



# Detecção de mudanças espaciais relacionadas à expansão da fronteira agrícola no Bioma Pampa

Detection of Spatial Changes Related to the Expansion of the Agricultural  
Borders in the Pampa Biome

*Vagner Paz Mengue*<sup>1</sup>  
*Tatiana Silva da Silva*<sup>2</sup>  
*Denise Cybis Fontana*<sup>3</sup>  
*Fernando Comerlato Scottá*<sup>4</sup>

Recebido em maio de 2016.  
Aprovado em junho de 2017.

## RESUMO

O objetivo principal deste trabalho é avaliar e prever a expansão da fronteira agrícola sobre campos nativos do bioma Pampa, com base em modelos espaciais em sistema de informação geográfica e dados de sensoriamento remoto. Foi utilizado o módulo *Land Change Modeler (LCM)*, do *software* IDRISI, no município de Tupanciretã, RS, para quantificar as mudanças ocorridas e realizar previsões até 2025. Uma classificação híbrida foi realizada com imagens multiespectrais dos satélites Landsat 5 e 8, nos anos de 1985, 2005, 2011 e 2015, para servir de dados de entrada do modelo. Para desenvolver e validar o modelo, foram utilizadas covariáveis explanatórias e computadas a exatidão global e a curva ROC. Foi verificado um aumento de aproximadamente 90.586 hectares da área agrícola entre os anos 1985 e 2015, enquanto a área de campo foi reduzida. O LCM permitiu a geração e validação de um modelo de previsão do uso do solo até o ano de 2025. Foi predito um contínuo aumento médio de 1.453 ha/ano das áreas agrícolas, substituindo áreas originais de campo a uma taxa de 1.427 ha/ano.

**PALAVRAS-CHAVE:** Geoprocessamento. Modelagem. Uso do Solo. Bioma Pampa.

---

<sup>1</sup>Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Centro Estadual de Pesquisas em Sensoriamento Remoto e Meteorologia (CEPSRM), Brasil. E-mail: vagnergeo@yahoo.com.br

<sup>2</sup>Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Departamento de Geodésia, Instituto de Geociências, Brasil. E-mail: tatiana.silva@ufrgs.br

<sup>3</sup>Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Departamento de Plantas Forrageiras e Agrometeorologia, Brasil. E-mail: dfontana@ufrgs.br

<sup>4</sup>Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Programa de Pós-Graduação em Geociências, Brasil. E-mail: fscotta@gmail.com

## **ABSTRACT**

This study aims at to evaluate and predict the agricultural frontier expansion into native grasslands of the Pampa biome, based on spatial models in geographic information system and remote sensing. The Land Change Modeler module (LCM), from the software IDRISI, was used in the Tupanciretã city, RS, to quantify the changes and make predictions until 2025. A hybrid classification was performed with multispectral images of Landsat 5 and 8, in 1985, 2005, 2011 and 2015, to serve as a model input data. To develop and validate the model, explanatory variables were used and computed the overall accuracy and ROC curve. Was recorded an increase of approximately 90,586 hectares of agricultural area between the years 1985 and 2015, while the grassland area was reduced. The LCM allowed the generation and validation of a predictive land use model for the year 2025. Was predicted a continuous agricultural increase areas of an average 1,453 ha / year, replacing original grassland areas at a rate of 1.1427 ha / year.

**KEYWORDS:** Geoprocessing. Land use modeling. Pampa Biome.

\* \* \*

## **Introdução**

O Bioma Pampa é caracterizado pelo predomínio da fisionomia vegetal campestre e ocorre sobre uma porção de terras do sul do Brasil se estendendo até o Uruguai e Argentina, devido à sua grande diversidade biológica, os campos desse bioma são considerados como área de extrema importância biológica para a conservação da fauna e flora (OVERBECK *et al.*, 2007). Entretanto, os campos já desapareceram em muitas áreas e os remanescentes correm grande risco de serem transformados em novas lavouras, pastagens cultivadas e plantações de árvores (PILLAR e LANDE, 2015).

Diversos trabalhos científicos analisaram séries temporais com imagens orbitais de alta resolução temporal no Bioma Pampa (FABRICANTE *et al.*, 2009; WAGNER *et al.*, 2013; SCOTTÁ e FONSECA, 2015). Esses trabalhos tiveram como objetivo avaliar a dinâmica agrometeorológica dos campos nativos do Bioma Pampa, mas não quantificaram a área convertida para uso agrícola ao longo dos anos. Existem poucos estudos sobre esse tema, que utilizem técnicas de modelagem espacial com sensores orbitais para quantificar transformações do uso do solo causados pelo homem no bioma

Pampa. Compreender as transformações ocorridas no uso do solo, para entender melhor a estrutura e dinâmica recente das paisagens, é importante para os gestores públicos identificarem as áreas que sofreram grandes alterações, principalmente áreas prioritárias de planejamento e também as áreas com grande fragilidade ambiental, como o Bioma Pampa.

O padrão de cobertura do uso do solo de uma determinada região é consequência de fatores naturais e socioeconômicos (KUMAR *et al.*, 2015), resultados obtidos em modelos de predição possuem forte relação com os parâmetros físicos (geologia, geomorfologia, relevo, etc). Conforme Lambin *et al.* (2001), mudanças no uso do solo são ocasionadas pela resposta das pessoas a oportunidades econômicas, mediadas por fatores institucionais, sendo as oportunidades e restrições aos novos usos do solo criadas a partir de políticas e mercados locais e nacionais, em que forças globais se tornam as principais determinantes de tais mudanças, uma vez que amplificam ou atenuam fatores locais.

A prática da agricultura no Brasil é um dos grandes responsáveis pelas transformações do uso do solo, devido, principalmente, à abertura e estabilização da economia e à expansão do crédito rural. Desta maneira, é de fundamental importância o conhecimento das dinâmicas de transformação do uso do solo para compreensão do espaço, o que possibilita inferir tendências de cenários futuros (BRANNSTROM *et al.*, 2008). A busca por técnicas de baixo custo operacional, maior rapidez e precisão são fundamentais para o mapeamento e monitoramento de culturas agrícolas, que são os principais responsáveis pela diminuição dos campos nativos ao longo dos últimos anos.

Os cultivos de primavera-verão são responsáveis pela maior parte da produção de grãos no Brasil, em que o Estado do Rio Grande do Sul se destaca como um dos maiores produtores. Conforme dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2015) a soja, milho e o arroz irrigado são as principais culturas de primavera-verão, o que equivale a 98,1% da área plantada e de 93,32 % da produção total no Estado do Rio Grande do Sul.

Paralelamente, os sistemas de informação geográfica (SIG) surgem como uma ferramenta que possibilita processar dados de diversas origens, como em estudos do meio ambiente, agricultura e novos módulos de modelagem espacial para pesquisas de previsão ou simulação de determinados fenômenos ou no apoio a decisões de planejamento.

O objetivo principal deste trabalho foi avaliar e predizer a expansão da fronteira agrícola sobre campos nativos do bioma Pampa com base em modelos espaciais em sistema de informação geográfica e sensoriamento remoto no município de Tupanciretã. Foi utilizado o módulo *Land Change Modeler*, do aplicativo *IDRISI*, para analisar as mudanças ocorridas.

## 2 Material e métodos

A seguir será apresentada a descrição da área de estudo, a base de dados utilizada, bem como a descrição dos processos metodológicos e os *softwares* utilizados no desenvolvimento do trabalho.

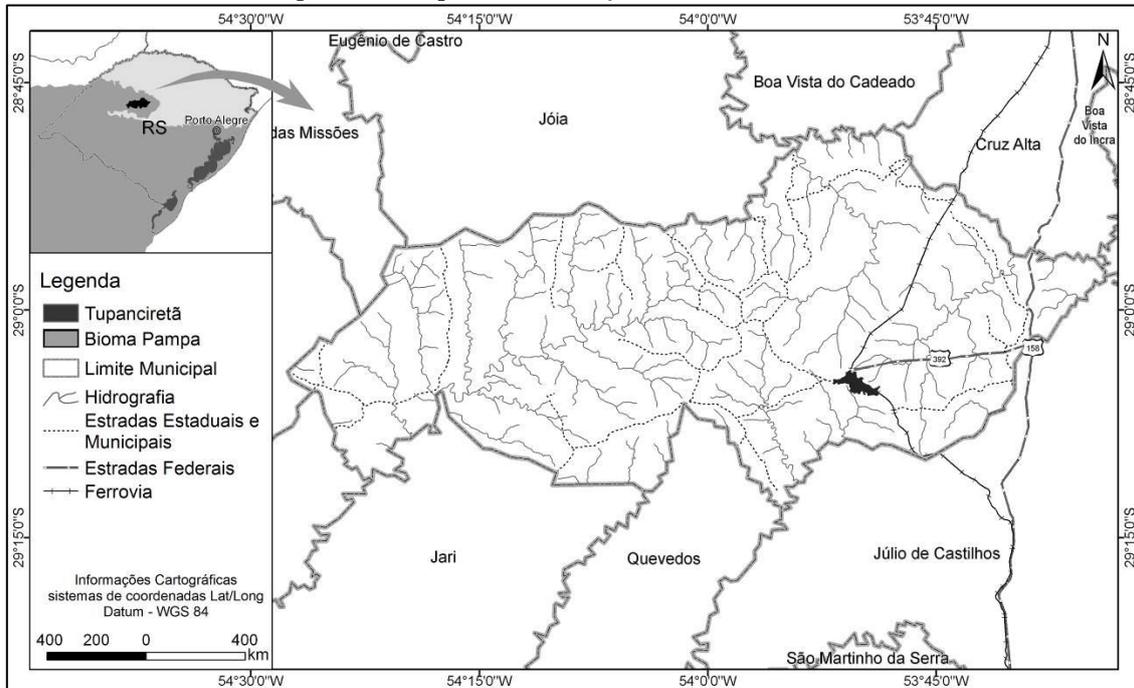
### 2.1 Área e período de estudo

A área de estudo corresponde aos limites político do município de Tupanciretã, localizado dentro da mesorregião Centro Ocidental Rio-Grandense (IBGE) do estado do Rio Grande do Sul, entre as coordenadas 28° 45' 30" e 29° 15' 45" de Latitude Sul e 53° 30' 45" e 54° 30' 30" de Longitude Oeste (Figura 1). O município possui uma área de aproximadamente 225.482,03 (ha). A principal atividade econômica é o agronegócio (IBGE, 2015).

Para quantificar as transformações ocorridas no uso do solo nos últimos trinta anos e identificar se houve avanços das áreas agrícolas ou intensificação sobre as áreas dos campos nativos, foram utilizadas imagens *TM/Landsat 5* e *OLI/Landsat 8* (órbita/ponto 223/80), com resolução espacial

de 30 metros. As imagens adquiridas foram de 31/10/1984, 03/01/1985, 07/11/2004, 26/01/2005, 08/11/2011, 16/03/2012, 05/12/2014 e 22/01/2015.

Figura 1 - Mapa de localização da área de estudo.



Fonte: Elaborado pelos autores

## 2.2 Seleção e classificação de imagens

As imagens *Landsat* foram obtidas através da base de dados do USGS (*United States Geological Survey*), fornecidas no sistema de coordenadas UTM, datum WGS-84 e no formato GeoTIFF. As imagens foram fornecidas com as devidas correções geométricas (USGS, 2013) e atmosféricas pelo método 6S (*Second Simulation of a Satellite Signal in the Solar Spectrum*) (VERMOTE *et al.*, 1997). Também são disponibilizados para download diversos índices de vegetação, na qual no presente trabalho foi utilizado o índice de vegetação realçado -EVI (HUETE *et al.*, 1994).

Os mapas de uso do solo para os anos 1985, 2005, 2011 e 2015 foram gerados a partir de um procedimento de classificação híbrida. A escolha das datas foi importante para o desenvolvimento do trabalho, a data de 1985 foi escolhida devido aos primeiros registros do *Landsat 5*, além de completar o

período de 30 anos. Já as datas de 2005 e 2011, foram necessárias para a construção do modelo de predição, também nesse período entre 2005 a 2011, foi onde as áreas cultivadas com soja começaram a se estabilizar, não ocupando novas áreas do município, conforme dados apresentados pelo IBGE (2015). As categorias de uso do solo foram baseadas nos critérios estabelecidos por Anderson *et al.* (1976), sendo elencadas seis classes de uso do solo para o município de Tupanciretã: agricultura, floresta, campo, área urbana e silvicultura.

Foram utilizadas técnicas distintas de classificação para as diferentes classes de uso do solo. Devido à variabilidade possível de datas de semeadura entre as lavouras de soja e milho presentes no município e também uma semelhança de padrões espectrais entre diferentes alvos, como as classes floresta, silvicultura e campos, optou-se pelo método espectro-temporal para a classe agricultura utilizando imagens índice de vegetação EVI de mínimo valor (relacionada à implantação da cultura) e de máximo valor (relacionada ao máximo vigor vegetativo das lavouras). De posse das imagens EVI que representam o mínimo e o máximo valor de EVI para as áreas agrícolas, utilizou-se o método de classificação supervisionada Máxima Verossimilhança. As amostras de treinamento do classificador foram coletadas em uma imagem de composição colorida RGB, onde as imagens de mínimo EVI foram associadas as cores verde (*Green* – G) e azul (*Blue* – B) nos canais G e B e a imagem de máximo EVI associada a cor vermelha (*Red* - R). Desta forma foi possível destacar áreas cultivadas com as culturas de primavera-verão (soja e milho).

Para as demais classes de uso do solo foram utilizadas as imagens de reflectância de superfície e adotada uma classificação supervisionada pelo método Máxima Verossimilhança. Por último, uma etapa de análise visual sobre os resultados diretamente na tela do computador para detectar e editar possíveis erros de classificação. Portanto foram gerados quatro mapas de uso do solo de referência (1985, 2005, 2011 e 2015). Todo o processamento e classificação do uso do solo foram realizados no *software ENVI 5.1*.

Para a averiguação da acurácia dos mapas de uso do solo foi utilizado a Exatidão Global (EG). Foram utilizados 200 pontos amostrais, dos quais foram sorteados aleatoriamente sobre a área classificada para os anos de 1985, 2005, 2011 e 2015 e tendo tomado como referência terrestre as imagens de média resolução espacial (*TM/Landsat 5* para os anos de 1985, 2005, 2011 e *OLI/Landsat 8* para o ano de 2015). Sendo realizada uma verificação ponto a ponto, checagem da classificação.

### 2.3 Análise de mudanças do uso do solo com o *Land Change Modeler*

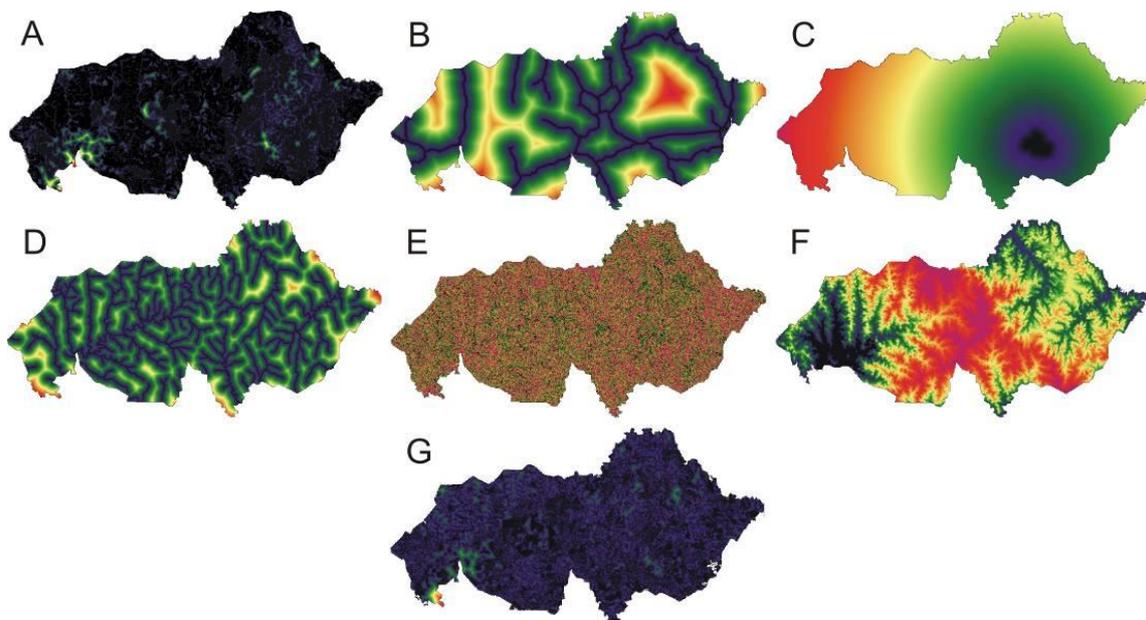
A quantificação e análise dos processos de transformação do uso do solo nos últimos trinta anos foi efetuada com base em uma tabulação cruzada entre o mapa de uso do solo de 1985 e 2015. A partir deste procedimento foi possível quantificar e mapear as classes de uso do solo que apresentaram ganhos ou perdas de área e identificar as classes mais significativas para as mudanças na paisagem da área de estudo, principalmente aquelas que contribuíram para a diminuição dos campos nativos. Através de gráficos e tabelas gerados pelo módulo *Land Change Modeler – IDRISI Taiga (LCM)* foi possível analisar e quantificar as transformações espaciais ocorridas nos últimos 30 anos na área de estudo.

Para desenvolver o mapa de suscetibilidade a mudança do uso do solo para o ano de 2015, foram utilizados os mapas de uso do solo de 2005 e 2011, o LCM necessita de duas datas distintas para geração dos seus produtos. Além destes, foram utilizadas variáveis que ajudaram na determinação das probabilidades de transição de uma classe de uso do solo para outra. A escolha dessas variáveis é importante para a calibração e sucesso do modelo, já que o LCM utiliza redes neurais para detectar padrões de mudanças com base nestas variáveis e na sua relação com as mudanças do uso do solo nas datas estudadas. Novas perdas de área de campos nativos geralmente estão associadas à distribuição de terras cultiváveis, redes viárias existentes e previstas, rede hidrográfica, entre outros fatores. Foram

utilizadas 7 variáveis, que possuem relação com as transformações do uso do solo para a área de estudo. (Figura 2), a saber:

- a) Distância linear das estradas, calculada com base na rede viária obtida a partir da vetorização manual sobre imagens do *Google Earth*;
- b) Distância linear da hidrografia, calculada a partir da hidrografia vetorial na escala 1:100.000, disponibilizada pela Agência Nacional de Águas (ANA) – <http://www2.ana.gov.br>;
- c) Variáveis do relevo, como altimetria e a declividade, obtidos a partir dos dados SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*) pelo USGS ([www.earthexplorer.usgs.gov](http://www.earthexplorer.usgs.gov)) com resolução espacial de 30 metros;
- d) Distância linear da área urbana de Tupanciretã, obtidas a partir dos mapas de referência obtidos com as imagens *Landsat*;
- e) Distância linear das áreas de transição entre as datas estudadas;
- f) Distância linear das áreas cultivadas.

Figura 2 - (A) mapa de distancias das áreas cultivadas (B) mapa de distâncias das estradas; (C) mapa de distâncias da área urbana; (D) mapa de distâncias da hidrografia; (E) mapa de declividade; (F) mapa de altimetria e (G) mapa de distância das transições.



Fonte: Elaborado pelos autores

O módulo LCM utiliza o V de Cramer para testar e determinar o poder explicativo potencial de uma variável no modelo (EASTMAN *et al.*, 2005). O V de Cramer é uma medida de associação entre variáveis que podem assumir valores entre 0 e 1, é uma medida estatística baseada no qui-quadrado de Person (CRAMÉR, 1946). Variáveis que possuem valores acima de 0,15 tendem a ser úteis para o modelo e podem ajudar a explicar as mudanças no uso do solo ocorridas no intervalo de tempo analisado. A partir destas variáveis, em conjunto com os mapas de uso do solo gerados na etapa anterior, foi estruturado e calibrado um modelo dinâmico espacial para cenários futuros.

Como produto dessa etapa foi gerado um mapa de cenário futuro para o ano de 2015 e o mapa de suscetibilidade à conversão dos campos nativos em agricultura. A próxima etapa foi validar esse produto com o mapa de referência do uso do solo de 2015. Foi utilizada uma série de estatísticas, quais sejam: Exatidão Global, Discordância Global e análise da curva ROC - *Receiver Operating Characteristic*, que possibilitam avaliar a acurácia e as discordâncias entre o mapa predito e o mapa de referência.

Utilizando como referência o mapa de uso do solo de 2015, as estatísticas foram computadas pelo módulo *validate* do *software IDRISI*. De posse das matrizes de erro entre as classes de uso do solo do mapa predito e do mapa de referência, calculou-se a Exatidão Global, que corresponde à percentagem de acertos, a discordância de quantidade, que expressa a fração da diferença entre os dados preditos e os de referência devida ao ajuste imperfeito nas proporções das classes, e a discordância de alocação, que expressa a fração da diferença devida ao ajuste imperfeito na alocação espacial das classes, dadas suas proporções nos dados preditos e nos de referência (PONTIUS e MILLONES, 2011).

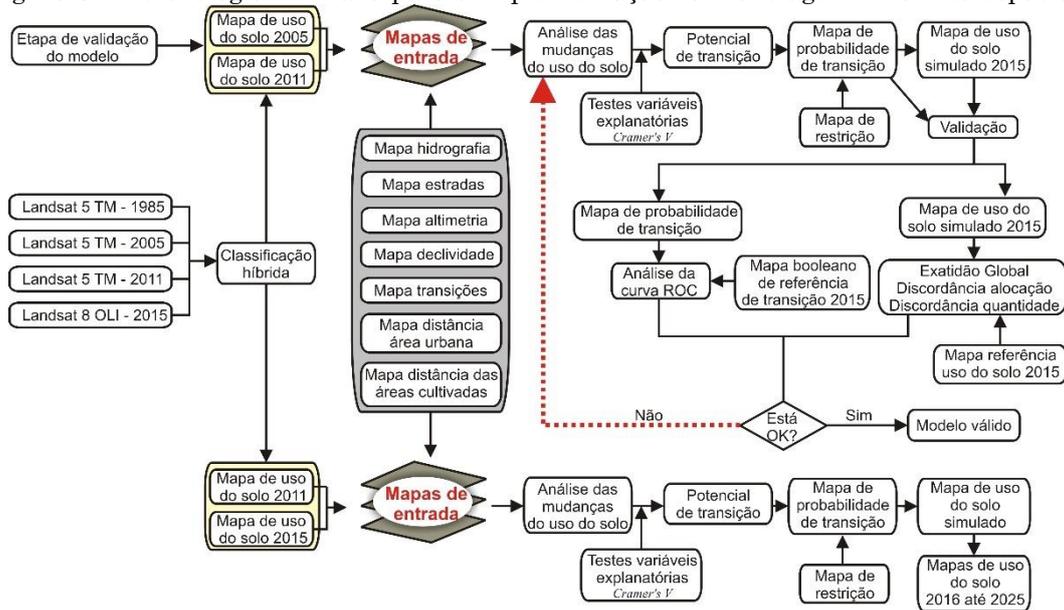
Para validar o modelo de suscetibilidade à mudança dos campos nativos, foi empregada a análise da curva ROC como discutido por Pontius e Parmentier (2014), que calcula a probabilidade de uma determinada classe ser ocupada por outra classe, como por exemplo, a probabilidade do campo

nativo se tornar área agrícola. A imagem de probabilidade é comparada com uma imagem booleana de referência, que mostra as mudanças do uso do solo durante um período de tempo. Os valores da curva ROC expressam a área sob a curva AUC (*Area Under the Curve*) obtida com cada limiar. AUC igual a 1 indica concordância espacial perfeita entre o mapa de suscetibilidade a mudança dos campos nativos e o mapa de referência, enquanto um valor de AUC de 0,5 indica uma tendência de as medidas serem distribuídas aleatoriamente.

Na segunda fase do trabalho, foi gerado um cenário futuro anual a partir de 2016 até 2025, utilizando os parâmetros gerados na etapa anterior. O modelo determina como as mudanças aconteceram entre o primeiro período (2011) e o segundo período (2015), e como essas variáveis influenciam em mudanças futuras, e depois calcula a quantidade relativa de transição para o próximo período.

O *Land Change Modeler* permite integrar limitações ou incentivos de crescimento para o modelo de projeção. Foram utilizadas como restrição à classe agrícola as áreas de proteção permanente, segundo o código florestal brasileiro, respeitando uma área de proteção de 30 m de cada lado das drenagens e um raio de 50 m em torno das nascentes, além das áreas com declividades superiores a 12°, que é o limite máximo para mecanização na agricultura conforme EMBRAPA (2009). A Figura 3 apresenta o fluxograma simplificado que ilustra os materiais utilizados e as principais etapas metodológicas adotadas para implementação da modelagem dinâmica espacial.

Figura 3 - Metodologia utilizada para a implementação da modelagem dinâmica espacial.



Fonte: Elaborado pelos autores

### 3 Resultados

Nesta seção serão apresentados os resultados obtidos na avaliação da classificação dos mapas de uso do solo, análise das mudanças nos últimos trinta anos, os efeitos e as implicações ambientais dessas mudanças para o Bioma Pampa, modelagem e validação dos modelos e por último a simulação de cenários futuros de uso do solo até o ano de 2025.

#### 3.1 Avaliação da classificação dos mapas de uso do solo

A classificação dos mapas de uso do solo para os 1985, 2005, 2011 e 2015, apresentou exatidão global entre 89% e 94% (Tabela 1). Devido a metodologia proposta de utilizar 200 pontos amostrais, dos quais foram sorteados aleatoriamente sobre a área de estudo, as classes com pouca representatividade de área não foram contempladas, como a classe Silvicultura e Área Urbana, apenas as classes Campo, Floresta e Agricultura tiveram pontos de referência. Importante destacar que as três classes que tiveram pontos de referência possuem mais de 99 % do total da área de estudo,

em todos os mapas de uso do solo, com a metodologia de validação sendo representativa sobre o total da área.

Tabela 1 – Matriz de confusão e exatidão global (EG) dos mapas de uso do solo

<b>1985 – EG 89,50%</b>					
<b>Classificação</b>	<b>Referência de campo</b>			<b>Total</b>	<b>Acurácia do usuário</b>
	<b>Agricultura</b>	<b>Campo</b>	<b>Floresta</b>		
Agricultura	45	0	0	45	100
Campo	18	121	2	141	85,10
Floresta	0	1	13	14	92,86
<b>Total</b>	<b>63</b>	<b>122</b>	<b>1</b>	<b>200</b>	
Acur. do produtor	71,43	99,18	86,67		

<b>2005 – EG 94,00%</b>					
<b>Classificação</b>	<b>Referência de campo</b>			<b>Total</b>	<b>Acurácia do usuário</b>
	<b>Agricultura</b>	<b>Campo</b>	<b>Floresta</b>		
Agricultura	123	3	1	127	96,85
Campo	2	53	6	61	86,88
Floresta	0	0	12	12	100
<b>Total</b>	<b>125</b>	<b>56</b>	<b>19</b>	<b>200</b>	
Acur. do produtor	98,40	94,64	63,15		

<b>2011 – EG 91,50%</b>					
<b>Classificação</b>	<b>Referência de campo</b>			<b>Total</b>	<b>Acurácia do usuário</b>
	<b>Agricultura</b>	<b>Campo</b>	<b>Floresta</b>		
Agricultura	124	1	1	126	98,41
Campo	11	45	4	60	75,00
Floresta	0	0	14	14	100
<b>Total</b>	<b>135</b>	<b>46</b>	<b>19</b>	<b>200</b>	
Acur. do produtor	91,85	97,82	73,68		

<b>2015 – EG 94,50%</b>					
<b>Classificação</b>	<b>Referência de campo</b>			<b>Total</b>	<b>Acurácia do usuário</b>
	<b>Agricultura</b>	<b>Campo</b>	<b>Floresta</b>		
Agricultura	125	2	0	127	98,42
Campo	3	50	6	59	84,74
Floresta	0	0	14	14	100
<b>Total</b>	<b>128</b>	<b>52</b>	<b>20</b>	<b>200</b>	
Acur. do produtor	97,65	96,15	70,00		

Fonte: Elaborado pelos autores

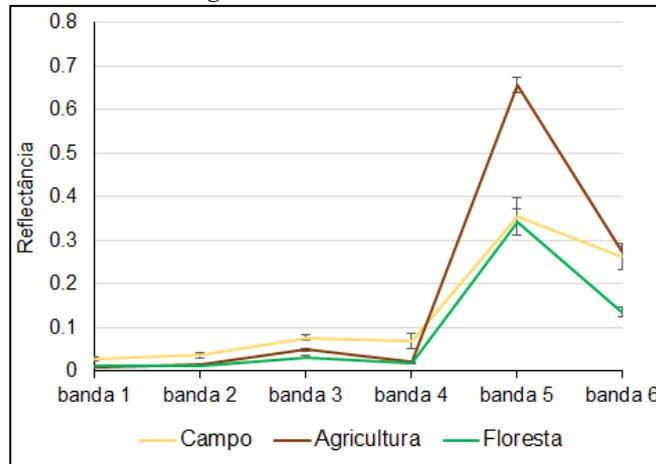
A partir dos dados apresentados na matriz de confusão é possível analisar quais classes possuem semelhanças espectrais fazendo com que a acurácia em alguns mapas fosse menor, como no mapa do ano de 1985. De acordo com o mapa deste ano, a maior semelhança espectral foi entre as classes agricultura e campo, do total de 63 pontos de referência terrestre,

sendo 18 pontos (28,6% do total) referentes à classe campo. A classe Floresta também possui semelhança espectral com a classe campo, esse resultado fica evidente em todos os mapas classificados, com destaque para o ano de 2005, que obteve o maior erro percentual entre a classe floresta e campo.

Na Figura 04 é apresentado os resultados de reflectância de superfície para as 6 bandas do *OLI/Landsat 8* com as três classes: Campo, Floresta e Agricultura. A classe Campo e Floresta possuem um perfil espectral muito similar, o que pode explicar os erros nos mapeamentos apresentados através da matriz de confusão. Já a classe Agricultura apresenta uma alta reflectância na banda 5 (infravermelho próximo), que é explicada pelo alto vigor vegetativo da cultura da soja entre os meses de Janeiro e Fevereiro. Conforme Rudorff *et al.* (2007) este período do ano é fundamental para a classificação da soja, pois, a maioria das lavouras se encontra em pleno desenvolvimento no Rio Grande do Sul. Isso explica porque a classe Agricultura possui os maiores valores de EVI entre as classes mapeadas, já que este índice de vegetação utiliza como componentes para sua geração as bandas do vermelho (banda 4) e infravermelho próximo (banda 5) do *OLI/Landsat 8* para sua geração.

A utilização do índice de vegetação (EVI) foi fundamental para a metodologia proposta no trabalho para diferenciar classes de mapeamento, principalmente a classe agricultura, que ao longo dos 30 anos foi a classe que obteve o maior aumento de área. Outro fator que também é importante destacar é a utilização de diferentes sensores do *Landsat*, apesar de possuírem a mesma resolução espacial, o sensor OLI do *Landsat 8* possui 16 bits de resolução radiométrica contra 8 bits do sensor TM do *Landsat 5*. Essa diferença radiométrica é muito significativa e pode ter contribuindo para uma melhor acurácia do mapa de 2015, como mostra a tabela da matriz de confusão.

Figura 4 - Reflectância de superfície do *OLI/Landsat 8* para as três classes em estudo. Data da imagem: 22 de Janeiro de 2015.

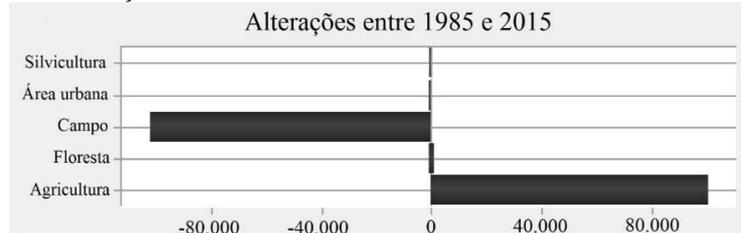


Fonte: Elaborado pelos autores

### 3.2 Análise do uso do solo nos últimos trinta anos

Os resultados das áreas em hectares são mostrados na Figura 5 e na Tabela 2. Constata-se a redução da classe campo e o aumento da classe agricultura. A diminuição da classe campo é tão expressiva que reduziu em praticamente três vezes. Para a classe agricultura, é observado o inverso, existindo um aumento de área em praticamente três vezes. As classes área urbana, floresta e silvicultura apresentam um pequeno aumento ao longo dos anos, porém são praticamente estáveis pela magnitude da área.

Figura 5 – Mudanças do uso do solo estimadas em hectares entre 1985 e 2015.



Fonte: Elaborado pelos autores

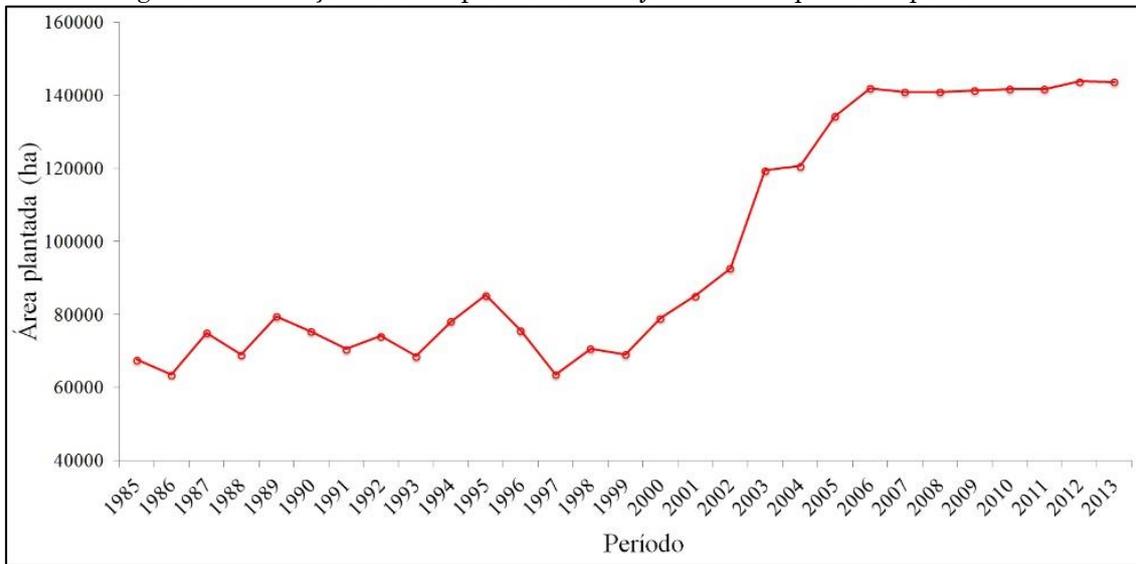
Tabela 2 - Uso do solo nas datas de 1985, 2005, 2011 e 2015, com base na classificação das imagens *Landsat 5* e *8*. valores em hectares.

Classes	1985	2005	2011	2015
<b>Área urbana</b>	510	656	689	772
<b>Campo</b>	159.144	79.928	71.923	66.992
<b>Floresta</b>	10.081	10.394	11.052	11.213
<b>Agricultura</b>	55.111	133.768	141.091	145.697
<b>Silvicultura</b>	352	466	506	534

Fonte: Elaborado pelos autores

O município de Tupanciretã é o maior produtor de soja no estado do Rio Grande do Sul (IBGE, 2015). Conforme Moreira e Medeiros (2014) a partir de 1985 a soja se consolida alicerçada pela modernização do setor agrícola no Centro-Norte e Noroeste Gaúcho, ocupando áreas tradicionais da pecuária, como por exemplo, a região das missões. A Figura 6 evidencia essa mudança do uso do solo, com grande crescimento das áreas de soja, principalmente a partir da década de 90.

Figura 6 - Evolução da área plantada de soja no município de Tupanciretã.



Fonte: IBGE, 2015

A classe agricultura refere-se às culturas de verão no município de Tupanciretã, e as principais culturas são de soja e milho. Conforme dados do IBGE (2015) foram cultivados na safra 2012/2013, 142.000 ha de soja e 1.720 ha de milho.

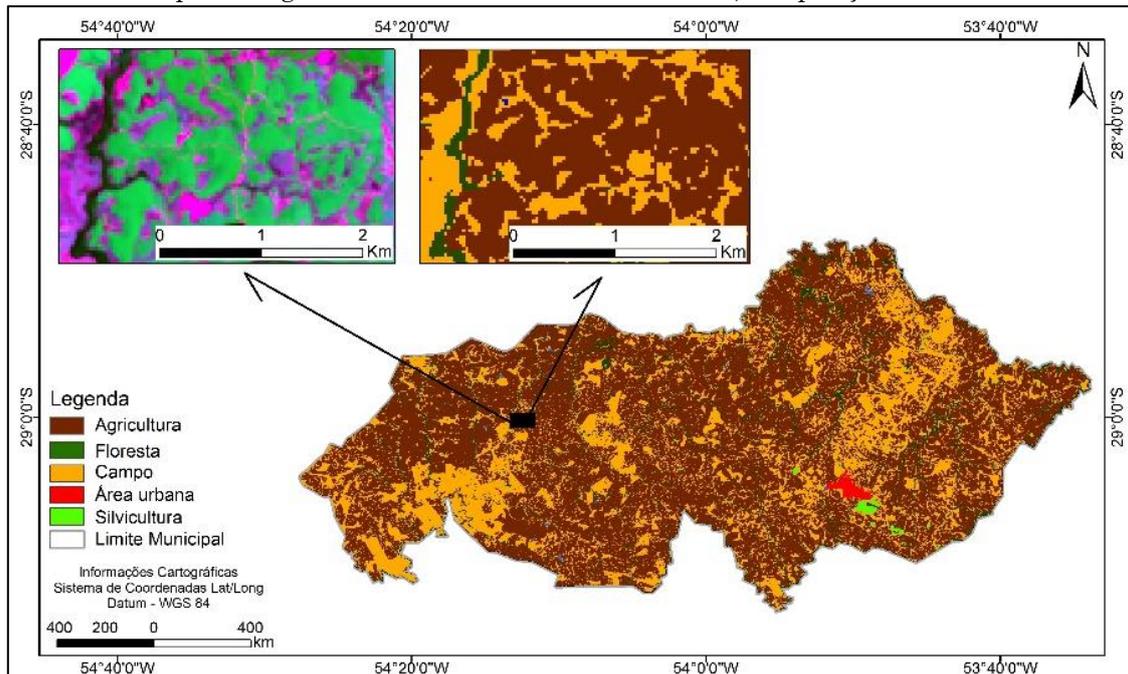
Cabe destacar a proporção entre as duas culturas teve uma variação ao longo dos anos. Na década de 80, a proporção era de 80% para soja e 20% para o milho. Esta mudança gradual da cultura do milho para a soja ao longo dos anos evidencia o modelo de produção da soja, voltada para a exportação. Conforme Ferreira *et al.* (2012) a cultura da soja contribuiu para os acelerados processos de mudança do uso do solo, que intervêm na qualidade e na

disponibilidade de água, na conservação de habitats naturais e da biodiversidade.

### 3.3 Implicações ambientais para o Bioma Pampa

Através da classificação realizada com as imagens *Landsat* no município de Tupanciretã, foi possível analisar que as áreas de campo estão distribuídas ao longo de todo seu território e, muitas vezes, estão isoladas por áreas agrícolas. Essas áreas remanescentes de campo possuem tamanhos variados, entre 3 a 11 hectares. Na Figura 07 é possível observar a fragmentação dos campos em meio às áreas agrícolas.

Figura 7 - Uso do solo do município de Tupanciretã em 2015, ilustrando a fragmentação dos campos. Imagem Landsat 8 OLI data: 22/01/2015, composição RGB 453.



Um dos impactos ecológicos mais importantes da expansão agrícola é a perda e fragmentação de habitats naturais, o que leva à redução e isolamento de populações nativas, aumentando o risco de extinção (EWERS e DIDHAM, 2006). Diversos trabalhos em diferentes biomas brasileiros

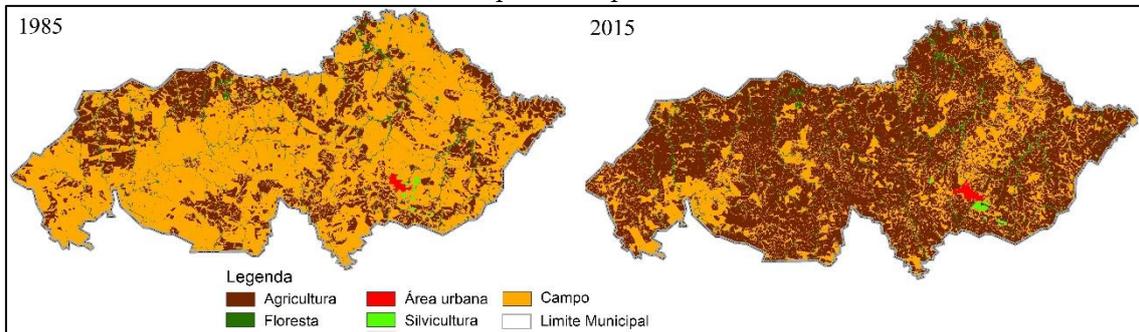
apontam que a expansão agrícola pode causar a extinção local de espécies nativas e perda de diversidade (CARVALHO *et al.*, 2009; CARVALHO e BATELLO, 2009; PERES *et al.*, 2010), provocando mudanças nas interações biológicas (*e. g.* a polinização e dispersão de sementes) e também em todos os processos ecológicos essenciais.

Conforme comenta Vélez-Martin *et al.* (2015) uma consequência da fragmentação é o isolamento geográfico entre as áreas de campo. Para algumas espécies, a distância pode se tornar intransponível e os indivíduos acabam ficando isolados. Quando todas as manchas de campo que restam são muito pequenas, a qualidade do habitat diminui de um modo geral e muitas espécies não conseguem persistir.

#### 3.4 Modelagem e validação do modelo

Para a análise e modelagem do cenário futuro, foram utilizados mapas de uso do solo de 2005 e 2011 para construir e validar o modelo. A primeira etapa consistiu em detectar as mudanças ocorridas nesse intervalo e gerar um modelo de potencial de transição da classe campo em agricultura, além da geração do mapa de cenário futuro para o ano de 2015. Na Figura 08 é possível visualizar a perda de áreas de campo e o aumento das áreas agrícolas ao longo do período de 30 anos. A perda total da classe campo foi aproximadamente 92.152 ha, decorrente do avanço das áreas agrícolas sobre os campos nativos do Bioma Pampa.

Figura 8 – Mapa evidenciando a transformação dos campos nativos em áreas agrícolas no município de Tupanciretã.



Fonte: Elaborado pelos autores

A rede neural utilizada (*Multi-Layer Perceptron*) aprende a detectar padrões de mudanças com base nas mudanças previamente ocorridas e nas variáveis explanatórias.

Diversos testes foram realizados com diferentes variáveis explanatórias para calibrar a rede neural. O melhor resultado encontrado foi um modelo com aproximadamente 87% de acurácia com 10.000 iterações. Os resultados do V Cramer é apresentado na Tabela 3, os melhores valores encontrados foram para o mapa de distâncias das transições e o mapa de distâncias das áreas cultivadas, com 0,36 e 0,33, respectivamente. Acredita-se que os valores menores V de Cramer para dados oriundos do SRTM, como o mapa de altimetria e declividade, acontecem porque o modelo não encontrou um padrão espacial que se relaciona com as mudanças de uso do solo. Apesar dos valores baixos de V de Cramer, optou-se por utilizar essas variáveis, porque entende-se que elas possuem forte relação espacial com as modificações de uso do solo nos últimos anos.

Tabela 3 - Resultado do V de Cramer para todas as variáveis explanatórias utilizadas no modelo

<b>Variáveis explanatórias</b>	<b>V de Cramer</b>
mapa de distância das transições	0,3640
mapa de distancias das áreas cultivadas	0,3343
mapa de distâncias da área urbana	0,2894
mapa de distâncias da hidrografia	0,1988
mapa de distâncias das estradas	0,1722
mapa de altimetria	0,1208
mapa de declividade	0,0550

Fonte: Elaborado pelos autores

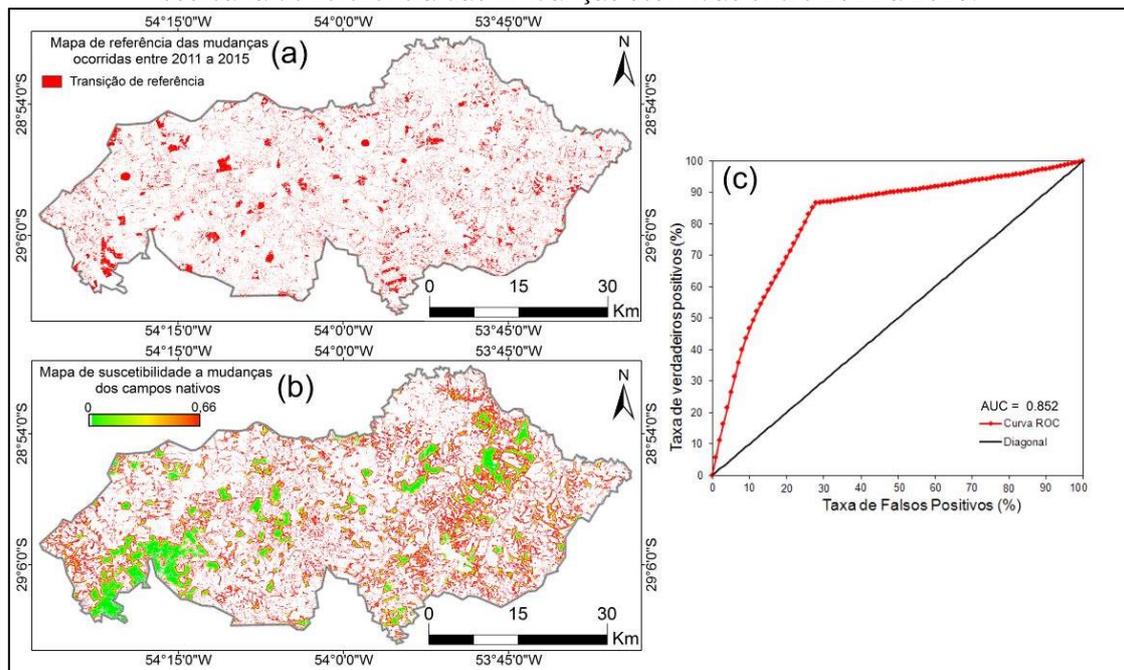
Para validação do mapa de suscetibilidade a mudanças dos campos nativos, foi empregada a análise da curva ROC. Para isso a imagem de suscetibilidade a mudanças dos campos nativos para o ano de 2015 foi comparada com a imagem booleana de referência, que aponta a localização geográfica das áreas onde houve as transições de uso do solo no intervalo de tempo entre 2011 e 2015. Foram utilizados 100 limiares de intervalos iguais para calcular a área sob a curva (AUC).

A AUC encontrada na validação foi de 0.852, sendo um valor alto que valida o modelo para o ano de 2015. Caso as medidas do modelo tivessem uma tendência de serem distribuídas uniformemente sobre a diagonal principal (AUC = 0,50), os valores seriam atribuídos de forma aleatória (PONTIUS e SCHNEIDER, 2001; PONTIUS e PARMENTIER, 2014).

Também é possível observar a partir da curva ROC, que à medida que aumenta o limiar de corte, o poder discriminante da imagem de suscetibilidade também aumenta, o que confere uma maior área sob a curva ROC e, conseqüentemente, um melhor desempenho. O que também podemos verificar na figura abaixo é a maior probabilidade de conversão dos campos nativos em uso agrícola para os pequenos fragmentos de campos, principalmente os pequenos fragmentos, com áreas inferiores a 5 hectares, com até 66% com probabilidade de serem convertidas para uso agrícola conforme o modelo apresentado. A Sudoeste da área de estudo, próximo à localidade de Santo Agostinho, existe uma grande área de campo onde é possível observar as áreas de borda que possuem a maior probabilidade de

conversão em áreas agrícolas, e áreas com menor probabilidade de conversão, que estão mais afastadas das bordas (áreas em verde no mapa) (Figura 9).

Figura 9 - Curva ROC entre o mapa de suscetibilidade a mudanças dos campos e a imagem booleana de referência das mudanças ocorridas entre 2011 a 2015.



Fonte: Elaborado pelos autores

Gerado o modelo potencial de transição para o período de 2005 a 2011, procedeu-se à predição para o ano de 2015 e a validação com o mapa de referência do uso do solo de 2015. Esta etapa permitiu testar e calibrar o modelo do *Land Change Modeler* para geração dos cenários futuros até o ano de 2025. Ao analisar os dados da Tabela 4 é possível evidenciar que os valores em termos de área foram muito similares aos encontrados no mapa de referência de 2015. A classe agricultura no mapa de referência totalizou 145.697 ha, e no mapa estimado foi de 149.105 ha, ou seja, uma superestimativa de 2,33%. Já a classe campo, foi subestimada em 5,18%, 3.471 ha menor do que no mapa de referência.

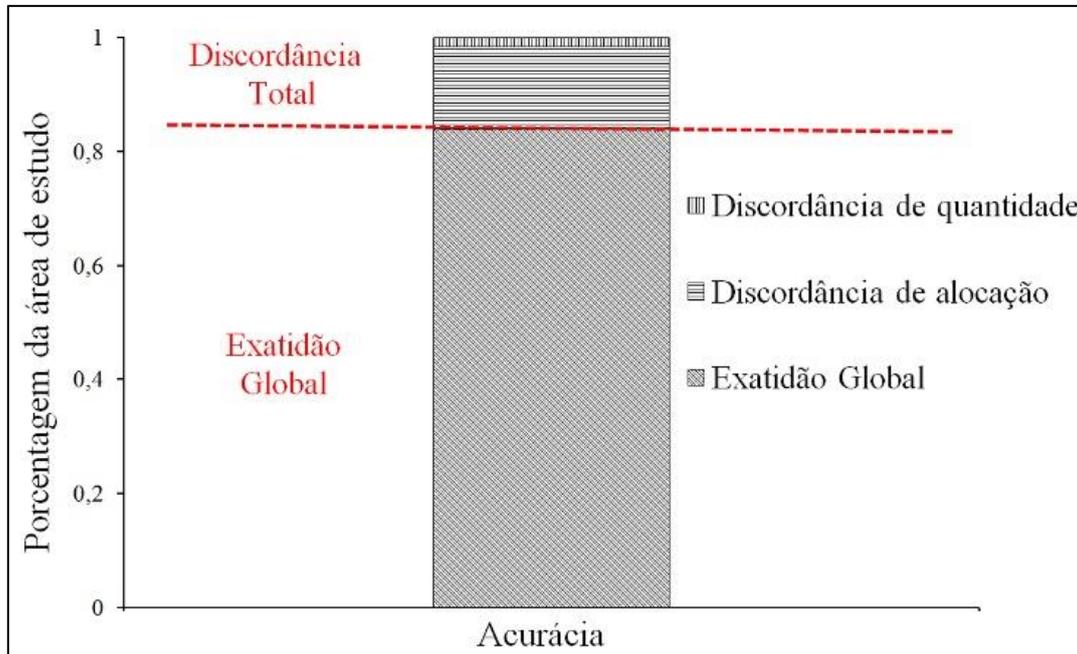
Tabela 4 - Comparação dos valores entre o mapa de referência de 2015 e o mapa simulado pelo *land change modeler*, valores em hectares

Uso do solo	Mapa de referência 2015	Mapa simulado 2015	Diferença %
Agricultura	145.697	149.105	2,33
Floresta	11.213	11.387	1,55
Campo	66.992	63.521	-5,18
Área urbana	772	715	-7,38
Silvicultura	534	539	0,93

Fonte: Elaborado pelos autores

Como foi observado com o mapa de suscetibilidade a mudanças dos campos, as pequenas áreas isoladas de campo foram convertidas em áreas agrícolas. Para avaliar a acurácia do mapa de uso do solo de 2015 com o mapa estimado, o resultado da classificação alcançou exatidão global de 84,21%. Dessa forma, a discordância total foi de 15,79%; sendo 1,68% da discordância de quantidade e 14,11% da discordância de alocação (Figura 10). Apesar do valor da componente alocação na discordância ter se apresentado alto, quando comparado à componente quantidade, não invalida a utilização dos dados. Conforme Pontius *et al.* (2011), diversos trabalhos que utilizam como linha de corte um valor de 85% de exatidão global para considerar um mapeamento bom, quando na realidade não faz sentido atribuir um valor específico ou linha de corte universal de exatidão global em aplicações práticas, apesar de existir muitos trabalhos que estabelecem tais padrões (LANDIS e KOCH, 1977; MONSERUD e LEEMANS, 1992). Ainda assim, o valor de discordância total encontrado estaria de acordo com os limiares de exatidão comumente adotados.

Figura 10 - Medidas de acurácia do modelo estimado pelo *Land Change Modeler* e o mapa de uso do solo de referência de 2015.



Fonte: Elaborado pelos autores

A componente de quantidade na discordância total implica numa proporção muito baixa (1,68%) quando se compara os valores do mapa estimado com o mapa de referência. A componente de alocação na discordância total implica em valores maiores (14,11%), o que significa distribuição espacial incorreta dos pixels nas classes.

As classes de uso do solo que mais contribuíram para discordância de alocação foram as classes campo e agricultura, uma análise visual entre os dois mapas, esclareceu algumas dúvidas relacionadas com esses erros, boa parte das discordâncias de alocação estão localizadas nas bordas entre as duas classes, onde há inclusive problemas de classificação, decorrentes de pixel mistura.

### 3.5 Simulação do modelo de 2016 a 2025

Validado o modelo, procedeu-se à simulação do cenário para o ano de 2025. A Tabela 5 ilustra os resultados obtidos pela modelagem dos cenários futuros. Analisando o cenário simulado de 2025, verifica-se uma diminuição

da área dos campos em 21,31% em relação ao período atual (2015). As áreas de campo com as maiores perdas foram os pequenos fragmentos florestais e as áreas de contato com a área agrícola. Importante destacar que os campos nativos que restam estão praticamente restritos aos locais onde o solo não é muito recomendado para a agricultura, pedregoso ou ainda o relevo é muito ondulado, o que acaba dificultando a implantação de lavouras de soja ou milho. Entretanto, com o advento de novas tecnologias e insumos na área agrônômica, as áreas remanescentes de campos podem ser convertidas em novas áreas agrícolas.

Tabela 5 - Comparação dos valores entre o mapa de referência de 2015 e o mapa simulado pelo *land change modeler*, valores em hectares.

Classe	Mapa de referência 2015		Mapa simulado 2025		Diferença %
	hectares	%	hectares	%	
<b>Agricultura</b>	145.697	64,69	160.229	71,15	9,96
<b>Floresta</b>	11.213	4,98	10.805	4,80	-3,64
<b>Campo</b>	66.992	29,75	52.715	23,40	-21,31
<b>Área urbana</b>	772	0,34	871	0,39	13,82
<b>Silvicultura</b>	534	0,24	585	0,26	9,56

Fonte: Elaborado pelos autores

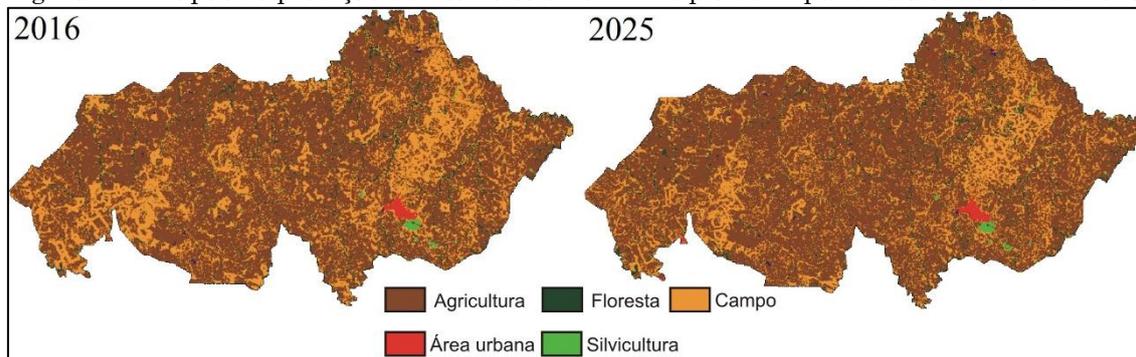
O número de fragmentos de campo diminui consideravelmente em 2025, mas ainda permanecem muitos fragmentos e ilhas de campo cercadas por áreas agrícolas. Conforme Vélez-Martin *et al.* (2015) quando há muitas manchas menores de campo, maior é a superfície de contato entre as espécies campestres e os ambientes do entorno. É o denominado efeito de borda. Geralmente, na linha de contato entre o campo e uma lavoura, por exemplo, as condições microclimáticas são distintas com tendência de temperaturas mais elevadas e menor umidade no ar e no solo, o que pode ser prejudicial. As bordas também são locais mais suscetíveis aos efeitos negativos de perturbações das áreas do entorno como ingresso de agrotóxicos, fertilizantes e de espécies invasoras.

A classe floresta, que é formada em sua maior parte por matas ciliares distribuída ao longo dos principais córregos, verifica-se redução de 3,64%, entre o cenário simulado e o período atual (2015). A variação da classe floresta

desde o primeiro período analisado neste de trabalho (1985) se manteve praticamente estável, a pequena variação é ocasionada provavelmente por algum erro do classificador. Outro elemento que pode ter contribuído para esta possível estabilidade ao longo dos anos da classe floresta foi a criação do antigo Código Florestal Federal (Lei Federal nº 4.771/1965), revogada em 2012 (Lei Federal nº 12.651/2012), que seu capítulo II dispunha sobre as Áreas de Preservação Permanente, onde estabelece critérios de delimitação ao longo dos cursos d'água, nascentes, topo de morros, etc. Além disso, a efetiva fiscalização ambiental por parte do Estado, que no Rio Grande do Sul o primeiro órgão governamental estadual de meio ambiente, surgiu vinculada à Secretaria da Saúde, através do Decreto nº 23.082, de 26/04/1974, que institui a Política Estadual de Proteção Ambiental, compreendendo um conjunto de diretrizes administrativas e técnicas destinadas a fixar a ação governamental no campo da conservação do meio ambiente e da utilização dos recursos naturais (OLIVEIRA e MARTINS, 2010). Portanto, esses fatores foram essenciais para a proteção e conservação das matas ciliares e também nascentes, impedindo o avanço das áreas agrícolas.

Para a classe agricultura, verifica-se um aumento de 9,97% para o ano de 2025 em relação ao mapa de referência de 2015, ocupando aproximadamente 71% da área total do município. Na Figura 11 é ilustrada a evolução anual até o ano de 2025 das classes de uso do solo em Tupanciretã, observando-se as áreas agrícolas distribuídas de forma homogênea pelo município.

Figura 11 - Mapas de previsão do uso do solo no município de Tupanciretã até o ano de 2025



Fonte: Elaborado pelos autores

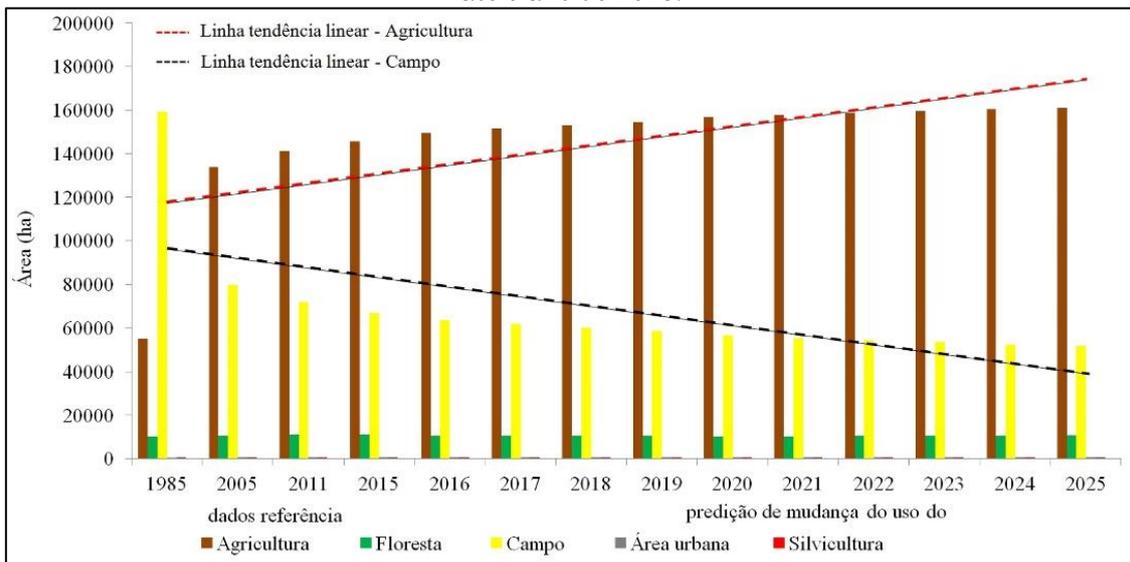
O módulo LCM não considera os fatores políticos e econômicos no modelo. Qualquer mudança na ordem desses fatores ao longo dos anos pode provocar implicações no ordenamento territorial. O que o modelo considera como funções condicionantes de força, pode ser descrito através da inserção de camadas restrições e incentivos a uma determinada atividade. O mapa utilizado como restrição permitiu limitar os incentivos de crescimento para o modelo de simulação de cenários futuros, com resultados satisfatórios, colocando como restrição de crescimento as áreas de proteção permanente. Desta maneira, essas áreas de restrições não sofreram mudanças no uso do solo para o modelo de simulação de cenários futuros. O mapa de restrição ocupou um total de 21.956,31 hectares, que corresponde a 9,73% do total da área do município. No contexto deste trabalho, a inserção do mapa de restrição dentro do modelo de previsão para cenários futuros foi fundamental, pois permitiu projetar sobre quais regiões ou locais queremos limitar seu crescimento.

Cabe destacar a atividade da pecuária extensiva em toda a região, principalmente na metade sul do Estado do Rio Grande do Sul, onde é praticada há cerca de quatro séculos. Baseada no aproveitamento direto da vegetação nativa, quando não há sobrepastejo (excesso de carga animal), a flora e a fauna se mantêm em relativa harmonia com os rebanhos, ocorrendo a manutenção da vegetação campestre.

Desta forma é importante o incentivo da atividade da pecuária para toda a região onde a vegetação campestre está presente para impedir a

conversão dessa vegetação pela atividade agrícola, mas especificamente o cultivo de soja. Apesar dos avanços na legislação e iniciativas de conservação, apenas 2,23% da superfície do Bioma Pampa está protegida oficialmente em sete unidades de conservação que compreendem uma área de cerca de 375.000 ha (BILENCA e MIÑARRO, 2004). Na Figura 12 são apresentadas as perdas e ganhos por categoria de uso do solo até o ano de 2025 e a linha de tendência linear para as classes campo e agricultura.

Figura 12 - Evolução das classes de uso do solo para o município de Tupanciretã estimada até o ano de 2025.



Fonte: Elaborado pelos autores

Pode-se inferir que a classe agricultura mantém taxa de crescimento acelerado até o ano de 2005, mas a partir de 2005 essa taxa de crescimento diminui e na simulação até o ano de 2025 essa taxa de crescimento é ainda menor. Para a classe campo, acontece o contrário, a taxa de perda da vegetação campestre é muito acelerada até o ano de 2005, depois a taxa de perda é muito menor. A menor taxa de perda nos últimos anos e também no modelo de simulação, pode ser explicada pela baixa capacidade agrícola das áreas remanescentes, além da legislação ambiental preservando áreas campestres.

## 4 Conclusões

As imagens *TM/Landsat-5* e *OLI/Landsat-8* permitiram identificar e quantificar o aumento de aproximadamente 90.586 hectares da área agrícola entre os anos 1985 e 2015 no município de Tupanciretã, o que corresponde a um incremento na ordem de 164,37%. Em contrapartida, houve diminuição da vegetação campestre de 159.144 em 1985 para 66.992 ha em 2015, uma diferença de 92.152 ha.

O módulo *Land Change Modeler* permitiu a quantificação das mudanças do uso do solo ocorridas entre 1985 e 2015, além de ser uma ferramenta poderosa para planejamento territorial. Através do LCM, foi possível gerar e validar um modelo de previsão do uso do solo até o ano de 2025 no município de Tupanciretã. De 2016 até 2025 o modelo estimou um aumento médio de 1.453 ha/ano para as áreas agrícolas, em contrapartida as áreas de campo uma redução média de 1.427 ha/ano.

Foi possível testar e analisar quais variáveis explanatórias foram as mais importantes e contribuíram para explicar as mudanças ocorridas no uso do solo, sendo: a variável distância das transições entre as datas estudadas, distância das áreas agrícolas, distância área urbana e distância da drenagem, as que obtiveram os melhores resultados de V de Cramer.

Como recomendação para trabalho futuros, seria interessante aplicar esta metodologia em outras escalas, com novas variáveis explanatórias e a utilização de outros sensores orbitais, como por exemplo, o sensor MODIS, para todo o Bioma Pampa, incluindo o Sul do Brasil, Argentina e Uruguai, e avaliar os impactos da agricultura sobre a vegetação campestre que compõe o Bioma Pampa.

## Referências

- ANDERSON, J. R.; HARDY, E. E.; ROACH, J. T.; WITMER, R. E. **A Land Use and Land Cover Classification System for Use with Remote Sensor Data**. Washington, D.C.: United States Geological Survey, 1976. 36 p.
- BILENCA, D.; MIÑARRO, F. **Identificación de áreas valiosas de pastizal en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y Sur de Brasil**. Buenos Aires. 2004. 323 p.
- BRANNSTROM, C; JEPSON, W; FILIPPI, A. M; REDO, D; XU, S.; GANESH, S. Land change in the Brazilian Savanna (Cerrado), 1986-2002: Comparative analysis and implications for land-use policy. **Land Use Policy**, 25, 2008. pp. 579-595.
- CARVALHO, F. M. V.; DE MARCO, P.; FERREIRA, L.G. The Cerrado intopieces: habitat fragmentation as a function of landscape use in the savannas of central Brazil. **Biological Conservation**, 142, 2009. pp 1392–1403.
- CARVALHO, P. C. F.; BATELLO, C. Access to land, livestock production and ecosystem conservation in the Brazilian Campos biome: The natural grasslands dilemma. **Livestock Science**, 120, 2009. pp. 158–162.
- CRAMÉR, H. **Mathematical Methods of Statistics**. Princeton: University Press, 1946. 575 p.
- EASTMAN, J. R.; SOLORZANO, L; FOSSEN, M. V. Transition Potential Modeling for Land-Cover Change. In: DAVID, J.; MAGUIRE, M. B.; GOODCHILD, M. F **In GIS, Spatial Analysis and Modeling**. Redlands: ESRI Press, 2005. pp. 357-385.
- EMBRAPA. CENTRO NACIONAL DE PESQUISA DE SOLOS. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Rio de Janeiro: EMBRAPA-SPI, 2009. 353 p.
- EWERS, R. M.; DIDHAM, R.K. Confounding factors in the detection of species responses to habitat fragmentation. **Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society**, 81, 2006. pp. 117–142. .
- FABRICANTE, I.; OESTERHELD, M.; PARUELO, J.M. Annual and seasonal variation of NDVI explained by current and previous precipitation across Northern Patagonia. **Journal of Arid Environments**., v. 73, 2009. pp. 745–753.

- FERREIRA, J.; PARDINI, R.; METZGER, J. P.; FONSECA, C.R.; POMPEU, P. S.; SPAROVEK, G.; LOUZADA, J. Towards environmentally sustainable agriculture in Brazil: challenges and opportunities for applied ecological research. **Journal of Applied Ecology**, 49, 2012, pp. 535-541.
- FOODY, G. M. Status of land cover classification accuracy assessment. **Remote Sensing of Environment**, 80, 2002. pp.185 – 201.
- HUETE, A.; JUSTICE, C.; LIU, H. Development of vegetation and soil indices for MODIS-EOS. **Remote Sensing of Environment**, 49, 1994. pp. 224-234.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). @Cidades. Site: <<http://www.ibge.gov.br>>. Acessado em: Maio 2015.
- KUMAR, K.S.; VALASALA, N. V. A. S. S.; SUBRAHMANYAM, J. V.; MALLAMPATI, M.; SHAIK, K.; EKKIRALA, P. Prediction of future land use land cover changes of Vijayawada city using remote sensing and GIS. **International Journal of Innovative Research in Advanced Engineering (IJIRAE)**, 2, n. 3, 2015. pp. 91-97.
- LAMBIN, E.F.; TURNER, B.L.; GEIST, H.J; AGBOLA, S.B.; ANGELSEN, A.; BRUCE, J.W.; COOMES, O.T.; DIRZO, R.; FISCHER, G.; FOLKE, C.; GEORGE, P.S.; HOMEWOOD, K.; IMBERNON, J.; LEEMANS, R.; LI, X.; MORAN, E.F.; MORTIMORE, M.; RAMAKRISHNAN, P.S.; RICHARDS, J.F.; SKANES, H.; STEFFEN, W.; STONE, G.D.; SVEDIN, U.; VELDKAMP, T.A.; VOGEL, C.; XU, J. The causes of land-use and land-cover change: moving beyond the myths. **Global Environmental Change**, 11, 2001. pp. 261–269.
- LANDIS, J.; KOCH, G. The measurement of observer agreement for categorical data. **Biometrics**, 33, 1977. pp. 159–174.
- MONSERUD, R. A.; LEEMANS, R. Comparing global vegetation maps with the kappa statistic. **Ecological Modelling**, 62, 1992. pp. 275–293.
- MOREIRA, V. S.; MEDEIROS, R. M. V. As novas configurações do espaço agrário no Rio Grande do Sul / Brasil: da pecuária tradicional ao complexo agroindustrial da soja. **Confins**, n. 20, 2014.
- OLIVEIRA, N.; MARTINS, C. H. B. Política e gestão ambiental no rio grande do sul, brasil: descentralização e participação social. **XI Seminário internacional/ IV Taller RIER - Red Iberoamericana de Investigadores Globalización y Territorio**. Mendoza/Argentina. Out/2010.

- OVERBECK, G. E.; MULLER, S.C.; FIDELIS, A.; PFADENHAUER, J.; PILLAR, V.D.; BLANCO, C. C.; BOLDRINI, I.; BOTH, R.; FORNECK, E.D. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. **Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics.**, v. 9, 2007. pp. 101-116.
- PERES, C.A.; GARDNER, T.A.; BARLOW, J.; ZUANON, J.; MICHALSKI, F.; LEES, A.C.; VIEIRA, I.C.G.; MOREIRA, F.M.S.; FEELEY, K.J. Biodiversity conservation in human-modified Amazonian forest landscapes. **Biological Conservation**, 143, 2010. pp. 2314–2327.
- PILLAR, V. P.; LANGE, O. **Os campos do sul**. Porto Alegre: Rede Campos Sulinos - UFRGS, 2015. 192 p.
- PONTIUS, R. G.; PARMENTIER, B. Recommendations for using the Relative Operating Characteristic (ROC). **Landscape Ecology**, 29, n. 3, 2014. pp. 367-382.
- PONTIUS, R. G.; SCHNEIDER., L. Land-use change model validation by a ROC method for the Ipswich watershed, Massachusetts, USA. **Agriculture, Ecosystems e Environment**, 85 (1-3), 2001. pp. 239-248.
- PONTIUS, R. G.; MILLONES, M. Death to Kappa: birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment. **International Journal of Remote Sensing**, 32, n. 15, 2011. pp. 4407-4429.
- RUDORFF, C. M.; RIZZI, R.; RUDORFF, B. F. T.; SUGAWARA, L. M.; VIEIRA, C. A. O. Superfícies de resposta espectro-temporal de imagens do sensor MODIS para classificação de área de soja no Estado do Rio Grande do Sul. **Ciência Rural**. 37, 2007. pp. 118-125.
- SCOTTÁ, F. C.; FONSECA, E. L. Multiscale Trend Analysis for Pampa Grasslands Using Ground Data and Vegetation Sensor Imagery. **Sensors**, Basel, v. 15, 2015. pp. 17666-17692.
- VÉLEZ-MARTIN, E.; ROCHA, C. H.; BLANCO, C.; AZAMBUJA, B. O.; HASENACK, H.; PILLAR, V. P. conversão e fragmentação. In: PILLAR, V. P; LANGE, O **Os Campos do Sul**. Porto Alegre: Rede Campos Sulinos – UFRGS, 2015. 192 p.
- VERMOTE, E. F. Second Simulation of the Satellite Signal in the Solar Spectrum, 6S: an overview. **IEEE Transactions on Geoscience and Remote Sensing**, New York, v. 35, n. 3, 1997. pp. 675-686.

WAGNER, A. P. L; FONTANA, D. C; FRAISSE, C; WEBER, E. J; HASENACK, H.  
Tendências temporais de índices de vegetação nos campos do Pampa do Brasil  
e do Uruguai. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 48, n. 9, 2013.