

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
CENTRO ESTADUAL DE PESQUISAS EM SENSORIAMENTO REMOTO E METEOROLOGIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SENSORIAMENTO REMOTO

BRUNA BATISTA KAPPES

**INTEGRAÇÃO DE MODELAGEM ESPACIAL E SENSORIAMENTO REMOTO
COMO MÉTODO DE AVALIAÇÃO PARA A LISTA VERMELHA DE
ECOSSISTEMAS: CAMPO COM BARBA-DE-BODE, RIO GRANDE DO SUL,
BRASIL**

PORTO ALEGRE

2023

BRUNA BATISTA KAPPES

**INTEGRAÇÃO DE MODELAGEM ESPACIAL E SENSORIAMENTO REMOTO
COMO MÉTODO DE AVALIAÇÃO PARA A LISTA VERMELHA DE
ECOSSISTEMAS: CAMPO COM BARBA-DE-BODE, RIO GRANDE DO SUL,
BRASIL**

Dissertação de mestrado apresentada
ao Programa de Pós-Graduação em
Sensoriamento Remoto como requisito parcial
para a obtenção do título de mestre em
Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento.

Orientadora: Profa. Dra. Tatiana Mora Kuplich

Coorientadora: Profa. Dra. Tatiana Silva da Silva

PORTO ALEGRE

2023

CIP - Catalogação na Publicação

Batista Kappes, Bruna
Integração de Modelagem Espacial e Sensoriamento Remoto como Método de Avaliação para a Lista Vermelha de Ecossistemas: Campo com Barba-de-Bode, Rio Grande do Sul, Brasil / Bruna Batista Kappes. -- 2023.
90 f.
Orientadora: Tatiana Mora Kuplich.

Coorientadora: Tatiana Silva da Silva.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Centro Estadual de Pesquisas em Sensoriamento Remoto e Meteorologia, Programa de Pós-Graduação em Sensoriamento Remoto, Porto Alegre, BR-RS, 2023.

1. Bioma Pampa. 2. Avaliação ecossistêmica. 3. Status de ameaça. 4. Autômatos celulares. 5. Estimativa de carbono. I. Mora Kuplich, Tatiana, orient. II. Silva da Silva, Tatiana, coorient. III. Título.

AGRADECIMENTOS

À todas as mulheres que, antes de mim, lutaram e morreram para que suas descendentes pudessem ocupar o lugar que ocupo hoje;

aos meus pais, que abdicaram de tanto para me proporcionar uma vida confortável e educação de qualidade, as quais eles não tiveram acesso;

à minha orientadora e coorientadora, que abraçaram essa ideia junto comigo e foram luz em tantos momentos difíceis, ainda que a distância;

aos meus amigos, que tornaram o mestrado em meio a uma pandemia menos enlouquecedor – se é que isso foi possível;

e a cada um que cruzou meu caminho e deixou marcas que fizeram quem eu sou;

Os meus sinceros e mais profundos agradecimentos.

RESUMO

Cerca de 45,8% das áreas campestres existentes no mundo foram, em algum momento, submetidas a processos de degradação, fragmentação ou conversão da sua vegetação nativa. A falta de uma metodologia padronizada e de critérios universais faz com que a comparação do estado de conservação entre distintos ecossistemas não seja possível. Para superar esse obstáculo, em 2013 a União Internacional para a Conservação da Natureza (IUCN) publicou a Lista Vermelha de Ecossistemas (RLE), que dá diretrizes para o diagnóstico de ameaça segundo 5 critérios replicáveis a todos os tipos de ecossistemas. Desse modo, considerando a extensão dos ecossistemas campestres das Savanas Uruguaias, a escassez de dados ópticos prévios ao ano de 1972 e de sítios de medição de variáveis abióticas, o objetivo geral deste estudo foi avaliar o uso de dados de sensoriamento remoto integrados a técnicas de modelagem espacial como método de avaliação para RLE, mais especificamente no Campo com Barba-de-Bode do Bioma Pampa. Os critérios A e B – Redução na Distribuição Geográfica e Distribuição Geográfica Restrita – foram avaliados a partir do Land Change Modeler para TerrSet®, utilizando-se dados do projeto MapBiomias em conjunto com 9 variáveis condicionantes relacionadas a conversão agropecuária na região e teve como resultado mapas de uso e cobertura da terra (LULC) para o ano de 1970. A avaliação de Degradação Ambiental (Critério C) foi conduzida no módulo Carbon para o software InVEST considerando o declínio no armazenamento de carbono decorrente das alterações no LULC identificadas no critério A. O critério D (Ruptura de interações e processos bióticos) foi omitido do diagnóstico em virtude da escassez de registros bióticos para o período de referência. Por fim, o critério E, probabilidade de colapso do ecossistema, foi parcialmente avaliado no software Dinamica EGO com a geração de cenários futuros de LULC para os anos de 2070 e 2120 considerando as tendências de transição ocorridas nos últimos 35 anos. Nosso diagnóstico enquadra o CBB como Vulnerável/Em perigo segundo o critério A1, Em Perigo (EN) segundo o critério A2, Vulnerável segundo os critérios B1 e C1, Pouco Preocupante (LC) segundo o critério B2 e Dados Insuficientes (DD) no critério E. Estudos futuros devem ser conduzidos de modo a avaliar os demais sistemas ecológicos das Savanas Uruguaias, para que iniciativas de conservação tenham como respaldo a comparação do risco ao qual as áreas estão submetidas e, desse modo, priorizem esforços nas mais vulneráveis ao colapso.

Palavras-chave: Bioma Pampa, Diagnóstico Ecossistêmico, Estado de conservação.

ABSTRACT

About 45.8% of the world's existing grasslands have at some point been subjected to processes of degradation, fragmentation, or conversion of their native vegetation. The lack of a standardized methodology and universal criteria makes comparison of conservation status between different ecosystems not possible. To overcome this barrier, in 2013 the International Union for Conservation of Nature (IUCN) published the Red List of Ecosystems (RLE), which gives guidelines for threat assessment according to 5 criteria replicable to all types of ecosystems. Thus, considering the extent of the grassland ecosystems of the Uruguayan Savannas, the lack of optical data prior to 1972 and sites of abiotic variables measurement, the overall objective of this study was to evaluate the use of remote sensing data integrated with spatial modeling techniques as an evaluation method for RLE, more specifically in the Campo com Barba-de-Bode (*Aristida spp.* grasslands) in the Pampa Biome. Criteria A and B - Reduced Geographical Distribution and Restricted Geographical Distribution - were evaluated using the Land Change Modeler for TerrSet®, using data from the MapBiomass project in conjunction with 9 forcing variables related to agricultural conversion in the region and resulted in land use and land cover (LULC) maps for the year 1970. The Environmental Degradation assessment (Criterion C) was conducted in the Carbon module for the InVEST software considering the decline in carbon storage resulting from the changes in LULC identified in Criterion A. Criterion D (Disruption of biotic interactions and processes) was omitted from the diagnostic due to the scarcity of biotic records for the reference period. Finally, criterion E, probability of ecosystem collapse, was partially evaluated in Dinamica EGO software with the generation of future LULC scenarios for the years 2070 and 2120 considering the transition trends that occurred in the last 35 years (1985-2020). Our diagnosis classifies the CBB as Vulnerable/Endangered under criterion A1, Endangered under criterion A2, Vulnerable under criteria B1 and C1, Least Concern under criterion B2, and Data Deficient under criterion E. Future studies should be conducted to assess the remaining ecological systems of the Uruguayan Savannas, so that conservation initiatives can be supported by a risk comparison to which the areas are subjected and thus prioritize efforts in those most vulnerable to collapse

Key-words: Pampa Biome, Ecosystem assessment, Conservation status.

Sumário

1	INTRODUÇÃO.....	10
2	DESENVOLVIMENTO.....	13
2.1	Referencial teórico.....	13
2.1.1	Ecorregião das Savanas Uruguaias / Bioma Pampa.....	13
2.1.2	Lista Vermelha de Ecossistemas.....	14
2.1.2.1	Critério A: Redução na distribuição geográfica.....	15
2.1.2.2	Critério B: Distribuição geográfica restrita.....	16
2.1.2.3	Critério C: Degradação ambiental.....	17
2.1.2.4	Critério D: Ruptura de interações e processos bióticos.....	18
2.1.2.5	Critério E: Probabilidade de colapso do ecossistema.....	19
2.2	Materiais e métodos.....	20
2.2.1	Área de estudo.....	20
2.2.2	Critérios A e B – Análise de mudança e determinação do LULC passado 23	
2.2.2.1	Multi-Layer Perceptron (MLP).....	25
2.2.2.2	Similarity Weighted (SimWeight).....	26
2.2.3	Critério C – Estimativa de alterações nos estoques de carbono.....	27
2.2.4	Critério D – Ruptura de interações e processos bióticos.....	29
2.2.5	Critério E – Previsão de cenários futuros.....	29
2.3	Resultados e discussão.....	33
2.3.1	Redução na distribuição geográfica e distribuição geográfica restrita – LCM 33	
2.3.2	Degradação ambiental – Estoques de carbono.....	42
2.3.2.1	Carbono na biomassa acima do solo.....	43
2.3.2.2	Carbono na biomassa abaixo do solo.....	46
2.3.2.3	Carbono no solo (0-30cm).....	48
2.3.2.4	Carbono total.....	50
2.3.3	Probabilidade de colapso do ecossistema – previsão de cenários futuros de LULC.....	55
3	CONCLUSÃO.....	64
	FINANCIAMENTO.....	67
	REFERÊNCIAS.....	68
	Anexo A – Tabela com as classes de uso/solo utilizadas no critério C.....	77
	Anexo B – Tabela de estoques de carbono utilizadas no critério C.....	80

Anexo C – Taxas de transição campo-agropecuária entre os anos de 1985 e 2019 para os municípios que compõem a área de estudo. Fonte: MapBiomias, coleção 6 modificado.	84
Anexo D – Coeficientes de Cramer V para as variáveis estáticas utilizadas no critério E	87

Lista de figuras

Figura 1 – Sistemas ecológicos das Savanas Uruguaias. Fonte: HASENACK et al., 2023.	14
Figura 2 – Status de ameaça propostos na RLE. Fonte: IUCN (2016), adaptado.	16
Figura 3 – Mapa de localização da área de estudo.....	21
Figura 4 – Fluxograma de etapas e dados necessários para avaliação dos critérios A e B.....	24
Figura 5 – Fluxograma de etapas e dados necessários para a avaliação do critério C.	28
Figura 6 – Fluxograma das etapas realizadas para a avaliação do critério E	31
Figura 7 – Mapas de uso e cobertura da terra para os anos de 1985 e 2020	34
Figura 8 – Distâncias lineares testadas como variáveis condicionantes para os modelos MLP e SimWeight. Fonte: MapBiomias, coleção 6 modificado; Open Street Map.	36
Figura 9 – Elevação e declividade testadas como variáveis condicionantes para os modelos MLP e SimWeight.	37
Figura 10 – LULC modelado para o ano de 1970.	41
Figura 11 – AOO e EOO calculadas para o CBB, considerando os remanescentes com área superior a 1 km ² (KEITH et al., 2013).	42
Figura 12 – Mapa de solos para a área de estudo. Fonte: IBGE (2018)	43
Figura 13 – Estoque de carbono estimado na biomassa acima do solo.	45
Figura 14 – Estoque de carbono estimado na biomassa abaixo do solo.	47
Figura 15 – Estoque de carbono estimado no solo.	49
Figura 16 – Estoque total de carbono estimado para os anos 1970 e 2020.	51
Figura 17 – Diferença nos estoques de carbono estimado entre 1970-2020	53
Figura 18 – Remanescentes de campos nativos entre 1985-2020. Fonte: MapBiomias, coleção 6 modificado.	57
Figura 19 – Mapa real e modelado para o ano de 2020.....	58
Figura 20 – Valores obtidos para acurácia através da ferramenta Validate para TerrSet	59
Figura 21 – Mapas de uso e cobertura da terra para os anos de 2070 e 2120	60
Figura 22 - Quantitativo de área para as classes de LULC ao longo do tempo.	61
*Segundo os mapas modelados nos critérios A e E.....	61

Lista de tabelas

Tabela 1 – Definição dos subcritérios aplicáveis à redução na distribuição geográfica (BLAND et al., 2017a). *O ano 1750 é definido por representar o início da exploração de ecossistemas em escala industrial.	16
Tabela 2 – Definição dos subcritérios aplicáveis à distribuição geográfica restrita (BLAND et al., 2017a)	17
Tabela 3 – Definição dos subcritérios aplicáveis à degradação ambiental (BLAND et al., 2017a)	18
Tabela 4 – Subcritérios aplicáveis à ruptura de interações e processos bióticos (BLAND et al., 2017a)	18
Tabela 5 – Limiares estabelecidos para avaliação da probabilidade de colapso (BLAND et al., 2017a)	19
Tabela 6 – Localização dos ecossistemas e valores de conversão das formações campestres entre 1985-2020. Fonte: MapBiomas Coleção 6, adaptado.....	20
Tabela 7 – Dados de LULC na área de estudo, segundo MapBiomas, coleção 6. Pontos representam a divisão de milhar.	33
Tabela 8 – Coeficientes de Cramer V obtidos para as variáveis condicionantes. Valores significativos (acima de 0,15) estão apresentados em negrito.	37
Tabela 9 – Matriz de contingência para o mapa modelado através do método MLP	38
Tabela 10 – Pesos obtidos para cada variável condicionante no SimWeight	39
Tabela 11 – Matriz de contingência para o mapa modelado através do método SimWeight.....	39
Tabela 12 – Diferença de áreas entre 1970 e 2020 para as classes de LULC	40
Tabela 13 – Siglas e quantitativo de áreas para cada classe de solo. Fonte: IBGE, 2018.	42
Tabela 14 – Valores aproximados de estoque de carbono por classe de LULC. Unidades em t x 1000 correspondentes ao cálculo pixel-a-pixel.....	52
Tabela 15 – Métricas calculadas para avaliação do critério C. Valores em t x 1000.	53
Tabela 16 – Métricas de caracterização das manchas presentes na paisagem	56

1 INTRODUÇÃO

Os campos são uma das maiores coberturas vegetais do planeta (aproximadamente 32%) e, depois das florestas, representam o segundo maior reservatório de carbono orgânico da Terra (ALI *et al.*, 2016; ANDERSON, 1991; DERNER; SCHUMAN, 2007; LATHAM *et al.*, 2014). Desse total, cerca de 45.8% das áreas campestres foram, em algum momento, submetidos a processos de degradação, fragmentação ou conversão da sua vegetação nativa (GIBSON, 2009).

A conversão da vegetação campestre nativa em outros usos ou coberturas da terra determina novas condições ecológicas que ocasionam a redução da biodiversidade local e dos serviços ecossistêmicos prestados pelos campos. Somente na porção nas Savanas Uruguaias (localmente denominadas como Bioma Pampa) localizada no Rio Grande do Sul, estima-se que existam 77 espécies da fauna (ICMBIO, 2018) e 98 espécies da flora (MMA, 2014) ameaçadas de extinção, que dependem dos ecossistemas campestres para sobreviver. Isso faz com que a conversão e degradação de regiões campestres sejam as principais ameaças aos campos do sul do Brasil, bem como às espécies que os compõem (BALDI; GUERSCHMAN; PARUELO, 2006; BALDI; PARUELO, 2008).

Desse modo, o mapeamento e monitoramento das conversões, principalmente de cunho antrópico, a que esses ecossistemas estão submetidos se fazem necessários para que políticas públicas de conservação do meio ambiente obtenham sucesso na priorização das áreas mais afetadas ao longo do tempo. Destaca-se, para esse fim, o uso do sensoriamento remoto como fonte de dados para a identificação e descrição do uso e cobertura da terra (*Land Use and Land Cover – LULC*) em um determinado período ou ao longo do tempo (GÓMEZ; WHITE; WULDER, 2016; PARUELO; JOBBÁGY; SALA, 2001).

Apesar das iniciativas oficiais de mapeamento das áreas campestres brasileiras (e.g. RADAMBRASIL e PROBIO) e da situação avançada de degradação dos campos do Bioma Pampa, não existem avaliações que permitam a comparação dos estados de conservação entre ecossistemas campestres distintos, seja por utilizarem metodologias não padronizadas ou por não avaliarem os mesmos indicadores (ANDRADE, B. O. *et al.*, 2015; DINERSTEIN *et al.*, 1995; DUARTE; RIBEIRO; PAGLIA, 2016). Além disso, a simples análise de LULC não fornece uma abordagem ecossistêmica que seja integrada a fatores bióticos e abióticos impactados pelas

respectivas mudanças. A carência desse tipo de informação e de uma avaliação integrada e universal pode fazer com que a tomada de decisão e a priorização dos sistemas ecológicos mais vulneráveis não seja adequada para o propósito de sua conservação.

Para superar esse obstáculo, em 2013 a União Internacional para a Conservação da Natureza (*International Union for Conservation of Nature – IUCN*) publicou um modelo único para a avaliação do estado de conservação de ecossistemas. Denominado Lista Vermelha de Ecossistemas (*Red List of Ecosystems – RLE*) e, tal qual a Lista Vermelha de Espécies, apresenta uma série de critérios a serem avaliados para a efetiva classificação dos ecossistemas em níveis padronizados de risco de colapso, segundo seu estado de conservação (BLAND *et al.*, 2017a; IUCN, 2016; KEITH *et al.*, 2013). Até o momento, cerca de 237 ecossistemas foram avaliados e têm suas informações disponíveis junto ao site da IUCN (www.assessments.iucnrle.org). Apesar disso, é baixo o número de diagnósticos que contemplaram em seu escopo uma avaliação completa – apenas 4 tiveram todos critérios propostos considerados (BLAND *et al.*, 2017b; BURNS *et al.*, 2015a; FERRER-PARIS *et al.*, 2019; KEITH *et al.*, 2013). Ademais, dos 3 ecossistemas campestres que dispõe de uma avaliação, nenhum está completo.

Frente a esses fatos, o objetivo geral deste estudo foi avaliar o uso de dados de sensoriamento remoto integrados a técnicas de modelagem espacial como método de avaliação do estado de conservação de ecossistemas, a partir da RLE da IUCN, mais especificamente no Campo com Barba-de-Bode do Bioma Pampa. Particularmente em relação aos critérios da RLE, foram determinados como objetivos específicos:

a) Considerando a escassez de dados ópticos históricos prévios ao ano de 1972 (e.g. Landsat 1), determinar o LULC para o ano de 1970 a fim de quantificar a redução na distribuição geográfica de ecossistemas campestres nativos em um período de 50 anos (1970-2020);

b) Considerando a extensão dos ecossistemas campestres das Savanas Uruguaias e a escassez de estações de medição de variáveis abióticas (e.g. torres meteorológicas e de fluxo), estimar, a diferença nas estimativas de sequestro e armazenamento de carbono como indicativos abióticos de degradação ambiental, decorrentes da alteração no LULC;

c) Por fim, buscou-se determinar futuras transições que possam ocorrer em um período de 50 e 100 anos no futuro, considerando pressões antrópicas e as taxas de conversão históricas de avanço das áreas agrícolas sobre os campos nativos remanescentes, para determinar o LULC nos anos de 2070 e 2120.

2 DESENVOLVIMENTO

2.1 Referencial teórico

O conhecimento sobre a dinâmica do LULC é parte integrante do desenvolvimento de políticas de controle da degradação de ambientes naturais, como por exemplo o Programa de Monitoramento Ambiental dos Biomas Brasileiros (PMABB), seguindo a Portaria nº 365 de 27 de novembro de 2015 do Ministério do Meio Ambiente (MMA). Além desse, os mapeamentos oficiais da vegetação que contemplam as áreas campestres do estado do Rio Grande do Sul (RS), são o RADAM BRASIL (1986) e a iniciativa PROBIO do MMA, sendo utilizados como suporte ao mapeamento dos remanescentes dos biomas brasileiros (Cordeiro & Hasenack in VALÉRIO DE PATTA PILLAR *et al.*, 2009).

Os campos são importantes ecossistemas, tanto para a fauna silvestre quanto para os animais domésticos destinados a pecuária, auxiliando na manutenção da biodiversidade local e na ciclagem de elementos químicos (GIBSON, 2009; JONES, 2010; SCURLOCK; HALL, 1998). Sua conversão para monoculturas agrícolas e florestais faz com que a paisagem seja alterada substancialmente, uma vez que ocorre a diminuição da biodiversidade vegetal, a aplicação de insumos e defensivos em ampla escala e a introdução de espécies exóticas visando o aumento de produtividade e a provisão de sombra aos animais (ALDABE *et al.*, 2019).

2.1.1 Ecorregião das Savanas Uruguaias / Bioma Pampa

Os campos do Río de La Plata são uma das mais extensas formações campestres do mundo (750.000km²) (MIÑARRO, 2004). Essa área é subdividida em duas ecorregiões denominadas de Pampas Argentinos e Savanas Uruguaias, sendo essa última conhecida localmente como Bioma Pampa (FIGUEIRÓ; SELL, 2020). O estado do Rio Grande do Sul concentra aproximadamente 75% da vegetação campestre do Brasil, a maior parte pertencente ao Bioma Pampa, mas também ocorrendo nos Campos de Cima da Serra do bioma Mata Atlântica (OVERBECK *et al.*, 2007).

Em conjunto com a *The Nature Conservancy*, o Departamento de Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul realizou, no ano de 2010, o mapeamento preliminar dos sistemas ecológicos da ecorregião das Savanas Uruguaias, que foi atualizado recentemente (HASENACK, H. *et al.*, 2010; HASENACK, H. H. *et al.*, 2023).

A partir de dados de altitude, declividade, composição do solo, vegetação e uso da terra e baseando-se na descrição das fitofisionomias presentes na literatura, foram delimitados 13 sistemas ecológicos que, por suas características intrínsecas, favorecem a ocorrência de distintos usos antrópicos e atividades econômicas (Figura 1).

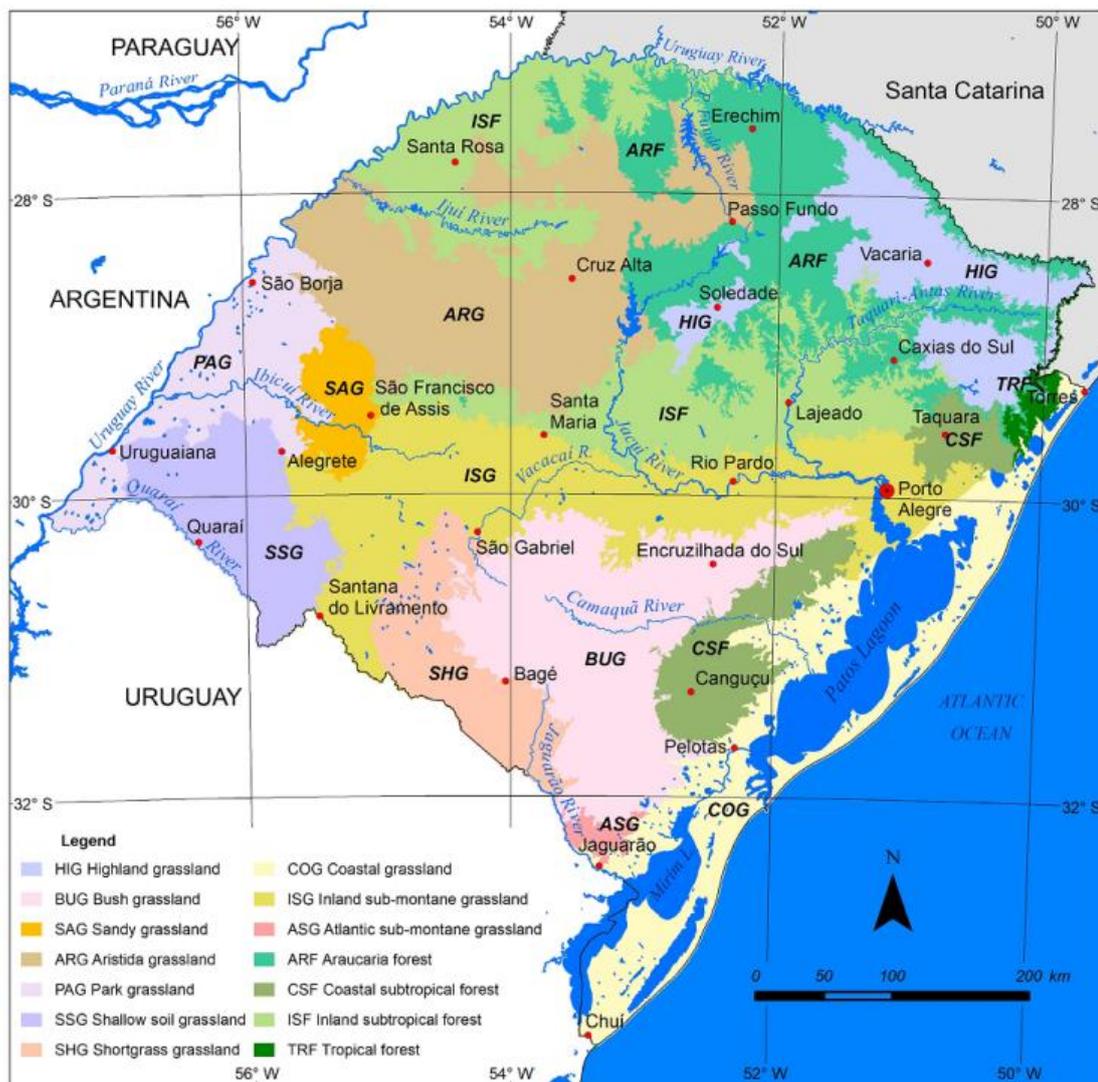


Figura 1 – Sistemas ecológicos das Savanas Uruguaias. Fonte: HASENACK et al., 2023.

2.1.2 Lista Vermelha de Ecossistemas

Um ecossistema é definido na ecologia clássica como um conjunto de comunidades – formado por populações de diferentes espécies – que vivem dentro de uma mesma localidade geográfica e interagem entre si. Essa definição considera que um ecossistema é a unidade fundamental da organização ecológica, sendo composto por elementos bióticos e abióticos, bem como pelas interações que ocorrem entre os organismos e com seu meio (RICKLEFS, 2010).

Apesar da existência da mundialmente conhecida Lista Vermelha de Espécies, a definição do termo ecossistema traz uma problemática não abordada por essa ferramenta: a necessidade de avaliar-se o risco de colapso em outros níveis de organização biológica, de modo a integrar não somente as espécies que compõem o meio, mas também as interações que ocorrem entre si e com o espaço físico (KEITH *et al.*, 2013). A partir disso, durante o final dos anos 1990 e início dos anos 2000 diferentes abordagens surgiram para tentar preencher essa lacuna (DINERSTEIN *et al.*, 1995; GARCÍA-MORA; GALLEGO-FERNÁNDEZ; GARCÍA-NOVO, 2000; JAMESON *et al.*, 1998; NOSS, R. F.; LAROE; SCOTT, 1995; NOSS, Reed F. *et al.*, 2002).

Os diversos trabalhos conduzidos de modo independente contribuíram para o conhecimento acerca dos ambientes investigados, porém resultaram em classificações baseadas em critérios não replicáveis nos diferentes tipos de ecossistemas – marinhos, terrestres, subterrâneos – e não comparáveis com outros estudos (NICHOLSON *et al.*, 2015). Frente a esses fatores, no ano de 2008 a IUCN iniciou o processo de análise e desenvolvimento de critérios, visando a consolidação de uma diretriz para a avaliação do estado de ameaça de ecossistemas, criando como resultado a RLE.

Passando a ser oficialmente publicada no ano de 2013, a RLE introduz à avaliação do estado de conservação dos ecossistemas um conjunto de oito categorias ou status de ameaça pré-definidas, conforme Figura 2. A designação do status é determinada a partir de cinco critérios de avaliação, aplicáveis a todos os tipos de ecossistemas (IUCN, 2016), descritos a seguir:

2.1.2.1 Critério A: Redução na distribuição geográfica

A distribuição geográfica é uma métrica diretamente ligada à biodiversidade presente no ecossistema, uma vez que existe uma relação positiva entre a área disponível e o número de espécies presentes no ambiente (KEITH *et al.*, 2013). Atualmente, mapas de LULC provenientes de dados de sensoriamento remoto são a principal fonte de avaliação para esse critério. Para tanto, presume-se que os dados a serem utilizados sejam comparáveis em diferentes períodos de tempo, suficientemente acurados e com uma resolução espacial adequada para o tipo de ecossistema que está sendo avaliado.

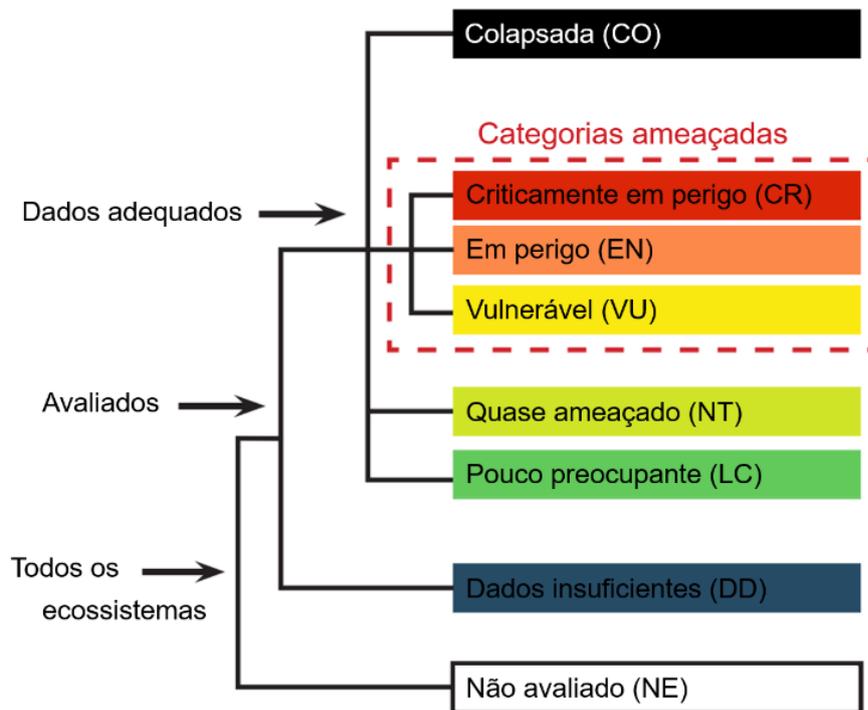


Figura 2 – Status de ameaça propostos na RLE. Fonte: IUCN (2016), adaptado.

Um ecossistema é avaliado no critério A segundo quatro subcritérios, no que tange à redução na distribuição geográfica ao longo de distintos períodos de tempo, conforme mostra a Tabela 1. Tipicamente, tanto para o passado quanto para o futuro se faz necessário o uso de métodos de interpolação, extrapolação ou previsão que devem considerar a natureza ou padrão de mudança de LULC no local em questão.

Tabela 1 – Definição dos subcritérios aplicáveis à redução na distribuição geográfica (BLAND *et al.*, 2017a). *O ano 1750 é definido por representar o início da exploração de ecossistemas em escala industrial.

Subcritério	Período de tempo	CR	EN	VU
A1	Passado (últimos 50 anos)	≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%
A2a	Futuro (próximos 50 anos)	≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%
A2b	Qualquer período de 50 anos (passado, presente ou futuro)	≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%
A3	Histórico (desde aproximadamente 1750*)	≥ 90%	≥ 70%	≥ 50%

2.1.2.2 Critério B: Distribuição geográfica restrita

O tamanho da distribuição geográfica de um ecossistema é determinante para avaliar seu risco de colapso. Em geral, ecossistemas amplamente distribuídos têm menor chance de serem extintos por eventos estocásticos ou ameaças espacialmente explícitas (KEITH *et al.*, 2013). O principal objetivo do critério B é determinar quais ecossistemas possuem uma distribuição tão restrita que um único ou poucos eventos aleatórios possam ocasionar seu colapso. Os valores de referência para a avaliação estão descritos na Tabela 2.

Tabela 2 – Definição dos subcritérios aplicáveis à distribuição geográfica restrita (BLAND *et al.*, 2017a)

Subcritério	Medida da distribuição geográfica	CR	EN	VU
B1	Extensão de um polígono convexo mínimo (km ²), incluindo todas as ocorrências (EOO): E ao menos uma das que seguem (a-c): a. declínio contínuo observado ou inferido em: Qualquer: i. Medida de extensão espacial adequada ao ecossistema; ou ii. Medida de qualidade ambiental apropriada para as características da biota do ecossistema; ou iii. Medida de interrupção das interações bióticas apropriadas à biota característica do ecossistema.	≤ 2.000 km ²	≤ 20.000 km ²	≤ 50.000 km ²
	b. Ameaças observadas ou inferidas que provavelmente causem declínios contínuos na distribuição geográfica, qualidade ambiental ou interações bióticas nos próximos 20 anos.			
	c. O ecossistema existe em:	1 local	≤ 5 locais	≤ 10 locais
B2	O número de células de 10km x 10km ocupadas pelo ecossistema são (AOO): E ao menos uma das a-c mencionadas no item B1	≤ 2	≤ 20	≤ 50
B3	Número muito pequeno de locais (normalmente menos do que 5) E propenso aos efeitos de atividades humanas ou eventos estocásticos dentro de um período de tempo muito curto em um futuro incerto e, portanto, capaz de colapsar ou tornar-se CR			VU

A extensão de ocorrência (EOO) avalia a propagação de ameaças em uma área contínua, que abrange todas as áreas por meio de um polígono convexo mínimo. Já a área de ocupação (AOO) está relacionada a propagação de ameaças entre os fragmentos, por meio da contagem de células de 10 x 10km ocupadas pelo ecossistema.

2.1.2.3 Critério C: Degradação ambiental

Esse critério considera a degradação do meio abiótico, visto que a deterioração de atributos físicos do meio altera processos ecológicos, a capacidade de suporte, e até mesmo a distribuição do ecossistema no espaço. Para tanto, se mostra necessária a avaliação de variáveis abióticas que caracterizem adequadamente o ecossistema (i.e. densidade e compactação do solo, carreamento de sedimentos, precipitação, temperatura, evapotranspiração) e apresentem relação entre o processo de degradação ambiental e a perda da biota nativa (KEITH *et al.*, 2013). A avaliação do ecossistema quanto a esse critério se dá segundo valores apresentados na Tabela 3.

Tabela 3 – Definição dos subcritérios aplicáveis à degradação ambiental (BLAND *et al.*, 2017a)

Subcritério	Período de tempo	Extensão	Severidade relativa		
			≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%
C1	Os últimos 50 anos, com base na mudança em uma variável abiótica afetando uma fração da extensão do ecossistema e com severidade relativa, conforme indicado pela tabela ao lado:	≥ 80%	CR	EN	VU
		≥ 50%	EN	VU	
		≥ 30%	VU		
C2	C2a. Os próximos 50 anos, com base na mudança em uma variável abiótica afetando uma fração da extensão do ecossistema e com severidade relativa, conforme indicado pela tabela ao lado; OU C2b. Qualquer período de 50 anos, (passado, presente ou futuro) com base na mudança em uma variável abiótica que afeta uma fração da extensão do ecossistema e com gravidade relativa, conforme ao lado:	Extensão	≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%
		≥ 80%	CR	EN	VU
		≥ 50%	EN	VU	
		≥ 30%	VU		
C3	Desde 1750 com base na mudança de uma variável abiótica que afeta uma fração da extensão do ecossistema e com severidade relativa, conforme indicado pela tabela a seguir	Extensão	≥ 90%	≥ 70%	≥ 50%
		≥ 80%	CR	EN	VU
		≥ 50%	EN	VU	
		≥ 30%	VU		

2.1.2.4 Critério D: Ruptura de interações e processos bióticos

Esse critério considera que a manutenção da biodiversidade depende diretamente dos processos e interações que ocorrem entre a biota. Alterações na biodiversidade local levam a mudanças no provimento de processos ecossistêmicos (i.e. produção de biomassa, decomposição da matéria orgânica, ciclagem de elementos) além de ocasionar a desestruturação de interações interespecíficas – mutualismo, simbiose, predação, parasitismo – e intraespecíficas – competição, cooperação (BEGON; COLIN; HARPER, 2007; CARDINALE *et al.*, 2007). Os valores para avaliação do item D podem ser visualizados na Tabela 4.

Tabela 4 – Subcritérios aplicáveis à ruptura de interações e processos bióticos (BLAND *et al.*, 2017a)

Subcritério	Período de tempo	Severidade relativa			
		Extensão	≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%
D1	Os últimos 50 anos, com base na mudança em uma variável biótica afetando uma fração da extensão do ecossistema e com severidade relativa, conforme indicado pela tabela ao lado:	≥ 80%	CR	EN	VU
		≥ 50%	EN	VU	
		≥ 30%	VU		

Subcritério	Período de tempo	Severidade relativa			
		Extensão	≥ 80%	≥ 50%	≥ 30%
D2	D2a. Os próximos 50 anos, com base na mudança em uma variável biótica afetando uma fração da extensão do ecossistema e com severidade relativa, conforme indicado pela tabela ao lado; OU D2b. Qualquer período de 50 anos, (passado, presente ou futuro) com base na mudança em uma variável biótica que afeta uma fração da extensão do ecossistema e com gravidade relativa, conforme indicado pela tabela ao lado:	≥ 80%	CR	EN	VU
		≥ 50%	EN	VU	
		≥ 30%	VU		
D3	Desde 1750 com base na mudança de uma variável biótica que afeta uma fração da extensão do ecossistema e com severidade relativa, conforme indicado pela tabela a seguir	Extensão	≥ 90%	≥ 70%	≥ 50%
		≥ 80%	CR	EN	VU
		≥ 50%	EN	VU	
		≥ 30%	VU		

2.1.2.5 Critério E: Probabilidade de colapso do ecossistema

Esse critério determina o nível de risco do ecossistema definindo a probabilidade de colapso e o período de tempo especificado para os tipos de ecossistemas Criticamente Ameaçados (CR), Ameaçados (EN) e Vulneráveis (VU). A avaliação se dá a partir da projeção de cenários futuros considerando-se diferentes tipos e níveis de ameaça que podem acometer e causar declínio aos ecossistemas. É requisito que a projeção resultante contenha valores para variáveis do ecossistema que possuam um limite de colapso pré-definido e que englobe um período de 50-100 anos (BLAND *et al.*, 2017a). Os limites para avaliação estabelecidos pela IUCN podem ser visualizados na Tabela 5.

Tabela 5 – Limiares estabelecidos para avaliação da probabilidade de colapso (BLAND *et al.*, 2017a)

Status	Probabilidade de colapso
CR	≥ 50% dentro de 50 anos
EN	≥ 20% dentro de 50 anos
VU	≥ 10% dentro de 100 anos

Dentre os 5 critérios da RLE, esse é o que se mostra mais desafiador de se avaliar, uma vez que demanda o desenvolvimento de simulações estocásticas que integrem múltiplos fatores de ameaça que, por sua vez, são singulares para cada tipo de ecossistema. Isso faz com que, do total de avaliações conduzidas, apenas 3 tenham em seu escopo o critério E incluído.

2.2 Materiais e métodos

2.2.1 Área de estudo

A determinação do sistema ecológico a ser avaliado foi realizada considerando-se a extensão de área localizada em solo brasileiro – devido à disponibilidade de dados nacionais, além da perda de área proporcional (perda/área no Brasil) resultante da análise da conversão de cobertura campestre entre 1985 e 2019, de acordo com dados provenientes do projeto MapBiomas. Desse modo, ao constatar que a classe de formação campestre do ecossistema Campo Misto Cristalino apresentou perda proporcional de 42,78% (Tabela 6), mas apenas 7,6% de sua extensão localiza-se dentro dos limites territoriais brasileiro, optou-se por utilizar o Campo com Barba-de-Bode (CBB), que teve conversão de 19,29% e se situa inteiramente no Pampa brasileiro.

Tabela 6 – Localização dos ecossistemas e valores de conversão das formações campestres entre 1985-2020. Fonte: MapBiomas Coleção 6, adaptado.

Sistema ecológico	Local	Formação campestre (ha) 1985-2019			Perda/Área no Brasil (%)	Área no Brasil (%)
		Perda	Ganho	Balanco		
C. Misto Cristalino	BR/UY	50041.36	4999.78	-45041.58	-42.78	7.6
C. com Barba-de-Bode	BR	687944.52	81498.95	-606445.57	-19.29	100
C. Graminoso	BR/UY	289763.29	106568.01	-183195.28	-25.08	53.6
C. Arbustivo	BR/UY	796008.36	186291.68	-609716.68	-19.79	90.4
C. Com Areais	BR	159519.79	29755.34	-129764.45	-18.35	100
C. Misto de Andropogôneas	BR/UY	640289.30	221036.85	-419252.44	-20.03	67.4
Floresta Estacional	BR	199492.10	84428.91	-115063.19	-22.69	100
C. Com Espinilho	BR/UY	238233.21	95749.21	-142484.00	-17.10	51.8
C. De Solos Rasos	BR/UY	151016.57	77372.70	-73643.86	-10.99	30.7
C. Litorâneo	BR/UY	261329.96	138054.00	-123275.96	-7.40	74.5
C. de Flechilhas Meridional	UY	-	-	-	-	0
C. de Flechilhas Ocidental	UY	-	-	-	-	0
C. de Flechilhas Central	UY	-	-	-	-	0

Situado sobre o Planalto Meridional o CBB se situa entre as coordenadas 27°29'37.62" e 29°29'23.95" de Latitude Sul e 52°10'2.37" e 55°46'0.19" de Longitude Oeste (Figura 3). Sua extensão cobre cerca de 35,623.3km², com altitudes que variam de 30 a 1000 m.

A ocorrência de vegetação herbácea, principalmente gramíneas características da região, depende da combinação do solo e de seu teor de umidade, sendo comum em áreas secas argilosas o capim-forquilha (*Paspalum notatum* Flüggé) e a grama missioneira (*Axonopus jesuiticus* (A.A. Araujo) Valls) e, em áreas arenosas, *P. nicorae* Parodi. Além dessas, são comumente encontradas *Borreria poaya* (A.St.-Hil.) DC, *Staelia thymoides* Cham. & Schtdl., *Stylosanthes leiocarpa* Vogel, *Melochia chamaedrys* A.St.-Hil., *Glandularia peruviana* (L.) Small, *Waltheria douradinha* A.St.-Hil.

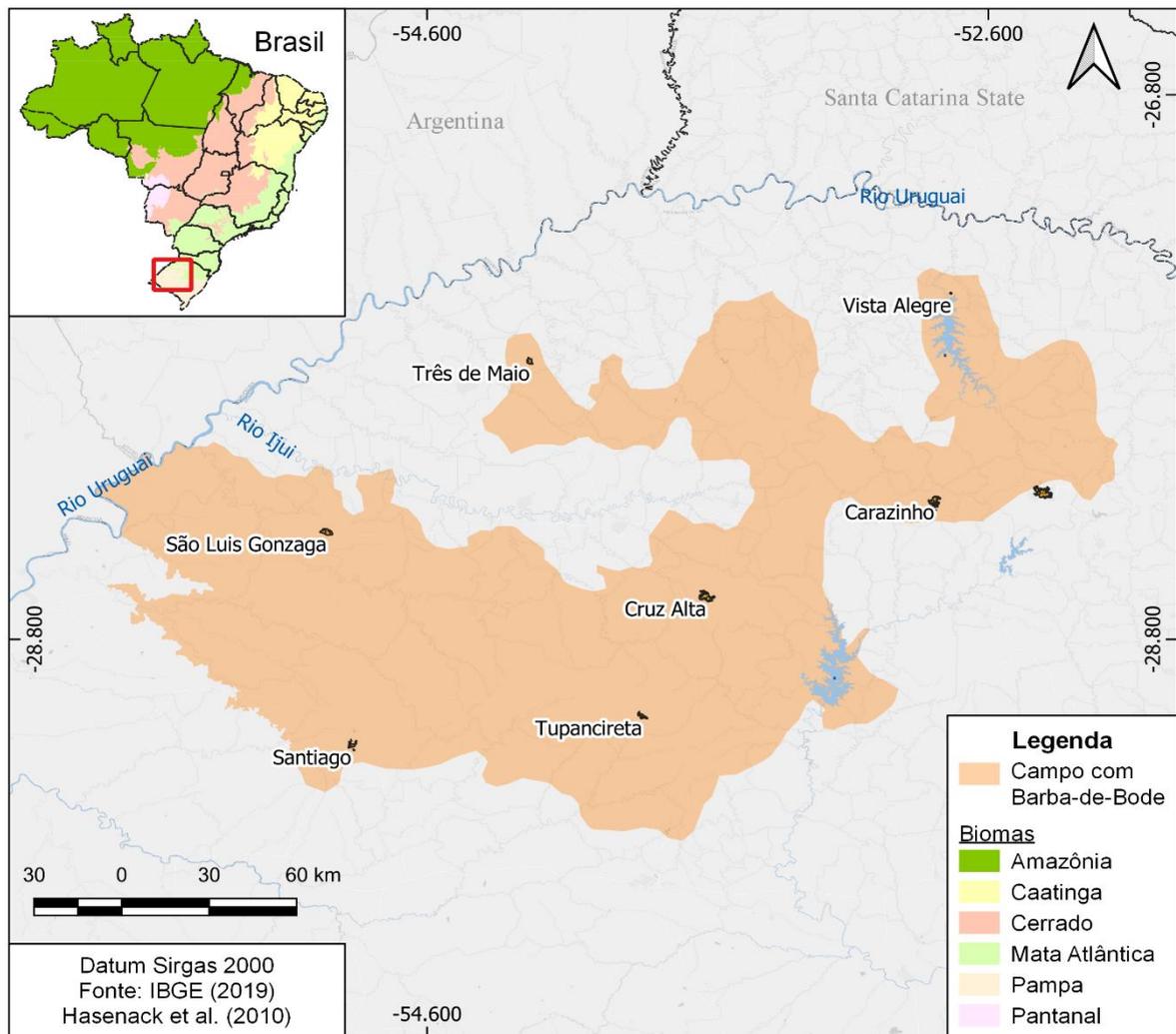


Figura 3 – Mapa de localização da área de estudo

Sua área de inserção é uma das três regiões denominadas como “frentes da expansão de soja”, ocorrida na década de 50, e é caracterizada por solos majoritariamente profundos e de baixa fertilidade, alternando entre áreas de composição argilosa e arenosa, mas passíveis de mecanização agrícola. O cultivo de trigo era predominante na região até a introdução da soja, que foi favorecida pela

possibilidade de utilização da mesma maquinaria de plantio e colheita disponível nas propriedades locais.

Após a introdução da soja no Brasil, em 1908 por imigrantes japoneses, seu cultivo se deu até 1968 em 3 regiões do Rio Grande do Sul: Alto Uruguai, Planalto Médio e Missões. A partir disso se expandiu em direção à Depressão Central, Encosta do Sudoeste e Campanha, tendo em 1975 se disseminado pelas terras cultiváveis do CBB e de todo o Rio Grande do Sul, em virtude do crescimento no valor de produção, da quantidade produzida e das áreas cultiváveis (CONCEIÇÃO, 1986).

Na década de 1970, buscando contornar a crise no sistema produtivo regional pela qual o estado passava, ocorreu a *commoditização* da produção, que acabou por impor efeitos negativos a produtores rurais, principalmente no que tange à vulnerabilidade social. Nesse sentido é agravada a dependência dos produtores às forças globais que atuam no cenário econômico, principalmente da atuação de multinacionais do setor agrícola que atuam na região (SPGG/RS, 2017).

Compõem o CBB os Conselhos Regionais de Desenvolvimento (COREDEs) Alto da Serra do Botucaraí, Alto Jacuí, Celeiro, Central, Fronteira Noroeste, Fronteira Oeste, Missões, Nordeste, Nordeste Colonial, Norte, Produção, Rio da Várzea, Vale do Jaguarí, Vale do Rio Pardo e Médio Alto Uruguai. Destaca-se a ocorrência de grandes e médias propriedades, ocupadas principalmente por lavouras empresariais de soja. Os Planos Estratégicos de Desenvolvimento elaborados pelo Governo do Estado para 2015-2030 trazem como possibilidade para a região a expansão de novos setores como biodiesel e fruticultura e incluem projetos especificamente voltados ao fomento da agroindustrialização da produção regional, do turismo, de licenciamentos ambientais e de disponibilidade de água.

Os principais problemas enfrentados pela região são oriundos de estiagens e secas recorrentes que afetam as atividades agrícolas tanto de ampla escala, como no caso das propriedades empresariais, quanto em pequenas propriedades de agricultura familiar e de subsistência. Especificamente, o Plano Estratégico para a Região Central destaca o efeito das culturas agrícolas temporárias no aumento do consumo de água, na contribuição para o desmatamento, bem como da degradação dos solos, e alerta para a necessidade de promover a recuperação da vegetação em encostas de morros para proteger o solo da erosão e a rede de drenagem superficial (SEPLAG/RS, 2015).

2.2.2 Critérios A e B – Análise de mudança e determinação do LULC passado

De acordo com as Diretrizes para a Aplicação da Lista Vermelha de Categorias e Critérios de Ecossistemas da IUCN (BLAND *et al.*, 2017a), o período a ser avaliado deve compreender os últimos 50 anos, os próximos 50 anos ou desde 1750 (A1, A2 e A3). Tendo em vista a disponibilidade de dados orbitais de sensoriamento remoto – dados ópticos mais antigos datam do ano de 1972, do sensor Multi Spectral Scanner (MSS) a bordo do Landsat 1 – optou-se por avaliar a redução na distribuição do ecossistema nos últimos 50 anos.

Como tentativa de reconstruir o LULC que havia no passado para o período em que não existem registros ópticos, utilizou-se o módulo *Land Change Modeler* (LCM) desenvolvido para o software TerrSet v. 18.31. Essa ferramenta identifica mudanças ocorridas entre as classes de LULC através da comparação de mapas de datas distintas fornecidos pelo usuário, e se utiliza das mudanças históricas para modelar a relação entre as transições ocorridas e variáveis explicativas para mapear cenários futuros de mudança.

Para a análise de transição e determinação do potencial de mudança, foram utilizados dados provenientes do projeto MapBiomias, coleção 6. Em virtude da disponibilidade de mapas para o período de 1985 a 2020 e ao considerar o período de 50 anos englobado na avaliação dos critérios A e B, se mostrou necessária a determinação do cenário para a área de estudo no ano de 1970. Os dados de LULC foram obtidos via plataforma Google Earth Engine e então reclassificados no software R (R Core Team, 2021) em 7 classes considerando a presença ou não de atividades antrópicas – Formação Florestal, Silvicultura, Campo, Agropecuária, Infraestrutura Urbana, Água e Outros.

Em relação as variáveis condicionantes – ou explicativas – foram selecionadas e testadas quanto à contribuição ao modelo aquelas relacionadas com a conversão agrícola na área de estudo – altimetria e declividade, distância linear de estradas, infraestrutura urbana, agropecuária, formação florestal, silvicultura, áreas de transição campo-agropecuária e hidrografia – conforme mostra a Figura 4 (MENGUE *et al.*, 2018).

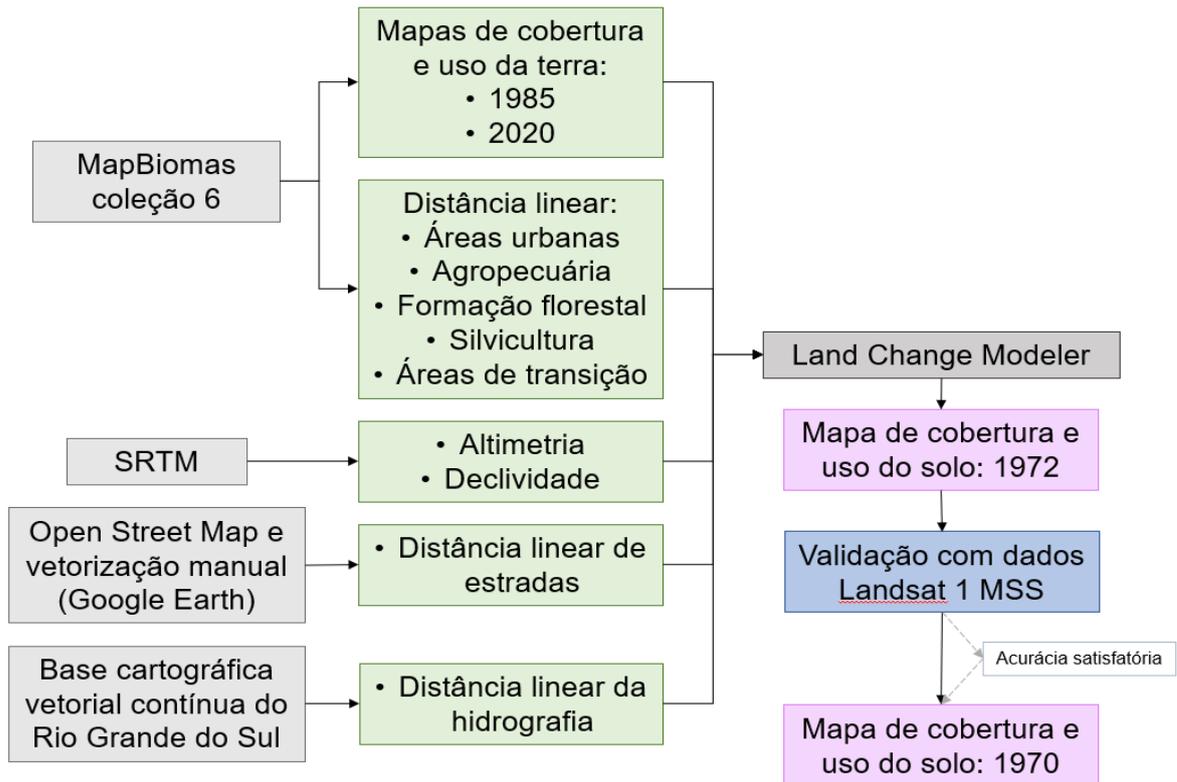


Figura 4 – Fluxograma de etapas e dados necessários para avaliação dos critérios A e B

Altimetria e declividade foram obtidas a partir de dados SRTM com resolução espacial de 30m, sendo que a última foi determinada através do módulo Declive de GDAL para QGIS v. 3.16.5. Para a delimitação das estradas foram utilizados dados vetoriais do Open Street Map, bem como a vetorização manual através de imagens do Google Earth. As distâncias de áreas de infraestrutura urbana, agropecuária, formação florestal e silvicultura foram obtidas dos mapas de LULC do MapBiomias.

As áreas de transição campo-agropecuária foram obtidas através do LCM ao comparar-se os mapas de 1985-2020. Por fim, os dados de hidrografia foram obtidos através da Base Cartográfica Vetorial Contínua do Rio Grande do Sul, disponibilizada pelo Laboratório de Geoprocessamento da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (HASENACK, H.; WEBER, 2010). Todas as distâncias foram calculadas através da ferramenta *Distance* para TerrSet v. 18.31.

Em posse desses dados, a etapa inicial foi a calibração dos modelos para determinar, com acurácia satisfatória, o cenário em 1970. Aqui, testou-se duas metodologias: a rede neural Multi-Layer Perceptron (MLP) e o algoritmo de aprendizado de máquina Similarity Weighted (SimWeight). Para ambos os casos o cálculo das demandas de transição é realizado via Cadeia de Markov e a alocação

espacial das classes de LULC quanto a mudança ou persistência ocorre a partir do modelo de estômatos celulares (MIRAKHORLO; RAHIMZADEGAN, 2018)

Primeiramente, analisou-se as transições de LULC ocorridas entre 1985 e 2020, dando ênfase à cobertura campestre que foi convertida à agropecuária. A partir das variáveis condicionantes e de suas relações com as transições, gerou-se um mapa de suscetibilidade à conversão que foi utilizado para a determinação do cenário em 1972 – visando a validação do mapa modelado com dados obtidos pelo MSS a bordo do Landsat 1. A validação foi conduzida considerando-se o método de amostragem aleatória estratificada, no qual são gerados pontos aleatórios de verificação para as classes de LULC no mapa modelado. A quantidade de pontos por classe foi determinada como 0,1% do total de pixels de cada classe do mapa modelado. Os pontos gerados foram então avaliados visualmente de maneira individual nas imagens de referência. A etapa seguinte foi a avaliação de desempenho através de métricas de acurácia derivadas da matriz de contingência.

Dessa maneira foi possível verificar a acurácia para cada classe individualmente, com ênfase na classe-alvo desse estudo, que é a transição de áreas campestres para agropecuária. Uma vez obtido um desempenho satisfatório com base no modelo de melhor acurácia, prosseguiu-se para a determinação do cenário em 1970. Por fim, a avaliação dos critérios de ameaça A e B se deu por meio da comparação do mapa simulado com o de 2020 que possibilitou o cálculo das métricas necessárias – redução percentual da distribuição geográfica, EOO e AOO.

2.2.2.1 Multi-Layer Perceptron (MLP)

A rede neural artificial MLP consiste em um sistema de neurônios simples interconectados por nós, que utiliza um procedimento de treinamento supervisionado para o mapeamento não linear entre um vetor de entrada e um vetor de saída (GARDNER; DORLING, 1998). A partir da associação entre as variáveis condicionantes e as classes de “mudança” e “persistência” é criada uma teia entre os neurônios, que é determinada inicialmente como um conjunto de pesos aleatórios.

O MLP consegue, de maneira eficiente, lidar com a complexa relação não linear existente entre as múltiplas variáveis condicionantes e as transições. Além disso, não distingue as variáveis pela sua distribuição e não utiliza modelos subjacentes para a distribuição multivariada de dados. Apesar dessas vantagens, é computacionalmente

custoso e não permite intervenção do usuário em todas as etapas do processo de simulação (MOZUMDER; TRIPATHI; LOSIRI, 2016).

A seleção das variáveis condicionantes incluídas ao MLP levou em consideração os valores do coeficiente V de Cramer calculados para as mesmas. Essa é uma medida estatística de associação entre duas variáveis baseada no Qui-Quadrado de Pearson que varia dos valores 0 a 1, sendo 1 a correspondência ótima e 0 a não-correspondência. Segundo o indicado pelo LCM, variáveis com valores iguais ou maiores do que 0.15 são úteis ao modelo e variáveis que obtenham valores maiores do que 0.4 são consideradas ótimas.

2.2.2.2 Similarity Weighted (SimWeight)

O algoritmo de aprendizado de máquina SimWeight, descrito por Sangermano, Eastman & Zhu (2010) é baseado na metodologia de K-Vizinho Mais Próximo, e considera as distâncias ponderadas no espaço e variáveis condutoras de mudança para gerar os potenciais de transição de cada pixel. No contexto da modelagem de mudança no uso do solo, para cada transição a ser avaliada o modelo considera duas classes: mudança e persistência. Em cada pixel avaliado, são extraídos os k vizinhos mais próximos e então calculadas as distâncias de cada local desconhecido para as instâncias de mudança que caem no intervalo de k (SANGERMANO; EASTMAN; ZHU, 2010).

Mais especificamente, seu funcionamento se dá através da identificação da importância relativa de cada variável condicionantes de mudança no LULC e posteriormente a determinação do potencial de transição de diferentes localizações em relação às instâncias conhecidas que já sofreram alterações (MOZUMDER; TRIPATHI; LOSIRI, 2016). Apesar de seu funcionamento ser computacionalmente mais simples do que o MLP, seu desempenho para a modelagem de transições heterogêneas é limitado devido a considerar apenas os valores de distância. Além disso, ao contrário do MLP que é considerado uma caixa preta por alguns autores, SimWeight fornece informações sobre a importância relativa das variáveis independentes (SANGERMANO; EASTMAN; ZHU, 2010).

As vantagens da modelagem com esse método incluem a necessidade de um parâmetro único (k – número de instâncias para o cálculo do potencial de transição) que pode ser determinado automaticamente. O parâmetro k controla o grau de

generalidade da solução, sendo que um valor de k muito baixo resultará em treinamento excessivo e um valor muito alto resultará em uma alta generalização (MIRAKHORLO; RAHIMZADEGAN, 2018).

A seleção de variáveis foi conduzida considerando-se o grau de importância de cada variável. Essa medida é dada através de pesos que são determinados ao comparar o desvio padrão da variável dentro das áreas que sofreram alterações, com o desvio padrão das variáveis da região de estudo. Assim, o desvio padrão nos pixels alterados será menor do que o registrado no restante da área de estudo, se a variável for relevante para discriminar a mudança (MIRAKHORLO; RAHIMZADEGAN, 2018).

2.2.3 Critério C – Estimativa de alterações nos estoques de carbono

Em relação às variáveis abióticas, optou-se por utilizar o armazenamento e sequestro de carbono como indicador de degradação ambiental, dado que as mudanças no uso e cobertura da terra são elencadas como uma das principais causas de perda de carbono do solo e da biomassa (POLASKY *et al.*, 2011; WANG *et al.*, 2011). A estimativa dos estoques de carbono foi realizada a partir do software *Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs* (InVEST), mais especificamente no módulo *Carbon*. Essa ferramenta integra dados de LULC, em formato raster, aos estoques de carbono em diferentes compartimentos da paisagem, em formato de tabela, para determinar a quantidade e a diferença armazenada em cada pixel da área de estudo, sendo possível ainda agregar o valor social do sequestro de carbono em unidades monetárias.

O modelo permite que sejam calculadas estimativas de mudança nos estoques de carbono ao longo do tempo ao utilizar-se de um mapa de LULC atual e um de futuro ou passado. No total, 4 estoques de carbono são considerados: biomassa acima e abaixo do solo, solo e matéria orgânica morta, sendo as diferenças no sequestro/armazenamento calculadas em cada um dos reservatórios individualmente e como um todo. Para a estimativa da diferença nos estoques de carbono foram utilizados como inputs os mapas de LULC para 1970 e 2020 resultantes dos critérios A e B e valores de carbono obtidos através de produtos de sensoriamento remoto (SPAWN; GIBBS, 2020) e de estudos prévios disponíveis (DIAS *et al.*, 2001; MELO, 2003; COSTA *et al.*, 2004; DA SILVA *et al.*, 2009; TORNQUIST *et al.*, 2009; CASALI *et al.*, 2012; EFFGEN *et al.*, 2012; PEDRA *et al.*, 2012; NETO; ALMEIDA, 2013;

MARTINI et al., 2015; WINK et al., 2015; GOTARDO et al., 2020; CASTRO, 2020), conforme mostra a Figura 5.

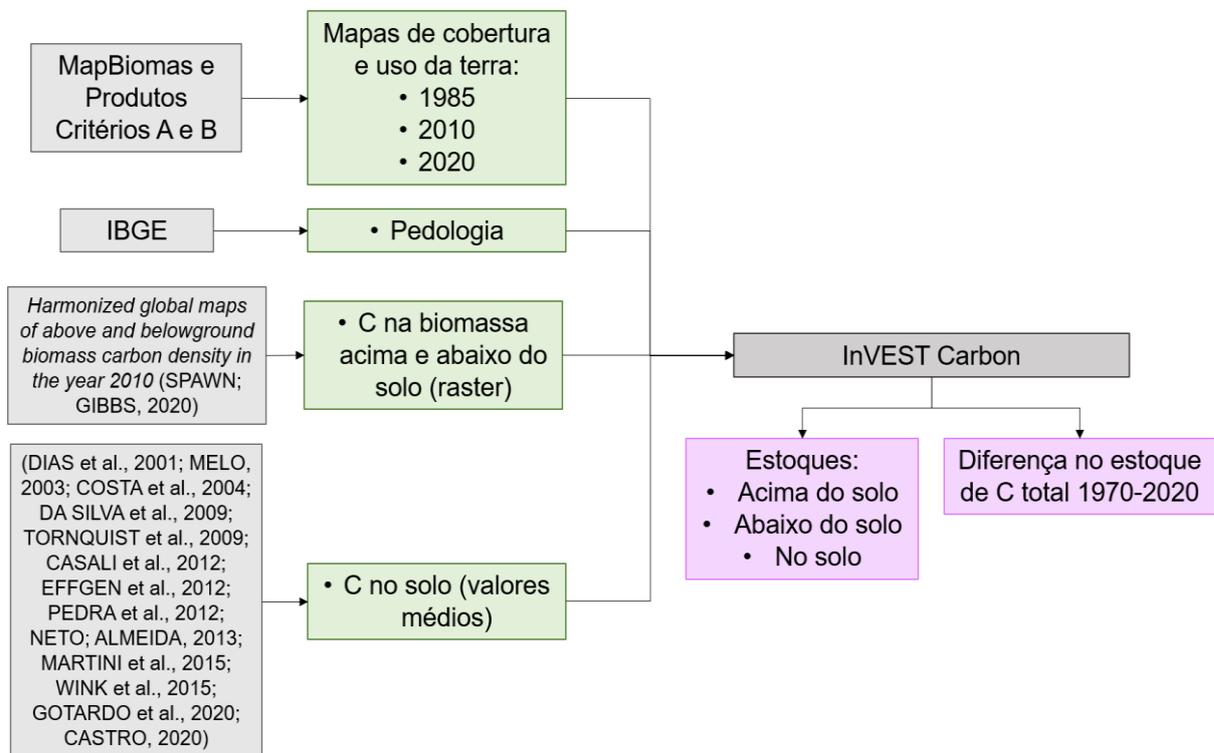


Figura 5 – Fluxograma de etapas e dados necessários para a avaliação do critério C.

Para a obtenção de valores de carbono orgânico no solo foram discriminadas as classes de LULC pela pedologia do local. Para tanto, foram sobrepostos os mapas de 1970 e 2020 com o mapa de solos (escala 1:250.000) fornecido pelo Instituto Brasileiro de Geografia Estatística (IBGE, 2018), através da ferramenta *Map Algebra* do software ArcGIS v. 10.5.1, sob licença de uso da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. As classes finais de LULC/solo podem ser visualizadas no Anexo A – Tabela com as classes de uso/solo utilizadas no critério C. Por fim, os valores dos estoques do solo, expressos em Mg C por hectare, foram obtidos da bibliografia, sendo que a revisão bibliográfica considerou inicialmente os estudos desenvolvidos dentro da área de estudo e foi sendo expandida para o Brasil, à medida que eram verificadas a falta de dados específicos necessários.

Em relação ao carbono na biomassa acima e abaixo do solo, os valores médios para cada classe de LULC foram obtidos através de dados de sensoriamento remoto com resolução espacial de 300m, disponibilizados pelo *Distributed Active Archive Center for Biogeochemical Dynamics* (SPAWN; GIBBS, 2020). Para tanto, foi utilizada a ferramenta *Zonal statistics* no software QGIS v. 3.16.11. Os valores finais de estoque

carbono utilizados como *input* do modelo podem ser visualizados no Anexo B – Tabela de estoques de carbono utilizadas no critério C.

A avaliação da degradação ambiental foi calculada segundo a equação de severidade relativa do declínio das variáveis abióticas, demonstrada nas equações 1, 2 e 3, onde P_{t0} é o valor da variável para no ano 0, P_{t1} é o valor da variável para o ano 50 e P_c é o valor estimado para o colapso do ecossistema, definido como sendo zero para as avaliações baseadas na extensão espacial da degradação. Foram aplicados na fórmula os valores obtidos para 1970, como ano 0 e para 2020 como ano 50.

$$Severidade\ Relativa = 100 \times \frac{(Declínio\ observado)}{(Declínio\ máximo)} \quad (1)$$

$$Declínio\ observado = P_{t0} - P_{t1} \quad (2)$$

$$Declínio\ máximo = P_{t0} - P_c \quad (3)$$

2.2.4 Critério D – Ruptura de interações e processos bióticos

As avaliações da ruptura de interações e processos bióticos disponíveis na bibliografia até o momento utilizaram-se de variáveis como cobertura vegetal fracionária, evapotranspiração, produtividade primária líquida e produtividade primária bruta para realizar o diagnóstico da Lista Vermelha de Ecossistemas (MENG *et al.*, 2020). Uma vez que, para essa avaliação são necessários dados históricos, bióticos e meteorológicos, como Índice de Área Foliar, Índice de Vegetação por Diferença Normalizada, temperatura média, precipitação, radiação líquida e umidade relativa média, e que não há disponibilidade de dados dessa natureza para a área de estudo no ano de referência inicial (1970), optou-se pela não avaliação desse critério no escopo desse estudo. Assim, o critério D fica listado como Não Avaliado (NA) e sua omissão não invalida ou afeta de qualquer maneira a avaliação dos demais critérios.

2.2.5 Critério E – Previsão de cenários futuros

A modelagem de cenários futuros foi realizada a partir do software Dinamica EGO (*Environment for Geoprocessing Objects*), desenvolvido pelo Centro de Sensoriamento Remoto da Universidade Federal de Minas Gerais, que está entre as ferramentas citadas pelo guia de aplicação da RLE (BLAND *et al.*, 2017a; SOARES-

FILHO, B. S.; COUTINHO CERQUEIRA; LOPES PENNACHIN, 2002). A criação dos modelos se dá em uma interface amigável que não exige do usuário conhecimentos avançados em programação computacional ou algoritmos e permite a construção e verificação das entradas e saídas de cada etapa do processo. Isso se dá através de operadores básicos, denominados *functores* que realizam operações matemáticas e lógicas de análise espacial e são a base para a elaboração de modelos espacialmente explícitos, algoritmos de calibração, bem como para a validação das simulações geradas (RODRIGUES; SOARES-FILHO; COSTA, 2007).

A elaboração de cenários futuros baseia-se no modelo de autômatos celulares e, tal qual o LCM, utiliza dados espacialmente explícitos de LULC, além de variáveis estáticas e dinâmicas pré-definidas pelo usuário, para mapear as tendências de transição e determinar prováveis transições futuras. De modo geral, a caracterização dos autômatos celulares se dá por um arranjo multidimensional de células em que o estado de cada uma – nesse caso LULC – depende de três fatores: do seu estado prévio, de um conjunto de regras de transição e do arranjo de sua vizinhança. Frente a isso e em função das variáveis citadas anteriormente, são determinadas as probabilidades de transição para cada célula, que são atualizadas em intervalos de tempo definidos pelo usuário (MENGUE, 2018; SOARES-FILHO, B. S.; COUTINHO CERQUEIRA; LOPES PENNACHIN, 2002).

Segundo o referido critério, se mostra necessária a determinação de cenários futuros para um período de 50 e 100 anos, que aqui correspondem ao LULC para os anos de 2070 e 2120. Tal qual ao fluxo realizado para a avaliação dos critérios A e B, para a projeção futura do LULC na área de estudo foram necessárias as etapas de calibração do modelo, validação com dados previamente obtidos, verificação das concordâncias e discordâncias obtidas e, por fim, a geração dos mapas de uso futuro (Figura 6). Desse modo, para calibração do modelo foram selecionados os anos de 1985 como data inicial e 2019 como ano final. Altitude, declividade, distância linear de rios e estradas, além do mapa de pedologia foram utilizadas para a construção do cubo raster utilizado pelo software para a determinação das variáveis estáticas, enquanto foram consideradas variáveis dinâmicas as distâncias lineares das classes de LULC.

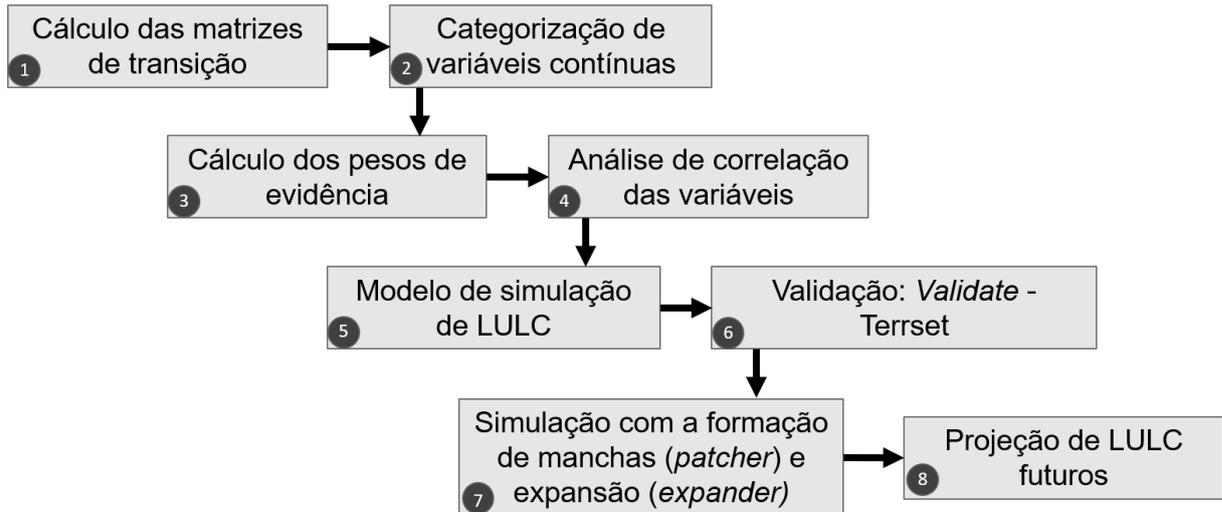


Figura 6 – Fluxograma das etapas realizadas para a avaliação do critério E

O passo inicial foi o cálculo das matrizes de transição históricas entre os anos 1985 e 2019 através de uma matriz de passo múltiplo, que considerou cada ano entre as duas datas como uma unidade de tempo. As taxas de transição foram calculadas com base nas conversões de campos nativos para agropecuária e expressam o quantitativo líquido de mudanças ocorridas nessa classe. Em seguida foram determinados os pesos de evidência das variáveis estáticas e dinâmicas individualmente. Essa etapa consiste em uma abordagem Bayesiana para calcular probabilisticamente o efeito de uma variável espacial nas transições de LULC que ocorrem ao longo do tempo, o cálculo se dá conforme o demonstrado nas equações 4 e 5 (LEITE-FILHO *et al.*, 2020).

$$O\{D|B\} = O\{D\} \frac{P\{D|B\}}{P\{\bar{D}|B\}} \quad (4)$$

$$\log\{D|B\} = \log\{D\} + W^+ \quad (5)$$

Onde $O\{D|B\}$ é a razão da ocorrência do evento D dado um padrão espacial B e $O\{D\}$ é a razão de ocorrência prévia do evento. $P\{D|B\}$ é a probabilidade de ocorrência do evento D dado o contexto espacial B e $P\{\bar{D}|B\}$ é a probabilidade complementar de ocorrência do evento D, dado o contexto espacial B. Por fim, W^+ representa o peso de evidência dado a ocorrência do evento D em um contexto espacial B (BONHAM-CARTER, 1994; SOARES-FILHO, B. *et al.*, 2010).

Uma vez que esse método é aplicável apenas a dados categóricos, o software disponibiliza um modelo para o cálculo de intervalos a serem utilizados na

categorização de dados contínuos que foi baseado no estudo de Agterberg; Bonham-Carter, 1990 desenvolvido para preservar sua estrutura e distribuição. A análise de correlação (passo 4) foi utilizada como base para a seleção de variáveis para cada transição de LULC. As métricas derivadas dessa etapa incluem coeficientes de Chi-quadrado, Cramer V, contingência e entropia para cada combinação de variáveis. Consideramos o valor de 0,5 do coeficiente de Cramer V como ponto de corte para a exclusão de variáveis relacionadas (BONHAM-CARTER, 1994).

Selecionadas as variáveis, o próximo passo foi a calibração do modelo (passos 5, 6 e 7). Para tanto, utilizamos como mapas inicial e final os anos de 1985 e 2019 para o cálculo das matrizes de transição e dos pesos de evidência e posteriormente simulamos o LULC para o ano de 2020, visando a validação através do mapa disponibilizado pelo MapBiomas para o mesmo ano. A simulação de mudança é realizada com base em duas funções de transição diferentes quanto à transformação da paisagem: *expander* – responsável pela projeção de expansão ou contração de manchas pré-existentes – e *patcher* – dedicado a geração de novas manchas através de um processo de semeadura.

A execução dessas funções demanda métricas de caracterização das manchas, baseadas na fragmentação da paisagem, como isometria, tamanho médio das manchas e sua variância. Essas métricas foram calculadas através do software Fragstats v. 4.2. Além da simulação pelas diferentes funções, é possível subdividir a área total e calcular as transições por meio de um *functor* de regionalização. Tal abordagem permite a customização dos parâmetros de transições futuras para cada sub-região individualmente e é útil para estudos de transições não-homogêneas ao longo da extensão da área de estudo.

Visando a obtenção de métricas de acurácia de alocação, para a validação do mapa modelado para o ano de 2020 utilizou-se a função *Validate* do software TerrSet v. 18.31 no lugar das ferramentas disponíveis pelo Dinamica EGO – função de decaimento exponencial e função de decaimento constante de janela múltipla – que fornecem métricas de similaridade. A partir do cruzamento dos mapas essa ferramenta calcula automaticamente métricas de acurácia derivadas do índice Kappa: *Kappa-Standard* (*Kstandard*), *Kappa-for-no-information* (*Kno*), *Kappa-location* (*Klocation*) e *Kappa-strata* (*Kstrata*). Enquanto *Kstandard* é descrita como uma métrica de concordância geral, que falha em fornecer conclusões específicas por não

diferenciar quantidade e alocação das classes individualmente, *Klocation* oferece o panorama relativo as discordâncias por alocação e *Kno* indica a concordância esperada para um mapa em que tanto as quantidades como a localização das categorias são aleatórias (EASTMAN, 2012; PONTIUS; MILLONES, 2011).

2.3 Resultados e discussão

2.3.1 Redução na distribuição geográfica e distribuição geográfica restrita – LCM

Os mapas de LULC para os anos de 1985 e 2020, resultantes da reclassificação, podem ser visualizados na Figura 7. Segundo informações extraídas dos dados da coleção 6 do MapBiomas para a caracterização da área de estudo, de 1985 a 2020 a classe de LULC com maior aumento proporcional foi a de silvicultura (706,28%) seguida por infraestrutura urbana (79,8%).

Apesar disso, em relação a área total, o aumento mais notável ocorreu na classe de agropecuária (617.973ha), que foi responsável pela diminuição proporcional da classe formação campestre (-659.934ha), conforme valores apresentados na Tabela 7. Destaca-se que, já em 1985 as regiões norte e nordeste apresentavam um avançado estado de degradação dos campos nativos, isso fez com que nessa área a taxa de conversão fosse menor do que no restante da área de estudo. É possível perceber ainda que na porção sul são registrados remanescentes campestres significativos que, em 2020 se encontram convertidos à classe de agropecuária. Já na região sudoeste, ocorre a área que se manteve mais estável ao longo do tempo em termos de conversão.

Tabela 7 – Dados de LULC na área de estudo, segundo MapBiomas, coleção 6. Pontos representam a divisão de milhar.

Código	Classe	Área (ha)		Diferença (ha)
		1985	2020	
1	Floresta	447.987	471.654	+23.667
2	Silvicultura	1.003	8.087	+7.084
3	Campo	1.306.942	647.008	-659.934
4	Agropecuária	1.746.314	2.364.287	+617.973
5	Urbano	8.333	14.923	+6.590
6	Outros	5.152	5.497	+345
7	Água	51.723	55.998	+4.275

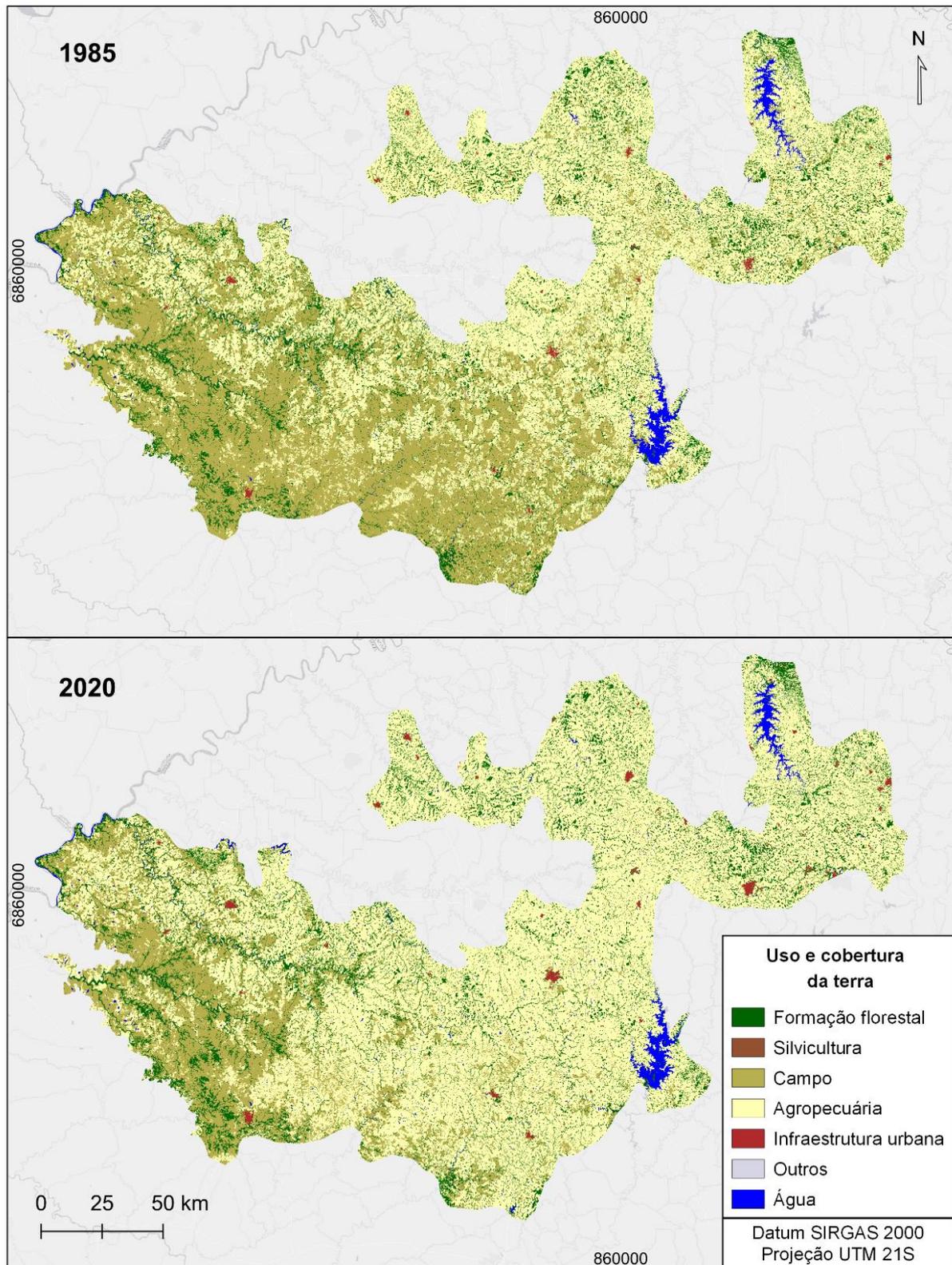


Figura 7 – Mapas de uso e cobertura da terra para os anos de 1985 e 2020

Em relação as variáveis condicionantes, o ponto mais distante das estradas se localizou a 9.920 m, enquanto para as classes de infraestrutura urbana, agropecuária e silvicultura os valores foram de 43.331 m, 3.491 m e 36.751 m, respectivamente. As

distâncias máximas de áreas de transições e da hidrografia foram respectivamente 14.638 m e 3.308 m (Figura 8). A altitude da área de estudo variou de 57 a 810m, com declividade máxima de 86,1° (Figura 9).

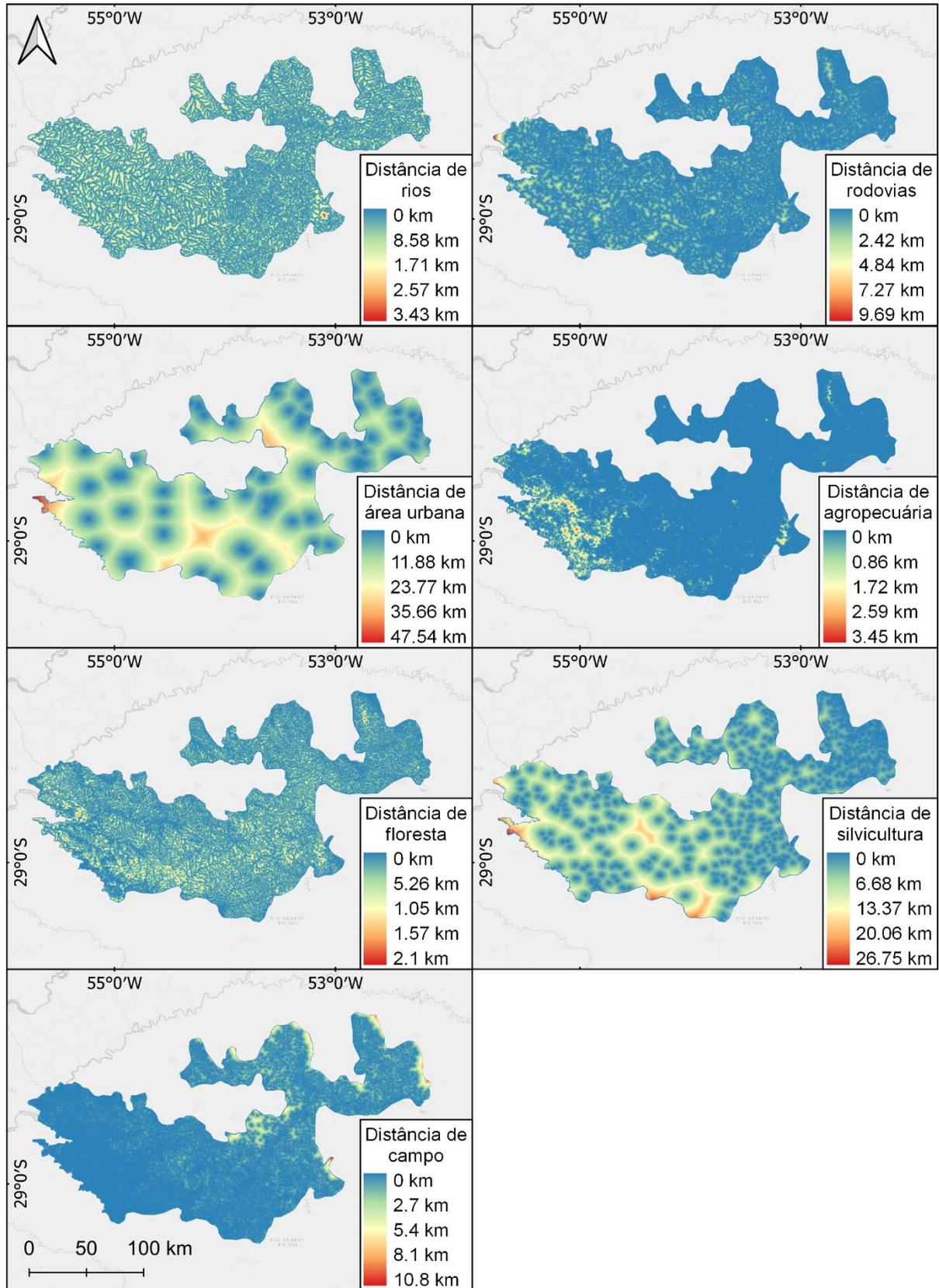


Figura 8 – Distâncias lineares testadas como variáveis condicionantes para os modelos MLP e SimWeight. Fonte: MapBiomas, coleção 6 modificado; Open Street Map.

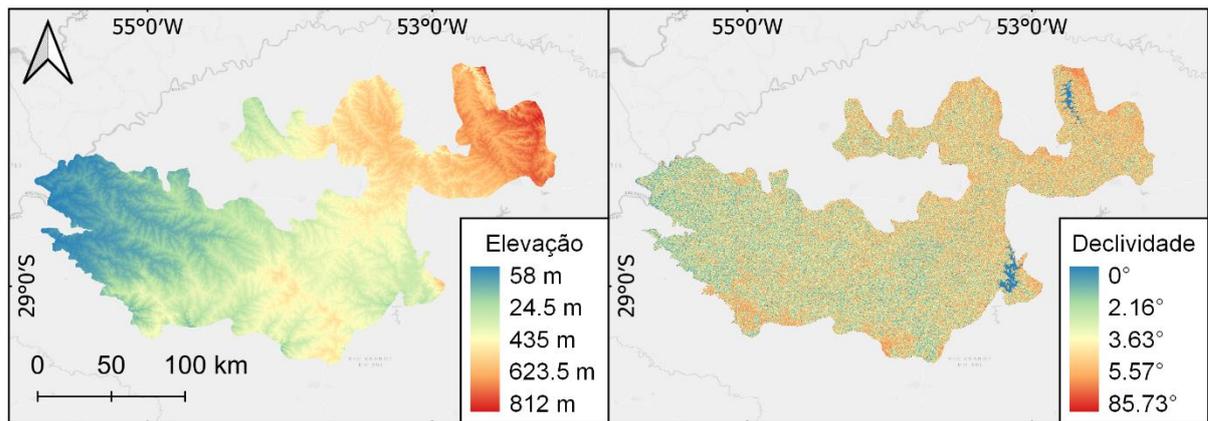


Figura 9 – Elevação e declividade testadas como variáveis condicionantes para os modelos MLP e SimWeight.

Em relação ao treinamento do MLP, os coeficientes de Cramer V obtidos para as variáveis condicionantes em relação a cada classe de conversão para campo podem ser vistos na Tabela 8. Com base nestes valores, incluímos no treinamento da rede neural as variáveis de solo e distâncias lineares a estradas, agropecuária, florestas e campos.

Tabela 8 – Coeficientes de Cramer V obtidos para as variáveis condicionantes. Valores significativos (acima de 0,15) estão apresentados em negrito.

Variáveis condicionantes	Agropecuária	Campo	Água	Floresta	Urbano	Outros	Silvicultura	Geral	
Distância linear	Elevação	0.33	0.35	0.30	0.09	0.05	0.01	0.03	0.20
	Declividade	0.08	0.09	0.12	0.15	0.00	0.01	0.01	0.08
	Rios	0.15	0.08	0.10	0.28	0.04	0.01	0.00	0.13
	Estradas	0.28	0.17	0.12	0.10	0.06	0.02	0.01	0.15
	Urbano	0.16	0.21	0.06	0.05	0.27	0.04	0.02	0.14
	Agropecuária	0.41	0.29	0.15	0.18	0.10	0.01	0.02	0.18
	Floresta	0.30	0.18	0.09	0.64	0.03	0.01	0.01	0.27
	Silvicultura	0.24	0.28	0.06	0.04	0.04	0.01	0.06	0.12
	Campo	0.38	0.41	0.05	0.05	0.03	0.02	0.01	0.18
	Solos	0.31	0.28	0.10	0.08	0.06	0.02	0.02	0.15

A variável condicionante mais importante para todas as transições, exceto silvicultura e floresta, foi a distância linear dos campos, o que significa que quanto mais afastada desta classe, mais suscetível à conversão uma área é. Embora estudos anteriores tenham comprovado a influência da proximidade de estradas e rios para a conversão de ambientes nativos em antropizados, aqui estes fatores parecem ter um efeito secundário nos processos de conversão, sendo detectados apenas nas conversões campo-floresta, e corroborando os resultados alcançados por Barber et al., (2014).

Embora a distância linear de agropecuária tenha mostrado um valor satisfatório de Cramer V, não houve aumento no desempenho da aprendizagem do MLP ao considerá-la, desse modo, ela foi excluída dos modelos finais. Isto pode estar ligado à expansão histórica da fronteira agrícola no CBB, que já cobriu a maioria das áreas consideradas adequadas para o cultivo (MENGUE, 2018). Como resultado, quase não há mais porções de terra a serem convertidas para este fim, e as que permanecem exigem uma mecanização e tecnologia elevadas, o que torna a produção agrícola inviável.

Ao realizar a conferência sistemática visual dos pontos aleatórios, a acurácia geral obtida para o modelo MLP foi de 54%, conforme mostra a Tabela 9. Em relação às classes, o pior desempenho do modelo se deu em relação à agropecuária, com cerca de 62% de erros de omissão e 49% de erros de comissão. Em relação à classe de campo, os erros de omissão representam 35% dos pontos totais amostrados, enquanto os erros de comissão são 42%. É notável que nesse caso o modelo não desempenhou com significância a discriminação de ambas as classes, alocando ao total 1.205 pontos em locais errôneos entre as mesmas.

Tabela 9 – Matriz de contingência para o mapa modelado através do método MLP

Mapa modelado 1972	Mapa de referência - Landsat 1							Total	Ac. Usuário	Erros de Comissão
	Floresta	Silv.	Campo	Agrop.	Urbano	Outros	Água			
Floresta	284	0	118	140	1	6	2	551	0.52	0.48
Silv.	0	14	5	0	0	0	0	19	0.74	0.26
Campo	30	2	1,032	777	6	6	4	1,857	0.56	0.44
Agrop.	116	4	428	567	0	0	3	1,118	0.51	0.49
Urbano	0	0	0	0	11	0	0	11	1.00	0
Outros	0	0	0	0	0	8	0	8	1.00	0
Água	0	0	1	1	2	0	11	15	0.73	0.27
Total	430	20	1,584	1,485	20	20	20	3,579	AG = 0.54	
Ac. Produtor	0.66	0.70	0.65	0.38	0.55	0.40	0.55			
Erros de Omissão	0.34	0.3	0.35	0.62	0.45	0.6	0.45			

Em relação ao treinamento do algoritmo SimWeight, os pesos obtidos para cada variável condicionantes, bem como as estatísticas de treinamento em relação às classes que foram convertidas de campo podem ser visualizados na Tabela 10. O *Hit Rate* e o *False alarm rate* são medidas de adequabilidade do modelo, que representam respectivamente as taxas de acerto e erro referentes à predição de mudanças que realmente ocorreram (ZUBAIR; JI; WEILERT, 2017). Esses valores

demonstram que as conversões de campo para agropecuária e floresta entre 1985 e 2020 aqui modeladas apresentam um elevado potencial de realmente terem ocorrido.

Tabela 10 – Pesos obtidos para cada variável condicionante no SimWeight

Variáveis condicionantes		Agropecuária	Água	Floresta	Urbano	Outros	Silvicultura
Distância linear	Elevação	0.24	0.12	0.11	0.22	0	0
	Declividade	0.5	0.62	0.52	0.63	0.65	0.48
	Rios	0.19	0	0.14	0.47	0.41	0.3
	Estradas	0.06	0.21	0	0.96	0.32	0.19
	Urbano	0.01	0	0.03	1	0	0
	Agropecuária	1	0.44	0	0.16	0.07	0.15
	Floresta	0	0	1	0.24	0	0.68
	Silvicultura	0	0	0	0.32	0	1
	Campos	0.64	0.69	0.66	0.82	0.83	0.61
	Solos	0.25	0	0.04	0.25	0	0.37
Hit rate		0.83	0.67	0.76	0.59	0.44	0.68
False alarm rate		0.2	0.26	0.32	0.35	0.14	0.28

O algoritmo SimWeight teve um desempenho relativamente superior ao do MLP, com a acurácia geral de 79%, como se pode ver na Tabela 11. Os valores de acurácia para a classe de campo obtiveram uma melhoria significativa com 16% de erros de omissão e de comissão. Para a classe agropecuária, os erros de omissão representam 19% do total de pontos amostrados, enquanto os erros de comissão são de 26%. Apesar da melhoria significativa da acurácia para a classe de vegetação campestre, é notável que para a agropecuária o desempenho do modelo é questionável em termos de confusão com as florestas.

Tabela 11 – Matriz de contingência para o mapa modelado através do método SimWeight

Mapa modelado 1972	Mapa de referência - Landsat 1							Total	Ac. Usuário	Erros de comissão
	Floresta	Silv.	Campo	Agrop.	Urbano	Outros	Água			
Floresta	364	0	8	74	0	0	1	447	0.81	0.19
Silv.	7	9	0	4	0	0	0	20	0.45	0.55
Campo	90	0	1,340	158	1	0	1	1,590	0.84	0.16
Agrop.	152	0	229	1,080	0	0	3	1,464	0.74	0.26
Urbano	5	0	4	0	11	0	0	20	0.55	0.45
Outros	5	0	4	2	0	9	0	20	0.45	0.55
Água	3	0	13	11	0	0	25	52	0.48	0.52
Total	626	9	1,598	1,329	12	9	30	3,613		
Ac. Produtor	0.58	1.00	0.84	0.81	0.92	1.00	0.83			
Erros de Omissão	0.42	0	0.16	0.19	0.08	0	0.17		AG = 0.79	

Os valores de acurácia inferiores à 90% de ambos os modelos foram atribuídos à heterogeneidade espacial das conversões, uma vez que a região nordeste já se encontrava quase totalmente convertida à agropecuária, enquanto a região sudoeste se manteve com vegetação nativa e a região sul e sudeste tiveram uma taxa de conversão significativa. Esse mesmo fato está provavelmente relacionado ao melhor desempenho do modelo SimWeight, que considera os vizinhos próximos à cada pixel para determinar o potencial de transição. É interessante notar que para ambos os métodos, as distâncias lineares de florestas e campos são elencadas como importantes contribuidores para os processos de transição ocorridos entre 1985 e 2020.

A partir desse conjunto de dados prosseguiu-se para a determinação do cenário em 1970, que pode ser visualizado na Figura 10. Considerando a acurácia de 79% obtida pelo método SimWeight, estimamos que desde 1970 até 2020 houve uma diminuição entre 7.852 a 12.026 km² de campos nativos no ecossistema CBB. Isto representa um intervalo entre 47-72% da área total que existia nesse ano (Tabela 12), desse modo, na aplicação do critério A – redução na distribuição geográfica – o CBB é classificado no subcritério A1 como Vulnerável (VU) no melhor cenário, e como Em Perigo (EN) no pior cenário.

Em relação aos critérios B1 (extensão de ocorrência – EOO) e B2 (área de ocupação – AOO), os mapas utilizados para a avaliação, oriundos da reclassificação dos MapBiomas estão ilustrados na Figura 10. Devido ao grande número de pequenos fragmentos presentes ao longo da área de estudo, para o critério B2 considerou-se na contagem de células 10 x 10 km apenas as que possuíam cobertura de áreas campestres maior do que 1 km² (KEITH *et al.*, 2013). Constatou-se a partir desses dados que o CBB apresenta uma EOO de 37.101,78 km² de o que faz com que seja classificado nos critérios B1 como Vulnerável (VU).

Tabela 12 – Diferença de áreas entre 1970 e 2020 para as classes de LULC

Código	Classe	Área (Ha)		Diferença (Ha)
		1970	2020	
1	Floresta	422.019	471.654	+49.635
2	Silvicultura	976	8.087	+7.111
3	Campo	1.640.940	647.008	-993.932
4	Agropecuária	1.441.947	2.364.287	+922.340
5	Urbano	8.219	14.923	+6.704
6	Outros	4.131	5.497	+1.366

Código	Classe	Área (Ha)		Diferença (Ha)
		1970	2020	
7	Água	49.343	55.998	+6.655

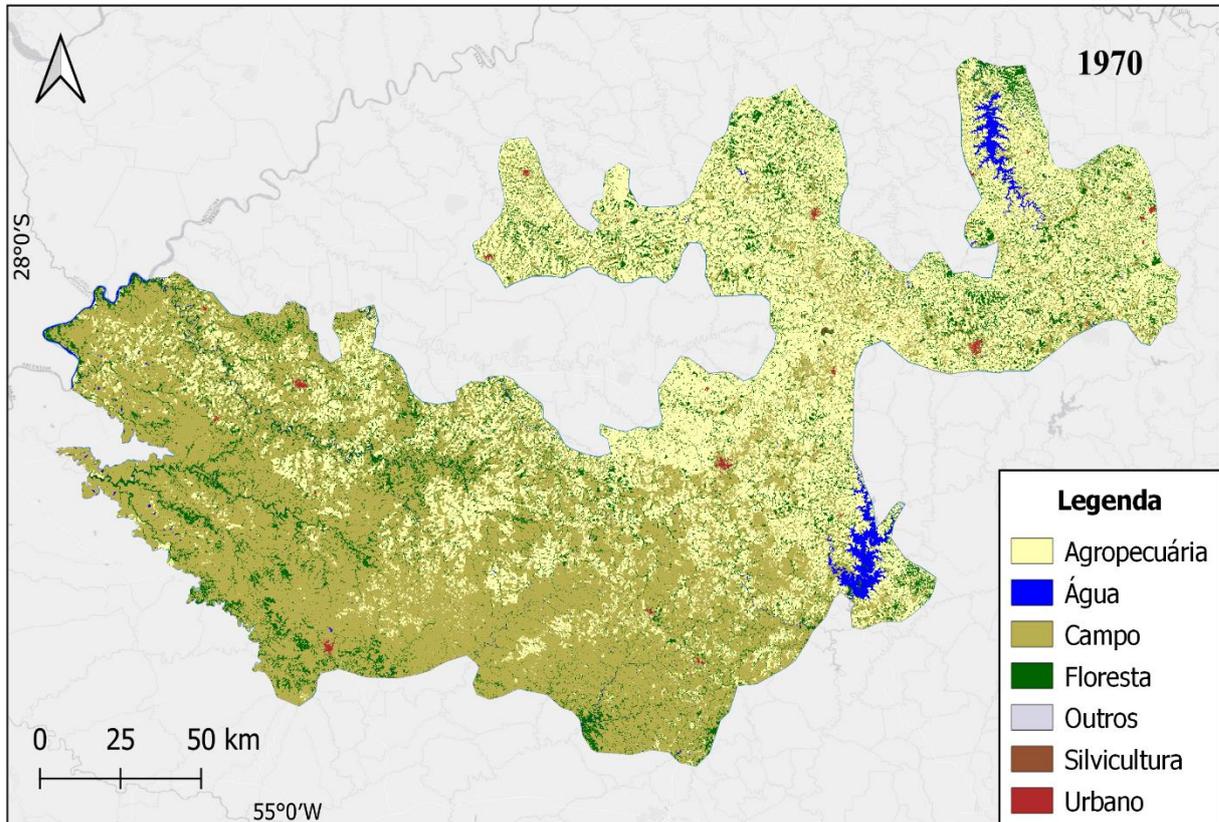


Figura 10 – LULC modelado para o ano de 1970.

Em relação à AOO, foi registrada a presença de campos nativos em 239 células de 10 x 10 km, desse modo o CBB se classifica como Pouco Preocupante (LC) no critério B2. É necessário atentar, entretanto, para o grande número de quadrículas com baixa cobertura de campos nativos e a alta fragmentação dos remanescentes existentes – dos 48.127 fragmentos, 41.622 possuem menos de 5 ha de área – o que torna questionável a importância para conservação, em termos de isolamento e efeito de borda aos quais essas áreas estão submetidas.

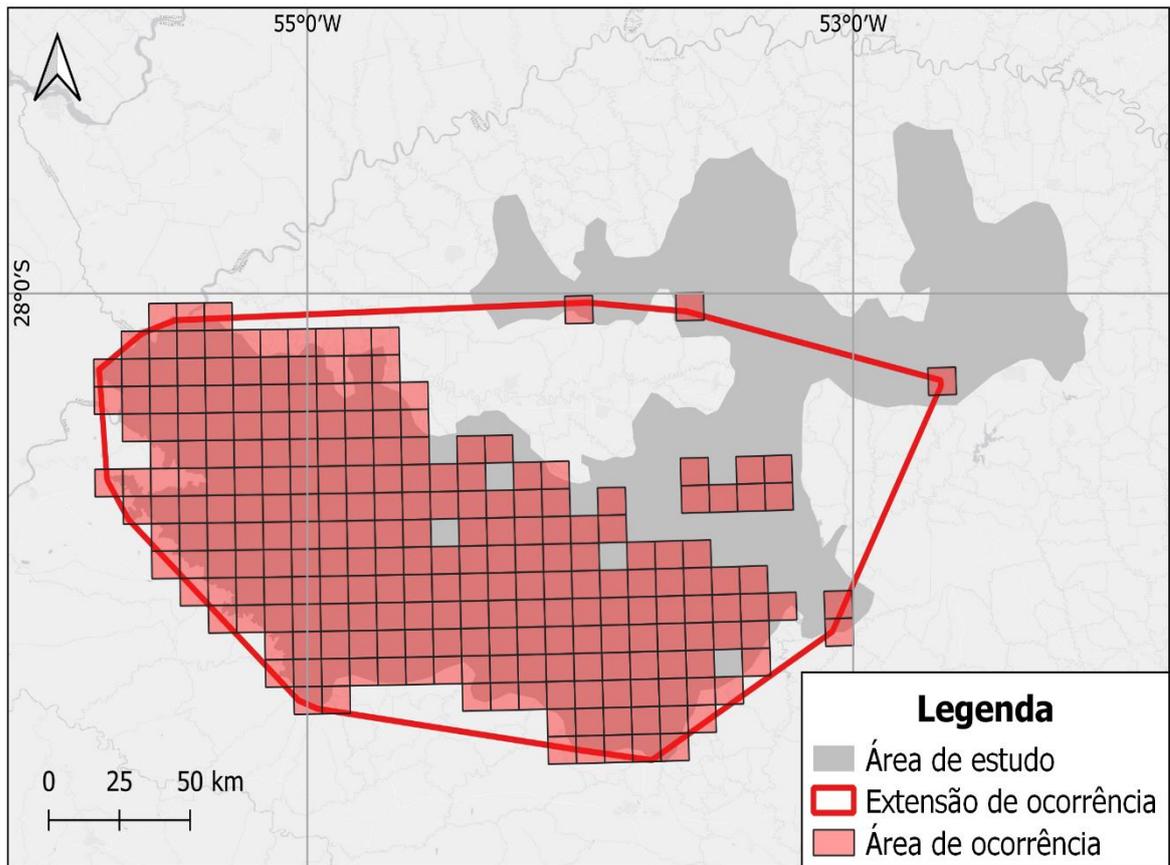


Figura 11 – AOO e EOO calculadas para o CBB, considerando os remanescentes com área superior a 1 km² (KEITH et al., 2013).

2.3.2 Degradação ambiental – Estoques de carbono

O mapa de solos apresentou 15 classes de solos distintas para a área de estudo, com predominância de Latossolos Vermelhos Distróferricos recobrimdo 32,5% da extensão do CBB, seguido por Latossolos Vermelhos Distróficos ocupando 23,03% da área, conforme Figura 12. O quantitativo de área para cada classe, bem como as siglas adotadas para cada tipologia estão detalhadas na Tabela 13.

Tabela 13 – Siglas e quantitativo de áreas para cada classe de solo. Fonte: IBGE, 2018.

Sigla	Ordem	Subordem	Grande grupo	Área (ha)	Área (%)
<i>LVdf</i>	Latossolo	Vermelho	Distroférico	1157727	32.50
LVd	Latossolo	Vermelho	Distrófico	820385	23.03
RLm	Neossolo	Litólico	Chernossólico	393680.5	11.05
PVa	Argissolo	Vermelho	Alumínico	299845.5	8.42
LVaf	Latossolo	Vermelho	Alumínoférico	274969.5	7.72
NVef	Nitossolo	Vermelho	Eutroférico	262385.5	7.37
RLd	Neossolo	Litólico	Distrófico	134643.9	3.78
NBa	Nitossolo	Bruno	Alumínico	94440.19	2.65
GXve	Gleissolo	Háplico	Ta Eutrófico	25235	0.71

Sigla	Ordem	Subordem	Grande grupo	Área (ha)	Área (%)
CXvef	Cambissolo	Háplico	Ta Eutrófico	20090.69	0.56
NVa	Nitossolo	Vermelho	Alumínico	13715.65	0.39
PVAva	Argissolo	Vermelho-amarelo	Ta Alumínico	9114.118	0.26
PBACva	Argissolo	Bruno-acinzentado	Ta Alumínico	1393.167	0.04
NVdf	Nitossolo	Vermelho	Distroférico	384.301	0.01
LBa	Latossolo	Bruno	Alumínico	286.462	0.01

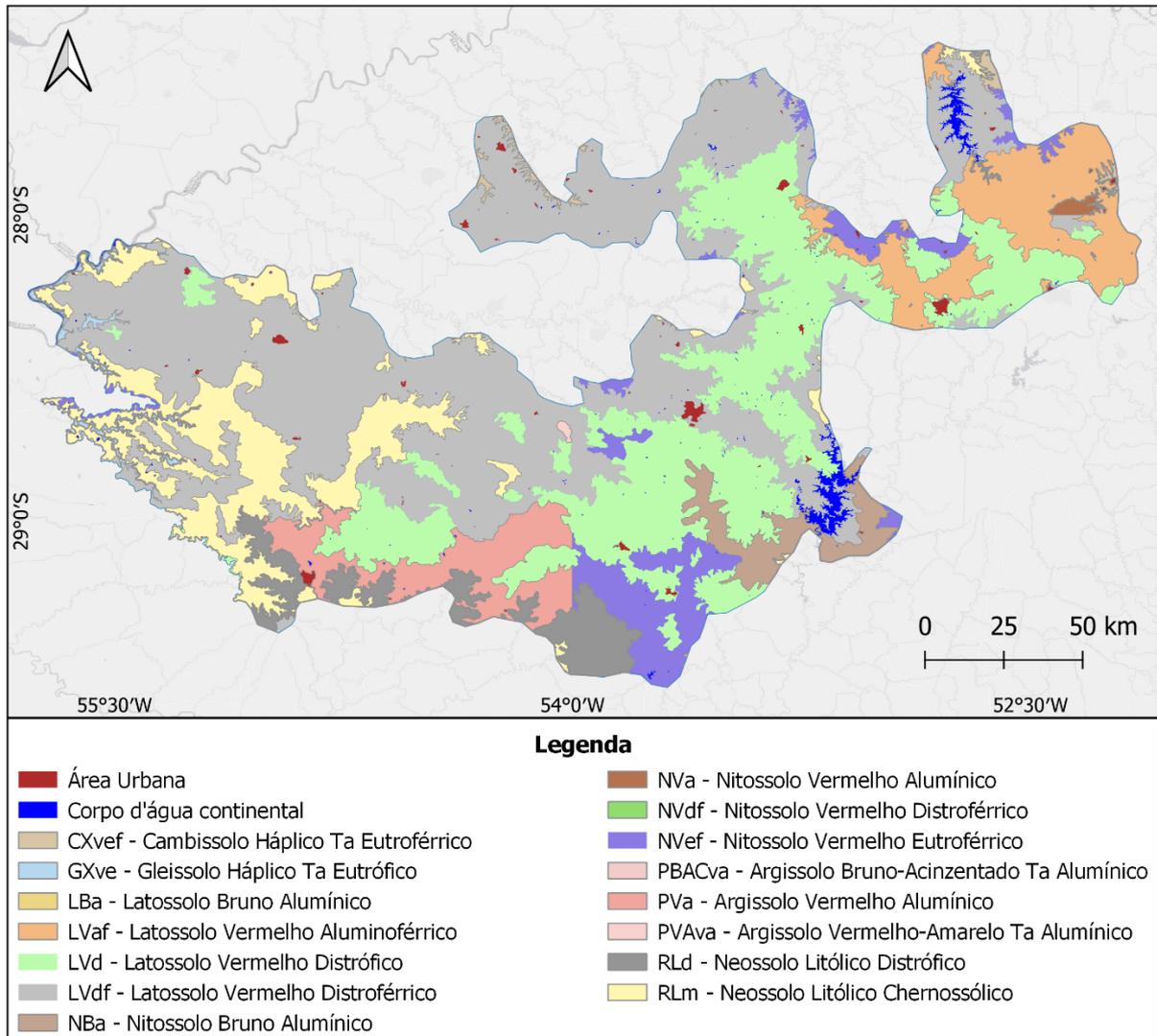


Figura 12 – Mapa de solos para a área de estudo. Fonte: IBGE (2018)

2.3.2.1 Carbono na biomassa acima do solo

A biomassa acima do solo desempenha um papel fundamental no ciclo biogeoquímico do carbono e é um fator chave para a disponibilidade de serviços ecossistêmicos regionais e locais. É resultante do carbono atmosférico após ser absorvido e assimilado pela vegetação, impactando na regulação climática e na

redução dos gases do efeito estufa. A biomassa acima do solo é ainda determinante para a entrada de carbono no solo através dos processos de decomposição de sua matéria morta. A distribuição espacial dos valores de carbono para a biomassa acima do solo pode ser vista na Figura 13.

A classe de agropecuária apresentou uma variação considerável nos valores médios de carbono acima do solo em relação ao tipo de solo, sendo o valor mínimo ocorrendo em Latossolo Vermelho Distrófico (6,10 Mg/ha) e máximo em Argissolo Bruno-Acinzentado Ta Alumínico (26,99 Mg/ha). Já para a classe de campo, esses valores foram de 4,94 Mg/ha e 24,39 Mg/ha para os solos de Argissolo Vermelho Alumínico e Gleissolo Háplico Ta Eutrófico, respectivamente.

Em relação à estimativa total de carbono armazenado na biomassa acima do solo para o CBB, para o Argissolo Bruno-Acinzentado Ta Alumínico o menor estoque nas áreas de agropecuária foi de 37.681,95 t e para campo de 67.744,92 t, enquanto os valores máximos se deram no Latossolo Vermelho Distroférico (53.535.567,37 t) para agropecuária e no Neossolo Litólico Chernossólico para campo (45.185.568,13 t).

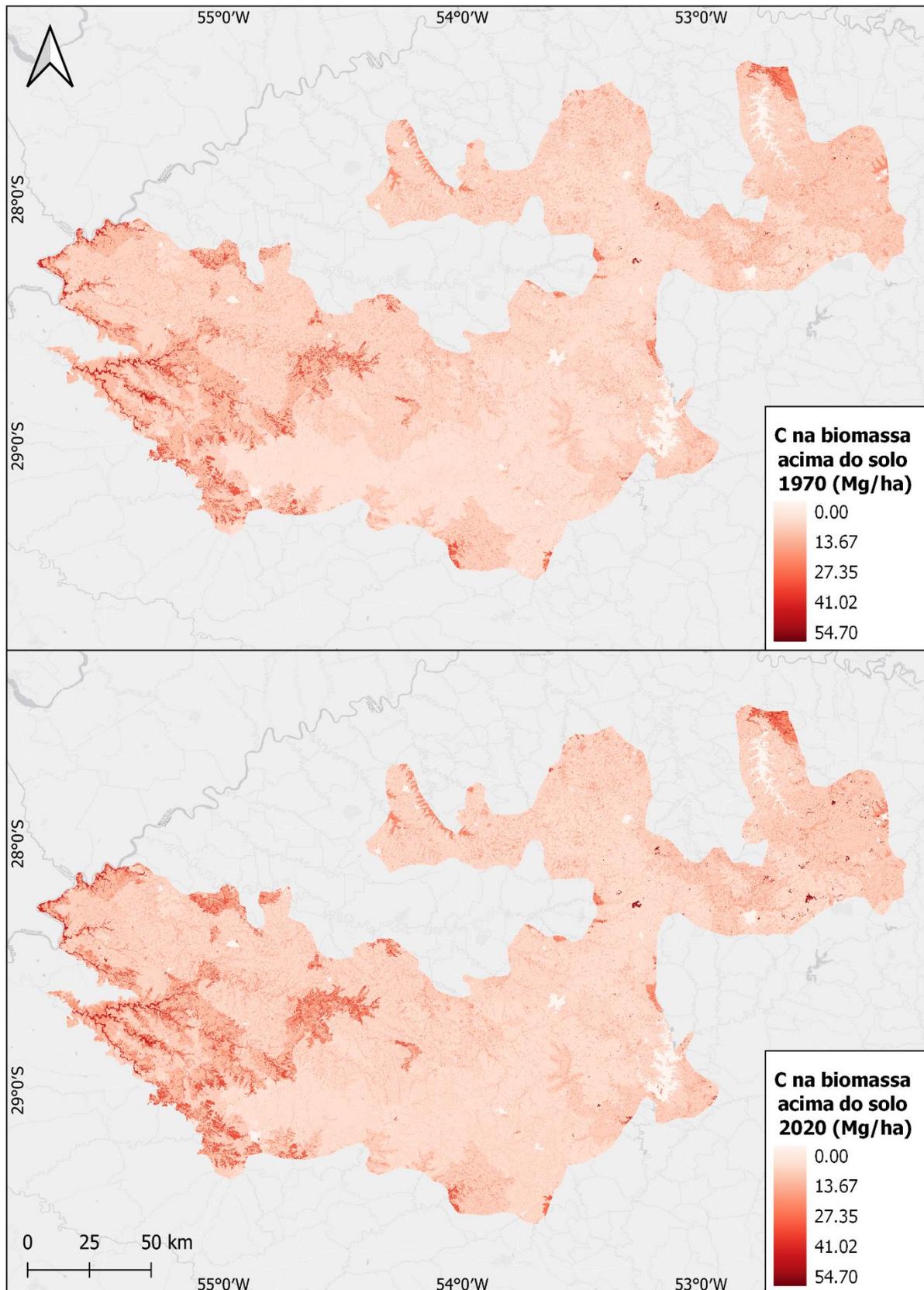


Figura 13 – Estoque de carbono estimado na biomassa acima do solo.

É necessário ressaltar que para esse compartimento existe um grande viés de análise do armazenamento de C no que tange às classes de cultivo agrícola, uma vez que a colheita remove o C sequestrado e o mesmo acaba retornando para a atmosfera, tanto no processo de beneficiamento dos produtos quanto nos mais diversos fins que esses possuem na cadeia industrial, alimentícia etc. (PENMAN *et al.*, 2003).

2.3.2.2 Carbono na biomassa abaixo do solo

Para a classe de agropecuária, assim como para a biomassa acima do solo, houve variação considerável nos valores médios de carbono abaixo do solo no que tange aos diferentes tipos de solo considerados. Os valores resultantes para a estimativa de estoque de carbono na biomassa abaixo do solo podem ser vistos na Figura 14. O valor mínimo ocorreu em Latossolo Vermelho Distrófico (1,89 Mg/ha) e máximo em Latossolo Bruno Alumínico (11,09 Mg/ha).

Na classe de campo, foram registrados valores de 2,22 Mg/ha e 10,85 Mg/ha para os solos de Argissolo Vermelho-Amarelo Ta Alumínico e Gleissolo Háplico Ta Eutrófico, respectivamente. A estimativa total de carbono armazenado na biomassa abaixo do solo, mostrou que o Argissolo Bruno-Acinzentado Ta Alumínico foi o que apresentou menor estoque nas áreas de agropecuária (14.893,37 t) e campo (25.128,63 t), enquanto o máximo se dá no Latossolo Vermelho Distroférico (18.430.061,97 t) na classe de agropecuária e no Neossolo Litólico Chernossólico para campo (30.268.626,37 t). Essas estimativas generalizam a proporção de raízes dentre os diferentes tipos de vegetação, especialmente os agrícolas, sendo um reflexo da falta de padronização de amostragem e estimativa do conteúdo de C nos estudos disponíveis na literatura.

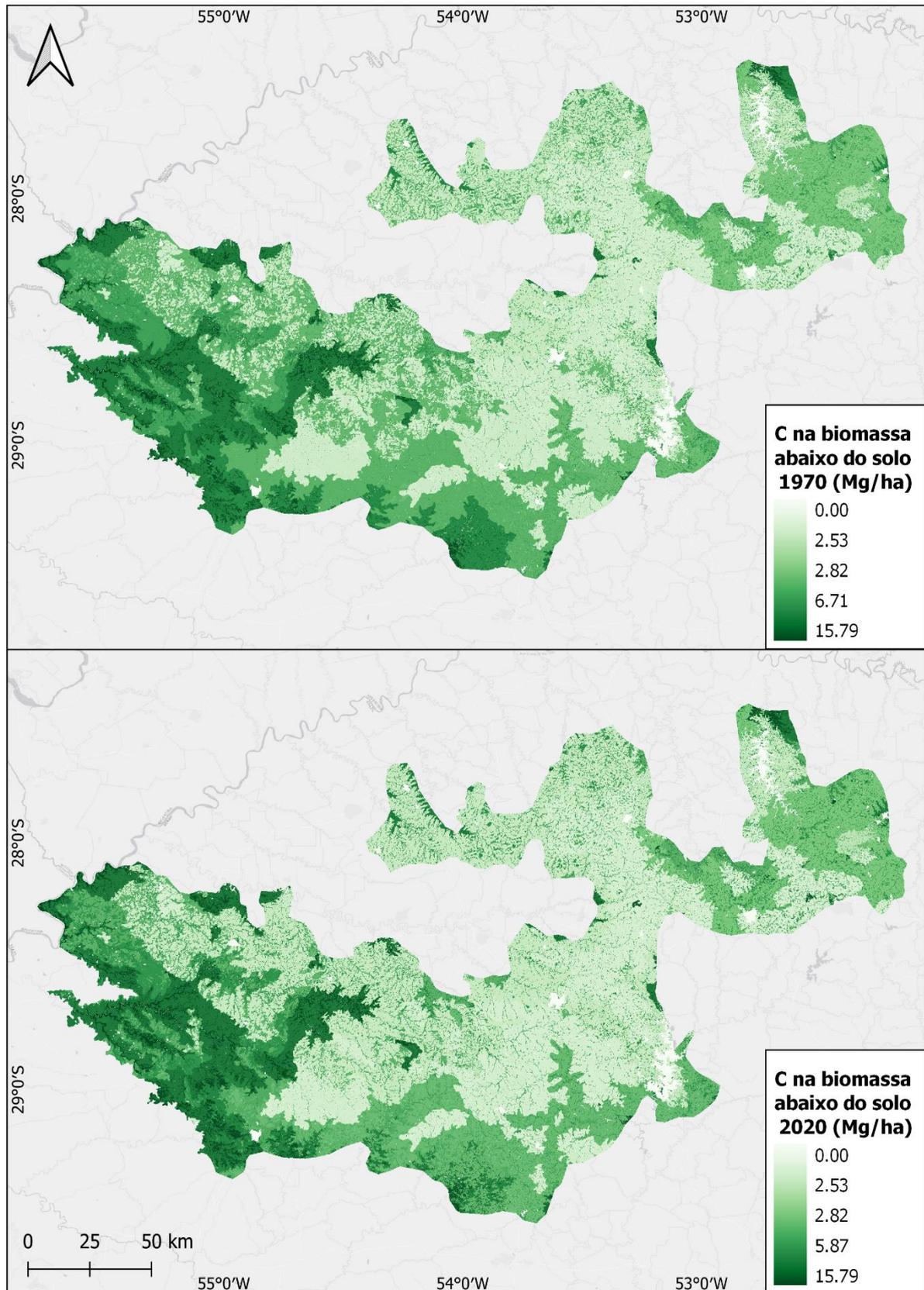


Figura 14 – Estoque de carbono estimado na biomassa abaixo do solo.

2.3.2.3 Carbono no solo (0-30cm)

Em termos de estoque de carbono na camada de solo de 0-30 cm no ano de 1970, a classe de agropecuária registrou valores médios mínimos e máximos de 2.88 Mg/ha e 16.33 Mg/ha em Gleissolo Háplico Ta Eutrófico e Latossolo Vermelho Aluminoférrico, respectivamente (Figura 15).

Ressaltamos aqui a complexidade de utilização e interpretação de dados oriundos da bibliografia, referente à quantidade de carbono presente no solo – independentemente da profundidade amostrada – e de seu potencial de armazenamento. Isso decorre principalmente por diferenças e inconsistências na amostragem e quantificação de C, que são resultado da falta de uma metodologia padronizada, fator já percebido e proposto pela *Food and Agriculture Organization* (FAO, 2019).

Ainda, é necessário destacar que as estimativas aqui realizadas referentes ao COS consideraram apenas dados das camadas mais rasas 0-30cm, obtidos em trabalhos prévios por outros autores. Apesar disso, e dos poucos estudos que consideram camadas mais profundas, a subsuperfície pode conter mais da metade do estoque total de C no solo, devendo ser considerada para estimativas mais acuradas e estudos futuros (RUMPEL, 2014).

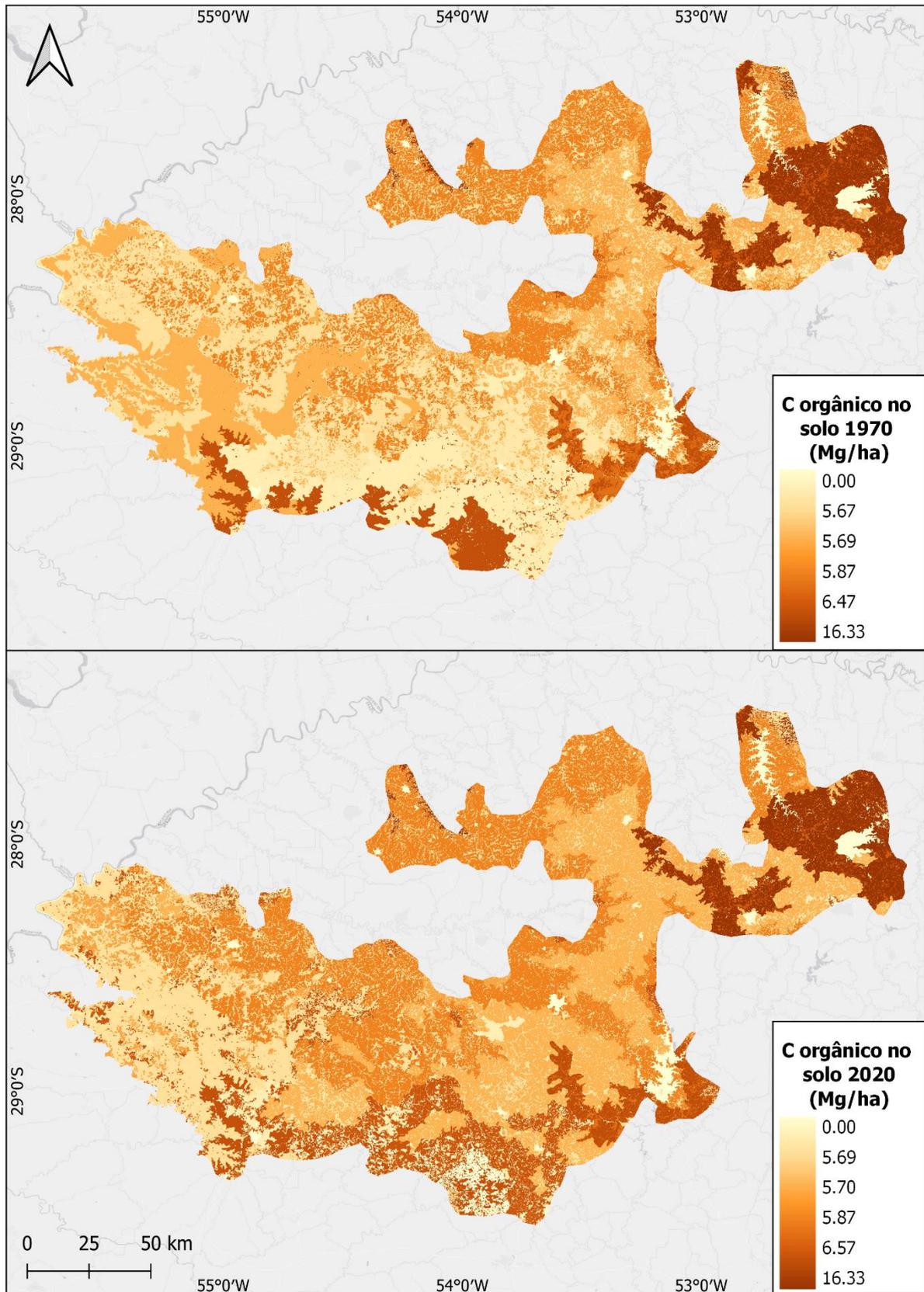


Figura 15 – Estoque de carbono estimado no solo.

2.3.2.4 Carbono total

A aplicação do modelo Carbon do software InVEST permitiu avaliar, ainda que grosseiramente, os serviços ecossistêmicos relacionados ao uso e cobertura da terra por meio da quantificação dos estoques de C orgânico total presentes na camada 0-30 cm dos solos, na biomassa aérea e na biomassa subterrânea. O valor total máximo obtido para o ano de 1970, considerando os três compartimentos, foi de 69,76 Mg/ha para áreas florestais de solos Gleissolo Háplico Ta Eutrófico (GXve) em Áreas de Preservação Permanente no leito de rios e de silvicultura alocadas em Neossolo Litólico Chernossólico (RLm) e Latossolo Vermelho Aluminoférrico (LVaf).

Omitindo as regiões recobertas por água e área urbana que tiveram os estoques considerados nulos, as áreas que registraram menor valor total de C estocado correspondem à classe outros em Latossolo Vermelho Distrófico (LVd) com 11,61 Mg/ha, conforme Figura 16. Esse valor está relacionado à cobertura da terra nesses locais, que é caracterizada majoritariamente pela ausência de cobertura vegetal e solo exposto.

Os valores médios para a classe de agropecuária no ano de 1970 apresentaram expressiva diferença entre os tipos de solo e variaram entre 11,64 Mg/ha para as áreas de Nitossolo Vermelho Alumínico e 42,94 Mg/ha em Cambissolo Háplico Ta Eutroférrico. Para a cobertura campestre, os valores médios obtidos nos respectivos solos foram de 11,2 Mg/ha e 29,04 Mg/ha. Os campos apresentaram similar variação, registrando valores médios de 10,96 Mg/ha em solos Argissolo Vermelho-Amarelo Ta Alumínico e 39,8 Mg/ha em Gleissolo Háplico Ta Eutrófico. Já nas áreas agrícolas os valores obtidos para esses solos foram de 14,87 Mg/ha e 22,17 Mg/ha respectivamente.

Estima-se que o solo Argissolo Bruno-Acinzentado Ta Alumínico tenha o menor estoque total de carbono ocorrendo nas áreas de agropecuária (52.575,71 t) e campo (105.838,06 t), enquanto o máximo se dá no Latossolo Vermelho Distroférrico (1.144.633.027 t) para a classe de agropecuária e no Neossolo Litólico Chernossólico para campo (94.534.356,37 t).

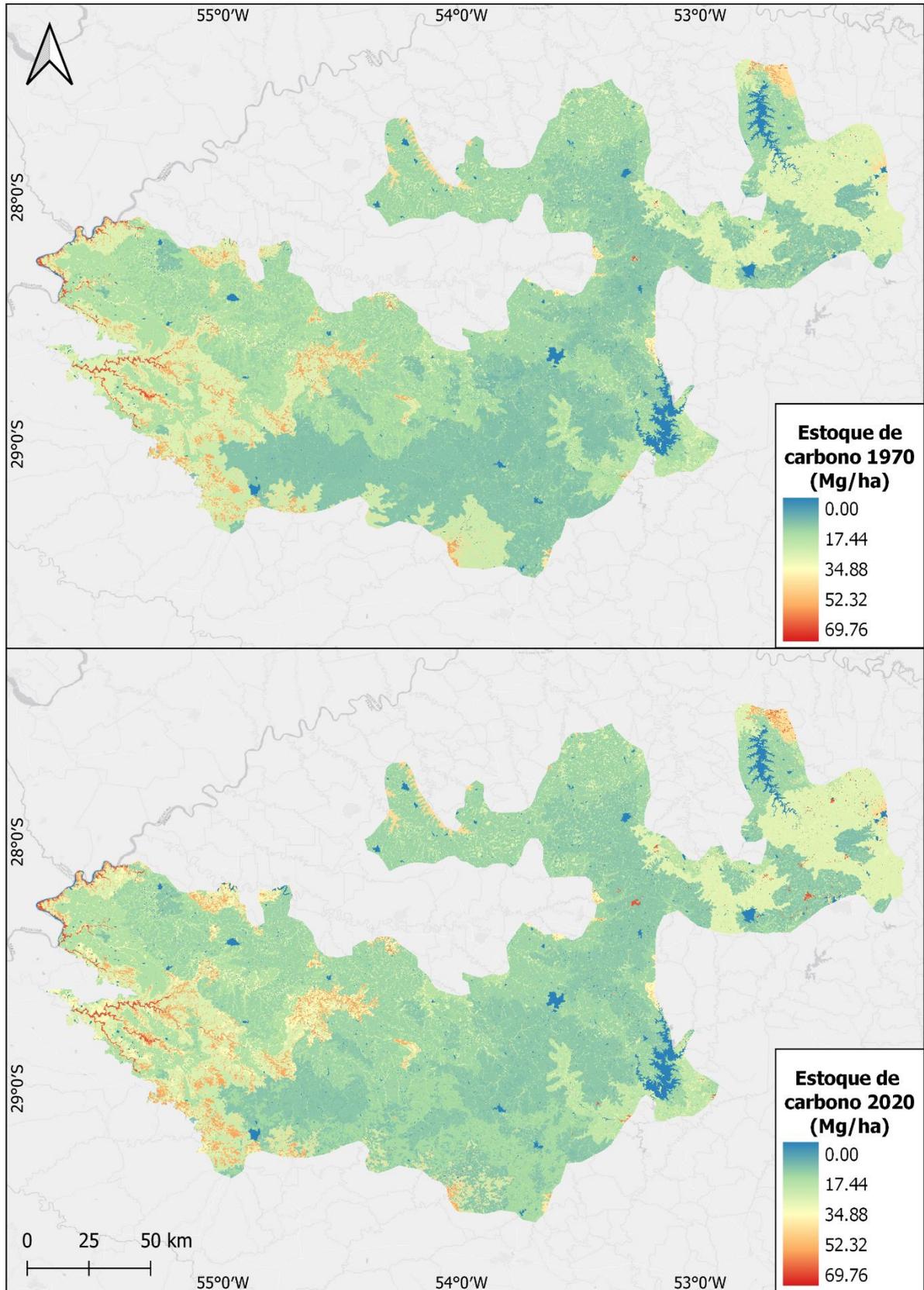


Figura 16 – Estoque total de carbono estimado para os anos 1970 e 2020.

Cabe ressaltar que no ano de 1970 cerca de 43,8% do estoque de carbono do ecossistema encontrava-se retido em áreas de campo, e 35,6% em áreas

agropecuárias. Já em 2020 o estoque caiu para 19,07% em campos, enquanto houve um aumento expressivo nas áreas de agropecuária (Figura 17), que representou 57,4% do C total armazenado na área delimitada para o sistema ecológico Campo com Barba-de-bode (Tabela 14). A principal questão desse aumento em áreas agropecuárias é que o sequestro de carbono não ocorre efetivamente nesses ambientes, uma vez que a cobertura vegetal é removida ao fim da safra e o carbono presente na biomassa é transferido para outras áreas durante o beneficiamento da produção. Por esse motivo, é sugerido que estudos futuros avaliem a remoção desses valores das estimativas de estoque de carbono.

Tabela 14 – Valores aproximados de estoque de carbono por classe de LULC. Unidades em t x 1000 correspondentes ao cálculo pixel-a-pixel.

Classe	1970	2020	Diferença (%)
	Soma	Soma	
Silvicultura	159.928	182.404	+12,3
Floresta	669	5.434	+87,7
Campo	342.643	152.939	-124,04
Agropecuária	278.411	460.648	+39,6
Urbano	-	-	-
Outros	482	533	+9,6
Água	-	-	-

Em relação ao estoque de carbono médio por LULC, a classe de floresta foi a que apresentou os valores mais altos (685,66 Mg/ha em 1970 e 671,91 Mg/ha em 2020), seguida por silvicultura (378,96 Mg/ha em 1970 e 386,73 Mg/ha em 2020), campo (208,81 Mg/ha em 1970 e 236,38 Mg/ha em 2020), agropecuária (193,08 Mg/ha em 1970 e 194,84 Mg/ha em 2020) e outros (116,81 Mg/ha em 1970 e 97,09 Mg/ha em 2020). Apesar de o estoque na biomassa acima do solo da vegetação florestal ser o mais alto registrado para a área de estudo, representa uma pequena fração em termos de área e em relação aos estoques presentes no solo, sendo este o compartimento de maior armazenamento de carbono nos ecossistemas terrestres (FAO, 2018).

Com base nos valores obtidos através das estatísticas zonais, houve um aumento no estoque de carbono de aproximadamente 19.824.014 t entre 1970 e 2020. Isso pode ser atribuído à expansão de áreas de LULC com altos valores de carbono, nesse caso, especificamente para a classe de silvicultura, além do aumento de áreas com desenvolvimento de culturas que sequestram quantidades significantes de

Carbono, mas que posteriormente tem a cobertura vegetal removida implicando no retorno do carbono para a atmosfera.

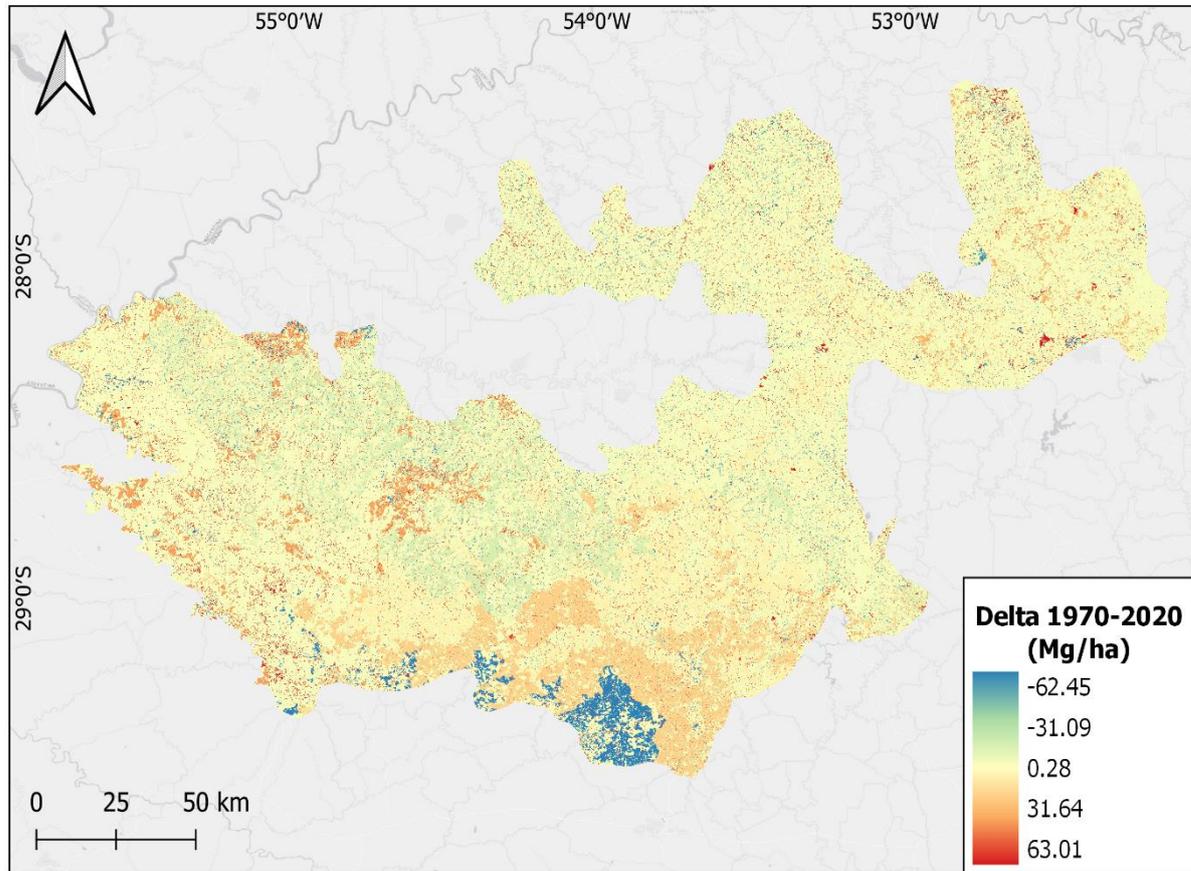


Figura 17 – Diferença nos estoques de carbono estimado entre 1970-2020

A partir das estimativas obtidas com o módulo Carbono do software InVEST foi possível calcular as métricas de declínio observado, declínio máximo e severidade relativa do declínio, necessárias para a avaliação do critério C (Tabela 15). Considerando a severidade relativa obtida para a classe de campo (-55,37%) que, como demonstrado no critério A1, afeta entre 47 e 72% da extensão da área de estudo, classifica-se o CBB como Vulnerável segundo o subcritério C1, que representa um enquadramento otimista tendo em vista as subestimativas decorrentes da remoção da biomassa das áreas cultiváveis.

Tabela 15 – Métricas calculadas para avaliação do critério C. Valores em t x 1000

Classe	Declínio observado	Declínio máximo	Severidade relativa (%)
Silvicultura	- 22.475,84	- 159.928,38	14,05
Floresta	- 4.764,56	- 669,21	711,97

Classe	Declínio observado	Declínio máximo	Severidade relativa (%)
Campo	189.704,48	- 342.643,00	- 55,37
Agropecuária	- 182.236,97	- 278.411,21	65,46
Urbano	-	-	-
Outros	- 51,13	- 482,55	10,60
Água	-	-	-

As estimativas dos estoques de C para os três compartimentos aqui propostos demandam de interpretação cautelosa, primeiramente por conta da disponibilidade e natureza dos dados de entrada, bem como da escala espacial dos estudos-base utilizados. Sabe-se que o ideal para um estudo como esse seria a obtenção de valores médios locais a partir de incursões e amostragens em campo, porém tendo em vista a pandemia de COVID-19 que se instaurou, tal possibilidade se tornou inviável. Além disso, existem diversos fatores que podem contribuir para a variação dos estoques nos diferentes compartimentos, como a profundidade de amostragem e métodos de equivalência para o SOC, as diferentes espécies utilizadas para os sistemas de culturas, inclusive a diversificação sazonal, que aqui não foram distinguidas nas classes de agropecuária, bem como os diferentes sistemas de cultivo – plantio direto e sistema convencional – para os estoques na biomassa acima e abaixo do solo (FERREIRA, 2014; NICOLOSO *et al.*, 2019).

Faz-se necessário ainda destacar as limitações do modelo para a estimativa dos estoques de carbono na paisagem, devido a simplificação e generalização das condições do meio, ocasionadas pela baixa escala dos dados utilizados e pela característica de combinação dos solos – a composição é dada através da combinação dos componentes mais abundantes e presentes em maiores extensões, e não de cada componente individual. Além disso, por se basear apenas nas informações fornecidas pelo usuário, o InVEST não considera diferenças na biomassa, tanto acima quanto abaixo do solo, resultantes dos processos metabólicos vegetativos frente aos diferentes tipos de solo e a variações do clima, podendo resultar em estimativas super ou subestimadas a depender das características locais da vegetação.

Optamos por não incluir na estimativa a classe áreas urbanas devido à escassez de dados e a grande variação nos níveis de urbanização, densidade demográfica e arborização das cidades da região. Apesar das ressalvas, o modelo

utilizado resulta em estimativas regionais mais acuradas do que aquelas que utilizam valores globais propostos por diretrizes internacionais (CASTRO, 2020; WOLFF, 2017).

2.3.3 Probabilidade de colapso do ecossistema – previsão de cenários futuros de LULC

As simulações iniciais conduzidas considerando a área total do ecossistema resultaram em previsões para o ano de 2020 com baixa acurácia (inferior a 60%). Tal qual o constatado no critério A, esse resultado foi relacionado à heterogeneidade espacial das conversões, o que foi confirmado em calibrações posteriores, nas quais a área total de estudo foi regionalizada pelos limites municipais e então foram determinadas as matrizes de transição campo-agropecuária individualmente.

Ao total 115 municípios estão inseridos parcialmente ou totalmente dentro da área de estudo, as taxas de conversão calculadas para os respectivos podem ser vistas no Anexo C – Taxas de transição campo-agropecuária entre os anos de 1985 e 2019 para os municípios que compõem a área de estudo. Fonte: MapBiomas, coleção 6 modificado. Dos 10 municípios com maior extensão alocada dentro do CBB, 7 apresentaram taxas de conversão campo-agropecuária superior a 50% entre os anos de 1975-2019 – Tupanciretã (74,7%), Júlio de Castilhos (75,02%), Cruz Alta (79,6%), Palmeira das Missões (77,1%), São Luiz Gonzaga (55,5%), Jóia (67,1%) e São Miguel das Missões (61,6%). Por outro lado, 11 municípios não tiveram transições campo-agropecuária registradas entre os referidos anos no CBB. Isso ocorre tanto em virtude da extensão alocada dentro no CBB – Tucunduva (5,85 ha), Selbach (49,06 ha) e Ponte Preta (89,44 ha) ou, em outros casos, por já em 1985 não possuírem remanescentes campestres significativos a serem convertidos – Getúlio Vargas, Benjamin Constant do Sul, São Valentim, Lajeado do Bugre, São Martinho, Alto Alegre, Espumoso.

A respeito da correlação entre as variáveis explicativas, apenas a comparação de um par apresentou coeficiente de Cramer V maior do que 0,5, sendo o das distâncias entre campo e agropecuária (0,502), conforme pode ser visto no Anexo D – Coeficientes de Cramer V para as variáveis estáticas utilizadas no critério E. Desse modo excluiu-se as distâncias de campos nativos do cálculo dos pesos de transição e da modelagem de cenários futuros para o LULC da área de estudo.

Analisando-se os pesos de evidência para os municípios que apresentaram taxas de transição superiores a 0,5, o intervalo de distância da classe de agropecuária mais relacionado com as transições foi o de 0 a 30 m. Isso significa que em locais dentro dessa faixa de distância houve maior ocorrência de conversão de campo nativo para a classe de agropecuária do que em distâncias maiores. Quanto aos solos, observa-se que em locais de latossolos houve maior ocorrência de transições do que nos demais solos. As demais variáveis, distância da hidrografia e de estradas não tiveram efeitos significativos sobre as transições em escala local.

O cálculo das métricas de caracterização das manchas através do software Fragstats resultou nos valores apresentados na Tabela 16. Destaca-se para as transições ocorridas entre o período de 1985 a 2019 o tamanho médio dos fragmentos de campo que foram convertidos para agropecuária (7,759), bem como sua variância (16.267,778). Isso demonstra que além de os tamanhos desses fragmentos serem relativamente maiores que os das outras classes, há uma variação significativa no tamanho de suas parcelas, causando como consequência uma paisagem altamente fragmentada e descontínua em relação aos remanescentes campestres que persistiram, conforme mostra a Figura 18.

Tabela 16 – Métricas de caracterização das manchas presentes na paisagem

Classe 1985	Classe 2019	Fragstats		
		Mean Patch Size (ha)	Patch Size Variance(ha)	Patch Isometry
Campo	Floresta	0.429	1.212	1.025
Campo	Silvicultura	1.015	6.204	1.037
Campo	Agropecuária	7.759	16267.778	1.043
Campo	Outros	0.457	0.306	1.029
Campo	Água	0.874	4.913	1.029

Destacam-se os valores obtidos para MediumStratum ($H(x)$) e No ($N(x)$), no qual $H(x)$ é o acordo entre o mapa de referência e um mapa de comparação modificado através da aleatorização das localizações das células dentro de cada estrato do mapa de comparação e $N(x)$ é a concordância entre o mapa de referência e um mapa que tem uma adesão de $1/J$ para cada classe, onde J é o número total de categorias na análise (EASTMAN, 2012).

Os valores obtidos para os respectivos índices Kappa superaram o valor de 0,84. *Klocation* demonstrou que existe um erro de 0,1468 quanto a distribuição

espacial dos pixels no mapa modelado. Esse resultado está possivelmente ligado à ação de outras variáveis espaciais que atuam como condicionantes das conversões e que não foram consideradas na modelagem, influenciando diretamente na calibração. Apesar disso, segundo o valor obtido para o *Kstandard* e considerando que a métrica utilizada pelo critério E pode ser traduzida pela diminuição de área do ecossistema, considerou-se que o valor de 0,8407 representa uma acurácia satisfatória para essa estimativa.

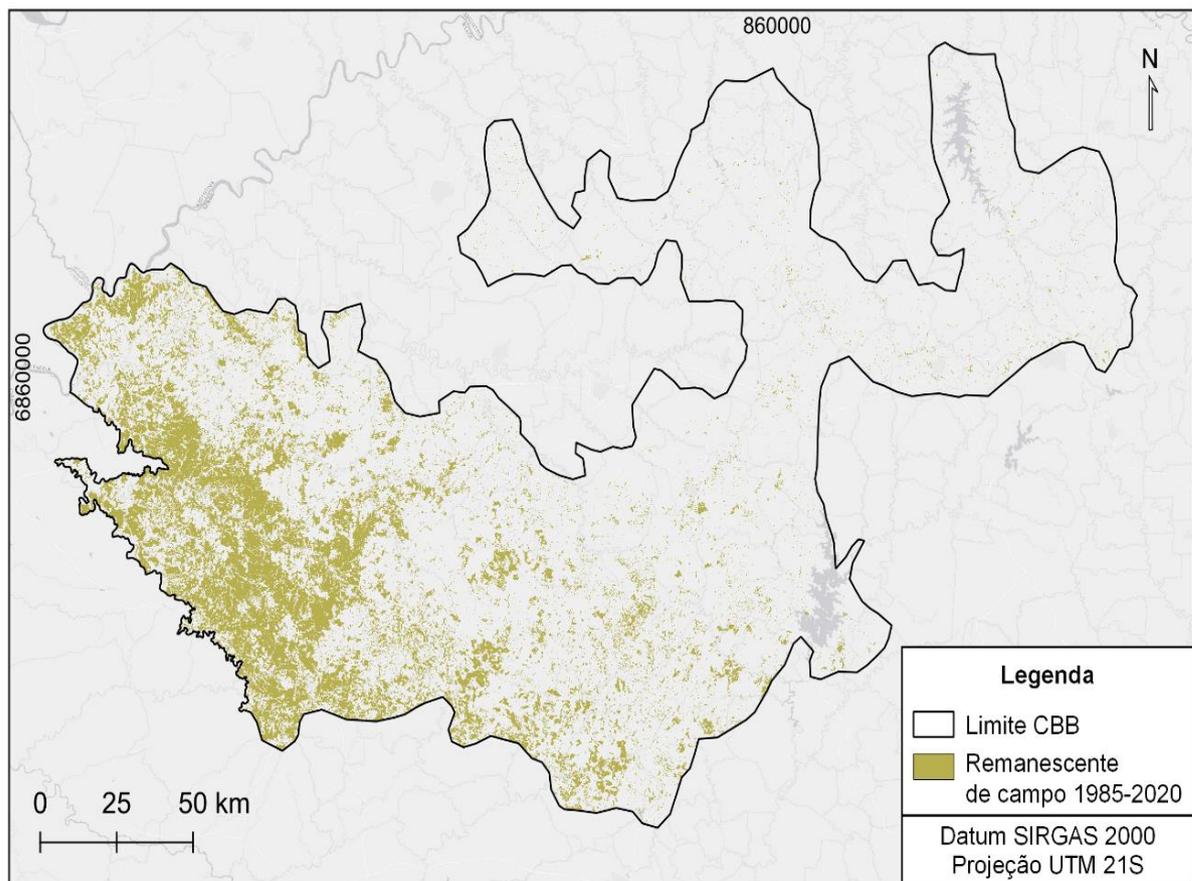


Figura 18 – Remanescentes de campos nativos entre 1985-2020. Fonte: MapBiomias, coleção 6 modificado.

Valores similares de Índice Kappa foram atingidos para a China (90,9%) ao aplicar-se o Dinamica EGO para a modelagem de cenários futuros. Apesar das variáveis condutoras de mudança aqui consideradas se assemelharem à algumas que foram utilizadas nesse estudo – altitude, declividade, distâncias de aglomerados urbanos, corpos hídricos e rodovias – suas implicações para as tendências de transição não ficam claras para esse território (YI; GAO; CHEN, 2012). Os autores utilizaram ainda variáveis como porcentagem de incidência solar, temperatura, textura e granulometria do solo além de densidade populacional que não foram consideradas

nesse escopo, mas podem estar relacionadas com as conversões ocorridas no CBB nos últimos 35 anos e devem ser avaliadas quanto a sua contribuição em estudos futuros.

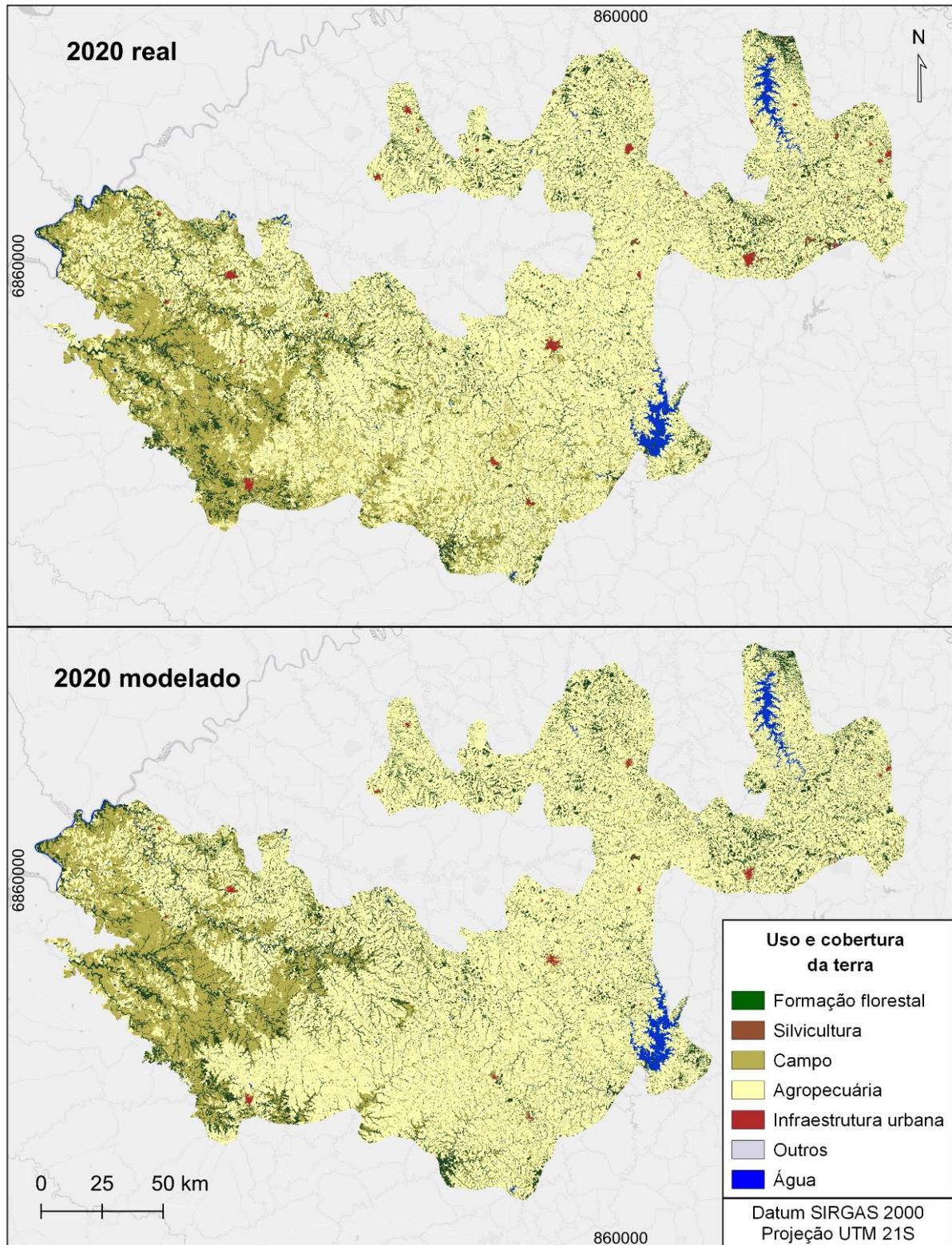


Figura 19 – Mapa real e modelado para o ano de 2020

Em contrapartida, ao simular mudanças futuras no uso da terra para o ano de 2003 com base em taxas de desmatamento entre 1997 e 2000, Andrade *et al.*, (2013) não obtiveram um índice de Kappa tão satisfatório (0,432). Os autores atribuem esse resultado à incorreta estimativa da quantidade de conversões e não são

disponibilizadas informações a respeito do efeito das variáveis condicionantes nas transições – altitude, áreas protegidas, distância de estradas, assentamentos e rios, declividade, solos e vegetação.

Em relação à concordância de área, o mapa modelado para 2020 determinou uma ocorrência de 624.057 ha de campo nativo e 2.454.418 ha de agropecuária ao longo da área de estudo. Já o mapa de referência apresentou para as respectivas classes valores de 647.008 ha para campo nativo e 2.362.280 ha para agropecuária, subestimando em 18,7% as áreas campestres e superestimando em 3,5% a classe de agropecuária.

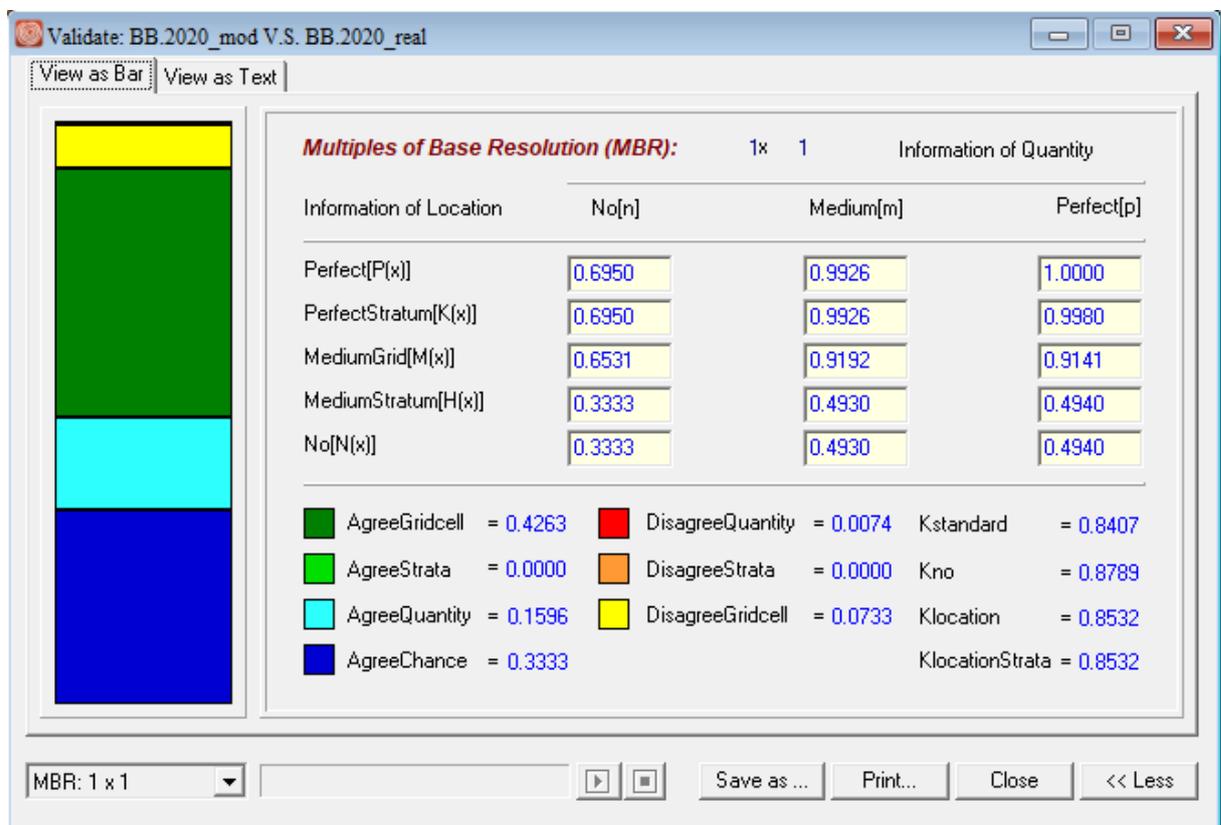


Figura 20 – Valores obtidos para acurácia através da ferramenta *Validate* para TerrSet

A partir desse conjunto de dados, prosseguiu-se para a geração dos cenários de LULC nos anos de 2070 e 2120, que são apresentados na Figura 21. Para o ano de 2070 o mapa modelado apresentou uma área total de remanescentes campestres de 453.626 ha, enquanto para 2120 esse valor foi de 369.216 ha. Já para as áreas de agropecuária esses valores são de 2.552.533 ha e 2.636.943 ha respectivamente. A estimativa do quantitativo de áreas para as classes ao longo dos períodos abrangidos nesse estudo podem ser visualizadas na Figura 22.

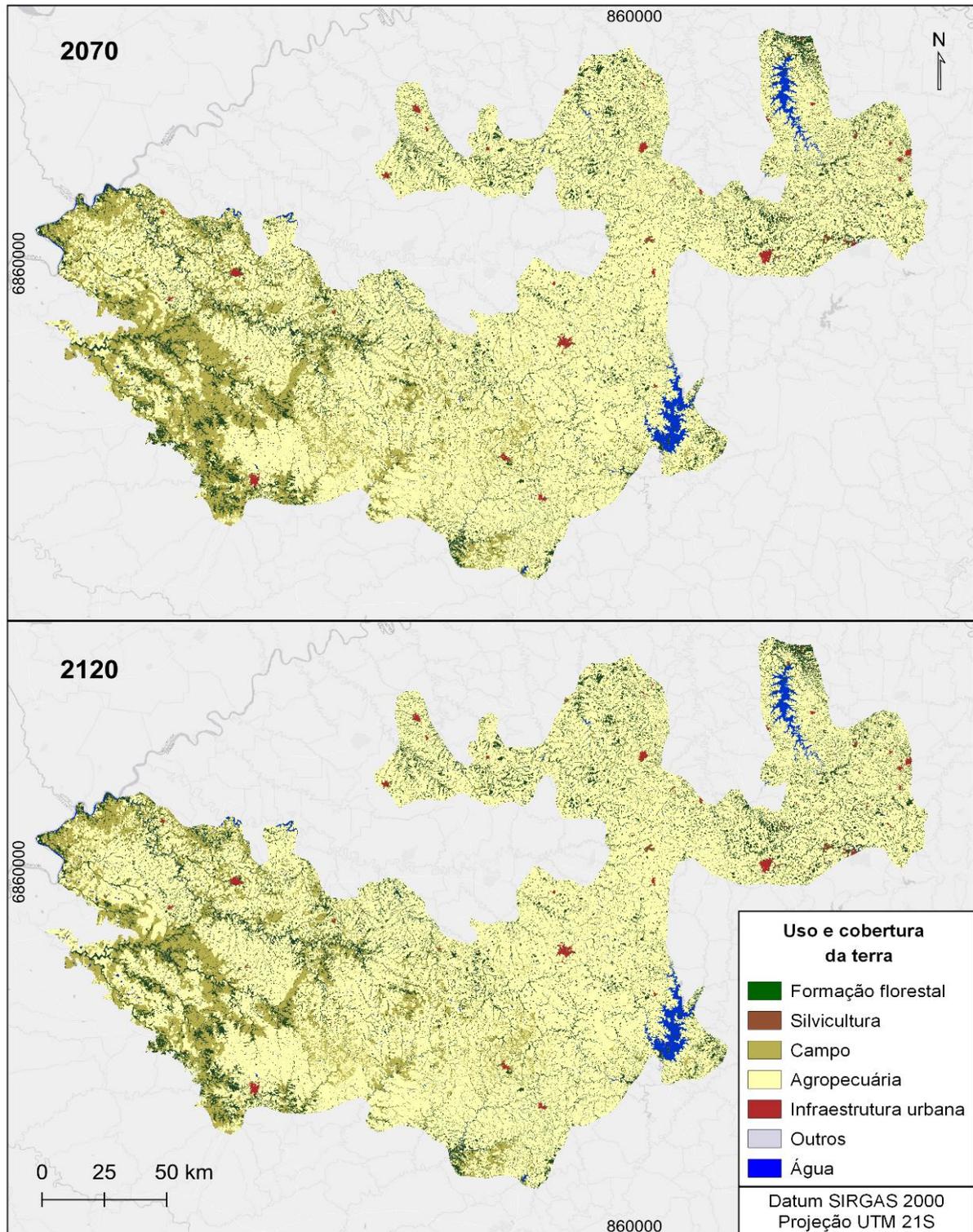


Figura 21 – Mapas de uso e cobertura da terra para os anos de 2070 e 2120

Apesar de termos adotado uma ferramenta que é citada no guia de aplicação da Lista Vermelha de Ecossistemas, é necessário reconhecer algumas deficiências quanto à metodologia utilizada. Primeiramente, é necessário considerar que, até o momento, não existem na bibliografia valores relatados ou estimados para o colapso

desse ecossistema, nem a descrição de variáveis ou métricas que representem adequadamente tal fator. Secundariamente, reconhecemos que os resultados aqui apresentados representam o CBB apenas para um cenário futuro onde há uma estabilização das taxas de conversão, e falham na previsão de cenários distintos que possam ocorrer em virtudes de mudanças políticas, demográficas ou ambientais.

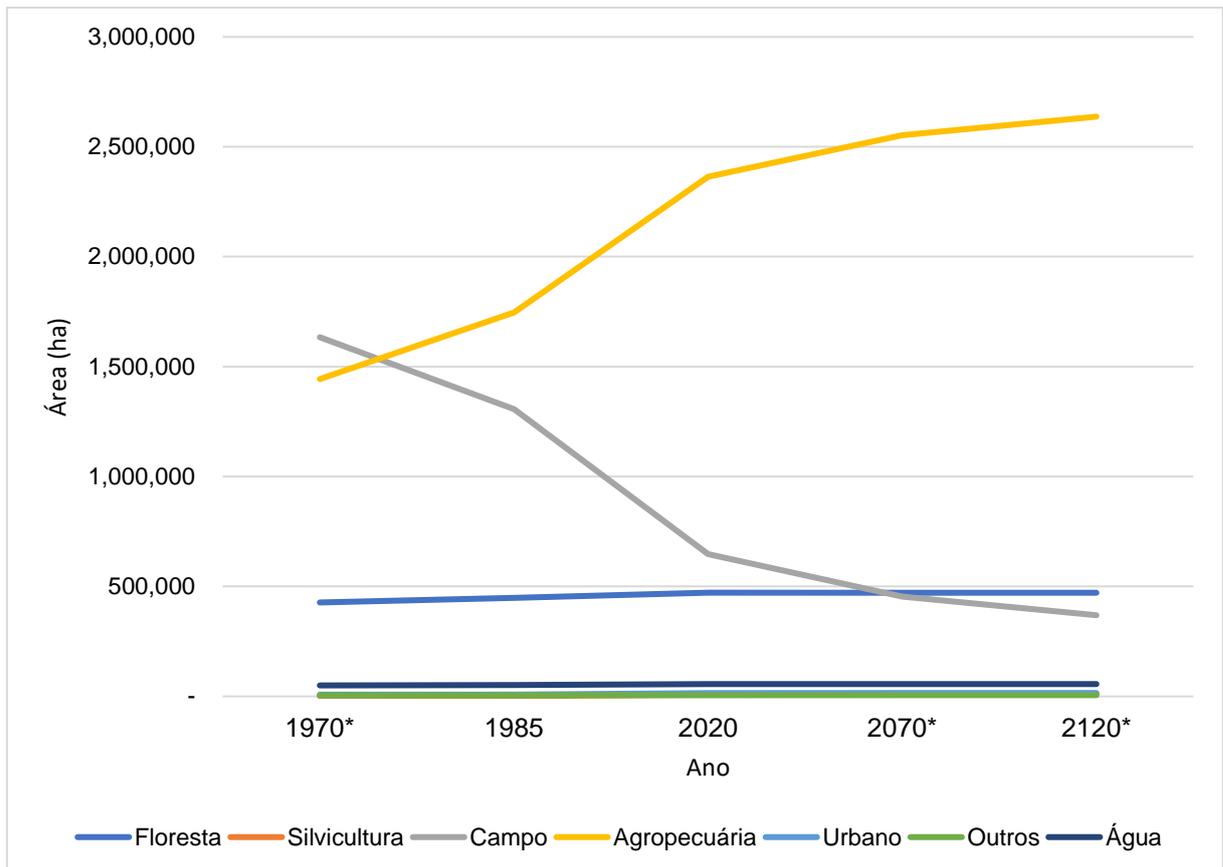


Figura 22 - Quantitativo de área para as classes de LULC ao longo do tempo. *Segundo os mapas modelados nos critérios A e E.

Até o momento, a consulta ao banco de avaliações da Lista Vermelha de Ecossistemas resulta apenas 3 ecossistemas que contemplam em seu diagnóstico o Critério E – Lagoas Coorong/estuário Murray Mouth, Mountain Ash Forest e Meso-American Reef. Para as lagoas foram utilizados modelos de estado-transição e dados hidrológicos e hidrodinâmicos, enquanto os dois últimos realizaram a avaliação do critério segundo modelos estocásticos que consideraram fogo e desmatamento e uma ferramenta de avaliação de cenários de recife de coral, respectivamente (BLAND *et al.*, 2017c; BURNS *et al.*, 2015b; KEITH *et al.*, 2013).

Bland *et al.* (2017) definiram o valor de colapso do ecossistema como sendo a cobertura de coral vivo inferior a 1% do ecossistema mapeado, e a partir disso,

definiram limiares de colapso para indicadores ambientais com base nos níveis necessários para atingir uma cobertura de coral inferior a 1%. A probabilidade de colapso foi então calculada com base na contagem do número de modelos que atingiram o limiar de colapso para cada um dos três indicadores bióticos definidos nos critérios A, B, C e D (cobertura de coral, biomassa de peixes herbívoros e biomassa de peixes piscívoros).

Já BURNS *et al.* (2015) consideraram como limiar de colapso para o ecossistema florestal de Mountain Ash a ocorrência de menos de 1% de árvores ocas adultas nos critérios D1 e D3 e para o critério E a abundância inferior a 1 indivíduo por hectare. Apesar de aqui não termos gerado mais de um cenário futuro, ao nos depararmos com tais valores de referência é possível inferir que, considerando as taxas de conversão dos últimos 35 anos, é improvável que o CBB alcance um valor próximo ao de colapso do ecossistema. Pela ausência crítica da estimativa de probabilidade de colapso, o CBB fica classificado como Dados Insuficientes (DD) no critério E.

Desse modo, sugere-se que estudos futuros sejam conduzidos de modo a considerar distintos cenários de conversão de campos nativos, determinando as classes de conversão mais significativas afim de diminuir a confusão entre classes-destino. Assim como basear-se nas pesquisas prévias, que além das tendências de transição atuais, consideraram hipoteticamente a intensificação de políticas ambientais de proteção dos remanescentes e o aumento no valor de exportação de soja em concomitância com a implementação de maquinário e insumos que possibilitassem a produção em solos considerados não-mecanizáveis até o momento (GOMES *et al.*, 2022).

A partir desses resultados foi possível ainda enquadrar o CBB nas categorias de risco segundo o critério A2. Considerando os quantitativos de área campestre de 647.008 ha em 2020 e 453.626 ha estimados para 2070, conclui-se que aproximadamente 70,1% das áreas campestres nativas desse sistema ecológico foram convertidas a outros usos. Dessa maneira, o CBB se classifica como Em perigo (EN) segundo o critério B2.

3 CONCLUSÃO

A partir dos resultados obtidos foi possível classificar o ecossistema Campo com Barba-de-Bode nas classes de risco definidas pela IUCN segundo os critérios A1, A2, B1, C1 e E. A modelagem do uso e cobertura da terra para o ano de 1970 foi realizada a partir da comparação de acurácia de dois métodos de aprendizagem de máquina – *Multi-Layer Perceptron* (MLP) e *Similarity Weighted* (SimWeight) – na qual foram obtidos valores de 54% e 79% de acurácia geral, respectivamente. O mapa modelado para 1970 demonstra que o CBB se encaixa no critério A1 como Vulnerável no melhor cenário e Em Perigo no pior cenário. Para o critério B1 a classificação obtida Não Preocupante.

Ambas as metodologias aplicadas para a avaliação desses critérios representam ferramentas de aprendizado de máquina bem consolidadas para os mais diversos fins, que não somente os de geoprocessamento e sensoriamento remoto. No nosso caso, atribuímos as taxas de erro principalmente a heterogeneidade espacial, tanto do estado de conservação quanto das conversões que ocorreram no passado. Além disso, é inegável a existência de outros fatores agindo sobre a dinâmica de uso e cobertura local que aqui não foram consideradas e devem ser incluídas em estudos futuros. Ademais, acreditamos que para esse critério o objetivo proposto foi atingido de maneira satisfatória, mesmo com as deficiências encontradas.

A principal inovação proposta para esse caso é a utilização de duas metodologias que, até o momento eram aplicadas apenas para fins de modelagem para o futuro, para a reconstrução de cenários passados aos quais não existem dados orbitais disponíveis e são escassas as observações em campo. Apesar disso, reconhecemos que essa reconstrução, assim como toda metodologia baseada em modelos, apresenta erros intrínsecos que devem imprescindivelmente ser considerados na tomada de decisão, uma vez que são uma maneira de representação computacional da realidade.

A avaliação empregada para o diagnóstico do critério C1 através do InVEST permitiu a estimativa da diferença dos estoques de carbono para os reservatórios da biomassa acima e abaixo do solo, além do carbono orgânico no solo para a camada de 0-30 cm e carbono total. Apesar do indicativo de que houve um aumento de cerca de quase 20 milhões de toneladas no armazenamento de carbono entre os anos de 1970 e 2020, é necessário considerar que grande parte desse valor está atribuído a

áreas de agricultura, que terão sua cobertura vegetal removida e beneficiada, resultando em retorno desse elemento para a atmosfera e, por esse motivo representando uma falsa diferença positiva no balanço de carbono que deve ter sua exclusão considerada das quantificações.

Considerando a redução da cobertura campestre, a análise dos valores de sequestro e armazenamento de carbono permitiu classificar o CBB como Vulnerável, segundo o critério C1, em virtude da severidade relativa ter atingido um valor superior a 55%, no que tange a sua redução. Apesar da metodologia empregada não ter utilizado dados primários em decorrência de razões maiores, é possível concluir que mesmo utilizando-se apenas de dados secundários disponíveis da bibliografia foi possível estimar, ainda que grosseiramente, as diferenças resultantes da conversão de campos nativos em um indicador ambiental e ecossistêmico de extrema importância.

Faz-se necessário considerar, não somente aqui, mas, novamente, para todos os modelos, que o principal fator para o sucesso em termos de resultados significativos e fidedignos da realidade é a qualidade e especificidade dos dados de entrada utilizados. Desse modo, apesar de não haver derivação de uma métrica de acurácia para essas estimativas, consideramos como base para a obtenção dos valores única e exclusivamente pesquisas realizadas à luz da metodologia científica, que foram revisadas e avaliadas por profissionais referências em suas respectivas áreas e reconhecidas por periódicos nacionais e internacionais. Ademais, concluímos que, apesar das fragilidades já mencionadas, o emprego do módulo Carbon desenvolvido pelo InVEST além de ser de fácil acesso e manipulação, nos permitiu a classificação de risco do ecossistema sob o critério C1, ainda que sob uma perspectiva otimista e, portanto, o alcance do objetivo proposto para tal.

A determinação e estimativa de variáveis bióticas históricas, tal qual o demandado para a avaliação do critério D, é um dos maiores desafios para estudos com esse escopo. Não apenas para a área de estudo, mas para os ambientes campestres brasileiros em geral esse é um ponto crítico, em virtude da falta de interesse dos órgãos públicos para a criação unidades de conservação e da falta de registros locais da biodiversidade, tanto de fauna quanto de flora, datadas dos anos 1970. Os resultados obtidos por esse trabalho ressaltam a necessidade urgente de políticas de incentivo a conservação de ecossistemas campestres.

Por fim, em relação ao critério E, a modelagem realizada se concentrou na replicabilidade de padrões espaciais produzidos pela dinâmica histórica da paisagem e sua relação com variáveis bem definidas em estudos prévios. Para a área de estudo referida, a subdivisão em regiões com diferentes taxas de transição foi fundamental para o alcance de métricas de acurácia tangíveis ao objetivo final proposto. Apesar do êxito na simulação do uso e cobertura futuro para 2070 e 2120, reconhecemos a deficiência ocasionada pela utilização de taxas fixas derivadas dos dados existentes. Devido à falta crítica de valores de probabilidade, ocasionados pela determinação de um cenário exclusivamente, o CBB classifica-se como dados deficientes sob o critério E; Sugere-se que esforços futuros busquem apurar, junto a políticas de desenvolvimento municipais, estaduais e federais, fatores demográficos, sociais e ambientais que possam ser integrados aos dados aqui utilizados e aplicados como indicadores de possíveis cenários futuros. Os resultados obtidos nessa etapa fizeram possível ainda a avaliação do CBB sob o critério A2, que resultou em sua classificação como Em Perigo (EN).

A Lista Vermelha de Ecossistemas estabelece uma metodologia robusta e eficiente de avaliação dos riscos aos quais a biodiversidade está submetida e do colapso dos mais diversos tipos de ecossistemas existentes, dando abertura aos pesquisadores para a utilização de indicadores específicos que mais se adequem as particularidades e sensibilidades apresentadas pelos seus objetos de estudo. A partir disso, é possível realizar a comparação de diferentes tipologias ambientais e fornecer suporte ao discernimento dos que necessitam de ações de conservação mais urgentes. Destaca-se assim, a necessidade e incentiva-se a avaliação e o diagnóstico para a área total dos ecossistemas das Savanas Uruguaias, de modo que planejamento governamental possa ser apoiado pela mesma base técnica de conhecimento e por indicadores universais.

FINANCIAMENTO

O presente projeto contou com o financiamento da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), na modalidade bolsa de mestrado, que possibilitou o desenvolvimento profissional e pessoal da autora e sem o qual a realização deste projeto não teria sido viável. Por esse motivo e pela inegável importância da ciência e das agências de fomento de pesquisa do nosso país, em um momento político tão crítico a democracia, somos imensamente gratos.

REFERÊNCIAS

- AGTERBERG, F P; BONHAM-CARTER, G F. Deriving weights of evidence from geoscience contour maps for the prediction of discrete events. *In:* , 1990. **Proceedings of the 22nd APCOM symposium, Berlin, Germany**. [S. l.: s. n.], 1990. p. 381–395.
- ALDABE, Joaquín *et al.* Managing Grasslands to Maximize Migratory Shorebird Use and Livestock Production. **Rangeland Ecology and Management**, [s. l.], v. 72, n. 1, p. 150–159, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rama.2018.08.001>
- ALI, Iftikhar *et al.* Satellite remote sensing of grasslands: From observation to management. **Journal of Plant Ecology**, [s. l.], v. 9, n. 6, p. 649–671, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/jpe/rtw005>
- ANDERSON, J. M. The effects of climate change on decomposition processes in grassland and coniferous forests. **Ecological Applications**, [s. l.], v. 1, n. 3, p. 326–347, 1991. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/1941761>
- ANDRADE, Bianca O. *et al.* Grassland degradation and restoration: A conceptual framework of stages and thresholds illustrated by southern Brazilian grasslands. **Natureza e Conservacao**, [s. l.], v. 13, n. 2, p. 95–104, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ncon.2015.08.002>
- ANDRADE, Ricardo Guimarães *et al.* DINAMICA EGO e Land Change Modeler para simulação de desmatamento na Amazonia brasileira: análise comparativa. **Anais XVI Simposio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Foz do Iguaçu, PR, Brasil, 13 a 18 de abril de 2013, INPE**, [s. l.], v. d, n. 1986, p. 6917–6922, 2013.
- BALDI, German; GUERSCHMAN, Juan Pablo; PARUELO, José María. Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, [s. l.], v. 116, n. 3–4, p. 197–208, 2006. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2006.02.009>
- BALDI, German; PARUELO, José M. Land-use and land cover dynamics in South American Temperate grasslands. **Ecology and Society**, [s. l.], v. 13, n. 2, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.5751/ES-02481-130206>
- BEGON, Michael; COLIN, R. Townsend; HARPER, John L. **Ecology – From Individuals to Ecosystems**, 4th ed., Michael Begon, Colin R. Townsend, John L. Harper, Blackwell Publishing, Oxford, 2005, 738 pages, Price £37.50 (paperback) ISBN: 1405111178. [S. l.: s. n.], 2007. ISSN 00063207.
- BLAND, Lucie M. *et al.* **Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems Categories and Criteria. Version 1.1**. [S. l.: s. n.], 2017a. Disponível em:

<https://doi.org/10.2305/iucn.ch.2016.rle.3.en>

BLAND, Lucie M. *et al.* Using multiple lines of evidence to assess the risk of ecosystem collapse. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, [s. l.], v. 284, n. 1863, 2017b. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.0660>

BLAND, Lucie M. *et al.* Using multiple lines of evidence to assess the risk of ecosystem collapse. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, [s. l.], v. 284, n. 1863, p. 20170660, 2017c. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rspb.2017.0660>

BONHAM-CARTER, Graeme F. **Computer Methods in Geoscience Geographic Information Systems for Geoscientists : Modelling with GIS**. [S. l.: s. n.], 1994.

BURNS, Emma L. *et al.* Ecosystem assessment of mountain ash forest in the Central Highlands of Victoria, south-eastern Australia. **Austral Ecology**, [s. l.], v. 40, n. 4, p. 386–399, 2015a. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/aec.12200>

BURNS, Emma L. *et al.* Ecosystem assessment of mountain ash forest in the Central Highlands of Victoria, south-eastern Australia. **Austral Ecology**, [s. l.], v. 40, n. 4, p. 386–399, 2015b. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/AEC.12200>. Acesso em: 24 jul. 2021.

CARDINALE, Bradley J. *et al.* Impacts of plant diversity on biomass production increase through time because of species complementarity. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, [s. l.], v. 104, n. 46, p. 18123–18128, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.0709069104>

CASALI, Carlos Alberto *et al.* Alteração nos teores de carbono e fósforo orgânico em um Latossolo após 23 anos sob diferentes preparos de solo e culturas de inverno. **FERTBIO**, [s. l.], n. 1, p. 3–6, 2012.

CASTRO, José Igor Almeida. **Utilização da plataforma InVEST para estimar os serviços ecossistêmico no Planalto do Rio Grande do Sul**. 100 f. 2020. - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, [s. l.], 2020.

CONCEIÇÃO, Octavio Augusto C. A Expansão Da Soja No Rio Grande Do Sul. **A expansão da soja no Rio Grande do Sul 1950-75**, [s. l.], p. 108, 1986. Disponível em: <http://cdn.fee.tche.br/digitalizacao/teses-fee/expansao-soja-rio-grande-do-sul-teses-6/expansao-soja-rio-grande-do-sul-teses-6-texto.pdf.pdf>

COSTA, Falberni de Souza *et al.* Aumento de matéria orgânica num latossolo bruno em plantio direto. **Ciência Rural**, [s. l.], v. 34, n. 2, p. 587–589, 2004. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s0103-84782004000200041>

DA SILVA, Luciana Gomes *et al.* Atributos físicos, químicos e biológicos de um Latossolo de

- cerrado em plantio de espécies florestais. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, [s. l.], v. 44, n. 6, p. 613–620, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2009000600010>
- DERNER, Justin D.; SCHUMAN, Gerald E. Carbon sequestration and rangelands: A synthesis of land management and precipitation effects. **Journal of Soil and Water Conservation**, [s. l.], v. 62, n. 2, p. 77–85, 2007.
- DIAS, N. M. P. *et al.* Adsorção de cádmio em dois Latossolos ácricos e um Nitossolo. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, [s. l.], v. 25, n. 2, p. 297–304, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/s0100-06832001000200006>
- DINERSTEIN, Eric *et al.* **Ecoregions of Latin America and the Caribbean (inset map)**. [S. l.: s. n.], 1995. *E-book*.
- DUARTE, Gabriela Teixeira; RIBEIRO, Milton Cezar; PAGLIA, Adriano Pereira. Ecosystem services modeling as a tool for defining priority areas for conservation. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 11, n. 5, p. 1–19, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0154573>
- EASTMAN, J. Ronald. IDRISI Selva Tutorial. **Idrisi Production, Clark Labs-Clark University**, [s. l.], v. 45, n. January, p. 51–63, 2012.
- EFFGEN, Emanuel Mareto *et al.* Atributos químicos de um latossolo Vermelho-Amarelo distrófico sob cultivo de eucalipto e pastagem no sul do Espírito Santo. **Scientia Forestalis/Forest Sciences**, [s. l.], v. 40, n. 95, p. 375–381, 2012.
- FAO. Global Soil Organic Carbon Map. **Food and Agriculture Organization of the United Nations**, [s. l.], p. 1–5, 2018.
- FAO. Measuring and modelling soil carbon stocks and stock changes in livestock production systems: Guidelines for assessment (Draft for public review). **Livestock Environmental Assessment and Performance (LEAP) Partnership.**, [s. l.], p. 170, 2019. Disponível em: <http://www.fao.org/partnerships/leap/publications/en/%0Ahttp://www.fao.org/3/I9693EN/i9693en.pdf>
- FERREIRA, Ademir de Oliveira. Estoque de carbono em áreas pioneiras de plantio direto no rio grande do sul. [s. l.], p. 150 p., 2014.
- FERRER-PARIS, José Rafael *et al.* An ecosystem risk assessment of temperate and tropical forests of the Americas with an outlook on future conservation strategies. **Conservation Letters**, [s. l.], v. 12, n. 2, p. e12623, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/CONL.12623>. Acesso em: 24 jul. 2021.
- FIGUEIRÓ, Adriano Severo; SELL, Jaciele Carine. Paisagem e Geoconservação nos Territórios do Pampa Brasil-Uruguaí – reflexões para uma política transfronteiriça. **Ciência e**

Natura, [s. l.], 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/2179460x55109>

GARCÍA-MORA, M. R.; GALLEGO-FERNÁNDEZ, J. B.; GARCÍA-NOVO, F. Plant diversity as a suitable tool for coastal dune vulnerability assessment. **Journal of Coastal Research**, [s. l.], 2000.

GARDNER, M W; DORLING, S R. **Artificial neural networks (the Multi Layer Perceptron) - a review of applications in the atmospheric sciences** *Atmospheric Environment*. [S. l.: s. n.], 1998.

GIBSON, David J. **Grasses and Grassland Ecology**. [S. l.: s. n.], 2009. ISSN 1022-0119.v. 27

GOMES, Eduardo *et al.* Scenarios of future land use/land cover changes: impacts on cropland use in Šiauliai region (Lithuania). <https://doi.org/10.1080/10106049.2022.2106314>, [s. l.], 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/10106049.2022.2106314>. Acesso em: 16 dez. 2022.

GÓMEZ, Cristina; WHITE, Joanne C.; WULDER, Michael A. Optical remotely sensed time series data for land cover classification: A review. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, [s. l.], v. 116, p. 55–72, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.isprsjprs.2016.03.008>

GOTARDO, Rafael *et al.* Chemical and physical characteristics of a haplic cambisol of the Atlantic rainforest biome under different soil usages. **Revista em Agronegocio e Meio Ambiente**, [s. l.], v. 13, n. 3, p. 1039–1066, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2020V13N3P1039-1066>

HASENACK, Heinrich *et al.* **Mapa de sistemas ecológicos da ecorregião das savanas uruguaias em escala 1:500.000 ou superior e relatório técnico descrevendo insumos utilizados e metodologia de elaboração do mapa de sistemas ecológicos**. Porto Alegre: [s. n.], 2010.

HASENACK, Heinrich Hasenack *et al.* Delimitação biofísica de sistemas ecológicos campestres no Estado do Rio Grande do Sul, sul do Brasil. **Iheringia, Série Botânica**, [s. l.], v. 78, p. e2023001–e2023001, 2023. Disponível em: <https://doi.org/10.21826/2446-82312023v78e2023001>

HASENACK, Heinrich; WEBER, Eliseu. Base Cartográfica Vetorial Contínua do Rio Grande do Sul: Escala 1:50.000. [s. l.], p. 21, 2010.

IBGE. **Pedologia 1:250.000**. [S. l.], 2018. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/pedologia/10871-pedologia.html?=&t=downloads>.

- ICMBIO. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. [S. l.: s. n.], 2018.
- IUCN. An Introduction to the IUCN Red List of Ecosystems: The Categories and Criteria for Assessing Risks to Ecosystems. **An Introduction to the IUCN Red List of Ecosystems**, [s. l.], 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.2305/iucn.ch.2016.rle.2.en>
- JAMESON, Stephen C. *et al.* Development of biological criteria for coral reef ecosystem assessment. **Atoll Research Bulletin**, [s. l.], 1998. Disponível em: <https://doi.org/10.5479/si.00775630.450.1>
- JONES, Michael B. Potential for carbon sequestration in temperate grassland soils. **Grassland carbon sequestration: management, policy and economics. Proceedings of the Workshop on the role of grassland carbon sequestration in the mitigation of climate change.**, [s. l.], p. 1–18, 2010.
- KEITH, David A. *et al.* Scientific Foundations for an IUCN Red List of Ecosystems. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 8, n. 5, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0062111>
- LATHAM, John *et al.* Global Land Cover SHARE (GLC-SHARE) database Beta-Release Version 1.0. **Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), Rome, Italy**, [s. l.], p. 1–39, 2014. Disponível em: <http://www.fao.org/uploads/media/glc-share-doc.pdf>
- LEITE-FILHO, Argemiro T. *et al.* **Modeling Environmental Dynamics with Dinamica EGO (guidebook)**. Belo Horizonte, MG: Centro de Sensoriamento Remoto, 2020. *E-book*.
- MARTINI, R. *et al.* Fracionamento de carbono em nitossolo e cambissolo com aplicação de fertilizantes organominerais. **IV Simpósio Internacional sobre Gerenciamento de Resíduos Agropecuários e Agroindustriais**, [s. l.], p. 4, 2015.
- MELO, Antonio Willian Flores De. Avaliação do estoque e composição isotópica do carbono do solo no Acre. **Escola superior de Agricultura Luiz de Queiroz**, [s. l.], n. November, p. 73, 2003. Disponível em: c:%5CDocuments and Settings%5CWenceslau%5CMeus documentos%5CDOCUMENTOS%5CBanco_Bibliografico_PDF%5CTese%5CAntonio.pdf
- MENG, Xia *et al.* Threatened status assessment of multiple grassland ecosystems and conservation strategies in the xilin river basin, NE China. **Sustainability (Switzerland)**, [s. l.], v. 12, n. 3, p. 1–17, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su12031084>
- MENGUE, Vagner Paz *et al.* Detecção de mudanças espaciais relacionadas à expansão da fronteira agrícola no Bioma Pampa. **Revista Brasileira de Cartografia**, [s. l.], v. 70, n. 1, p. 40–70, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.14393/rbcv70n1-45189>
- MENGUE, Vagner Paz. **Utilização de séries temporais de imagens de moderada**

resolução espacial para monitoramento das mudanças do uso do solo e cobertura vegetal do bioma pampa. 122 f. 2018. [s. l.], 2018.

MIÑARRO, David Bilenca y Fernando. **Identificación de Areas Valiosas de Pastizal en las pampas y campos de Argentina, Uruguay y sur de Brasil (AVPs).** [S. l.: s. n.], 2004.

MIRAKHORLO, M S.; RAHIMZADEGAN, M. Integration of SimWeight and Markov Chain to Predict Land Use of Lavasanat Basin. **Numerical Methods in Civil Engineering**, [s. l.], v. 2, n. 4, p. 1–9, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.29252/nmce.2.4.1>

MMA, Ministério do Meio Ambiente. **Portaria MMA nº 443, de 17 de dezembro de 2014. Lista nacional oficial das espécies da Flora ameaçadas de extinção.** [S. l.: s. n.], 2014.

MOZUMDER, Chitrini; TRIPATHI, N. K.; LOSIRI, Chudech. Comparing three transition potential models: A case study of built-up transitions in North-East India. **Computers, Environment and Urban Systems**, [s. l.], v. 59, p. 38–49, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.compenvurbsys.2016.04.009>

NETO, Antônio Lunardi; ALMEIDA, Jaime Antonio De. Caracterização morfológica e química de Argissolos com horizontes subsuperficiais escurecidos em Santa Catarina. [s. l.], p. 294–303, 2013.

NICHOLSON, Emily *et al.* Towards consistency, rigour and compatibility of risk assessments for ecosystems and ecological communities. **Austral Ecology**, [s. l.], v. 40, n. 4, p. 347–363, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/aec.12148>

NICOLOSO, Rodrigo da Silveira *et al.* A rotação de culturas aumenta os estoques de carbono e nitrogênio no solo sob sistema plantio direto. *In*: RUEDELL, José; FIORIN, Jackson; FERNANDES, Ângela (org.). **Resultados comparativos de 32 anos dos Sistemas Plantio Direto e Convencional.** Porto Alegre: SESCOOP, 2019. Disponível em: <https://doi.org/978-85-63500-43-4>

NOSS, R. F.; LAROE, E. T.; SCOTT, J. M. Endangered ecosystems of the United States: a preliminary assessment of loss and degradation. **Biological Report - US Department of the Interior, National Biological Service**, [s. l.], 1995. Disponível em: <https://doi.org/10.3368/er.14.1.95>

NOSS, Reed F. *et al.* A multicriteria assessment of the irreplaceability and vulnerability of sites in the Greater Yellowstone Ecosystem. **Conservation Biology**, [s. l.], 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.2002.01405.x>

OVERBECK, Gerhard E. *et al.* Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics**, [s. l.], v. 9, n. 2, p. 101–116, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.ppees.2007.07.005>

PARUELO, José M.; JOBBÁGY, Esteban G.; SALA, Osvaldo E. Current distribution of ecosystem functional types in temperate South America. **Ecosystems**, [s. l.], v. 4, n. 7, p. 683–698, 2001. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10021-001-0037-9>

PEDRA, Wellma Nascimento *et al.* Estoques de carbono e nitrogênio sob diferentes condições de manejo de um Argissolo Vermelho Amarelo, cultivado com milho doce nos tabuleiros costeiros de Sergipe. **Semina: Ciências Agrárias**, [s. l.], v. 33, n. 6, p. 2075–2089, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.5433/1679-0359.2012v33n6p2075>

PENMAN, Jim *et al.* **Good Practice Guidance for Land Use, Land-Use Change and Forestry**. [S. l.: s. n.], 2003.

POLASKY, Stephen *et al.* The impact of land-use change on ecosystem services, biodiversity and returns to landowners: A case study in the state of Minnesota. **Environmental and Resource Economics**, [s. l.], v. 48, n. 2, p. 219–242, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10640-010-9407-0>

PONTIUS, Robert Gilmore; MILLONES, Marco. Death to Kappa: Birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment. **International Journal of Remote Sensing**, [s. l.], v. 32, n. 15, p. 4407–4429, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/01431161.2011.552923>

RICKLEFS, RE. Economia Natureza. **A Economia da Natureza**, [s. l.], p. 255–262, 2010. Disponível em: <http://bases.bireme.br/cgi-bin/wxislind.exe/iah/online/?IsisScript=iah/iah.xis&src=google&base=LILACS&lang=p&nextAction=lnk&exprSearch=760887&indexSearch=ID>

RODRIGUES, Hermann Oliveira; SOARES-FILHO, Britaldo Silveira; COSTA, William Leles De Souza. Dinâmica EGO, uma plataforma para modelagem de sistemas ambientais. **XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**, [s. l.], n. April 2007, p. 3089–3096, 2007.

RUMPEL, Cornelia. Opportunities and threats of deep soil organic matter storage. **Carbon Management**, [s. l.], v. 5, n. 2, p. 115–117, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/17583004.2014.912826>

SANGERMANO, Florencia; EASTMAN, J. Ronald; ZHU, Honglei. Similarity Weighted Instance-based Learning for the Generation of Transition Potentials in Land Use Change Modeling. **Transactions in GIS**, [s. l.], v. 14, n. 5, p. 569–580, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1467-9671.2010.01226.x>

SCURLOCK, J. M.O.; HALL, D. O. The global carbon sink: a grassland perspective. **Global Change Biology**, [s. l.], v. 4, n. 2, p. 229–233, 1998. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.1998.00151.x>

SEPLAG/RS. Plano Estratégico de Desenvolvimento do Corede Central. [s. l.], 2015.

SOARES-FILHO, Britaldo *et al.* Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, [s. l.], v. 107, n. 24, p. 10821–10826, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.0913048107>

SOARES-FILHO, Britaldo Silveira; COUTINHO CERQUEIRA, Gustavo; LOPES PENNACHIN, Cássio. DINAMICA - A stochastic cellular automata model designed to simulate the landscape dynamics in an Amazonian colonization frontier. **Ecological Modelling**, [s. l.], v. 154, n. 3, p. 217–235, 2002. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(02\)00059-5](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(02)00059-5)

SPAWN, S A; GIBBS, H K. **Global Aboveground and Belowground Biomass Carbon Density Maps for the Year 2010**. [S. l.]: ORNL Distributed Active Archive Center, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.3334/ORNLDAAC/1763>

SPGG/RS. **Plano Estratégico de Desenvolvimento da Região das Missões**. [S. l.: s. n.], 2017. v. 4

TORNQUIST, Carlos G. *et al.* Soil Organic Carbon Stocks of Rio Grande do Sul, Brazil. **Soil Science Society of America Journal**, [s. l.], v. 73, n. 3, p. 975–982, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.2136/sssaj2008.0112>

VALÉRIO DE PATTA PILLAR *et al.* **Campos Sulinos - conservação e uso sustentável da biodiversidade**. [S. l.: s. n.], 2009. ISSN 0090-0036.

WANG, Shiping *et al.* Management and land use change effects on soil carbon in northern China's grasslands: A synthesis. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, [s. l.], v. 142, n. 3–4, p. 329–340, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.06.002>

WINK, Charote *et al.* Dinâmica do carbono e nitrogênio em plantações de eucalipto no rio grande do sul. **Revista Brasileira de Ciencia do Solo**, [s. l.], v. 39, n. 6, p. 1623–1632, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/01000683rbc20140182>

WOLFF, Claudia Bos. **Avaliação de serviços ecossistêmicos em paisagens agrícolas dos municípios de Ibirubá e Quinze de Novembro (RS) com protocolo Ecoser**. 134 f. 2017. - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, [s. l.], 2017.

YI, Wei; GAO, Zhiqiang; CHEN, Maosi. Dynamic modelling of future land-use change: a comparison between CLUE-S and Dinamica EGO models. **Remote Sensing and Modeling of Ecosystems for Sustainability IX**, [s. l.], v. 8513, p. 85130H, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1117/12.927781>

ZUBAIR, Opeyemi A.; JI, Wei; WEILERT, Trina E. Modeling the impact of urban landscape change on urban wetlands using similarityweighted instance-based machine learning and Markov model. **Sustainability (Switzerland)**, [s. l.], v. 9, n. 12, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.3390/su9122223>

Anexo A – Tabela com as classes de uso/solo utilizadas no critério C

LULC/Solo	Áreas			
	1970 (ha)	1970 (%)	2020 (ha)	2020 (%)
Agropecuária/Água	1186	0.033	1176	0.033
Agropecuária/CXvef	13498	0.378	12,198	0.342
Agropecuária/Gxve	4075	0.114	6266	0.176
Agropecuária/LBa	151	0.004	136	0.004
Agropecuária/LVaf	197651	5.542	221,776	6.219
Agropecuária/LVd	416518	11.679	678,048	19.014
Agropecuária/LVdf	654709	18.358	897,471	25.167
Agropecuária/NBa	43412	1.217	72,010	2.019
Agropecuária/NVa	9826	0.276	11,534	0.323
Agropecuária/NVdf	272	0.008	232	0.007
Agropecuária/NVef	63215	1.773	123,263	3.457
Agropecuária/PBACva	126	0.004	524	0.015
Agropecuária/PVa	15375	0.431	201,336	5.646
Agropecuária/PVAva	2018	0.057	7347	0.206
Agropecuária/RLd	2302	0.065	49,513	1.388
Agropecuária/RLm	13067	0.366	78,613	2.204
Água/Água	32654	0.916	33,567	0.941
Água/CXvef	18	0.001	29	0.001
Água/GXve	523	0.015	551	0.015
Água/LBa	2	0.000	1	0.000
Água/LVaf	1691	0.047	1477	0.041
Água/LVd	2085	0.058	3661	0.103
Água/LVdf	7174	0.201	9198	0.258
Água/NBa	1030	0.029	1039	0.029
Água/NVa	3	0.000	7	0.000
Água/NVdf	6	0.000	2	0.000
Água/NVef	937	0.026	1437	0.040
Água/PBACva	1	0.000	1	0.000
Água/PVa	713	0.020	1449	0.041
Água/PVAva	7	0.000	26	0.001
Água/RLd	522	0.015	745	0.021
Água/RLm	1878	0.053	2712	0.076
Área urbana	18161	0.509	18,184	0.510
Campo/Água	1202	0.034	232	0.007
Campo/CXvef	877	0.025	284	0.008
Campo/GXve	8440	0.237	4723	0.132
Campo/LVaf	32176	0.902	4686	0.131
Campo/LVd	334001	9.366	62,961	1.766
Campo/LVdf	356604	9.999	99,968	2.803
Campo/NBa	36845	1.033	7080	0.199
Campo/NVa	1970	0.055	228	0.006
Campo/NVef	170988	4.795	105,087	2.947

LULC/Solo	Áreas			
	1970 (ha)	1970 (%)	2020 (ha)	2020 (%)
Campo/PBACva	310	0.009	28	0.001
Campo/PVa	267025	7.487	74,480	2.089
Campo/PVAva	6298	0.177	891	0.025
Campo/RLd	116787	3.275	65,407	1.834
Campo/RLm	301901	8.465	218,636	6.131
Floresta/Água	663	0.019	726	0.020
Floresta/CXvef	5667	0.159	6986	0.196
Floresta/GXve	12167	0.341	13,621	0.382
Floresta/LBa	134	0.004	124	0.003
Floresta/LVaf	43893	1.231	45,094	1.265
Floresta/LVd	66892	1.876	72,336	2.028
Floresta/LVdf	139057	3.899	148,239	4.157
Floresta/NBa	13244	0.371	14,159	0.397
Floresta/NVa	1974	0.055	1936	0.054
Floresta/NVdf	104	0.003	148	0.004
Floresta/NVef	26979	0.757	31,488	0.883
Floresta/PBACva	959	0.027	835	0.023
Floresta/PVa	16876	0.473	22,294	0.625
Floresta/PVAva	767	0.022	839	0.024
Floresta/RLd	15071	0.423	18,801	0.527
Floresta/RLm	76516	2.146	92,764	2.601
Outros/Água	7	0.000	10	0.000
Outros/CXvef	13	0.000	21	0.001
Outros/GXve	6	0.000	48	0.001
Outros/LBa	-	-	0	0.000
Outros/LVaf	144	0.004	369	0.010
Outros/LVd	1901	0.053	1514	0.042
Outros/LVdf	866	0.024	1722	0.048
Outros/NBa	53	0.001	104	0.003
Outros/NVa	4	0.000	10	0.000
Outros/NVef	218	0.006	483	0.014
Outros/PVa	150	0.004	279	0.008
Outros/PVAva	38	0.001	10	0.000
Outros/RLd	48	0.001	129	0.004
Outros/RLm	160	0.004	426	0.012
Silvicultura/Água	-	-	9	0.000
Silvicultura/CXvef	-	-	480	0.013
Silvicultura/LVaf	367	0.010	2295	0.064
Silvicultura/LVd	518	0.015	2773	0.078
Silvicultura/LVdf	55	0.002	1181	0.033
Silvicultura/NBa	24	0.001	157	0.004
Silvicultura/NVa	-	-	60	0.002
Silvicultura/NVdf	-	-	1	0.000
Silvicultura/NVef	1	0.000	466	0.013

LULC/Solo	Áreas			
	1970 (ha)	1970 (%)	2020 (ha)	2020 (%)
Silvicultura/PVa	3	0.000	230	0.006
Silvicultura/PVAva	-	-	18	0.001
Silvicultura/RLd	-	-	30	0.001
Silvicultura/RLm	8	0.000	331	0.009
Urbano/CXvef	23	0.001	81	0.002
Urbano/LVaf	59	0.002	254	0.007
Urbano/LVd	105	0.003	695	0.019
Urbano/LVdf	262	0.007	920	0.026
Urbano/NBa	1	0.000	36	0.001
Urbano/NVdf	-	-	0	0.000
Urbano/NVef	15	0.000	84	0.002
Urbano/PVa	27	0.001	116	0.003
Urbano/RLd	10	0.000	103	0.003
Urbano/RLm	6	0.000	9	0.000

Anexo B – Tabela de estoques de carbono utilizadas no critério C

Legenda	Estoque de carbono em Mg/ha				
	Biomassa		Fonte	Solo	Fonte
	Acima	Abaixo			
Agropecuária/Água	0	0	-	0	-
Agropecuária/CXvef	222.17	86.49	(SPAWN; GIBBS, 2020)	168.5	(MARTINI <i>et al.</i> , 2015)
Agropecuária/Gxve	138.41	75.95	(SPAWN; GIBBS, 2020)	32	(MELO, 2003)
Agropecuária/LBa	295.13	123.25	(SPAWN; GIBBS, 2020)	0	-
Agropecuária/LVaf	101.63	31.36	(SPAWN; GIBBS, 2020)	181.4	(CASALI <i>et al.</i> , 2012)
Agropecuária/LVd	67.76	21.02	(SPAWN; GIBBS, 2020)	63.34	(TORNQUIST <i>et al.</i> , 2009)
Agropecuária/LVdf	81.77	28.15	(SPAWN; GIBBS, 2020)	65.17	(TORNQUIST <i>et al.</i> , 2009)
Agropecuária/NBa	103.50	39.09	(SPAWN; GIBBS, 2020)	100.76	(COSTA <i>et al.</i> , 2004)
Agropecuária/NVa	100.73	28.65	(SPAWN; GIBBS, 2020)	-	-
Agropecuária/NVdf	286.64	91.00	(SPAWN; GIBBS, 2020)	-	-
Agropecuária/NVef	109.27	44.30	(SPAWN; GIBBS, 2020)	63.92	(DIAS <i>et al.</i> , 2001)
Agropecuária/PBACva	299.92	118.54	(SPAWN; GIBBS, 2020)	-	-
Agropecuária/PVa	76.11	38.72	(SPAWN; GIBBS, 2020)	73	(NETO; ALMEIDA, 2013)
Agropecuária/PVAva	103.17	27.73	(SPAWN; GIBBS, 2020)	34.36	(PEDRA <i>et al.</i> , 2012)
Agropecuária/RLd	103.82	41.01	(SPAWN; GIBBS, 2020)	-	-
Agropecuária/RLm	221.66	93.44	(SPAWN; GIBBS, 2020)	77.49	(CASTRO, 2020)
Água/Água	0	0	-	0	-
Água/CXvef	0	0	-	0	-
Água/GXve	0	0	-	0	-
Água/LBa	0	0	-	0	-
Água/LVaf	0	0	-	0	-
Água/LVd	0	0	-	0	-
Água/LVdf	0	0	-	0	-
Água/NBa	0	0	-	0	-
Água/NVa	0	0	-	0	-
Água/NVdf	0	0	-	0	-
Água/NVef	0	0	-	0	-
Água/PBACva	0	0	-	0	-
Água/PVa	0	0	-	0	-
Água/PVAva	0	0	-	0	-
Água/RLd	0	0	-	0	-
Água/RLm	0	0	-	0	-
Campo/Água	0	0	-	0	-

Legenda	Estoque de carbono em Mg/ha				
	Biomassa		Fonte	Solo	Fonte
	Acima	Abaixo			
Campo/CXvef	201.44	65.23	(SPAWN; GIBBS, 2020)	56.01	(TORNQUIST et al., 2009)
Campo/GXve	271.00	120.54	(SPAWN; GIBBS, 2020)	50.76	(TORNQUIST et al., 2009)
Campo/LVaf	131.90	41.34	(SPAWN; GIBBS, 2020)	71.84	(TORNQUIST et al., 2009)
Campo/LVd	59.07	26.95	(SPAWN; GIBBS, 2020)	49.11	(TORNQUIST et al., 2009)
Campo/LVdf	93.76	43.96	(SPAWN; GIBBS, 2020)	62.98	(TORNQUIST et al., 2009)
Campo/NBa	90.51	41.93	(SPAWN; GIBBS, 2020)	67.96	(TORNQUIST et al., 2009)
Campo/NVa	89.04	26.21	(SPAWN; GIBBS, 2020)	9.3	(TORNQUIST et al., 2009)
Campo/NVef	86.80	63.07	(SPAWN; GIBBS, 2020)	62.12	(TORNQUIST et al., 2009)
Campo/PBACva	218.37	81.00	(SPAWN; GIBBS, 2020)	41.79	(TORNQUIST et al., 2009)
Campo/PVa	54.93	48.84	(SPAWN; GIBBS, 2020)	39.57	(TORNQUIST et al., 2009)
Campo/PVAva	61.71	24.68	(SPAWN; GIBBS, 2020)	35.49	(TORNQUIST et al., 2009)
Campo/RLd	103.64	82.62	(SPAWN; GIBBS, 2020)	89.7	(TORNQUIST et al., 2009)
Campo/RLm	149.67	100.26	(SPAWN; GIBBS, 2020)	63.2	(TORNQUIST et al., 2009)
Floresta/Água	0	0	-	0	-
Floresta/CXvef	286.70	106.34	(SPAWN; GIBBS, 2020)	56.01	(TORNQUIST et al., 2009)
Floresta/GXve	467.77	175.41	(SPAWN; GIBBS, 2020)	50.76	(TORNQUIST et al., 2009)
Floresta/LBa	487.00	146.60	(SPAWN; GIBBS, 2020)	59.86	(TORNQUIST et al., 2009)
Floresta/LVaf	209.36	65.34	(SPAWN; GIBBS, 2020)	71.84	(TORNQUIST et al., 2009)
Floresta/LVd	168.82	53.31	(SPAWN; GIBBS, 2020)	49.11	(TORNQUIST et al., 2009)
Floresta/LVdf	188.49	65.26	(SPAWN; GIBBS, 2020)	62.98	(TORNQUIST et al., 2009)
Floresta/NBa	203.35	74.55	(SPAWN; GIBBS, 2020)	67.96	(TORNQUIST et al., 2009)
Floresta/NVa	177.86	53.10	(SPAWN; GIBBS, 2020)	9.3	(TORNQUIST et al., 2009)
Floresta/NVdf	320.29	107.86	(SPAWN; GIBBS, 2020)	63.89	(TORNQUIST et al., 2009)
Floresta/NVef	234.49	97.68	(SPAWN; GIBBS, 2020)	62.12	(TORNQUIST et al., 2009)
Floresta/PBACva	302.36	112.45	(SPAWN; GIBBS, 2020)	41.79	(TORNQUIST et al., 2009)
Floresta/PVa	146.19	68.96	(SPAWN; GIBBS, 2020)	39.57	(TORNQUIST et al., 2009)
Floresta/PVAva	190.27	56.56	(SPAWN; GIBBS, 2020)	35.49	(TORNQUIST et al., 2009)
Floresta/RLd	236.43	141.70	(SPAWN; GIBBS, 2020)	89.7	(TORNQUIST et al., 2009)

Legenda	Estoque de carbono em Mg/ha				
	Biomassa		Fonte	Solo	Fonte
	Acima	Abaixo			
Floresta/RLm	363.46	161.68	(SPAWN; GIBBS, 2020)	63.2	(TORNQUIST et al., 2009)
Outros/Água	0	0	-	0	-
Outros/CXvef	25.50	5.00	(SPAWN; GIBBS, 2020)	0	-
Outros/GXve	328.00	101.50	(SPAWN; GIBBS, 2020)	0	-
Outros/LBa	0	0	-	0	-
Outros/LVaf	50.50	13.17	(SPAWN; GIBBS, 2020)	0	-
Outros/LVd	54.62	23.81	(SPAWN; GIBBS, 2020)	0	-
Outros/LVdf	80.79	33.65	(SPAWN; GIBBS, 2020)	0	-
Outros/NBa	272.50	90.25	(SPAWN; GIBBS, 2020)	0	-
Outros/NVa	262.09	67.95	(SPAWN; GIBBS, 2020)	0	-
Outros/NVef	51.12	20.82	(SPAWN; GIBBS, 2020)	0	-
Outros/PVa	75.83	67.08	(SPAWN; GIBBS, 2020)	0	-
Outros/PVAva	51.00	14.80	(SPAWN; GIBBS, 2020)	0	-
Outros/RLd	62.00	49.00	(SPAWN; GIBBS, 2020)	0	-
Outros/RLm	50.00	49.40	(SPAWN; GIBBS, 2020)	0	-
Silvicultura/Água	0.00	0.00	-	0	-
Silvicultura/CXvef	502.37	159.34	(SPAWN; GIBBS, 2020)	60.66	(GOTARDO et al., 2020)
Silvicultura/LVaf	529.28	170.80	(SPAWN; GIBBS, 2020)	0	-
Silvicultura/LVd	523.23	141.24	(SPAWN; GIBBS, 2020)	29.37	(EFFGEN et al., 2012)
Silvicultura/LVdf	420.81	146.32	(SPAWN; GIBBS, 2020)	0	-
Silvicultura/NBa	559.89	164.82	(SPAWN; GIBBS, 2020)	50.445	(DA SILVA et al., 2009)
Silvicultura/NVa	555.06	164.01	(SPAWN; GIBBS, 2020)	0	-
Silvicultura/NVdf	446.02	135.07	(SPAWN; GIBBS, 2020)	0	-
Silvicultura/NVef	479.21	143.50	(SPAWN; GIBBS, 2020)	0	-
Silvicultura/PVa	451.06	134.15	(SPAWN; GIBBS, 2020)	31.55	(WINK et al., 2015)
Silvicultura/PVAva	441.96	133.47	(SPAWN; GIBBS, 2020)	0	-
Silvicultura/RLd	548.25	174.7	(SPAWN; GIBBS, 2020)	0	-
Silvicultura/RLm	607.76	162.20	(SPAWN; GIBBS, 2020)	0	-
Urbano/CXvef	0	0	-	0	-
Urbano/LVaf	0	0	-	0	-

Legenda	Estoque de carbono em Mg/ha				
	Biomassa		Fonte	Solo	Fonte
	Acima	Abaixo			
Urbano/LVd	0	0	-	0	-
Urbano/LVdf	0	0	-	0	-
Urbano/NBa	0	0	-	0	-
Urbano/NVdf	0	0	-	0	-
Urbano/NVef	0	0	-	0	-
Urbano/PVa	0	0	-	0	-
Urbano/RLd	0	0	-	0	-
Urbano/RLm	0	0	-	0	-

Anexo C – Taxas de transição campo-agropecuária entre os anos de 1985 e 2019 para os municípios que compõem a área de estudo. Fonte: MapBiomas, coleção 6 modificado.

Município	Taxa de transição campo-agropecuária	Área 1985 (ha)		
		Agropecuária	Campo	Total
Água Santa	0.99	160.31	9.78	449.719
Ajuricaba	0.81	16.59	1.69	47.504
Alegria	0.61	355.55	15.24	968.011
Almirante Tamandaré do Sul	-	7964.20	683.18	25435.73
Alto Alegre	-	134.11	0.00	557.741
Augusto Pestana	0.76	2593.53	84.61	7002.794
Benjamin Constant do Sul	-	1060.25	0.00	5647.617
Boa Vista das Missões	0.82	6241.01	446.73	19357.27
Boa Vista do Cadeado	0.85	20040.86	5743.49	67398.93
Boa Vista do Incra	0.85	11639.53	7962.86	50407.13
Bossoroca	0.23	19065.92	38769.74	159615.7
Bozano	0.64	3364.29	2.80	8819.102
Caibaté	0.55	2896.01	1357.83	11587.49
Campinas do Sul	0.79	7538.68	879.57	26245.27
Campos Borges	0.52	3652.87	148.07	15355.37
Capão do Cipó	0.57	13128.67	27475.34	102297.3
Carazinho	0.72	19327.33	3377.07	62884.9
Catuípe	0.87	3029.81	626.77	9609.81
Cerro Largo	0.60	314.55	6.44	1100.028
Chapada	0.79	17553.92	3141.26	55578.9
Chiapetta	0.68	12107.14	1201.07	38732.54
Colorado	0.59	185.06	1.96	464.644
Condor	0.76	9459.79	709.99	27809.96
Coqueiros do Sul	0.73	6643.46	411.36	22341.83
Coronel Bicaco	0.82	11072.48	1291.98	33270.3
Coxilha	0.78	13549.07	1575.33	42311.24
Cruz Alta	0.80	37832.78	14673.49	136123.4
Cruzaltense	0.58	4882.16	171.98	15147.25
Dezesseis de Novembro	0.27	1871.70	2009.35	12083.38
Dois Irmãos das Missões	0.82	6960.84	589.54	22515.94
Entre Rios do Sul	0.53	2848.16	201.89	11315.58
Entre-Ijuís	0.61	8473.12	3116.44	32895.49
Erebango	0.67	4856.23	455.97	15079.5
Erechim	0.75	1564.41	15.92	4435.52
Ernestina	0.66	277.42	20.97	798.814
Erval Seco	0.78	3613.42	94.11	11602.42
Espumoso	-	93.14	0.00	437.123
Estação	0.62	3521.16	82.82	10057.15
Eugênio de Castro	0.77	9336.88	4622.00	37969.1
Fortaleza dos Valos	0.80	14739.92	6380.34	64961.2
Garruchos	0.27	10032.03	17802.95	79187.93
Getúlio Vargas	-	1783.96	0.00	5700.229
Giruá	0.75	13296.97	1779.75	42029.85

Gramado dos Loureiros	0.65	482.41	55.67	1656.316
Ibirubá	0.80	9026.75	1293.06	28229.71
Ijuí	0.86	1399.28	54.36	3858.048
Independência	0.58	11009.53	1026.22	32712.05
Inhacorá	0.69	1726.13	143.01	5150.531
Ipiranga do Sul	0.77	5474.97	308.51	15869.26
Itaara	0.65	355.15	399.09	2084.062
Itacurubi	0.16	8237.24	32549.00	111809.4
Ivorá	0.75	0.24	0.34	11.25
Jaboticaba	0.47	2471.87	4.42	7181.302
Jacuizinho	0.62	6746.45	920.95	23114.93
Jacutinga	0.65	4251.92	196.52	12257.35
Jari	0.58	2989.85	16542.83	48235.2
Jóia	0.67	22486.19	23137.94	121152.4
Júlio de Castilhos	0.75	17787.23	45194.02	164365.8
Lajeado do Bugre	-	1007.51	0.00	2606.687
Maçambará	0.19	83.63	275.53	1524.515
Mato Castelhano	0.74	1969.87	493.71	6949.919
Mato Queimado	0.93	684.50	136.47	2144.89
Nonoai	0.49	693.16	5.16	2442.554
Nova Boa Vista	-	325.41	0.47	989.042
Nova Esperança do Sul	0.09	3.27	82.48	211.808
Nova Ramada	0.66	2845.46	190.99	8379.263
Novo Barreiro	0.92	264.00	33.62	789.106
Palmeira das Missões	0.77	42322.83	5236.30	131308.9
Panambi	0.78	7293.43	278.70	19513.44
Passo Fundo	0.77	9831.36	3302.98	37179.74
Paulo Bento	0.72	1472.65	117.52	5187.639
Pejuçara	0.86	12926.45	1784.30	38711.79
Pinhal Grande	0.92	1022.55	1661.29	6759.717
Pirapó	0.34	14.80	5.70	64.882
Pontão	0.84	13818.67	2316.62	45345.34
Ponte Preta	-	30.15	0.00	89.441
Quatro Irmãos	0.76	7435.33	1365.08	26066.57
Quevedos	0.66	2156.11	13004.95	39199.42
Quinze de Novembro	0.65	2778.79	93.14	10899.45
Redentora	0.31	572.88	26.23	1843.271
Rolador	0.52	4751.36	1634.58	17325.13
Ronda Alta	0.73	10695.45	692.12	33963.26
Rondinha	0.81	563.98	12.38	1456.396
Roque Gonzales	0.32	114.11	14.47	419.89
Saldanha Marinho	0.90	85.48	16.76	257.537
Salto do Jacuí	0.75	8395.02	4883.64	38574.89
Santa Bárbara do Sul	0.84	28735.99	6256.01	90632.85
Santiago	0.29	9433.22	65157.52	198823.2
Santo Antônio das Missões	0.25	17392.63	32931.46	133085.4
Santo Antônio do Planalto	0.66	3425.09	371.43	10936.96
Santo Augusto	0.71	10333.53	562.29	29599.03
São Borja	0.30	5004.03	6719.74	30592.7
São Francisco de Assis	0.25	332.01	3735.79	10850.06
São José das Missões	-	0.07	0.00	0.07
São Luiz Gonzaga	0.56	24992.11	20517.74	124385
São Martinho	-	406.81	0.00	1028.134
São Martinho da Serra	0.65	2286.20	13074.18	41639.35

São Miguel das Missões	0.62	20861.39	21318.57	118896.2
São Nicolau	0.41	7735.68	6381.08	39890.94
São Pedro das Missões	0.73	2502.62	25.09	6889.867
São Pedro do Butiá	-	0.51	0.03	12.345
São Valentim	-	816.08	0.00	3045.59
São Valério do Sul	0.52	2516.45	2.93	6923.947
Sarandi	0.80	1995.22	229.27	7017.775
Seberi	0.80	2085.16	17.57	6377.533
Selbach	-	12.04	0.00	49.056
Sertão	0.74	10902.46	788.63	33128.45
Três de Maio	0.44	6200.03	492.15	18295.51
Três Palmeiras	0.72	2461.38	203.98	9760.116
Trindade do Sul	0.88	2523.43	454.35	8762.886
Tucunduva	-	2.46	0.00	5.853
Tupanciretã	0.75	30264.29	60341.22	225469.8
Unistalda	0.06	1044.23	12434.43	39174.17
Vila Lângaro	0.92	1839.67	150.29	5686.364
Vitória das Missões	0.80	1134.03	893.13	5445.139

Anexo D – Coeficientes de Cramer V para as variáveis estáticas utilizadas no critério E

Classe 1985	Classe 2019	Primeira variável	Segunda variável	Cramer V
Campo	Floresta	distance/distance_to_1	distance/distance_to_3	0.354
Campo	Floresta	distance/distance_to_1	static_var/altitude	0.211
Campo	Floresta	distance/distance_to_1	static_var/declividade	0.202
Campo	Floresta	distance/distance_to_1	static_var/dist_estradas	0.203
Campo	Floresta	distance/distance_to_1	static_var/dist_hidro	0.139
Campo	Floresta	distance/distance_to_1	static_var/solos	0.088
Campo	Floresta	distance/distance_to_3	static_var/altitude	0.409
Campo	Floresta	distance/distance_to_3	static_var/declividade	0.336
Campo	Floresta	distance/distance_to_3	static_var/dist_estradas	0.358
Campo	Floresta	distance/distance_to_3	static_var/dist_hidro	0.058
Campo	Floresta	distance/distance_to_3	static_var/solos	0.313
Campo	Floresta	static_var/altitude	static_var/declividade	0.180
Campo	Floresta	static_var/altitude	static_var/dist_estradas	0.179
Campo	Floresta	static_var/altitude	static_var/dist_hidro	0.032
Campo	Floresta	static_var/altitude	static_var/solos	0.297
Campo	Floresta	static_var/declividade	static_var/dist_estradas	0.170
Campo	Floresta	static_var/declividade	static_var/dist_hidro	0.027
Campo	Floresta	static_var/declividade	static_var/solos	0.099
Campo	Floresta	static_var/dist_estradas	static_var/dist_hidro	0.037
Campo	Floresta	static_var/dist_estradas	static_var/solos	0.091
Campo	Floresta	static_var/dist_hidro	static_var/solos	0.047
Campo	Agropecuária	distance/distance_to_3	distance/distance_to_4	0.503
Campo	Agropecuária	distance/distance_to_3	static_var/altitude	0.410
Campo	Agropecuária	distance/distance_to_3	static_var/declividade	0.336
Campo	Agropecuária	distance/distance_to_3	static_var/dist_estradas	0.358
Campo	Agropecuária	distance/distance_to_3	static_var/dist_hidro	0.060
Campo	Agropecuária	distance/distance_to_3	static_var/solos	0.311
Campo	Agropecuária	distance/distance_to_4	static_var/altitude	0.162
Campo	Agropecuária	distance/distance_to_4	static_var/declividade	0.161
Campo	Agropecuária	distance/distance_to_4	static_var/dist_estradas	0.153
Campo	Agropecuária	distance/distance_to_4	static_var/dist_hidro	0.031
Campo	Agropecuária	distance/distance_to_4	static_var/solos	0.155
Campo	Agropecuária	static_var/altitude	static_var/declividade	0.174
Campo	Agropecuária	static_var/altitude	static_var/dist_estradas	0.167
Campo	Agropecuária	static_var/altitude	static_var/dist_hidro	0.030
Campo	Agropecuária	static_var/altitude	static_var/solos	0.316
Campo	Agropecuária	static_var/declividade	static_var/dist_estradas	0.164
Campo	Agropecuária	static_var/declividade	static_var/dist_hidro	0.026
Campo	Agropecuária	static_var/declividade	static_var/solos	0.105
Campo	Agropecuária	static_var/dist_estradas	static_var/dist_hidro	0.025
Campo	Agropecuária	static_var/dist_estradas	static_var/solos	0.100

Campo	Agropecuária	static_var/dist_hidro	static_var/solos	0.047
Campo	Urbano	distance/distance_to_3	distance/distance_to_5	0.196
Campo	Urbano	distance/distance_to_3	static_var/altitude	0.405
Campo	Urbano	distance/distance_to_3	static_var/declividade	0.336
Campo	Urbano	distance/distance_to_3	static_var/dist_estradas	0.358
Campo	Urbano	distance/distance_to_3	static_var/dist_hidro	0.058
Campo	Urbano	distance/distance_to_3	static_var/solos	0.308
Campo	Urbano	distance/distance_to_5	static_var/altitude	0.139
Campo	Urbano	distance/distance_to_5	static_var/declividade	0.142
Campo	Urbano	distance/distance_to_5	static_var/dist_estradas	0.124
Campo	Urbano	distance/distance_to_5	static_var/dist_hidro	0.018
Campo	Urbano	distance/distance_to_5	static_var/solos	0.121
Campo	Urbano	static_var/altitude	static_var/declividade	0.235
Campo	Urbano	static_var/altitude	static_var/dist_estradas	0.167
Campo	Urbano	static_var/altitude	static_var/dist_hidro	0.026
Campo	Urbano	static_var/altitude	static_var/solos	0.317
Campo	Urbano	static_var/declividade	static_var/dist_estradas	0.221
Campo	Urbano	static_var/declividade	static_var/dist_hidro	0.034
Campo	Urbano	static_var/declividade	static_var/solos	0.085
Campo	Urbano	static_var/dist_estradas	static_var/dist_hidro	0.033
Campo	Urbano	static_var/dist_estradas	static_var/solos	0.096
Campo	Urbano	static_var/dist_hidro	static_var/solos	0.046
Campo	Outros	distance/distance_to_3	distance/distance_to_6	0.290
Campo	Outros	distance/distance_to_3	static_var/altitude	0.412
Campo	Outros	distance/distance_to_3	static_var/declividade	0.336
Campo	Outros	distance/distance_to_3	static_var/dist_estradas	0.358
Campo	Outros	distance/distance_to_3	static_var/dist_hidro	0.060
Campo	Outros	distance/distance_to_3	static_var/solos	0.309
Campo	Outros	distance/distance_to_6	static_var/altitude	0.094
Campo	Outros	distance/distance_to_6	static_var/declividade	0.124
Campo	Outros	distance/distance_to_6	static_var/dist_estradas	0.035
Campo	Outros	distance/distance_to_6	static_var/dist_hidro	0.008
Campo	Outros	distance/distance_to_6	static_var/solos	0.165
Campo	Outros	static_var/altitude	static_var/declividade	0.150
Campo	Outros	static_var/altitude	static_var/dist_estradas	0.114
Campo	Outros	static_var/altitude	static_var/dist_hidro	0.023
Campo	Outros	static_var/altitude	static_var/solos	0.337
Campo	Outros	static_var/declividade	static_var/dist_estradas	0.141
Campo	Outros	static_var/declividade	static_var/dist_hidro	0.023
Campo	Outros	static_var/declividade	static_var/solos	0.107
Campo	Outros	static_var/dist_estradas	static_var/dist_hidro	0.009
Campo	Outros	static_var/dist_estradas	static_var/solos	0.099
Campo	Outros	static_var/dist_hidro	static_var/solos	0.046
Campo	Água	distance/distance_to_3	distance/distance_to_7	0.321
Campo	Água	distance/distance_to_3	static_var/altitude	0.402
Campo	Água	distance/distance_to_3	static_var/declividade	0.336

Campo	Água	distance/distance_to_3	static_var/dist_estradas	0.358
Campo	Água	distance/distance_to_3	static_var/dist_hidro	0.059
Campo	Água	distance/distance_to_3	static_var/soles	0.313
Campo	Água	distance/distance_to_7	static_var/altitude	0.126
Campo	Água	distance/distance_to_7	static_var/declividade	0.124
Campo	Água	distance/distance_to_7	static_var/dist_estradas	0.116
Campo	Água	distance/distance_to_7	static_var/dist_hidro	0.019
Campo	Água	distance/distance_to_7	static_var/soles	0.190
Campo	Água	static_var/altitude	static_var/declividade	0.143
Campo	Água	static_var/altitude	static_var/dist_estradas	0.139
Campo	Água	static_var/altitude	static_var/dist_hidro	0.025
Campo	Água	static_var/altitude	static_var/soles	0.279
Campo	Água	static_var/declividade	static_var/dist_estradas	0.134
Campo	Água	static_var/declividade	static_var/dist_hidro	0.021
Campo	Água	static_var/declividade	static_var/soles	0.101
Campo	Água	static_var/dist_estradas	static_var/dist_hidro	0.027
Campo	Água	static_var/dist_estradas	static_var/soles	0.091
Campo	Água	static_var/dist_hidro	static_var/soles	0.047