópica de *habitats* naturais têm como uma das principais estratégias de conservação a definição de áreas protegidas. Estudos que avaliam a efetividade dessas áreas sob o enfoque da preservação do habitat natural definem a efetividade como uma medida da influência das áreas protegidas sobre o total de conversão evitado, reduzindo-se ao máximo a influência de outras variáveis que também afetam a ocorrência de desmatamento. São observadas variações na efetividade em função de: diferenças regionais e locais; métodos utilizados para a avaliação; ou, ainda, em função de diferentes categorias de restrição a que pertencem as áreas protegidas. O objetivo geral do estudo é avaliar a efetividade de unidades definidas pelo Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas (PNAP) em conter o avanço da conversão sobre áreas naturais na região nuclear do Bioma Cerrado, levando em consideração a influência do grau de restrição e esfera governamental a que pertencem as unidades. A avaliação do efeito dessas áreas foi realizado por meio do método de *matching* e levou em conta duas questões fundamentais: o controle de viés estatístico causado pela influência de outras variáveis sobre a probabilidade de conversão antrópica e pela não aleatoriedade da alocação das áreas protegidas (efeito da correlação espacial); além do controle da influência da regulação do uso da terra sobre as regiões próximas às unidades (efeito da autocorrelação e efeito vazamento). O uso de um desenho amostral que desconsidere formas de controle a esses tipos de viés pode implicar em resultados que subestimem ou superestimem a efetividade daquelas unidades. O método *matching* mostrou-se capaz de reduzir de forma muito elevada o viés na estimação do efeito médio das áreas protegidas sobre a conversão antrópica (no mínimo 95% e no máximo 99% do viés), além de permitir a obtenção dos resultados sem a influência ou com uma influência mínima dos efeitos da autocorrelação e vazamento. Na maioria das áreas protegidas, foi observada influência positiva das unidades sobre a manutenção do habitat natural, com grande variação em função do tipo, grupo, categoria de restrição e esfera governamental a que pertenciam. As áreas com maior restrição ao uso apresentaram efeito médio do tratamento superior à dos demais grupos, assim como as unidades da esfera federal.

## ABSTRACT

Global efforts to avoid anthropogenic conversion of natural habitat rely heavily on the establishment of protected areas. Studies that evaluate the effectiveness of these areas with a focus on preserving the natural habitat define it as a measure of the influence of protected areas on total avoided conversion, with a minimum influence of other variables that also affect the occurrence of deforestation. Changes in the estimated effectiveness are related to: local and regional differences; methods used for the evaluation; different categories of restriction to which protected areas belongs. The overall objective of the study is to evaluate the effectiveness of units defined by the National Strategic Plan for Protected Areas (PNAP) to prevent the advance of the conversion of natural areas in the core region of the Cerrado Biome, taking into account the influence of the degree of restriction and governmental sphere on the performance of protected areas. The evaluation of the effect of these areas was performed by the matching methods and took into account two fundamental issues: control of statistical bias caused by the influence of other variables on the likelihood of anthropogenic conversion and the non-randomness of the allocation of protected areas throughout the territory (spatial correlation effect); and the control of statistical bias caused by the influence of the regulation of land use on nearby regions (effect of auto-correlation and leakage effect). Using a sample design that does not take into account ways to control these biases may result in outcomes that underestimate or overestimate the effectiveness of those units. The matching method was able to significantly reduce the bias in the estimation of the average effect of protected areas on anthropogenic conversion (reduction of bias in at least 95% and at most 99%) and allows obtaining results with a reduced influence of the effects of auto-correlation and leakage. Most protected areas had a positive influence on the maintenance of natural habitats, with wide variation depending on the type, group and category of restriction and governmental sphere to which they belong. The Average Treatment Effect on the Treated (ATT) was greater in areas with higher use restrictions and on federal units.

## 1. INTRODUÇÃO

A degradação de habitats naturais na região tropical tem ocupado uma importante posição nas agendas políticas nacionais e globais. Com a finalidade de conter ameaças às áreas de habitat natural, em um contexto da conservação da biodiversidade, alguns instrumentos de política ambiental têm sido utilizados, a exemplo da certificação e licenciamento ambiental, pagamento por serviços ecossistêmicos (Angelsen *et al.*, 2009), políticas fiscais e comerciais (UNEP, 2004), e, especialmente, a implantação de áreas protegidas (Chape; Spalding; Jenkins, 2008; Naughton-Treves; Holland; Brandon, 2005). A importância dessas diferentes estratégias utilizadas para conter a conversão de habitats naturais em antrópicos é avaliada na literatura, com resultados nem sempre convergentes, devido principalmente à variedade de agentes e causas relacionadas ao processo de degradação de habitats e às especificidades do contexto social, econômico, cultural de cada região (Geist; Lambin, 2002; Lambin *et al.*, 2001).

As áreas protegidas apresentam importância central como medida mitigadora de processos de antropização, sendo um dos mais comuns instrumentos adotados para a conservação da biodiversidade (Chape; Spalding; Jenkins, 2008; Scanlon; Burhenne-Guilmin, 2004; Schmitt *et al.*, 2009). Apesar de ser usualmente tratado como um tipo de estratégia único, tais áreas são estabelecidas com objetivos distintos, os quais estão fixados na Convenção da Diversidade Biológica (ONU, 1992), além de instrumentos de âmbito nacional (Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas - Decreto 5758, de 13 de abril de 2006). As funções mais comuns a que se destinam são: a proteção de ecossistemas e todas as suas espécies constituintes (Nagendra, 2008); a proteção de serviços ecossistêmicos (Angelsen *et al.*, 2009); a proteção de populações de determinadas espécies ameaçadas (Dudley, 2008); ou, ainda, a proteção de culturas tradicionais (Beltran; Phillips, 2000; Redford; Fearn, 2007).

Dada a variedade de objetivos a serem atingidos por essa estratégia de conservação, estudos que avaliam a efetividade dessas áreas apresentam diferentes enfoques e objetos de análise, sendo os mais comuns a influência das áreas protegidas sobre a preservação de populações biológicas e sobre a preservação de habitats naturais (Geldmann *et al.*, 2013; Joppa; Pfaff, 2010). Em consonância com este último tipo de avaliação, o presente estudo enfoca a conservação de habitats naturais, uma ampla estratégia de conservação a qual abarca a proteção de diferentes espécies e de serviços ecossistêmicos (Dudley, 2008).

A grande maioria dos estudos neste tópico utilizam produtos de sensoriamento remoto e, em geral, reportam resultados positivos em relação à efetividade daquelas unidades (Ferraro; Pattanayak, 2006; Geldmann *et al.*, 2013; Miteva; Pattanayak; Ferraro, 2012; Nagendra, 2008; Naughton-Treves; Holland; Brandon, 2005). São observadas variações na efetividade em função de: diferenças regionais e locais; métodos utilizados para a avaliação (Geldmann *et al.*, 2013; Joppa; Pfaff, 2010); ou, ainda, em função de diferentes categorias a que pertencem as áreas protegidas, as quais podem variar de mais restritivas a menos restritivas quanto ao uso e acesso (Joppa; Pfaff, 2011; Nelson, A.; Chomitz, 2009, 2011; Nepstad *et al.*, 2006). Como resultado desses fatores, há estudos que apontam a existência de unidades ou categorias de unidades cujos efeitos não são diferentes daqueles percebidos em regiões não protegidas (eg. Abbot; Homewood, 1999; Nelson, G. C.; Harris; Stone, 2013) e até mesmo estudos que apontam efeitos negativos de determinadas áreas protegidas sobre a preservação de habitats (eg. Bray *et al.*, 2008; Liu *et al.*, 2001). Unidades que não exercem um efeito relevante ou positivo sobre a conservação são comumente referidas como “parques de papel”.

No Brasil, estudos sobre a efetividade de áreas protegidas têm abordado principalmente o Bioma Amazônico (Adeney; Christensen; Pimm, 2009; Nepstad *et al.*, 2006; Soares-Filho *et al.*, 2006; Yanai *et al.*, 2012), enquanto biomas com maior grau de ameaça, a exemplo do Bioma Cerrado, raramente são abordados ou ainda não tiveram a realização de estudo dessa natureza. Isso se deve em grande medida à maior atenção internacional recebida pelo Bioma Amazônico, mas também se relaciona ao fato de dados sobre alterações no uso e cobertura da terra, em especial sobre a ocorrência de desmatamento, estarem disponíveis há mais de duas décadas para aquele bioma<sup>1</sup>. Só recentemente dados espacializados sobre o uso e cobertura da terra passaram a ser disponibilizados para o Cerrado em escala adequada para os fins aqui propostos (IBAMA, 2009; Sano *et al.*, 2007).

Estimativas sobre a perda de cobertura vegetal no Bioma Cerrado apontam conversões para classes antrópicas geralmente estimadas entre 40% e 60% da cobertura vegetal original (Machado, R. B. *et al.*, 2004; Myers *et al.*, 2000; Sano *et al.*, 2007). Avaliações atuais colocam o Cerrado como o bioma com a maior área absoluta desmatada (IBAMA, 2009, 2011a; b; Rocha *et al.*, 2011), além de apresentar as maiores taxas de desmatamento (MMA, 2011).

---

<sup>1</sup> Desde 1988, o INPE, por meio do Projeto de Monitoramento do Desmatamento na Amazônia (PRODES), tem medido alterações da cobertura florestal na Amazônia (INPE, 1989).

O desmatamento histórico e atual não se distribui igualmente entre as diferentes regiões do Cerrado. Esse se concentra principalmente na região sudeste e sudoeste do bioma. Devido às dimensões continentais do Cerrado e sua heterogeneidade em termos ambientais e de composição biológica, uma distribuição concentrada de desmatamentos em regiões específicas implica em que determinadas unidades biogeográficas (Ratter; Bridgewater; Ribeiro, 2003) ou fisiográficas (Cochrane *et al.*, 1985) que correspondam a regiões com maior percentual de área desmatada, podem ter espécies, comunidades e ecossistemas especialmente ameaçados (Felfili, 2005), como é o caso da região ocupada pelo Estado de Goiás e Distrito Federal.

Tais alterações antrópicas em áreas naturais do Bioma são decorrência do processo de ocupação e do modelo de desenvolvimento adotado, cuja intensificação ocorreu a partir da década de 1950, com a fundação da nova capital na região Centro-Oeste (Dias, 2008; Klink; Moreira, 2002; Ribeiro *et al.*, 2005). As políticas com foco no desenvolvimento econômico, levadas a cabo de forma pouco integrada com a preservação de recursos naturais e da biodiversidade, têm mostrado como resultados mediatos efeitos marcadamente negativos sobre diversos atributos ambientais e ecológicos, além da redução da área total de cobertura vegetal nativa.

Processos como a fragmentação da paisagem (Aquino; Miranda, 2008; Machado, R. B., 2000), ameaça aos recursos hídricos (Lima; Silva, 2008) e degradação de solos (Klink; Machado, 2005; Reatto *et al.*, 2008; Resck *et al.*, 2008) são indicados na literatura. O efeito sobre a biota é igualmente relevante, levando o Bioma a ocupar a segunda pior posição no ranking de biomas com espécies ameaçadas, à frente, apenas, do Bioma Mata Atlântica (Machado, A. B. M.; Drummond; Paglia, 2008). A riqueza em espécies endêmicas e a pressão antrópica que sofre colocou o Cerrado entre os 34 *hotspots* mundiais (Myers *et al.*, 2000), áreas de especial interesse para a conservação reconhecidas mundialmente.

Políticas públicas voltadas para a conservação e contenção do desmatamento no Cerrado são muito recentes. Destacando-se o Plano de Ação Para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas – PPCerrado (Brasil, 2010), o qual, entre suas metas, visa a redução da taxa de desmatamento em pelo menos 40%, além de redução de queimadas e incêndios na área do Bioma. Dentre outras ações previstas pelo programa, são propostos o aumento percentual de áreas protegidas e a efetiva consolidação das áreas já existentes.

Em avaliação realizada pelo PPCerrado (MMA, 2011), foi observado que mesmo dentro dos limites de Unidades de Proteção Integral foi registrada a ocorrência de áreas desmatadas, num total de 727 km<sup>2</sup>. Unidades de Uso Sustentável têm apresentado valores absolutos de áreas convertidas bastante superiores, com 3.893 km<sup>2</sup>.

Em um contexto de ameaça à biodiversidade, recursos e serviços ambientais, e em que se observa a continuidade do processo de conversão de habitats naturais, é relevante saber se as políticas públicas voltadas à criação de áreas protegidas são eficazes na diminuição do processo de conversão antrópica em uma escala local e regional. Ressalte-se que para se avaliar o efeito dessas áreas especialmente protegidas sobre processos antrópicos de conversão do uso da terra não é suficiente levar em conta apenas os valores absolutos das áreas de classes de uso no interior ou nas imediações dessas áreas. É necessário procurar elementos comparativos adequados, contra os quais é possível se inferir a influência das áreas protegidas na redução da conversão antrópica, levando-se em conta a natureza não randômica da localização dessas áreas e da influência de outras variáveis sobre alterações no uso e ocupação da terra (Ferraro *et al.*, 2007; Joppa; Pfaff, 2010).

Neste estudo, busca-se avaliar o efeito das áreas protegidas sobre a conversão de habitats naturais na região nuclear do Cerrado, abrangendo o estado de Goiás e o Distrito Federal. Para isso, conta-se com o suporte instrumental de produtos de Sensoriamento Remoto e o uso de ferramentas de Sistema de Informações Geográficas para a obtenção de informações ambientais e análise das mudanças no uso da terra, visando alcançar resultados que norteiem o planejamento de políticas pra o uso da terra na região.



## 2. OBJETIVOS

O objetivo geral do trabalho é avaliar a efetividade de unidades definidas pelo Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas (PNAP) em conter o avanço do desmatamento sobre áreas naturais em região nuclear do Bioma Cerrado.

Como objetivo secundário, visa-se avaliar a influência do grau de restrição ao uso (definido por diferentes categorias de áreas protegidas), bem como eventuais diferenças existentes em função da esfera governamental a que pertencem tais unidades (esfera federal ou estadual), sobre a conversão antrópica.

As hipóteses testadas são:

- a) Conversões antrópicas são menores em regiões definidas como Áreas Protegidas;
- b) Há variação na eficácia entre classes de restrição das áreas protegidas em conter a conversão antrópica;
- c) Há variação na eficácia das áreas protegidas em função da esfera governamental a qual pertença.

### 3. DESCRIÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O estudo teve como área de interesse a região nuclear do Bioma Cerrado, definida pela interseção entre os limites do Estado de Goiás, do Distrito Federal e os limites do Cerrado, conforme definido pelo Mapa de Biomas do Brasil (IBGE, 2004). A área de interesse possui um total aproximado de 335.364 km<sup>2</sup>, importando 16,5% da área total do Bioma e 4% do território continental brasileiro. O Distrito Federal encontra-se completamente inserido nos limites do Cerrado, tendo uma área total aproximada de 5.800 km<sup>2</sup>, enquanto o Estado de Goiás, cuja área aproximada é de 340 mil km<sup>2</sup>, possui 97% de seu território nos limites do Cerrado. Uma região de cerca de 10.500 km<sup>2</sup> localizada entre Goiás e Minas Gerais situa-se na área do Bioma Mata Atlântica, não sendo, portanto, considerada (Figura 1).

A área foi selecionada por: 1) estar inserida em região com características típicas do Cerrado, com elevado percentual de sua área com formação vegetacional de tipo savânico; 2) compreender área representativa do total ocupado por áreas protegidas no Cerrado; 3) abranger região com especial grau de ameaça à biodiversidade e recursos ambientais, com o processo de ocupação e colonização mais antigo e consolidado no Bioma; 4) por abranger porções de três dos seis principais centros de endemismo biológico do Cerrado; 5) pela facilidade de acesso a informações especializadas que caracterizam a região.

O Cerrado pode ser definido como um complexo vegetacional com uma formação do tipo savana tropical, com destacada sazonalidade e grande diversidade, constituído por “áreas com árvores e arbustos espalhados sobre um estrato gramíneo, sem a formação de dossel contínuo” (Ribeiro; Walter, 1998; Walter; Carvalho; Ribeiro, 2008). Por vezes tal complexo vegetacional aparece relacionado na literatura aos conceitos de domínio fitogeográfico (Coutinho, 2006) ou província vegetacional (Eiten, 1972), sendo Bioma o termo atualmente mais aplicado (Dias, 1994; Oliveira; Marquis, 2002; Ratter; Ribeiro; Bridgewater, 1997; Scariot; Sousa-Silva; Felfili, 2005; Walter; Carvalho; Ribeiro, 2008).

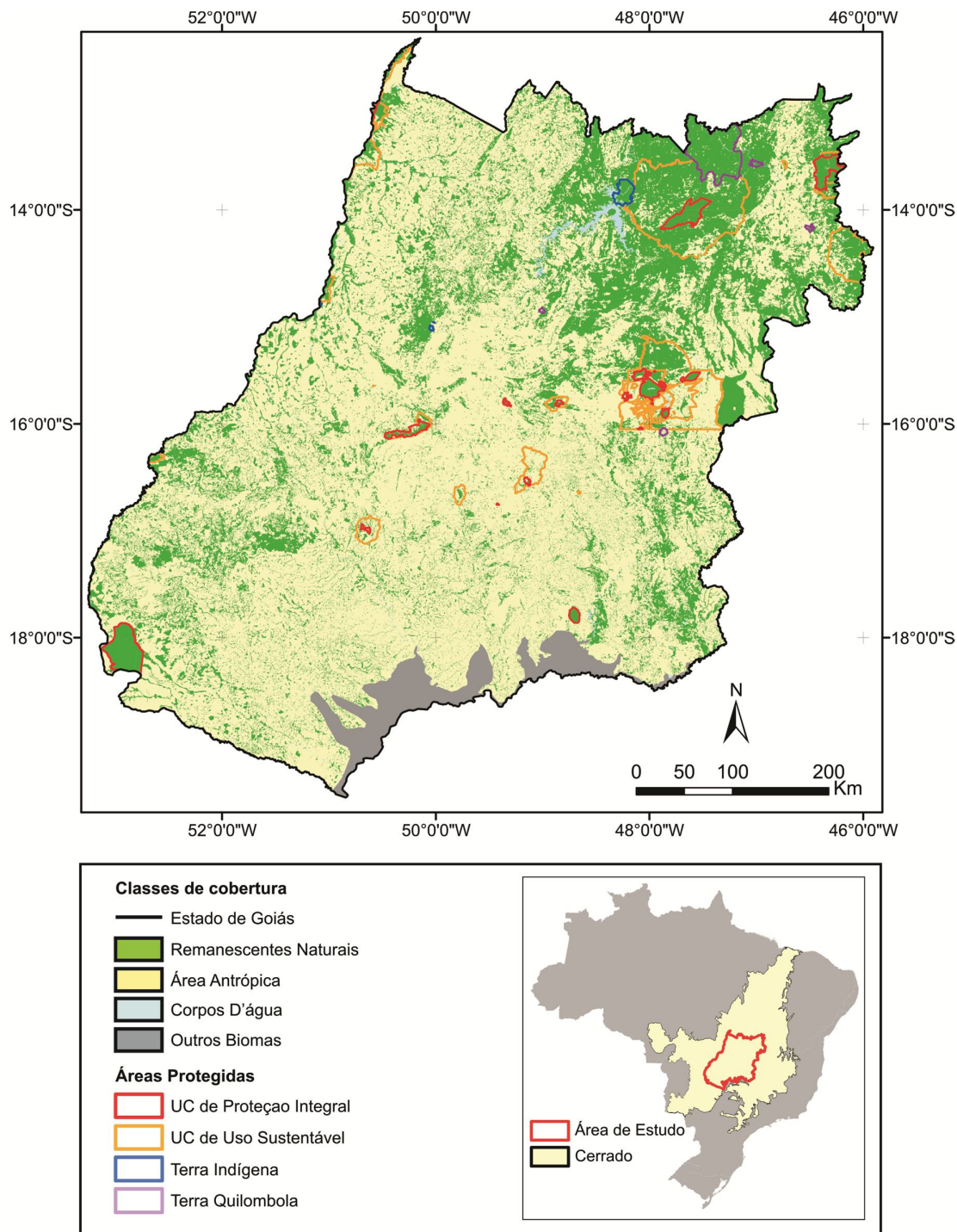


Figura 1 - Áreas protegidas e uso da terra na região definida para o estudo.

O clima no Cerrado é caracterizado por marcada sazonalidade, com invernos secos e verões chuvosos. Pela classificação de Köppen, há a ocorrência de dois tipos principais de clima, tropical úmido (Aw), na maior parte do Bioma, e temperado quente (Cwa), em regiões de Minas Gerais e Mato Grosso do Sul (Silva, F. A. M. da; Assad; Evangelista, 2008). A

precipitação média anual varia entre regiões, sendo uma média mínima de 400 mm (em regiões do Piauí) e máxima de 2.400 mm (em regiões de Tocantins). Em Goiás e no Distrito Federal essa média situa-se entre 1.200 e 2.000 mm anuais. Os meses de maior pluviosidade são aqueles entre outubro e março, em especial os meses de novembro, dezembro e janeiro. O período de seca se estende por cerca de 6 meses, entre abril e outubro, registrando alta deficiência hídrica climática. As menores temperaturas médias anuais variam de 18 a 22°C (Goiás, Minas Gerais e Mato Grosso do Sul) e as maiores médias anuais variam de 23 a 27°C (Maranhão, Piauí e Bahia). A umidade relativa do ar média atinge níveis baixos durante a estação seca (40 a 60%), e níveis de moderado a altos durante o verão chuvoso (60 a 90%) (Silva, F. A. M. da; Assad; Evangelista, 2008).

Os solos dominantes no Cerrado são muito antigos, intemperizados, ácidos e com altas concentrações de alumínio (Haridasan, 1994), geralmente, profundos, bem drenados e com baixa disponibilidade de nutrientes, além de baixa capacidade de troca catiônica (Goedert, 1986; Haridasan, 1994; Reatto *et al.*, 2008). As maiores classes de solos são Latossolos, os quais respondem por 48,66% de toda área do Bioma (24,56% de Latossolos Vermelho-Amarelo e 22,1% de Latossolo Vermelho), e Neossolos Quartzarênicos, os quais recobrem 14,46% do Cerrado (Reatto *et al.*, 2008). Na área do Estado de Goiás e do Distrito Federal o percentual de Latossolos atinge 52% da área, enquanto Neossolos abrangem 8%. A segunda maior classe de solos na região é a dos Argissolos e Nitossolos, com 15% da área dessas Unidades da Federação (Sano *et al.*, 2008).

Uma grande diversidade fitofisionômica, biogeográfica, ambiental e biológica é característica do Cerrado. Ribeiro & Walter (1998) identificaram 11 tipos fitofisionômicos principais, distribuídos entre os três grandes grupos de formações vegetacionais (campestres, savânicas e florestais): 1) Formações Campestres - Campo Sujo, Campo Limpo, Campo Rupestre; 2) Formações Savânicas - Cerrado Sentido Restrito (Denso, Típico, Ralo e Rupestre), Parque de Cerrado, Palmeiral, Vereda; 3) Formações Florestais - Mata Ciliar, Mata de Galeria, Mata Seca e Cerradão). Mais recentemente, em uma classificação que busca padronizar as diferentes formações vegetacionais em um contexto nacional, o Manual Técnico da Vegetação Brasileira (IBGE, 2012) cita como tipos vegetacionais ocorrentes na região do Cerrado as formações de savanas (florestadas, arborizadas, parque e graminho-lenhosa, com e sem mata de galeria), além de florestas estacionais decíduais (terras baixas, montana e submontana) e semidecíduais (aluvial, terras baixa, montana e submontana).

Tais variações fitofisionômicas geralmente estão relacionadas à influência de gradientes edáficos associados com variações geomorfológicas, a exemplo de profundidade do solo, presença de concreções no perfil, proximidade da superfície do lençol freático, drenagem e fertilidade (Haridasan, 2000; Walter, 2006). Em termos de área, as fisionomias savânicas respondem pelo maior percentual da área natural do Cerrado (61%), sendo seguida por formações florestais (32%) e campestres (7%) (Sano *et al.*, 2010). Em Goiás e no Distrito Federal, as formações savânicas respondem por 75% e 76% da área natural dessas Unidades da Federação, percentual superior àquele apresentado pelo Cerrado (Tabela 1).

Tabela 1 – Área de cobertura por diferentes formações vegetacionais no Cerrado, Goiás e Distrito Federal. Apenas áreas com cobertura natural são consideradas.

Formações	Cerrado		Goiás		Distrito Federal	
	Área (km <sup>2</sup> )	(%)	Área (km <sup>2</sup> )	(%)	Área (km <sup>2</sup> )	(%)
Florestais	402.290,98	32	29.290,33	20	446,45	21
Savânicas	756.550,44	61	110.901,61	75	1.627,18	76
Campestres	8.0615,76	7	6.875,02	5	61,64	3
Total de Área natural	1.239.457,18	60	147.066,96	44	2.135,27	37

Fonte: Sano *et al.* (2010).

Além de diferentes fitofisionomias, o Bioma Cerrado guarda diferenças biogeográficas, exibindo padrões de distribuição de espécies de sua flora e fauna marcadamente diferentes entre regiões (Blamires *et al.*, 2008; Camargo; Soares; Torezani, 2008; Costa *et al.*, 2007; Ratter; Bridgewater; Ribeiro, 2003). No que se refere a regiões fitobiogeográficas, Ratter, Bridgewater, Atkinson, & Ribeiro (1996) e Ratter *et al.* (2003) indicaram que há ao menos seis grandes grupos no Bioma, dos quais três estão presentes na área de estudo. A região florística Centro-Oeste (CW) ocupa toda a porção medial oeste, enquanto as regiões florísticas Central e Sudoeste (C & SE) e Norte e Nordeste (N & NE) compreendem toda porção leste da área de estudo (Ratter; Bridgewater; Ribeiro, 2003).

Em termos de diversidade ambiental, enquanto biomas com formações tipicamente florestais apresentam grande heterogeneidade espacial em um sentido vertical, o Cerrado apresenta variação principalmente em um sentido horizontal, com grande diversidade de ambientes em áreas relativamente pequenas (Machado, R. B. *et al.*, 2004). Tal diversidade pode ser apreendida por meio do conceito de sistema de terras (Cochrane *et al.*, 1985), o qual representa um grupo de áreas que apresentam padrão de clima, paisagem e solos semelhantes. Considerando-se tais atributos, foram identificados 70 sistemas de terra e 25 unidades fisiográficas no Cerrado (Felfili; Silva Júnior, 2005).

Essa alta diversidade de ambientes se reflete sobre a riqueza de espécies, o que dá ao Cerrado o status de savana mais rica do planeta (Myers *et al.*, 2000), com cerca de 30% de todas as espécies com ocorrência no Brasil e cerca de 5% da riqueza total de espécies no mundo (Tabela 2). Além da grande diversidade, a biota vegetal e animal do Cerrado apresenta especial importância pelo grande grau de endemismo ocorrente em vários grupos biológicos (Medonça *et al.*, 2008; Myers *et al.*, 2000; Silva, J. M. C.; Bates, 2013).

Tabela 2 – Número de espécies catalogadas no Cerrado, no Brasil e no Mundo.

Grupos	Cerrado	Brasil <sup>1</sup>	Mundo <sup>(11)</sup>	Cerrado/Brasil (%)	Cerrado/Mundo (%)
Plantas	12.356 <sup>(1)</sup>	43.535 <sup>(2)</sup>	281.052	28,38	4,40
Mamíferos	251 <sup>(3)</sup>	701 <sup>(3)</sup>	5.501	35,81	4,56
Aves	864 <sup>(4)</sup>	1.832 <sup>(5)</sup>	10.064	47,16	8,59
Répteis	247 <sup>(6)</sup>	744 <sup>(7)</sup>	9.789	33,20	2,52
Anfíbios	152 <sup>(6)</sup>	946 <sup>(8)</sup>	7.044	16,07	2,16
Peixes	1.200 <sup>(9)*</sup>	3.598 <sup>(10)</sup>	32.500	33,35	3,69
Total	15.070	51.356	345.950	29,33	4,35

\* Valor estimado.

Fontes: (1) Medonça *et al.* (2008); (2) (IJBRI, 2013); (3) Paglia *et al.* (2012); (4) J. M. C. da Silva & Santos (2005); (5) CBRO (2011); (6) Brites, Faria, Mesquita, & Colli (2009); (7) Bémils & Costa (2012); (8) Segalla *et al.* (2012); (9) Aguiar, Machado, & Marinho-Filho (2004); (10) Rosa & Lima (2008); (11) IUCN (2013).

A despeito da grande importância da região para a conservação da biodiversidade, essa tem sofrido forte processo de conversão de habitats naturais, em especial a partir da década de 50, sob a influência de estímulos governamentais à ocupação da região central do Brasil.

Iniciativas no sentido de promover a ocupação de regiões do Cerrado passaram a receber especial atenção governamental a partir do período Vargas, entre 1930-1945, com um enfoque na promoção da integração nacional, desenvolvimento econômico e ocupação efetiva do que era então considerado um vazio demográfico (Bezerra; Cleps Jr., 2004; Dias, 2008; Klink; Moreira, 2002). A ação governamental nesse período passou pela promoção da fundação de novos núcleos urbanos, como a fundação da cidade de Goiânia (1933), a integração da região à rede viária existente, além de incentivos à migração e produção agrícola e pecuária (Alho; Martins, 1995; Fernandes; Pessôa, 2011). Tais medidas governamentais ficaram claramente delineadas no programa “Marcha para Oeste” (Garfield, 2000), o qual teve como principais resultados o aumento da ocupação da região centro-sul do Estado de Goiás e o desenvolvimento da pecuária extensiva na região.

Com a construção e fundação de Brasília, a partir da década de 50, houve uma intensificação do processo de ocupação da região central do Cerrado, fato que teve reflexo

sobre a rede urbana local, o desenvolvimento da infraestrutura regional, economia e demografia. Políticas específicas para o fomento ao desenvolvimento e modernização das atividades agropecuárias também foram intensificadas, sendo acompanhadas por investimentos em infraestrutura (estradas, armazenamento, eletrificação rural), apoio tecnológico por meio de Órgãos Federais e Estaduais (EMBRAPA, CPAC, EMATER, EPAMIG), além de grande aporte de recursos destinado à disponibilização de crédito aos produtores (Cunha *et al.*, 1994; Franco, 2001; Salim, 1986).

Tiveram destaque nesse contexto o Programa de Desenvolvimento das Áreas de Cerrados – POLOCENTRO, com vigência entre 1975 e 1982 (Alho; Martins, 1995; Salim, 1986) e o Programa de Cooperação Nipo-Brasileira de Desenvolvimento dos Cerrados – PROCEDER, com três etapas entre 1979 e 1999 (Inocêncio; Calaça, 2009; Yoshii; Camargo; Orioli, 2000). Os programas tiveram como objetivo promover o desenvolvimento e a modernização das atividades agropecuárias na região do Cerrado e, como impacto direto, resultaram na incorporação de mais de 2,5 milhões de hectares à agricultura e pecuária (Cunha *et al.*, 1994; Inocêncio; Calaça, 2009).

Na região de estudo, as medidas governamentais voltadas para o desenvolvimento agrário resultaram na implantação de uma agricultura extremamente comercial e tecnificada, com forte expansão do cultivo, produtividade e incorporação de terras (Ribeiro *et al.*, 2005), transformando a região em um dos polos de maior produção agrícolas do Brasil, sendo Goiás o quarto maior produtor nacional de grãos e gado de corte (CONAB, 2013; IBGE, 2013a; Lopes; Daher, 2008; Mueller; Martha Júnior, 2008).

Acompanhando a expansão econômica e de infraestrutura na região, a população teve um crescimento de quase 10 vezes entre 1950 e 2010 (Tabela 3). Considerando-se apenas a região Centro-Oeste, no período indicado, a população da região passou de 1,5 milhões para 14,1 milhões de habitantes em 2010, representando 7,4% da população nacional (IBGE, 2013b). Goiás e Distrito Federal, com uma população de aproximadamente um milhão de habitantes em 1950 (1,95% da população nacional), passou a ter uma população mais de oito milhões de habitantes em 2010 (4,49% da população nacional), um crescimento maior do que 8 vezes em apenas 50 anos.

Tabela 3 - População da região Centro-Oeste do Brasil entre 1950 e 2010 (unidade: mil habitantes).

Região	1950	1960	1970	1980	1991	2000	2010
Goiás	1.011	1.626	2.460	3.229	4.013	4.996	6.004
Distrito Federal	-	142	546	1.203	1.598	2.043	2.570
Centro-Oeste	1.533	2.678	4.630	7.004	9.412	11.617	14.058
Brasil	51.944	70.992	945.09	121.151	146.917	169.591	190.756
GO-DF/Brasil (%)	1.95%	2.49%	3.18%	3.66%	3.82%	4.15%	4.49%
Centro-Oeste /Brasil (%)	2.95%	3.77%	4.90%	5.78%	6.41%	6.85%	7.37%

Fonte: (IBGE, 2013b).

O processo de ocupação e a transformação da região em uma potência produtiva foi levado a cabo deixando em segundo plano a preservação de recursos naturais e da biodiversidade. Acompanhando o crescimento demográfico, o desenvolvimento de uma rede urbana, a implantação da infraestrutura viária e o desenvolvimento e expansão agropecuária, alterações extensivas do uso e cobertura da terra ocorreram em um curto espaço de tempo, colocando em risco a biota e meio ambiente.

Estimativas sobre a cobertura vegetal natural e conversões para uso antrópico no Bioma Cerrado foram realizadas por meio de dados cadastrais (Alho; Martins, 1995; Dias, 1994; Sano; Jesus; Bezerra, 2001) ou obtidos a partir de dados de sensores remotos (Aguiar, M. C. De *et al.*, 2005; Eva *et al.*, 2004; Ferreira, L. V.; Venticinque; Almeida, 2005; Machado, R. B. *et al.*, 2004; Mantovani; Pereira, 1998; MMA; SBF, 2002; Rocha *et al.*, 2011; Sano *et al.*, 2010). Diferentemente do Bioma Amazônico que conta com monitoramento sistemático desde 1988 por meio do PRODES (Shimabukuro *et al.*, 2003), o monitoramento do uso e cobertura da terra no Cerrado até recentemente foi realizado por meio de iniciativas pontuais de diferentes pesquisadores. Apenas recentemente duas importantes iniciativas foram propostas no sentido de promover o monitoramento contínuo na região: o Sistema Integrado de Alerta de Desmatamento – SIAD (LAPIG/UFG) (Rocha *et al.*, 2009, 2011) e o Projeto de Monitoramento do Desmatamento dos Biomas Brasileiros por Satélite – PMDBBS (CSR/IBAMA).

O CSR/IBAMA, por meio do PMDBBS, tem realizado o monitoramento dos biomas brasileiros com base na análise de imagens dos satélites CBERS2B e TM LANDSAT 5, com a identificação de áreas a partir de 2 hectares (IBAMA, 2009, 2011a; b). Conforme estimativas do PMDBBS para o Cerrado, observou-se uma perda de cobertura vegetal nativa de 48,54% para período até 2010. Goiás e Distrito Federal apresentaram percentual de área de remanescentes naturais de 34,71% e 29,29%, em relação à área original (Tabela 4). Tais



valores são superiores apenas àqueles apresentados por regiões do Bioma localizados nos estados de São Paulo, Paraná e Mato Grosso do Sul (IBAMA, 2009, 2011a; b).

Tabela 4 - Percentual de área de remanescentes naturais no Cerrado, em Goiás e no Distrito Federal.

Região	Área de Referência (Km <sup>2</sup> )	2002 (%)	2008 (%)	2009 (%)	2010 (%)
Cerrado	2.039.386	55.73	51.54	51.16	50.84
GO	329.595	37.9	34.89	34.69	34.71
DF	5.802	30.82	29.37	29.35	29.29

Fonte: IBAMA (2009, 2011a, 2011b).

No ano base de 2009, o Cerrado apresentou a maior taxa de desmatamento entre os biomas brasileiros (0,38% entre 2008-2009 – 7.637 km<sup>2</sup>). Entre 2002 e 2009, o PMDBBS identificou o desmatamento de uma área de 99.180,87 km<sup>2</sup>, enquanto, para o mesmo período, o programa PRODES identificou uma área de 93.098 km<sup>2</sup> na área da Amazônia Legal, a qual abrange regiões além do Bioma Amazônico. Em termos absolutos, o cerrado também possui a maior área desmatada entre os biomas, num total de 982.227 km<sup>2</sup> (dados de 2009), mesmo representando 24% do território nacional, em contraste com 49% do Bioma Amazônico.

Há um padrão consistente na distribuição das áreas desmatadas no Cerrado. O desmatamento histórico acumulado atinge principalmente as porções centro-sul, sudoeste e sudeste do Bioma, correspondente às regiões centro-sul do Estados de Goiás, Distrito Federal, Mato Grosso do Sul, sul de Mato Grosso, Minas Gerais, São Paulo e Paraná, estando normalmente relacionado a regiões intensamente povoadas e exploradas economicamente nas últimas cinco décadas (Rocha *et al.*, 2011; Sano *et al.*, 2010). As áreas de remanescentes de vegetação primitiva no Estado de Goiás situam-se principalmente na porção norte e nordeste. Tais regiões estão relacionadas à presença de solos arenosos e/ou pedregosos e geralmente pobres em nutrientes (nordeste), ou, ainda, à presença de relevo destacadamente acidentado (centro-norte) (Sano *et al.*, 2008). No Distrito Federal, as áreas com remanescentes naturais encontram-se principalmente no interior de áreas protegidas, como são os casos do Parque Nacional de Brasília e da Estação Ecológica de Águas Emendadas, ou, ainda, em regiões com relevo muito acidentado, em especial na porção norte desta Unidade da Federação (Sano *et al.*, 2010).

A redução de área de habitat naturais e a fragmentação de paisagens, já têm apresentado efeitos relevantes sobre a biota do Cerrado. Dentre as 627 espécies da fauna relacionadas na Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção, ao menos 111 possuem ocorrência no Bioma Cerrado (Machado, A. B. M.; Drummond; Paglia, 2008). Das 472

espécies da flora ameaçada de extinção, há 132 espécies relacionadas com ocorrência no Cerrado (Instrução Normativa MMA nº06, de 23 de setembro de 2008).

Políticas públicas voltadas para a conservação e contenção do desmatamento são muito recentes para esse Bioma, destacando-se os programas: Áreas Prioritárias para a Conservação, Utilização Sustentável e Repartição de Benefícios da Biodiversidade Brasileira (Decreto 5092, de 21 de maio de 2004; Portaria MMA 126, de 27 de maio de 2004; Portaria MMA 9, de 23 de janeiro de 2007); Programa Nacional de Conservação e Uso Sustentável do Bioma Cerrado (Decreto 5577, de 8 de novembro de 2005); e, em especial, o Plano de Ação para prevenção e controle do desmatamento e das queimadas - PPCerrado (Decreto de 15 de setembro de 2010). As áreas protegidas<sup>2</sup> representam instrumentos centrais em tais programas e planos para a conservação.

Segundo dados do CNUC/MMA, o Cerrado conta com 119 Unidades de Conservação de Proteção Integral (PI), correspondendo a 3,08% de sua área, num total de 62.798 km<sup>2</sup>. O grupo de Unidades de Conservação de Uso Sustentável (US), conta com 239 unidades, dos quais 144 referem-se a RPPNs. Considerando apenas Unidades de Gestão Estadual ou Federal, o grupo Uso Sustentável responde por 5,40% da área do Bioma, num total de 109.921 km<sup>2</sup>. Excluída a sobreposição entre PIs e USs, o Cerrado apresenta 8,32% de sua área total com Unidades de conservação, excetuando-se RPPNs, as quais respondem por 968 km<sup>2</sup> (0,05%). Importante observar que categorias com menor restrição de uso respondem por grande parte da área, a exemplo de Áreas de Proteção Ambiental (APA), as quais representam 5,30% das áreas de UC no Cerrado (Tabela 5). Se comparado com o Bioma Amazônico, o Cerrado apresenta área e percentual protegidos muito inferiores. As UCs respondem por 26,34% daquele Bioma, dos quais 9,80% são do grupo Proteção Integral e 16,85% de Uso Sustentável (0,31% de sobreposição), ocupando uma área total de 1.105.464 km<sup>2</sup>.

As Unidades de Conservação em Goiás e no Distrito Federal representam cerca de 12% das áreas existentes no Cerrado. São 56 unidades (Federais e Estaduais, excetuado RPPNs), com área total de 21.871 km<sup>2</sup> (6,52% da área de estudo), entre os grupos Proteção Integral (1,11%) e Uso Sustentável (6,33%), ocorrendo a sobreposição de área de 0,92% entre

---

<sup>2</sup> As áreas protegidas foram conceituadas pela Convenção da Diversidade Biológica (CDB) como "uma área definida geograficamente que é destinada, ou regulamentada, e administrada para alcançar objetivos específicos de conservação". Internalizada pelo ordenamento jurídico brasileiro, a CDB ganhou efetividade por meio do Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas (PNAP), instituído pelo Decreto nº 5.758, de 13 de abril de 2006.

os grupos (Tabela 5). Tais unidades possuem maior incidência na região norte e nordeste do Estado de Goiás, com apenas 2 unidades na região sul (Parque Estadual da Serra de Caldas Novas e Parque Nacional das Emas).

Tabela 5 – Unidades de Conservação no Brasil, no Cerrado e na Área de Estudo. Não foram consideradas unidades da categoria RPPN.

Grupo / Categoria	Brasil (área continental)			Cerrado			Área de Estudo (GO/DF)		
	Num.	Área (km <sup>2</sup> )	%	Num.	Área (km <sup>2</sup> )	%	Num.	Área (km <sup>2</sup> )	%
ESEC	96	115.666	1.36%	32	11.429	0.60%	2	141	0.04%
MN	35	1.353	0.02%	12	314	0.00%	1	1	0.00%
Parque	340	342.663	4.02%	65	48.411	2.40%	13	3.533	1.05%
RVS	28	3.553	0.04%	4	2.488	0.10%	0	0	0.00%
REBIO	52	52.051	0.61%	6	156	0.00%	5	46	0.01%
Total Proteção Integral (PI)	551	515.286	6.05%	119	62.798	3.08%	21	3.721	1.11%
Floresta	105	300.253	3.53%	10	534	0.00%	4	342	0.10%
RESEX	88	138.330	1.62%	6	879	0.00%	2	293	0.09%
RDS	31	116.578	1.37%	1	588	0.00%	0	0	0.00%
APA	287	397.190	4.66%	62	107.840	5.30%	16	20.540	6.12%
ARIE	46	915	0.01%	16	80	0.00%	13	65	0.02%
Total Uso Sustentável (US)	557	953.266	11.20%	95	109.921	5.40%	35	21.240	6.33%
Área de referência (km <sup>2</sup> )	-	8.514.877	-	-	2.036.448	-	-	335.364	-
Sobreposição PI e US	-	21.773	0.26%	-	3.222	0.26%	-	3.090	0.92%
Total UC	1.108	1.446.779	16.99%	214	169.497	8.32%	56	21.871	6.52%

Fonte: (1) CNUC/MMA (2013), atualizado em 12/12/2012; (2) Obtido a partir do processamento de informações especializadas fornecidas pelo CNUC/MMA.

A área ocupada por unidades de conservação de esfera federal representam 35,47% da área total de UCs no Cerrado, percentual inferior àquele apresentado para todo o Brasil (49,52%) ou àquele observado na região selecionada para o estudo (46,52%). As unidades de esfera estadual são mais numerosas, porém ocupam área semelhante às de esfera federal na área de estudo (Tabela 6).

Tabela 6 – Unidades de Conservação por esfera governamental (federal e estadual). Não foram consideradas unidades da categoria RPPN.

Grupo/Esfera	Brasil (área continental) <sup>(1)</sup>			Cerrado <sup>(2)</sup>			Área de Estudo (GO/DF) <sup>(3)</sup>		
	Num.	Área (km <sup>2</sup> )	%	Num.	Área (km <sup>2</sup> )	%	Num.	Área (km <sup>2</sup> )	%
PI FEDERAL	139	361.807	23.87%	22	41.166	24.81%	4	2.401	9.62%
PI ESTADUAL	321	157.911	10.42%	86	16.943	10.21%	17	1.319	5.28%
US FEDERAL	173	388.649	25.65%	27	17.683	10.66%	11	9.211	36.90%
US ESTADUAL	302	607.082	40.06%	76	90.117	54.32%	24	12.030	48.20%
TOTAL FEDERAL	312	750.456	49.52%	49	58.849	35.47%	15	11.612	46.52%
TOTAL ESTADUAL	623	764.993	50.48%	162	107.060	64.53%	41	13.349	53.48%

Fonte: (1) CNUC/MMA (2013), atualizado em 12/12/2012; (2) (MMA, 2011);(3) Obtido a partir do processamento de informações especializadas fornecidas pelo CNUC/MMA.

Além das Unidades de Conservação, integram o grupo de áreas protegidas, definido pelo Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas (PNAP), as Terras Indígenas e as Terras Quilombolas. Segundo dados da FUNAI (2013), as áreas de Terra Indígena somam 688 unidades, ocupando uma área aproximada de 89 mil km<sup>2</sup>. Dessas, 99 ocupam regiões do Cerrado (área aproximada de 95 mil km<sup>2</sup>), em especial, localizadas nos estados de Mato Grosso, Mato Grosso do Sul e na região norte do Bioma. Apenas 4 unidades estão presentes na área de estudo (Goiás e Distrito Federal), com um área de 412 km<sup>2</sup> (0,12% da área de estudo). Dessa área, 357 km<sup>2</sup> situam-se na Terra Indígena Avá-Canoeiro.

As Terras Quilombolas passaram a ter processo de reconhecimento e demarcação iniciados recentemente<sup>3</sup>, contando com um total de 2007 unidades certificadas até outubro de 2013, as quais encontram-se em diferentes estágios do processo de regularização (Fundação Palmares, 2013). Dessas, um total de 26 unidades situa-se no estado de Goiás, sendo que 5 delas já tiveram seus limites definidos pelo INCRA. Tais unidades ocupam aproximadamente 2.750 km<sup>2</sup>, um percentual de 0,82% da área de estudo. A Terra Quilombola Kalunga responde pela maior porção da área definida para região de estudo, tendo 2.531 km<sup>2</sup>.

---

<sup>3</sup> As Terras Quilombolas passaram a ser reconhecidas a partir da Portaria nº 307 do Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária – INCRA, de 22 de novembro de 1995, e, em especial, a partir do Decreto nº 4.887, de 20 de novembro de 2003, os quais determinam a identificação, reconhecimento, delimitação, demarcação e titulação das terras ocupadas por remanescentes das comunidades dos quilombos.

#### 4. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

Vários estudos baseiam-se em alterações no uso e cobertura da terra para avaliar a efetividade de Áreas Protegidas em conter a conversão de habitats naturais. No contexto das análises realizadas, a efetividade é representada como uma medida da influência das áreas protegidas sobre classes de uso naturais. Essa relação recebe uma ampla diversidade de abordagens, com estudos que avaliam diferentes escalas de análise, abrangem diferentes ambientes, e, principalmente, adotam diferentes metodologias a fim de se quantificar tal atributo das áreas protegidas.

Quanto à escala espacial das pesquisas realizadas, observam-se estudos que abrangem desde uma escala local, até todo o sistema terrestre. Exemplos para uma escala local são aqueles os trabalhos realizados por Curran et al. (2004), em Bornel (Indonésia), e por Wang et al. (2013), nas Ilhas Hainan (China), em que os autores investigam a influência de uma ou poucas unidades de área protegida sobre o território contíguo, com uma extensão espacial de até 100 km<sup>2</sup>. Para escalas regionais, Barber et al. (2012) e Nepstad et al. (2006), por exemplo, avaliaram a influência de diferentes tipos de áreas protegidas sobre a preservação de habitats naturais na área definida para todo o Bioma Amazônico. Essa abordagem investiga a influência de um número variável de unidades sobre grandes áreas. Em uma escala que abrange todo o sistema terrestre, estudos como os de Bruner et al. (2001), DeFries et al. (2005) e Nelson & Chomitz (2011), consideraram toda a região tropical para a investigação da influência das áreas protegidas.

Naughton-Treves et al. (2005), Nagendra (2008) e Geldmann et al. (2013), realizaram revisões dos estudos produzidos sobre o tema e verificaram que esses abrangem de forma desigual diferentes regiões geográficas ou biogeográficas, bem como enfocaram de forma fortemente desigual diferentes tipos de habitat. De 141 conjunto de dados constantes em 64 artigos relacionados nessas revisões, 13 abordam as regiões biogeográficas do paleártico, neártico e australiana (7 paleártico, 4 neártico, 2 australiana) e 125 abordam as regiões neotropical, etiópica e oriental (81 neotropical, 29 etiópica, 15 oriental)<sup>4</sup>, havendo uma claro enfoque sobre regiões tropicais. Dentre os tipos de ambientes abordados nesses artigos, há um viés ainda maior. Dos 141 conjuntos de dados analisados, um total de 132 abordou ambientes florestais, sendo que apenas 3 abordaram ambientes de savana ou outros habitats. A grande maioria dos estudos sobre o tema no Brasil se referem ao Bioma

---

<sup>4</sup> Classificação biogeográfica de Alfred Russel Wallace.

Amazônico (Adeney; Christensen; Pimm, 2009; Nepstad *et al.*, 2006; Soares-Filho *et al.*, 2006; Yanai *et al.*, 2012).

Diferentes metodologias são propostas na literatura com o intuito de se quantificar a efetividade de áreas protegidas na contenção da conversão de habitats. Os principais fatores que diferenciam tais análises são: 1) a variável resposta ou estimador considerado na análise; 2) a definição do elemento utilizado como base para comparação com aquele obtido para áreas protegidas (elemento contrafactual); 3) utilização de controles de viés estatístico.

As avaliações sobre a efetividade de áreas protegidas na contenção da conversão de habitats levam em conta eventos com efeitos diretos ou correlacionados a alterações antrópicas em habitats naturais. A maioria dos estudos utiliza estimadores baseados no cômputo de áreas de desmatamento ou na presença de classes de uso antrópico (e.g. urbano, agrícola, pastagens artificiais, solo exposto), analisando dados absolutos (áreas totais convertidas) para um mesmo período ou entre períodos diferentes. Também são utilizadas taxas de alteração entre períodos ou ainda a probabilidade de alteração entre diferentes estados (antrópico x natural) levando em consideração outras características do ambiente (ex: declividade, distância a estradas, distância a cidades) (Cropper; Puri; Griffiths, 2001; Pelkey; Stoner; Caro, 2000; Yanai *et al.*, 2012). Para além do cômputo da própria área desmatada, também são utilizados na literatura eventos correlacionados a alterações no uso da terra, como a ocorrência/frequência de incêndios (Adeney; Christensen; Pimm, 2009; Nelson, A.; Chomitz, 2011; Nepstad *et al.*, 2006).

Para a obtenção e análise dessas informações, os estudos sobre o tema têm se utilizado amplamente de técnicas de sensoriamento remoto e SIG. Geldmann *et al.* (2013) observaram que, de um total de 76 conjuntos de dados, 71 utilizaram dados de sensores remotos (63 utilizaram imagens de satélites, 3 fotografias aéreas e 5 ambas as técnicas) e apenas 5 utilizaram visita *in situ* ou questionários para alcançar esse objetivo. Situação semelhante foi observada por Nagendra (2008) em estudo que abrangeu 54 conjunto de dados. Nesse caso, apenas 1 não utilizou informação obtida por técnicas de sensores remotos, sendo que a maioria teve seus dados derivados dos sensores LANDSAT TM e ETM. Dados obtidos diretamente por meio de estudos de campo são normalmente raros pelas grandes áreas geralmente abrangidas por esse tipo de unidade, o que torna quase impeditivo a utilização de levantamento *in situ*, mesmo para o caso de estudos em uma escala local, envolvendo uma ou poucas unidades (Joppa; Pfaff, 2011).

Considerando-se que as áreas protegidas são regiões que recebem determinado tratamento sobre o qual se busca quantificar a eficácia, faz-se necessária a escolha de um elemento contra o qual a variável resposta escolhida será comparado. Conforme Ferraro et al. (2007), o elemento de comparação ideal seria a própria área delimitada pela área protegida, na hipótese de nela não ter sido implantado qualquer unidade dessa natureza. É esse atributo que os estudos buscam estimar a fim de se quantificar a efetividade das áreas protegidas. No entanto, definir apropriadamente uma referência base para a medida do desflorestamento ou antropização evitada nem sempre é simples, uma vez que esse não pode ser diretamente quantificado, sendo necessária a comparação com períodos ou regiões diferentes daquelas da própria área protegida.

Os elementos contrafactuais ou de comparação, baseados nas classificações de Joppa & Pfaff (2010) e de Geldmann et al. (2013), podem ser: comparação com períodos próximos (“*compare to nearby time*”), comparação com toda a área não protegida (“*Compare to everywhere*”), comparação com regiões adjacentes às áreas protegidas (“*Compare to nearby land*”) e comparação a regiões similares (“*compared to similar habitats outside*”).

A primeira abordagem, ou seja, a comparação com período próximo, abrange artigos que utilizam como elemento contrafactual a mesma área em análise, considerando, contudo, períodos diferentes. Tais artigos consideram apenas a área das unidades de proteção ou levam em conta, também, regiões próximas, sendo utilizados preferencialmente períodos anteriores e posteriores à implantação da área protegida. Em 17 trabalhos relacionados por Nagendra (2008), a maioria deles (12 trabalhos) demonstrou que o estabelecimento de áreas de proteção ambiental diminuiu ou manteve as taxas de desmatamento na região pesquisada após a implantação das unidades. Cinco trabalhos, no entanto, apontaram um aumento nas taxas de desmatamento após a implantação daquelas áreas, sendo o acréscimo atribuído a atividades agrícolas e pecuárias relacionadas a comunidades próximas. Um dos problemas apresentados pelo tipo de abordagem que compara taxas de conversão antrópica entre diferentes momentos, para uma mesma área, é que tais taxas podem variar temporalmente, podendo resultar em uma subestimação ou superestimação do efeito das áreas protegidas (Nagendra, 2008).

Outra abordagem utilizada é a comparação entre eventuais alterações antrópicas ocorrentes no interior das áreas protegidas com aquelas ocorrentes em toda a área externa definida. Nesse tipo de abordagem, a área externa contrastante pode ser toda uma zona térmica da terra, como a região tropical (DeFries *et al.*, 2005), toda a área de um país (Pelkey; Stoner; Caro, 2000); toda uma sub-região de interesse, em uma escala regional (Messina *et al.*, 2006; Sanchez-Azofeifa *et al.*, 2003; Yanai *et al.*, 2012). Esse tipo de abordagem permite

uma compreensão dos efeitos da área protegida em um contexto regional, contudo, a comparação com toda a área externa pode não ser uma abordagem adequada para se mensurar a efetividade das áreas de proteção, uma vez que tais áreas podem diferir quanto a seus atributos ambientais e sociais e, portanto, com dinâmica de ocupação diferente daquele observado para as áreas protegidas consideradas (Ferraro *et al.*, 2007; Geldmann *et al.*, 2013; Joppa; Pfaff, 2010).

A maioria dos estudos realizados utiliza como elemento de comparação informações colhidas em regiões adjacentes às áreas protegidas, em análise conhecida como “análise de *buffer*”. Geldmann *et al.* (2013) analisou 76 conjuntos de dados, dos quais 36 utilizaram informações de regiões delimitadas em *buffers* para a comparação. Normalmente tais estudos analisam estimadores em diferentes distâncias, ou, ainda, como é o caso do estudo realizado por Barber *et al.* (2012), propõem métricas que visam sumarizar em um único estimador a eficácia das áreas protegidas a partir da comparação com regiões próximas. Um dos principais problemas na utilização deste método é que o espaço adjacente às áreas protegidas pode sofrer influência em seu uso decorrentes da presença desse tipo de unidade, aumentando ou diminuído a probabilidade de ocorrência de eventos de conversão antrópica de forma não proporcional ao restante do território (autocorrelação espacial), além disso, podem sofrer com evento conhecido como “efeito vazamento”. De forma semelhante aos estudos que comparam com todo o território, a comparação de estimadores entre áreas inseridas nas unidades de proteção e em regiões adjacentes, podem implicar no aumento de erros na estimação da efetividade daquelas áreas.

Por fim, dentre os métodos mais usualmente utilizados, relaciona-se a comparação de informações colhidas em regiões com características ambientais/sociais similares àquelas apresentadas pelas áreas protegidas (*matching methods*). Nesses estudos, são utilizadas variáveis que sumarizem as principais características envolvidas no processo de conversão do uso e cobertura da terra, como: altitude, declividade, distância a estradas, distância a cidades, distância a rios, densidade populacional, e outros. Tais estudos possuem como principal vantagem uma maior possibilidade de controle de viés estatístico quanto à influência de outras variáveis sobre os resultados dos estimadores utilizados para avaliar a eficácia das áreas protegidas (Ferraro *et al.*, 2007; Joppa; Pfaff, 2010).

Dois questões são fundamentais a serem observadas pelo desenho experimental adotado: o controle de viés estatístico quanto à não aleatoriedade da alocação das áreas protegidas (erro de correlação espacial) e o controle da autocorrelação espacial (Ewers; Rodrigues, 2008; Ferraro *et al.*, 2007; Joppa; Pfaff, 2010; Nelson, A.; Chomitz, 2009).



Vários estudos demonstram que Áreas Protegidas são estabelecidas de forma não randômica em diversas regiões do mundo. Geralmente a instalação dessas unidades ocorre em regiões com menor adequação para o uso humano (Green; Sussman, 1990; Hunter; Yonzon, 2013; Pauchard; Villarroel, 2002; Scott *et al.*, 2001), com menor oposição política à sua instalação (Brandon; Redford, 1998; Evans, 1999), ou, ainda, devido à própria natureza dessas áreas, que têm, por definição, o objetivo de preservarem regiões com atributos ambientais ou biológicos especialmente importantes, os quais não estão distribuídos aleatoriamente no território (MMA; SBF, 2002; Myers *et al.*, 2000; Scaramuzza *et al.*, 2008). Em estudo envolvendo 147 países, considerando a conversão de habitats naturais e sua relação com áreas protegidas, Joppa & Pfaff (2009) demonstraram uma alta correlação da localização das áreas protegidas com regiões de maior elevação, declividade, distância a estradas e menor adequabilidade à agricultura. Portanto, o controle de outras variáveis mostra-se necessário a fim de não se confundir a influência das áreas protegidas com a influência de outras variáveis que resultam em menores alterações no uso da terra. Esse tipo de viés foi denominado por Ferraro *et al.* (2007) como erro de correlação espacial (*spatial error correlation*).

O uso de um modelo amostral que desconsidere formas de controle desse tipo de viés pode tornar frágeis os resultados obtidos sobre a efetividade de áreas protegidas (Ferraro *et al.*, 2007; Joppa; Pfaff, 2009, 2010; Nelson, A.; Chomitz, 2009). Abordagens metodológicas que utilizam como elemento contrafactual todo o ambiente externo sofrem especialmente com esse tipo de viés, pois comparam regiões com diferentes características ambientais e sob dinâmicas sociais diferentes, implicando em probabilidades de conversão antrópica não similares. Em geral, a falta de controle sobre este tipo de erro tem como efeito uma superestimativa da efetividade das áreas protegidas, já que as compara com regiões que, em média, possuem maior probabilidade de conversão antrópica do que as próprias áreas protegidas.

O segundo tipo de erro cujo controle é importante ocorre quando o tipo de uso da terra de uma região pode afetar a probabilidade do tipo de uso e ocupação de áreas próximas, em um efeito relacionado à autocorrelação espacial (*spatial Lag*) (Ferraro *et al.*, 2007). No caso de áreas protegidas, tem sido observado que a regulação e restrição do uso da terra por agentes políticos têm resultado em alterações no uso de regiões próximas não reguladas (Wu, 2000, 2005; Wunder, 2008). No caso de medidas sobre a efetividade de áreas protegidas, a comparação com áreas sob a influência direta dessas unidades resulta em viés estatístico, pois o evento que se busca aferir (a influência das áreas protegidas sobre o estimador – ex: área total desmatada) também está presente nessas regiões. Desenhos amostrais que não busquem

controlar esse tipo de erro podem implicar em resultados que subestimem a efetividade daquelas unidades (no caso de a área protegida diminuir a probabilidade da conversão de habitats naturais nas áreas próximas) ou superestimem (no caso de as áreas protegidas promoverem um aumento da conversão de habitat naturais nas áreas próximas).

O “efeito vazamento” (*spillover, leakage, displacement* ou *enhancement*) tem sido considerado na literatura como um tipo especial de erro relacionado à autocorrelação espacial (Ewers; Rodrigues, 2008; Ferraro *et al.*, 2007; Wunder, 2008). O termo está relacionado à externalidades ou processos que afetam atividades que não estão diretamente envolvidas nos objetivos de determinadas ações. No contexto do estudo de áreas protegidas, tal efeito refere-se ao deslocamento de atividades antrópicas causado pela regulação do uso da terra em regiões não reguladas próximas às unidades protegidas (Fearnside, 2008; Ferraro *et al.*, 2007; Joppa; Pfaff, 2010; Yanai *et al.*, 2012).

Ferraro *et al.* (2007) classificaram o efeito vazamento em negativo, quando a instalação da área protegida tem por consequência o aumento da pressão antrópica em suas imediações, causado por ações de atividades econômicas (agrícolas, turísticas, etc) e de donos de terras próximas, em geral, a fim de garantir o domínio sobre a terra e evitar um futuro crescimento das áreas reguladas. O efeito pode ser positivo, quando a área protegida promove a formação de novas áreas protegidas próximas ou dificultam o crescimento e implantação de estruturas facilitadoras do crescimento econômico e exploração do uso da terra, a exemplo de uma rede de infraestrutura de transporte. Além de positivo e negativo, o efeito vazamento pode ser classificado em “de dentro para fora”, referindo-se àquele que é decorrente do deslocamento de pessoas para outras áreas com a criação de uma área protegida, como no caso de categorias de unidades que não admitem o estabelecimento de comunidades locais dentro dos limites da área; e “de fora para dentro”, referindo-se ao movimento de atores do desmatamento (grileiros, madeireiros entre outros) que iriam desmatar numa determinada área, mas devido à criação de uma reserva nesta área, passaram a desmatar em outra região próxima, fora dos limites da reserva (Fearnside, 2009).

Erros de viés estatístico relacionados a efeitos vazamento e autocorrelação espacial são especialmente importantes em estudos que considerem as proximidades das áreas protegidas como elementos contrafactuais (Ferraro *et al.*, 2007; Joppa; Pfaff, 2010). No caso de efeitos de vazamento positivo, a comparação com a área do entorno das unidades protegidas pode levar a uma subestimação da eficiência daquelas unidades, pois o entorno deve ter uma maior probabilidade de preservação de habitat natural do que áreas similares não imediatamente próximas às áreas protegidas. No caso de efeito vazamento negativo, ocorre o

contrário, há uma superestimação do efeito dessas áreas, uma vez que o elemento contrafactual possui maior probabilidade de alteração antrópica do que outras regiões mais apropriadas para a comparação. Dessa forma, a comparação com um *buffer* é propensa a viés estatístico tanto por sofrer com o efeito da autocorrelação espacial, quanto por ser propensa a ter seus estimadores enviesados por externalidades relacionadas à implantação das áreas protegidas.

Em geral, os diferentes métodos adotados têm indicado resultados positivos para a estimativa da efetividade de áreas protegidas. De um total de 149 conjunto de dados analisados por Geldmann et al. (2013), Nagendra (2008) e Naughton-Treves et al. (2005), 109 reportaram um efeito positivo, 13 reportaram efeito indiferente, 12 efeito negativo e 7 não tiveram resultado conclusivo apontado nos estudos mencionados. Embora a grande maioria dos estudos indique a efetividade dessas áreas em conter alterações em habitats, a magnitude de tais resultados varia em função do método utilizado para a estimativa. Geldmann et al. (2013) e Joppa & Pfaff (2011) observaram que estudos que utilizaram a análise de *buffers* reportaram maiores efetividades do que aqueles que utilizaram modelos de regressão ou análises com regiões similares de habitat (*matching methods*).

Além disso, tem sido comumente observado variações na efetividade em função da relação entre a localidade das áreas protegidas e a pressão antrópica sofrida pela região. Adeney et al. (2009) e Barber et al. (2012), por exemplo, apontaram que áreas protegidas em regiões com maior pressão antrópica (por exemplo, próximas a estradas, cidades ou em regiões específicas que favorecem tal tipo de pressão devido a causas conjunturais) mostraram um maior potencial em conter conversões de habitat natural do que aquelas em regiões com baixa pressão antrópica, em que a preservação do habitat pode ser atribuída ao próprio isolamento da região ou suas características ambientais/sociais e não a medidas protetivas tomadas.

Outro fator que também tem sido apontado na literatura como fator de influência na resposta da efetividade das áreas protegidas é a categoria de restrição de uso a que essas pertencem. Considerando a classificação proposta pela IUCN, vários estudos mostram que aquelas de proteção estrita possuem maior efetividade do que aquelas com menor restrição (Joppa; Pfaff, 2011; Nelson, A.; Chomitz, 2009, 2011; Nepstad *et al.*, 2006). Avaliações realizadas também apontam que Reservas Indígenas têm apresentado efetividade compatível com categorias de proteção estrita, a exemplo de Parques Nacionais (Nelson, A.; Chomitz, 2009; Nepstad *et al.*, 2006).

## 5. METODOLOGIA DE TRABALHO

A avaliação do efeito de áreas protegidas sobre a conversão antrópica pode ser abordada em um contexto de estudos que observam o efeito médio do tratamento sobre uma variável resposta (*Average Treatment Effect on the Treated - ATT*). Neste caso, o tratamento pode ser definido como um evento binário, a restrição ou não ao uso da terra por parte do poder público, sendo a variável resposta a área total de habitat natural convertida para uso humano. A diferença entre as unidades amostrais do grupo que recebeu tratamento e aquele que não o recebeu quanto à variável resposta pode ser utilizada para se estimar o efeito médio do tratamento.

No presente estudo, as unidades amostrais foram definidas a partir de uma grade regular que abrange toda a área de interesse, cujas células possuem as dimensões de 1000m por 1000m. De cada uma das células definidas constam dados da variável tratamento, variável resposta e co-variáveis. Os tratamentos observados referem-se às áreas protegidas, dentre as diferentes categorias e grupos de restrição (Área Protegida; Unidade de Conservação e seus grupos Proteção Integral e Uso Sustentável; Terra Quilombola, Terra Indígena).

Conforme previamente abordado, há dois principais obstáculos a serem superados em um estudo que vise avaliar a efetividade das áreas protegidas, o *efeito correlação* e o *efeito autocorrelação*, além do *efeito vazamento*. O viés causado por esses eventos, contudo, pode ser significativamente reduzido por meio da escolha de um adequado grupo controle, em um desenho amostral que vise mimetizar estudos experimentais randomizados. Nesse tipo de estudo, a avaliação de diferentes tratamentos é realizada por meio da designação aleatória de unidades amostrais aos diferentes tratamentos. Tais unidades amostrais diferem apenas quanto às características de interesse no estudo, com demais co-variáveis com distribuição comum entre o grupo que recebeu tratamento e aquele que não o recebeu. Em estudos observacionais, como no presente estudo, é desejável a replicação desse tipo de experimento, o mais próximo possível, obtendo-se grupo tratado e controle com co-variáveis que possuam distribuição similar (Stuart, 2010).

No método de pareamento (*matching method*), aplicado a estudos observacionais, o grupo controle é construído *ex post*. O objetivo geral do método *matching* é encontrar, em um grande universo de unidades amostrais que não participaram do tratamento, aquelas que possuem a maior semelhança possível com as unidades que receberam tratamento quanto a características relevantes que têm influência sobre a variável resposta (Caliendo; Kopeinig,

2008; Stuart, 2010). Com esse tipo de abordagem é possível se reduzir o viés estatístico causado pelas co-variáveis, além de se desviar de efeitos da autocorrelação espacial, uma vez que podem ser levadas em conta unidades amostrais situadas em um espaço não contíguo àquele das áreas protegidas.

O método *matching* possui quatro pontos principais (Caliendo; Kopeinig, 2008; Stuart, 2010):

1. A definição das co-variáveis que influenciam no resultado da variável estimadora;
2. A definição de uma medida de proximidade, utilizada para definir um bom par para a comparação. Em geral são utilizados o Índice de Propensão (*Propensity Score Matching*) ou a *Distância de Mahalanobis (Mahalanobis Score Matching)*;
3. Implementação de um método *matching*, dadas as medidas de distância (ex: vizinho mais próximo, Kernel, Raio);
4. Avaliação da qualidade dos resultados obtidos do *matching*;

Baseados nas características do método de análise adotado, bem como dos requisitos teóricos e práticos pertinentes ao tema do presente estudo, subdividiu-se a metodologia em: definição e obtenção das variáveis de interesse (tratamento, resposta e variáveis independentes); pré-seleção de um conjunto de co-variáveis que melhor expliquem a variação na área antrópica; realização e avaliação da qualidade do *matching* e estimação dos resultados (Figura 2).

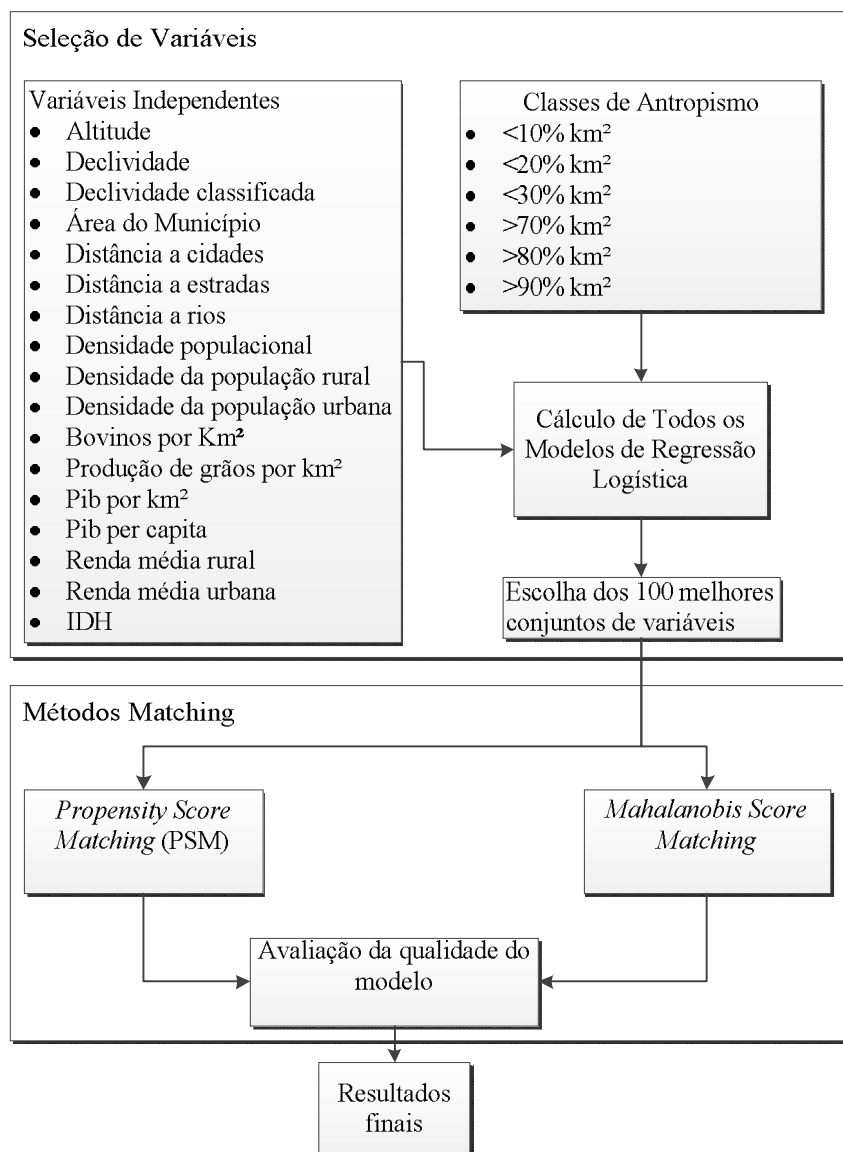


Figura 2 - Fluxograma da metodologia adotada no estudo. 1) Pré-seleção dos melhores conjuntos de variáveis; 2) realização e avaliação da qualidade do *matching*.

### 5.1. Variáveis Independentes e Bases de Dados

Uma ampla bibliografia investiga fatores causais relacionados ao processo de conversão antrópica de habitats naturais. Esse tipo de alteração está ligado a fatores mediatos e imediatos, locais e regionais, que se originam a partir de combinações de características diversas do contexto social, político, econômico e cultural, e sofre influências de fatores ambientais que predispõem o ambiente à ação humana (Allen; Barnes; Barnest, 2013; Geist; Lambin, 2002; Lambin *et al.*, 2001). Geist & Lambin (2002), a partir de 152 estudos de caso, abrangendo diferentes localidades na região tropical, relacionaram como as principais causas imediatas da conversão antrópica a ampliação da infraestrutura local, a expansão agrícola, a

extração madeireira, além de outros fatores de cunho ambiental e bioclimático. Como causas subjacentes, relacionaram fatores demográficos, econômicos, tecnológicos, políticos/institucionais e fatores culturais (Figura 3).

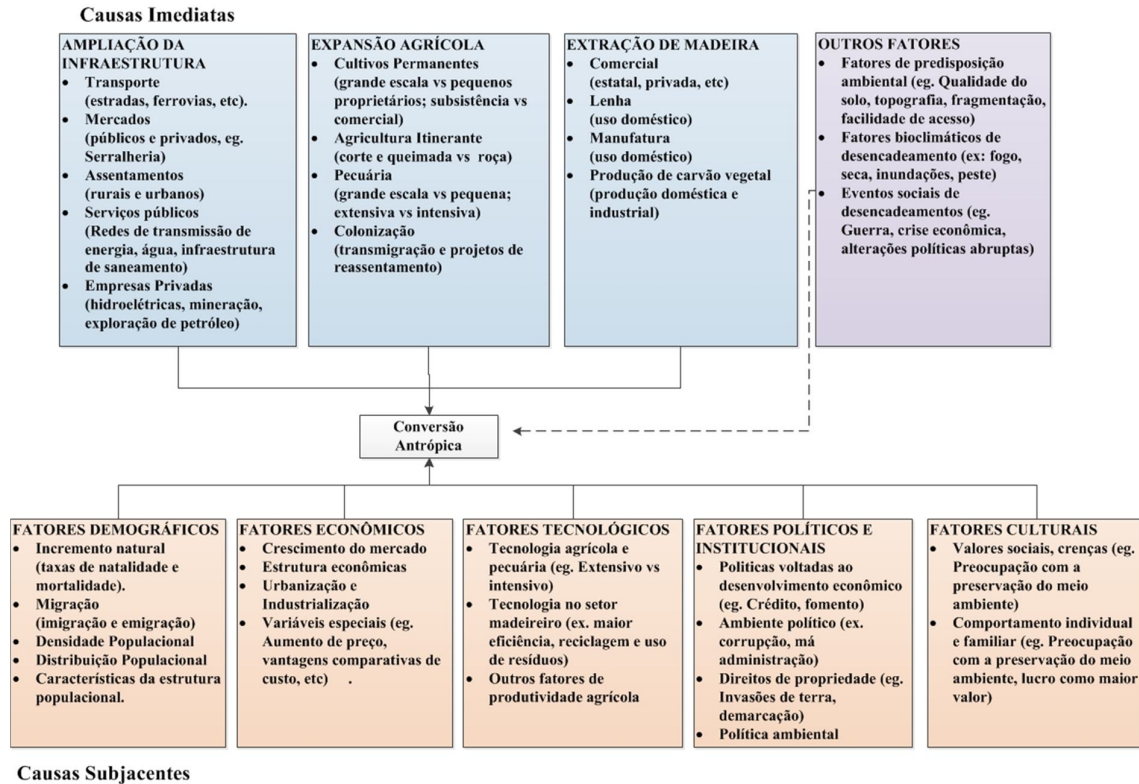


Figura 3 - Causas da conversão antrópica de habitats naturais na região tropical, baseado em diagrama apresentado por Geist & Lambin (2002). Cinco grandes grupos de forças motrizes subjacentes (ou processos sociais fundamentais) sustentando as causas imediatas do desmatamento, que são as ações humanas imediatas que impactam diretamente a cobertura natural.

Estudos específicos para a região do Cerrado apresentam, sobretudo, uma relação da conversão antrópica com a expansão agrícola e a ampliação da infraestrutura urbana e de transportes na região, sob influência de atributos ambientais, demográficos, econômicos e políticos/institucionais (Alho; Martins, 1995; Ferreira, L. G. *et al.*, 2009; Ferreira, M. E., 2009; Ferreira, M. E. *et al.*, 2009; Klink; Moreira, 2002; Sano *et al.*, 2008; Yoshii; Camargo; Orioli, 2000). Diferentes variáveis que sumarizam uma maior propensão à ação antrópica são referidas nesses trabalhos, a exemplo de declividade, distância a rodovias, distância a cidades, Produto Interno Bruto, IDH (Ferreira, L. G. *et al.*, 2009; Ferreira, M. E., 2009; Ferreira, N. C.; Miziara; Ribeiro, 2007; Prado; Miziara; Ferreira, 2012; Sano *et al.*, 2008).

No presente estudo, foram levadas em conta variáveis relacionadas a atributos ambientais (altitude, declividade, distância a rios), econômicos (produção pecuária, produção de grãos, PIB municipal, PIB per capita, renda média rural, renda média urbana), censitários/sociais (densidade populacional, densidade populacional rural, densidade populacional urbana, IDH) e institucionais/infraestrutura (área do município, distância a cidades, distância a estradas).

### 5.1.1. Bases de Dados e Processamento

O processamento foi realizado com o objetivo de se obter informações referentes às variáveis consideradas (variáveis tratamento, resposta e co-variáveis) para áreas regulares definidas no interior da região de interesse. Com essa finalidade, foi gerada grade regular com células de 1000m por 1000m, abrangendo a interseção entre o Estado de Goiás/Distrito Federal (base IBGE) e o mapa do Bioma Cerrado (IBGE, 2004). As células da grade regular obtida passou a definir cada uma das unidades amostrais, com dados dos demais planos de informação. Todos os processamentos para a obtenção de dados espaciais foram realizados por meio do software ARCGIS 10.1, sendo adotado como sistema de referência espacial a projeção cônica de Albers (South America Albers Equal Area Conic).

Abaixo apresentamos as bases de dados utilizadas e uma descrição sumária do processamento utilizado para a obtenção das variáveis de interesse para o estudo (Figura 4):

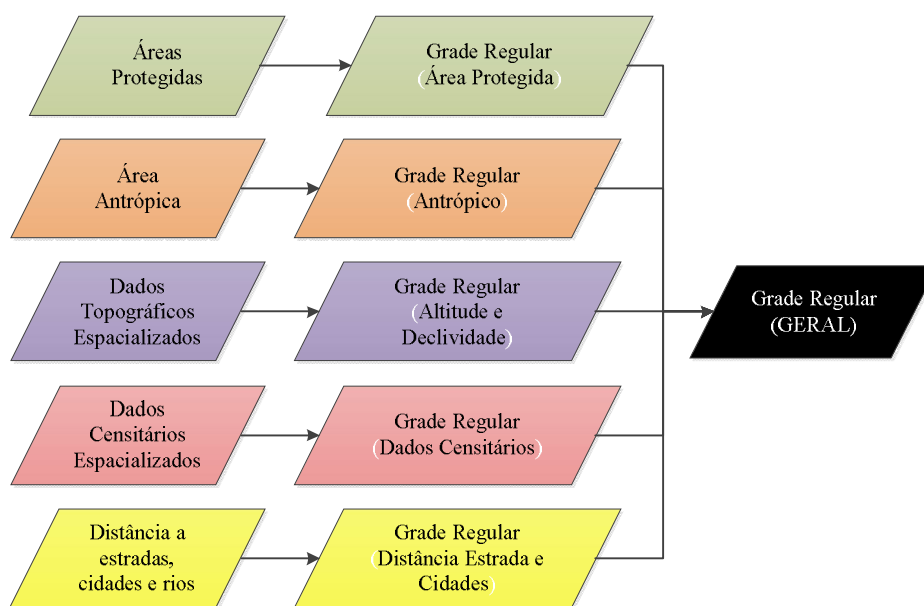


Figura 4 – Fluxograma geral do processamento dos dados. O fluxograma detalhado do processamento está disponível no apêndice I.



a) **Áreas Protegidas:** o mapa de áreas protegidas foi criado a partir das informações espaciais e dados cadastrais das Unidades de Conservação, Terras Quilombolas e Terras Indígenas, obtidos a partir da base de órgãos oficiais. Para o caso de sobreposição espacial entre unidades, foi mantida aquelas de maior restrição, com precedência de Terra Quilombola e Terra Indígena sobre Unidades de Conservação. O mapa sem sobreposição foi integrado à grade regular, de forma que apenas aquelas células completamente incluídas nos limites de uma unidade de área protegida foram consideradas como representativas daquela unidade. Células em região limítrofe entre área protegida e área não protegida, bem como células em regiões limítrofes entre áreas protegidas de diferentes tipos, grupos ou categorias foram excluídas e desconsideradas da análise.

- **Unidades de Conservação:** obtido a partir de informações espaciais da base dados do MMA (MMA, 2013). Informações cadastrais foram obtidas junto ao Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC/MMA). Foram consideradas unidades com ato de criação até o ano de 2008.
- **Terras Quilombolas:** obtido a partir do mapa de Terras Quilombolas fornecido pelo INCRA (INCRA, 2013). Nele constam terras tradicionais dessas comunidades, com limites declarados ou demarcados até 2008.
- **Terras Indígenas:** obtido a partir de informações espaciais fornecidas pela FUNAI (FUNAI, 2013) e informações cadastrais fornecidas pelo Instituto Socioambiental (ISA) e FUNAI. No mapa estão terras indígenas com limites declarados ou demarcados até 2008.

b) **Mapa de desmatamentos:** foi utilizado o mapa de desmatamento fornecido pelo Projeto de Monitoramento do Desmatamento dos Biomas Brasileiros por Satélite – PMDBBS (IBAMA, 2013), o qual corresponde a informações oficiais mais recentes da cobertura e uso da terra no Cerrado. O mapa foi elaborado com escala compatível a 1:250.000, a partir da interpretação de imagens TM/Landsat 5 (117 cenas) e CBERS2B (275 cenas). As classes definidas na análise realizada pelo CSR/IBAMA foram: Áreas Desmatadas, Remanescentes Naturais e Corpos D'água (IBAMA, 2009). Foram utilizados no presente trabalho apenas elementos de classe “Áreas Desmatadas” referente ao período

2009-2010. Tais informações espacializadas foram integradas à grade regular, sendo quantificada a área antrópica total para cada uma das unidades amostrais.

c) **Altitude e Declividade:** planos de informação para altitude e declividade foram derivados a partir de Modelo Digital de Terreno (MDT) com dados do Sistema Estadual de Estatística e de Informações Geográficas de Goiás – SIEG (SIEG, 2013). Para a elaboração do MDT, foram utilizados dados de curva de nível, pontos cotados, hidrografia, corpos d'água e limites do Estado de Goiás, todos em escala de 1:250.000. Os dados finais foram gerados para células com as mesmas dimensões da grade regular (1000m por 1000m), sendo as informações posteriormente a ela integradas. Foram gerados dados de declividade percentual e sua classificação, conforme classes sugeridas pelo Sistema Brasileiro de Solos (Embrapa, 2006).

d) **Distância a estradas:** disponibilizado pelo portal de dados do SIEG, este mapa representa as estradas no estado de Goiás em escala de 1:250.000, atualizado até o ano de 2009. Nele as estradas encontram-se classificadas em: pavimentada, sem pavimentação e planejadas. Foram utilizadas no presente estudo apenas as classes pavimentadas e não pavimentadas. A partir dessas, foi gerado mapa de distância euclidiana, com células de 1000m por 1000m, cujos dados foram integrados à grade regular.

e) **Distância a drenagens:** obtido a partir do portal SIEG, o mapa de drenagens representa rios de diversas ordens no estado de Goiás, em escala de 1:250.000. A partir da rede de drenagem obtida, foi gerado mapa de distância euclidiana, sendo os dados obtidos integrados à grade regular.

f) **Distância a cidades:** foi obtido a partir do portal do SIEG mapa de localidades do Estado de Goiás, atualizado até o ano de 2009, em escala de 1:250.000. A partir do mapa referido, foram selecionadas localidades com mais de 5 mil habitantes e calculada a distância euclidiana, com células de 1000m por 1000m. Posteriormente, houve a integração de tais dados com a grade regular.

g) **Área Municipal:** obtido a partir do portal do IBGE (IBGE, 2013c), o mapa de municípios, com dados atualizados até 2010, teve a área de cada uma de suas unidades extraída e integrada à grade regular.

h) **Variáveis Censitárias:** dados censitários foram obtidos a partir da base de dados do IBGE ou SIEG, com informações ao nível de município, sendo essas incorporadas à grade regular. Os dados obtidos foram:

- Densidade Populacional - IBGE, 2010;

- Densidade da População Urbana - IBGE, 2010;
- Densidade da População Rural - IBGE, 2010;
- Densidade de Bovinos - SIEG, 2010;
- Produção de Grãos - SIEG, 2010;
- PIB - IBGE, 2010;
- PIB Per Capita - IBGE, 2010;
- Renda Média Urbana - IBGE, 2010;
- Renda Média Rural - IBGE, 2010;
- IDH - IBGE, 2010;

Como resultado final do processamento, foram obtidas para cada uma das unidades da grade regular a eventual ocorrência de Área Protegida (tipo, grupo, categoria e esfera governamental), a área de cobertura antrópica no interior de cada célula, além de 17 variáveis independentes (Figura 5).

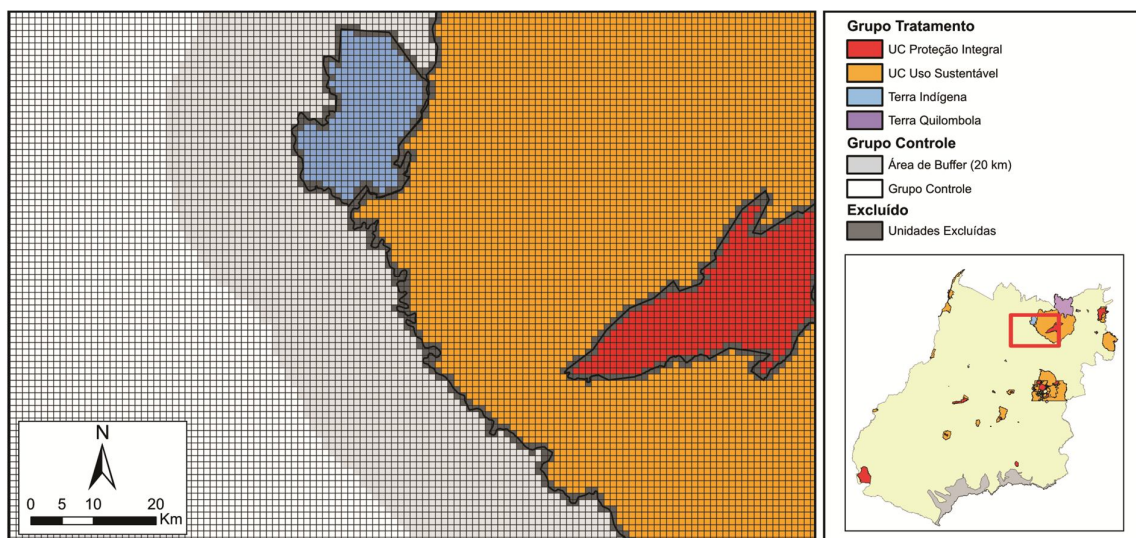


Figura 5 - Grade regular com células de 1000 por 1000m, apresentando unidades amostrais com áreas protegidas, unidades amostrais excluídas da análise e unidades amostrais do *buffer* de 20 km.

## 5.2. Seleção de Variáveis

As variáveis independentes, com efeitos potenciais sobre o desmatamento indicadas na seção anterior (seção 5.1), foram submetidas a um processo de seleção que consistiu na: 1) combinação dos diferentes possíveis conjuntos de variáveis, 2) realização de análise por meio de regressão logística múltipla para diferentes tratamentos, 3) avaliação dos resultados obtidos e seleção dos melhores conjuntos de variáveis para posterior realização do *matching*.

Os melhores conjuntos de variáveis podem ser definidos como aquele que levem em conta características que melhor expliquem a variação na variável resultado e que estejam menos relacionadas ao tratamento que se busca observar (Stuart, 2010). No presente estudo, o conjunto ideal de variáveis independentes é aquele que comporta as características do ambiente que melhor determinam a distribuição da probabilidade de conversão antrópica ao longo do território, na ausência da variável cujo efeito procuramos estimar (a ocorrência de áreas protegidas). No caso da inclusão de variáveis que estejam muito relacionadas ao tratamento ou da exclusão de variáveis importantes que expliquem a variação da variável resposta, será obtido maior viés no pareamento, podendo ser esse efeito avaliado quando da realização do *matching*.

Para a seleção dos melhores conjuntos de variáveis utilizamos a regressão logística múltipla. Essa é utilizada para a avaliação da variação de variáveis binárias, em função das variáveis independentes, onde a variável dependente  $Y$  assume o valor 1 ou 0 (Mallinis; Koutsias, 2008; Miranda-Aragón *et al.*, 2012). A probabilidade de uma unidade amostral pertencer a uma das condições de tratamento, dado o valor de suas co-variáveis, é estimado, sendo possível a realização da comparação entre valores preditos e aqueles realmente observados para os dados empíricos obtidos. Maiores acertos indicam que as variáveis independentes são capazes de prever corretamente o estado da variável  $Y$ , enquanto menores acertos indicam uma inadequação das co-variáveis utilizadas para a realização de tal estimação.

Para a identificação dos melhores conjuntos de variáveis com influência sobre a conversão de habitats, foram observados seis distintos tratamentos: 1) conversão antrópica menor do que 10% da área da unidade amostral 2) conversão antrópica menor do que 20% da área da unidade amostral; 3) conversão antrópica menor do que 30% da área da unidade amostral; 4) conversão antrópica maior do que 70% da área da unidade amostral; 5) conversão antrópica maior do que 80% da área da unidade amostral; 6) conversão antrópica maior do que 90% da área da unidade amostral. Para cada uma dessas situações, a variável dependente  $Y$  para a unidade amostral  $i$  recebeu o valor 1, no caso de cumprir tal requisito, e 0 no caso de não o cumprir.

Após a realização da regressão, foram observados o percentual de unidades amostrais classificadas corretamente, ou seja, o número de observações em que houve a coincidência entre condição estimada pelo modelo e a condição empiricamente observada. A partir da média de corretas classificações obtidas para cada um dos tratamentos realizados, foram

escolhidos os 100 melhores conjuntos de variáveis explicativas, os quais foram submetidos posteriormente ao método de *matching*. Todas as análises do processo de seleção de variáveis foram realizadas por meio do software R 3.0.2.

### 5.3. Pressupostos teóricos do método *matching*

O modelo causal de Roy-Rubin (Roy, 1951; Rubin, 1974) formaliza a ideia de inferência causal em termos de resultados potenciais entre grupos que receberam tratamento e aqueles que não o receberam. Nesse modelo, o efeito causal é definido como a diferença entre a observação do resultado entre os grupos tratados e não tratados, os quais correspondem no presente estudo ao conjunto pertencente às Áreas Protegidas e aquele que não faz parte desse tipo de área especialmente regulada, respectivamente.

Sendo  $Y_{iT}$  o valor da variável resultado para a unidade amostral  $i$  pertencente ao grupo  $T$ , sendo  $T$  para o grupo tratamento igual a um ( $T=1$ ) e para o grupo controle igual a zero ( $T=0$ ), o efeito tratamento ( $\tau$ ) é idealmente dado para o indivíduo  $i$ , como:

$$\tau_i = Y_{i1} - Y_{i0} \quad (1)$$

Considerando a equação (1), o efeito médio esperado sobre o conjunto de amostras que recebeu tratamento (*Average Treatment Effect on the Treated - ATT*) poderia ser idealmente obtido como a diferença média entre a variável resposta das unidades amostrais  $i$  para as situações com e sem tratamento:

$$\tau_{ATT} = E(\tau|T = 1) = E[Y_1|T = 1] - E[Y_0|T = 1] \quad (2)$$

Considerando não ser possível, para uma situação alternativa binária, uma mesma unidade amostral possuir ambos os valores para a variável resultado (ex:  $Y_{11}$  e  $Y_{10}$ ), o problema da estimação do efeito tratamento consiste em se obter um substituto adequado para a comparação com as unidades que receberam tratamento, o elemento contrafactual. Esse é representado pelo termo final da equação (2) (“ $- E[Y(0)|T = 1]$ ”) e não pode ser obtido diretamente, devendo ser estimado a partir da população de dados que não recebeu tratamento.

No caso presente, não é possível se obter, para uma mesma unidade amostral, integrante do grupo de áreas protegidas, a área antrópica total para a situação em que tal amostra seja integrante do grupo de áreas protegidas e para a situação em que essa mesma amostra não integre o grupo de áreas protegidas. Trata-se, portanto, de uma situação

alternativa, em que é necessária a escolha de um bom elemento para a comparação a partir daquelas unidades amostrais disponíveis no restante da área de estudo.

Como elemento contrafactual, não é interessante utilizar o valor médio da variável resultado das amostras não tratadas  $E[Y_0|T = 0]$ , visto que, por tratar-se de um estudo observacional, é possível que essas estejam sobre a influência de outras co-variáveis  $X$  (ex: declividade, distância a cidades, distância a estradas), as quais afetem de forma diversa os valores esperados para  $T=1$  e  $T=0$ . Em estudos observacionais, as co-variáveis quase nunca são equilibradas entre os grupos, pois esses normalmente definem populações distintas de dados (Caliendo; Kopeinig, 2005).

Considerando-se as co-variáveis  $X$ , pode-se obter amostras com características suficientemente próximas entre os grupos tratamento e controle, de forma que, dadas tais co-variáveis, o valor da variável resposta dos grupos possam ser independentes do tratamento, ou seja:  $(\{Y_0, Y_1 \perp T\} | X)$  (Abadie; Imbens, 2006). O cumprimento desse pressuposto (conhecido na literatura como *unconfoundedness*) significa que diferenças sistemáticas nos valores das variáveis resultado podem ser atribuídas ao efeito do tratamento (Stuart, 2010).

Além disso, é necessário que haja sobreposição na variação dos valores das co-variáveis entre as unidades amostrais dos grupos tratados e não tratados. Isso permite que, para cada unidade amostral do grupo tratado, seja possível se encontrar uma unidade amostral do grupo não tratado com valor compatível para a estimação do efeito tratamento. O pressuposto da sobreposição é definido como:  $0 < \Pr(T = 1 | X) < 1$ . Isso assegura que unidades amostrais com valores compatíveis para co-variáveis possuam uma probabilidade positiva de pertencer aos grupos tratamento ou controle (Caliendo; Kopeinig, 2008). Os dois principais pressupostos (*unconfoundedness* e *overlap*) para a realização de uma análise *Matching* são chamados conjuntamente de ignorabilidade.

No processo de escolha dos melhores elementos contrafatuais para comparação com uma determinada unidade amostral, são feitas múltiplas comparações entre possíveis pares, até que se encontre aqueles que possuam a maior similaridade, ou menor distância, em termo das co-variáveis de interesse (Caliendo; Kopeinig, 2005; Stuart, 2010). No contexto deste trabalho, a maior similaridade, é definida como a “menor distância” em termos de uma medida multivariada, considerando-se todas as características que individualizam o terreno e que possuam influência sobre a probabilidade de conversão antrópica.

### 5.3.1. Métricas de distância

Garantidos os pressupostos exigidos pelo método *matching*, podemos optar por uma ou mais métricas de distância entre as unidades amostrais  $i/1$  (para o grupo tratamento) e  $i/0$  (para o grupo controle), quanto às características de suas co-variáveis  $X$ , para a escolha das unidades amostrais a serem pareadas.

Para que uma determinada métrica possa ser utilizada como uma medida de distância, é necessário que para cada valor da medida, a distribuição das co-variáveis sejam semelhantes para o grupo tratamento e para o grupo controle, de forma que possibilite a comparação entre os grupos. De tal forma, agrupando-se indivíduos com valores semelhantes, podemos encontrar unidades amostrais com características similares para as co-variáveis  $X$ . Como resultado, podemos obter um grupo controle adequado. A distância ( $D$ ) entre as unidades amostrais entre os grupos pode ser definida como:

$$D = |e_{i1} - e_{i0}| \quad (3)$$

Onde  $e_{i1}$  é o valor da métrica que sumariza as co-variáveis para o grupo tratamento e  $e_{i0}$  o valor da métrica para o grupo que não recebeu tratamento. As métricas mais comumente utilizadas são o *Propensity Score* e a *Distância de Mahalanobis*.

#### ***Propensity Score (PS)***

O *Propensity Score* (PS) pode ser definido como a probabilidade de uma determinada unidade amostral pertencer ao grupo tratado, dadas as co-variáveis  $X$  (Rosenbaum; Rubin, 1983). Assim, para o indivíduo  $i$  podemos definir o *Propensity Score* ( $e_i(X_i)$ ) como:

$$e_i(X_i) = P(T_i = 1 | X_i) \quad (4)$$

O *Propensity Score* varia entre 0 e 1, com valores mais próximos a 0 indicando uma menor probabilidade de pertencimento ao grupo tratamento e 1 uma maior probabilidade de pertencimento. Dessa forma, o elemento  $i$ , com as co-variáveis  $X_i$  e  $e_i(X_i)$  com valor próximo a zero, possui uma baixa probabilidade de pertencer ao grupo tratamento  $T=1$ . Uma maior similaridade quanto ao valor da métrica PS entre duas unidades amostrais, indica uma maior semelhança em termo de suas características observadas.

#### ***Distância de Mahalanobis***

A *Distância de Mahalanobis* (Mahalanobis, 1936) também determina a distância entre as amostras baseada nos valores de suas co-variáveis. A *Distância de Mahalanobis* entre duas amostras é dada como:

$$D(X_{i0}, X_{i1}) = \{(X_{i0} - X_{i1})^T S^{-1} (X_{i0} - X_{i1})\}^{1/2} \quad (5)$$

Onde  $S$  é a matriz de covariância (Rubin, 1979),  $X_{i1}$  é o escore de co-variáveis da unidade amostral  $i$  que recebeu tratamento ( $T=1$ ) e  $X_{i0}$  é o escore de co-variáveis da unidade  $i$  que não recebeu tratamento ( $T=0$ ).

Na *Distância de Mahalanobis*, cada observação é medida em um espaço multidimensional a partir do centro médio de todas as observações, fornecendo-se um único valor para cada observação. Valores mais elevados representam observações muito afastadas da distribuição geral de observações neste espaço multidimensional, sendo a variação dos escores de distância das amostras  $X_{i0} - X_{i1}$  a distância relativa entre essas unidades amostrais em termo de suas co-variáveis.

### 5.3.2. Estimação do efeito médio do tratamento (ATT)

Definidas as distâncias entre as unidades dos tratamentos  $T_{i1}$  e  $T_{i0}$ , pode-se definir os pesos correspondentes às co-variáveis. Segundo Rubin (1979), de uma forma geral, para o valor esperado da variável resposta  $Y_i$ , dado  $X_i$ , para o grupo  $T_i$ , podemos indicar a superfície de resposta para  $Y_i$  como:  $\alpha_i + W_i(X)$ , sendo  $\alpha$  constante e  $W$  o peso das co-variáveis  $X$ . A diferença esperada para a variável resposta para os grupos tratamento e controle, com o mesmo valor de  $X$ , é dado por  $\alpha_{i1} - \alpha_{i0} + W_{i1}(X) - W_{i0}(X)$ . Cumpridos os pressupostos do método *Matching*, a diferença acima pode ser considerada como o efeito do tratamento, sendo a média entre todos os pareamentos seu efeito médio.

Geralmente são utilizados modelos de regressão *Logit/Probit* para a determinação dos pesos e coeficientes (Caliendo; Kopeinig, 2008). Tais modelos são apropriados para conjuntos de dados em que a variável dependente é medida em unidades do tipo binário, onde é estimada a probabilidade de participação versus não participação. A regressão é estimada para o grupo pareado e não para todos os valores possíveis da variável resposta (Rubin, 1979).

O cálculo do efeito tratamento pode ser realizado a partir de diferentes algoritmos. Os mais comuns são: vizinho mais próximo, raio e *Kernel* (Stuart, 2010).

No caso do método do vizinho mais próximo (*Nearest Neighbor*), pode ser considerado o valor da variável resposta de um ou múltiplos vizinhos mais próximos na estimação do efeito do tratamento. Esse método pode ser realizado com ou sem a determinação de uma distância máxima entre os pares (*caliper*) a serem levados em conta na estimação. Além disso, a estimação pode ocorrer com ou sem reposição, de forma que a



unidade amostral do grupo controle ( $i/0$ ) pode formar apenas um par com uma unidade amostral do grupo tratamento ( $i/1$ ) ou, no caso de reposição, a unidade do grupo controle pode ser utilizada na formação de mais de um pareamento.

No caso do método raio, é determinado um intervalo de distância a partir do qual todos os pares nele contidos serão incluídos na estimação do efeito tratamento, sendo tomado  $Y_i$  para todas as unidades incluídas nos limites do raio.

O método *Kernel*, por sua vez, considera todos os pares possíveis entre as populações tratamento e controle, sendo dado um peso maior àqueles pares cuja distância é menor da unidade comparada. O método *Kernel* pode ser definido também para intervalos determinados da população, sendo conhecido como método estratificado.

A escolha do método *matching* a ser utilizado depende principalmente das características dos dados a serem analisados (Stuart, 2010). Por exemplo, quando há a disponibilidade de grande número de amostras no grupo controle, bem distribuídas ao longo da variação do grupo tratamento, havendo, portanto, a disponibilidade de vários bons possíveis pares para uma única unidade amostral do grupo tratamento, é interessante utilizar procedimento que considere mais de um possível pareamento para a estimação do efeito tratamento. Em situações em que há um pequeno grupo controle, ou em que há uma distribuição não equilibrada desse, é forçoso o uso de pareamento com reposição ou a determinação de uma distância máxima a ser considerada para a formação do pareamento. Tais escolhas implicam em uma maior ou menor qualidade do *matching*, e em um *trade-off* entre maior viés/menor variância na estimação dos resultados.

### 5.3.3. Verificando a qualidade do *matching*

A ideia geral no processo de verificação da qualidade do *matching* baseia-se na comparação entre as diferenças existentes entre o grupo tratamento e controle em um momento anterior à realização do *matching* e em um momento posterior à sua realização. Grandes diferenças restantes na distribuição entre os grupos após a realização do *matching* implicam na rejeição do modelo. Um bom *matching* é obtido quando a distribuição empírica  $p$  das unidades amostrais do grupo tratamento são similares às do grupo controle (Stuart, 2010):

$$p(X|T=1) = p(X|T=0) \quad (6)$$

Nesse caso, há um bom equilíbrio na distribuição entre os grupos para as co-variáveis.

As principais formas de verificação de uma boa distribuição são realizadas pela avaliação do viés padronizado (*standardized bias*) e o viés padronizado médio (Rosenbaum; Rubin, 1985). Esse é definido como o valor percentual que a diferença entre as médias dos grupos tratamento e controle para a variável X representam em relação à raiz quadrada da média da variância nos dois grupos (ou a média do desvio padrão):

$$SB = 100 * \frac{\bar{X}_1 - \bar{X}_0}{\sqrt{\frac{V_1(X) + V_0(X)}{2}}} \quad (7)$$

Onde  $V_1(X)$  é a variância de X para o grupo tratado e  $V_0(X)$  a variância para o grupo controle. Tal estimador é obtido para antes e após da realização do *matching*, o que permite observar a diminuição do viés após o pareamento. O viés padronizado médio é a média obtida para todas as variáveis incluídas no modelo. Para a maioria dos estudos empíricos, um SB inferior a 5% após o *matching* é considerado suficiente (Caliendo; Kopeinig, 2008).

Outro estimador da qualidade do *matching* é a regressão logística das co-variáveis em relação aos grupos tratamento e controle. O pseudo-R<sup>2</sup> pode ser estimado para antes e após o *matching*, sendo esse um indicador do quanto a distribuição das variáveis X explicam a probabilidade de participação em um dos grupos. Após o *matching* é idealmente esperado que o pseudo-R<sup>2</sup> assumam valores o mais baixo possível, indicando que uma dada unidade amostral com determinadas co-variáveis pode pertencer a qualquer um dos grupos (Caliendo; Kopeinig, 2008).

Um procedimento adicional, após a obtenção dos resultados estimados, é a realização de uma análise de sua sensibilidade a eventuais variáveis não observadas no estudo. Apesar do esforço em controlar características do ambiente com influência sobre a conversão antrópica, é possível que haja outras variáveis não consideradas que possam ser responsáveis por gerar um viés oculto entre o grupo controle e o grupo tratamento, o que pode alterar de forma importante os resultados obtidos.

O método proposto por Rosenbaum (2002) verifica o efeito que a variável não observada  $u$  causaria nos resultados para os diferentes níveis de  $\Gamma$ . Nesse caso,  $\Gamma$  é medido em termos de chance, representando quantas vezes uma unidade amostral difere quanto à sua chance de pertencer ao grupo tratamento ou controle em função da variável não observada. Em outras palavras, é o viés oculto causado por características não observadas do ambiente. Um nível  $\Gamma=2$ , por exemplo, indica que, em função da variável não observada  $u$ , uma determinada unidade tem 2 vezes mais chance de pertencer ao grupo tratamento

(probabilidade de 66,66% de pertencimento ao grupo tratamento) do que ao grupo controle (probabilidade 33,33% ao grupo). À medida que o nível  $\Gamma$  é aumentado, o efeito da variável não observada sobre os resultados também aumenta. Quando  $\Gamma$  tende a valores elevados ( $\Gamma \rightarrow \infty$ ) a probabilidade de pertencimento das unidades pareadas do *matching* ( $i|0$  e  $i|1$ , com valores próximos de co-variáveis,  $X_{i|0} = X_{i|1}$ ) ao grupo tratamento aumenta para próximo de 1 no caso da unidade  $i|1$  e diminui para próximo de 0 no caso da unidade  $i|0$ .

Para qualquer magnitude de  $\Gamma \geq 1$  é calculado o intervalo de possíveis p-valores ( $P_{\text{máx}}$  e  $P_{\text{mín}}$ ) ou intervalos de confiança do efeito tratamento. As conclusões do estudo são alteradas pelo viés causado por variáveis não observadas para determinado nível de  $\Gamma$ , em que o  $P_{\text{mín}}$  apresentar valor reduzido e o  $P_{\text{máx}}$  apresentar valor elevado (maior do que 0.05) (Rosenbaum, 2010). Esse valor é coincidente com a inclusão do valor de efetividade nulo no intervalo de confiança para o efeito médio do tratamento. Dessa forma é determinado o viés necessário que a variável não observada deveria causar para que houvesse uma significativa alteração dos resultados obtidos. Estudos que apresentem um  $P_{\text{máx}}$  elevado ( $p > 0,05$ ) para valores de  $\Gamma$  próximos de 1 são considerados muito suscetíveis ao viés oculto, enquanto valores  $\Gamma$  maiores indicam maior robustez dos resultados. Um valor de  $\Gamma$  próximo a 2 é considerado de moderado a alto para estudos observacionais.

#### **5.4. Análise *Matching***

No presente estudo, todas as análises estatísticas referentes ao procedimento de *matching* foram realizadas por meio do software *Stata 12.0*, com a utilização do pacote ‘*psmatch2*’ (Leuven; Sianesi, 2003). Para a obtenção dos dados, utilizou-se a *Distância de Mahalanobis* e o *Propensity Score Matching*, com estimação do efeito tratamento (ATT) a partir dos 10 vizinhos mais próximos. Tal procedimento foi repetido independentemente para a obtenção de resultados para cada um dos grupos avaliados: Áreas Protegidas, Unidades de Conservação, Unidades de Conservação de Proteção Integral, Unidades de Conservação de Uso Sustentável, Terra Quilombola, Terra Indígena, Unidades de Conservação da esfera federal e Unidades de Conservação da esfera estadual.

Inicialmente, foram considerados nesse processo, todos os 100 conjuntos de variáveis pré-selecionados conforme o item 5.2. Deste conjunto de modelos, a partir da análise da qualidade do *matching* (viés, erro padrão e pseudo- $R^2$ ), selecionou-se os 20 melhores modelos. Para o melhor modelo selecionado foi realizado teste para a análise da

sensibilidade dos resultados ao viés oculto com a utilização do pacote ‘Rbounds’(Gangl, 2004).

Para a avaliação de eventual influência do *efeito da autocorrelação* e *efeito vazamento* sobre os resultados obtidos, foram excluídas da análise unidades amostrais do grupo não tratado situadas a uma distância de até 20 km (Figura 5) das áreas protegidas e repetido os procedimentos de *matching* acima descritos. Por fim, foi observada a eventual diferença entre os resultados com e sem a exclusão de tais unidades amostrais.

## 6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Como resultado da seleção e espacialização das variáveis de interesse no estudo (17 variáveis mencionadas na literatura como potencialmente influentes sobre o processo de conversão antrópica, a própria conversão antrópica e a presença de áreas protegidas), obteve-se uma grade regular com 327.457 unidades amostrais, das quais 22.531 referiam-se a unidades pertencentes a áreas protegidas enquanto 304.926 unidades referiam-se ao restante do território.

Um total de 48 unidades de área protegida apresentaram requisitos de acordo com a amostragem realizada. As unidades consideradas foram aquelas que permitiram a completa inclusão de no mínimo uma unidade da grade regular dentro dos limites da área protegida, excluída a faixa limítrofe daquela unidade. O grupo de Unidades de Conservação de Uso Sustentável foi o que apresentou a maior área amostrada e número de unidades consideradas no estudo (Tabela 7).

Tabela 7 - Unidades de área protegida e unidades amostrais por categoria de área protegida.

Tipo de Área Protegida	Número de Unidades	Unidades Amostrais (km <sup>2</sup> )
Unidade de Conservação (UC)	40	16696
Proteção Integral (PI)	15	3012
Parque Nacional (PN)	12	2914
PI sem PN	3	98
Uso Sustentável (US)	25	16696
APA	16	16258
US sem APA	9	438
Esfera Federal	15	9013
Esfera Estadual	25	10695
Terra Quilombola	5	2493
Terra Indígena	3	330
Área Protegida (AP)	48	22531

Os grupos Terra Quilombola e Terra Indígena, além da baixa quantidade de unidades de área protegida na região de estudo, apresentaram grande concentração de suas unidades amostrais. A Terra Indígena Avá-Canoeiro concentrou 97,27% da área amostrada para sua categoria, enquanto a Terra Kalunga representou 96,95% do total de Terras Quilombola, ambas situadas no norte de Goiás.

Considerando que o processo de conversão antrópica de áreas naturais é influenciado por múltiplos fatores, realizou-se a combinação das 17 variáveis obtidas. Os conjuntos de

variáveis gerados foram submetidos à regressão logística múltipla para a seleção dos 100 conjuntos de dados com maior percentual de corretas previsões sobre os níveis de antropismo observados empiricamente.

O grupo selecionado de variáveis obtidas apresentou uma pequena diferença quanto ao percentual de corretas classificações por classe de antropismo (Tabela 8). Mesmo sem qualquer ajuste posterior, os modelos de regressão logística obtidos apresentaram um alto percentual de corretas classificações das observações para classes com baixo antropismo, com até 86,31% de corretas classificações. As classes com maior antropismo apresentaram um percentual de classificação correta inferior, com até 67,70%.

Tabela 8 – Percentuais de classificação correta para diferentes classes de antropismo para os 100 melhores conjuntos de dados pré-selecionados.

	Classes de Antropismo					
	<10%	<20%	<30%	>70%	>80%	>90%
Média	86,09%	83,99%	81,23%	69,09%	65,78%	65,07%
Desvio Padrão	0,21%	0,20%	0,21%	0,42%	0,51%	0,70%
Máximo	86,31%	84,24%	81,58%	69,60%	66,58%	66,05%
Mínimo	85,19%	83,10%	80,41%	67,70%	64,08%	63,64%

Os conjuntos de variáveis pré-selecionados foram submetidos ao *matching* com os métodos de *Distância de Mahalanobis* e *Propensity Score* e tiveram a qualidade do modelo avaliada observando-se: suporte comum, viés remanescente após o *matching*, erro padrão do efeito médio do tratamento e Pseudo R<sup>2</sup> entre as classes tratamento e controle.

Ambos os métodos testados apresentaram um suporte comum entre os grupos tratamento e controle (Figura 6). No caso do método de *Distância de Mahalanobis*, os escores obtidos para o grupo tratamento estiveram entre 0,59 e 15,68 (média = 2,05, mediana = 1,8 e desvio padrão = 1,17), enquanto os do grupo controle estiveram entre 0,53 e 19,02 (média = 3,06, mediana = 2,67 e desvio padrão = 1,47). Por sua vez, o *Propensity Score* apresentou valores entre  $5,8 \cdot 10^{-7}$  e 0,83 (média = 0,05, mediana = 0,01 e desvio padrão = 0,08) para o grupo controle e  $5,8 \cdot 10^{-8}$  e 0,99 (média = 0,28, mediana = 0,28 e desvio padrão = 0,16) para o grupo tratamento.

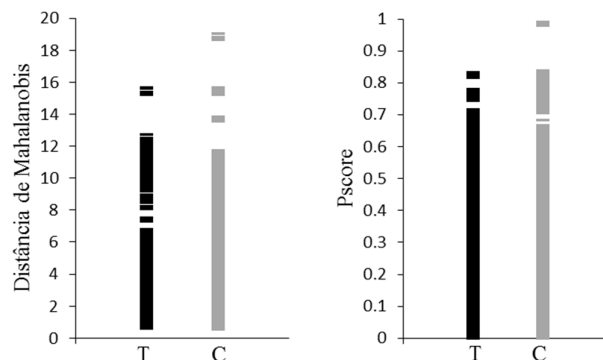


Figura 6 – Distribuição dos escores obtidos para a *Distância de Mahalanobis* e *Pscore* entre os grupos tratamento e controle.

Na Figura 7 é observada a distribuição dos escores para as unidades pertencentes às áreas protegidas e para aquelas unidades amostrais do grupo controle que foram efetivamente utilizadas na estimação do efeito médio do tratamento. Essas somaram 32.418 unidades amostrais, correspondendo a aproximadamente 10% de toda a área de estudo. Houve a prevalência de menores valores de escore para ambos os métodos, com a ocorrência de maiores valores concentrada em regiões específicas da área de estudo (ex: Distrito Federal).

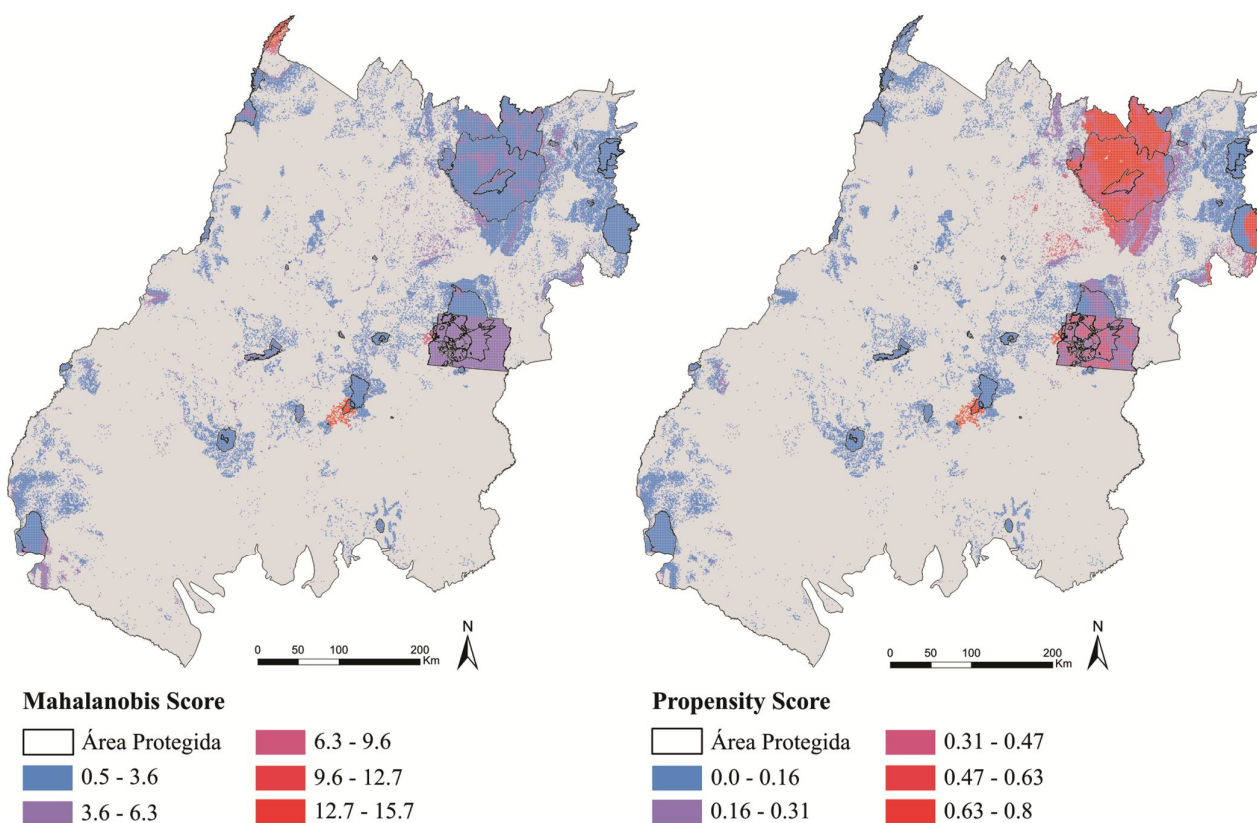


Figura 7 - Escores obtidos para os métodos de *Distância de Mahalanobis* e *Propensity Score* (disponível no apêndice III).

Apesar de ambos os métodos apresentarem suporte comum, a utilização do *Propensity Score* não foi tão eficaz na seleção de um grupo controle com características próximas à do grupo tratamento quanto ao método da *Distância de Mahalanobis*. Os 20 melhores modelos para cada um dos métodos mencionados apresentaram uma grande diferença para a média de viés remanescente após o *matching*. Para o caso do *Propensity Score* a média foi de 11,58 (desvio padrão = 5,57, mediana = 10,74), enquanto o método da *Distância de Mahalanobis* apresentou média de 2,80 (desvio padrão = 1,18, mediana = 2,68) (Figura 8), sendo, portanto, mais efetivo na seleção de um adequado grupo controle.

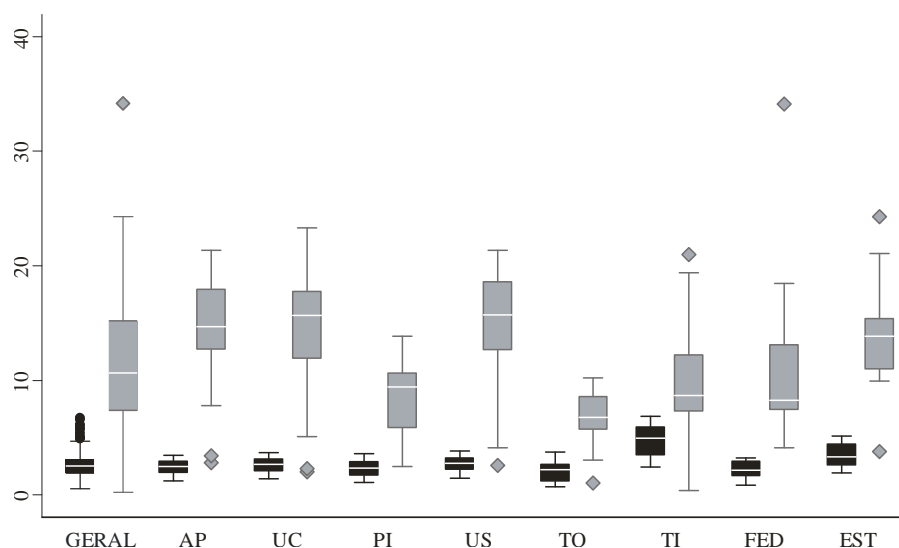


Figura 8 - Viés remanescente após o *matching* para os métodos de *Distância de Mahalanobis* (preto) e para *Propensity Score* (cinza).

Cada conjunto de variáveis pertencente ao grupo de 20 melhores modelos selecionados apresentou entre 4 e 8 diferentes variáveis, não ocorrendo no mesmo conjunto variáveis com informações semelhantes (ex: declividade percentual e declividade classificada, população rural do município e população total do município). Para todo o grupo, houve a ocorrência de 13 das 17 variáveis observadas no presente estudo, das quais tiveram maior ocorrência: declividade (presente em todos os 20 conjuntos de variáveis), cabeças de gado por km<sup>2</sup> (presente em todos os 20 conjuntos de variáveis), produção de grãos por km<sup>2</sup> (presente em todos os 20 conjuntos de variáveis), distância a rios (presente em 15 conjuntos de variáveis) e distância a estradas (presente em 14 conjuntos de variáveis). Ficaram ausentes do grupo de variáveis selecionadas: renda média urbana, IDH, PIB do município e PIB per capita, as quais possuem relação com outras variáveis presentes no grupo selecionado.



Para a avaliação do efeito médio das áreas protegidas sobre a conversão antrópica, utilizou-se, além dos 20 melhores modelos observados, aquele conjunto de variáveis que apresentou o melhor desempenho relativo para as características da qualidade do *matching*. Do modelo escolhido, constaram as variáveis: declividade (classificada), cabeças de gado por km<sup>2</sup>, produção de grãos por km<sup>2</sup>, distância a estradas, distância a rios e população total do município por km<sup>2</sup>. Esse modelo apresentou um viés médio após o *matching* de 2,04, com desvio padrão de 1,06 entre os diferentes tipos de áreas protegidas, representando uma redução de viés de no mínimo 95% e no máximo 99% em relação àquele observado antes do *matching* (Figura 9).

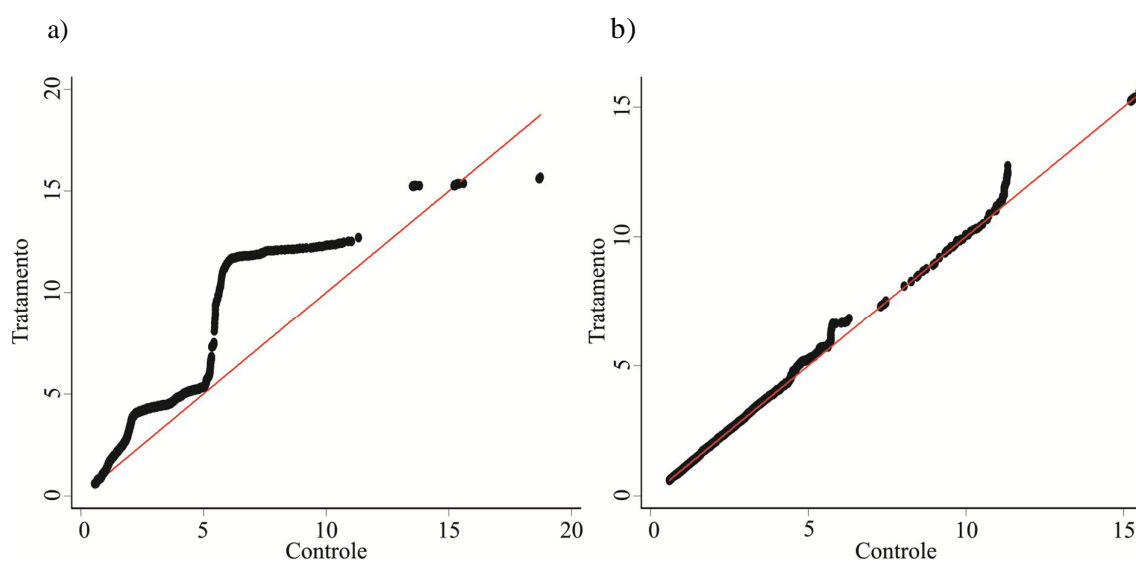


Figura 9 – Gráfico Quantil-Quantil para os escores da *Distância de Mahalanobis* entre o grupo tratamento e controle antes (a) e após o *matching* (b).

Além da redução da diferença nas médias dos escores obtidos entre os grupos tratamento e controle (viés), com exceção de Terras Indígenas, após o *matching*, houve igual probabilidade de pertencimento a ambos os grupos por parte das unidades amostrais. Excluído Terras Indígenas as quais apresentaram um elevado Pseudo R<sup>2</sup>, o valor médio observado para esse estimador foi inferior a 1% para os demais grupos de áreas protegidas (Tabela 9), uma redução média superior a 98% em relação ao observado antes do *matching*.

Os resultados obtidos para o efeito médio do tratamento demonstraram que as áreas protegidas apresentaram um efeito positivo na preservação da cobertura natural (Tabela 9). Foi estimada uma diferença negativa em relação ao grupo controle de 15,32% (erro padrão = 0,84), indicando que, na ausência daquelas áreas na região de estudo, haveria um acréscimo médio de 15,32 hectares de área antrópica por km<sup>2</sup>. Valores bastante próximos foram obtidos

para o grupo dos 20 conjuntos de dados selecionados, os quais apresentaram um efeito do tratamento médio de -14,47 (erro padrão médio = 0,99), com valor máximo de -17,62 e mínimo de -12,33 (Tabela 10).

Tabela 9 - Efeito médio do tratamento estimado a partir do melhor conjunto de dados.

Tipo de Área Protegida	Após o <i>Matching</i>				Sem <i>Matching</i>			
	ATT	S.E.	Viés	P. R <sup>2</sup>	Dif.	S.E.	Viés	P. R <sup>2</sup>
Área Protegida	-15,32	0,84	1,78	0,00	-42,07	0,24	48,50	0,30
Unidade de Conservação (UC)	-16,63	0,91	1,99	0,00	-38,59	0,26	45,75	0,27
Proteção Integral (PI)	-54,04	0,78	1,84	0,00	-66,37	0,63	41,51	0,14
Parque Nacional (PN)	-52,89	0,74	1,76	0,00	-66,34	0,64	40,33	0,13
PI sem PN	-92,66	2,05	5,08	0,03	-67,13	3,50	172,59	0,40
Uso Sustentável (US)	-9,86	0,99	2,03	0,00	-33,57	0,28	48,24	0,28
APA	-8,65	1,01	2,09	0,00	-33,15	0,28	49,59	0,30
US sem APA	-49,76	1,92	0,43	0,00	-49,25	1,66	32,50	0,04
Esfera Federal	-26,60	1,54	1,77	0,00	-31,19	0,37	49,69	0,26
Esfera Estadual	-7,95	0,70	2,16	0,00	-45,92	0,34	52,49	0,29
Terra Quilombola	-4,82	0,97	0,99	0,04	-66,34	0,69	74,83	0,56
Terra Indígena	-16,70	1,09	2,61	0,33	-66,84	1,91	82,97	0,44

\* ATT (Efeito Médio do Tratamento), S.E (Erro Padrão), P. R<sup>2</sup> (Pseudo R<sup>2</sup>).

Tabela 10 – Efeito médio do tratamento estimado para o grupo de 20 conjuntos de variáveis (dados disponíveis no apêndice II).

Tipo de Área Protegida	ATT				S.E.		Viés		Sem <i>Matching</i>	
	média	desv	máx	mín	média	desv	média	desv	Dif.	Viés
Área Protegida	-14,47	1,15	-17,62	-12,33	0,99	0,25	2,44	0,62	-42,07	49,25
Unidade de Conservação (UC)	-15,63	1,26	-18,68	-13,22	1,05	0,25	2,64	0,64	-38,59	44,66
Proteção Integral (PI)	-54,09	1,97	-57,79	-51,24	1,07	0,57	2,27	0,70	-66,37	43,95
Parque Nacional (PN)	-52,84	2,01	-56,94	-49,8	1,05	0,6	2,24	0,72	-66,34	43,78
PI sem PN	-90,35	2,62	-92,91	-82,81	2,79	0,85	4,89	1,49	-67,13	167,62
Uso Sustentável (US)	-8,72	1,46	-12,51	-5,55	1,16	0,26	2,73	0,65	-33,57	46,56
APA	-7,76	1,37	-11,42	-5,26	1,17	0,26	2,80	0,66	-33,15	47,92
US sem APA	-46,02	5,66	-50,49	-32,98	2,21	0,48	0,41	0,21	-49,25	36,76
Esfera Federal	-26,29	1,98	-30,29	-22,18	1,72	0,35	2,19	0,68	-31,19	48,66
Esfera Estadual	-6,48	1,66	-9,93	-3,59	0,95	0,32	3,41	0,95	-45,92	58,54
Terra Quilombola	-4,63	1,63	-9,51	-3,06	1,15	0,42	2,02	0,81	-66,34	95,78
Terra Indígena	-12,00	3,36	-16,7	-5,57	1,54	0,58	4,73	1,42	-66,84	95,25

\* desv. (desvio padrão), máx (máximo), mín (mínimo), ATT (Efeito Médio do Tratamento)

Observou-se uma grande variação nos resultados obtidos para os diferentes tipos de áreas protegidas. Entre os grupos de Unidades de Conservação, Terra Indígena e Terra Quilombola, os dois primeiros apresentaram os maiores valores de efetividade. Apesar de as Terras Indígenas não serem um tipo de unidade que tem como objetivo primário a

conservação ambiental, sendo sua relação mais estreita com a preservação de culturas e povos tradicionais, os dados obtidos sugerem uma eficiência semelhante à do grupo de Unidades de Conservação (UC), com 16,70 ha/km<sup>2</sup> da conversão antrópica evitada. Tal semelhança é coerente com resultados observados para outras regiões do mundo, como o Bioma Amazônico, por exemplo, em que esse tipo de unidade apresentou efetividade tão elevada quanto a do grupo de Proteção Integral (Barber *et al.*, 2012; Nepstad *et al.*, 2006). Em contraste com Terras Indígenas, os dados sugerem que as Terras Quilombolas possuem uma baixa efetividade na contenção da conversão antrópica, servindo tal tipo de unidade mais aos propósitos da conservação de culturas tradicionais do que à preservação do habitat.

Apesar de os resultados para esses tipos de unidades serem válidos para as áreas individuais amostradas, é importante salientar que o grupo de Terras Indígenas e Terra Quilombola apresentaram uma baixa representatividade amostral (pequeno número de réplicas, unidades amostrais e grande concentração das unidades amostrais em uma única unidade de área protegida). No caso das Terras Indígenas houve, ainda, baixa adequação para os atributos de qualidade do *matching*, com um elevado valor de Pseudo R<sup>2</sup> remanescente. Para se estimar com maior segurança o efeito global dessas categorias de área protegida sobre a conversão de habitats faz-se necessário um maior esforço amostral, considerando-se outras unidades existentes no Bioma Cerrado.

Dentro do grupo de Unidades de Conservação, tipo de área protegida cujos objetivos estão diretamente relacionados à preservação do ambiente natural (Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000), foi observada variação quanto aos grupos “Proteção Integral” e “Uso Sustentável”. Para o primeiro grupo, foram observadas 15 unidades, dentre as categorias de Estação Ecológica (2), Reserva Biológica (1), Parque Nacional/Estadual (12), distribuídos em diferentes regiões da área de estudo, com variados níveis de pressão antrópica (Figura 1). As UCs de Proteção Integral apresentaram uma elevada capacidade de evitar a conversão de habitat natural, sendo responsável pela preservação média de 54,04 hectares por km<sup>2</sup> (erro padrão = 0,78) (Tabela 9). Mesmo com a utilização de diferentes conjuntos de variáveis (grupo dos 20 melhores conjuntos) essas áreas mostraram-se bastante efetivas, com uma diferença do efeito médio do tratamento de -57,79 (máximo) a -51,24 (mínimo) hectares por km<sup>2</sup> (Tabela 10). Os resultados obtidos sugerem que a categoria de Parque Nacional/Estadual apresentou um efeito inferior em relação às demais categorias do mesmo grupo. Contudo, é necessário um maior esforço amostral para a estimação do efeito individual de cada categoria do grupo Proteção Integral para que se possa confirmar a diferença observada.

O grupo de Unidades de Conservação de Uso Sustentável foi representado por 25 unidades pertencentes às categorias Área de Relevante Interesse Ecológico (3), Floresta Nacional/Estadual (6) e Área de Proteção Ambiental (16), sendo mais numeroso e ocupando uma maior área do que o grupo de Proteção Integral. Essas unidades estiveram bem distribuídas ao longo do território, ocupando regiões com baixo, médio e alto grau de antropismo (Figura 1). Na ausência desse tipo de unidade, seria esperado um acréscimo de área antrópica de 9,86 hectares por km<sup>2</sup> (erro padrão = 0,99) (Tabela 9). Considerando-se os diferentes conjuntos de variáveis, observou-se valor de efetividade mínimo de 5,55 hectares por km<sup>2</sup> e máximo de 12,51 hectares por km<sup>2</sup> (Tabela 10). Se comparado com o grupo de Proteção Integral, as unidades de Uso Sustentável apresentaram um efeito médio do tratamento mais de cinco vezes inferior.

Boa parte da reduzida efetividade apresentada pelo grupo se deve às Áreas de Proteção Ambiental. Enquanto essa categoria apresentou valor do efeito médio do tratamento de -8,65 (erro padrão = 1,01), as demais unidades do grupo (9 unidades de área protegida) apresentaram um valor bem superior, -49,76 (erro padrão = 1,92). Área de Proteção Ambiental foi a única categoria que apresentou área relevante com efeito médio do tratamento com valor superior a zero (efeito médio de 1,6 para a Área de Proteção Ambiental Pouso Alto, situada no norte do Estado de Goiás, numa área de 8.720 km<sup>2</sup>), o que indica que a presença da unidade não teve efeito sobre a diminuição da conversão de habitat natural, ou mesmo contribuiu ligeiramente para a promoção da conversão antrópica dentro de seus limites. Tal resultado sugere que unidades da categoria de Área de Proteção Ambiental podem não ser os instrumentos mais adequados para a redução do processo de conversão antrópica de habitats naturais, não sendo essas eficazes para se alcançar os objetivos previstos no Sistema Nacional de Unidades de Conservação (Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000): “proteger a diversidade biológica, disciplinar o processo de ocupação e assegurar a sustentabilidade do uso dos recursos naturais”.

Além dos diferentes grupos de restrição, foi observada uma grande diferença no efeito médio das áreas protegidas em relação às esferas governamentais de gestão. Unidades pertencentes à esfera federal evitaram, em média, a conversão de 26,60 ha/km<sup>2</sup> (erro padrão = 1,54), enquanto as unidades da esfera estadual apresentaram um valor de efetividade 3 vezes menor (7,95 ha/km<sup>2</sup>, com erro padrão de 0,70) (Tabela 11). Resultado semelhante se repetiu quando foi observada a diferença entre os grupos de Unidades de Conservação. Para Unidades de Proteção Integral, as Unidades Federais apresentaram valor de efetividade cerca de 30%

mais elevado do que as unidades estaduais, refletindo, em parte, a diferença observada entre Parques Nacionais e Parques Estaduais. A diferença observada entre as esferas governamentais foi sensivelmente mais acentuada para as unidades de Uso Sustentável. Para esse grupo, houve uma diferença superior a quatro vezes no efeito médio (Tabela 11), sendo que as Áreas de Proteção Ambiental da esfera estadual apresentaram efeito quase nulo sobre a conservação do habitat natural (2,88 ha/km<sup>2</sup>, com erro padrão de 0,76).

Tabela 11 – Efetividade das unidades da esfera federal e estadual.

Tipo de Área Protegida	Unidades		Amostra (km <sup>2</sup> )		ATT		S.E		Viés	
	Fed.	Est.	Fed.	Est.	Fed.	Est.	Fed.	Est.	Fed.	Est.
Proteção Integral (PI)	4	11	2063	949	-56.64	-49.11	0.94	1.06	2.6	0.8
Parque	3	9	2056	858	-56.57	-44.03	0.94	1.09	2.5	0.8
Uso Sustentável (US)	11	14	6950	9746	-18.07	-3.95	1.85	0.75	1.6	2.4
APA	5	11	6679	9579	-17.33	-2.88	1.91	0.76	1.7	2.4
Geral	15	25	9013	10695	-26,60	-7,95	1.54	0.70	1,77	2,16

\* Fed. (Esfera Federal), Est.(Esfera Estadual), ATT (Efeito Médio do Tratamento), S.E (Erro Padrão)

Os resultados obtidos não tiveram influência ou foram muito pouco influenciados pelo efeito da autocorrelação/efeito vazamento. A maioria dos tipos e grupos de área protegidas não apresentaram qualquer diferença significativa para a efetividade estimada entre análises que consideraram as unidades amostrais incluídas no limite do *buffer* de 20 km e que não as consideraram (Figura 10). Quando presente, como no caso do grupo de unidades de esfera estadual, o efeito da autocorrelação/vazamento foi de natureza positiva. Isso implica que a região próxima a essas áreas protegidas apresentaram uma menor probabilidade de sofrer conversão para classes antrópicas do que áreas similares não imediatamente próximas, o que resulta em uma subestimação da efetividade média do grupo.

No caso das unidades de esfera estadual, grupo em que a influência da autocorrelação foi mais importante, pode haver um aumento do efeito médio do tratamento em 4,28 ha/km<sup>2</sup>, tendo esse sido estimado em 11,41 ha/km<sup>2</sup> quando as unidades amostrais do *buffer* não foram consideradas na análise. Apesar da possível subestimação, a diferença não é capaz de causar alterações importantes na comparação com as áreas da esfera federal.

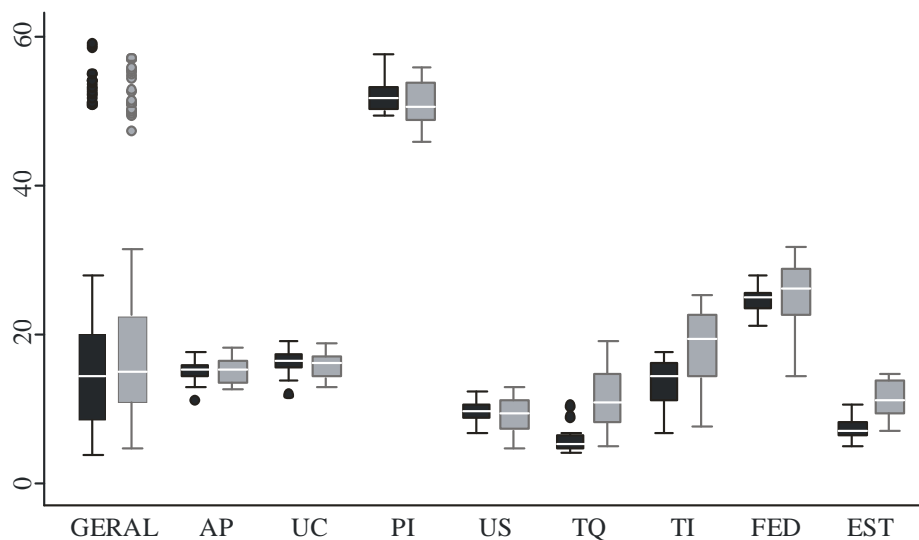


Figura 10 – Efeito médio do tratamento com unidades amostrais do *buffer* (preto) e sem unidades amostrais do *buffer* (cinza).

A região de estudo apresentou ao menos três principais sub-regiões com características próximas em relação ao nível de antropismo externo às unidades de área protegida, nível de antropismo no interior das áreas protegidas e em relação ao efeito médio do tratamento. Uma primeira região, no nordeste do Estado de Goiás, apresenta área externa e interna às áreas protegidas com baixo nível de conversão antrópica (Figura 11.a). Nessa região, a ação reguladora do Estado foi pouco exigida e, como resultado, a maior parte do habitat preservado na região, inclusive no interior das unidades de área protegida, pode ser atribuído principalmente à influência de outras variáveis (ex: alta declividade, baixo nível de desenvolvimento econômico, etc) e não propriamente à presença de áreas protegidas. Para esta região houve a prevalência de um baixo efeito médio do tratamento (Figura 11.b).

Uma segunda região pode ser definida nas proximidades do Distrito Federal. Nela observa-se um alto antropismo externo às unidades de área protegida (70% por km<sup>2</sup>) e uma grande variação no grau de antropismo no interior das unidades (Figura 11.a). Nesta sub-região, a maior parte dos remanescentes naturais encontra-se em Unidades de Conservação do grupo de Proteção Integral, sendo o efeito médio do tratamento muito elevado para essas áreas. Isso significa que, na ausência da especial regulação do uso da terra por parte do Estado, quase toda a cobertura natural seria perdida. Em contraste com essas unidades, as Áreas de Proteção Ambiental apresentaram baixo percentual de cobertura natural e baixo efeito médio do tratamento (entre -1,78 e -17,17 ha/km<sup>2</sup>), não tendo efeito tão relevante para a

conservação do habitat (Figura 11.b). Apesar da alta densidade de áreas protegidas na região, foi observado um grau elevado de conversão antrópica.

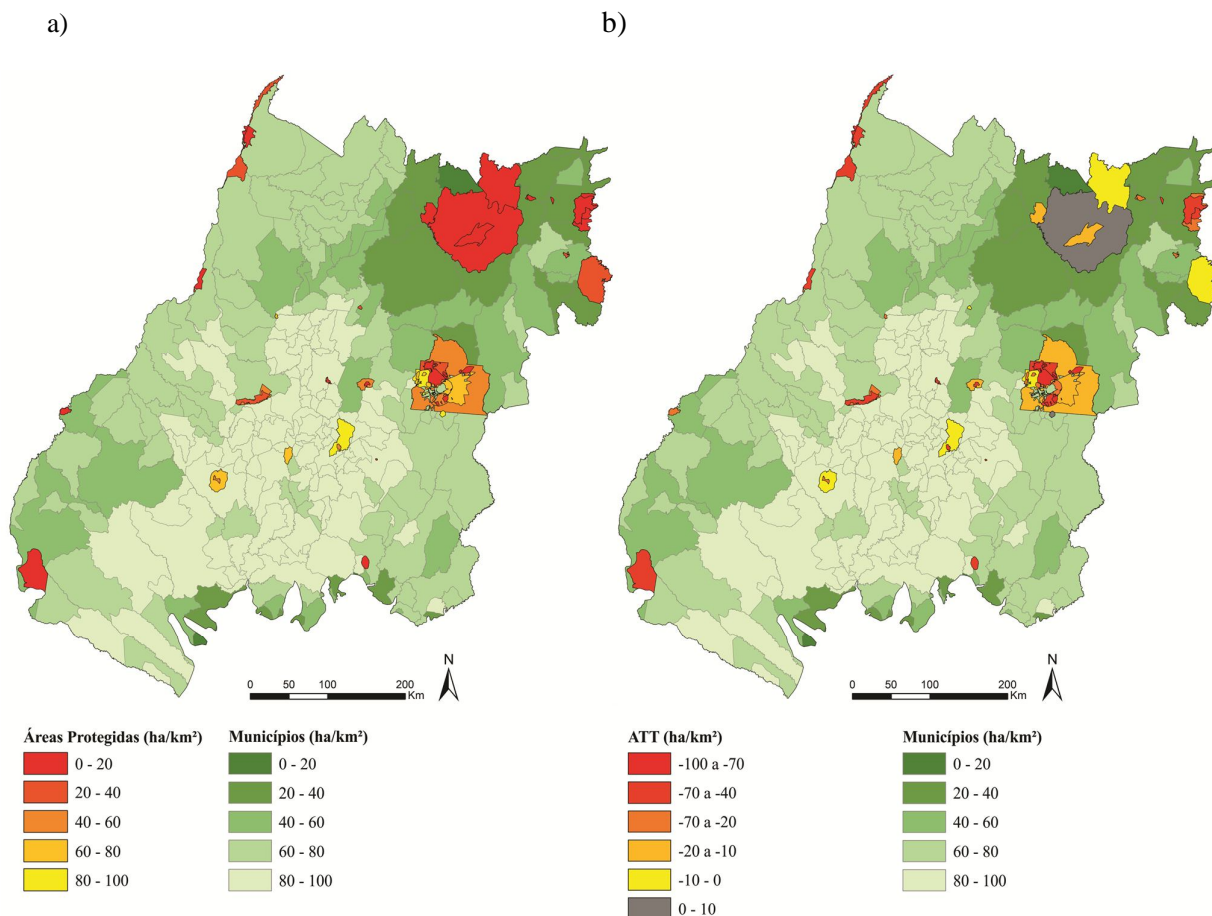


Figura 11 - a) nível de antropismo observado para as áreas protegidas e para os municípios da área de estudo; b) efeito médio do tratamento apresentado por cada uma das unidades de área protegida e nível de antropismo dos municípios da área de estudo (disponível no apêndice III).

Uma terceira sub-região abrange uma grande área localizada no centro-sul do Estado de Goiás. Nela é observado um grau muito elevado de antropismo (de 80 a 100 ha/km<sup>2</sup>) e uma baixa densidade de unidades de área protegida. A maioria das áreas protegidas nessa região apresentou de médio a elevado grau de conversão antrópica, mesmo para grupos com maior restrição (Proteção Integral). Como resultado, essa região foi a que teve o pior desempenho quanto à preservação do habitat natural, apresentando valores de moderado a baixo para o efeito médio das áreas protegidas.

Individualmente, a grande maioria das unidades de área protegida apresentou algum efeito positivo sobre a conservação do habitat. Dentre as cinco áreas que apresentaram maior efeito médio, quatro delas situaram-se no Distrito Federal. O valor máximo foi obtido pela

Estação Ecológica do Jardim Botânico, a qual evitou a conversão de 94 ha/km<sup>2</sup>. Em contraste, três áreas apresentaram efeito negativo sobre a preservação do habitat. A maior delas, a Área de Proteção Ambiental Pouso Alto, no norte de Goiás, teve um efeito levemente diferente do nulo, aumentando em 1,6 ha/km<sup>2</sup> a conversão antrópica. As duas outras áreas, de menor dimensão, apresentaram os piores valores para o efeito do tratamento. A Área de Relevante Interesse Ecológico Parque Juscelino Kubitschek, situada entre as cidades de Taguatinga, Ceilândia e Samambaia, no Distrito Federal, teve valor estimado em 5,05 ha/km<sup>2</sup>, com efeito negativo sobre o habitat; enquanto a Terra Quilombola Mesquita apresentou o valor máximo de 9,23 ha/km<sup>2</sup>, sendo importante ressaltar que essa última unidade não tem como objetivo primário a preservação do meio ambiente, mas sim a cultura tradicional Quilombola.

Os resultados obtidos mostraram-se pouco sensíveis à influência de variáveis não observadas no estudo, sendo resistente mesmo sob a influência de um viés elevado ( $\Gamma$  próximo a 2) ou muito elevado ( $\Gamma$  próximo ou superior a 3) causado por variáveis não observadas (Tabela 12). Os grupos que tiveram um menor desempenho foram as unidades de conservação de uso sustentável ( $\Gamma \approx 2,0$ ) e as unidades da esfera estadual ( $\Gamma \approx 1,9$ ), com valores considerados razoavelmente elevados de viés oculto.

Tabela 12 – Valores de P<sub>máx</sub> para os níveis de  $\Gamma$ .

$\Gamma$	PA	UC	PI	US	TQ	TI	FED	EST
1,5	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001
2,0	<0,001	<0,001	<0,001	0,006	<0,001	<0,001	<0,001	0,185*
2,1	<0,001	<0,001	<0,001	0,514	<0,001	<0,001	<0,001	-
2,5	<0,001	<0,001	<0,001	-	<0,001	<0,001	<0,001	-
2,9	0,011	0,056	<0,001	-	<0,001	<0,001	<0,001	-
3,0	0,343	-	<0,001	-	<0,001	<0,001	<0,001	-
4,5	-	-	<0,001	-	0,205	<0,001	0,001	-
4,7	-	-	<0,001	-	-	<0,001	0,047	-

\* O valor de  $\Gamma$  obtido para o grupo de unidades estaduais foi superior a 1,9 e inferior a 2,0.

Outro indicador da robustez dos resultados foi a proximidade dos valores médios apresentados pelo grupo dos 20 conjuntos de variáveis com aquele conjunto escolhido. Mesmo obtendo-se os resultados com diferentes números de variáveis e com base em outras características do ambiente (outro conjunto de variáveis, inclusive variáveis ausentes no modelo escolhido), não houve diferença significativa para os resultados da maioria dos grupos de áreas protegidas (Figura 12). Os grupos com maior diferença foram Terra Indígena e unidades da esfera estadual, cuja média foi levemente inferior à do modelo escolhido.



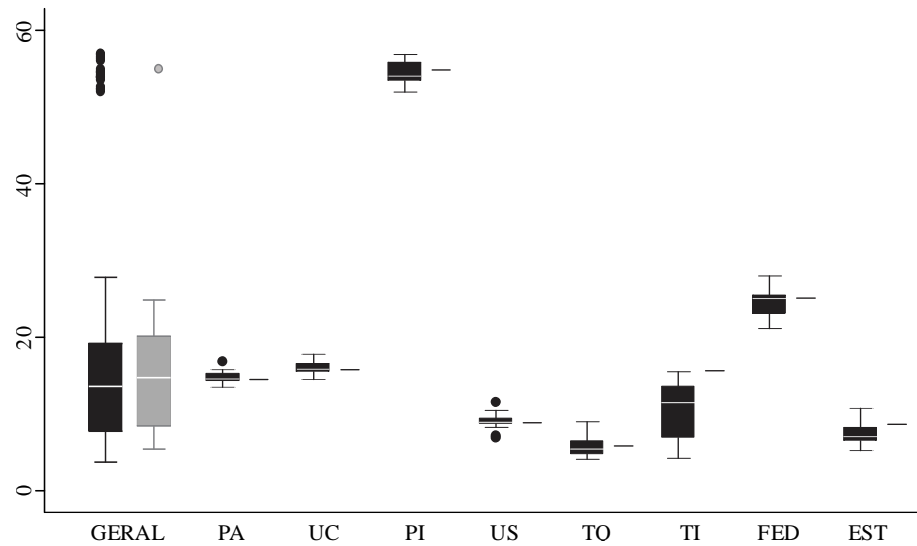


Figura 12 - Valor do Efeito Médio do Tratamento para o grupo dos 20 conjuntos de variáveis (preto) e para o melhor modelo selecionado (cinza).

Os resultados obtidos mostraram-se bastante robustos, indicando uma importância variável entre os grupos de restrição das áreas protegidas na contenção da conversão do habitat natural para classes antrópicas de uso. Tal processo é apontado como a maior ameaça à biodiversidade global e tem importantes efeitos previstos sobre a biodiversidade no Cerrado (Diniz-filho *et al.*, 2009; Faleiro; Machado; Loyola, 2013).

## 6.1. CONCLUSÃO

As variáveis observadas neste trabalho, com a utilização do método de *matching*, foram capazes de reduzir de forma muito elevada o viés na estimação do efeito médio das áreas protegidas sobre a conversão antrópica. Além disso, o método *matching* permitiu que os resultados fossem obtidos sem a influência do efeito da autocorrelação e do efeito vazamento ou com apenas um pequeno efeito remanescente para algum dos grupos observados.

Na maioria das áreas protegidas, foi observada influência positiva das unidades sobre a manutenção do habitat natural, contudo com grande variação da efetividade em função do tipo, grupo ou categoria de restrição a que pertenciam. Aquelas áreas com maior restrição ao uso, pertencentes às Unidades de Conservação do grupo de Proteção Integral, apresentaram efeito médio superior à dos demais grupos. Unidades de Conservação do grupo de Uso Sustentável obtiveram valores baixos de efetividade, sendo a maior parte do baixo efeito estimado devido à categoria de Área de Proteção Ambiental.

Para o grupo de Unidades de Conservação, além de variação do efeito médio do tratamento em função do grupo de restrição, houve, ainda, variação quanto à esfera governamental. As Unidades de Conservação da Esfera Federal apresentaram desempenho bastante superior ao das Unidades Estaduais na proteção do habitat, tanto para todo o conjunto de áreas protegidas, quanto para os grupos de restrição.

As Terras Indígenas e Terras Quilombolas, embora não sejam tipos de unidades que têm como objetivo primário a conservação ambiental, apresentaram um efeito médio positivo para a conservação do habitat para as unidades presentes na área de estudo. As Terras Indígenas apresentaram valores próximos àqueles observados para Unidades de Conservação, enquanto Terras Quilombolas apresentaram o menor efeito médio. Apesar de os resultados para esses tipos de unidades serem válidos para a área de estudo, o grupo de Terras Indígenas e Terra Quilombola apresentaram uma baixa representatividade amostral, com pequeno número de unidades de área protegida e pequeno número de unidades amostrais.

Não foi possível no presente estudo estimar o efeito global dos grupos mencionados, bem como a observação de variações no efeito médio das diferentes categorias pertencentes aos grupos de Unidades de Conservação.

Em um trabalho futuro, já em desenvolvimento, o autor incluirá toda a área do Cerrado e as unidades de área protegida abrangidas pelo bioma com a finalidade de alcançar amostragem suficiente para a estimação do efeito médio dos grupos mencionados.

## 7. REFERÊNCIAS

- ABADIE; IMBENS, G. W. Large Sample Properties of Matching Estimators for Average treatment Effects. *Econometrica*, v. 74, n. 1, p. 235–267, 2006.
- ABBOT; HOMEWOOD, K. A history of change causes of miombo woodland decline in a protected area in Malawi. *Journal of Applied Ecology*, v. 36, p. 422–433, 1999.
- ADENEY; CHRISTENSEN, N. L.; PIMM, S. L. Reserves protect against deforestation fires in the Amazon. *Plos One*, v. 4, n. 4, jan. 2009.
- AGUIAR, L. M. DE S.; MACHADO, R. B.; MARINHO-FILHO, J. A Diversidade Biológica do Cerrado. *In: AGUIAR, L. M. DE S.; CAMARGO, A. J. A. DE (Eds.). Cerrado: ecologia e caracterização. Brasília: Embrapa Cerrados, 2004. p. 19–42.*
- AGUIAR, M. C. DE *et al.* Mapeamento do Uso do Solo e da Cobertura Vegetal do Bioma Cerrado a partir de dados orbitais MODIS e SRTM e dados Censitários. *Anais XII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, n. 1998, p. 2799–2801, 2005.
- ALHO; MARTINS, E. DE S. (EDS.). *De Grão em Grão, O Cerrado Perde Espaço: Cerrado - Impactos do Processo de Ocupação. Brasília: WWF, 1995. p. 1–66*
- ALLEN; BARNES, D. F.; BARNEST, D. F. The Causes of Deforestation Developing Countries. *Annals of the Association of American Geographers*, v. 75, n. 2, p. 163–184, 2013.
- ANGELSEN *et al.* (EDS.). *Realising REDD+ National strategy and policy options. Bogor, Indonesia: CIFOR, 2009. p. 390pps*
- AQUINO; MIRANDA, G. H. B. Consequências Ambientais da Fragmentação de habitats no Cerrado. *In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. DE; RIBEIRO, J. F. (Eds.). Cerrado: Ecologia e Flora. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. p. 386–398.*
- BARBER *et al.* Dynamic performance assessment of protected areas. *Biological Conservation*, v. 149, n. 1, p. 6–14, 2012.
- BELTRAN; PHILLIPS, A. (EDS.). *Indigenous and Traditional Peoples and Protected Areas: principles, guidelines and Case Studies. Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN-WCPA-WWF, 2000. p. 133pp*
- BÉRNILS; COSTA, H. C. Brazilian reptiles: list of species. Version 2012.2. Disponível em: <<http://www.sbherpetologia.org.br>>. Acesso em: 3 jun. 2013.
- BEZERRA; CLEPS JR., J. O desenvolvimento agrícola da região Centro-Oeste e as transformações no espaço agrário do Estado de Goiás. *Caminhos de Geografia*, v. 2, n. 12, p. 29–49, 2004.
- BLAMIRE *et al.* Original article Habitat use and deconstruction of richness patterns in Cerrado birds. *Acta Oecologica*, v. 33, p. 97–104, 2008.

- BRANDON; REDFORD, K. H. Parks in Peril: People , Politics , and Protected Areas. Washington, DC: Island Press, 1998. v. 6p. 137–139
- BRASIL. Decreto de 15 de setembro de 2010: Institui o Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas no Bioma Cerrado - PPCerrado (DOU 16/9/2010).Brasil, 2010.
- BRAY *et al.* Tropical Deforestation, Community Forests, and Protected Areas in the Maya Forest. *Ecology and Society*, v. 13, n. 2, 2008.
- BRITES *et al.* The Herpetofauna of the Neotropical Savannas. *In: UNESCO-EOLSS (Ed.). Encyclopedia of Life Support Systems. Paris: Unesco-Eolss, 2009. v. Xp. Vol. X.*
- BRUNER *et al.* Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. *Science*, v. 291, p. 125–128, 5 jan. 2001.
- CALIENDO; KOPEINIG, S. Some Practical Guidance for the Implementation of Propensity Score Matching. *IZA Discussion Paper*, v. 1588, p. 1–32, 2005.
- \_\_\_\_. Some Practical Guidance for the Implementation of Propensity Score Matching. *Journal of Economic Surveys*, v. 22, n. 1, p. 31–72, fev. 2008.
- CAMARGO; SOARES, R. DOS S.; TOREZANI, K. R. DE S. Saturniidae (Lepidoptera) do Cerrado: Biodiversidade e aspectos biogeográficos. IX Simpósio Nacional do Cerrado, 2008.
- CBRO. Lista das aves do Brasil. Disponível em: <<http://www.cbro.org.br>>. Acesso em: 29 out. 2013.
- CHAPE; SPALDING, M.; JENKINS, M. (EDS.). *The World's Protected Areas: status, values and prospects in the 21st century.* [s.l.] UNEP-WCMC, 2008. p. 384pp
- CNUC/MMA. Cadastro Nacional de Unidades de Conservação: tabela consolidada das Unidades de Conservação. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs/dados-consolidados>>. Acesso em: 6 nov. 2013.
- COCHRANE *et al.* Land in Tropical America. [s.l.] CIAT/EMBRAPA - CPAC, 1985. p. 1–433
- CONAB. Acompanhamento da Safra Brasileira de Grãos: Safra 2013/14. [s.l: s.n.]. p. 66p
- COSTA *et al.* Squamate richness in the Brazilian Cerrado and its environmental – climatic associations. *Diversity and Distributions*, v. 13, p. 714–724, 2007.
- COUTINHO. O conceito de bioma. *Acta Botanica Brasilica*, v. 20, n. 1, p. 13–23, 2006.
- CROPPER; PURI, J.; GRIFFITHS, C. Predicting the Location of Deforestation: The Role of Roads and Protected Areas in North Thailand. *Land Economics*, v. 77, n. 2, p. 172–186, 2001.

- CUNHA *et al.* Uma avaliação da sustentabilidade da agricultura nos cerrados. Brasília, DF: IPEA, 1994. p. 256pp
- CURRAN *et al.* Lowland Forest Loss in Protected Areas of Indonesian Borneo. *Science*, v. 303, n. 5660, p. 1000–1003, 2004.
- DEFRIES *et al.* Increasing isolation of protected areas in tropical forests over the past twenty years. *Ecological applications*, v. 15, n. 1, p. 19–26, 2005.
- DIAS. Conservação da Natureza no Cerrado Brasileiro. *In*: PINTO (Ed.). Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas. Brasília: Editora Universidade de Brasília, 1994. p. 607–681.
- \_\_\_\_\_. Conservação da Biodiversidade no Bioma Cerrado: histórico dos impactos antropicos no Bioma Cerrado. *In*: FALEIRO, F. G.; NETO, A. L. DE F. (Eds.). Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócios e recursos naturais. Brasília, Distrito Federal, Brazil: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. p. 303–333.
- DINIZ-FILHO *et al.* Macroecologia, Biogeografia e Áreas Prioritárias para a Conservação no Cerrado. *Oecologia Brasiliensis*, v. 13, n. 3, p. 470–497, 2009.
- DUDLEY. Guidelines for applying protected area management categories. [s.l.] IUCN, 2008. p. 106pp
- EITEN. The Cerrado Vegetation of Brazil. *The Botanical Review*, v. 38, n. 2, p. 201–327, 1972.
- EMBRAPA. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Rio de Janeiro: Embrapa-SPI, 2006. p. 306pp
- EVA *et al.* A land cover map of South America. *Global Change Biology*, v. 10, p. 1–14, 2004.
- EVANS. The Green Republic: A Conservation History of Costa Rica. Austin, Texas: University of Texas Press, 1999. v. 89p. 317pp
- EWERS; RODRIGUES, A. S. L. Estimates of reserve effectiveness are confounded by leakage. *Trends in ecology & evolution*, v. 23, n. 3, p. 113–6, mar. 2008.
- 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.
- FEARNSIDE. O Valor de Áreas Protegidas em Evitar a Mudança Climática na Amazônia. *In*: WIEGLAND; ALBERNAZ, A. L. (Eds.). Atualização das Áreas Prioritárias para a Conservação, Uso Sustentável e Repartição dos Benefícios da Biodiversidade – Bioma Amazônia. Brasília, DF: MMA, 2008. p. 8–11.

\_\_\_\_. Carbon benefits from Amazonian forest reserves: leakage accounting and the value of time. *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, v. 14, n. 6, p. 557–567, 24 abr. 2009.

FELFILI. Biodiversidade, ecologia e conservação do Cerrado: avanços no conhecimento. *In*: SCARIOT; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Eds.). *Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação*. Brasília, DF: MMA, 2005. p. 27–44.

FELFILI; SILVA JÚNIOR, M. C. DA. Diversidade alfa e beta no cerrado sensu strictu, Distrito Federal, Goiás, Minas Gerais e Bahia. *In*: SCARIOT; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Eds.). *Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação*. Brasília, DF: MMA, 2005. p. 141–154.

FERNANDES; PESSÔA, V. L. S. O Cerrado e suas atividades impactantes: uma leitura sobre o garimpo, a mineração e a agricultura mecanizadas. *Observatorium: Revista Eletrônica de Geografia*, v. 3, n. 7, p. 19–37, 2011.

FERRARO *et al.* Protected Areas and avoided deforestation: a statistical evaluation. US: [s.n.].

FERRARO; PATTANAYAK, S. K. Money for Nothing? A Call for Empirical Evaluation of Biodiversity Conservation Investments. *PloS one*, v. 4, n. 4, 2006.

FERREIRA, L. G. *et al.* Dinâmica agrícola e desmatamentos em áreas de Cerrado: uma análise a partir de dados censitários e imagens de resolução moderada. *Revista Brasileira de Cartografia*, v. 61, n. 2, p. 117–127, 2009.

FERREIRA, L. V.; VENTICINQUE, E.; ALMEIDA, S. O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. *Estudos Avançados*, v. 19, n. 53, p. 157–166, 2005.

FERREIRA, M. E. Modelagem da dinâmica de paisagem do cerrado. [s.l.] Universidade Federal de Goiás - UFG, 2009.

\_\_\_\_. Ativos ambientais do Bioma Cerrado: uma análise da cobertura vegetal nativa e sua relação com o preço da terra no estado de Goiás. *Revista Brasileira de Cartografia*, v. 61, n. 01, p. 37 – 50, 2009.

FERREIRA, N. C.; MIZIARA, F.; RIBEIRO, N. V. Preço da terra em Goiás: pressupostos e modelos. *Boletim Goiano de Geografia*, v. 27, n. 1, p. 47–62, 2007.

FRANCO. O papel da Embrapa nas Transformações do Cerrado. *Caminhos de Geografia*, v. 2, n. 3, p. 31–40, 2001.

FUNAI. Mapa de Terras Indígenas do Brasil. Disponível em: <<http://mapas.funai.gov.br/>>. Acesso em: 4 ago. 2013.

GANGL. RBOUNDS: Stata module to perform Rosenbaum sensitivity analysis for average treatment effects on the treated. Berlin Social Science Centre Berlin, , 2004.

GARFIELD. As raízes de uma planta que hoje é o Brasil : os índios e o Estado-Nação na era Vargas. *Revista Brasileira de História*, v. 20, n. 39, p. 15–42, 2000.

GEIST; LAMBIN, E. F. Proximate Causes and Underlying Driving Forces of Tropical Deforestation. *BioScience*, v. 52, n. 2, p. 143–150, 2002.

GELDMANN *et al.* Effectiveness of terrestrial protected areas in reducing habitat loss and population declines. *Biological Conservation*, v. 161, p. 230–238, 2013.

GOEDERT (ED.). Solos dos Cerrados: tecnologias e estratégias de manejo. Planaltina, DF / São Paulo: Embrapa-CPAC / Nobel, 1986.

GREEN; SUSSMAN, R. W. Deforestation History of the Eastern Rain Forests of Madagascar from Satellite Images. *Science*, v. 248, p. 212–215, 1990.

HARIDASAN. Solos. *In*: PINTO (Ed.). Cerrado: caracterização, ocupação e perspectivas. Brasília: Editora Universidade de Brasília, 1994. p. 321–344.

\_\_\_\_. Nutrição mineral de plantas nativas do cerrado. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal*, v. 12, n. Tabela 2, p. 54–64, 2000.

HUNTER; YONZON, P. Altitudinal of Birds, Distributions and Mammals ,People , Forests, Parks in Nepal. *Conservation Biology*, v. 7, n. 2, p. 420–423, 2013.

IBAMA. Relatório Técnico de monitoramento do desmatamento no Bioma Cerrado, 2002 a 2008: Dados Revisados. Relatório Técnico, p. 01–69, 2009.

\_\_\_\_. Relatório Técnico de monitoramento do desmatamento no Bioma Cerrado, 2009 a 2010. Relatório Técnico, p. 01–65, 2011a.

\_\_\_\_. Relatório Técnico de monitoramento do desmatamento no Bioma Cerrado, 2008 a 2009. Relatório Técnico, p. 01–55, 2011b.

\_\_\_\_. Projeto de monitoramento do desmatamento dos biomas brasileiros por satélite - PMDBBS. Disponível em: <[siscom.ibama.gov.br/monitorabiomas/cerrado/index.htm](http://siscom.ibama.gov.br/monitorabiomas/cerrado/index.htm)>. Acesso em: 1 abr. 2013.

IBGE. Mapa de Biomas do Brasil. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/21052004biomas.shtm>>. Acesso em: 8 jan. 2013.

\_\_\_\_. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. [s.l: s.n.]. p. 001 – 271

\_\_\_\_. Sistema IBGE de Recuperação Automática - SIDRA. Disponível em: <<http://www.sidra.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 10 nov. 2013a.

\_\_\_\_. IBGE - Séries Históricas Estatísticas: População e demografia. Disponível em: <<http://seriesestatisticas.ibge.gov.br/>>. Acesso em: 31 out. 2013b.

- \_\_\_\_. Dados Censitários Municipais - IBGE. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/webcart/tabelas.php>>. Acesso em: 1 jul. 2013c.
- IJBRJ. Lista de Espécies da Flora do Brasil 2013. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 28 out. 2013.
- INCRA. Mapa de Terras Quilombolas - INCRA. Disponível em: <<http://acervofundiario.incra.gov.br/>>. Acesso em: 1 jul. 2013.
- INOCÊNCIO; CALAÇA, M. Fronteira da Produção Agrícola Capitalista do Século XX. XIX Encontro Nacional de Geografia Agrária, p. 1–16, 2009.
- INPE. Avaliação da Alteração da Cobertura Florestal na Amazônia Legal Utilizando Sensoriamento Remoto Orbital. São José dos Campos, São Paulo: [s.n.].
- IUCN. IUCN Red List of Threatened Species: Summary Statistics for Globally Threatened Species. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org/about/summary-statistics>>. Acesso em: 28 out. 2013.
- JOPPA; PFAFF, A. High and Far: Biases in the Location of Protected Areas. *PloS one*, v. 4, n. 12, p. 1–6, 2009.
- JOPPA; PFAFF, A. Reassessing the forest impacts of protection: the challenge of nonrandom location and a corrective method. *Annals of the New York Academy of Sciences*, v. 1185, p. 135–49, jan. 2010.
- \_\_\_\_. Global protected area impacts. *Proceedings of the Royal Society B*, v. 278, p. 1633–1638, 2011.
- KLINK; MACHADO, R. B. A conservação do Cerrado brasileiro. *Megadiversidade*, v. 1, n. 1, p. 147–155, 2005.
- KLINK; MOREIRA, A. G. Past and current human occupation and land-use. *In: OLIVEIRA; MARQUIS, R. J. (Eds.). The Cerrado of Brazil. Ecology and natural history of a neotropical savanna.* New York: Columbia University Press, 2002. p. 69–88.
- LAMBIN *et al.* The causes of land-use and land-cover change : moving beyond the myths. *Global Environmental Change*, v. 11, p. 261–269, 2001.
- LEUVEN; SIANESI, B. PSMATCH2: Stata module to perform full Mahalanobis and propensity score matching, common support graphing, and covariate imbalance testing testing., 2003.
- LIMA; SILVA, E. MEDRADO DA. Recursos Hídricos do Bioma Cerrado: Importância e Situação. *In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. DE; RIBEIRO, J. F. (Eds.). Cerrado: Ecologia e Flora.* Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. p. 91–106.
- LIU *et al.* Ecological Degradation in Protected Areas : The Case of Wolong Nature Reserve for Giant Pandas. *Science*, v. 292, 2001.



LOPES; DAHER, E. Agronegócio e Recursos Naturais no Cerrado: desafios para uma coexistência harmônica. *In*: FALEIRO, F. G.; NETO, A. L. DE F. (Eds.). Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócios e recursos naturais. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. p. 173–209.

MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (EDS.). Livro Vermelho Livro Vermelho da Fauna Brasileira. Brasília, DF e Belo Horizonte, MG: MMA/Fundação Biodiversitas, 2008. v. Ip. 1420p.

MACHADO, R. B. A fragmentação do Cerrado e efeitos sobre a avifauna na região de Brasília- DF. [s.l.] Universidade de Brasília, 2000.

\_\_\_\_. Estimativas de perda da área do Cerrado brasileiro. Conservação Internacional - Brasil. Relatório Técnico. Brasília, DF: Conservação Internacional - Brasil, 2004.

MAHALANOBIS. On the generalised distance in statistics. *Proceedings of the National Institute of Sciences of India*, v. 2, n. 1, p. 49–55, 1936.

MALLINIS; KOUTSIAS, N. Spectral and Spatial-Based Classification for Broad-Scale Land Cover Mapping Based on Logistic Regression. *Sensors*, v. 8, n. 12, p. 8067–8085, 8 dez. 2008.

MANTOVANI; PEREIRA, A. Estimativa da Integridade da Cobertura Vegetal de Cerrado Através de Dados TM/Landsat. *Anais IX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, p. 1455–1466, 1998.

MEDONÇA *et al.* Flora vascular do bioma Cerrado: checklist com 12.356 espécies. *In*: SCARIOT; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Eds.). *Cerrado: Ecologia e Flora*. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. p. V.2.

MESSINA *et al.* Land tenure and deforestation patterns in the Ecuadorian Amazon: Conflicts in land conservation in frontier settings. *Applied Geography*, v. 26, p. 113–128, 2006.

MIRANDA-ARAGÓN *et al.* Modeling susceptibility to deforestation of remaining ecosystems in North Central Mexico with logistic regression. *Journal of Forestry Research*, v. 23, n. 3, p. 345–354, 29 mar. 2012.

MITEVA; PATTANAYAK, S. K.; FERRARO, P. J. Evaluation of biodiversity policy instruments: what works and what doesn't? *Oxford Review of Economic Policy*, v. 28, n. 1, p. 69–92, 2012.

MMA. Plano de Ação para Prevenção e Controle do Desmatamento e das Queimadas - Cerrado. Brasília: [s.n.]. p. 1–200

\_\_\_\_. Mapa de Unidades de Conservação - MMA. Disponível em: <mapas.mma.gov.br>. Acesso em: 1 jul. 2013.

MMA; SBF. Biodiversidade brasileira: avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros. Brasília, Distrito Federal, Brazil: MMA/SBF, 2002. p. 404p

MUELLER; MARTHA JÚNIOR, G. B. A agropecuária e o Desenvolvimento Socioeconômico recente do Cerrado. *In*: FALEIRO, F. G.; NETO, A. L. DE F. (Eds.). Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócios e recursos naturais. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. p. 105–169.

MYERS *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, v. 403, p. 853–858, 24 fev. 2000.

NAGENDRA. Do parks work? Impact of protected areas on land cover clearing. *Ambio*, v. 37, n. 5, p. 330–7, jul. 2008.

NAUGHTON-TREVES; HOLLAND, M. B.; BRANDON, K. the Role of Protected Areas in Conserving Biodiversity and Sustaining Local Livelihoods. *Annual Review of Environment and Resources*, v. 30, n. 1, p. 219–252, 21 nov. 2005.

NELSON, A.; CHOMITZ, K. M. Protected Area Effectiveness in Reducing Tropical Deforestation. Washington: The World Bank, 2009. p. 1 – 32

\_\_\_\_. Effectiveness of Strict vs . Multiple Use Protected Areas in Reducing Tropical Forest Fires: a Global Analysis Using Matching Methods. *PloS one*, v. 6, n. 8, p. 1 – 14, 2011.

NELSON, G. C.; HARRIS, V.; STONE, S. W. Deforestation, Land Use, and Property Rights: Empirical evidence from Darién, Panama. *Land Economics*, v. 77, n. 2, p. 187–205, 2013.

NEPSTAD *et al.* Inhibition of Amazon Deforestation and Fire by Parks and Indigenous Lands. *Conservation Biology*, v. 20, n. 1, p. 65–73, 2006.

OLIVEIRA; MARQUIS, R. J. The Cerrados of Brazil. New York: Columbia University Press, 2002. p. 367 pp

ONU. Convention on Biological Diversity., 1992.

PAGLIA *et al.* Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil. Occasional Papers in Conservation Biology Arlington, VA Conservation International, , 2012.

PALMARES. Comunidades Quilombolas do Brasil. Disponível em: <<http://www.palmares.gov.br/quilombola/>>. Acesso em: 3 nov. 2013.

PAUCHARD; VILLARROEL, P. Protected Areas in Chile: History, Current Status, and Challenges. *Natural Areas Journal*, v. 22, n. 4, p. 318–330, 2002.

PELKEY; STONER, C. J.; CARO, T. M. Vegetation in Tanzania: assessing long term trends and effects of protection using satellite imagery. *Biological Conservation*, v. 94, p. 297–309, 2000.

PRADO; MIZIARA, F.; FERREIRA, M. E. Expansão da fronteira agrícola e mudanças no uso do solo na região sul de Goiás: ação antrópica e características naturais no espaço. *Boletim Goiano de Geografia*, v. 32, n. 1, p. 151–165, 2012.

RATTER *et al.* Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation II: comparison of the woody vegetation of 98 areas. *Endiburg Journal of Botany*, v. 53, n. 2, p. 153–180, 1996.

RATTER; BRIDGEWATER, S.; RIBEIRO, J. F. Analysis of the floristic composition of the Brazilian cerrado vegetation III: comparison of the woody vegetation of 376 areas. *Endiburg Journal of Botany*, v. 60, n. 1, p. 57–109, 2003.

RATTER; RIBEIRO, J. F.; BRIDGEWATER, S. The Brazilian Cerrado Vegetation and Threats to its Biodiversity. *Annals of Botany*, v. 80, n. 3, p. 223–230, set. 1997.

REATTO *et al.* Solos do Bioma Cerrado: Aspectos pedológicos. *In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. DE; RIBEIRO, J. F. (Eds.). Cerrado: Ecologia e Flora. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. p. 109–149.*

REDFORD; FEARN, E. (EDS.). *protected areas and human livelihoods. New York: WCS, 2007. p. 196pp*

RESCK *et al.* Manejo do Solo sob um Enfoque Sistêmico. *In: FALEIRO, F. G.; NETO, A. L. DE F. (Eds.). Savanas: desafios e estratégias para o equilíbrio entre sociedade, agronegócios e recursos naturais. [s.l.] Embrapa Informação Tecnológica, 2008. p. 417–473.*

RIBEIRO *et al.* Ocupação do bioma Cerrado e conservação da sua diversidade vegetal. *In: SCARIOT; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Eds.). Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação. [s.l.] MMA, 2005. p. 385–399.*

RIBEIRO; WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma cerrado. *In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. (Eds.). Cerrado: ambiente e flora. Brasília: Embrapa-CPAC, 1998. p. 89–166.*

ROCHA *et al.* Distribuição espacial dos dados de alertas de desmatamentos do bioma Cerrado para o período 2003-2007. *Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto*, p. 2983–2988, 2009.

\_\_\_\_. 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, 2011.

ROSA; LIMA, F. C. T. Os peixes brasileiros ameaçados de extinção. *In: MACHADO, A. B. M.; DRUMMOND, G. M.; PAGLIA, A. P. (Eds.). Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Brasília, DF: MMA, 2008. p. 9–285.*

ROSENBAUM. *Observational Studies. 2nd. ed. New York: [s.n.].*

\_\_\_\_. *Design of Observational Studies. New York: Springer, 2010. p. 382p*

ROSENBAUM; RUBIN, D. B. The Central Role of the Propensity Score in Observational Studies for Causal Effects. *Biometrika*, v. 70, n. 1, p. 41–55, 1983.

\_\_\_\_. Constructing a control group using multivariate matched sampling methods that incorporate the propensity score. *The American Statistician*, v. 39, n. 1, p. 33–38, 1985.

ROY. Some Thoughts on the Distribution of Earnings. *Oxford Economic Papers*, v. 3, n. 2, p. 135–146, 1951.

RUBIN. Estimating causal effects to treatments in randomised and nonrandomised studies. *Journal of Educational Psychology*, v. 66, n. 5, p. 688–701, 1974.

\_\_\_\_. Using Multivariate Matched Sampling and Regression Adjustment to Control Bias in Observational Studies. *Journal of the American Statistical Association*, v. 74, n. 366, p. 318–328, 1979.

SALIM. As políticas econômica e tecnológica para o desenvolvimento agrário nas áreas de cerrados no Brasil: avaliação e perspectivas. *Cadernos de Difusão de Tecnologia*, v. 3, n. 2, p. 297–342, 1986.

SANCHEZ-AZOFEIFA *et al.* Integrity and isolation of Costa Rica's national parks and biological reserves : examining the dynamics of land-cover change. *Biological Conservation*, v. 109, p. 123–135, 2003.

SANO, E. E. *et al.* Mapeamento de Cobertura Vegetal do Bioma Cerrado: estratégias e resultados. Planaltina, Distrito Federal, Brazil: [s.n.]. p. 33p.

\_\_\_\_. Padrões de cobertura de solos do Estado de Goiás. *In: FERREIRA, L. G. (Ed.). A encruzilhada socioambiental: biodiversidade, economia e sustentabilidade no cerrado.* [s.l.] Editora da Universidade Federal de Goiás, 2008. p. 85–100.

\_\_\_\_. Mapeamento do Uso do Solo e Cobertura Vegetal Bioma Cerrado Ano-Base 2002. Brasília: [s.n.]. p. 96

SANO, E. E.; JESUS, E. T. DE; BEZERRA, H. DA S. Uso de um Sistema de Informações Geográficas para Quantificação de Áreas Remanescentes do Cerrado. *Comunicado Técnico - Embrapa Cerrados*, v. 62, p. 1–4, 2001.

SCANLON; BURHENNE-GUILMIN, F. (EDS.). *An International Regime for Protected Areas.* Gland, Switzerland and Cambridge, UK: IUCN, 2004. p. 81pp

SCARAMUZZA *et al.* Áreas Prioritárias Para a Conservação da Biodiversidade em Goiás. *In: UFG (Ed.). A encruzilhada Socioambiental: biodiversidade, economia e sustentabilidade no cerrado.* Goiânia: [s.n.]. p. 13–66.

SCARIOT; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (EDS.). *Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação.* Brasília, DF: MMA, 2005. p. 439

SCHMITT *et al.* Global analysis of the protection status of the world ' s forests. *Biological Conservation*, v. 142, n. 10, p. 2122–2130, 2009.

SCOTT *et al.* NATURE RESERVES : DO THEY CAPTURE THE FULL RANGE OF AMERICA ' S BIOLOGICAL DIVERSITY ? *Ecological Applications*, v. 11, n. 4, p. 999–1007, 2001.

SEGALLA *et al.* Brazilian amphibians - List of species. Disponível em: <[www.sbherpetologia.org.br](http://www.sbherpetologia.org.br)>. Acesso em: 28 out. 2013.

SHIMABUKURO *et al.* Apresentação da metodologia de criação do PRODES digital. São José dos Campos, Brasil, 2003.

SIEG. Sistema Estadual De Geoinformação - SIEG. Disponível em: <<http://www.sieg.go.gov.br/>>. Acesso em: 1 ago. 2013.

SILVA, F. A. M. DA; ASSAD, E. D.; EVANGELISTA, B. A. Caracterização Climática do Bioma Cerrado. *In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. DE; RIBEIRO, J. F. (Eds.). Cerrado: Ecologia e Flora. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. p. 69–88.*

SILVA, J. M. C.; BATES, J. M. Biogeographic Patterns and Conservation in the South American Cerrado: A Tropical Savanna Hotspot. *BioScience*, v. 52, n. 3, p. 225–234, 2013.

SILVA, J. M. C. DA; SANTOS, M. P. D. A importância relativa dos processos biogeográficos na formação da avifauna do Cerrado e de outros biomas brasileiros. *In: SCARIOT; SOUSA-SILVA, J. C.; FELFILI, J. M. (Eds.). Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação. Brasília, DF: MMA, 2005. p. 218–233.*

SOARES-FILHO *et al.* Modelling conservation in the Amazon basin. *Nature*, v. 440, n. 7083, p. 520–3, 23 mar. 2006.

STUART. Matching methods for causal inference: A review and a look forward. *Statistical science a review journal of the Institute of Mathematical Statistics*, v. 25, n. 1, p. 1–21, 1 fev. 2010.

UNEP. The Use of Economic Instruments in Environmental Policy: Opportunities and Challenges. [s.l.] UNEP/ETB, 2004. p. 121pp

WALTER. Fitofisionomias do bioma Cerrado: síntese terminológica e relações florísticas. [s.l.] Universidade de Brasília, 2006.

WALTER; CARVALHO, A. M. DE; RIBEIRO, J. F. O Conceito de Savana e de seu Componente Cerrado. *In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. DE; RIBEIRO, J. F. (Eds.). Cerrado: Ecologia e Flora. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008. p. 19–45.*

WANG *et al.* Effectiveness of Nature Reserve System for Conserving Tropical Forests: A Statistical Evaluation of Hainan Island, China. *Plos One*, v. 8, n. 2, p. 1–6, 2013.

WU. Slipage Effects of the Conservation Reserve Program. *American Journal of Agricultural Economics*, v. 82, n. 4, p. 979–992, 2000.

\_\_\_\_\_. Slipage Effects of the Conservation Reserve Program: Reply. *American Journal of Agricultural Economics*, v. 87, n. 1, p. 251–254, 2005.

WUNDER. How do we deal with leakage? *In*: ANGELSEN (Ed.). *Moving Ahead with REDD: Issues, Options and Implications*. Bongor, Indonesia.: CIFOR, 2008. p. 65–75.

YANAI *et al.* Avoided deforestation in Brazilian Amazonia: Simulating the effect of the Juma Sustainable Development Reserve. *Forest Ecology and Management*, v. 282, p. 78–91, out. 2012.

YOSHII; CAMARGO, A. J. A. DE; ORIOLI, Á. L. (EDS.). *Monitoramento Ambiental nos Projetos Agrícolas do PROCEDER*. Planaltina, DF: Embrapa Cerrados, 2000. p. 162p.

## APÊNDICE