

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA MARIA  
CENTRO DE CIÊNCIAS RURAIS  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ZOOTECNIA**

**UTILIZAÇÃO DE MODELO MATEMÁTICO NA  
BUSCA DO MANEJO SUSTENTÁVEL DAS  
PASTAGENS NATURAIS**

**TESE DE DOUTORADO**

**Carlos Eduardo Nogueira Martins**

**Santa Maria, RS, Brasil**

**2011**



# **UTILIZAÇÃO DE MODELO MATEMÁTICO NA BUSCA DO MANEJO SUSTENTÁVEL DAS PASTAGENS NATURAIS**

**Carlos Eduardo Nogueira Martins**

Tese apresentada ao Curso de Doutorado do Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, Área de concentração em Produção Animal, da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), como requisito parcial para obtenção do grau de  
**Doutor em Zootecnia.**

**Orientador: Prof. Fernando Luiz Ferreira de Quadros**

**Santa Maria, RS, Brasil**

**2011**

M386u Martins, Carlos Eduardo Nogueira  
Utilização de modelo matemático na busca do manejo sustentável das  
pastagens naturais / por Carlos Eduardo Nogueira Martins. – 2011.  
121 f. ; il. ; 30 cm

Orientador: Fernando Luiz Ferreira de Quadros  
Tese (doutorado) – Universidade Federal de Santa Maria, Centro de Ciências  
Rurais, Programa de Pós-Graduação em Zootecnia, RS, 2011

1. Autômatos celulares 2. Dimensão fractal 3. Dinâmica vegetacional  
4. Pastejo 5. Queima 6. Tipos funcionais I. Quadros, Fernando Luiz Ferreira de  
II. Título.

CDU 633.2

Ficha catalográfica elaborada por  
Cláudia Terezinha Branco Gallotti – CRB 10/1109  
Biblioteca Central UFSM

**Universidade Federal de Santa Maria  
Centro de Ciências Rurais  
Programa de Pós-Graduação em Zootecnia**

A Comissão Examinadora, abaixo assinada, aprova a  
Tese de Doutorado

**UTILIZAÇÃO DE MODELO MATEMÁTICO NA BUSCA DO MANEJO  
SUSTENTÁVEL DAS PASTAGENS NATURAIS**

**elaborada por**  
Carlos Eduardo Nogueira Martins

**como requisito parcial para obtenção do grau de**  
Doutor em Zootecnia

**COMISSÃO EXAMINADORA:**

---

**Fernando Luiz Ferreira de Quadros, Dr.**  
(Presidente/Orientador)

---

**Paulo Alberto Lovatto, Dr. (UFSM)**

---

**Luciana Pötter, Dra. (UFSM/CESNORS)**

---

**Valério DePatta Pillar, Dr. (UFRGS)**

---

**José Pedro Pereira Trindade, Dr. (EMBRAPA - CPPSul)**

Santa Maria, 28 de fevereiro de 2011.



## **DEDICATÓRIA**

Aos meus queridos pais João Anacleto Martins e Laura Odila Nogueira Martins, que dedicaram as suas vidas para criar os filhos, a minha mais profunda gratidão, respeito, admiração e amor.

Ao professor Fernando Quadros, amigo e orientador, desde o curso de graduação, pela sabedoria, paciência e por ter acreditado no meu potencial como pesquisador.

À minha esposa Edilene, pelo seu amor, carinho, compreensão, apoio e companheirismo, fundamentais nessas andanças.

À minha querida filha Ana Laura, que mesmo de longe torce por mim incondicionalmente.

Aos meus irmãos João e Gustavo que sempre me deram muito apoio e força para continuar. À eles todo carinho e agradecimentos.

Ao professor Sérgio Augusto Ferreira de Quadros, amigo e orientador de mestrado.



## **AGRADECIMENTOS**

A todos os professores do programa de Pós-Graduação em Zootecnia, sem os quais esta jornada seria impossível, em especial aos professores Vicente Silveira e Paulo Lovatto e com os quais muito aprendi.

Aos membros da comissão examinadora pela disposição em contribuir com o aperfeiçoamento deste trabalho.

A todos os servidores do Departamento de Zootecnia, especialmente à Olirta pela presteza e educação que sempre me dispensou.

Ao meu sogro Carlos José e sogra Erica Steinwandter pelo carinho de filho que me é dado e por me acolherem em sua casa.

Ao amigo, pesquisador Pedro Trindade, pela grande ajuda e incentivo na programação em linguagem C.

Aos colegas do Laboratório de Ecologia de Pastagens Naturais, em especial ao Fábio, Guilherme, Duilio, Adriano, Bruno, Régis, Alessandro, Liana e Jorge que sempre se dispuseram a prestar apoio quando precisei.

Aos tios e primos que, direta ou indiretamente, contribuíram para a conclusão desta jornada.



***“A imaginação é mais importante que o conhecimento.”***

Albert Einstein

***“A única finalidade da ciência está em aliviar a miséria da existência humana.”***

Bertold Brecht

***“Podemos perdoar a destruição do passado, causada pela ignorância. Agora, no entanto, temos a responsabilidade de examinar eticamente o que herdamos e o que passaremos às gerações futuras.***

***Esta é uma geração chave.”***

Dalai-Lama



## **RESUMO**

**Tese de Doutorado**

**Programa de Pós-Graduação em Zootecnia**

**Universidade Federal de Santa Maria**

### **UTILIZAÇÃO DE MODELO MATEMÁTICO NA BUSCA DO MANEJO SUSTENTÁVEL DAS PASTAGENS NATURAIS**

**Autor: Carlos Eduardo Nogueira Martins**

**Orientador: Fernando Luiz Ferreira de Quadros**

**Data e Local da Defesa: Santa Maria, 28 de fevereiro de 2011.**

O objetivo deste trabalho foi modelar em uma escala espaço-temporal a dinâmica vegetacional de pastagens naturais caracterizada por tipos funcionais quando submetidas a diferentes distúrbios, visando prever padrões na vegetação de inventários futuros pela análise da dimensão fractal associada ao modelo de autômatos celulares. Assim, inicialmente avaliou-se o emprego da análise fractal como ferramenta na determinação de padrões em uma escala reduzida de pastejo sobre pastagens naturais submetidas a diferentes manejos. O experimento avaliou o efeito dos distúrbios pastejo e queima, aplicados em duas posições de relevo, em uma pastagem natural localizada em Santa Maria-RS. Outra área avaliada localizou-se em Bagé-RS onde foram introduzidos azevém, trevo branco e cornichão na pastagem natural. A diversidade da pastagem foi obtida pelos índices de Shannon e Equitabilidade. A informação da dimensão fractal foi calculada pela regressão entre o índice de Shannon ( $\epsilon$ ) e o algoritmo natural de  $\epsilon$ , sendo a inclinação da linha a informação da dimensão fractal. Os resultados demonstraram que a dimensão fractal pode ser uma ferramenta na determinação de padrões na comunidade vegetal na escala reduzida de pastejo. A limitação do emprego desta técnica para escalas reduzidas é a necessidade de um número maior de repetições. Num segundo momento, validou-se um modelo espacialmente explícito empírico e preditivo da dinâmica vegetacional de uma pastagem natural submetida a diferentes distúrbios. Esse foi baseado em autômatos celulares, utilizando a abordagem de tipos funcionais de plantas, através da comparação das previsões do modelo com observações reais de experimentos. As simulações foram realizadas em duas escalas temporais e espaciais, reduzida e ampla. A resolução temporal da simulação foi mensal quando a dimensão espacial considerada foi de 0,0625 m<sup>2</sup>, caracterizando a escala reduzida. A escala ampla foi considerada quando a resolução temporal foi anual e a dimensão espacial foi de 306,25 m<sup>2</sup>. Os fatores testados foram: pastejo, ausência e presença; queima, ausência e presença e posição de relevo, encosta e baixada. O modelo é formado por uma matriz representando duas dimensões espaciais planas, sendo cada célula um PFT, a qual se altera a cada passo no tempo conforme a composição da própria célula e de oito células vizinhas. O modelo avaliado demonstrou eficiência na previsão da dinâmica da vegetação da pastagem natural podendo ser utilizado para simular diferentes cenários. Entretanto, a limitação do modelo está na correta determinação do nível de distúrbio. Por fim, avaliou-se a dimensão fractal ao modelo citado anteriormente e simulou-se o efeito do pastejo no manejo da queima bianual ou a cada três anos, sendo que cada simulação correspondeu a 100 iterações com resolução espacial de 306,25 m<sup>2</sup> e temporal igual a um ano. O nível de distúrbio adotado para caracterizar tanto o pastejo como a queima foi de 0,18. Nos tratamentos com queima, nos anos em que ela foi utilizada, o nível de distúrbio foi de 0,36, correspondendo a soma dos distúrbios pastejo e

queima. Os tratamentos foram avaliados em relação a duas situações de recurso ambiental (ótimo e com restrição). A avaliação da dimensão fractal em modelo espacialmente explícitos baseados em autômatos celulares demonstrou ser uma ferramenta viável na determinação de padrões e da dinâmica da comunidade vegetal independente da escala. O modelo não simulou adequadamente a colonização de espécies, sendo este um tema fundamental para futuros trabalhos que utilizarem esta abordagem. A utilização de apenas dois tipos funcionais permitiu uma melhor visualização dos resultados. A determinação da quantidade de tipos funcionais a serem utilizados na simulação dependerá de futuras investigações.

Palavras chave: autômatos celulares; dimensão fractal; dinâmica vegetacional; pastejo; queima; tipos funcionais

## **ABSTRACT**

**Thesis of Doctor's Degree**

**Post-Graduation in Animal Science Program**

**Federal University of Santa Maria**

### **USE OF MATHEMATICAL MODEL IN THE SEARCH OF SUSTAINABLE MANAGEMENT OF NATURAL GRASSLANDS**

**Author: Carlos Eduardo Nogueira Martins**

**Adviser: Fernando Luiz Ferreira de Quadros**

**Date and Defence's Place: Santa Maria, February, 28, 2011.**

The objective was to model on a scale spatiotemporal dynamics of rangeland vegetation types characterized by functional when subjected to different disorders, aiming to predict patterns in the vegetation inventory for future analysis of the fractal dimension associated with the model of cellular automata. So, initially evaluated the use of fractal analysis as a tool to determine patterns in a reduced scale of grazing on natural pastures under different managements. The experiment evaluated the effect of grazing and burning disturbances applied in two relief positions in a natural grassland located in Santa Maria-RS. Another area located in Bagé-RS assesses the improvement of natural grassland with the introduction of ryegrass, white clover and birdsfoot trefoil. The diversity of the pasture was derived by Shannon and Equitabilidade indices. The information fractal dimension was calculated by regression between the Shannon index( $\epsilon$ ) and  $\epsilon$  natural algorithm, and the slope of the fractal dimension information. The results showed that the fractal dimension can be a tool for determining patterns in plant community in small-scale grazing. The limitation of this technique to small scales is the need for a greater number of repetitions. Secondly, we validated a model is spatially explicit empirical predictive vegetation dynamics of a natural grassland subjected to different disorders based on cellular automata using the approach of plant functional types by comparing the model predictions with actual observations of experiments. The simulations were performed in two temporal and spatial scales, small and large. The temporal resolution of monthly simulation was considered when the spatial dimension was 0.0625 square meters, featuring a reduced scale. A wide range was considered when the temporal resolution was annual and the spatial dimension was 306.25 m<sup>2</sup>. The factors were: grazing, absence and presence, he burns the absence and presence and position of relief, slope and lowland. The model consists of a three-dimensional array, the first being characterized by the temporal dimension and the second and third, representing flat two-dimensional space, each cell being a PFT, which changes with each step in time as the composition of cell itself and the eight neighboring cells. The model evaluated proved to be efficient in predicting the dynamics of natural grassland vegetation can be used to simulate different scenarios. However, the limitation of the model is correct in determining the level of disturbance. Finally, we introduced the fractal dimension to the previously mentioned model and simulated the effect of grazing management of the biennial burns or every three years, with each simulation corresponded to 100 iterations with a spatial resolution of 306.25 m<sup>2</sup> and temporal equal to one year. The level of disturbance adopted to characterize both the grazing and burning was 0.18. In the treatments with burns, the years when it was used the level of disorder was 0.36, corresponding to the sum of grazing disturbance and burning. The treatments were evaluated in relation to two situations of environmental resources (and with great restraint). The

evaluation of fractal dimension in spatially explicit model based on cellular automata has proven to be a viable tool to determine patterns and dynamics of plant communities regardless of scale. The model does not adequately simulated the colonization of species, this being a key topic for future studies that use this approach. The use of only two functional types allowed better visualization of results. The determination of the amount of functional types to be used in the simulation will depend on further investigations.

Key words: burn; cellular automata; fractal dimension; functional types; grazing; vegetation dynamic

## LISTA DE TABELAS

### Artigo I

Tabela 1 –	Índices de Shannon ( $H'$ ) e Equitabilidade (J) de pastagens naturais submetida a diferentes manejos, localizadas em Santa Maria e Bagé, RS.....	45
------------	---	----

### Artigo II

Tabela 1 –	Grupos de tipos funcionais de plantas (TFs) baseados no teor de matéria seca (TMS, $g.kg^{-1}$ ) e área foliar específica (AFE, $m^2.kg^{-1}$ ) de folhas de gramíneas predominantes em uma pastagem natural submetida a tratamentos de queima e pastejo localizada em Santa Maria – RS.....	58
Tabela 2 –	Níveis de distúrbio, recursos e parâmetros dos tipos funcionais de plantas (PFTs) necessários para a simulação.....	61
Tabela 3 –	Índice de Eficiência do Modelo (MEI) e média da frequência observada e simulada dos tipos funcionais de plantas (PFTs) de uma pastagem natural submetida a diferentes manejos localizada em Santa Maria, RS.....	69
Tabela 4 –	Média observada e simulada da frequência dos indivíduos por matriz caracterizados pelos tipos funcionais de plantas (PFTs) de uma pastagem natural submetida a diferentes manejos localizada em Santa Maria, RS.....	74

### Artigo III

Tabela 1 –	Grupos de tipos funcionais de plantas (TFs) baseados no teor de matéria seca (TMS, $g.kg^{-1}$ ) e área foliar específica (AFE, $m^2.kg^{-1}$ ) de folhas de gramíneas predominantes em uma pastagem natural submetida a tratamentos de queima e pastejo localizada em Santa Maria – RS.....	90
Tabela 2 –	Parâmetros fisiológicos dos tipos funcionais de plantas.....	90

## LISTA DE FIGURAS

### Artigo I

- Figura 1 – Representação da equação de regressão entre o Índice de Shannon e a área amostral. Os tratamentos indicados em (A) são os seguintes: PQ) Pastejado e queimado; PNQ) Pastejado e não queimado; EQ) Excluído e queimado; ENQ) Excluído e não queimado. Em (B) estão representados os tratamentos nos dois períodos amostrais, sendo o segundo indicado pelo número 2 após as legendas: PN) Pastagem natural e PNM) Pastagem natural melhorada..... 44
- Figura 2 – Mudanças na informação da dimensão fractal em função de diferentes distúrbios de duas comunidades vegetais localizadas nos municípios de Santa Maria e Bagé. Os tratamentos indicados são: PQ) Pastejado e queimado; PNQ) Pastejado e não queimado; EQ) Excluído e queimado; ENQ) Excluído e não queimado; PN) Pastagem natural e PNM) Pastagem natural melhorada..... 48
- ### Artigo II
- Figura 1 – Fluxograma da estrutura lógica do modelo. As linhas cheias representam a análise de permanência ou morte da célula e as linhas pontilhadas o crescimento ou ocupação de uma célula. As letras S e N indicam se a condição foi aceita ou negada, respectivamente..... 60

Figura 2 – Frequência total dos PFTs segundo a variação dos níveis de distúrbio e recurso. A matriz tinha formato 70 x 70 sendo que cada PFTs ocupava inicialmente 1225 células. Cada ponto nos gráficos representa a média de 250 iterações. A) Nível de distúrbio igual a zero e de recurso igual a um; B) níveis de distúrbio e recurso iguais a zero; C) nível de distúrbio igual a 0,81 e de recurso igual a um; D) nível de distúrbio igual a 0,45 e de recurso igual a 0,5; E) nível de distúrbio igual a 0,81 e de recurso igual a zero; F) mesmo níveis de distúrbio e recurso do item C, mas com o dobro de indivíduos PFT 3 e ausência de indivíduos PFT 1 na matriz inicial..... 68

Figura 3 – Índices de eficiência do modelo simulador da dinâmica vegetacional em escala ampla de uma pastagem natural submetida a diferentes manejos localizada em Santa Maria, RS, entre os anos de 1996 e 2001. PENQ: Pastejado, encosta e não queimado; PBNQ: Pastejado, baixada e não queimado; EEQ: Excluído, encosta e queimado; EBQ: Excluído, baixada e queimado; EENQ: Excluído, encosta e não queimado; EBNQ: Excluído, baixada e não queimado..... 71

### **Artigo III**

Figura 1 – Frequência dos PFTs A e D nas cinco comunidades vegetais (repetições) simuladas na ausência de distúrbio (a,b) e com pastejo anual (c,d) e nível ótimo de recurso..... 93

Figura 2 – Frequência dos PFTs A e D nas cinco comunidades vegetais (repetições) simuladas com pastejo anual e queima bianual (a,b) e a cada três anos (c,d) em ambiente com metade do nível ótimo de recurso..... 94

Figura 3 –	Representação de doze comunidades vegetais (matrizes) simuladas com exclusão ao pastejo (A1 a A3 repetição 1 e B1 a B3 repetição 3) e pastejo anual (C1 a C3 repetição 1 e D1 a D3 repetição 3) em ambiente com nível ótimo de recurso. A cor vermelha representa célula ocupada pelo PFT A e a cor preta pelo PFT D.....	96
Figura 4 –	Representação de doze comunidades vegetais (matrizes) simuladas com pastejo anual e queima bianual (A1 a A3 repetição 2 e B1 a B3 repetição 3) e pastejo anual com queima a cada três anos (C1 a C3 repetição 2 e D1 a D3 repetição 3) em ambiente com metade do nível ótimo de recurso. A cor vermelha representa célula ocupada pelo PFT A e a cor preta pelo PFT D.....	97
Figura 5 –	Frequência dos PFTs e dimensão fractal (D) de uma pastagem natural simulada submetida aos manejos de exclusão ao pastejo (a), pastejo anual (b), idem ao anterior com queima bianual (c) e pastejo anual com queima a cada três anos (d), em ambiente com nível ótimo de recurso.....	100
Figura 6 –	Frequência dos PFTs e dimensão fractal (D) de uma pastagem natural simulada submetida aos manejos de exclusão ao pastejo (a), pastejo anual (b), idem ao anterior com queima bianual (c) e pastejo anual com queima a cada três anos (d), em ambiente com metade do nível ótimo de recurso.....	103
Figura 7 –	Índice de Shannon de uma pastagem natural submetida a diferentes manejos representados por: E) exclusão ao pastejo; PA) pastejo anual; PAQB) pastejo anual com queima bianual e; PAQT) pastejo anual com queima a cada três anos. Os números após os manejos correspondem ao nível ótimo de recurso e metade deste nível sendo representados por 1 e 0.5, respectivamente.....	105

## LISTA DE ANEXOS

### **Artigo II**

ANEXO 1 –	Algoritmo do modelo de simulação da dinâmica vegetacional baseado em autômatos celulares. ....	78
ANEXO 2 –	Dados pluviométricos do município de Santa Maria-RS referente aos períodos experimentais. ....	85

### **Artigo III**

ANEXO 1 –	Algoritmo do modelo de simulação da dinâmica vegetacional baseado em autômatos celulares. ....	108
-----------	--	-----

## LISTA DE APÊNDICES

APÊNDICE A -	Croqui da área da internada da Tapera, Área Nova, <i>Campus</i> da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria-RS, 2008. ....	120
APÊNDICE B -	Esboço da transecta apresentada nos Capítulos I e II. ....	121

## SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	19
2 CONTEXTUALIZAÇÃO.....	20
2.1 As pastagens naturais: passado, presente e futuro.....	20
2.2 A abordagem de tipos funcionais de plantas no estudo da dinâmica vegetacional.....	22
2.3 Predição da dinâmica vegetacional com Autômatos Celulares.....	23
2.4 Utilização da Dimensão Fractal na determinação de padrões espaciais na comunidade vegetal.....	27
3 REFERÊNCIAS.....	28
ARTIGO 1 – ANÁLISE FRACTAL DO PADRÃO ESPACIAL DE PLANTAS EM PASTAGEM NATURAL SUBMETIDAS A DIFERENTES MANEJOS.....	36
RESUMO.....	36
ABSTRACT.....	37
INTRODUÇÃO.....	37
MATERIAL E MÉTODOS.....	39
RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	42
CONCLUSÃO.....	49
REFERÊNCIAS.....	50
ARTIGO 2 – MODELAGEM DA DINÂMICA VEGETACIONAL DA PASTAGEM NATURAL UTILIZANDO A ABORDAGEM DE TIPOS FUNCIONAIS DE PLANTAS.....	54
RESUMO.....	54
ABSTRACT.....	55
INTRODUÇÃO.....	55
MATERIAL E MÉTODOS.....	57
RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	63
CONCLUSÃO.....	75
REFERÊNCIAS.....	75
ANEXOS.....	78
ARTIGO 3 – AVALIAÇÃO DA DIMENSÃO FRACTAL EM MODELO ESPACIAL DE SIMULAÇÃO.....	86

RESUMO.....	86
ABSTRACT.....	87
INTRODUÇÃO.....	88
MATERIAL E MÉTODOS.....	89
RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	91
CONCLUSÕES.....	105
REFERÊNCIAS.....	106
ANEXO.....	108
DISCUSSÃO.....	116
CONCLUSÕES.....	118
APÊNDICES.....	120

# 1 INTRODUÇÃO

A preocupação da sociedade em relação aos impactos ambiental, social e de bem-estar animal dos sistemas de produção animal tem crescido nos últimos anos. Desta forma, as pastagens naturais por serem a principal fonte alimentar dos ruminantes na região Sul do Brasil e representarem um dos maiores ecossistemas do mundo, devem ser manejadas de forma a buscar o equilíbrio entre produção animal e conservação da fauna e flora.

A busca de mais informação e maior compreensão sobre o funcionamento dos processos de dinâmica da vegetação e formação de padrões são determinantes para o uso racional das pastagens naturais possibilitando que nestas regiões a possível barreira comercial imposta aos países importadores de produtos de origem animal relacionada à sustentabilidade da produção (ambiental, social e bem-estar animal) passe a ser uma oportunidade e um nicho de mercado pela oferta de produtos produzidos de forma ecologicamente correta e com identificação territorial.

Entretanto, considerando-se a alta complexidade das relações existentes entre os componentes deste agroecossistema, os trabalhos de pesquisas que buscam analisar os processos desta dinâmica através de observações diretas, geralmente, são demorados e/ou de custo muito elevado. Assim, diferentes abordagens têm sido adotadas para fazer previsões de dinâmica vegetacional, entre elas, os modelos matemáticos de simulação.

A modelagem de sistemas passaram a se destacar, pois uma característica chave destes modelos é a eficiência com que abordam a dimensão espacial, implementando conceitos como as relações de vizinhança e suportando o uso combinado de múltiplas escalas. Neste sentido, os Autômatos Celulares têm sido amplamente utilizados para desenvolver modelos espacialmente explícitos no estudo da dinâmica vegetacional em comunidades submetidas a diferentes situações pela sua simplicidade operacional e por conterem complexidade suficiente para simular mudanças inesperadas e surpreendentes como as observadas em fenômenos emergentes. A análise fractal, conjuntamente com os autômatos celulares, tem sido bastante utilizada em Ecologia para o entendimento da complexidade espacial, onde a informação da dimensão fractal mede a complexidade de um sistema, independente da escala de observação, em uma amplitude de escalas.

Neste contexto, a presente tese propõe em três capítulos, inicialmente, avaliar o uso da análise fractal como ferramenta na determinação de padrões em uma escala reduzida de pastejo sobre pastagens naturais submetidas a diferentes manejos. Num segundo momento,

validar um modelo espacialmente explícito empírico e preditivo da dinâmica vegetacional de uma pastagem natural submetida a diferentes distúrbios. Esse foi baseado em autômatos celulares utilizando a abordagem de tipos funcionais de plantas, através da comparação das predições do modelo com observações reais de experimentos. Por fim, visou-se modelar, em uma escala espaço-temporal, a dinâmica vegetacional de pastagens naturais caracterizada por tipos funcionais quando submetidas a diferentes distúrbios, predizendo padrões da vegetação pela análise da dimensão fractal associada ao modelo de autômatos celulares.

## 2 CONTEXTUALIZAÇÃO

### 2.1 As pastagens naturais: passado, presente e futuro

As pastagens naturais (campos) estão incluídas no Bioma Pampa na metade sul e oeste do Rio Grande do Sul, e no Bioma Mata Atlântica, nas partes mais altas do planalto, onde os campos estão associados a florestas com Araucária, abrangendo uma área de 176.496 km<sup>2</sup>, valor que representa 2,07% da parcela do território brasileiro. Estas pastagens eram distribuídos entre os Estados do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul, abrangendo 62,83% da superfície total desta região (IBGE, 2004).

A diversidade florística das pastagens naturais do estado do Rio Grande do Sul é da ordem de 2.200 espécies, composta principalmente pelas famílias *Poaceae* e *Fabaceae* representadas por cerca de 450 e 200 espécies, respectivamente. Esta grande diversidade está relacionada a diversidade de solos procedentes da grande variabilidade geológica, da topografia, da distribuição pluviométrica, da temperatura e da disponibilidade de água (BOLDRINI, 2009). Porto (2002) em revisão sobre os aspectos históricos e classificação fitogeográfica das pastagens naturais relata a conclusão do naturalista Saint-Hilaire, publicada em 1887 após suas viagens ao Rio Grande do Sul, de que as queimadas anuais utilizadas para evitar o engrossamento do campo eram condicionantes da sua composição florística, sugerindo que a composição atual das pastagens naturais sejam decorrentes de clímax de fogo e de pressão de pastejo. Entretanto, segundo Balduino Rambo citado por Porto (2002), as pastagens naturais constituem clímax-edáfico ligados à profundidade dos solos, pois pelas condições climáticas, principalmente a pluviosidade, estas regiões de campo tenderiam a possuir vegetação do tipo florestal.

Neste sentido, observa-se no território sul-rio-grandense um mosaico entre vegetação herbácea, arbustiva e arbórea representado por uma zona de transição entre as florestas subtropical e ombrófila mista ao norte do estado e pelas formações de pastagens naturais predominantes de sul a sudoeste (QUADROS & PILLAR, 2002). Conforme estudo feito por estes autores, os padrões observados de vegetação e limites floresta-campo são decorrentes das interações do balanço hídrico com a cobertura vegetal atual e os distúrbios causados por fogo e pastejo.

A intensidade do fogo foi mais importante na história evolutiva das plantas das pastagens naturais do que o pastejo, determinando o desenvolvimento de mecanismos de resiliência mais efetivos em resposta as queimadas (QUADROS & PILLAR, 2001). Entretanto, há cerca de 150 anos, o aumento da intensidade do pastejo pela ação antrópica determinou a redução da intensidade de queimadas tornando o pastejo o principal distúrbio determinante da composição florística (QUADROS & PILLAR, 2001).

As pastagens naturais da região Sul do Brasil apresentam destacada importância para as pessoas que habitam esta região, não só por ser a principal fonte de alimento para cerca de 18 milhões de ruminantes domésticos (CARVALHO et al., 2006), mas também, por possibilitar a preservação da biodiversidade e do habitat para espécies ameaçadas, proteção do solo e seqüestro de carbono, além do valor cultural (DURU, 2005; VALLS et al., 2009).

Apesar destes múltiplos benefícios, no Rio Grande do Sul, estima-se que entre os anos de 1976 e 2002, 27.350,42 km<sup>2</sup> de pastagens naturais foram convertidas em outros usos, principalmente para agricultura (CORDEIRO & HASENACK, 2009). Estudos realizados por Bilenca e Miñarro (2004) demonstraram que esta redução da área ocupada pelas pastagens naturais está associada a dois fatores: à expansão da fronteira agrícola (culturas agrícolas anuais, silvicultura, pastagens cultivadas) e, ao excesso de lotação normalmente empregado no manejo destas pastagens. O efeito mais drástico do manejo insustentável que, historicamente vem sendo aplicado às pastagens naturais, aparece no sudoeste do RS, onde o processo de arenização formou extensas manchas de areia em substratos arenítios não-consolidados (TRINDADE et al., 2008) que já ocupava em 2002 uma área de 37 km<sup>2</sup> (SUERTEGARAY et al., 2001). A invasão das pastagens naturais pelo capim Annoni (*Eragrostis plana*) também tem contribuído para a redução da área das pastagens naturais. Esta espécie originária da África do Sul, apresenta baixa palatabilidade, alta produção de semente e alelopatia (MEDEIROS et al., 2009). Estima-se que a área de pastagem natural invadida no Rio Grande do Sul pelo capim Annoni seja superior a um milhão de hectares (MEDEIROS & FOCHT, 2007).

A necessidade de políticas públicas e programas que visem a conservação deste recurso natural que são as pastagens naturais é urgente. Neste sentido diversas iniciativas e ações de conservação têm sido adotadas como mapeamento e monitoramento dos Campos Sulinos, criação de unidades de conservação e programas de conservação (VÉLEZ et al., 2009). Tornquist & Bayer (2009) sugerem o pagamento pelos serviços ambientais como a qualidade da água, a manutenção da biodiversidade e a regulação do efeito estufa como uma valiosa oportunidade para garantir a conservação destas pastagens.

A adoção por parte dos criadores, de práticas que aumentem a biodiversidade, depende dos subsídios técnicos que recebem e dos seus objetivos quanto o desempenho animal, os custos de produção e o trabalho (DURU et al., 2005). Assim, é fundamental o avanço dos estudos que visem compreender as relações existentes na comunidade vegetal que determinem os diferentes padrões, bem como, os efeitos dos principais distúrbios sobre a trajetória da dinâmica da vegetação.

## **2.2 A abordagem de tipos funcionais de plantas no estudo da dinâmica vegetacional**

A diversidade florística das pastagens naturais do estado do Rio Grande do Sul, composta por cerca de 450 espécies de gramíneas e 200 espécies de leguminosas, representa uma complexidade inerente destas pastagens em relação à dinâmica da vegetação devido a sua ampla gama de interações interespecíficas (BOLDRINI, 2009). A identificação de espécies, do ponto de vista da assistência técnica e dos “manejadores”, representa uma grande dificuldade para o entendimento, acompanhamento e monitoramento das relações de manejo e seus efeitos sobre a vegetação campestre (QUADROS et al., 2009). Neste sentido, Grime et al. (1997) comentam que a análise da comunidade e do ecossistema só irá progredir quando se encontrar uma forma de contornar a infinita variedade de espécies e de populações e estabelecer um sistema coerente baseado em um número relativamente pequeno e universal de tipos funcionais de plantas e animais. Dentro deste contexto, faz-se necessário um meio de classificação que simplifique a comunicação de quem produz a ciência, com quem a aplica e quem irá ser beneficiado por ela, onde o uso de tipos funcionais surge como uma alternativa ao se trabalhar com descrição de pastagens naturais (ROSSI, 2009).

As abordagens baseadas em atributos tornaram-se mais populares em Ecologia de comunidades durante a última década como uma alternativa à classificação taxonômica. Possibilitando, desta forma, comparações em grande escala que pode revelar padrões de

organização que são difíceis de detectar usando a abordagem tradicional taxonômica (AUBIN et al., 2009).

Tipos funcionais são grupos de plantas que exibem respostas similares às condições de ambiente e apresentam efeitos parecidos sobre os processos dominantes do ecossistema (WARMING, 1895; RAUNKIAER; 1904, ver revisão em PILLAR & ORLÓCI, 1993). O aporte fundamental de tipos funcionais é realizar uma leitura simplificada da vegetação onde cada grupo corresponda a um conjunto de espécies, que não estão necessariamente aparentadas, mas cumpram a mesma função no ecossistema da pastagem compartilhando valores comuns de atributos biológicos (ALBALADEJO, 2004). Desta forma, os tipos funcionais têm sido utilizados como uma ferramenta para o entendimento de ecossistemas complexos frente a distúrbios antrópicos (AUBIN et al., 2009), principalmente, fogo (BRADSTOCK & KENNY, 2003; LLORET & VILÀ, 2003; MULLER et al., 2007) e pastejo (McINTYRE & LAVOREL, 2001; MEERS et al., 2008; KAHMEN & POSCHLOD, 2008).

Semenova & van der Maarel (2000) apontam a necessidade de um quadro ambiental global em que, hierarquicamente, os tipos funcionais de plantas (PFTs) possam ser comparados e interpretados. Desta forma, é essencial que os atributos utilizados para a formação destes PFTs sejam fáceis de monitorar em nível de campo, além de terem uma resposta clara às mudanças de manejo ou de qualquer modificação do habitat (COUSINS & LINDBORG, 2004). Neste sentido, as características foliares como teor de matéria seca e área foliar específica têm sido utilizadas como atributos na formação dos PFTs (GARNIER et al., 2001; LOUAULT et al., 2005; QUADROS et al., 2006; MEERS et al., 2008; GARAGORRY, 2008).

A previsão da resposta de espécies e relações de vizinhança à variações em recursos e mudança climática requerem uma classificação funcional de espécies (McINTYRE, 1999). Assim, os tipos funcionais de plantas quando inseridos em modelos preditivos podem permitir a simplificação e a generalização desses modelos, sendo uma forma efetiva e apropriada de simular a dinâmica da vegetação de ecossistemas sob distúrbios (PAUSAS, 2003; NYGAARD & EJRNAES, 2004).

### **2.3 Predição da dinâmica vegetacional com Autômatos Celulares**

Diferentes abordagens têm sido adotadas para fazer previsões da dinâmica vegetacional. As abordagens mais importantes, segundo revisão feita por Pillar (1998) são:

determinismo sucessional, transposição espaço-tempo, extrapolação para o futuro de variação observada até o presente e modelos matemáticos de simulação. A predição de padrões e processos em vegetação com base no determinismo sucessional está superada, pois na visão contemporânea da dinâmica da vegetação não há pressuposição absoluta de estabilidade ambiental nem a definição *a priori* de um estágio final de sucessão, ao contrário, dá-se ênfase à observação de distúrbios frequentes, repetidos e da variação contínua da vegetação, em várias escalas de tempo e de espaço (GLENN-LEWIN & van der MAAREL, 1992).

A abordagem de transposição espaço-tempo supõe que os fatores de ambiente condicionantes da vegetação são independentes e que os processos que determinaram padrões do presente repetir-se-iam na determinação de padrões equivalentes no futuro, o que nem sempre é verdadeiro (PILLAR, 1998). Os modelos de cadeias de Markov têm sido amplamente utilizados para prever a dinâmica vegetacional através da extrapolação para o futuro de variação observada até o presente. Entretanto, as cadeias de Markov apresentam a limitação de não explicar o fenômeno, serem limitadas na resposta espacial (PEDROSA, 2003) e pressuporem que o processo continuará sem ocorrência de novos distúrbios (GLENN-LEWIN & van der MAAREL, 1992). Além disso, o modelo não suporta de imediato a inclusão de variáveis exógenas como variáveis socioeconômicas ou outras forças direcionadoras, embora esta limitação possa ser superada (PEDROSA, 2003).

Conforme Balzter et al. (1998), os modelos de dinâmica de comunidades ecológicas não devem negligenciar o aspecto espacial, mas a maioria deles o faz. Segundo ele, a simplificação do uso de modelos não-espacializados pode conduzir a previsões inválidas, porque a relação espacial pode mudar radicalmente para condições de persistência e coexistência. Desta forma, as mudanças na resolução espacial levam a diferentes interpretações da estrutura espacial (CRAIG, 2010). Neste sentido, os modelos de sistemas passam a se destacar, pois uma característica chave destes modelos é a eficiência com que abordam a dimensão espacial, implementando conceitos como as relações de vizinhança e suportando o uso combinado de múltiplas escalas (PEDROSA, 2003).

Os Autômatos Celulares, *Cellular Automata* (CA), são utilizados como modelo para a determinação e/ou formação de padrões que buscam explicar fenômenos da natureza, bem como comportamentos sociais, ambientais e biológicos, assim como fatores que influenciam em suas regras de interação (GREMONI & VICENTINI, 2008). Os CA foram propostos, originalmente, por John Von Neumann com objetivo de prover modelos formais para a auto-reprodução de organismos biológicos (NEUMANN & BURKS, 1966). Entretanto, a popularização e a criação de novos desafios no campo de pesquisa de CA aconteceu em 1970

a partir da publicação do modelo chamado *O Jogo da Vida* proposto por Jonh Horton Conway na revista *Scientific American* (PÁDUA & VIEIRA, 2004). A partir da década de 80 houve uma evolução nos estudos dos CA, devido a extensa análise experimental sobre os padrões espaço-temporais da evolução de CAs desenvolvido por Wolfram e por estes novos trabalhos considerarem que regras bastante simples poderiam originar padrões extremamente complexos (PÁDUA & VIEIRA, 2004).

Segundo Wolfram (1983) os CA são idealizações matemáticas de sistemas físicos, no qual o espaço e o tempo são discretos, e os atributos assumem um conjunto de valores também discretos. Um autômato celular consiste de uma grade regular uniforme (ou “campo matricial”), comumente infinito em sua extensão, com uma variável discreta em cada localidade (“célula”). O estado de um autômato celular é completamente especificado pelos valores das variáveis em cada célula. Um CA evolui em passos de tempo discretos, com o valor da variável em uma célula sendo afetado pelos valores das variáveis nas células vizinhas encontrados no passo de tempo anterior. A vizinhança de uma célula é tipicamente formada pela própria célula em consideração e todas as demais células localizadas nas suas adjacências imediatas. As variáveis em cada célula são atualizadas simultaneamente (“sincronicamente”), baseando-se nos valores das variáveis da sua vizinhança no passo de tempo precedente, e de acordo com um conjunto predefinido de “regras locais”. Neste sentido, um CA pode ser caracterizado por quatro fatores principais: geometria do meio subjacente no qual estão as células, regra de transição local, estados e vizinhança da célula (SARKAR, 2000). As células de um CA assumem a cada instante de tempo um estado específico existente em um conjunto finito de possibilidades de estados, sendo que nos CA, geralmente, todas as células apresentam o mesmo conjunto de estados (PÁDUA & VIEIRA, 2004). A geometria do CA é caracterizada por sua dimensão espacial (uni, bi ou tridimensional), a forma de cada célula (triangular, quadrangular ou hexagonal) e como estas estão distribuídas (GREMONINI & VICENTINI, 2008). As regras locais de transição dependem do estado da própria célula e das células vizinhas e são classificadas em determinísticas ou probabilísticas (GREMONINI & VICENTINI, 2008). Um CA onde cada célula tem sua própria regra local é denominado de híbrido (PÁDUA & VIEIRA, 2004). Os CAs nos quais a geometria (conjunto de células) e as regras locais (padrão de interconexão das células) não mudam com o tempo são chamados de estáticos, enquanto que nos CAs dinâmicos as variações nestes fatores são permitidas (PÁDUA & VIEIRA, 2004). Os dois principais tipos de vizinhança utilizados nos CAs são a vizinhança de Von Neumann e de Moore, as quais levam em consideração as quatro e oito células adjacentes, respectivamente.

Os CAs dividem-se em quatro classes com base nos padrões espaço-temporais gerados por sua evolução (GREMONINI & VICENTINI, 2008):

- Classe I: a evolução temporal leva o autômato celular a um estado homogêneo, no qual todas as células atingem um mesmo valor;

- Classe II: a evolução no tempo leva o autômato celular a um estado estável e periódico no tempo e espacialmente não homogêneo;

- Classe III: a evolução no tempo leva o autômato celular a um estado desordenado, não possuindo padrão reconhecível;

- Classe IV: a evolução no tempo leva o autômato celular a gerar estruturas complexas com evolução imprevisível, que podem se propagar, criar e/ou aniquilar outras estruturas.

Segundo Almeida (2003), estes modelos de CA tornaram-se bastante populares em grande parte por apresentarem uma incrível simplicidade operacional, gerarem uma dinâmica que pode reproduzir processos tradicionais de mudanças por difusão, e conterem complexidade suficiente para simular mudanças inesperadas e surpreendentes como as observadas em fenômenos emergentes. Para Gremonini & Vicentini (2008), o método dos CAs difundiu-se devido a sua capacidade de gerar simulações, previsões e resultados não conseguidos por outros métodos que envolvem equações matemáticas.

Rohde (2005) destaca que a abordagem de CA tem aplicabilidade limitada na resolução de problemas ecológicos pelo estabelecimento de leis ecológicas gerais, pois mesmo se um conjunto universal de regras simples pudesse ser desenvolvido para ser aplicável a diferentes situações ecológicas, a simulação de todas as permutações possíveis iria, rapidamente, tornar-se impossível devido ao aumento exponencial do número de combinações possíveis.

Entretanto, nas últimas duas décadas, a capacidade de modelar os sistemas ecológicos tem aumentado pelos avanços dos métodos utilizados para construir os modelos conceituais e nas tecnologias para simular estes modelos (MUZY et al., 2008), sendo que os CAs têm sido amplamente utilizados para desenvolver modelos espacialmente explícitos no estudo da dinâmica vegetacional (GRIST, 1999) em comunidades submetidas a diferentes situações de manejo (SILVERTOWN et al., 1992; COLASANTI et al., 2001; LANZER & PILLAR, 2002; PAUSAS, 2003; SOSINSKI Jr., 2005; EPPSTEIN et al., 2006; COLASANTI et al., 2007; KONIAK & NOY-MEIR, 2009).

Whilhelm & Brüuggemann (2002) apontam que a maioria dos modelos são limitados pelo fato deles não incluírem toda a variabilidade do sistema. Desta forma, relações de dimensionamento fractal fornecem uma poderosa estrutura analítica que inclui complexidade

estrutural das comunidades vegetais e podem ser utilizadas para analisar padrões emergentes do ecossistema para prever mudanças catastróficas antes deste ecossistema ter mudado para um novo estado dinâmico (ALADOS et al., 2004).

#### **2.4 Utilização da Dimensão Fractal na determinação de padrões espaciais na comunidade vegetal**

O desenvolvimento da geometria Fractal surgiu para resolver algumas das limitações da geometria Euclidiana em descrever padrões espaciais e temporais observados na natureza (KALLIMANIS et al., 2002; HALLEY et al., 2004). Mandelbrot (1983) definiu fractais como objetos conceituais que apresentam estrutura semelhante em todas as escalas espaciais, são autossimilares e independem de escala. Existem vários métodos de determinação da dimensão fractal como método *box-counting*, informação fractal, usando relações de medidas (perímetro-área-volume), funções de correlação (autocorrelação, semivariogramas), função de distribuição e espectro de potência (transformação de Fourier, *wavelets*) (LI, 2000).

Halley et al. (2004) apontam quatro razões para a rápida aceitação das idéias da geometria Fractal em Ecologia. Em primeiro lugar foi percebido que muitos objetos naturais de interesse para ecologistas tem relevantes características em uma ampla variedade de escalas. Além disso, fractais geralmente surgem naturalmente nos modelos ecológicos. Terceiro, refere-se às regras de forças, que estão intimamente ligadas com fractais, já havia sido uma ferramenta descritiva importante na Ecologia. Finalmente, a noção ecológica de que a variação é mais informativa do que a média, encontra uma explicação natural na geometria fractal.

O padrão espacial de plantas pode ser caracterizado pela análise fractal, pois a dimensão fractal dos componentes estruturais do ecossistema reflete um padrão emergente produzido como o resultado de interações espaço-temporais dos componentes do ecossistema (ALADOS et al., 2003). A análise fractal tem sido amplamente usada em Ecologia para o entendimento da complexidade espacial (PALMER, 1988; LOEHLE & WEIN, 1994; LI, 2000; ALADOS et al., 2003; ALADOS et al., 2005), onde a informação da dimensão fractal mede a complexidade de um sistema, independente da escala de observação, em uma gama de escalas (LOEHLE & LI, 1996; ALADOS et al., 1999). Segundo Palmer (1988) e Li (2000), as manchas de vegetação são um dos fenômenos que poderiam ser consideradas como fractais, porque elas possuem detalhes em todas as escalas espaciais de interesse.

A dimensão fractal é aplicada em Ecologia, principalmente, para estudo das distribuições de espécies em uma grade de duas dimensões, na qual os dados são baseados em sensoriamento remoto, no qual o número de dados coletados pode ser amplo (KALLIMANIS et al., 2002). Entretanto, muitos estudos ecológicos dependem de observações em campo, onde o custo da coleta de um volume grande de dados pode ser inviável (KALLIMANIS et al., 2002). Li (2000) salienta que os fractais, assim como outros modelos matemáticos aplicados em Ecologia, têm as suas limitações, especialmente por que é uma teoria e método em desenvolvimento. Halley et al. (2004) apontam outros problemas como confusão generalizada das definições e termos sobre fractais, bem como, a confusão entre as propriedades fractais de um objeto em si e os de sua borda, sendo este um dos equívocos mais comuns do método fractal aplicado em Ecologia. Um dos fatores limitantes para a análise fractal está na coleta suficientemente detalhada de dados espaciais em escala reduzida (LOEHLE & LI, 1996). Kallimanis et al. (2002) apontam a necessidade de desenvolver um método de estimativa da dimensão fractal especificamente para o contexto ecológico, usando amostras pequenas ou seções de uma distribuição.

O mundo ecológico pode não ser, verdadeiramente, fractal, mas os fractais podem, contudo, desempenhar um papel crucial em ajudar-nos a entendê-lo (HALLEY et al., 2004).

Nesta contextualização percebeu-se que a observação de padrões nas pastagens naturais tem como fatores limitantes a grande diversidade de espécies presentes neste agroecossistema, a determinação da escala e o intervalo temporal ideais para a observação dos processos e formação dos padrões. Este trabalho não tem a pretensão de apresentar a resposta, tão procurada pelos técnicos e aguardada pelos produtores, de como manejar de forma sustentável as pastagens naturais. Mas sim, apresentar ferramentas que possam auxiliá-los na busca deste manejo.

Os capítulos a seguir são apresentados de acordo com as normas para publicação na Revista Brasileira de Zootecnia.

### 3 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALBALADEJO, C.; BUSTOS CARA, R, Desarrollo local y nuevas ruralidades en Argentina. In: ALBALADEJO, C.; BUSTOS CARA, R. (comp). **“Innovaciones dicretas y reterritorialización de la actividad agropecuaria en Argentina, Brasil y Francia”**. UNS, INRA-SAD, Médiations, IRD/UR 102 y Dynamiques Rurales, Bahía Blanca, 2004.

ALADOS, C. L. et al. Characterization of branch complexity by fractal analyses. **Int. J. Plant Sci.**, 160 (Suppl. 6), p.147–155, 1999.

ALADOS, C. L. et al. Quantitative characterization of the regressive ecological succession by fractal analysis of plant spatial patterns. **Ecological Modelling**, n.163, p.1-17, 2003.

ALADOS, C. L. et al. Change in plant spatial patterns and diversity along the successional gradient of Mediterranean grazing ecosystems. **Ecological Modelling**, n.180, p.523-535, 2004.

ALADOS, C. L. et al. Fractal analysis of plant spatial patterns: a monitoring tool for vegetation transition shifts. **Biodiversity and Conservation**, n.14, p.1453-1468, 2005.

ALMEIDA, C. M. **Modelagem da dinâmica espacial como uma ferramenta auxiliar ao planejamento: simulação de mudanças de uso da terra em áreas urbanas para as cidades de Bauru e Piracicaba (SP)**. São José dos Campos, SP, 2003. 351p. Tese (Doutorado em Sensoriamento Remoto) - INPE, 2003.

AUBIN, I. et al. Comparasion of two plant functional approaches to evaluate natural restoration along na old-field – deciduous Forest chronosequence. **Journal of Vegetation Science**, v.20, p.185-198, 2009.

BALZTER, H.; BRAUN, P.W.; KOHLER, W. Cellular automata models for vegetation dynamics. **Ecological Modelling**, n. 107, p. 113-125, 1998.

BILENCA, D.; MIÑARRO, F. **Identificación de áreas valiosas de pastizal en las Pampas y Campos de Argentina, Uruguay y Sur de Brasil**. Fundación vida silvestre, 323p., 2004.

BOLDRINI, I. I. A flora dos campos do Rio Grande do Sul. In: PILLAR, V. D. P. *et al.* (Ed.). **CAMPOS SULINOS** - conservação e uso sustentável da biodiversidade. Brasília: MMA, 2009. p.63-77.

BRADSTOCK, R. A.; KENNY, B. J. An application of plant functional types to fire management in conservation reserve in southeastern Australia. **Journal of Vegetation Science**, v.14, p.345-354, 2003.

CARVALHO, P. C. F. et al. Produção animal no bioma Campos Sulinos. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.35, p.156 - 202, 2006.

COLASANTI, R. L.; HUNT, R.; ASKEW, A. P. A self-assembling model of resource dynamics and plant growth incorporating plant functional types. **Functional Ecology**, v.15, p.676-687, 2001.

COLASANTI, R. L.; HUNT, R.; WATRUD, L. A simple cellular automaton model for high-level vegetation dynamics. **Ecological Modelling**, v.203, p.363-374, 2007.

CORDEIRO, J. L. P.; HASENACK, H. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. In: PILLAR, V. D. P. et al. (Ed.). **CAMPOS SULINOS** - conservação e uso sustentável da biodiversidade. Brasília: MMA, 2009. p.287-299.

COUSINS, S. A. O.; LINDBORG, R. Assessing changes in plant distribution patterns – indicator species versus plant functional types. **Ecological Indicators**, v.4, n.1, p. 17-27, 2004.

CRAIG, P. D. Imposed and inherent scales in cellular automata models of habitat. **Ecological Modelling**, v.221, p.2425-2434, 2010.

DURU, M.; TALLOWIN, J.; CRUZ, P. Functional diversity in low-input grassland farming systems: characterisation, effect and management. **Agronomy Research**, v.32, p.125-138, 2005.

EPPSTEIN, M. J.; BEVER, J. D.; MOLOFSKY, J. Spatio-temporal community dynamics induced by frequency dependent interactions. **Ecological Modelling**, v.197, p.133-147, 2006.

GARAGORRY, F. **Construção de uma tipologia funcional de gramíneas em pastagens naturais sob diferentes manejos**. Santa Maria: UFSM, 2008. 176p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Federal de Santa Maria, 2008.

GARNIER, E. et al. Consistency of species ranking based on functional leaf traits. **New Phytologist**, v.152, n.1, p.69-83, 2001.

GLENN-LEWIN, D. C. e van der MAAREL, E. Patterns and processes of vegetation dynamics. In: GLENN-LEWIN, D.C.; PEET, R.K.; VELEN, T.T. **Plant Succession: theory and prediction**. London: Chapman and Hall, 1992. Cap. 1, p. 11-59. (Population and community biology, 11).

GREMONINI, L; VICENTINI, E. Autômatos celulares: revisão bibliográfica e exemplos de implementações. **Revista Eletrônica Lato Sensu – UNICENTRO**, 6ª ed., p.1-19, 2008.

GRIME, J. P. et al. Functional types testing the concept in Northern England. In: **Plant functional types their relevance to ecosystem properties and global change**. [S.l.], p.122-150, 1997.

GRIST, E. P. M. The significance of spatio-temporal neighbourhood on plant competition for light and space. **Ecological Modelling**, v.121, p.63-78, 1999.

HALLEY, J. M. et al. Uses and abuses of fractal methodology in ecology. **Ecology Letters**, v.7, p.254-271, 2004.

**IBGE 2004. Mapa da vegetação do Brasil e Mapa de Biomas do Brasil. IBGE.** Capturado em 07 set. 2006. Online. Disponível na Internet: <http://www.ibge.gov.br>

KAHMEN, S.; POSCHLOD, P. Effects of grassland management on plant functional trait composition. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.128, p.137-145, 2008.

KALLIMANIS, A. S.; SGARDELIS, S. P.; HALLEY, J. M. Accuracy of fractal dimension estimates for small samples of ecological distributions. **Landscape Ecology**, n.17, p.281-297, 2002.

KONIAK, G.; NOY-MEIR, I. A hierarchical, multi-scale, management-responsive model of Mediterranean vegetation dynamics. **Ecological Modelling**, v.220, p.1148-1158, 2009.

LANZER, A. T. S.; PILLAR, V. D. Probabilistic cellular automaton: model and application to vegetation dynamics. **Community Ecology**, v.3, n.2, p.159-167, 2002.

LAVOREL, S. et al. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. **Trends in Ecology and Evolution**, v.12, p.474-478, 1997.

LI, B. L. Fractal geometry applications in description and analysis of patch patterns and patch dynamics. **Ecological Modelling**, n.132, p.33-50, 2000.

LLORET, F.; VILÀ, M. Diversity patterns of plant functional types in relation to fire regime and previous land use in Mediterranean woodlands. **Journal of Vegetation Science**, v.14, p.387-398, 2003.

LOEHLE, C.; LI, B. L. Statistical properties of ecological and geologic fractals. **Ecological Modelling**, n.85, p.271-284, 1996.

LOEHLE, C.; WEIN, G. Landscape habitat diversity: a multiscale information theory approach. **Ecological Modelling**, n.73, p.311–329, 1994.

LOUAULT, F et al. Plant traits and functional types in response to reduced disturbance in a semi-natural grassland. **Journal of Vegetation Science**, v.16, p.151-160, 2005.

MANDELBROT, B. B. The Fractal Geometry of Nature. W.H. Freeman, San Francisco, CA, 1983. 468 p.

McINTYRE, S. et al. Disturbance response in vegetation – towards a global perspective on functional traits. **Journal of Vegetation Science**, v.10, p.621-630, 1999.

McINTYRE, S.; LAVOREL, S. Livestock grazing in subtropical pastures: steps in the analysis of attribute response and plant functional types. **Journal of Ecology**, v.89, p.209-226, 2001.

MEDEIROS, R. B.; FOCHT, T. Invasão, prevenção, controle e utilização do capim-annoni-2 (*Eragrostis plana* Ness) no Rio Grande do Sul, Brasil. **Pesquisa Agropecuária Gaúcha**, v.13, p.105-114, 2007.

MEDEIROS, R. B.; SAIBRO, J. C.; FOCHT, T. Invasão de capim-annoni (*Eragrostis plana* Nees) no bioma Pampa do Rio Grande do Sul. In: PILLAR, V. D. P. et al. (Ed.). **CAMPOS SULINOS** - conservação e uso sustentável da biodiversidade. Brasília: MMA, 2009. p.317-330.

MEERS, T.L. et al. Role of plant functional traits in determining vegetation composition of abandoned grazing land in north-eastern Victoria, Australia. **Journal of Vegetation Science**, v.19, p.515-524, 2008.

MULLER, S. C. et al. Plant functional types of woody species related to fire disturbance in forest-grassland ecotones. **Plant Ecology**, v.189, p.1-14, 2007.

MUZY, A. et al. Modeling and simulation of fire spreading through the activity tracking paradigm. **Ecological Modelling**, v.219, p.212-225, 2008.

NEUMANN, J. V.; BURKS, A. W. **Theory of Self-Reproducing Automata**. University of Illinois Press, Champaign, IL, 1966.

NYGAARD, B.; EJRNAES, R. A new approach to functional interpretation of vegetation data. **Journal of Vegetation Science**, v.15, n.1, p 49-56, 2004.

PÁDUA, F. L. C.; VIEIRA, N. J. Autômatos celulares: teoria e aplicações. Universidade Federal de Minas Gerais. Dep. de Ciência da Computação. Pós-graduação. 19 p., 2004.

PALMER, M. W. Fractal geometry: a tool for describing spatial patterns of plant communities. **Vegetatio**, n.75, p.91-102, 1988.

PAUSAS, J. G. The effect of landscape pattern on Mediterranean vegetation dynamics: A modelling approach using functional types. **Journal of Vegetation Science**, n.14, p.365-374, 2003.

PEDROSA, B. M. **Ambiente Computacional para Modelagem Dinâmica Espacial**. São José dos Campos, SP, 2003. 85p. Tese (Doutorado em Computação Aplicada) - INPE, 2003.

PILLAR, V. D. Análise e predição de fenômenos ecológicos em pastagens naturais. In: REUNIÃO DO GRUPO TÉCNICO EM FORRAGEIRAS DO CONE-SUL – ZONA CAMPOS, 17, 1998, Lages, **Anais...** Lages: Epagri/UFES, p.39-45, 1998.

PILLAR, V. D.; ORLÓCI, L. **Character-Based Community Analysis; the Theory and an Application Program**. The Hague, SPB Academic Publishing. 1993.

PORTO, M. L. Os campos sulinos: sustentabilidade e manejo. **Ciência & Ambiente**, v.24, p.119-138, 2002.

QUADROS, F. L. F.; PILLAR, V. D. Dinâmica vegetacional em pastagem natural submetida a tratamentos de queima e pastejo. **Ciência Rural**, v.31, n.5, p.863-868, 2001.

QUADROS, F. L. F.; PILLAR, V. D. Transições floresta-campo no Rio Grande do Sul. **Ciência & Ambiente**, v.24, p.109-118, 2002.

QUADROS, F. L. F. et al. Uso de tipos funcionais de gramíneas como alternativa de diagnóstico da dinâmica e do manejo de campos naturais. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 2006, João Pessoa. **Anais...** Sociedade Brasileira de Zootecnia, 2006.

QUADROS, F. L. F.; TRINDADE, J. P. P.; BORBA, M. A abordagem funcional da Ecologia campestre como instrumento de pesquisa e apropriação do conhecimento pelos produtores rurais. In: PILLAR, V. D. P. *et al.* (Ed.). **CAMPOS SULINOS** - conservação e uso sustentável da biodiversidade. Brasília: MMA, 2009. p.206-213

ROHDE, K. Cellular automata and ecology. **Oikos**, v.110, n.1, p.203-207, 2005.

ROSSI, G. E. **Avaliação da dinâmica e da diversidade de uma pastagem natural submetida a diferentes distúrbios**. Santa Maria: UFSM, 2009. 121p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Federal de Santa Maria, 2009.

SARKAR, P. A brief history of cellular automata. **ACM Computing Surveys**, v.32, n.1, p.80–107, 2000.

SEMENOVA, G. V.; van der MAAREL, E. Plant functional types: a strategic perspective. **Journal of Vegetation Science**, v.11, p.917-922, 2000.

SILVERTOWN, J. et al. Cellular automaton models of interspecific competition for space – the effect of pattern on process. **Journal of Ecology**, v.80, p.527-534, 1992.

SOSINSKI Jr., E. E. **Modelos de simulação espacial de efeitos de pastejo em vegetação campestre**. Porto Alegre: UFRGS, 2005. 125p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2005.

SOSINSKI Jr., E. E.; PILLAR, V. D. Respostas de tipos funcionais de plantas à intensidade de pastejo em vegetação campestre. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.39, n.1, p.1-9, 2004.

SUERTEGARAY, D. M. A.; GUASSELLI, L. A.; VERDUM, R. **Atlas de arenização: Sudoeste do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Secretaria da Coordenação e Planejamento do Rio Grande do Sul, 2001. 85p.

TORNQUIST, C. G.; BAYER, C. Serviços ambientais: oportunidades para a conservação dos Campos Sulinos. In: PILLAR, V. D. P. et al. (Ed.). **CAMPOS SULINOS** - conservação e uso sustentável da biodiversidade. Brasília: MMA, 2009. p.122-127.

TRINDADE, J. P. P.; QUADROS, F. L. F.; PILLAR, V. P. Vegetação campestre de áreas do Sudoeste do Rio Grande do Sul sob pastejo e com exclusão do pastejo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.43, n.6, p.771-779, 2008.

VALLS, J. F. M. et al. O patrimônio florístico dos Campos: potencialidades de uso e a conservação de seus recursos genéticos. In: PILLAR, V. P. et al. (Eds.). **Campos Sulinos – conservação e uso da biodiversidade**. Brasília: MMA, 2009. p.139-154.

VÉLEZ, E. et al. Um panorama sobre as iniciativas de conservação dos Campos Sulinos. In: PILLAR, V. D. P. et al. (Ed.). **CAMPOS SULINOS - conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: MMA, 2009. p.356-379.

WHILHELM, T.; BRÜUGGEMANN, R. Goal functions for the development of natural systems. **Ecological Modelling**, v.132, p.231–246, 2000.

WOLFRAM, S. **Statistical mechanics of cellular automata**. Capturado em 07 set. 2006. Online. Disponível na Internet: <http://www.stephenwolfram.com/publications/articles/ca/83-statistical/3/text.html>

## ARTIGO 1 – ANÁLISE FRACTAL DO PADRÃO ESPACIAL DE PLANTAS EM PASTAGEM NATURAL SUBMETIDAS A DIFERENTES MANEJOS

**Carlos Eduardo Nogueira Martins<sup>1</sup>, Fernando Luiz Ferreira de Quadros<sup>2</sup>, Guilherme Ebling Rossi<sup>1</sup>, Fábio Cervo Garagorry<sup>1</sup>**

<sup>1</sup> Pós-Graduação em Zootecnia da Universidade Federal de Santa Maria, RS. eduardo@ifc-videira.edu.br

<sup>2</sup> Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Santa Maria, RS.

**RESUMO** - O objetivo deste trabalho foi avaliar o uso da análise fractal como ferramenta na determinação de padrões na escala de pastejo em pastagens naturais submetidas a diferentes manejos. O experimento foi realizado em áreas de pastagens naturais localizadas nos municípios de Santa Maria e Bagé, Rio Grande do Sul, Brasil. Os tratamentos testados em Santa Maria foram: pastejo com queima, pastejo sem queima, exclusão com queima, exclusão sem queima. As repetições constituíram blocos: encosta e baixada. Uma área de um hectare, excluída do pastejo desde 1995, abrange os tratamentos exclusão. Em Bagé, os tratamentos avaliados foram: pastagem natural e pastagem natural com introdução de azevém, trevo branco e cornichão. A caracterização da composição florística da pastagem foi realizada pelo método BOTANAL. A diversidade da pastagem foi calculada pelos índices de Shannon ( $H'$ ) e Equitabilidade. O índice de Shannon foi calculado em uma série de escalas de tamanho  $\epsilon$  que variou de 0,0625 a 1 m<sup>2</sup>, correspondendo ao somatório de 16 quadros adjacentes de 0,25 x 0,25 m. A informação da dimensão fractal foi calculada pela regressão entre  $H'(\epsilon)$  e o logaritmo natural de  $\epsilon$ , sendo a inclinação da linha a informação da dimensão fractal. Os índices de Shannon e Equitabilidade demonstraram dependência em relação à área amostral, onde a maior diversidade florística e homogeneidade da frequência de distribuição de plantas entre espécies foram observadas no intervalo amostral de 0,87 e 1,03 m<sup>2</sup>. A dimensão fractal pode ser uma ferramenta na determinação de padrões na comunidade vegetal na escala reduzida de pastejo. A limitação do emprego desta técnica para escalas reduzidas é a necessidade de um número maior de repetições.

Palavras-chave: diversidade, equitabilidade, pastejo, queima, shannonn

## **FRACTAL ANALYSIS OF PLANT SPATIAL PATTERNS IN NATURAL GRASSLANDS UNDER DIFFERENT MANAGERMENTS**

**ABSTRACT** - The objective was to evaluate the use of fractal analysis as a tool to determine patterns in the range of grazing on natural grasslands under different managements. The experiment was conducted in areas of natural grasslands located in Santa Maria and Bagé cities, both belonging to Rio Grande do Sul, Brazil. The treatments tested in Santa Maria were grazing with burning, grazing without burning, grazing exclusion with burns and grazing exclusion and without burning. The replication blocks: the slope and lowland. An area of one hectare, excluded from grazing since 1995, covers the exclusion treatments and the grazed area covers around 2.5 ha. In Bagé, the treatments were: natural pasture and introduction of ryegrass, white clover and birdsfoot trefoil in a natural grassland. Identification of pasture botanical composition was performed by BOTANAL method. The diversity of the pasture was obtained by Shannon ( $H'$ ) and Evenness ( $J$ ) indexes. The Shannon index was calculated in a series of scales of size  $\epsilon$  ranging from 0.0625 to 1 m<sup>2</sup>, corresponding to the sum of 16 contiguous frames of 0.25 x 0.25 m. The fractal dimension information was calculated by regressing  $H'(\epsilon)$  and  $\epsilon$  natural algorithm, and the line's slope was the fractal dimension information. Shannon and Evenness indexes showed dependence on the sample area, where the highest species diversity and homogeneity of the frequency distribution of plant species were observed between the sample interval of 0.87 to 1.03 m<sup>2</sup>. The fractal dimension can be a tool for determining patterns in plant community in small-scale grazing. The limitation of this technique to small scales is the need for a greater number of repetitions.

Key-words: burn, diversity, evenness, grazing, shannonn

### **Introdução**

Os estudos de padrões de distribuição espacial e temporal de espécies permitem avaliar a dinâmica das comunidades vegetais em um dado local ao nível de indivíduo, população ou paisagem (Pillar, 1998). Neste sentido, a determinação da escala de observação é fundamental, pois a percepção de um fenômeno pode não ser a mesma em diferentes escalas.

Conforme Anderson et al. (2007), quando padrões ecológicos são dependentes da escala, estudos conduzidos em diferentes escalas espaciais podem parecer contraditórios quando eles são, na realidade, consistentes. Assim, deve haver uma escala em que o fenômeno de interesse se manifesta mais nitidamente, a qual pode ser determinada analiticamente (Podani et al., 1993).

O desenvolvimento da geometria Fractal surgiu para resolver algumas das limitações da geometria Euclidiana em descrever padrões espaciais e temporais observados na natureza (Kallimanis et al., 2002; Halley et al., 2004). Mandelbrot (1983) definiu fractais como objetos conceituais que apresentam estrutura semelhante em todas as escalas espaciais, são autossimilares e independem de escala.

O padrão espacial de plantas pode ser caracterizado pela análise fractal, pois a dimensão fractal dos componentes estruturais do ecossistema reflete um padrão emergente produzido como o resultado de interações espaço-temporais dos componentes do ecossistema (Palmer, 1988; Li, 2000; Alados et al., 2003). A análise fractal tem sido amplamente usada em Ecologia para o entendimento da complexidade espacial (Palmer, 1988; Loehle & Wein, 1994; Alados et al., 2005), onde a informação da dimensão fractal mede a complexidade de um sistema, independente da escala de observação, em uma gama de escalas (Loehle & Li, 1996; Alados et al., 1999).

Um dos fatores limitantes para a análise fractal está na coleta suficientemente detalhada de dados espaciais em escala reduzida (Loehle & Li, 1996). Kallimanis et al. (2002) apontam a necessidade de desenvolver um método de estimativa da dimensão fractal especificamente para o contexto ecológico, usando amostras pequenas ou seções de uma distribuição.

Neste sentido, o objetivo deste trabalho foi avaliar o uso da análise fractal como ferramenta na determinação de padrões em uma escala reduzida de pastejo sobre pastagens naturais submetidas a diferentes manejos.

## Material e Métodos

O trabalho foi realizado em áreas de pastagens naturais localizadas nos municípios de Santa Maria e Bagé, ambos pertencentes ao estado do Rio Grande do Sul, Brasil.

A área experimental de 40 hectares, situada entre as coordenadas 29° 45' S e 53° 45' W, localizada em Santa Maria e pertencente a Universidade Federal de Santa Maria, apresenta solo classificado como Planossolo Hidromórfico eutrófico nas áreas de baixada e Argissolo Vermelho distrófico nas áreas de topo e encosta (Streck et al., 2002). O clima da região de Santa Maria, segundo a classificação de Köppen é o Subtropical úmido (Cfa) (Moreno, 1961) com temperatura média de 19,2°C e precipitação anual em torno de 1769 mm, com altitude de 95 m. Esta área não apresenta indícios a campo nem registros de que tenha sofrido algum tipo de preparo de solo para fins agrícolas, podendo-se supor que seja uma pastagem natural há centenas de anos (Quadros & Pillar, 2001).

Os tratamentos testados em Santa Maria foram: pastejo com queima na encosta (PQE), pastejo com queima na baixada (PQB), pastejo sem queima na encosta (PNQE), pastejo sem queima na baixada (PNQB), exclusão com queima na encosta (EQE), exclusão com queima na baixada (EQB), exclusão sem queima na encosta (ENQE) e exclusão sem queima na baixada (ENQB). Uma área de aproximadamente um ha, excluída do pastejo desde 1995, abrange os tratamentos de exclusão. Transecções medindo 15 metros de comprimento e 0,5 metro de largura foram localizadas de forma a apresentar vegetação, aparentemente homogênea, entre transecções na mesma posição de relevo (Apêndice B). No centro destas transecções foram demarcadas novas transecções de dois metros de comprimento por 0,5 metros de lado, identificadas por pinos de ferro galvanizados na forma de “L”, em cada canto de uma diagonal e suplementarmente por estacas de madeira colocadas nas outras extremidades da outra diagonal da transecção. Estas novas transecções internas foram subdivididas em 16 quadros de 0,25 x 0,25 m compondo as unidades amostrais. O número de

transecções por tratamento foi variável, sendo cinco transecções para o tratamento PNQE, três transecções para o tratamento PNQB e uma transecta para os demais tratamentos, considerando a representatividade relativa à área ocupada pelos tratamentos. A primeira queima da pastagem foi realizada em 1995 e posteriormente nos anos de 1997, 2001 e 2003. Estas sempre foram realizadas no final do inverno e início da primavera entre os meses de agosto e setembro. A redução da carga animal utilizada que variava de 0,5 unidade animal (UA).ha<sup>-1</sup> no período de inverno a duas UAs no período de verão, para cerca de 0,7 UAs apenas na estação quente, conferiu a esta área um aspecto de campo “macegoso” com predomínio de espécies cespitosas como *Erianthus angustifolius*, *Aristida laevis* e *Andropogon lateralis*.

A outra área experimental de 54 ha pertence à Embrapa Pecuária Sul, situada no município de Bagé, na microrregião da Campanha Meridional, apresentando solo da Classe Luvisolo Hipocrômico Órtico típico (EMBRAPA, 1999). O clima desta região é Subtropical úmido (Moreno, 1961), com temperatura média anual de 18 °C, e com precipitação em torno de 1472 mm e altitude de 212 m.

Essa área vem sendo manejada, desde agosto de 2005, em sistema de pastejo contínuo com lotação variável, utilizando novilhas da raça Brangus, procurando manter uma oferta de forragem de 12 kg de matéria seca (MS) de forragem para 100 kg de peso vivo, com ajuste de carga a cada 28 dias. O levantamento da composição florística desta área pelo método BOTANAL (Tohill adaptado Quadros et al., 2007), realizado em 2005, demonstrou que as espécies *Paspalum plicatulum*, *Erianthus spp.*, *Paspalum dilatatum* e *Eragrostis plana*, apresentaram frequência entre 20 e 60% e disponibilidades entre 300 e 800 kg de matéria seca.ha<sup>-1</sup> no estrato superior da pastagem.

Em Bagé, os tratamentos avaliados foram: pastagem natural (PN) e pastagem natural com introdução de azevém, trevo branco e cornichão (PNM). Entre 21 e 23/02/2005, a área

foi roçada e ficou em descanso até 8/08/2005. Os piquetes que receberam o tratamento “pastagem natural melhorada” (PNM), foram pastejados com uma carga alta (3300 kg de peso vivo.ha<sup>-1</sup>), de 14 a 18/04/2005, a fim de reduzir a competição da comunidade vegetal existente com as espécies a serem introduzidas. Em 28/04/2005, foram sobressemeados, a lanço, 25 kg.ha<sup>-1</sup> de azevém cv. comum (*Lolium multiflorum* Lam.), 6 kg.ha<sup>-1</sup> de cornichão (*Lotus corniculatus* L.) e 3 kg.ha<sup>-1</sup> de trevo branco (*Trifolium repens* L.). Para fertilização, foram utilizados 242 kg.ha<sup>-1</sup> de NPK da fórmula 10-30-10. Em fevereiro de 2006, toda a área experimental foi roçada novamente e nos piquetes de PNM, foram aplicadas 1,1 t.ha<sup>-1</sup> de calcário “filler”.

A caracterização da composição florística da pastagem foi realizada pelo método BOTANAL em ambas as áreas experimentais. Os inventários da vegetação em Santa Maria ocorreram nos dias 10/11/2006, 06/11/2007 e 13/04/2008 para os tratamentos em áreas pastejadas e nos dias 07/11/2007 e 20/04/2008 para os tratamentos de exclusão. No município de Bagé foram realizados dois inventários, sendo o primeiro entre os dias 24 a 30/08/2006 e o segundo entre os dias 14 a 18/12/2006.

A diversidade da pastagem foi obtida pelo índice de Shannon (H') (Shannon, 1948), calculado pela fórmula  $H'(\epsilon) = -\sum p_i \ln (1/p_i)$ ; onde  $p_i$  é a probabilidade de ocorrência de  $i$ th de  $N(\epsilon)$  eventos e é expresso por  $x_i / N(\epsilon)$  sendo que  $x_i$  representa a massa de forragem da espécie (i) em cada transecta de tamanho ( $\epsilon$ ) e  $N(\epsilon)$  é a soma da massa de forragem de todas as espécies na transecta de tamanho ( $\epsilon$ ). Utilizou-s o índice de Equitabilidade (J) (Pielou, 1966) para representar o equilíbrio da distribuição das espécies, o qual foi obtido por  $H'(\epsilon)/\log N$  sendo N o número total de espécies. A informação da dimensão fractal foi utilizada para quantificar o padrão de distribuição das plantas na pastagem independente da escala, ou seja, medir a taxa de mudança do Índice de Shannon em função do tamanho da amostra. Um alto valor para informação da dimensão fractal indica uma distribuição espacial

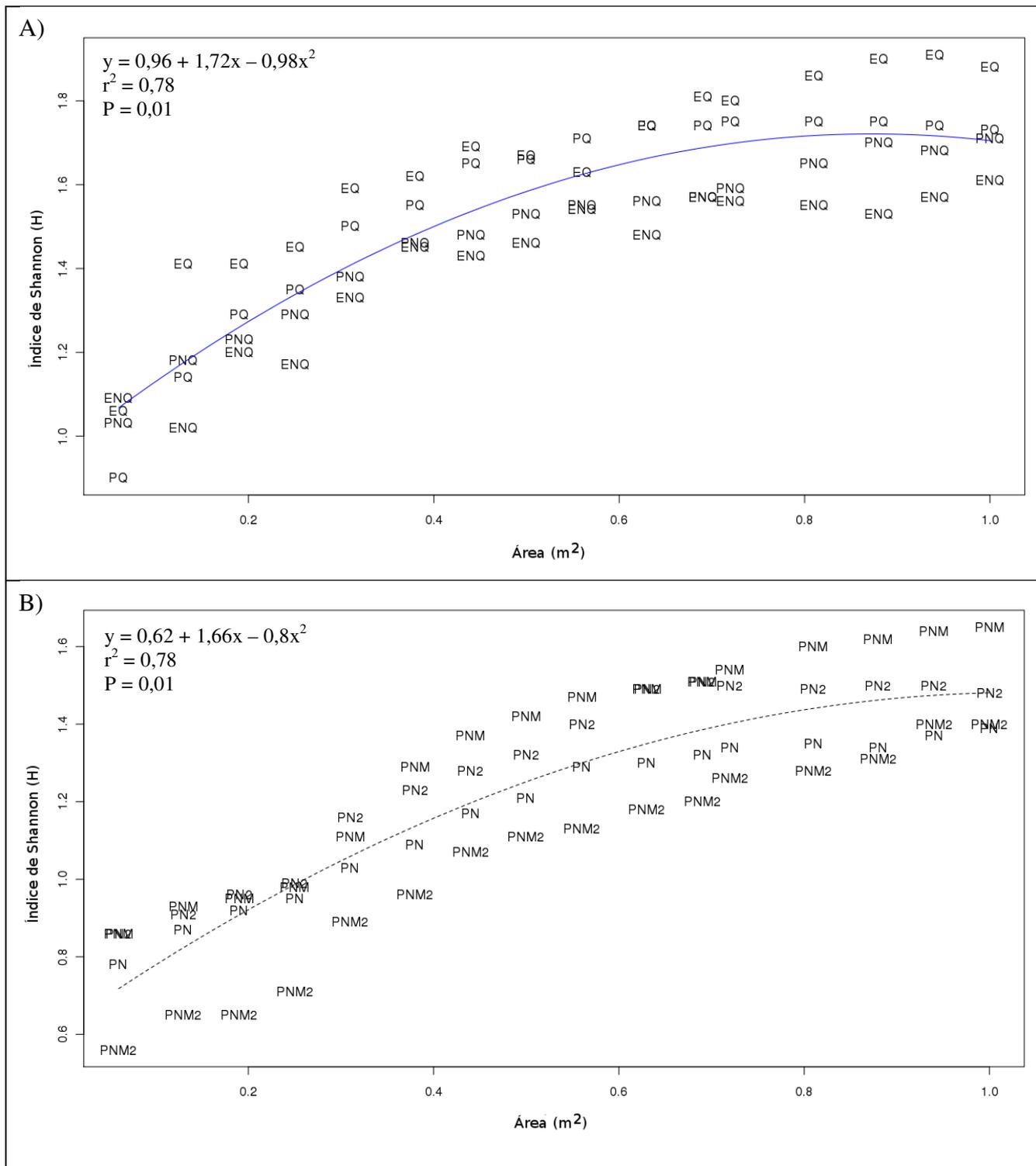
de plantas altamente homogênea, enquanto um baixo valor indica distribuição aleatória (Li, 2000). A informação da dimensão fractal foi calculada pela regressão entre  $H'(\varepsilon)$  e o algoritmo natural de  $\varepsilon$ , sendo a inclinação da linha a informação da dimensão fractal. O índice de Shannon foi calculado em uma série de escalas de tamanho  $\varepsilon$  que variou de 0,0625 a 1 m<sup>2</sup>, correspondendo ao somatório de 16 quadros adjacentes de 0,25 x 0,25 m. Os dados referentes aos tratamentos foram submetidos à análise de comparação de médias pelo teste de aleatorização cuja medida de semelhança foi a distância euclidiana por meio do programa MULTIV (Pillar, 2004) e análise de regressão com auxílio do programa estatístico R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2009).

### **Resultados e Discussão**

A diversidade de espécies da pastagem natural, expressa pelo índice de Shannon, apresentou comportamento quadrático em relação ao tamanho do quadro amostral ( $P = 0,01$ ;  $r^2 = 0,78$ ) nas duas áreas avaliadas (Figura 1). Este comportamento é resultado da relação área-espécies, tendo em vista que a diversidade é função da riqueza, que corresponde ao número de espécies presentes em determinada área e da equitabilidade, que indica a homogeneidade na distribuição de indivíduos entre estas espécies (Magurran, 2004). Conforme Crawley & Harral (2001) quatro efeitos são responsáveis pelo acúmulo de espécies com o aumento da área amostral: efeito amostral (menos espécies abundantes são registradas quando um número maior de indivíduos é incluído); efeito de agregação espacial (espécies espacialmente agregadas são encontradas quando perdidas na amostragem anterior); efeito de segregação espacial (espécies que são ecologicamente separadas dentro do mesmo habitat ocorrerão em conjunto somente em áreas maiores); e efeito do habitat (novos conjuntos de espécies são adicionadas quando diferentes comunidades de plantas são incluídas). Segundo Turner & Tjørve (2005), diversos trabalhos sugerem que o efeito amostral, denominado por

eles como área mínima requerida, em relação área-espécies deveria produzir uma curva sigmóide quando vista num contexto de multi-espécies.

Na pastagem natural localizada em Santa Maria, a maior diversidade de espécies foi observada na área de 0,87 m<sup>2</sup> (Figura 1A) e na área de 1,03 m<sup>2</sup> em Bagé (Figura 1B). Estes resultados aproximam-se da recomendação de Shmida & Wilson (1985) de que “diversidade de habitat” é mais perceptível em escalas de 1-10<sup>3</sup> m<sup>2</sup> e dos resultados de Allcock & Hil (2003), os quais demonstraram que os efeitos dos herbívoros na diversidade foram muito mais nítidos na escala amostral de 1 m<sup>2</sup>. Shmida & Wilson (1985) supõem que quatro mecanismos gerais regulam a diversidade de espécies de plantas enquanto elas operam sobre escalas espaciais amplas e sobrepostas, cada uma delas tem sua influência mais significativa em escalas espaciais diferentes. Segundo estes autores, as “relações de nicho” são mais importantes em escalas menores que 1 m<sup>2</sup>, e se referem às condições de micro-habitat e interações entre plantas (competição, facilitação, etc.). Já a “diversidade de habitat” é mais perceptível em escalas de 1-10<sup>3</sup> m<sup>2</sup>. O “efeito de massa”, que avalia a presença de espécies em habitat inadequado por causa da dispersão destas a partir de um habitat adequado, é melhor observado em escalas de 10<sup>3</sup>-10<sup>6</sup> m<sup>2</sup>. Por fim, a “equivalência ecológica” que caracteriza acumulação de espécies espacialmente separadas, mas com nichos equivalentes, são mais perceptíveis em escalas maiores que 10<sup>6</sup> m<sup>2</sup>. Entretanto, a escala para tomada de decisões de manejo é variável e dependerá do tamanho do campo de pastejo, o qual é definido como um agregado de diferentes sítios de pastejos delimitado por uma cerca (Carvalho et al., 2008). Neste sentido, utilizou-se a área de 1 m<sup>2</sup> para caracterizar e comparar a diversidade de espécies das pastagens naturais, bem como a homogeneidade de distribuição desta diversidade nos diferentes manejos adotados nestas pastagens.



**Figura 1** – Representação da equação de regressão entre o Índice de Shannon e a área amostral. Os tratamentos indicados em (A) são os seguintes: (PQ) Pastejado e queimado; (PNQ) Pastejado e não queimado; (EQ) Excluído e queimado; (ENQ) Excluído e não queimado. Em (B) estão representados os tratamentos nos dois períodos amostrais, sendo o segundo indicado pelo número 2 após as legendas: (PN) Pastagem natural e (PNM) Pastagem natural melhorada.

A escolha por trabalhar com a área de 1 m<sup>2</sup> reduziu o número de repetições, por isso optou-se em utilizar os dados dos tratamentos Encosta e Baixada conjuntamente. O teste de aleatorização não demonstrou interação ( $P = 0,1$ ) entre os tratamentos e os períodos de avaliação, tanto em Santa Maria como em Bagé. Em Santa Maria, as áreas pastejadas apresentaram índices de diversidade similares de 1,69 e 1,67, para os tratamentos submetidos a queima e sem queima, respectivamente (Tabela 1). Conforme Quadros & Pillar (2000), Laterra et al. (2003) e Fuhlendorf & Engle (2004), os animais possuem preferência por sítios de pastejo em áreas de rebrote pós-queima. Assim, a diversidade florística poderá aumentar ou diminuir dependendo da carga animal utilizada (Noy-meir, 1995; Alados et al., 2003). O efeito positivo do pastejo sobre a diversidade de plantas depende, além da composição botânica da comunidade vegetal, das circunstâncias específicas de habitats característicos (Mazancourt et al., 1999), por exemplo, as condições edáficas (Alados et al., 2005).

**Tabela 1** - Índices de Shannon (H') e Equitabilidade (J) de pastagens naturais submetida a diferentes manejos, localizadas em Santa Maria e Bagé, RS

<b>Santa Maria</b>								
<b>Tratamentos**</b>	<b>H'</b>				<b>J</b>			
	Nov/06	Nov/07	Abr/08	Médias	Nov/06	Nov/07	Abr/08	Médias*
<b>PQ</b>	1,49	1,77	1,81	1,69 a	0,64	0,8	0,68	0,7 a
<b>PNQ</b>	1,57	1,69	1,67	1,67 a	0,65	0,77	0,69	0,7 a
<b>EQ</b>	-	2,1	1,69	1,89 a	-	0,79	0,66	0,72 a
<b>ENQ</b>	-	1,53	1,67	1,6 a	-	0,62	0,89	0,75 a
<b>Bagé</b>								
<b>Tratamentos</b>	<b>H'</b>			<b>J</b>				
	Agosto	Dezembro	Médias	Agosto	Dezembro	Médias		
<b>PN</b>	1,39	1,48	1,43 a	0,6	0,62	0,61 a		
<b>PNM</b>	1,65	1,38	1,51 a	0,68	0,69	0,68 a		

\* Médias seguidas por letras iguais não diferem entre si ( $P > 0,05$ ).

\*\* PQ: Pastejado e queimado; PNQ: Pastejado e não queimado; EQ: Excluído e queimado; ENQ: Excluído e não queimado; PN: Pastagem natural e; PNM: Pastagem natural melhorada.

O índice de diversidade não demonstrou diferença entre os tratamentos sem pastejo e com queima (1,89) na pastagem natural de Santa Maria em relação aos sem queima (1,6) (Tabela 1). Segundo Overbeck et al. (2005), o distúrbio causado pela queimada tende a aumentar a riqueza ao nível de parcela devido à abertura da comunidade, porém o seu efeito diminui ao longo do tempo. A menor diversidade florística em áreas com ausência de distúrbios deve-se a dominância de poucas espécies com maior capacidade de cobertura de solo e por possuírem alta habilidade de exclusão na competição entre espécies (Overbeck et al., 2007). Os resultados indicam que o efeito da queimada sobre a diversidade da comunidade vegetal é mais evidente quando aplicada de forma isolada. Esse resultado foi semelhante ao encontrado por Noy-Meir (1995) quanto aos efeitos do fogo sobre as variáveis estruturais (cobertura e altura de plantas). Entretanto, este mesmo autor observou que a riqueza de espécies aumentou após a queima da pastagem apenas em áreas pastejadas com um forte componente perene. Neste sentido, quando combinado ao pastejo, o efeito do fogo também dependerá, além da frequência de queimadas, da composição botânica da pastagem, da intensidade de pastejo e das condições edafoclimáticas da região. Os resultados encontrados ratificam os vários trabalhos publicados (Noy-meir, 1995; Bond & Wilgen, 1996; Fuhlendorf & Engle, 2004; Fidelis et al., 2007; Macdonald et al., 2007) que apontam a queimada como uma ferramenta estratégica para o manejo das pastagens naturais desde que aplicada de forma moderada.

A introdução de espécies cultivadas de inverno na pastagem natural localizada no município de Bagé permitiu um aumento da diversidade da comunidade vegetal no período hibernar quando comparada ao índice da pastagem natural (Tabela 1). Entretanto, com o final do ciclo do azevém e do cornichão, o índice de diversidade da pastagem natural melhorada passou a ser menor (1,38) ao da pastagem natural (1,48). A diversidade da pastagem natural foi similar entre os períodos de inverno e verão, com pequeno acréscimo na estação de verão

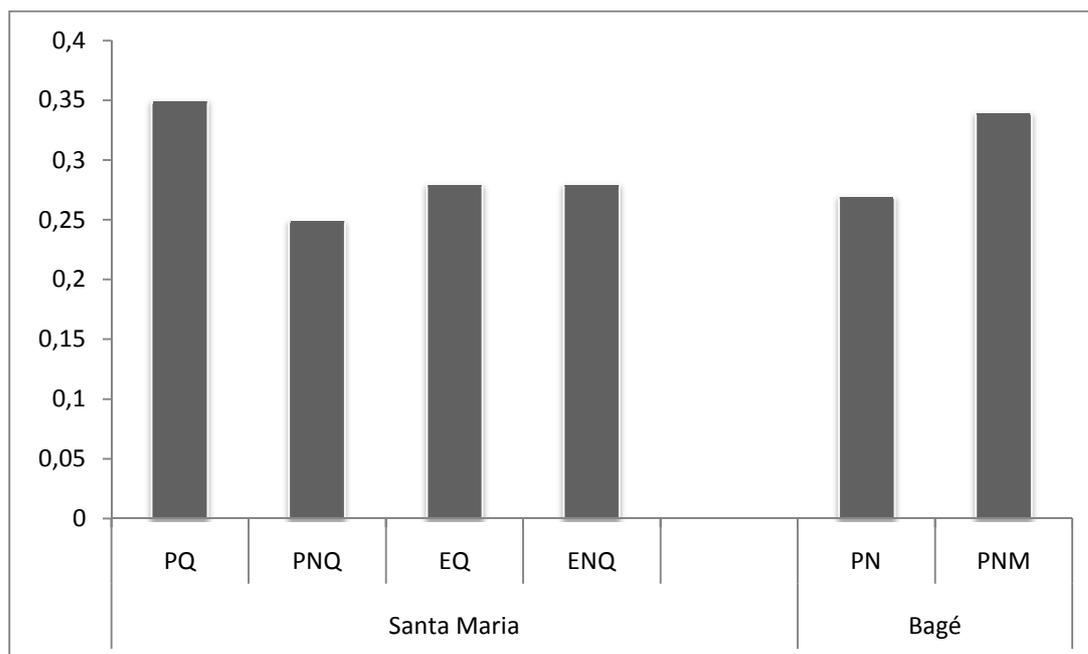
(Tabela 1). Estes resultados devem-se ao fato das espécies que compõem a comunidade vegetal destas pastagens naturais serem predominantemente estivais (Maraschin, 2009).

No município de Santa Maria, a homogeneidade da distribuição das espécies não apresentou diferença entre as médias dos tratamentos (Tabela 1). Alados et al. (2003) ao estudarem o efeito de diferentes intensidades de pastejo sobre a dinâmica da vegetação do semi-árido do Mediterrâneo observaram que a frequência de distribuição foi mais homogênea nas áreas de pastagens preservadas (sem pastejo), resultado semelhante ao deste trabalho, onde o tratamento ENQ apresentou o maior índice de Equitabilidade para o ano de 2008 (Tabela 1). Neste sentido, o pastejo conduz à heterogeneidade de distribuição das plantas, favorecendo a dominância de espécies tolerantes ao pastejo. Entretanto, a distribuição das plantas tende a ser igualmente representada em áreas levemente pastejadas em comparação com áreas manejadas com uma baixa oferta de forragem (Alados et al., 2004).

A homogeneidade da frequência de distribuição de plantas entre espécies foi similar entre as médias dos tratamentos avaliados no município de Bagé (Tabela 1). Pode-se observar que o melhoramento das pastagens naturais tende a aumentar o Índice de Equitabilidade no período de inverno em função da homogeneidade de implantação e desenvolvimento das espécies cultivadas (Tabela 1). A tendência de maior homogeneidade no tratamento com introdução de espécies também no mês de dezembro, deve-se a maior contribuição do trevo branco neste período.

Apesar de não haver diferença ( $P > 0,05$ ) entre os tratamentos quanto a informação da dimensão fractal, observa-se na Figura 2 uma tendência desta variável ser maior na área pastejada e queimada ( $D = 0,35$ ) em relação a área pastejada sem queima ( $D = 0,25$ ) no experimento de Santa Maria. Alados et al. (2003) ao estudarem o efeito da pressão de pastejo sobre o padrão espacial de plantas em duas comunidades vegetais localizadas na região do semi-árido Mediterrâneo observaram que o pastejo afetou a dimensão fractal, onde o aumento

da pressão de pastejo acarretou em uma distribuição de plantas mais aleatória. Entretanto, estudos que avaliaram o efeito do pastejo em quatro ecossistemas da região do Mediterrâneo (Alados et al., 2004) e cinco comunidades de plantas do semi-árido Espanhol (Alados et al., 2005) observaram comunidades de plantas em que o pastejo reduziu a dimensão fractal.



**Figura 2** – Mudanças na informação da dimensão fractal em função de diferentes distúrbios de duas comunidades vegetais localizadas nos municípios de Santa Maria e Bagé. Os tratamentos indicados são: PQ) Pastejado e queimado; PNQ) Pastejado e não queimado; EQ) Excluído e queimado; ENQ) Excluído e não queimado; PN) Pastagem natural e PNM) Pastagem natural melhorada.

Nos tratamentos exclusão ao pastejo com e sem queima a informação da dimensão fractal foi igual a 0,28 (Figura 2). Este resultado pode estar associado ao comportamento de resiliência das espécies que compõem a pastagem natural, ou seja, a capacidade da pastagem recuperar-se de um distúrbio após algum tempo sem a presença do mesmo, como observado nos trabalhos de Noy-Meir (1995) e Fuhlendorf & Engle (2004). Ghermandi et al. (2004) reconheceram três processos na sucessão vegetal pós-queima: surgimento de espécies colonizadoras a partir do banco de sementes, regeneração da comunidade original e,

dominância de espécies invasoras; sendo que estes processos ocorrem em dois períodos distintos. O primeiro período corresponde ao estágio de pequena competição por recursos (espaço, luz, água, etc.) denominado por estes autores como “a corrida por ocupação de área”. Quando a competição por recursos torna-se progressivamente mais importante inicia-se o segundo estágio, chamado de “o esforço para manter o espaço”.

Em Bagé a pastagem natural melhorada apresentou maior informação da dimensão fractal ( $D = 0,34$ ) em comparação a pastagem natural ( $D = 0,27$ ) (Figura 2). Este resultado está de acordo com a afirmação de Alados et al. (2005) de que a informação da dimensão fractal aumenta quando saímos de uma comunidade altamente diversa para uma com menor diversidade.

Halley et al. (2004) apontam quatro razões para a rápida aceitação das idéias da geometria Fractal em Ecologia. Em primeiro lugar foi percebido que muitos objetos naturais de interesse para ecólogos têm relevantes características em uma ampla variedade de escalas. Além disso, fractais geralmente surgem naturalmente nos modelos ecológicos. Terceiro, é que as regras de forças, que estão intimamente ligadas com fractais, já havia sido uma ferramenta descritiva importante na Ecologia. Finalmente, a noção ecológica de que a variação é mais informativa do que a média, encontra uma explicação natural na geometria fractal.

### **Conclusões**

Os índices de Shannon e Equitabilidade demonstraram dependência em relação a área amostral, onde a maior diversidade florística e homogeneidade da frequência de distribuição de plantas entre espécies foram observadas no intervalo amostral de 0,87 e 1,03 m<sup>2</sup>.

A dimensão fractal pode ser uma ferramenta na determinação de padrões na comunidade vegetal na escala reduzida de pastejo. A limitação do uso desta técnica para escalas reduzidas é a necessidade de um número maior de repetições. Neste sentido, sugere-se

como tema para futuros trabalhos a determinação de uma metodologia rápida de caracterização da composição florística da pastagem associada ao componente espacial.

### Referências

- ALADOS, C.L.; ESCOS, J.; EMLÉN, J.M. et al. Characterization of branch complexity by fractal analysis. **International Journal Plant Science**, 160 (Suppl. 6), p.147–155, 1999.
- ALADOS, C.L.; PUEYO, Y.; GINER, M.L. et al. Quantitative characterization of the regressive ecological succession by fractal analysis of plant spatial patterns. **Ecological Modelling**, n.163, p.1-17, 2003.
- ALADOS, C.L.; ELAICH, A.; PAPANASTASIS, V.P. et al. Change in plant spatial patterns and diversity along the successional gradient of Mediterranean grazing ecosystems. **Ecological Modelling**, n.180, p.523-535, 2004.
- ALADOS, C.L.; PUEYO, Y.; NAVAS, D. et al. Fractal analysis of plant spatial patterns: a monitoring tool for vegetation transition shifts. **Biodiversity and Conservation**, n.14, p.1453-1468, 2005.
- ALLCOCK, K.G.; HIK, D.S. What determines disturbance-productivity-diversity relationships? The effect of scale, species and environment on richness patterns in an Australian woodland. **Oikos**, n.102, p.173-185, 2003.
- ANDERSON, T.M.; METZGER, K.L.; McNAUGHTON, S.J. Multi-scale analysis of plant species richness in Serengeti grasslands. **Journal of Biogeography**, n.34, p.313-323, 2007.
- BOND, W.J.; WILGEN, B.W. van. Fire and plants. London: Chapman & Hall, 1996. 263 p. (Population and community biology, 14).
- CARVALHO, P.C.F.; GONDA, H.L.; WADE, M.H. et al. Características estruturais do pasto e o consumo de forragem: o quê pastar, quanto pastar e como se mover para encontrar o pasto In: **Manejo estratégico da pastagem**. Viçosa, MG: Editora UFV, 2008. v.1, p.101-130.
- CRAWLEY, M.J.; HARRAL, J.E. Scale dependence in plant biodiversity. **Science**, v.291, p.864-868, 2001.
- EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília: EMBRAPA-SCT, 1999. 412p.

- FIDELIS, A.; MÜLLER, S.C.; PILLAR, V.D. et al. Efeito do fogo na Ecologia de populações de herbáceas e arbustos dos Campos Sulinos. **Revista Brasileira de Biociências**, v.5, supl.1, p.303-305, 2007.
- FUHLENDORF, S.D.; ENGLE, D.M. Application of the fire-grazing interaction to restore a shifting mosaic in tallgrass prairie. **Journal of Applied Ecology**, v.41, p.604-614, 2004.
- GHERMANDI, L.; GUTHMANN, N.; BRAN, D. Early post-fire succession in northwestern Patagonia grasslands. **Journal of Vegetation Science**, v.15, p.67-76, 2004.
- HALLEY, J.M.; HARTLEY, S.; KALLIMANIS, A.S. et al. Uses and abuses of fractal methodology in ecology. **Ecology Letters**, v.7, p.254-271, 2004.
- KALLIMANIS, A.S.; SGARDELIS, S.P.; HALLEY, J.M. Accuracy of fractal dimension estimates for small samples of ecological distributions. **Landscape Ecology**, n.17, p.281-297, 2002.
- LATERRA, P.; VIGNOLIO, O.; LINARES, M. et al. Cumulative effects of fire on a tussock pampa grassland. **Journal of Vegetation Science**, n.14, p.43-54, 2003.
- LI, B.L. Fractal geometry applications in description and analysis of patch patterns and patch dynamics. **Ecological Modelling**, n.132, p.33-50, 2000.
- LOEHLE, C.; LI, B.L. Statistical properties of ecological and geologic fractals. **Ecological Modelling**, n.85, p.271-284, 1996.
- LOEHLE, C.; WEIN, G. Landscape habitat diversity: a multiscale information theory approach. **Ecological Modelling**, n.73, p.311-329, 1994.
- MACDONALD, N.W.; SCULL, B.T.; ABELLA, S.R. Mid-Spring burning reduces spotted knapweed and increases native grasses during a Michigan experimental grassland establishment. **Restoration Ecology**, v.15, n.1, p.118-128, 2007.
- McGLINN, D.J.; PALMER, M.W. Modeling the sampling effect in the species-time-area relationship. **Ecology**, v.90, n.3, p.836-846, 2009.
- MAGURRAN, A.E. **Measuring biological diversity**. 1. ed. Oxford, UK: Blackwell Publishing. 2004. 256 p.
- MANDELBROT, B.B. **The Fractal Geometry of Nature**. W.H. Freeman, San Francisco, CA, 1983. 468 p.
- MARASCHIN, G.E. Manejo do campo nativo, produtividade animal, dinâmica da vegetação e adubação de pastagens nativas do sul do Brasil. In: PILLAR, V. D. P. et al. (Ed.). **CAMPOS SULINOS - conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: MMA, 2009. p.248-259.

- MAZANCOURT, C.; LOREAU, M.; ABBADIE, L. Grazing optimization and nutrient cycling: potential impact of large herbivores in savanna system. **Ecological Applications**, n.9, p.784-494, 1999.
- MORENO, J.A. **Clima do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Secretaria da agricultura, 1961. 41 p.
- NOY-MEIR, I. Interactive effects of fire and grazing on structure and diversity of Mediterranean grasslands. **Journal of Vegetation Science**, v.6, n.5, p.701-710, 1995.
- OVERBECK, G.E.; MÜLLER, S.C.; PILLAR, V.D. et al. Fine scale post-fire dynamics in southern Brazilian subtropical grassland. **Journal of Vegetation Science**, v.16, p.655-664, 2005.
- OVERBECK, G.E.; MÜLLER, S.C.; FIDELIS, A. et al. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. **Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v.9, n.2, p.101-116, 2007.
- PALMER, M.W. Fractal geometry: a tool for describing spatial patterns of plant communities. **Vegetatio**, n.75, p.91-102, 1988.
- PIELOU, E.C. Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. **Journal of Theoretical Biology**, n.10, p.370-383, 1966.
- PODANI, J.; CZARÁN, T.; BARTHA, S. Pattern, area and diversity: the importance of spatial scale in species assemblages. **Abstracta Botanica**, n.17, p.37-51, 1993.
- PILLAR, V.D. Análise e predição de fenômenos ecológicos em pastagens naturais. In: REUNIÃO DO GRUPO TÉCNICO EM FORRAGEIRAS DO CONE-SUL – ZONA CAMPOS, 17, 1998, Lages, **Anais...** Lages: Epagri/UFES, p. 39-45, 1998.
- PILLAR, V.D. **MULTIV. Multivariate Exploratory Analysis, Randomization Testing and Bootstrap Resampling**. Porto Alegre: Departamento de Ecologia, UFRGS, 2004. Disponível em: <<http://ecoqua.Ecologia.ufrgs.br/>>.
- QUADROS, F.L.F.; PILLAR, V.D. Effects of burning and grazing on grasslands in southern Brazil. **Proceedings IAVS Symposium**, v.2000, p.255-257, 2000.
- QUADROS, F.L.F.; TRINDADE, J.P.P.; MARTINS C.E.N. et al. Implementação do componente espacial na planilha eletrônica BOTANAL. In: IV Congresso Nacional sobre Manejo de Pastizales Naturales e I Congreso del Mercosul sobre Manejo de Pastizales Naturales, 2007, Vila Mercedes. **Anais...** Congreso Nacional Sobre Manejo de Pastizales Naturales. Vila Mercedes: Universidad Nacional de San Luis, v.1, p.1-1, 2007.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org> . 2009.

- SHANNON, C.E. A mathematical theory of communication. **Bell System Technical Journal**, n.27, p.379-423, 1948.
- SHMIDA, A.; WILSON, M.V. Biological determinants of species diversity. **Journal of Biogeography**, n.12, p.1–20, 1985.
- STRECK, E.V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R.S.D. et al. **Solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Emater/RS; UFRGS, 2002.
- TURNER, W.R.; TJØRVE, E. Scale-dependence in species-area relationships. **Ecography**, n.28, p.721-730, 2005.
- WHALLEY, R.D.B. State and transition models for rangelands. 1. Successional theory and vegetation change. **Tropical Grasslands**, v.28, p.195-205, 1994.

## **ARTIGO 2 – MODELAGEM DA DINÂMICA VEGETACIONAL DA PASTAGEM NATURAL UTILIZANDO A ABORDAGEM DE TIPOS FUNCIONAIS DE PLANTAS**

**Carlos Eduardo Nogueira Martins<sup>1</sup>, Fernando Luiz Ferreira de Quadros<sup>2</sup>**

<sup>1</sup> Pós-Graduação em Zootecnia da Universidade Federal de Santa Maria, RS. eduardo@ifc-videira.edu.br

<sup>2</sup> Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Santa Maria, RS.

**RESUMO** - O objetivo do presente trabalho foi modelar espacialmente a dinâmica vegetacional de uma pastagem natural submetida a diferentes distúrbios baseado em autômatos celulares utilizando a abordagem de tipos funcionais de plantas. Esse foi baseado em autômatos celulares utilizando a abordagem de tipos funcionais de plantas (PFTs) e avaliado através da comparação das predições do modelo com observações reais de experimentos. As simulações foram realizadas em duas escalas temporais e espaciais, reduzida e ampla. A resolução temporal (cada passo no tempo) da simulação foi mensal (11/2007 a 04/2008) quando a dimensão espacial considerada foi de 0,0625 m<sup>2</sup>, caracterizando a escala reduzida. A escala ampla foi considerada quando a resolução temporal foi anual (1995 a 2001) e a dimensão espacial foi de 306,25 m<sup>2</sup>. Os fatores testados foram: pastejo, ausência e presença; queima, ausência e presença e posição de relevo, encosta e baixada. A combinação desses fatores gerou oito tratamentos. O modelo é formado por uma matriz (grade de células) tri-dimensional, sendo a primeira caracterizada pela dimensão temporal e, a segunda e terceira, representando duas dimensões espaciais planas, sendo cada célula um PFT, a qual se altera a cada passo no tempo conforme a composição da própria célula e de oito células vizinhas. Nas comunidades pastejadas, a trajetória foi determinística no sentido da dominância dos PFTs B e A. Nas comunidades excluídas do pastejo e sem queima, a tendência da trajetória foi no sentido do PFT C. O modelo avaliado demonstrou ser eficiente na predição da dinâmica da vegetação da pastagem natural podendo ser utilizado para simular diferentes cenários. Entretanto, a limitação do modelo está na correta determinação do nível de distúrbio.

Palavras-chave: autômatos celulares, diversidade, queima, pastejo, simulação

## **MODELING THE VEGETATION DYNAMICS OF NATURAL GRASSLANDS USING THE PLANT FUNCTIONAL TYPES APPROACH**

**ABSTRACT** - The objective of this study was to model the spatial dynamics of a natural grassland vegetation subjected to different disorders based on cellular automata using the approach of plant functional types. It was based on cellular automata approach using plant functional types (PFTs) and was evaluated by comparing model predictions with actual experimental observations. The simulations were performed in two temporal and spatial scales, small and large. The time resolution (each step in time) simulation was monthly (11/2007 to 04/2008) when the spatial dimension considered was 0.0625 m<sup>2</sup>, featuring a reduced scale. A wide range was considered when the temporal resolution was annual (1995-2001) and the spatial dimension was 306.25 m<sup>2</sup>. Evaluated factors were: grazing, absence and presence; burning, absence and presence and relief position, concave and convex slope. The model consists of a three-dimensional matrix (grid cells), the first being characterized by the temporal dimension and the second and third, representing flat two-dimensional space, each cell being a PFT, which changes with each step in time according to the composition of the cell and eight surrounding cells. In grazed communities, the deterministic trajectory was towards the dominance of PFTs B and A. While in communities excluded from grazing and burning, the tendency of the trajectory was towards PFT C. The evaluated model has proved efficient in predicting the dynamics of natural grassland vegetation and can be used to simulate different scenarios. However, the limitation of the model is in determining correctly the level of disturbance.

Key-words: burning, cellular automata, diversity, grazing, simulation

### **Introdução**

O manejo das pastagens naturais precisa de ferramentas para diagnosticar o estado da vegetação a fim de conceber, avaliar e aplicar práticas que visem a sustentabilidade da produção nestas áreas (Al haj khaled et al., 2005). Assim, a explicação e previsão das

respostas da comunidade vegetal aos fatores de uso e manejo da terra são objetivos importantes tanto na Ecologia aplicada como teórica (Díaz et al., 2001).

Os modelos de dinâmica de comunidades ecológicas não devem negligenciar o aspecto espacial, mas a maioria deles o faz, pois a simplificação do uso de modelos não-espacializados pode conduzir a previsões inválidas (Balzter et al., 1998). Assim, os modelos de sistemas para estudar a dinâmica vegetacional baseados em Autômatos Celulares (CA) passaram a se destacar (Grist, 1999). Uma característica chave destes CA é a eficiência com que abordam a dimensão espacial, implementando conceitos como as relações de vizinhança e suportando o uso combinado de múltiplas escalas (Pedrosa, 2003). Wolfram (1983) definiu CA como idealizações matemáticas de sistemas físicos, no qual o espaço e o tempo são discretos, e os atributos assumem um conjunto de valores também discretos.

A abordagem de CA tem aplicabilidade limitada na resolução de problemas ecológicos pelo estabelecimento de leis ecológicas gerais, pois mesmo se um conjunto universal de regras simples pudesse ser desenvolvido para ser aplicável a diferentes situações ecológicas, a simulação de todas as permutações possíveis iria, tornar-se impossível devido ao aumento exponencial do número de combinações possíveis (Rohde, 2005). Assim, a abordagem de tipos funcionais de plantas (PFTs) passou a ser adotada, pois quando inseridos dentro de modelos preditivos podem permitir a simplificação e generalização desses modelos sendo uma forma efetiva e apropriada de simular a dinâmica da vegetação de ecossistemas sob distúrbios (Pausas, 2003). PFTs são grupos de plantas que exibem respostas similares às condições de ambiente e apresentam efeitos parecidos sobre os processos dominantes do ecossistema (Warming, 1895; ver revisão em Pillar & Orlóci, 1993).

Neste sentido, o objetivo do presente trabalho foi modelar espacialmente a dinâmica vegetacional de uma pastagem natural submetida a diferentes distúrbios baseado em autômatos celulares utilizando a abordagem de tipos funcionais de plantas.

## Material e Métodos

Os dados que foram utilizados para validar o modelo fazem parte de um conjunto de dados de um experimento que vem avaliando os efeitos do pastejo e da queima sobre a dinâmica da vegetação de uma pastagem natural desde 1995. A área experimental de 40 hectares, situada entre as coordenadas 29° 45' S e 53° 45' W, localizada em Santa Maria e pertencente a Universidade Federal de Santa Maria, apresenta solo classificado como Planossolo Hidromórfico eutrófico nas áreas de baixada e Argissolo Vermelho distrófico nas áreas de topo e encosta (Streck et al., 2002). O clima da região de Santa Maria, segundo a classificação de Köppen é o Subtropical úmido (Cfa) (Moreno, 1961) com temperatura média de 19,2°C e precipitação anual em torno de 1769 mm, com altitude de 95 m. Esta área não apresenta indícios a campo nem registros de que tenha sofrido algum tipo de preparo de solo para fins agrícolas, podendo-se supor que seja uma pastagem natural há centenas de anos (Quadros & Pillar, 2001).

Os tratamentos testados foram: pastejo com queima na encosta (PEQ), pastejo com queima na baixada (PBQ), pastejo sem queima na encosta (PENQ), pastejo sem queima na baixada (PBNQ), exclusão com queima na encosta (EEQ), exclusão com queima na baixada (EBQ), exclusão sem queima na encosta (EENQ) e exclusão sem queima na baixada (EBNQ). Uma área de aproximadamente um hectare, excluída do pastejo desde 1995, abrange os tratamentos exclusão. Transecções medindo 15 metros de comprimento e 0,5 metros de largura foram localizadas de forma a apresentar vegetação, aparentemente homogênea, entre transecções na mesma posição de relevo. No centro destas transecções foram demarcadas novas transecções de dois metros de comprimento por 0,5 metros de lado, identificadas por pinos de ferro galvanizados na forma de "L", em cada canto de uma diagonal e suplementarmente por estacas de madeira colocadas nas outras extremidades da outra diagonal da transecção. Estas novas transecções internas foram subdivididas em 16 quadros

de 0,25 x 0,25 m compondo as unidades amostrais. O número de transecções por tratamento foi variável, sendo cinco transectas para o tratamento PENQ, três transectas para o tratamento PBNQ e uma transecta para os demais tratamentos, considerando a representatividade relativa à área ocupada pelos tratamentos. A primeira queima da pastagem foi realizada em 1995 e posteriormente nos anos de 1997, 2001 e 2003. Estas sempre foram realizadas no final do inverno e início da primavera entre os meses de agosto e setembro. A carga animal utilizada de 0,5 unidade animal (UA).ha<sup>-1</sup>, ao longo do ano, conferiu a esta área um aspecto de campo “macegoso” com predomínio de espécies cespitosas como *Erianthus angustifolius*, *Aristida laevis* e *Andropogon lateralis*.

A caracterização da composição florística da pastagem foi realizada pelo método BOTANAL (Tothill adaptado Quadros et al., 2007). Os inventários da vegetação ocorreram duas vezes por ano, geralmente, uma no final da primavera/início do verão e a outra final de verão/início do outono.

Os quatro PFTs adotados neste trabalho foram propostos por Garagorry (2008) que utilizou o teor de matéria seca (TMS) e a área foliar específica (AFE) como atributos na formação destes PFTs (Tabela 1).

**Tabela 1** - Grupos de tipos funcionais de plantas (TFs) baseados no teor de matéria seca (TMS, g.kg<sup>-1</sup>) e área foliar específica (AFE, m<sup>2</sup>.kg<sup>-1</sup>) de folhas de gramíneas predominantes em uma pastagem natural submetida a tratamentos de queima e pastejo localizada em Santa Maria – RS

Grupos	TMS (g.kg <sup>-1</sup> )	AFE (m <sup>2</sup> .kg <sup>-1</sup> )	Espécies
A	290	21	<i>Axonopus affinis</i> , <i>Panicum sabulorum</i> , <i>Paspalum notatum</i>
B	370	15	<i>Andropogon lateralis</i> , <i>Paspalum plicatulum</i> , <i>Schizachirium microstachyum</i>
C	420	8	<i>Piptochaetium montevidense</i>
D	500	6	<i>Aristida laevis</i> , <i>Eragrostis bahiensis</i> , <i>Erianthus angustifolius</i> , <i>Sorghastrum sp.</i>

Média de dois períodos de avaliação (novembro de 2006 e março de 2007).

A semelhança entre os valores dos atributos dos grupos C e D (Garagorry, 2008) fez com que decidíssemos trabalhar estes grupos em conjunto nas simulações.

O modelo espacialmente explícito utilizado foi proposto por Colasanti et al. (2007) e sua estrutura lógica é apresentada na Figura 1. A opção por um modelo empírico deve-se a pequena quantidade de trabalhos publicados que apresentam os valores dos principais parâmetros para as espécies naturais exigidos em modelos mais complexos.

O modelo foi re-escrito em linguagem Python (Anexo 1), caracterizando-se por um autômato celular descrito por uma matriz representando duas dimensões espaciais planas. As simulações foram realizadas em duas escalas temporais e espaciais, reduzida e ampla. A resolução temporal (cada passo no tempo) da simulação foi mensal, considerando o período experimental de 06/11/2007 a 13/04/2008, quando a dimensão espacial considerada foi de 0,25 x 0,25 m, caracterizando a escala reduzida, composta pelas menores unidades amostrais. A escala ampla foi considerada quando a resolução temporal foi anual (1995 a 2001) e a dimensão espacial foi de 17,5 m x 17,5 m, que representou as 70 linhas da matriz compostas por 70 quadros de 0,25 m de lado.

Quanto à disposição espacial dos PFTs (células) o modelo considerou o efeito das oito células adjacentes (vizinhança de “Moore”).

Conforme foi caracterizado pela Figura 1, o modelo é composto por uma Matriz inicial, com formatos 4 x 10 e 70 x 70 para as simulações em escala reduzida e ampla, respectivamente. Cada célula destas matrizes representava um PFT. Na escala reduzida, a comunidade vegetal foi caracterizada levando-se em conta os dados de Rossi (2009) onde a espécie de maior contribuição de matéria seca (MS) de cada quadro de 0,25 x 0,25 m foi escolhida para ocupar a célula da matriz inicial. Na escala ampla, a vegetação foi caracterizada a partir dos dados dos trabalhos de levantamento da composição florística realizados entre os anos de 1995 a 2001 por Quadros & Pillar (2001). A partir da contribuição



ampla. Cada célula foi testada com relação à probabilidade de ocorrer distúrbio, sendo esta probabilidade determinada por um número aleatório. O valor de entrada do distúrbio sendo maior que o número aleatório a célula passaria ao estado de vazia. Caso contrário, a célula mantinha o mesmo PFT e era avaliada quanto à disponibilidade de recurso, sendo o nível de recurso menor que a probabilidade então o valor da célula era utilizado para determinar a sua longevidade tecidual (Tabela 2). Este valor de tecido sendo menor que a probabilidade então a célula passaria ao estado de vazia. A célula mantinha o mesmo PFT se o nível de recurso ou de longevidade tecidual fosse maior que a probabilidade.

**Tabela 2** – Níveis de distúrbio, recursos e parâmetros dos tipos funcionais de plantas (PFTs) necessários para a simulação

<b>Níveis de distúrbio</b>				
	0,81	0,45	0,18	0
<b>Níveis de recurso</b>				
	1,0	0,5	0,1	
<b>PFTs*</b>	<b>Fecundidade Vegetativa</b>	<b>Fecundidade Reprodutiva</b>	<b>Longevidade Tecidual</b>	
1 (C)	1,0	0,2	0,0	
2 (S)	0,2	0,2	0,95	
3 (R)	0,0	1,0	0,0	
4 (CSR)	0,4	0,5	0,75	

Fonte: Colasanti et al. (2007). \*C: competidoras; S: resistentes ao estresse; R: ruderais; e CSR: competidora-resistente ao estresse-ruderais.

Após todas as células passarem pela avaliação da possibilidade de ocorrer distúrbio e quanto ao nível de recurso, cada célula foi testada quanto ao novo crescimento do mesmo PFT que havia na célula antes de ocorrer sua morte ou a substituição do PFT atual por outro. O modelo primeiro testa a possibilidade de ocupação de uma célula por espécies de propagação vegetativa e depois por via reprodutiva. Somente se a célula continuar vazia, após a tentativa de ocupação por espécies de propagação vegetativa, o modelo testará a propagação via semente, senão a célula permanecerá com o mesmo PFT. Em ambos os casos, a substituição dependerá da composição das oito células vizinhas. O modelo fará a contagem de cada PFT

vizinho da célula e multiplicará o total pelo seu respectivo valor de fecundidade vegetativa e depois pelo de fecundidade reprodutiva (Tabela 2). O PFT que apresentar o maior valor será o que ocupará a célula.

A análise de sensibilidade do modelo foi realizada variando-se individualmente cada parâmetro de entrada enquanto os outros eram mantidos constantes. Inicialmente manteve-se a probabilidade constante com valor igual a 0,5, enquanto os níveis de distúrbio e de estresse variavam conforme os dados da Tabela 2. Os resultados de saída do modelo consistiram na quantidade de espécies presentes na comunidade, valores utilizados para determinação do Índice de Shannon. Posteriormente, foram mantidos os níveis de distúrbio e de estresse constantes e o valor da probabilidade variável. A matriz de dados tinha formato 70 x 70 com distribuição similar na quantidade dos PFTs, sendo que cada célula da matriz representou um PFT. Cada simulação teve 50 iterações, sendo utilizadas cinco matrizes que constituíram distintas composições florísticas, totalizando 250 iterações para cada combinação da análise de sensibilidade.

O impacto de um intervalo de valores de um parâmetro de entrada sobre os resultados de saída do modelo foi quantificado pelo Índice de Sensibilidade Relativo (IS) proposto por McCuen & Snyder (1986), expresso pela equação:  $IS = [(R1-R2)/R12]/[(I1-I2)/I12]$ , onde: IS = índice de sensibilidade do modelo aos parâmetros de entrada; R1 = resultado obtido com o modelo para o menor valor de entrada; R2 = resultado obtido com o modelo para o maior valor de entrada; R12 = média dos resultados obtidos com o menor e maior valores de entrada; I1 = menor valor de entrada; I2 = maior valor de entrada; I12 = média dos valores de entrada.

A eficiência do modelo foi avaliada através do índice de eficiência do modelo (MEI), proposto por Loague & Green (1991). O MEI é um indicador muito útil para avaliar o

desempenho de modelos quando comparados com os dados experimentais. Este índice é calculado pela fórmula:

$$\text{MEI} = \frac{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2 - \sum_{i=1}^n (P_i - O_i)^2}{\sum_{i=1}^n (O_i - \bar{O})^2}$$

onde,  $P_i$  são os valores estimados pelo modelo,  $O_i$  representam os dados observados nos experimentos e  $\bar{O}$  é a média dos dados observados. Este índice assume valores menores ou igual a 1; quanto mais próximo de 1, melhor o ajuste entre o modelo e as observações a campo. A comparação das frequências dos PFTs observadas com as estimadas pelo modelo foram realizadas pelo teste do Chi-quadrado com auxílio do programa estatístico R (R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2009). Nesta análise os tratamentos encosta e baixada foram agrupados objetivando o aumento do número de repetições.

### **Resultados e Discussão**

Os índices de sensibilidade obtidos demonstram que o modelo é mais sensível ao distúrbio (IS = 0,54) do que o nível de recurso (IS = 0,25). Isto indica que alterações no nível de distúrbio resultam em diferenças mais expressivas nos dados de saída do modelo. Neste sentido há necessidade de maior precisão na determinação deste parâmetro. Quanto aos níveis de recurso, considerando que as espécies avaliadas são bastante adaptadas a solos de baixa fertilidade, essa baixa sensibilidade aos níveis de recurso seria esperada. Os solos mantidos com pastagens no Sul do Brasil são, geralmente, muito ácidos e com altas capacidade de sorção de fósforo e saturação com alumínio trocável (Rheinheimer et al., 1997). Neste sentido, as espécies vegetais que habitam estes solos, por exemplo do gênero *Paspalum*, estão adaptadas às condições de solo ácido e possuem alta tolerância ao alumínio trocável (Pessoa et al., 2000) resultante dos mecanismos de adaptação fixados durante a evolução natural e incorporados geneticamente (Kaminski et al., 1998). Segundo Rheinheimer & Kaminski

(1994), estes mecanismos, provavelmente, devem envolver a habilidade em absorver e utilizar nutrientes, especialmente fósforo, na presença de alumínio ou mesmo inativá-lo no solo, como também a interação com microrganismos do solo.

Os níveis utilizados para caracterizar a queima e o pastejo quando empregados simultaneamente nos tratamentos pastejado queimado, tanto na encosta como na baixada, conduziram a extinção da vegetação. Assim, optou-se por excluí-los da avaliação e trabalhar este manejo no terceiro capítulo com um nível de distúrbio reduzido.

A frequência total dos PFTs segundo a variação dos níveis de distúrbio e recurso é apresentada na Figura 2. Observa-se que quando o nível de recurso é ótimo e não ocorre nenhum tipo de distúrbio o PFT 1 é favorecido passando a ocupar espaços deixados pelos PFTs 2 e 3, proporcionando o aumento do número de indivíduos deste grupo na comunidade vegetal (Figura 2A). Neste sentido, segundo a classificação de Grime (1977), o PFT 1 caracteriza-se por um grupo de espécies competitivas no qual poder-se-ia enquadrar as espécies dos grupos A e B (Tabela 1). A redução do nível de recurso e permanência da ausência de distúrbio, ocasionou o aumento de indivíduos resistentes ao estresse (Grime, 1977), representadas pelo PFT 2 em substituição as células anteriormente ocupadas pelos PFTs 3, 1 e 4 (Figura 2B). Desta forma, as espécies dos grupos C e D (Tabela 1) poderiam caracterizar o PFT 2. As Figuras 2C e 2D ratificam os resultados da análise de sensibilidade, demonstrando que o nível do parâmetro distúrbio tem mais efeito do que o nível de recurso sobre os resultados do modelo. O aumento do nível de distúrbio com nível ótimo de recurso representado na Figura 2C deveria favorecer as espécies ruderais (Grime, 1977). No entanto, o PFT 3 que caracteriza estas espécies diminui sua frequência, comportamento similar ao dos outros PFTs, com exceção do PFT 1 (Figura 2C). Este comportamento do PFT 3 está associado ao fato do modelo priorizar espécies de crescimento vegetativo e este grupo preferir ambientes não diversificados (Colasanti et al., 2007). Ao substituímos os indivíduos do

grupo PFT 1 pelos do PFT 3 e mantendo o mesmos níveis de distúrbio e recurso da Figura 2C, observa-se um aumento e permanência de maior frequência das espécies de crescimento reprodutivo (PFT 3 e 4) (Figura 2F).

A Figura 2D representa um ambiente com médio níveis de distúrbio e recurso, o que deveria favorecer as espécies C-S-R (Grime, 1977) representadas pelo PFT 4. Porém, este grupo teve crescimento inferior ao PFT 2 e superior aos demais, demonstrando que o atributo longevidade tecidual tem maior peso na determinação dos resultados do modelo que a reprodução via reprodutiva, explicando o comportamento de crescimento do PFT 4 em ambientes de alto estresse (Figura 2B). Este grupo por também possuir a capacidade de reprodução via vegetativa (Tabela 2) permitiu o aumento da frequência do PFT 4 no ambiente favorável às espécies competitivas (Figura 2A). Na Figura 2E observamos o comportamento da comunidade vegetal quando submetida a um ambiente com altos níveis de distúrbio e estresse. Nesta situação nenhum PFT consegue se estabelecer. As espécies PFT 3 (ruderais) e PFT 4 (C-S-R) são muito raras na pastagem natural estudada, a qual é dominada por espécies perenes com mais atributos ligados as espécies competidoras (PFT1) e resistentes ao estresse (PFT 2). Assim, nesta condição de pastagem, a utilização de apenas dois tipos funcionais de plantas, como os já propostos grupos de captura e conservação, poderia melhorar a eficiência dos resultados das simulações pela simplificação no número de relações complexas do sistema, além de ser uma possível alternativa na determinação de parâmetros necessários para tornar o modelo menos empírico. Os resultados apresentados pela análise de sensibilidade demonstraram que o modelo produziu resultados lógicos em função das alterações nos seus parâmetros de entrada indicando que o mesmo pode ser aplicado a diferentes cenários, ratificando as conclusões de Colasanti et al. (2007).

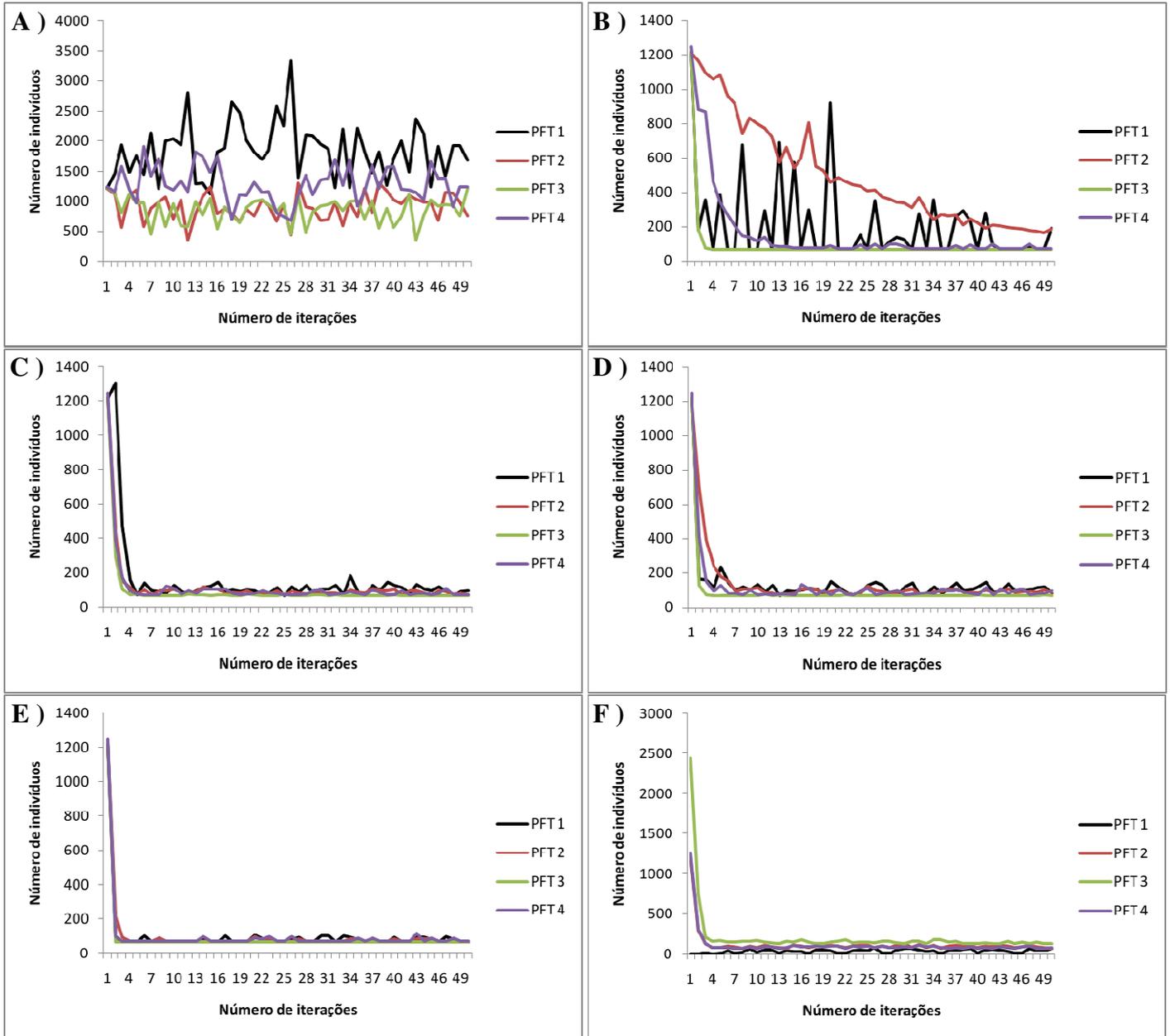
A partir destes resultados e adotando a classificação proposta por Cruz et al. (2002) que definiu os PFTs como: A – alta AFE e alta digestibilidade, com preferência por solos

férteis e tolerantes à desfolha freqüente, apresentando curto tempo de vida das folhas; B – média AFE e alta digestibilidade, com preferência por solos férteis, mas menos tolerantes à desfolha freqüente; C – baixa AFE, média digestibilidade e longo tempo de vida das folhas, habita locais de baixa fertilidade do solo e mais adaptadas à desfolhas intermitentes; D – baixa AFE, baixa digestibilidade e muito longo período de vida das folhas, tendo preferência por solos pouco férteis e por desfolhas pouco freqüentes; determinou-se que os grupos B e C assumiriam os valores dos atributos dos PFTs 1 e 2, respectivamente (Tabela 2). As espécies do grupo A foram classificadas como do tipo competitivas-ruderais, assumindo os valores de 0,6; 0 e 0,6 para os atributos de propagação vegetativa, longevidade tecidual e propagação reprodutiva, respectivamente.

Na Tabela 3 são apresentados os índices de eficiência do modelo (MEI) e a freqüência dos PFTs para a simulação na escala reduzida. Nota-se pelos valores encontrados para o MEI que o modelo proposto por Colasanti et al. (2007) é capaz de simular a dinâmica vegetacional em diferentes cenários sendo que os resultados estimados aproximam-se dos valores reais. Apesar dos tratamentos excluídos ao pastejo com e sem queima na encosta apresentarem valores baixos para o MEI, o teste do Chi-quadrado demonstrou não haver diferença ( $P < 0,01$ ) entre os dados estimados e os observados. Este efeito da posição do relevo sobre a dinâmica vegetacional também foi observado por Sosinski Jr. (2005) ao simular a dinâmica da vegetação campestre sob pastejo descrita por PFTs. Este autor observou diferença entre os dados simulados e a dinâmica real com relação às posições do relevo topo, encosta e baixada, sendo que esta última apresentou a trajetória mais semelhante. Esta variabilidade na trajetória pode estar associada, nos tratamentos pastejados, a ação do pastejo e da seletividade por sítios de pastejo preferenciais em determinadas posições do relevo (Carvalho & Moraes, 2005) e, com as condições de microclima nos tratamentos excluídos ao pastejo tendo em vista que as áreas de baixada conseguem reter mais a umidade e na encosta, dependendo da região

geográfica e a direção em que a face da encosta está direcionada, o nível de insolação pode ser menor (Pereira et al., 2001).

Ao contrário de Sosinski Jr. (2005), a análise dos dados pelo teste do Chi-quadrado demonstrou que a simulação da dinâmica da vegetação teve melhor previsibilidade na escala reduzida ( $P > 0,01$ ) do que na ampla ( $P < 0,01$ ). Entretanto, esta variação entre as trajetórias simuladas de menor e maior escala deve-se as diferentes configurações espaciais iniciais (Pausas, 2003; Sosinski Jr., 2005). Apesar disso, McGlenn & Palmer (2009), ao modelarem o efeito amostral na relação espécie-tempo-área, concluíram que a dependência escalar espacial e temporal são características fundamentais nas relações de acúmulo de espécies em escala reduzida. A compreensão das relações espaciais entre heterogeneidade da vegetação e os processos ecológicos é essencial para prever a dinâmica da comunidade em mudanças ambientais e diferentes regimes de degradação (Cheng et al., 2007).



**Figura 2** – Frequência total dos PFTs segundo a variação dos níveis de distúrbio e recurso. A matriz tinha formato 70 x 70 sendo que cada PFTs ocupava inicialmente 1225 células. Cada ponto nos gráficos representa a média de 250 iterações. A) Nível de distúrbio igual a zero e de recurso igual a um; B) níveis de distúrbio e recurso iguais a zero; C) nível de distúrbio igual a 0,81 e de recurso igual a um; D) nível de distúrbio igual a 0,45 e de recurso igual a 0,5; E) nível de distúrbio igual a 0,81 e de recurso igual a zero; F) mesmos níveis de distúrbio e recurso do item C, mas com o dobro de indivíduos PFT 3 e ausência de indivíduos PFT 1 na matriz inicial.

**Tabela 3** - Índice de Eficiência do Modelo (MEI) e média da frequência observada e simulada dos tipos funcionais de plantas (PFTs) de uma pastagem natural submetida a diferentes manejos localizada em Santa Maria, RS

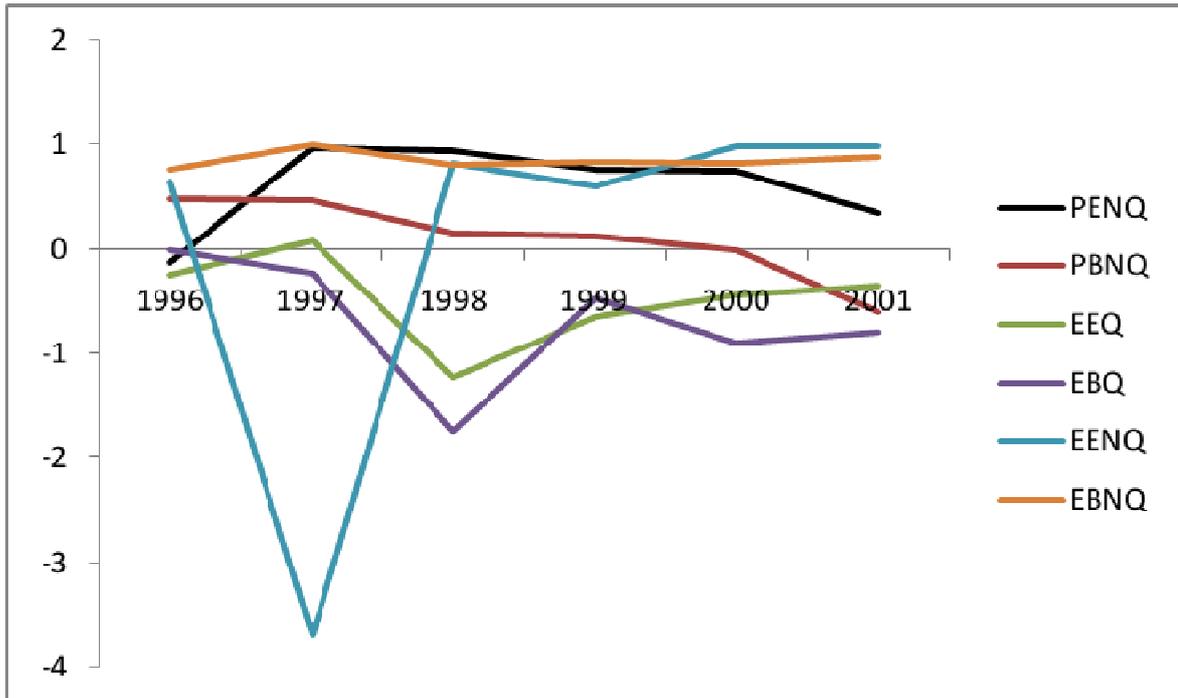
Tratamentos*	MEI	Frequência dos PFTs			
		Dados	A	B	C
PENQ	0,48	Simulados	8	16	15
		Observados	10	17	13
PBNQ	0,9	Simulados	11	18	10
		Observados	10	19	12
EEQ	0,09	Simulados	10	14	16
		Observados	8	22	10
EBQ	0,77	Simulados	11	13	16
		Observados	11	14	15
EENQ	-0,2	Simulados	8	8	23
		Observados	8	14	18
EBNQ	0,58	Simulados	8	13	19
		Observados	8	16	16

\* PENQ: Pastejado, encosta e não queimado; PBNQ: Pastejado, baixada e não queimado; EEQ: Excluído, encosta e queimado; EBQ: Excluído, baixada e queimado; EENQ: Excluído, encosta e não queimado; EBNQ: Excluído, baixada e não queimado.

Observa-se na Figura 3 que, com excessão dos tratamentos de exclusão e queimados, os índices de eficiência do modelo tendem a serem superiores aos da simulação em escala reduzida ratificando a eficiência do modelo. A baixa eficiência em simular a dinâmica da vegetação nos tratamentos excluídos ao pastejo e queimados deve-se ao alto nível de distúrbio (0,81) utilizado para caracterizar a queima e a frequência com que este distúrbio foi aplicado, pois a queima realizada nos anos de 1995 e 1997 reduziu drasticamente o número de indivíduos na comunidade vegetal simulada (Tabela 4) sendo o intervalo pós-queima insuficiente para que os PFTs pudessem voltar a ocupar o seu espaço. As espécies buscam a retomada do equilíbrio da comunidade vegetal anterior à queima como uma reação pós-fogo, porém a sua recuperação plena acontece no decorrer de três anos pós-perturbação (Noy-Meir, 1995).

Neste sentido, observa-se que no tratamento sem pastejo e queimado, independente do relevo, o modelo apresentou ineficiência na dinâmica de ocupação das espécies do PFT A que teve comportamento crescente e do PFT C com crescimento e constância na frequência de ocupação ao efeito da queima na encosta e baixada, respectivamente (Tabela 4). Nestes mesmos tratamentos, as espécies do PFT B apresentaram uma redução no número de indivíduos presentes na comunidade vegetal. Comportamento semelhante a este foi observado nos tratamentos exclusão e não queimados, reforçando a suposição de que o nível de distúrbio utilizado para caracterizar a queima da pastagem foi muito elevado. Rossi (2009) ao avaliar os efeitos da queima e do pastejo na dinâmica da vegetação constatou que os tratamentos excluídos do pastejo e com uso de fogo tenderam a se comportar de forma similar aos tratamentos queimados com a presença de pastejo, mostrando um efeito similar dos distúrbios queima e pastejo.

Castilhos (2002) afirma que na ausência de perturbação, por alguns anos, um número reduzido de espécies tende a se desenvolver de forma a excluir as demais, havendo predomínio de herbáceas, gramíneas perenes ou anuais de porte alto (Noy-Meir, 1995). Neste sentido, o modelo simulou a trajetória observada por Rossi (2009) nos tratamentos sem pastejo onde houve um maior predomínio de plantas cespitosas características do PFT C, ausência do PFT A e baixa presença do PFT B. Sosinski Jr. (2005) também encontrou um predomínio de PFT representado por espécies com maior comprimento e resistência ao tracionamento da lâmina foliar nas simulações de comunidades excluídas do pastejo. Esta trajetória direcional no sentido de dominância de poucas espécies, comportamento típico de áreas excluídas ao pastejo, fundamenta-se no modelo de escala de sucessão, primeira teoria geral para explicar a resposta da vegetação ao pastejo, a qual assume que cada sistema de pastagem possui uma única composição de equilíbrio denominada clímax ou vegetação potencial (Cingolani et al., 2005).



**Figura 3** – Índices de eficiência do modelo simulador da dinâmica vegetacional em escala ampla de uma pastagem natural submetida a diferentes manejos localizada em Santa Maria, RS, entre os anos de 1996 e 2001. PENQ: Pastejado, encosta e não queimado; PBNQ: Pastejado, baixada e não queimado; EEQ: Excluído, encosta e queimado; EBQ: Excluído, baixada e queimado; EENQ: Excluído, encosta e não queimado; EBNQ: Excluído, baixada e não queimado.

Trajetória contrária à dos tratamentos de exclusão foi observada para os tratamentos pastejados onde as espécies do PFT C diminuíram e as do PFT B aumentaram, bem como as do PFT A, porém em menor proporção (Tabela 4). Comportamento foi similar ao observado por Rossi (2009) onde os tratamentos pastejados mantiveram-se mais correlacionados com os PFTs A e B representados por espécies de porte reduzido e com características de captura de recursos. A redução do nível de oferta de forragem tende a um aumento de gramíneas de porte menor, formas prostradas, meristemas protegidos, folhas pequenas e de alto potencial de rebrote (Sosinski Jr. & Pillar, 2004). Navarro et al. (2006) ao investigar o uso de PFTs como indicador das mudanças na composição florística em resposta ao pastejo no semi-árido observaram que o decréscimo ou eliminação de PFTs sensíveis ao pastejo foi compensado

pelo aumento no desenvolvimento de espécies favorecidas pelo pastejo, induzindo alterações na vegetação por meio do processo colonizador.

O regime de desfolha introduz alterações das espécies diretamente (pela mortalidade após a remoção do ápice) ou indiretamente (pela mudança nas relações competitivas entre espécies) que resultará em diferenças na dinâmica de acúmulo de massa de forragem durante a rebrota podendo resultar em substancial heterogeneidade da vegetação em áreas exclusivamente pastejadas (Duru et al., 2005). Nestas situações, a pastagem não apresenta um comportamento contínuo na sua trajetória, sendo que para cada intensidade de pastejo a composição da vegetação atinge um novo equilíbrio (Cingolani et al., 2005) e em alguns casos pode mudar em direção a estados estáveis alternativos separados por limites (Westoby et al., 1989).

Apesar da similaridade entre as trajetórias simuladas e as reais, um certo nível de discrepância é esperada entre os cenários simulados e a realidade quando buscamos simular a dinâmica da vegetação com modelos empíricos utilizando autômatos celulares, pois estes são baseados em regras de decisões e a comunidade vegetal é um sistema complexo com alto nível de interações dificultando a definição destas regras de decisões. Entretanto, a falta de informações sobre alguns parâmetros das espécies naturais inviabiliza o emprego de modelos mais específicos. Assim como Silveira (1999), entendemos que o conhecimento dos processos fisiológicos pode aumentar a eficiência dos modelos e, conseqüentemente, as informações que darão suporte aos sistemas de decisão utilizados pelos diferentes atores da bovinocultura de corte.

A inclusão de módulos animal e crescimento vegetal no modelo viria a ser uma forma de reduzir o empirismo e melhorar a eficiência do mesmo. Neste sentido, Mouissie et al. (2008) ao desenvolverem um modelo para simular o pastejo visando a criação e preservação de padrões na vegetação sugerem a inclusão do seu modelo ao do proposto por Colasanti et al.

(2007) e validado neste trabalho. Quanto ao módulo para simular o crescimento vegetal sugere-se que o mesmo seja feito com base nas características morfogênicas utilizando trabalhos como o de Machado (2010), que avaliou a morfogênese de gramíneas nativas sob níveis de adubação nitrogenada.

A similaridade entre os valores de área foliar específica bem como a resposta aos distúrbios recomenda-se que os PFTs A e B sejam utilizados como um único grupo o que facilitaria a inclusão dos módulos sugeridos e poderá melhorar a eficiência do modelo.

**Tabela 4** - Média observada e simulada da frequência de células na matriz dominada pelos tipos funcionais de plantas (PFTs) de uma pastagem natural submetida a diferentes manejos localizada em Santa Maria, RS

Tratamentos*	Frequência dos PFTs (Indivíduos/matriz)																		
	1996			1997			1998			1999			2000			2001			
	Dados	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C	A	B	C
PENQ	Simulados	22	4691	21	32	4134	62	30	3889	70	27	2846	52	13	2772	39	15	1678	15
	Observados	63	3130	1706	70	4776	54	28	4811	61	55	4582	263	18	4574	308	276	4621	3
PBNQ	Simulados	22	2633	1796	36	2324	1510	37	1629	1623	42	1581	1651	19	1090	1004	15	1041	840
	Observados	0	4858	42	119	4607	174	173	4594	133	369	4048	483	208	4606	86	452	2459	1989
EEQ	Simulados	2	359	1187	2	753	1465	0	48	429	0	38	429	0	15	426	0	15	429
	Observados	2	1920	2978	28	2289	2583	436	1192	3272	618	422	3861	151	510	4239	390	3	4507
EBQ	Simulados	0	629	1011	0	237	1512	0	49	456	0	266	413	0	5	444	0	5	443
	Observados	6	667	4227	83	1992	2825	1372	537	2990	627	76	4197	1238	171	3491	449	799	3652
EENQ	Simulados	18	208	4674	17	222	4660	13	250	4637	17	208	4675	17	192	4691	15	227	4658
	Observados	4	1290	3605	614	1862	2424	936	79	3885	1203	87	3610	304	28	4569	237	95	4568
EBNQ	Simulados	0	1821	3079	0	1920	2980	0	1855	3045	0	1203	3697	0	1201	3699	0	1568	3332
	Observados	8	780	4112	22	1928	2950	123	975	3802	287	76	4537	386	39	4476	123	807	3971

\* PENQ: Pastejado, encosta e não queimado; PBNQ: Pastejado, baixada e não queimado; EEQ: Excluído, encosta e queimado; EBQ: Excluído, baixada e queimado; EENQ: Excluído, encosta e não queimado; EBNQ: Excluído, baixada e não queimado.

## Conclusões

O modelo avaliado demonstrou eficiência na predição da dinâmica da vegetação da pastagem natural podendo ser utilizado para simular diferentes cenários. Entretanto, a limitação do modelo está na correta determinação do nível de distúrbio, pois o modelo é mais sensível ao distúrbio do que recurso.

Neste sentido, recomenda-se como tema para futuros trabalhos a inclusão ao modelo de módulos animal e crescimento vegetal visando tornar o modelo menos empírico. Nesta condição de pastagem a utilização de apenas dois tipos funcionais de plantas, como os já propostos grupos de captura e conservação, nas simulações poderá melhorar a eficiência do modelo e facilitar a inclusão dos módulos sugeridos.

## Referências

- AL HAJ KHALED, R.; DURU, M.; THEAU, J.P. *et al.* Variation in leaf traits through seasons and N-availability levels and its consequences for ranking grassland species. **Journal of Vegetation Science**, v.16, p.391-398, 2005.
- BALZTER, H.; BRAUN, P.W.; KOHLER, W. Cellular automata models for vegetation dynamics. **Ecological Modelling**, n. 107, p. 113-125, 1998.
- CARVALHO, P.C.F.; MORAES, A. Comportamento ingestivo de ruminantes: bases para o manejo sustentável do pasto. In: CECATO, U.; JOBIM, C. C. (Org.). **Manejo Sustentável em Pastagem**. Maringá-PR: UEM, 2005. v.1, p.1-20.
- CASTILHOS, Z.M.S. **Dinâmica vegetacional e tipos funcionais em áreas excluídas e pastejadas sob diferentes condições iniciais de adubação**. Porto Alegre, RS, 2002. 114p. Tese (Doutorado em Zootecnia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2002.
- CHENG, X.; AN, S.; CHEN, J. *et al.* Spatial relationships among species, above-ground biomass, N, and P in degraded grasslands in Ordos Plateau, northwestern China. **Journal of Arid Environments**, v.68, p.652-667, 2007.
- CINGOLANI, A.M.; NOY-MEIR, I.; DÍAZ, S. Grazing effects on rangeland diversity: a synthesis of contemporary models. **Ecological Applications**, v.15, n.2, p.757-773, 2005.

- COLASANTI, R.L.; HUNT, R.; WATRUD, L. A simple cellular automaton model for high-level vegetation dynamics. **Ecological Modelling**, v.203, p.363-374, 2007.
- CRUZ, P.; DURU, M.; THÉRON, O. et al. Une nouvelle approche pour caractériser les prairies naturelles et leur valeur d'usage. [A new approach to the characterization of natural grasslands and their use value]. **Fourrages**, v.172, p.335-354, 2002.
- DÍAZ, S.; NOY-MEIR, I; CABIDO, M. Can grazing response of herbaceous plants be predicted from simple vegetative traits? **Journal of Applied Ecology**, v.38, p.497-508, 2001.
- DURU, M.; TALLOWIN, J.; CRUZ, P. Functional diversity in low-input grassland farming systems: characterization, effect and management. **Agronomy Research**, v.3, n.2, 125-138, 2005.
- GARAGORRY, F. **Construção de uma tipologia funcional de gramíneas em pastagens naturais sob diferentes manejos**. Santa Maria: UFSM, 2008. 176p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Federal de Santa Maria, 2008.
- GRIME, J.P. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. **The American Naturalist**, v.111, n.982, p.1169-1194, 1977.
- GRIST, E.P.M. The significance of spatio-temporal neighbourhood on plant competition for light and space. **Ecological Modelling**, v.121, p.63-78, 1999.
- KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D.S.; SANTOS, A.C. et al. Resposta de biótipos da grama forquilha à calagem e à frequência de corte. **Ciência Rural**, v.28, n.4, p.581-586, 1998.
- LOAGUE, K.; GREEN, R.E. Statistical and graphical methods for evaluating solute transport models: overview and application. **Journal of Contaminant Hydrology**, v.7, p.51-73, 1991.
- MACHADO, J.M. **Morfogênese de gramíneas nativas sob níveis de adubação nitrogenada**. Santa Maria: UFSM, 2010. 77p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Federal de Santa Maria, 2010.
- McCUEN, R.H.; SNYDER, W.M. **Hydrologic modeling: statistical methods and applications**. Englewood Cliffs: Prentice Hall, 1986.
- McGLINN, D.J.; PALMER, M.W. Modeling the sampling effect in the species-time-area relationship. **Ecology**, v.90, n.3, p.836-846, 2009.
- MORENO, J.A. **Clima do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Secretaria da agricultura, 1961. 41 p.

- MOUISSIE, A.; APOL, M.E.F.; HEIL, G.W. et al. Creation e preservation of vegetation patterns by grazing. **Ecological Modelling**, v.218, n.24, p.60-72, 2008.
- MULLER, S.C.; OVERBECK, G.E.; PFADENHAUER, J. et al. Plant functional types of woody species related to fire disturbance in forest-grassland ecotones. **Plant Ecology**, v.189, n.1, p.1-14, 2007.
- NAVARRO, T.; ALADOS, C.L.; CABEZUDO, B. Changes in plant functional types in response to goat and sheep grazing in two semi-arid shrublands of SE Spain. **Journal of Arid Environments**, v.64, n.2, p.298-322, 2006.
- NOY-MEIR, I. Interactive effects of fire and grazing on structure and diversity of Mediterranean grasslands. **Journal of Vegetation Science**, v.6, n.5, p.701-710, 1995.
- PAUSAS, J.G. The effect of landscape pattern on Mediterranean vegetation dynamics: A modelling approach using functional types. **Journal of Vegetation Science**, n.14, p.365-374, 2003.
- PEDROSA, B.M. **Ambiente Computacional para Modelagem Dinâmica Espacial**. São José dos Campos, SP, 2003. 85p. Tese (Doutorado em Computação Aplicada) - INPE, 2003.
- PEREIRA, A.R.; ANGELOCCI, L.R.; SENTELHAS, P.C. **AGROMETEOROLOGIA: Fundamentos e Aplicações Práticas**. Guaíba: Agropecuária, 2001. 478p.
- PESSOA, A.C.S.; KAMINSKI, J.; RHEINHEIMER, D.S. Recuperação de fósforo de diferentes fontes por capim-pensacola colonizado por fungos micorrízicos arbusculares. **Acta Scientiarum**, v.22, n.4, p.979-984, 2000.
- PILLAR, V.D.; ORLÓCI, L. **Character-Based Community Analysis; the Theory and an Application Program**. The Hague, SPB Academic Publishing. 1993.
- QUADROS, F.L.F.; PILLAR, V.D. Dinâmica vegetacional em pastagem natural submetida a tratamentos de queima e pastejo. **Ciência Rural**, v.31, n.5, p.863-868, 2001.
- QUADROS, F.L.F.; TRINDADE, J.P.P.; MARTINS C.E.N. et al. Implementação do componente espacial na planilha eletrônica BOTANAL. In: IV Congresso Nacional sobre Manejo de Pastizales Naturales e I Congreso del Mercosul sobre Manejo de Pastizales Naturales, 2007, Vila Mercedes. **Anais...** Congreso Nacional Sobre Manejo de Pastizales Naturales. Vila Mercedes: Universidad Nacional de San Luis, v.1, p.1-1, 2007.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>. 2009.

- RHEINHEIMER, D. S.; SANTOS, J.C.P.; KAMINSKI, J. et al. Crescimento de leguminosas forrageiras afetado pela adição de fósforo, calagem do solo e micorrizas, em condições de casa de vegetação. **Ciência Rural**, v.27, n.4, p.571-576, 1997.
- RHEINHEIMER, D.S.; KAMINSKI, J. Resposta do capim pensacola à adubação fosfatada e à micorrização em solo com diferentes valores de pH. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, Campinas, v. 18, p. 201-205, 1994.
- ROHDE, K. Cellular automata and ecology. **Oikos**, v.110, n.1, p.203-207, 2005.
- ROSSI, G.E. **Avaliação da dinâmica e da diversidade de uma pastagem natural submetida a diferentes distúrbios**. Santa Maria: UFSM, 2009. 121p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Federal de Santa Maria, 2009.
- SILVEIRA, V. **Farmer Integrated Decision Model: integration between beef cattle and Rice production in Rio Grande do Sul, Brasil**. Edinburgh: University of Edinburgh, 1999. 224p. Thesis (Philosophical Doctor in Resource Management) – University of Edinburgh, 1999.
- SOSINSKI Jr., E.E. **Modelos de simulação espacial de efeitos de pastejo em vegetação campestre**. Porto Alegre: UFRGS, 2005. 125p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2005.
- SOSINSKI Jr., E.E.; PILLAR, V.D. Respostas de tipos funcionais de plantas à intensidade de pastejo em vegetação campestre. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.39, n.1, p.1-9, 2004.
- STRECK, E.V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R.S.D. et al. **Solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: Emater/RS; UFRGS, 2002.
- STRECK, N.A.; BURIOL, G.A.; HELDWEIN, A.B. et al. Associação da variabilidade da precipitação pluvial em Santa Maria com a Oscilação Decadal do Pacífico. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.44, n.12, p.1553-1561, 2009.
- WESTOBY, M.; WALKER, B.; NOY-MEIR, I. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. **Journal of Range Management.**, v.42, p.266-274, 1989.
- WOLFRAM, S. Statistical mechanics of cellular automata. **Reviews of Modern Physics**. v.55, p.601-644, 1983.

## ANEXOS

**ANEXO 1** - Algoritmo do modelo de simulação da dinâmica vegetacional baseado em autômatos celulares.

```

import Gnuplot
import random
from PIL import Image
from scipy import *
from numpy import *
from math import *

abrir = open(raw_input('Nome do arquivo: '))
file = abrir.read()
filematriz = file.split()
conta = 0
for enter in file:
    if enter == '\n':
        conta = conta + 1

n = 0
k = 1
w = 0
now = 0
next = 1
matriz = zeros((2,conta,conta))
for i in range(conta):
    for j in range(conta):
        matriz[now,i,j]=int(filematriz[n])
        matriz[next,i,j]=matriz[now,i,j]
        n = n+1

vegetativa = [0.0,1.0,0.2,0.6,0.4]
semente = [0.0,0.2,0.2,1.0,6.5]
tecdual = [0.0,0.0,0.95,0.0,0.7]

def freq(k,disturbio,recurso,conta):
    conta1=0
    conta2=0
    conta3=0
    conta4=0
    i = 0
    j = 0
    m = 0
    n = 0
    listaesp = zeros(conta**2)

    for i in range(conta):
        for j in range(conta):
            listaesp[m] = matriz[next,i,j]
            m = m+1

    for n in range(conta*conta):
        if listaesp[n] == 1:
            conta1 = conta1+1
        if listaesp[n] == 2:
            conta2 = conta2+1
        if listaesp[n] == 3:
            conta3 = conta3+1
        if listaesp[n] == 4:
            conta4 = conta4+1
    saidafreq = open('saidafreq.dat', 'a')
    saidafreq.write(str(k))
    saidafreq.write(' ')
    saidafreq.write(str(disturbio))
    saidafreq.write(' ')

```

```

saidafreq.write(str(recurso))
saidafreq.write(' ')
saidafreq.write(str(conta1))
saidafreq.write(' ')
saidafreq.write(str(conta2))
saidafreq.write(' ')
saidafreq.write(str(conta3))
saidafreq.write(' ')
saidafreq.write(str(conta4))
saidafreq.write('\n')
saidafreq.close()

```

```
def vegdeath (i,j):
```

```

    matriz[now,i,j] = 0
    matriz[next,i,j] = 0

```

```
def maintain (i,j,ambiente,recurso):
```

```

    if (ambiente < recurso) or (ambiente < tecidual[int(matriz[now,i,j])]):
        matriz[next,i,j] = matriz[now,i,j]
    else:
        vegdeath(i,j)

```

```
def vizinhos(muda):
```

```

    global indicev
    global indices
    conta1=0
    conta2=0
    conta3=0
    conta4=0
    m = 0

```

```
for i in range(9):
```

```

    if muda[m] == 1:
        conta1 = conta1+1
    if muda[m] == 2:
        conta2 = conta2+1
    if muda[m] == 3:
        conta3 = conta3+1
    if muda[m] == 4:
        conta4 = conta4+1

```

```
    m = m+1
```

```

sum = [conta1*vegetativa[1],conta2*vegetativa[2],conta3*vegetativa[3],conta4*vegetativa[4]]
sums = [conta1*semente[1],conta2*semente[2],conta3*semente[3],conta4*semente[4]]
maior = max(sum)
maiors = max(sums)
indicev = sum.index(maior)
indices = sums.index(maiors)

```

```
def grow (i,j,ambiente):
```

```

txcresc=0.0
gtotal=0.0
stotal =0.0
m=0
gw=[]
sw=[]
well = zeros(9)
muda = zeros(9)
for ii in range(i-1,i+2):
    for jj in range(j-1,j+2):
        gtotal += vegetativa[int(matriz[now,ii,jj])]

```

```

        stotal += semente[int(matriz[now,ii,jj])]
        gw.append(stotal)
        sw.append(stotal)
        well[m]=matriz[now,ii,jj]
        m=m+1

txcresc = ambiente*9

if(txcresc<gtotal):
    m=0
    if gw[0]<txcresc:
        while gw[m]<txcresc:
            muda[m] = well[m]
            m=m+1
        vizinhos(muda)
        matriz[next,i,j] = indicev+1
    else:
        matriz[next,i,j] = matriz[now,i,j]
if(matriz[next,i,j]==0):
    txcresc = ambiente * stotal
    if(ambiente<(1-exp(-stotal/3))):
        m=0
        if sw[0]<txcresc:
            while sw[m]<txcresc:
                muda[m] = well[m]
                m=m+1
            vizinhos(muda)
            matriz[next,i,j] = indices+1
        else:
            matriz[next,i,j] = matriz[now,i,j]

def imagen(z):
    im = Image.new("RGB",(6*conta,6*conta),"White")
    k=0
    l=1
    a=2
    b=3
    c=4
    d=5
    for j in range(conta):
        m=0
        n=1
        o=2
        p=3
        q=4
        r=5
        for i in range(conta):
            if matriz[next,i,j]==1: #vermelho
                im.putpixel((k,m),(255,0,0))
                im.putpixel((k,n),(255,0,0))
                im.putpixel((k,o),(255,0,0))
                im.putpixel((k,p),(255,0,0))
                im.putpixel((k,q),(255,0,0))
                im.putpixel((k,r),(255,0,0))
                im.putpixel((l,m),(255,0,0))
                im.putpixel((l,n),(255,0,0))
                im.putpixel((l,o),(255,0,0))
                im.putpixel((l,p),(255,0,0))
                im.putpixel((l,q),(255,0,0))
                im.putpixel((l,r),(255,0,0))

```

```

im.putpixel((a,m),(255,0,0))
im.putpixel((a,n),(255,0,0))
im.putpixel((a,o),(255,0,0))
im.putpixel((a,p),(255,0,0))
im.putpixel((a,q),(255,0,0))
im.putpixel((a,r),(255,0,0))
im.putpixel((b,m),(255,0,0))
im.putpixel((b,n),(255,0,0))
im.putpixel((b,o),(255,0,0))
im.putpixel((b,p),(255,0,0))
im.putpixel((b,q),(255,0,0))
im.putpixel((b,r),(255,0,0))
im.putpixel((c,m),(255,0,0))
im.putpixel((c,n),(255,0,0))
im.putpixel((c,o),(255,0,0))
im.putpixel((c,p),(255,0,0))
im.putpixel((c,q),(255,0,0))
im.putpixel((c,r),(255,0,0))
im.putpixel((d,m),(255,0,0))
im.putpixel((d,n),(255,0,0))
im.putpixel((d,o),(255,0,0))
im.putpixel((d,p),(255,0,0))
im.putpixel((d,q),(255,0,0))
im.putpixel((d,r),(255,0,0))
if matriz[next,i,j]==2: #preto
im.putpixel((k,m),(0,0,0))
im.putpixel((k,n),(0,0,0))
im.putpixel((k,o),(0,0,0))
im.putpixel((k,p),(0,0,0))
im.putpixel((k,q),(0,0,0))
im.putpixel((k,r),(0,0,0))
im.putpixel((l,m),(0,0,0))
im.putpixel((l,n),(0,0,0))
im.putpixel((l,o),(0,0,0))
im.putpixel((l,p),(0,0,0))
im.putpixel((l,q),(0,0,0))
im.putpixel((l,r),(0,0,0))
im.putpixel((a,m),(0,0,0))
im.putpixel((a,n),(0,0,0))
im.putpixel((a,o),(0,0,0))
im.putpixel((a,p),(0,0,0))
im.putpixel((a,q),(0,0,0))
im.putpixel((a,r),(0,0,0))
im.putpixel((b,m),(0,0,0))
im.putpixel((b,n),(0,0,0))
im.putpixel((b,o),(0,0,0))
im.putpixel((b,p),(0,0,0))
im.putpixel((b,q),(0,0,0))
im.putpixel((b,r),(0,0,0))
im.putpixel((c,m),(0,0,0))
im.putpixel((c,n),(0,0,0))
im.putpixel((c,o),(0,0,0))
im.putpixel((c,p),(0,0,0))
im.putpixel((c,q),(0,0,0))
im.putpixel((c,r),(0,0,0))
im.putpixel((d,m),(0,0,0))
im.putpixel((d,n),(0,0,0))
im.putpixel((d,o),(0,0,0))
im.putpixel((d,p),(0,0,0))
im.putpixel((d,q),(0,0,0))

```

```

        im.putpixel((d,r),(0,0,0))
if matriz[next,i,j]==3:    #verde
    im.putpixel((k,m),(0,255,0))
    im.putpixel((k,n),(0,255,0))
    im.putpixel((k,o),(0,255,0))
    im.putpixel((k,p),(0,255,0))
    im.putpixel((k,q),(0,255,0))
    im.putpixel((k,r),(0,255,0))
    im.putpixel((l,m),(0,255,0))
    im.putpixel((l,n),(0,255,0))
    im.putpixel((l,o),(0,255,0))
    im.putpixel((l,p),(0,255,0))
    im.putpixel((l,q),(0,255,0))
    im.putpixel((l,r),(0,255,0))
    im.putpixel((a,m),(0,255,0))
    im.putpixel((a,n),(0,255,0))
    im.putpixel((a,o),(0,255,0))
    im.putpixel((a,p),(0,255,0))
    im.putpixel((a,q),(0,255,0))
    im.putpixel((a,r),(0,255,0))
    im.putpixel((b,m),(0,255,0))
    im.putpixel((b,n),(0,255,0))
    im.putpixel((b,o),(0,255,0))
    im.putpixel((b,p),(0,255,0))
    im.putpixel((b,q),(0,255,0))
    im.putpixel((b,r),(0,255,0))
    im.putpixel((c,m),(0,255,0))
    im.putpixel((c,n),(0,255,0))
    im.putpixel((c,o),(0,255,0))
    im.putpixel((c,p),(0,255,0))
    im.putpixel((c,q),(0,255,0))
    im.putpixel((c,r),(0,255,0))
    im.putpixel((d,m),(0,255,0))
    im.putpixel((d,n),(0,255,0))
    im.putpixel((d,o),(0,255,0))
    im.putpixel((d,p),(0,255,0))
    im.putpixel((d,q),(0,255,0))
    im.putpixel((d,r),(0,255,0))
if matriz[next,i,j]==4:    #azul
    im.putpixel((k,m),(0,0,255))
    im.putpixel((k,n),(0,0,255))
    im.putpixel((k,o),(0,0,255))
    im.putpixel((k,p),(0,0,255))
    im.putpixel((k,q),(0,0,255))
    im.putpixel((k,r),(0,0,255))
    im.putpixel((l,m),(0,0,255))
    im.putpixel((l,n),(0,0,255))
    im.putpixel((l,o),(0,0,255))
    im.putpixel((l,p),(0,0,255))
    im.putpixel((l,q),(0,0,255))
    im.putpixel((l,r),(0,0,255))
    im.putpixel((a,m),(0,0,255))
    im.putpixel((a,n),(0,0,255))
    im.putpixel((a,o),(0,0,255))
    im.putpixel((a,p),(0,0,255))
    im.putpixel((a,q),(0,0,255))
    im.putpixel((a,r),(0,0,255))
    im.putpixel((b,m),(0,0,255))
    im.putpixel((b,n),(0,0,255))
    im.putpixel((b,o),(0,0,255))

```

```

        im.putpixel((b,p),(0,0,255))
        im.putpixel((b,q),(0,0,255))
        im.putpixel((b,r),(0,0,255))
        im.putpixel((c,m),(0,0,255))
        im.putpixel((c,n),(0,0,255))
        im.putpixel((c,o),(0,0,255))
        im.putpixel((c,p),(0,0,255))
        im.putpixel((c,q),(0,0,255))
        im.putpixel((c,r),(0,0,255))
        im.putpixel((d,m),(0,0,255))
        im.putpixel((d,n),(0,0,255))
        im.putpixel((d,o),(0,0,255))
        im.putpixel((d,p),(0,0,255))
        im.putpixel((d,q),(0,0,255))
        im.putpixel((d,r),(0,0,255))
    m = m+6
    n = n+6
    o = o+6
    p = p+6
    q = q+6
    r = r+6
k = k+6
l = l+6
a = a+6
b = b+6
c = c+6
d = d+6
im.save("fig"+str(z)+".jpg")

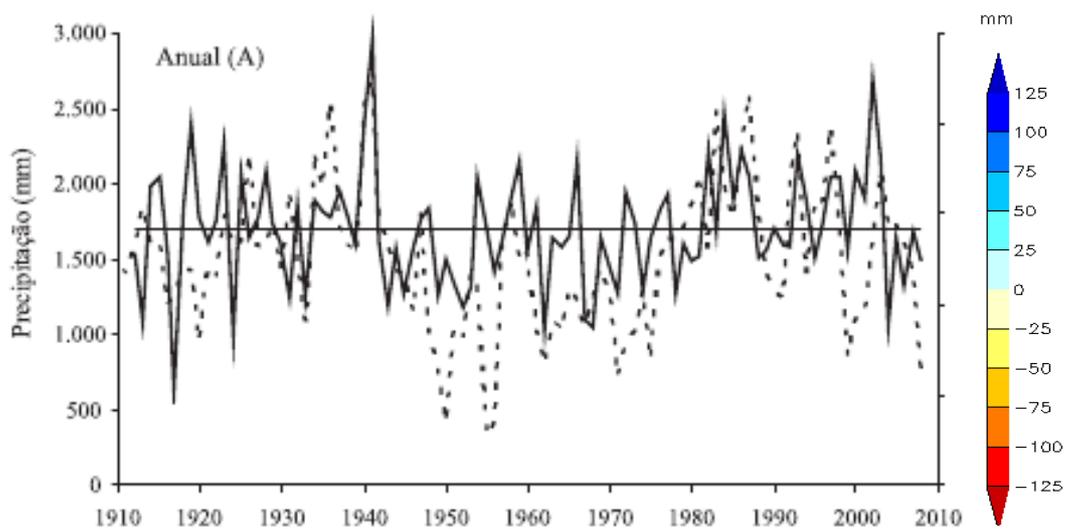
```

```

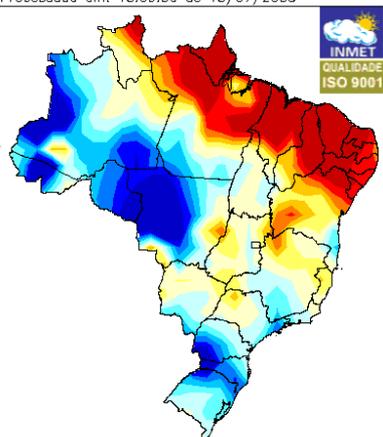
def iterate (i, j,k,now,next,imagem):
    disturbio=0.0
    recurso=0.0
    m=0
    freq(k,disturbio,recurso,conta)
    interacao = int(raw_input('Numero de interacoes: '))
    disturbio = float(raw_input('Nivel do disturbio: '))
    recurso = float(raw_input('Nivel do recurso: '))
    print '\n'
    while k <= interacao:
        z = k
        imagem(z)
        for i in range(1,conta-1):
            for j in range(1,conta-1):
                ambiente = random.random()
                if (ambiente < disturbio):
                    vegdeath(i,j)
                elif (ambiente >= disturbio):
                    maintain(i,j,ambiente,recurso)
        for i in range(1,conta-1):
            for j in range(1,conta-1):
                if (ambiente < recurso):
                    grow(i,j,ambiente)
        freq(k,disturbio,recurso,conta)
        m = m+1
        n = now
        now = next
        next = n
        k = k+1
    iterate(i,j,k,now,next,imagem)

```

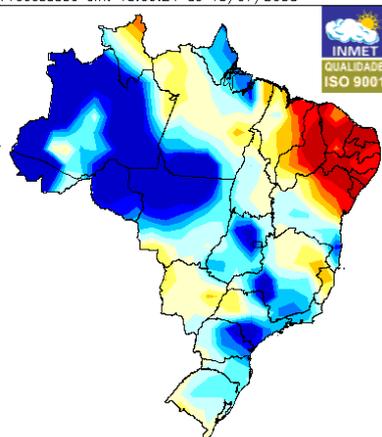
**ANEXO 2 - Dados pluviométricos do município de Santa Maria-RS referente aos períodos experimentais. Fontes: Streck et al. (2009) e Instituto Nacional de Meteorologia.**



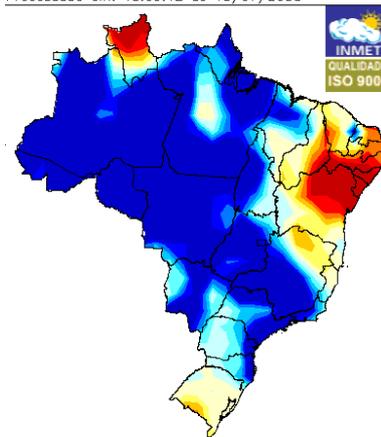
Deficit/Excesso Hídrico Mensal  
Aplicação: Balanço Hídrico  
Mapa do mes 11/2007  
Processado em: 13:09:06 de 15/07/2008



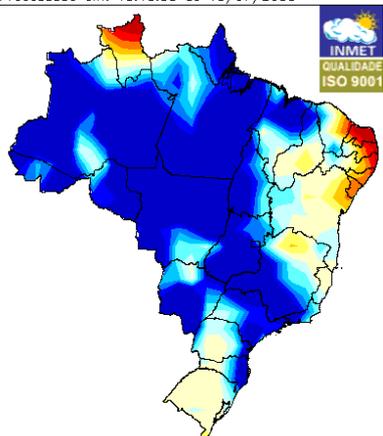
Deficit/Excesso Hídrico Mensal  
Aplicação: Balanço Hídrico  
Mapa do mes 12/2007  
Processado em: 13:09:24 de 15/07/2008



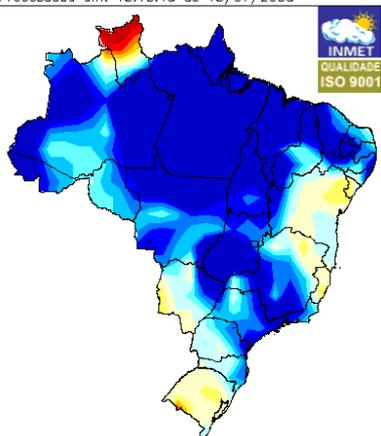
Deficit/Excesso Hídrico Mensal  
Aplicação: Balanço Hídrico  
Mapa do mes 01/2008  
Processado em: 13:09:42 de 15/07/2008



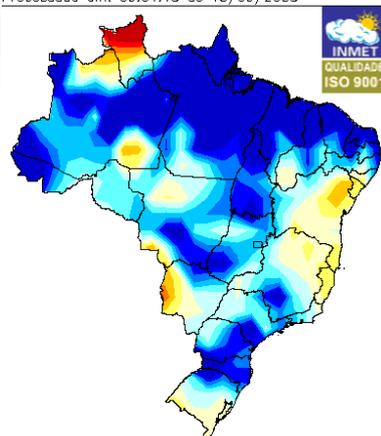
Deficit/Excesso Hídrico Mensal  
Aplicação: Balanço Hídrico  
Mapa do mes 02/2008  
Processado em: 13:10:00 de 15/07/2008



Deficit/Excesso Hídrico Mensal  
Aplicação: Balanço Hídrico  
Mapa do mes 03/2008  
Processado em: 13:10:18 de 15/07/2008



Deficit/Excesso Hídrico Mensal  
Aplicação: Balanço Hídrico  
Mapa do mes 04/2008  
Processado em: 09:04:18 de 18/09/2008



### ARTIGO 3 – AVALIAÇÃO DA DIMENSÃO FRACTAL EM MODELO ESPACIAL DE SIMULAÇÃO

Carlos Eduardo Nogueira Martins<sup>1</sup>, Fernando Luiz Ferreira de Quadros<sup>2</sup>

<sup>1</sup> Pós-Graduação em Zootecnia da Universidade Federal de Santa Maria, RS. eduardo@ifc-videira.edu.br

<sup>2</sup> Departamento de Zootecnia da Universidade Federal de Santa Maria, RS.

**RESUMO** - O objetivo deste trabalho foi simular a dinâmica espaço-temporal de uma pastagem natural submetida a diferentes condições ambientais e de manejo utilizando um modelo baseado em autômatos celulares associados à análise fractal. O modelo foi formado por uma matriz 70 x 70 sendo cada célula um tipo funcional de planta, o qual se altera a cada passo no tempo conforme a composição da própria célula e de oito células vizinhas. As simulações corresponderam a 100 iterações, onde cada iteração apresentou resolução espacial de 306,25 m<sup>2</sup> e temporal igual a um ano. Os distúrbios simulados foram: exclusão ao pastejo, pastejo anual, pastejo anual com queima bianual e pastejo anual com queima trianual. Os tratamentos foram avaliados em relação a duas situações de recurso ambiental (ótimo e com restrição). A informação da dimensão fractal foi calculada pela regressão entre o índice de Shannon ( $\epsilon$ ) e o logaritmo natural de  $\epsilon$ , sendo a inclinação da linha a informação da dimensão fractal. O modelo utilizado apresentou comportamento lógico nas simulações para a dinâmica entre os tipos de plantas, independente do tratamento e do nível de recurso. Os resultados demonstraram que comunidades vegetais com dimensão fractal semelhante apresentam o mesmo padrão de distribuição e que mudanças no valor desta dimensão acarretam alterações na comunidade vegetal. Em todos os tratamentos, a diversidade de espécies diminuiu com o aumento da área amostral. A avaliação da dimensão fractal em modelo espacialmente explícitos baseados em autômatos celulares demonstrou ser uma ferramenta viável na determinação de padrões independente da escala de observação. O modelo não simulou adequadamente a colonização de espécies. A utilização de apenas dois tipos funcionais permitiu uma melhor visualização dos resultados.

Palavras-chave: autômatos celulares, diversidade, pastejo, queima, tipos funcionais

## EVALUATION OF FRACTAL DIMENSION IN MODEL SPATIAL SIMULATION

**ABSTRACT** - The objective of this study was simulate the spatiotemporal dynamics of a natural grassland under different environmental and management conditions using a model based on cellular automata associated with fractal analysis. The model consisted of a 70 x 70 matrix with each cell being a functional type of plant, which changes with each step in time as the composition of the cell itself and the eight neighboring cells. The simulations corresponded to 100 iterations where each iteration presented spatial resolution of 306.25 square meters and time equal to one year. The disturbances were simulated: grazing exclusion, grazing annual pasture with annual burning and grazing annual biennial triennial burning. The treatments were evaluated in relation to two situations of environmental resources (and with great restraint). The information fractal dimension was calculated by regression between the Shannon index ( $\epsilon$ ) and natural logarithm of  $\epsilon$ , and the slope of the fractal dimension information. The model presented logical behavior in the simulations for the dynamics between the types of plants, independent of treatment and level of resource. The results showed that plant communities with similar fractal dimension have the same distribution pattern and changes in the value of this dimension results in alterations in plant community. In all treatments, species diversity decreased with increasing sample area. The evaluation of fractal dimension in spatially explicit model based on cellular automata has proven to be viable tool in determining patterns independent of scale of observation. The model does not adequately simulated the colonization of species. The use of only two functional types allowed better visualization of results.

Key-words: burning, cellular automata, diversity, functional types, grazing

## Introdução

O uso da terra e ações de manejo da comunidade vegetal induz respostas e mudanças na comunidade que modificam a resposta econômica e outros benefícios que podem ser obtidos do sistema manejado (Díaz et al., 2001). O conhecimento da Ecologia da vegetação é fundamental para se obter êxito no emprego das práticas de manejo e melhoramento das pastagens naturais, pois o entendimento da dinâmica vegetacional facilitará a tomada de decisão com relação ao tipo de manejo e prática de melhoramento a ser adotada em uma determinada comunidade vegetal com vistas a uma maior produtividade e estabilidade da produção (Castilhos, 2002).

A avaliação da complexa estrutura da vegetação pode fornecer importantes percepções sobre a variação espacial e temporal na comunidade vegetal e como estes fatores são afetados por diferentes condições ambientais (Bartha et al., 1995), sendo a modelagem e a simulação essenciais para a compreensão destes sistemas ecológicos complexos (Muzy et al., 2008). Entretanto, um dos desafios mais difíceis em prever mudanças ecológicas na escala de paisagem com modelos de simulação são a inclusão da dinâmica de não-equilíbrio, regimes de distúrbios, eventos extremos e a relação espacial (Keane et al., 2004).

A análise fractal tem sido empregada em Ecologia para o entendimento da complexidade espacial, onde a informação da dimensão fractal mede a complexidade de um sistema, independente da escala de observação, em uma gama de escalas (Loehle & Li, 1996). A análise fractal como uma ferramenta para resolver problemas de escala e hierarquia permitirá que os ecologistas vejam dinâmicas e padrões de manchas na paisagem em múltiplas escalas espaciais e temporais e, assim, alcançar a previsibilidade em face da complexidade (Li, 2000).

A necessidade de uma melhor compreensão dos processos que conduzem ao comportamento fractal na distribuição espacial da vegetação e outras configurações

ecológicas, devendo ser possível montar um conjunto de tipos de fractais que são especificamente enraizados nos processos ecológicos, podendo-se utilizar modelos de população espacial e autômatos celulares (Kallimanis et al., 2002).

Neste sentido, o objetivo deste trabalho foi simular a dinâmica espaço-temporal de uma pastagem natural submetida a diferentes condições ambientais e de manejo utilizando um modelo baseado em Autômatos Celulares associado à análise fractal.

### **Material e Métodos**

O modelo desenvolvido por Colasanti et al. (2007) e adaptado por Martins (Capítulo II) foi utilizado para simular as diferentes condições ambientais e de manejo da pastagem natural. O modelo utiliza a teoria de estratégia de plantas C-S-R, proposta por Grime (1977) para definir PFTs com diferenças na alocação de recursos, e baseia-se em Autômatos Celulares, usando os processos fisiológicos como regras de transição. Acrescentou-se ao algoritmo do modelo (Anexo 1), escrito em linguagem Python, o cálculo do Índice de Shannon e da Dimensão Fractal objetivando uma melhor visualização da formação de padrões na comunidade vegetal.

A diversidade da pastagem foi obtida pelo Índice de Shannon ( $H'$ ) (Shannon, 1948), calculado pela fórmula  $H'(\epsilon) = -\sum p_i \ln(1/p_i)$ ; onde  $p_i$  é a probabilidade de ocorrência de  $i$ th de  $N(\epsilon)$  eventos e é expresso por  $x_i / N(\epsilon)$ , sendo que  $x_i$  representa a frequência da espécie ( $i$ ) em cada transecta de tamanho ( $\epsilon$ ) e  $N(\epsilon)$  é a soma total da frequência de todas as espécies na transecta de tamanho ( $\epsilon$ ). O índice de Equitabilidade ( $J$ ) (Pielou, 1966) foi obtido por  $H'(\epsilon)/\log N$ , representando o equilíbrio da distribuição das espécies. A informação da dimensão fractal foi calculada pela regressão entre  $H'(\epsilon)$  e o algoritmo natural de  $\epsilon$ , sendo a inclinação da linha a informação da dimensão fractal. O índice de Shannon foi calculado em uma série de escalas de tamanho  $\epsilon$  entre 4,375 a 306,25 m<sup>2</sup>, que corresponderam às 70 linhas

da matriz compostas por 70 quadros de 0,25 m de lado, ou seja, cada área foi representada pelo somatório da área da linha com a área das linhas anteriores.

Uma matriz de formato 70 x 70 representou a comunidade vegetal, onde cada célula de 0,25 x 0,25 m foi ocupada por um PFT determinado aleatoriamente. Os PFTs utilizados foram os propostos por Garagorry (2008) e conforme Martins (Capítulo II) optou-se por trabalhar com apenas dois PFTs (Tabela 1). O primeiro representando as espécies de alta e média área foliar específica (AFE) e alta digestibilidade com preferência por solos férteis e com menor duração de vida das folhas. E o segundo, as espécies de baixa AFE, média e baixa digestibilidade e maior duração de vida das folhas, suportando solos pouco férteis.

**Tabela 1** - Grupos de tipos funcionais de plantas (TFs) baseados no teor de matéria seca (TMS, g.kg<sup>-1</sup>) e área foliar específica (AFE, m<sup>2</sup>.kg<sup>-1</sup>) de folhas de gramíneas predominantes em uma pastagem natural submetida a tratamentos de queima e pastejo localizada em Santa Maria – RS

Grupos	TMS (g.kg <sup>-1</sup> )	AFE (m <sup>2</sup> .kg <sup>-1</sup> )	Espécies
A	330	18	<i>Axonopus affinis</i> , <i>Panicum sabulorum</i> , <i>Paspalum notatum</i> , <i>Andropogon lateralis</i> , <i>Paspalum plicatulum</i> , <i>Schizachirium</i> <i>microstachyum</i>
D	470	7	<i>Aristida laevis</i> , <i>Eragrostis bahiensis</i> , <i>Erianthus angustifolius</i> , <i>Sorghastrum sp.</i> , <i>Piptochaetium montevidense</i>

Média de dois períodos de avaliação (novembro de 2006 e março de 2007).

As espécies do grupo A e D foram classificadas como competitivas e resistentes ao estresse, respectivamente, assumindo os valores apresentados na Tabela 2 para os atributos de propagação vegetativa, longevidade tecidual e propagação reprodutiva.

**Tabela 2** – Parâmetros fisiológicos dos tipos funcionais de plantas

PFTs	Fecundidade Vegetativa	Fecundidade Reprodutiva	Longevidade Tecidual
A	1,0	0,2	0,0
D	0,2	0,2	0,95

Fonte: Colasanti et al. (2007).

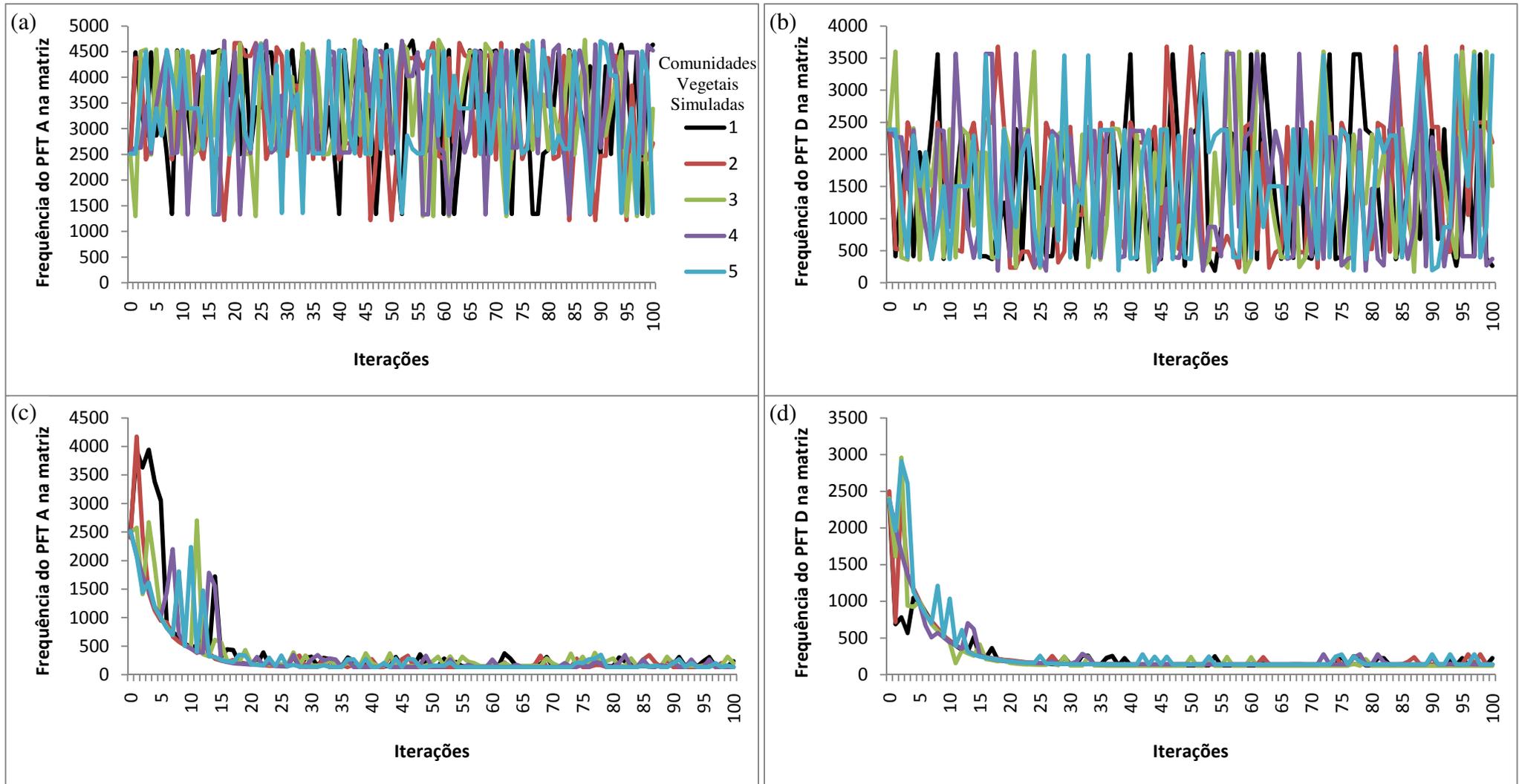
Cada simulação correspondeu a 100 iterações com resolução espacial de 306,25 m<sup>2</sup> e temporal igual a um ano. Quanto à disposição espacial dos PFTs (células) o modelo considerou o efeito das oito células adjacentes (vizinhança de “Moore”). Os distúrbios simulados foram: exclusão ao pastejo (E), pastejo anual (PA), pastejo anual com queima bianual (PAQB) e pastejo anual com queima a cada três anos (PAQT). A determinação do nível de distúrbio levou em consideração a conclusão de Rossi (2009) que, ao avaliar os efeitos da queima e do pastejo na dinâmica da vegetação, constatou que os tratamentos excluídos do pastejo e com uso de fogo tenderam a se comportar de forma similar aos tratamentos queimados com a presença de pastejo, mostrando um efeito similar dos distúrbios queima e pastejo. Assim, o nível de distúrbio adotado para caracterizar tanto o pastejo como a queima foi de 0,18. Nos tratamentos PAQB e PAQT, os anos em que o manejo da queima foi aplicado, o nível de distúrbio foi de 0,36, correspondendo a soma dos distúrbios pastejo e queima. Os tratamentos foram avaliados em relação a duas situações de recurso ambiental. A primeira considerou uma situação ideal, ou seja, sem estresse e nível de recursos igual a um. A segunda levou em consideração as projeções citadas por (Streck et al., 2009) que prevêem estresse hídrico nas próximas duas décadas. Neste caso o nível de recurso considerado para as 20 primeiras iterações foi igual a 0,5. O número de repetições correspondeu às cinco matrizes, criadas aleatoriamente, que constituíram distintas composições florísticas, todas compostas inicialmente por 2488 e 2412 células dos PFT A e PFT D, respectivamente.

### **Resultados e Discussão**

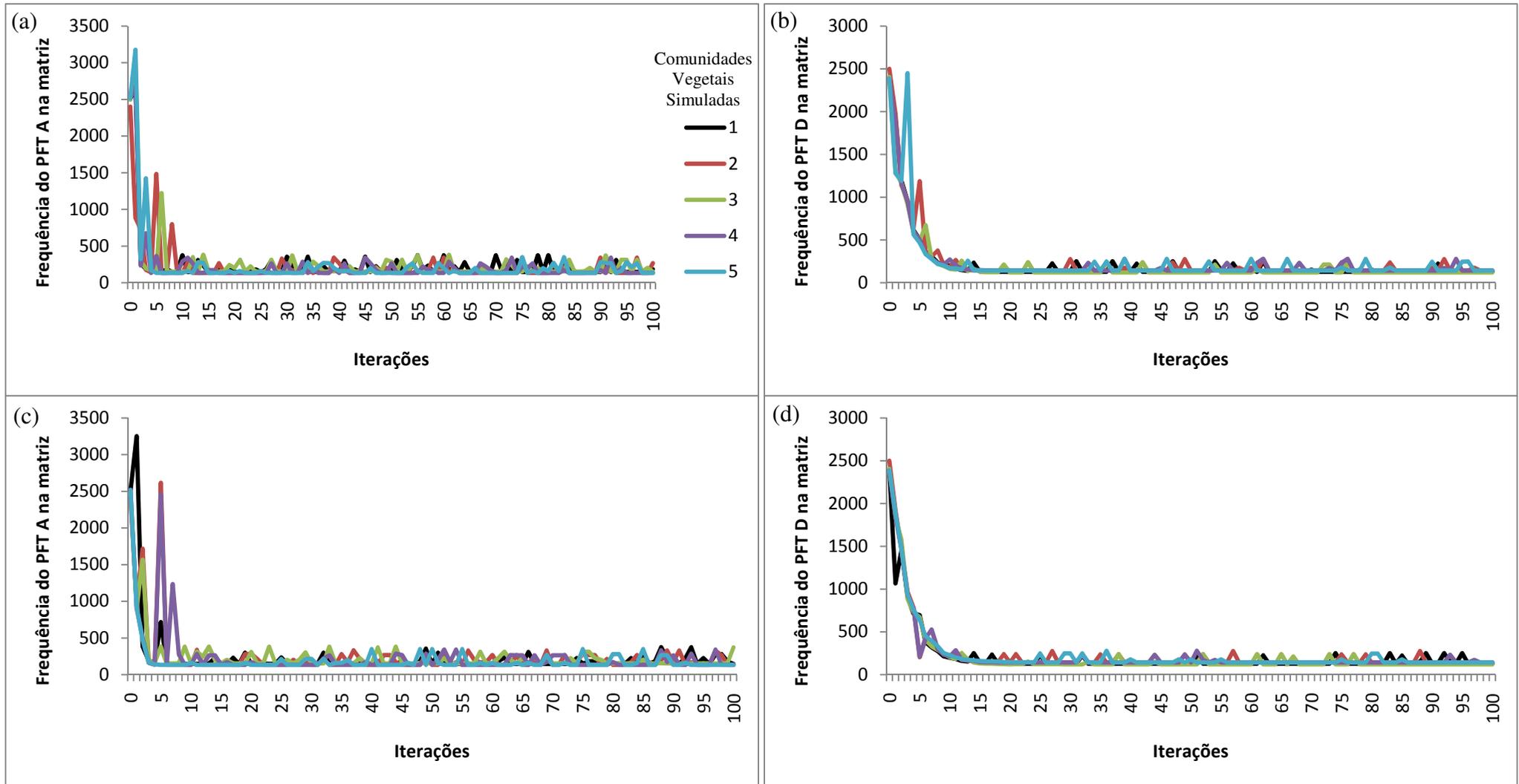
Observa-se nas Figuras 1 e 2 as frequências dos PFTs para as cinco matrizes (repetições) que constituíram as distintas composições florísticas num espaço temporal de 100 anos para os tratamentos sem pastejo (Figura 1a e 1b) e pastejo anual (Figura 1c e 1d), ambos com nível ótimo de recurso, e os tratamentos pastejo anual com queima bianual (Figura 2a e

2b) e pastejo anual com queima a cada três anos (Figura 2c e 2d) em ambiente com metade do nível ótimo de recurso. Apesar das respostas das simulações da dinâmica espacial da comunidade vegetal serem dependentes do seu arranjo inicial (Pausas, 2003; Sosinski Jr., 2005) o modelo utilizado apresentou um comportamento confiável nas simulações, independente do tratamento e do nível de recurso, como pode-se notar pela similaridade das linhas das frequências nas diferentes repetições (Figuras 1 e 2). Apesar da concordância entre as trajetórias simuladas nas diferentes repetições, certo nível de discrepância é esperado entre os cenários simulados e a realidade quando buscamos simular a dinâmica da vegetação com modelos empíricos utilizando autômatos celulares, pois estes são baseados em regras de decisões e a comunidade vegetal é um sistema complexo com alto nível de interações dificultando a definição destas regras de decisões (Martins, Capítulo II).

A afirmação de Martins (Capítulo II) de que o modelo baseado em autômatos celulares utilizando tipos funcionais de plantas além de simular a dinâmica da vegetação é capaz de demonstrar a formação de padrões na comunidade vegetal é ratificada pelas Figuras 3 e 4, as quais representam duas repetições dos tratamentos sem pastejo (Figuras 3A e 3B) e pastejo anual (Figuras 3C e 3D) em ambiente com nível ótimo de recurso e, pastejo anual com queima bianual (Figuras 4A e 4B) e pastejo anual com queima a cada três anos (Figuras 4C e 4D) em ambiente com metade do nível ótimo de recurso. Assim, como observado nas Figuras 1 e 2, independente do tratamento e do nível de recurso o modelo foi capaz de apresentar padrões na comunidade vegetal (Figuras 3 e 4), apesar dos padrões não ocorrerem no mesmo intervalo de tempo entre as repetições o que era esperado por ser tratar de um modelo empírico.



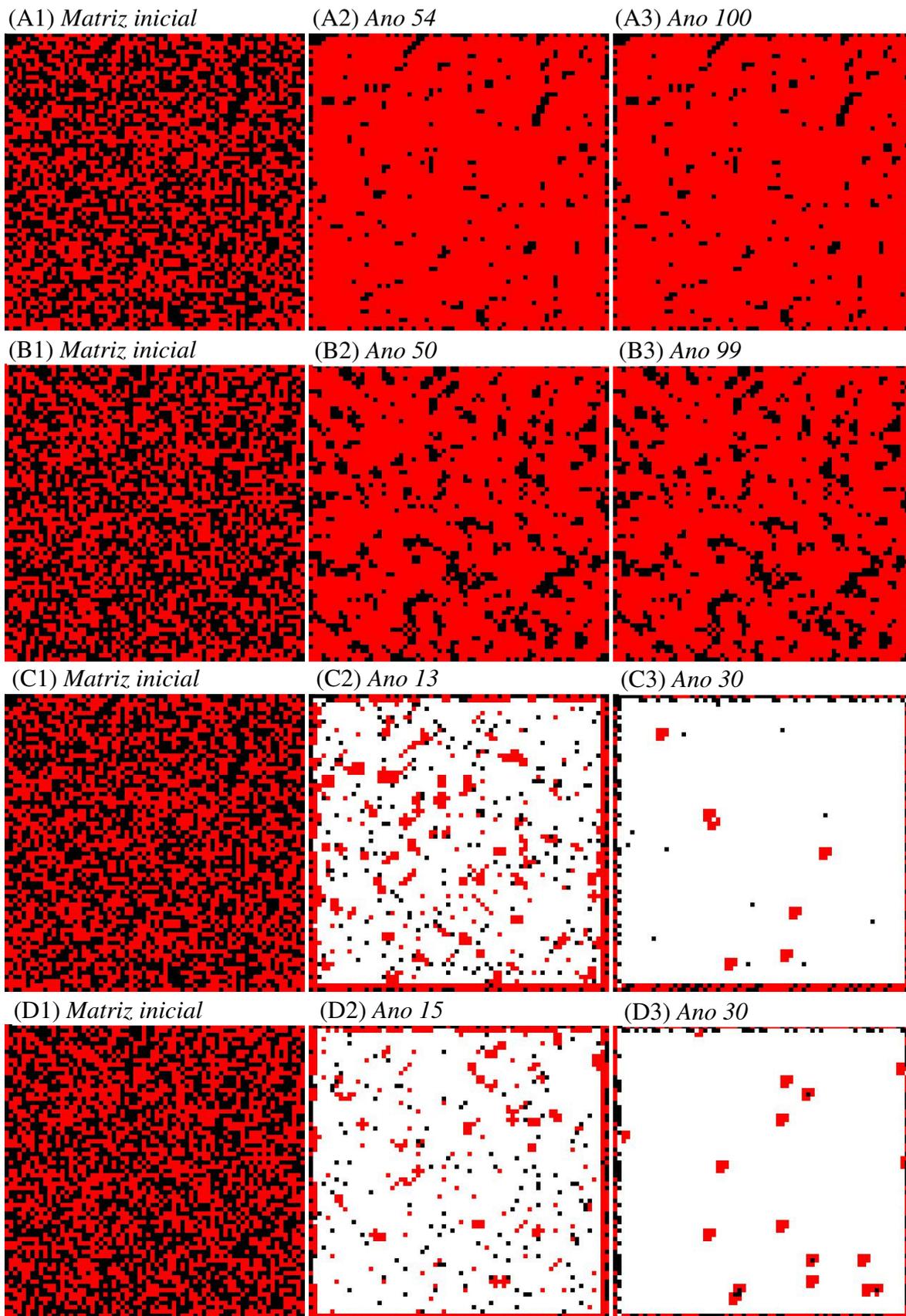
**Figura 1** – Frequência dos PFTs A e D nas cinco comunidades vegetais (repetições) simuladas na ausência de distúrbio (a,b) e com pastejo anual (c,d) e nível ótimo de recurso.



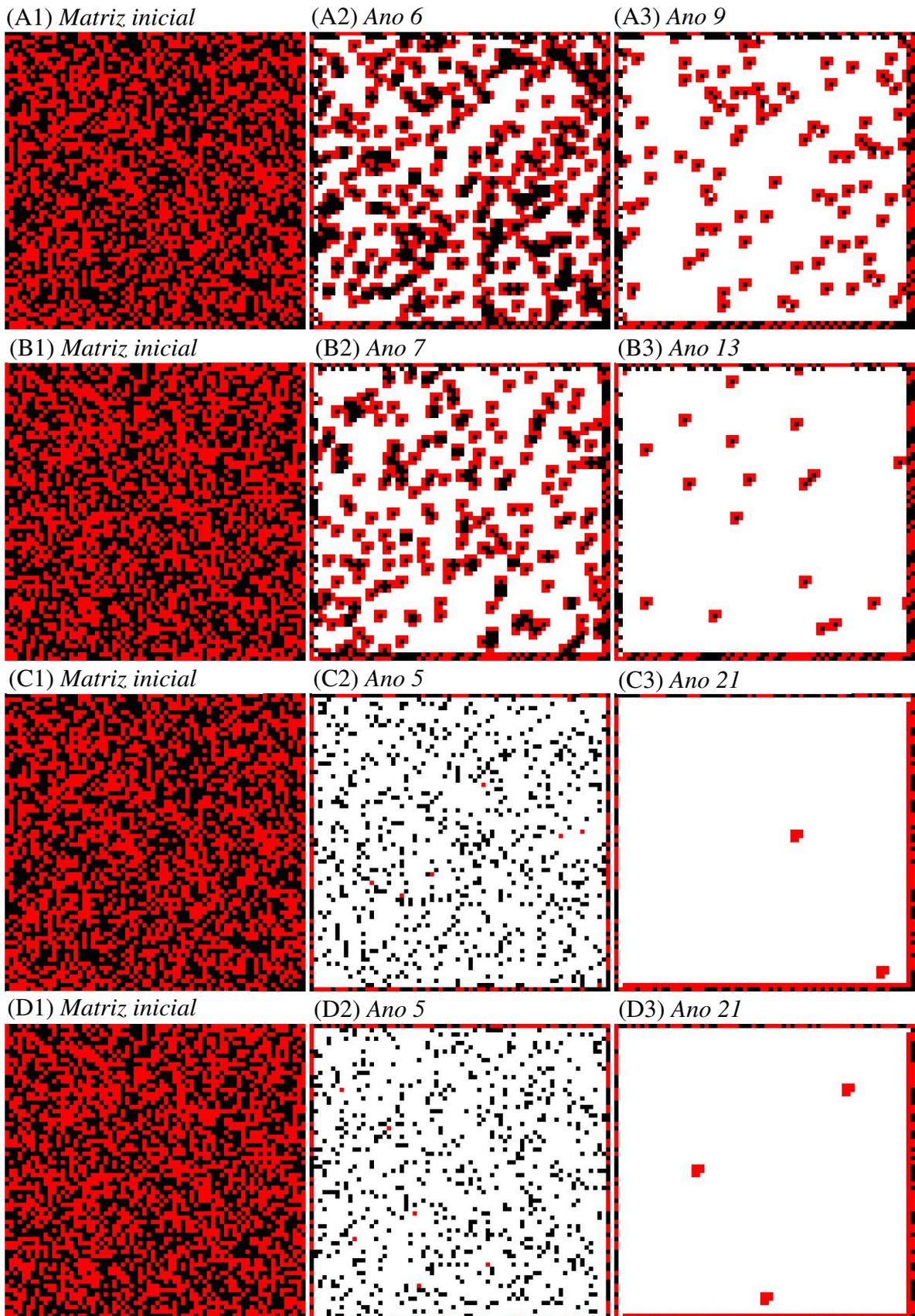
**Figura 2** – Frequência dos PFTs A e D nas cinco comunidades vegetais (repetições) simuladas com pastejo anual e queima bianual (a,b) e a cada três anos (c,d) em ambiente com metade do nível ótimo de recurso.

Outro ponto a destacar, quando comparamos as Figuras 3 e 4, é a dificuldade de se identificar os padrões quando o número de variáveis e a amplitude destas aumentam. A diversidade apresentada pelas pastagens naturais as torna um sistema complexo pela presença de um grande número de componentes que interagem entre si de diferentes formas e em diversos níveis de organização (Quadros et al., 2006).

Na Figura 5 é apresentada a frequência dos PFTs e a dimensão fractal (D) de uma pastagem natural simulada submetida aos manejos de exclusão ao pastejo (a), pastejo anual (b), idem ao anterior com queima bianual (c) e pastejo anual com queima a cada três anos, em ambiente com nível ótimo de recurso. Nota-se que em um ambiente sem distúrbio e com nível ótimo de recurso os PFTs apresentaram comportamento inverso para o tratamento exclusão ao pastejo e sem restrição (Figura 5a). Esta trajetória de aumento de indivíduos pertencentes ao PFT A e diminuição do PFT D era esperada, pois neste ambiente, sem distúrbio e com nível ótimo de recurso, as espécies competidoras são favorecidas. Comportamento inverso ao observado na simulação dos dados deste trabalho foi relatado por Garagorry (2008) e Rossi (2009) ao avaliarem a dinâmica e a diversidade de uma pastagem natural submetida a diferentes distúrbios, onde em área de exclusão ao pastejo observaram baixa presença dos PFTs A e B com dominância dos PFTs C e D. Esta diferenciação deve-se ao fato deste trabalho ter adotado apenas dois PFTs, os quais apresentam forma de propagação completamente diferente, um via vegetativa (PFT A) e outro reprodutiva (PFT D). Apesar das espécies de propagação vegetativa serem menos persistentes elas possuem uma maior mobilidade (Herben et al., 1995) característica que lhe permite ocupar espaços vazios na comunidade vegetal.



**Figura 3** – Representação de doze comunidades vegetais (matrizes) simuladas com exclusão ao pastejo (A1 a A3 repetição 1 e B1 a B3 repetição 3) e pastejo anual (C1 a C3 repetição 1 e D1 a D3 repetição 3) em ambiente com nível ótimo de recurso. A cor vermelha representa célula ocupada pelo PFT A e a cor preta pelo PFT D.



**Figura 4** – Representação de doze comunidades vegetais (matrizes) simuladas com pastejo anual e queima bianual (A1 a A3 repetição 2 e B1 a B3 repetição 3) e pastejo anual com queima a cada três anos (C1 a C3 repetição 2 e D1 a D3 repetição 3) em ambiente com metade do nível ótimo de recurso. A cor vermelha representa célula ocupada pelo PFT A e a cor preta pelo PFT D.

Observa-se uma grande variação na amplitude da dimensão fractal (D), sendo seu valor máximo de 0,00127 no ano 37 e o mínimo de -0,068 no ano 25 (Figura 5a). Analisando a trajetória das linhas dos PFTs e da D percebe-se que quanto mais próxima a frequência dos PFTs maior o valor da D (Figura 5a).

Neste sentido, a D permite identificar a mudança de padrões da comunidade vegetal, quanto maior a variação maior será a diferença da composição florística. As dimensões fractais de 0,0007; -0,0956 e -0,0956 são os valores das Figuras 3A1, 3A2 e 3A3, respectivamente. Dessa forma, comunidades vegetais com mesma dimensão fractal apresentam o mesmo padrão de distribuição.

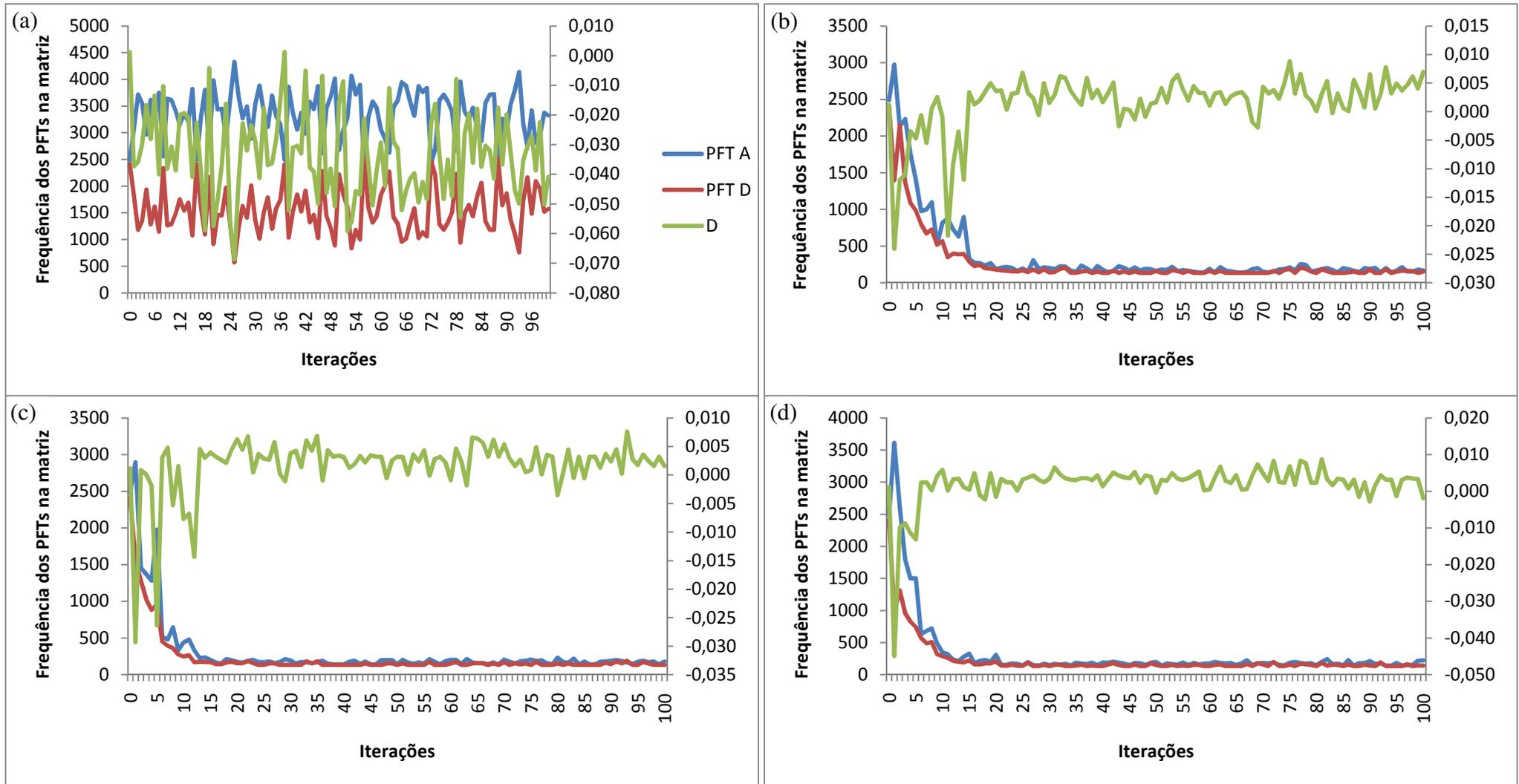
Os tratamentos pastejados e, independentemente da frequência de queimada, apresentaram comportamento semelhante de crescimento e redução inicial dos PFTs A e D, respectivamente (Figuras 5b, 5c e 5d). Esta situação está de acordo com o primeiro processo na sucessão vegetal pós-queima reconhecido por Ghermandi et al. (2004) que corresponde ao surgimento de espécies colonizadoras a partir do banco de sementes. Entretanto, os outros dois processos caracterizados pela regeneração da comunidade original e dominância de espécies invasoras não foi observado, o que houve foi uma redução gradual dos dois PFTs. Este comportamento deve-se ao impacto inicial do distúrbio sobre o tipo funcional D que não apresenta resistência a este tipo de manejo e em um segundo momento a permanência do distúrbio acarreta no desaparecimento de ambos PFTs, situações que também são representadas pela D. Há uma redução da dimensão fractal nos primeiros anos em decorrência da diferença na frequência dos PFTs e certa estabilização no restante dos anos pelo equilíbrio desta frequência.

Esta estabilização correspondeu ao desaparecimento de todas as espécies ficando o solo exposto. O intervalo entre queimadas interferiu sobre o tempo de inicialização da estabilização sendo que no tratamento com queima bianual teve início no ano 30 e na queima

a cada três anos no ano 39, similar ao tratamento pastejado sem queima que a estabilização iniciou no ano 40. Este resultado vai ao encontro da afirmação de Noy-Meir (1995) de que são necessários três anos pós-perturbação para que as espécies consigam a recuperação plena do equilíbrio da comunidade vegetal anterior à queima como uma reação pós-fogo.

O desaparecimento total da vegetação nos tratamentos pastejados, independente do intervalo da queima, não refletem a realidade, demonstrando que o modelo não simula adequadamente a colonização de espécies. Heringer & Jacques (2002), ao avaliarem a composição florística de uma pastagem natural submetida a queima e manejos alternativos, observaram que a queima bianual por mais de 100 anos apenas reduziu a diversidade da vegetação.

Além disso, as pastagens naturais tiveram um processo de co-evolução com animais herbívoros que lhes conferiram uma capacidade de resiliência (Quadros & Pillar, 2002). Neste sentido, a não observância desta resiliência bem como dos dois processos de sucessão vegetal pós-queima reconhecidos por Ghermandi et al. (2004), deve-se a utilização de apenas dois PFTs e não a inconsistência do modelo.



**Figura 5** – Frequência dos PFTs e dimensão fractal (D) de uma pastagem natural simulada submetida aos manejos de exclusão ao pastejo (a), pastejo anual (b), idem ao anterior com queima bianual (c) e pastejo anual com queima a cada três anos (d), em ambiente com nível ótimo de recurso.

Na Figura 6 é apresentada a frequência dos PFTs e a dimensão fractal (D) de uma pastagem natural simulada submetida aos manejos de exclusão ao pastejo (a), pastejo anual (b), idem ao anterior com queima bianual (c) e pastejo anual com queima a cada três anos, em ambiente com metade do nível ótimo de recurso. A primeira diferença observada entre os resultados de frequência dos PFTs no ambiente com nível ótimo (Figura 5) e com restrição de recurso (Figura 6) é o favorecimento do crescimento de indivíduos PFT D no ambiente com restrição. Nestas condições são favorecidas espécies com habilidade para sobreviver em ambientes com falta de luz, água e nutrientes minerais ou regimes de temperatura não ótima (Colasanti et al., 2007).

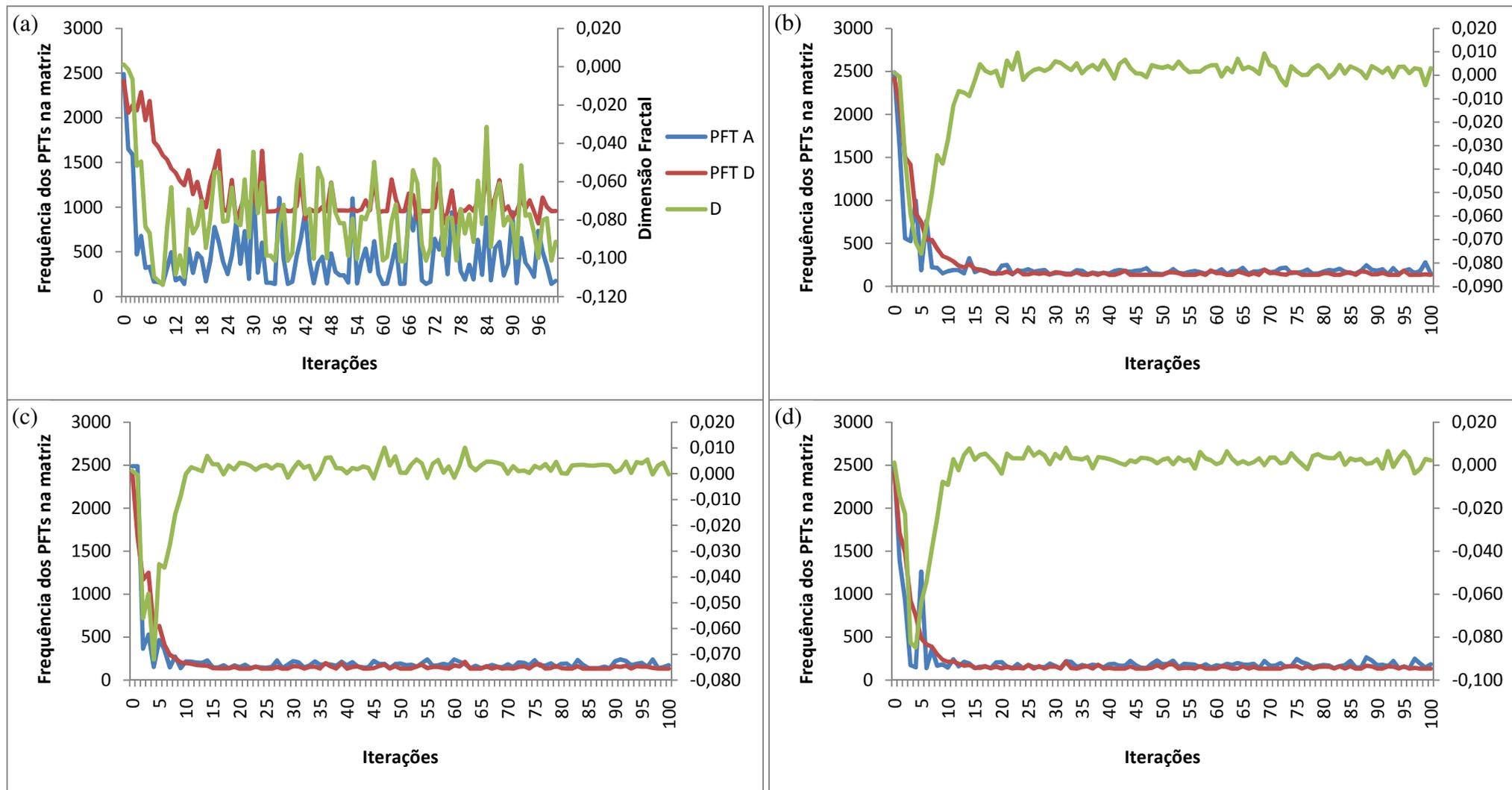
Outra diferença a destacar é a diminuição dos indivíduos de ambos PFTs em todos os tratamentos desde o primeiro ano de simulação (Figura 6), não se observando aquele crescimento inicial do PFT A no ambiente com nível ótimo de recurso. O aumento da frequência de PFT D tenderia a acontecer caso o nível de estresse ambiental considerado não fosse tão elevado.

A dimensão fractal demonstrou uma diminuição inicial similar entre todos os tratamentos (Figura 6), decorrente da morte de indivíduos e aparecimento de espaços não ocupados. Com exceção do tratamento sem pastejo que apresentou valores de dimensão fractal bastante variável em função das mudanças na frequência dos PFTs, a dimensão fractal apresentou um crescimento e após uma estabilização nos tratamentos pastejados (Figura 6). Assim como na pastagem natural em ambiente com nível ótimo de recurso (Figura 5) esta estabilização deve-se a redução drástica dos PFTs restando apenas o solo descoberto. Entretanto, o início desta estabilização foi antecipado pelo menor nível de recurso começando no ano 28 para o tratamento pastejado com queima bianual e no ano 31 para o pastejado com queima a cada três anos. Nesta condição de estresse ambiental o tempo necessário para a

vegetação recuperar-se passa a ser superior aos 3 anos, pois no tratamento pastejado a estabilização iniciou 13 anos após o tratamento PAQT.

Os valores de -0,0839; -0,0109; -0,0902 e -0,0133 representam a dimensão fractal das Figuras 4C2, 4C3, 4D2 e 4D3, respectivamente. Estes resultados reafirmam a possibilidade da dimensão fractal em representar a formação de padrões e a dinâmica vegetacional (Loehle & Li, 1996; Li, 2000; Kallimanis et al., 2002; Alados et. al., 2003; Alados et. al., 2004; Alados et. al., 2005).

Os valores negativos apresentados pela dimensão fractal devem-se aos valores decrescentes do Índice de Shannon (H) com o aumento da área amostral (Figura 7). Considerando que a D foi representada pelo coeficiente angular da regressão entre os Índices de Shannon e as áreas amostrais, o sinal negativo da D indica uma relação inversa entre as áreas e o H, ou seja, a diversidade de espécies diminui com o aumento da área amostral.



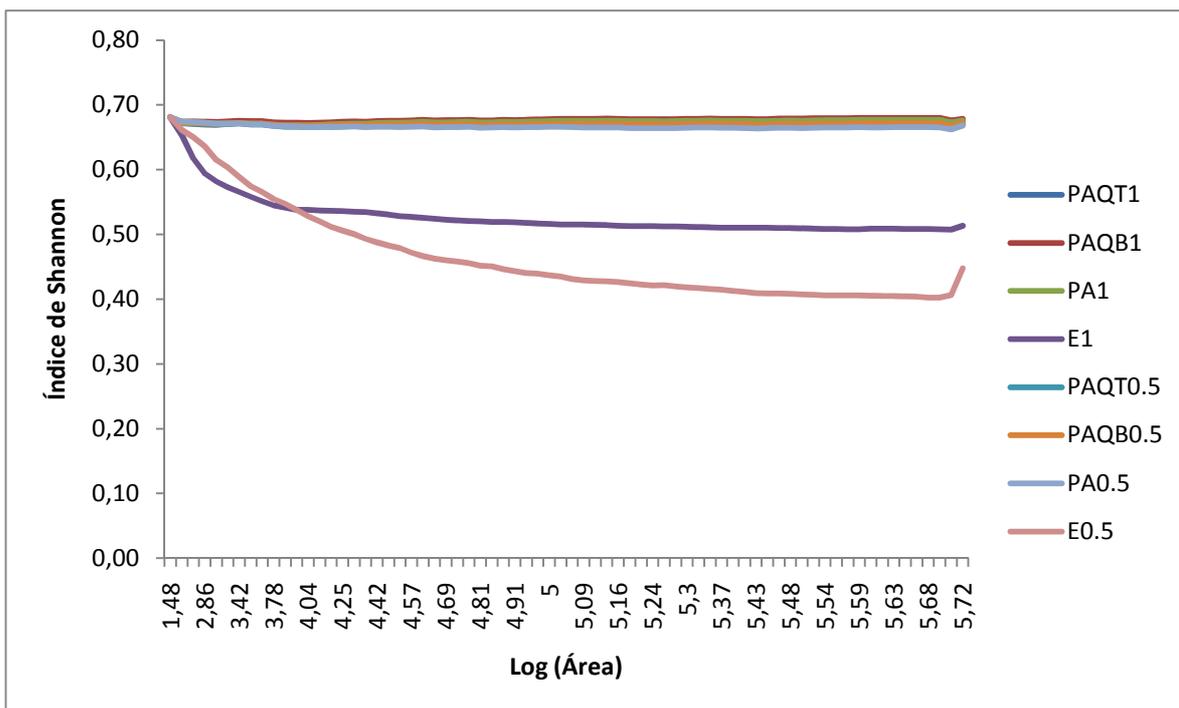
**Figura 6** – Frequência dos PFTs e dimensão fractal (D) de uma pastagem natural simulada submetida aos manejos de exclusão ao pastejo (a), pastejo anual (b), idem ao anterior com queima bianual (c) e pastejo anual com queima a cada três anos (d), em ambiente com metade do nível ótimo de recurso.

Os tratamentos pastejados sem e com queima, independente do nível de recurso, apresentaram uma pequena variação decrescente no índice de diversidade enquanto nos tratamentos excluídos do pastejo, também independente do nível de recurso, a diminuição da diversidade foi mais visível. (Figura 7).

Segundo Overbeck et al. (2007) a menor diversidade florística em áreas com ausência de distúrbios deve-se a dominância de poucas espécies com maior capacidade de cobertura de solo e por possuírem alta habilidade de exclusão na competição entre espécies. Martins (Capítulo I) ao avaliar o emprego da análise fractal como ferramenta na determinação de padrões na escala de pastejo em pastagens naturais submetidas a diferentes manejos observou menor homogeneidade da distribuição das espécies no tratamento exclusão sem queima em relação aos tratamentos submetidos a queima e pastejado sem queima.

No entanto, Alados et al. (2003) ao estudarem o efeito de diferentes intensidades de pastejo sobre a dinâmica da vegetação do semi-árido do Mediterrâneo observaram que a frequência de distribuição foi mais homogênea nas áreas de pastagens preservadas (sem pastejo). Esta contradição pode estar associada à diferença no histórico da vegetação frente aos distúrbios e a escala temporal de acompanhamento da dinâmica da vegetação.

Nos tratamentos pastejados, a diversidade florística poderá aumentar ou diminuir dependendo da carga animal utilizada (Noy-Meir, 1995; Alados et al., 2003). O efeito positivo do pastejo sobre a diversidade de plantas depende, além da composição botânica da comunidade vegetal, das circunstâncias específicas de habitats característicos (Mazancourt et al., 1999), por exemplo, as condições edáficas (Alados et al., 2005). Os níveis de distúrbios apesar de baixos tiveram grande influência na trajetória da dinâmica da vegetação em direção a extinção completa dos indivíduos, pois os dois PFTs não são adaptados a ambientes com distúrbio.



**Figura 7** – Índice de Shannon de uma pastagem natural submetida a diferentes manejos representados por: E) exclusão ao pastejo; PA) pastejo anual; PAQB) pastejo anual com queima bianual e; PAQT) pastejo anual com queima a cada três anos. Os números após os manejos correspondem ao nível ótimo de recurso e metade deste nível sendo representados por 1 e 0,5; respectivamente.

### Conclusões

A avaliação da dimensão fractal em modelos espacialmente explícitos baseados em Autômatos Celulares demonstrou ser uma ferramenta viável na determinação de padrões na comunidade vegetal independente da escala de observação.

O modelo não simulou adequadamente a colonização de espécies, sendo este um tema fundamental para futuros trabalhos que utilizarem esta abordagem.

A utilização de apenas dois tipos funcionais permitiu uma melhor visualização dos resultados, porém a determinação da quantidade de tipos funcionais a serem utilizados na simulação dependerá de pesquisas futuras.

### Referências

- ALADOS, C.L.; PUEYO, Y.; GINER, M.L. et al. Quantitative characterization of the regressive ecological succession by fractal analysis of plant spatial patterns. **Ecological Modelling**, n.163, p.1-17, 2003.
- ALADOS, C.L.; ELAICH, A.; PAPANASTASIS, V.P. et al. Change in plant spatial patterns and diversity along the successional gradient of Mediterranean grazing ecosystems. **Ecological Modelling**, n.180, p.523-535, 2004.
- ALADOS, C.L.; PUEYO, Y.; NAVAS, D. et al. Fractal analysis of plant spatial patterns: a monitoring tool for vegetation transition shifts. **Biodiversity and Conservation**, n.14, p.1453-1468, 2005.
- BARTHA, S.; COLLINS, S.L.; GLENN, S.M. et al. Fine-scale spatial organization of Tallgrass prairie vegetation along a topographic gradient. In: KRAHULEC, F.; GOLDBERG, D.E.; WILLEMS, J.H. (Ed.). **SPECIES COEXISTENCE IN TEMPERATE GRASSLANDS**. Uppsala: OPULUS PRESS, 1995. p.63-78.
- CASTILHOS, Z.M.S. **Dinâmica vegetacional e tipos funcionais em áreas excluídas e pastejadas sob diferentes condições iniciais de adubação**. Porto Alegre, RS, 2002. 114p. Tese (Doutorado em Zootecnia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2002.
- COLASANTI, R.L.; HUNT, R.; WATRUD, L. A simple cellular automaton model for high-level vegetation dynamics. **Ecological Modelling**, v.203, p.363-374, 2007.
- DÍAZ, S.; NOY-MEIR, I.; CABIDO, M. Can grazing response of herbaceous plants be predicted from simple vegetative traits? **Journal of Applied Ecology**, v.38, p.497-508, 2001.
- GARAGORRY, F. **Construção de uma tipologia funcional de gramíneas em pastagens naturais sob diferentes manejos**. Santa Maria: UFSM, 2008. 176p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Federal de Santa Maria, 2008.
- GHERMANDI, L.; GUTHMANN, N.; BRAN, D. Early post-fire succession in northwestern Patagonia grasslands. **Journal of Vegetation Science**, v.15, p.67-76, 2004.
- GRIME, J.P. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. **The American Naturalist**, v.111, n.982, p.1169-1194, 1977.
- HERBEN, T; DURING, H.J.; KRAHULEC, F. Spatiotemporal dynamics in mountain grasslands: species autocorrelations in space and time. In: KRAHULEC, F.; GOLDBERG,

- D.E.; WILLEMS, J.H. (Ed.). **SPECIES COEXISTENCE IN TEMPERATE GRASSLANDS**. Uppsala: OPULUS PRESS, 1995. p.79-90.
- HERINGER, I.; JACQUES, A.V.A. Composição florística de uma pastagem natural submetida a queima e manejos alternativos. **Ciência Rural**, v.32, n.2, p.315-321, 2002.
- KALLIMANIS, A.S.; SGARDELIS, S.P.; HALLEY, J. M. Accuracy of fractal dimension estimates for small samples of ecological distributions. **Landscape Ecology**, n.17, p.281-297, 2002.
- KEANE, R.E.; CARY, G.J.; DAVIES, I.D. et al. A classification of landscape fire succession models: spatial simulations of fire and vegetation dynamics. **Ecological Modelling**, v.179, p.3-27, 2004.
- LI, B.L. Fractal geometry applications in description and analysis of patch patterns and patch dynamics. **Ecological Modelling**, n.132, p.33–50, 2000.
- LOEHLE, C.; LI, B.L. Statistical properties of ecological and geologic fractals. **Ecological Modelling**, n.85, p.271–284, 1996.
- MAZANCOURT, C.; LOREAU, M.; ABBADIE, L. Grazing optimization and nutrient cycling: potential impact of large herbivores in savanna system. **Ecological Applications**, n.9, p.784-494, 1999.
- MUZY, A.; NUTARO, J.J.; ZEIGLER, B.P. et al. Modeling and simulation of fire spreading through the activity tracking paradigm. **Ecological Modelling**, v.219, p.212-225, 2008.
- NOY-MEIR, I. Interactive effects of fire and grazing on structure and diversity of Mediterranean grasslands. **Journal of Vegetation Science**, v.6, n.5, p.701-710, 1995.
- OVERBECK, G.E.; MÜLLER, S.C.; FIDELIS, A. et al. Brazil's neglected biome: The South Brazilian Campos. **Plant Ecology, Evolution and Systematics**, v.9, n.2, p.101-116, 2007.
- PAUSAS, J.G. The effect of landscape pattern on Mediterranean vegetation dynamics: A modelling approach using functional types. **Journal of Vegetation Science**, n.14, p.365-374, 2003.
- PIELOU, E.C. Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. **J. Theor. Biol.**, n.10, p.370-383, 1966.
- QUADROS, F.L.F.; PILLAR, V.D. Transições floresta-campo no Rio Grande do Sul. **Ciência & Ambiente**, v.24, p.109-118, 2002.
- QUADROS, F.L.F.; CRUZ, P.; THEU, J.P. et al. Uso de tipos funcionais de gramíneas como alternativa de diagnóstico da dinâmica e do manejo de campos naturais. In: REUNIÃO ANUAL DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ZOOTECNIA, 2006, João Pessoa. **Anais...** Sociedade Brasileira de Zootecnia, 2006. 1 CD-Rom

- ROSSI, G.E. **Avaliação da dinâmica e da diversidade de uma pastagem natural submetida a diferentes distúrbios**. Santa Maria: UFSM, 2009. 121p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Federal de Santa Maria, 2009.
- SHANNON, C.E. A mathematical theory of communication. **Bell Syst. Tech. J.**, n.27, p.379-423, 1948.
- SOSINSKI Jr., E.E. **Modelos de simulação espacial de efeitos de pastejo em vegetação campestre**. Porto Alegre: UFRGS, 2005. 125p. Tese (Doutorado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2005.
- STRECK, N.A.; BURIOL, G.A.; HELDWEIN, A.B. et al. Associação da variabilidade da precipitação pluvial em Santa Maria com a Oscilação Decadal do Pacífico. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.44, n.12, p.1553-1561, 2009.

## ANEXO

### ANEXO 1 - Algoritmo do modelo de simulação da dinâmica vegetacional baseado em autômatos celulares.

```

import Gnuplot
import random
from PIL import Image
from scipy import *
from numpy import *
from math import *

abrir = open(raw_input('Nome do arquivo: '))
file = abrir.read()
filematriz = file.split()
conta = 0
for enter in file:
    if enter == '\n':
        conta = conta + 1

n = 0
k = 1
w = 0
now = 0
next = 1
matriz = zeros((2,conta,conta))
area = [1.48, 2.17, 2.57, 2.86, 3.09, 3.27, 3.42, 3.56, 3.67, 3.78, 3.87, 3.96,
        4.04, 4.11, 4.18, 4.25, 4.31, 4.37, 4.42, 4.47, 4.52, 4.57, 4.61, 4.65,
        4.69, 4.73, 4.77, 4.81, 4.84, 4.88, 4.91, 4.94, 4.97, 5.00, 5.03, 5.06,
        5.09, 5.11, 5.14, 5.16, 5.19, 5.21, 5.24, 5.26, 5.28, 5.30, 5.33, 5.35,
        5.37, 5.39, 5.41, 5.43, 5.45, 5.46, 5.48, 5.50, 5.52, 5.54, 5.55, 5.57,
        5.59, 5.60, 5.62, 5.63, 5.65, 5.67, 5.68, 5.70, 5.71, 5.72]

for i in range(conta):
    for j in range(conta):
        matriz[now,i,j]=int(filematriz[n])

```

```

        matriz[next,i,j]=matriz[now,i,j]
        n = n+1

vegetativa = [0.0,1.0,0.2,0.6,0.4]
semente = [0.0,0.2,0.2,1.0,6.5]
tecdual = [0.0,0.0,0.95,0.0,0.7]

def freq(k,disturbio,recurso,conta):
    conta1=0
    conta2=0
    conta3=0
    conta4=0
    i = 0
    j = 0
    m = 0
    n = 0
    listaesp = zeros(conta**2)

    for i in range(conta):
        for j in range(conta):
            listaesp[m] = matriz[next,i,j]
            m = m+1

    for n in range(conta*conta):
        if listaesp[n] == 1:
            conta1 = conta1+1
        if listaesp[n] == 2:
            conta2 = conta2+1
        if listaesp[n] == 3:
            conta3 = conta3+1
        if listaesp[n] == 4:
            conta4 = conta4+1

    saidafreq = open('saidafreq.dat', 'a')
    saidafreq.write(str(k))
    saidafreq.write(' ')
    saidafreq.write(str(disturbio))
    saidafreq.write(' ')
    saidafreq.write(str(recurso))
    saidafreq.write(' ')
    saidafreq.write(str(conta1))
    saidafreq.write(' ')
    saidafreq.write(str(conta2))
    saidafreq.write(' ')
    saidafreq.write(str(conta3))
    saidafreq.write(' ')
    saidafreq.write(str(conta4))
    saidafreq.write('\n')
    saidafreq.close()

def fractal (conta,matriz):
    listaesp = zeros(conta**2)
    m=0
    J = zeros(conta) #J indice de Equitabilidade
    Ht = zeros(conta) #H numero total de entropias de informacao
    for k in range (conta): # varia as linhas
        conta1=0
        conta2=0
        conta3=0

```

```

    conta4=0
    N = 0

    for j in range (conta): #varia as colunas (especies)
        listaesp[m] = matriz[next,k,j]
        m = m+1
    for n in range(conta*conta):
        if listaesp[n] == 1:
            conta1 = conta1+1
        if listaesp[n] == 2:
            conta2 = conta2+1

    N = conta1 + conta2
    dif1 = (float(conta1)/N)
    dif2 = (float(conta2)/N)
    dift = (dif1*(log(1/dif1))) + (dif2*(log(1/dif2)))
    Ht[k] = dift
    J[k] = Ht[k]/log(N)
saidaHJ = open('saidaHJ.dat', 'a')
for k in range (conta):
    saidaHJ.write(str(k))
    saidaHJ.write(' ')
    saidaHJ.write(str(Ht[k]))
    saidaHJ.write(' ')
    saidaHJ.write(str(J[k]))
    saidaHJ.write('\n')
saidaHJ.close()
return Ht, J

def dfrac(u,area):
    a,b = polyfit((area),(u),1)
    return a

def vegdeath (i,j):
    matriz[now,i,j] = 0
    matriz[next,i,j] = 0

def maintain (i,j,ambiente,recurso):
    if (ambiente < recurso) or (ambiente < tecidual[int(matriz[now,i,j])]):
        matriz[next,i,j] = matriz[now,i,j]
    else:
        vegdeath(i,j)

def vizinhos(muda):
    global indicev
    global indices
    conta1=0
    conta2=0
    conta3=0
    conta4=0
    m = 0
    for i in range(9):
        if muda[m] == 1:
            conta1 = conta1+1
        if muda[m] == 2:
            conta2 = conta2+1
        if muda[m] == 3:
            conta3 = conta3+1
        if muda[m] == 4:
            conta4 = conta4+1

```

```

        m = m+1
    sum = [conta1*vegetativa[1],conta2*vegetativa[2],conta3*vegetativa[3],conta4*vegetativa[4]]
    sums = [conta1*semente[1],conta2*semente[2],conta3*semente[3],conta4*semente[4]]
    maior = max(sum)
    maiores = max(sums)
    indicev = sum.index(maior)
    indices = sums.index(maiores)

def grow (i,j,ambiente):
    txcresc=0.0
    gtotal=0.0
    stotal =0.0
    m=0
    gw=[]
    sw=[]
    well = zeros(9)
    muda = zeros(9)
    for ii in range(i-1,i+2):
        for jj in range(j-1,j+2):
            gtotal += vegetativa[int(matriz[now,ii,jj])]
            stotal += semente[int(matriz[now,ii,jj])]
            gw.append(gtotal)
            sw.append(stotal)
            well[m]=matriz[now,ii,jj]
            m=m+1

    txcresc = ambiente*9

    if(txcresc<gtotal):
        m=0
        if gw[0]<txcresc:
            while gw[m]<txcresc:
                muda[m] = well[m]
                m=m+1
            vizinhos(muda)
            matriz[next,i,j] = indicev+1
        else:
            matriz[next,i,j] = matriz[now,i,j]
    if(matriz[next,i,j]==0):
        txcresc = ambiente * stotal
        if(ambiente<(1-exp(-stotal/3))):
            m=0
            if sw[0]<txcresc:
                while sw[m]<txcresc:
                    muda[m] = well[m]
                    m=m+1
                vizinhos(muda)
                matriz[next,i,j] = indices+1
            else:
                matriz[next,i,j] = matriz[now,i,j]

def imagem(z):
    im = Image.new("RGB",(6*conta,6*conta),"White")
    k=0
    l=1
    a=2
    b=3
    c=4
    d=5

```

```

for j in range(conta):
    m=0
    n=1
    o=2
    p=3
    q=4
    r=5
    for i in range(conta):
        if matriz[next,i,j]==1:    #vermelho
            im.putpixel((k,m),(255,0,0))
            im.putpixel((k,n),(255,0,0))
            im.putpixel((k,o),(255,0,0))
            im.putpixel((k,p),(255,0,0))
            im.putpixel((k,q),(255,0,0))
            im.putpixel((k,r),(255,0,0))
            im.putpixel((l,m),(255,0,0))
            im.putpixel((l,n),(255,0,0))
            im.putpixel((l,o),(255,0,0))
            im.putpixel((l,p),(255,0,0))
            im.putpixel((l,q),(255,0,0))
            im.putpixel((l,r),(255,0,0))
            im.putpixel((a,m),(255,0,0))
            im.putpixel((a,n),(255,0,0))
            im.putpixel((a,o),(255,0,0))
            im.putpixel((a,p),(255,0,0))
            im.putpixel((a,q),(255,0,0))
            im.putpixel((a,r),(255,0,0))
            im.putpixel((b,m),(255,0,0))
            im.putpixel((b,n),(255,0,0))
            im.putpixel((b,o),(255,0,0))
            im.putpixel((b,p),(255,0,0))
            im.putpixel((b,q),(255,0,0))
            im.putpixel((b,r),(255,0,0))
            im.putpixel((c,m),(255,0,0))
            im.putpixel((c,n),(255,0,0))
            im.putpixel((c,o),(255,0,0))
            im.putpixel((c,p),(255,0,0))
            im.putpixel((c,q),(255,0,0))
            im.putpixel((c,r),(255,0,0))
            im.putpixel((d,m),(255,0,0))
            im.putpixel((d,n),(255,0,0))
            im.putpixel((d,o),(255,0,0))
            im.putpixel((d,p),(255,0,0))
            im.putpixel((d,q),(255,0,0))
            im.putpixel((d,r),(255,0,0))
        if matriz[next,i,j]==2:    #preto
            im.putpixel((k,m),(0,0,0))
            im.putpixel((k,n),(0,0,0))
            im.putpixel((k,o),(0,0,0))
            im.putpixel((k,p),(0,0,0))
            im.putpixel((k,q),(0,0,0))
            im.putpixel((k,r),(0,0,0))
            im.putpixel((l,m),(0,0,0))
            im.putpixel((l,n),(0,0,0))
            im.putpixel((l,o),(0,0,0))
            im.putpixel((l,p),(0,0,0))
            im.putpixel((l,q),(0,0,0))
            im.putpixel((l,r),(0,0,0))
            im.putpixel((a,m),(0,0,0))
            im.putpixel((a,n),(0,0,0))

```

```

im.putpixel((a,o),(0,0,0))
im.putpixel((a,p),(0,0,0))
im.putpixel((a,q),(0,0,0))
im.putpixel((a,r),(0,0,0))
im.putpixel((b,m),(0,0,0))
im.putpixel((b,n),(0,0,0))
im.putpixel((b,o),(0,0,0))
im.putpixel((b,p),(0,0,0))
im.putpixel((b,q),(0,0,0))
im.putpixel((b,r),(0,0,0))
im.putpixel((c,m),(0,0,0))
im.putpixel((c,n),(0,0,0))
im.putpixel((c,o),(0,0,0))
im.putpixel((c,p),(0,0,0))
im.putpixel((c,q),(0,0,0))
im.putpixel((c,r),(0,0,0))
im.putpixel((d,m),(0,0,0))
im.putpixel((d,n),(0,0,0))
im.putpixel((d,o),(0,0,0))
im.putpixel((d,p),(0,0,0))
im.putpixel((d,q),(0,0,0))
im.putpixel((d,r),(0,0,0))
if matriz[next,i,j]==3:    #verde
im.putpixel((k,m),(0,255,0))
im.putpixel((k,n),(0,255,0))
im.putpixel((k,o),(0,255,0))
im.putpixel((k,p),(0,255,0))
im.putpixel((k,q),(0,255,0))
im.putpixel((k,r),(0,255,0))
im.putpixel((l,m),(0,255,0))
im.putpixel((l,n),(0,255,0))
im.putpixel((l,o),(0,255,0))
im.putpixel((l,p),(0,255,0))
im.putpixel((l,q),(0,255,0))
im.putpixel((l,r),(0,255,0))
im.putpixel((a,m),(0,255,0))
im.putpixel((a,n),(0,255,0))
im.putpixel((a,o),(0,255,0))
im.putpixel((a,p),(0,255,0))
im.putpixel((a,q),(0,255,0))
im.putpixel((a,r),(0,255,0))
im.putpixel((b,m),(0,255,0))
im.putpixel((b,n),(0,255,0))
im.putpixel((b,o),(0,255,0))
im.putpixel((b,p),(0,255,0))
im.putpixel((b,q),(0,255,0))
im.putpixel((b,r),(0,255,0))
im.putpixel((c,m),(0,255,0))
im.putpixel((c,n),(0,255,0))
im.putpixel((c,o),(0,255,0))
im.putpixel((c,p),(0,255,0))
im.putpixel((c,q),(0,255,0))
im.putpixel((c,r),(0,255,0))
im.putpixel((d,m),(0,255,0))
im.putpixel((d,n),(0,255,0))
im.putpixel((d,o),(0,255,0))
im.putpixel((d,p),(0,255,0))
im.putpixel((d,q),(0,255,0))
im.putpixel((d,r),(0,255,0))
if matriz[next,i,j]==4:    #azul

```

```

        im.putpixel((k,m),(0,0,255))
        im.putpixel((k,n),(0,0,255))
        im.putpixel((k,o),(0,0,255))
        im.putpixel((k,p),(0,0,255))
        im.putpixel((k,q),(0,0,255))
        im.putpixel((k,r),(0,0,255))
        im.putpixel((l,m),(0,0,255))
        im.putpixel((l,n),(0,0,255))
        im.putpixel((l,o),(0,0,255))
        im.putpixel((l,p),(0,0,255))
        im.putpixel((l,q),(0,0,255))
        im.putpixel((l,r),(0,0,255))
        im.putpixel((a,m),(0,0,255))
        im.putpixel((a,n),(0,0,255))
        im.putpixel((a,o),(0,0,255))
        im.putpixel((a,p),(0,0,255))
        im.putpixel((a,q),(0,0,255))
        im.putpixel((a,r),(0,0,255))
        im.putpixel((b,m),(0,0,255))
        im.putpixel((b,n),(0,0,255))
        im.putpixel((b,o),(0,0,255))
        im.putpixel((b,p),(0,0,255))
        im.putpixel((b,q),(0,0,255))
        im.putpixel((b,r),(0,0,255))
        im.putpixel((c,m),(0,0,255))
        im.putpixel((c,n),(0,0,255))
        im.putpixel((c,o),(0,0,255))
        im.putpixel((c,p),(0,0,255))
        im.putpixel((c,q),(0,0,255))
        im.putpixel((c,r),(0,0,255))
        im.putpixel((d,m),(0,0,255))
        im.putpixel((d,n),(0,0,255))
        im.putpixel((d,o),(0,0,255))
        im.putpixel((d,p),(0,0,255))
        im.putpixel((d,q),(0,0,255))
        im.putpixel((d,r),(0,0,255))
    m = m+6
    n = n+6
    o = o+6
    p = p+6
    q = q+6
    r = r+6
    k = k+6
    l = l+6
    a = a+6
    b = b+6
    c = c+6
    d = d+6
im.save("fig"+str(z)+".jpg")

```

```

def iterate (i, j,k,now,next,imagem,fractal,dfrac):
    disturbio=0.0
    recurso=0.0
    m=0
    freq(k,disturbio,recurso,conta)
    u,v= fractal(conta,matriz)
    D = dfrac(u,area)
    saidaD = open('saidaD.dat', 'a')
    saidaD.write(str(D))
    saidaD.write('\n')

```

```

saidaD.close()
interacao = int(raw_input('Numero de interacoes: '))
disturbio = float(raw_input('Nivel do disturbio: '))
recurso = float(raw_input('Nivel do recurso: '))

print '\n'
while k <= interacao:
    z = k
    imagem(z)
    for i in range(1,conta-1):
        for j in range(1,conta-1):
            ambiente = random.random()
            if (ambiente < disturbio):
                vegdeath(i,j)
            elif (ambiente >= disturbio):
                maintain(i,j,ambiente,recurso)
    for i in range(1,conta-1):
        for j in range(1,conta-1):
            if (ambiente < recurso):
                grow(i,j,ambiente)
    freq(k,disturbio,recurso,conta)
    fractal(conta,matriz)
    u,v=fractal (conta,matriz)
    D = dfrac(u,area)
    saidaD = open('saidaD.dat', 'a')
    saidaD.write(str(D))
    saidaD.write('\n')
    saidaD.close()
    m = m+1
    n = now
    now = next
    next = n
    k = k+1

iterate(i,j,k,now,next,imagem,fractal,dfrac)

def graficofreq():
    g = Gnuplot.Gnuplot()
    g('set title "Frequencia TFs em funcao dos disturbios e recursos")
    g('set xlabel "Anos")
    g('set ylabel "Disturbio")
    g('set xlabel " Freq."')
    g('set pm3d')
    g('set hidden3d')
    g('set view 50,30,1,1')
    g('set data style points')
    g('set dgrid3d 60,60,2')
    g('splot "saidafreq.dat" using ($1):($2):($4) t"")
    g('set term png')
    g('set output "graficofreqA.png")
    g('replot')
    g('clear')
    g('splot "saidafreq.dat" using ($1):($2):($5) t"")
    g('set term png')
    g('set output "graficofreqD.png")
    g('replot')
    g('clear')

    raw_input('Pressione uma tecla')
graficofreq()

```

## DISCUSSÃO

Após realizar a revisão bibliográfica sobre o manejo das pastagens naturais apresentados na contextualização, percebeu-se que a observação de padrões nestas pastagens tem como fatores limitantes a grande diversidade de espécies presentes neste agroecossistema, a determinação da escala e o intervalo temporal ideais para a observação dos processos e formação dos padrões. Como comentando no início deste trabalho, não houve a pretensão de apresentar a resposta, tão procurada pelos técnicos e aguardada pelos produtores, de como manejar de forma sustentável as pastagens naturais. Mas sim, apresentar ferramentas que pudessem auxiliá-los na busca deste manejo.

Neste sentido, no primeiro artigo buscou-se avaliar o uso da análise fractal como ferramenta na determinação de padrões na escala de pastejo em pastagens naturais submetidas a diferentes manejos. Partiu-se da premissa de que as manchas de vegetação são um dos fenômenos que poderiam ser considerados como fractais, pois estas manchas possuem detalhes em todas as escalas espacial de interesse. Assim, a análise fractal tem sido utilizada em Ecologia para o entendimento da complexidade espacial, onde a informação da dimensão mede a complexidade de um sistema, independente da escala de observação. Os resultados encontrados demonstraram haver dependência dos índices de Shannon e Equitabilidade em relação à área amostral, onde a maior diversidade florística e homogeneidade da frequência de distribuição de plantas entre espécies foram observadas no intervalo amostral de 0,8 e 1 m<sup>2</sup>. A utilização da dimensão fractal demonstrou ser uma ferramenta viável na determinação de padrões na comunidade vegetal submetida a diferentes manejos na escala reduzida de pastejo. Entretanto, a limitação do emprego desta técnica para escalas reduzidas é a necessidade de um número maior de repetições.

O manejo das pastagens naturais precisa de ferramentas para avaliar a dinâmica espacial e temporal da vegetação visando a produção sustentável nestas áreas. Entretanto, a complexidade deste agroecossistema advindo da grande diversidade florística tornam os trabalhos de pesquisas convencionais demorados e/ou de custo muito elevado. Neste contexto, o segundo artigo teve como objetivo modelar espacialmente a dinâmica vegetacional de uma pastagem natural submetida a diferentes distúrbios baseado em autômatos celulares utilizando a abordagem de tipos funcionais de plantas. O índice de sensibilidade obtido demonstraram que o modelo é mais sensível ao distúrbio do que o nível de recurso. Isto indica que alterações no nível de distúrbio resultam em diferenças mais expressivas nos dados de saída do modelo. Neste sentido há necessidade de maior precisão na determinação deste parâmetro. A

simulação da dinâmica da vegetação teve melhor previsibilidade na escala reduzida. Entretanto, esta variação entre as trajetórias simuladas de menor e maior escala deve-se as diferentes configurações espaciais iniciais. O modelo utilizado demonstrou eficiência na predição da dinâmica da vegetação da pastagem natural podendo ser utilizado para simular diferentes cenários. Entretanto, por ser um modelo empírico a sua limitação está na correta determinação do nível de distúrbio. Neste sentido, recomenda-se que futuros trabalhos busquem a inclusão ao modelo do componente animal e do crescimento vegetal utilizando as variáveis morfogênicas. Nesta condição de pastagem, a utilização de apenas dois tipos funcionais de plantas, como os já propostos grupos de captura e conservação, nas simulações poderá melhorar a eficiência do modelo e facilitar a inclusão dos componentes sugeridos.

O objetivo do terceiro artigo foi abordar de forma conjunta os resultados obtidos nos artigos anteriores, onde a associação da dimensão fractal com modelos espacialmente explícitos baseados em Autômatos Celulares demonstrou ser uma ferramenta viável na determinação de padrões na comunidade vegetal independente da escala. Entretanto, o modelo não simulou adequadamente a colonização de espécies o que acarretou na menor eficiência do modelo na simulação na escala ampla como foi observado no segundo artigo. Recomenda-se como tema para futuros trabalhos a determinação das regras de ocupação das células vazias. A utilização de apenas dois tipos funcionais permitiu uma melhor visualização dos resultados, porém a determinação da quantidade de tipos funcionais a serem utilizados na simulação dependerá de pesquisas futuras que busquem determinar novos parâmetros, os quais permitirão uma maior confiabilidade no agrupamento dos tipos funcionais.

A modelagem baseada em autômatos celulares associada com a dimensão fractal assume um papel fundamental na determinação do manejo sustentável das pastagens naturais visando além da reprodução social dos produtores que vivem nas regiões pertencentes a este agroecossistema, a oportunidade de oferecer produtos diferenciados de origem animal que conciliam produtividade e conservação ambiental.

Entretanto, a continuação dos trabalhos de pesquisa que avaliam a dinâmica da vegetação das pastagens naturais bem como do comportamento ingestivo dos animais nestas pastagens são fundamentais para validar novos modelos e o melhoramento da base de dados dos modelos já existentes que permitirá o aperfeiçoamento dos mesmos.

## **CONCLUSÕES**

### **ARTIGO 1 – ANÁLISE FRACTAL DO PADRÃO ESPACIAL DE PLANTAS EM PASTAGEM NATURAL SUBMETIDAS A DIFERENTES MANEJOS**

Os índices de Shannon e Equitabilidade demonstraram dependência em relação a área amostral, onde a maior diversidade florística e homogeneidade da frequência de distribuição de plantas entre espécies foram observadas no intervalo amostral de 0,87 e 1,03 m<sup>2</sup>.

A dimensão fractal pode ser uma ferramenta na determinação de padrões na comunidade vegetal na escala reduzida de pastejo. A limitação do uso desta técnica para escalas reduzidas é a necessidade de um número maior de repetições. Neste sentido, sugere-se como tema para futuros trabalhos a determinação de uma metodologia rápida de caracterização da composição florística da pastagem associada ao componente espacial.

### **ARTIGO 2 – MODELAGEM DA DINÂMICA VEGETACIONAL DA PASTAGEM NATURAL UTILIZANDO A ABORDAGEM DE TIPOS FUNCIONAIS DE PLANTAS**

O modelo avaliado demonstrou eficiência na predição da dinâmica da vegetação da pastagem natural podendo ser utilizado para simular diferentes cenários. Entretanto, a limitação do modelo está na correta determinação do nível de distúrbio, pois o modelo é mais sensível ao distúrbio do que recurso.

Neste sentido, recomenda-se como tema para futuros trabalhos a inclusão ao modelo de módulos animal e crescimento vegetal visando tornar o modelo menos empírico. Nesta condição de pastagem a utilização de apenas dois tipos funcionais de plantas, como os já propostos grupos de captura e conservação, nas simulações poderá melhorar a eficiência do modelo e facilitar a inclusão dos módulos sugeridos.

### **ARTIGO 3 – AVALIAÇÃO DA DIMENSÃO FRACTAL EM MODELO ESPACIAL DE SIMULAÇÃO**

A avaliação da dimensão fractal em modelos espacialmente explícitos baseados em Autômatos Celulares demonstrou ser uma ferramenta viável na determinação de padrões na comunidade vegetal independente da escala de observação.

O modelo não simulou adequadamente a colonização de espécies, sendo este um tema fundamental para futuros trabalhos que utilizarem esta abordagem.

A utilização de apenas dois tipos funcionais permitiu uma melhor visualização dos resultados, porém a determinação da quantidade de tipos funcionais a serem utilizados na simulação dependerá de pesquisas futuras.

## APÊNDICES

**APÊNDICE A** - Croqui da área da internada da Tapera, Área Nova, *Campus* da Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria-RS, 2008.



PQE = pastejo com queima na encosta, PQB = pastejo com queima na baixada, PNQE = pastejo sem queima na encosta, PNQB = pastejo sem queima na baixada, EQE = exclusão com queima na encosta, EQB = exclusão com queima na baixada, ENQE = exclusão sem queima na encosta, ENQB = exclusão sem queima na baixada.

**APÊNDICE B** - Esboço da transecta apresentada nos Capítulos I e II.