

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA CATARINA

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO
EM ENGENHARIA DE PRODUÇÃO - PPGE**

André Thiago de Souza Lanzer

**UM MODELO DE SIMULAÇÃO DE AUTÔMATOS
CELULARES PARA AVALIAÇÃO DE CONDIÇÕES DE
BIODIVERSIDADE E RESILIÊNCIA NA EXPLORAÇÃO DE
FLORESTAS NATURAIS**

Florianópolis

2004

André Thiago de Souza Lanzer

**UM MODELO DE SIMULAÇÃO DE AUTÔMATOS
CELULARES PARA AVALIAÇÃO DE CONDIÇÕES DE
BIODIVERSIDADE E RESILIÊNCIA NA EXPLORAÇÃO DE
FLORESTAS NATURAIS**

**Tese de doutorado apresentada ao Programa de
Pós-Graduação em Engenharia de Produção e
Sistemas da Universidade Federal de Santa
Catarina, como requisito parcial para a obtenção do
título de Doutor em Engenharia de Produção e
Sistemas**

**Orientador: Prof. Dr. Edgar Augusto Lanzer
Co-orientador: Prof. Dr. Valério de Patta Pillar**

Florianópolis

2004

UM MODELO DE SIMULAÇÃO DE AUTÔMATOS CELULARES PARA AVALIAÇÃO DE CONDIÇÕES DE BIODIVERSIDADE E RESILIÊNCIA NA EXPLORAÇÃO DE FLORESTAS NATURAIS

ANDRÉ THIAGO DE SOUZA LANZER

ESTA TESE FOI APROVADA PARA A OBTENÇÃO DO TÍTULO DE DOUTOR EM
ENGENHARIA DE PRODUÇÃO PELA UNIVERSIDADE FEDERAL DE SANTA
CATARINA.

FLORIANÓPOLIS, 30 DE JULHO DE 2004

COORDENADOR DO PGEP:

Prof. Edson Pacheco Paladini, Dr.

BANCA EXAMINADORA:

Edgar Augusto Lanzer, Ph. D.
Orientador

Valério de Patta Pillar, Ph. D. (UFRGS)
Co-orientador

Prof. João Tusi da Silveira, Dr. (UFSC)
Moderador

Robert Wayne Samohyl, Ph. D. (UFSC)

Prof. Sérgio Fernando Mayerle, Dr. (UFSC)

Prof. Carlos Henrique Orssatto, Dr. (UNISUL)
Membro externo

**Para minha família, e em especial
minha mulher e meu filho,
com os quais reparti a atenção
com este trabalho durante anos.**

**“Meu ouro se perdeu na estrada
A estrada se perdeu no campo
O campo virou cidade
E a cidade é um campo de idéias**

**Será que alguma destas idéias
Vai valer o ouro que eu perdi na estrada ?”**

André Lanzer

**Sou grato ao auxílio financeiro prestado
pelo CNPq, sem o qual este trabalho
não poderia ter sido feito.**

“(...) Probably all the great sea-fisheries are inexhaustible; that is to say that nothing we do seriously affects the number of fish. And any attempt to regulate these fisheries seems, consequently..., to be useless.”

**Excerpt from Thomas Huxley's inaugural address
to the 1883 London Fisheries Exhibition.**

**citado em
SMITH, 1994. Scaling fisheries: the science of measuring the effects of fishing,
1855-1955. Cambridge University Press: Cambridge.**

RESUMO

Esta tese explora propriedades e aplicações em potencial para modelos espaciais baseados em autômatos celulares probabilísticos. A abordagem é validada por meio da comparação dos resultados de um modelo com base em dados disponíveis. O modelo que valida a abordagem reproduz os dados registrados sem diferença estatística de outro modelo desenvolvido com cadeias de Markov sobre os mesmos dados. Outro modelo desenvolvido visando analisar as conseqüências da exploração fundamenta-se em estudos científicos publicados. Os estudos científicos nos quais o modelo se embasa consideram aspectos ecológicos e fisiológicos. Os resultados deste modelo configuram comportamentos biológicos aceitáveis. A análise de resiliência, que visa determinar as conseqüências da exploração, mostra que o aumento da taxa de extração acarreta em tempos maiores para restauração da comunidade virtual e no aumento da probabilidade de extinção de algum tipo ecofisiológico presente na comunidade. Conseqüentemente, demonstra-se que para haver alguma exploração sustentável dos recursos naturais o nível de extração aplicado não deve acarretar na extinção de algum recurso. Adicionalmente, recomenda-se que experimentos sejam conduzidos em pequena escala antes de proceder-se com a exploração em larga escala. Além disso, demonstra-se haver diferença entre as estimativas de populações em equilíbrio feitas por modelos espaciais e seus análogos não-espaciais. As implicações pairam sobre o gerenciamento de reservas naturais e sobre a aplicação do máximo rendimento sustentável, ainda mais quando praticados sobre espécies em vias de extinção.

ABSTRACT

This thesis explores the properties and potential applications for spatial models based on probabilistic cellular automata. The approach is validated through comparisons of model results with available data. The model which validates the approach reproduces observed data without statistical difference from another model developed with Markov chains from the same data. Another model developed to analyze the consequences of exploration is based in published scientific studies. The scientific studies on which the model is based consider ecological and physiological aspects. The results of this model show biologically acceptable behaviors. The resilience analysis, which seeks to determine the consequences of the exploration, shows that increases in the extraction rate result in higher restoration times for the virtual community and in higher extinction probabilities for some ecophysiological type in the community. Consequently, it is shown that the extraction rate of an exploration of a natural resource, to be sustainable, must not result the extinction of any resource. Additionally, it is recommended that experiments be conducted in small scale before proceeding with large scale exploration. It is also shown that there are differences between populations in equilibrium in spatial models and in equilibrium in their non-spatial analogues. The implications reside on the natural reserves management and on the application of the maximum sustainable yield, especially when practiced upon species almost extinct.

LISTA DE FIGURAS

Figura 1 - Representação de componentes do Sistema Silvopastoril	24
Figura 2 - Conceitos de estabilidade de resistência e de estabilidade de elasticidade	34
Figura 3 - Diferentes tipos de crescimento populacional	37
Figura 4 - Crescimento logístico	46
Figura 5 - Atrator para uma população com dinâmica caótica	50
Figura 6 - Dados observados e simulados com cadeias de Markov	55
Figura 7 - Conceito do modelo de vizinhança	57
Figura 8 - Planta virtual	61
Figura 9 - Evolução da área de simulação com plantas virtuais	62
Figura 10 - Dinâmica populacional de comunidades virtuais	63
Figura 11 - Cobertura de algumas espécies simulada por modelo espacial	65
Figura 12 - Representação do modelo com cadeias de Markov	74
Figura 13 - Representação do modelo <i>CAVeg</i>	77
Figura 14 - Interação entre duas células vizinhas	79
Figura 15 - Respostas de espécies a recursos ambientais	80
Figura 16 - Relação entre o tamanho da semente e emergência de plântulas	87
Figura 17 - Aptidão para descendência em função do tamanho da semente	89
Figura 18 - Germinação observada e predita de <i>Daucus carota</i>	91
Figura 19 - Relação entre momento da emergência e tamanho da planta	94

Figura 20 - Relação entre densidade de plântulas e densidade de sementes	95
Figura 21 - Relação entre área basal e densidade populacional	96
Figura 22 - Relação entre biomassa da planta e biomassa circundante	101
Figura 23 - Probabilidade de sobrevivência e quantidade de vizinhos	103
Figura 24 - Resposta da planta ao nutriente	105
Figura 25 - Configurações da função beta alterada por MINCHIN (1987)	106
Figura 26 - Alguns resultados de equações de dispersão de sementes	114
Figura 27 - Dispersão por faixas eqüidistantes do centro	115
Figura 28 - Resultado de simulações com modelo climático	117
Figura 29 - Taxa de decomposição em função da concentração de lignina	123
Figura 30 - Passos do algoritmo de simulação	129
Figura 31 - Configuração final do grid (ano 1981)	132
Figura 32 - Freqüências relativas dos padrões de vizinhança detectados em uma configuração final (ano de 1981) simulada pelo modelo de autômato celular	133
Figura 33 - Relação entre o número de padrões de vizinhança detectados em configurações iniciais e finais com seus valores correspondentes de qui-quadrado	134
Figura 34 - Evolução de uma única execução	135
Figura 35 - Resultados das simulações do modelo de autômato celular probabilístico	137

Figura 36 - Ordenação por coordenadas principais baseada nas distâncias euclidianas para (a) os relevés simulados pelo modelo de autômato celular, (b) os relevés Markovianos de ORLÓCI, ANAND e HE (1993), e para (c) os relevés observados por LIPPE, DE SMIDT e GLENN-LEWIN (1985)	138
Figura 37 - Configuração inicial para um único tipo ecofisiológico	149
Figura 38 - Configuração inicial para dois tipos ecofisiológicos	150
Figura 39 - Configuração inicial para três tipos ecofisiológicos	150
Figura 40 - Grid após 25 e 50 iterações com a regra multiplicativa ou probabilística (comunidade virtual <i>TreeGrass</i>)	151
Figura 41 - Grid após 25 e 50 iterações com a regra Mínimo de Liebig (comunidade virtual <i>TreeGrass</i>)	152
Figura 42 - Grid após 25, 50, 75 e 1000 iterações com a regra da média (comunidade virtual <i>TreeGrass</i>)	152
Figura 43 - Dinâmica populacional com respectivas idades das populações da comunidade virtual <i>TreeGrass</i>	154
Figura 44 - Dinâmica das populações da comunidade virtual <i>TreeGrass</i> com seus respectivos bancos de sementes	156
Figura 45 - Dinâmica das populações da comunidade virtual <i>TreeGrassLiebig</i> com seus respectivos bancos de sementes	157
Figura 46 - Dinâmica das populações da comunidade virtual <i>TreeGrassSameInitAges</i> com seus respectivos bancos de sementes	159
Figura 47 - Grid após 25, 50, 75 e 100 iterações com a comunidade virtual <i>TreeGrassSameInitAges</i>	161

Figura 48 - Grid após 1000 iterações com a simulação da comunidade virtual <i>TreeGrassSameInitAges</i>	161
Figura 49 - Grid após 25, 50, 75 e 1000 iterações com a comunidade virtual <i>TreeGrassLiebig</i>	164
Figura 50 - “Ilha de minoritários sobreviventes” de VICHNIAC (1984)	165
Figura 51 - Expansão da “ilha de minoritários sobreviventes”	165
Figura 52 - Dois possíveis resultados para o desenvolvimento de uma “ilha de minoritários sobreviventes”	166
Figura 53 - Evolução da organização espacial da comunidade <i>TreeGrass</i>	167
Figura 54 - Evolução da organização espacial da comunidade <i>TreeGrassBush</i>	168
Figura 55 - Desenvolvimento da comunidade virtual <i>TreeGrassBush</i>	170
Figura 56 - Atrator caótico de CUSHING et al. (2001)	170
Figura 57 - Estimativa da população em equilíbrio para o modelo espacial e seu análogo não-espacial	172
Figura 58 - Tipos de erros amostrais aplicados em três modelos	173
Figura 59 - Análise de resiliência de <i>TreeGrass</i>	175
Figura 60 - Análise de resiliência de <i>TreeGrassLiebig</i>	176
Figura 61 - Análise de resiliência de <i>TreeGrassBush</i>	177
Figura 62 - Análise de resiliência de <i>TreeGrassBushLiebig</i>	178
Figura 63 - Análise de resiliência de <i>TreeGrassGrass</i>	179
Figura 64 - Dinâmica populacional de <i>TreeGrassBushLiebig</i> sem extinção ao final	186
Figura 65 - Dinâmica populacional de <i>TreeGrassBushLiebig</i> com extinção da erva ao final	186

Figura 66 - Algoritmo de simulação do modelo <i>CAVeg</i>	189
Figura 67 - Padrões de alocação entre folha e caule	203
Figura 68 - Dados de diferentes experimentos com o modelo SOYGRO	204
Figura 69 - Conceito do “autômato celular em rede”	208
Figura 70 - Abordagem de LADD (1995) para programação de autômatos celulares	244
Figura 71 - Grade atual e grade futura da técnica de LADD (1995) para simulação de autômatos celulares	246
Figura 72 - Relação entre documento e visão	247
Figura 73 - Relação entre o “frame”, a visão e o documento	249

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 - Parâmetros e variáveis relacionadas ao crescimento logístico	47
Tabela 2 - Levantamentos anuais de vegetação	52
Tabela 3 - Parâmetros das equações lineares para o modelo de autômato celular	66
Tabela 4 - Tamanho da semente e sobrevivência de indivíduos	88
Tabela 5 - Relação entre fases contíguas do desenvolvimento de uma planta	97
Tabela 6 - Dados das funções da figura 24	106
Tabela 7 - Equações lineares para estimação de variáveis do solo	119
Tabela 8 - Análise de padrões de configurações do grid após 10 execuções do modelo de autômato celular	133
Tabela 9 - Probabilidades para a estatística de aleatoriedade do qui-quadrado geradas após 100 execuções do modelo de autômato celular	136
Tabela 10 - Distâncias euclidianas entre os relevés observados (LIPPE, DE SMIDT; GLENN-LEWIN, 1985) e os relevés simulados pelo modelo de autômato celular (CA) e pelo modelo de cadeias de Markov de ORLÓCI, ANAND e HE (1993)	139
Tabela 11 - Probabilidades de estabelecimento dos tipos ecofisiológicos nas comunidades virtuais <i>TreeGrass</i> , <i>TreeGrassBush</i> e <i>TreeGrassGrass</i>	179
Tabela 12 - Caminho seguido pelas mensagens	250

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

CNPq – Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico

CAVeg – Cellular Automata for Vegetation

SUMÁRIO

1.	INTRODUÇÃO	19
1.1.	FLORESTAS, SUSTENTABILIDADE, BIODIVERSIDADE E EXPLORAÇÃO	19
1.2.	SÍNTESE DO PROBLEMA DE PESQUISA	27
1.3.	OBJETIVOS DA PESQUISA	35
2.	METODOLOGIA	36
2.1.	RESUMO DO CAPÍTULO	36
2.2.	MODELOS	39
2.2.1.	Conceito	39
2.2.2.	Criação	40
2.2.3.	Histórico da modelagem focado ao problema da ecologia de populações	41
2.2.3.1.	Crescimento exponencial	41
2.2.3.2.	Crescimento logístico	43
2.2.3.2.1.	<i>Equação logística e máximo rendimento sustentável</i>	44
2.2.3.2.2.	<i>Equação logística e origem da ciência do CAOS</i>	48
2.2.3.3.	Cadeias de Markov	50
2.2.3.3.1.	<i>Conceito</i>	51
2.2.3.3.2.	<i>A experiência com cadeias de Markov</i>	52
2.2.3.4.	Modelos de vizinhança: os precursores dos modelos espaciais em dinâmica de populações no campo da ecologia vegetal	56

2.2.3.5.	Autômatos Celulares	58
2.2.3.5.1.	<i>Conceito</i>	58
2.2.3.5.2.	<i>Aplicações desenvolvidas</i>	60
2.3.	VALIDAÇÃO DA ABORDAGEM COM O AUTÔMATO CELULAR PROBABILÍSTICO	64
2.3.1.	Considerações preliminares	64
2.3.2.	Modelo	67
2.3.3.	Análise dos dados	69
2.3.4.	Objetivo do modelo	71
3.	PESQUISA BIBLIOGRÁFICA	72
3.1.	BREVE DESCRIÇÃO DO MODELO <i>CAVeg</i>	72
3.2.	APRESENTAÇÃO GERAL DO MODELO <i>CAVeg</i>	73
3.3.	REPRESENTAÇÃO DO MODELO <i>CAVeg</i>	76
3.4.	TRANSIÇÕES ENTRE CLASSES: DE VAZIO PARA PLANTA E DE PLANTA PARA VAZIO	80
3.4.1.	Transição de célula vazia para célula com planta	84
3.4.1.1.	Interações fisiológicas	86
3.4.1.2.	Interações ecológicas	95
3.4.2.	Permanência da planta na célula	99
3.4.2.1.	Interações ecológicas	100
3.4.2.2.	Interações fisiológicas	107
3.4.2.2.1.	<i>Modelo ALLOCATE de TILMAN (1988)</i>	108
3.4.2.2.2.	<i>Dispersão das sementes</i>	113
3.5.	MODELO CLIMÁTICO	116
3.6.	MODELO DO BANCO DE SEMENTES	120

3.7.	MODELO DE CICLAGEM DE NUTRIENTES	121
3.8.	ANÁLOGO NÃO-ESPACIAL	123
3.9.	ANÁLISE DE RESILIÊNCIA	127
3.10.	ALGORITMO PARA SIMULAÇÃO	128
4.	RESULTADOS E DISCUSSÃO	131
4.1.	MODELO DE VALIDAÇÃO DA ABORDAGEM COM O AUTÔMATO CELULAR PROBABILÍSTICO	131
4.2.	MODELO CA <i>Veg</i>	142
4.2.1.	Configuração inicial da área de simulação	149
4.2.2.	Considerações gerais	150
4.2.3.	Monocultura florestal	160
4.2.4.	Conceito de configuração mínima viável	164
4.2.5.	Organização espacial	167
4.2.6.	Equilíbrio populacional	171
4.2.7.	Análise de resiliência	174
4.2.7.1.	Dinâmica populacional após perda	185
5.	CONSIDERAÇÕES FINAIS	187
5.1.	CONCLUSÕES	187
5.2.	SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS	202
5.2.1.	Atualizações em CA<i>Veg</i>	202
5.2.2.	“Network Automata”: Um novo modelo de autômato celular	207
	REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	209
	ANEXO 1 – INTEGRAÇÃO DA EQUAÇÃO EXPONENCIAL DE SIMMONS (1987)	218

ANEXO 2 – UMA FORMA DE INTEGRAÇÃO DA EQUAÇÃO LOGÍSTICA	219
ANEXO 3 – SOLUÇÃO PARA A DINAMIZAÇÃO DA EQUAÇÃO DE MAY (1976)	220
ANEXO 4 – OBTENÇÃO DE PROBABILIDADES DE TRANSIÇÃO MARKOVIANAS	221
ANEXO 5 – RESOLUÇÃO DE LABIRINTO COM AUTÔMATO CELULAR POR NAYFEH (1993)	223
ANEXO 6 – FUNÇÃO PARA DETERMINAR O ESTADO DA CÉLULA NO EXCEL	224
ANEXO 7 – FUNÇÃO PARA INICIALIZAR O “GRID” DE SIMULAÇÃO NO EXCEL	233
ANEXO 8 – OBTENÇÃO DE TAXAS DE RESPIRAÇÃO VARIANDO A TAXA DE CRESCIMENTO	235
ANEXO 9 – FÓRMULA PARA O CÁLCULO DA ALTURA DA PLANTA	237
ANEXO 10 – TÉCNICA DOS “K-VIZINHOS MAIS PRÓXIMOS” PARA SIMULAÇÃO DO CLIMA	239
ANEXO 11 – DESENVOLVIMENTO DO APLICATIVO	242
ANEXO 12 – REGRAS DE GERENCIAMENTO FLORESTAL SUSTENTÁVEL DE HERING (2002)	252

1. INTRODUÇÃO

1.1. FLORESTAS, SUSTENTABILIDADE, BIODIVERSIDADE E EXPLORAÇÃO RACIONAL

Pelo menos desde a década de 50 há registros na literatura de tópicos tratados sob a ótica atual do conceito de sustentabilidade e das formas de aplicá-lo. WILLIAMS Jr. (1950) provavelmente reporta um dos primeiros estudos de caso feito com uma companhia que preocupou-se com a sua continuidade no mercado. Por volta de 1943, a companhia madeireira Hassel e Hughes reconheceu que estava lentamente se retirando do mercado devido a sua técnica predatória de obtenção da madeira: cortando sem plantar, e acima do limite de regeneração da floresta.

Tendo em vista sua continuidade no mercado, a companhia adotou um plano de gerenciamento visando um rendimento sustentado da madeira. A outra alternativa de que a companhia dispunha, e que não quis adotar, era cortar o restante da madeira e abandonar o mercado.

A companhia enfrentou dificuldades na obtenção de compradores para os novos produtos que ela gerou a partir de madeiras de baixa qualidade, mas mercado foi encontrado e, através de uma reestruturação no seu modo de operação, ela superou estas dificuldades. Tratava-se de madeira compensada, aparentemente de pouco uso na época tendo em vista a abundância de madeira mais nobre que estava disponível. A companhia enfrentou esta dificuldade porque foi obrigada a reduzir o

volume de corte de madeiras mais nobres para permitir a continuidade da extração do recurso (através da regeneração natural da floresta e do plantio de mudas), situação esta que foi denominada de rendimento sustentado pelo autor do artigo (WILLIAMS Jr., 1950).

Outros registros sinteticamente apontam para pequenos detalhes que são abordados amplamente pelo conceito atual de sustentabilidade. FRITZ (1952) faz uma distinção entre recursos renováveis e não-renováveis ao dizer que nós podemos renovar cereais e árvores, mas que não podemos fazê-lo com minerais e óleos, que não são renováveis (ele ainda situa a água e o solo entre estes dois extremos). Ele também diz que o uso com desperdício nos priva do uso completo ou contínuo de um recurso. Saliente-se aqui a questão da continuidade do uso de um recurso.

SHANTZ (1950) comenta a possibilidade de que um dano exagerado ao meio ambiente pode fazer com que as gerações futuras não vejam esperança de desfazer tal dano. Nesta frase merece destaque a ênfase nas gerações futuras. O autor ainda diz que um programa de usos múltiplos da terra é ecologicamente aceitável. Embora não cite como este programa deva ser, ele diz que este planejamento deve ser baseado nos recursos naturais de clima, solo, topografia, cobertura vegetal, populações animais e, finalmente, nas necessidades da dependente sociedade humana.

McARDLE (1953) mostra que é possível integrar vários usos diferentes entre si em uma mesma área, a dizer, em uma floresta. Estes usos são (a) recreacionais (como piqueniques, acampamentos, caminhadas, observação da paisagem e esportes), (b) o gerenciamento da madeira (por meio do rendimento sustentado, o qual estabiliza a comunidade e fornece emprego para diversas pessoas), (c) o

pastejo (com sementeação e bom gerenciamento de tal forma que aumentem o valor de uma área), e (d) a proteção de bacias hidrográficas (com as florestas como fontes principais de água limpa, pura e utilizável). Note que estes usos enquadram-se basicamente em três categorias: a primeira, já supramencionada, de usos recreacionais; a segunda, que engloba o gerenciamento da madeira e o pastejo, de usos econômicos; e a terceira, representada pela proteção de bacias hidrográficas, de usos sociais e ecológicos.

Sobre o gerenciamento destes usos múltiplos, McARDLE (1953), na época chefe do serviço florestal do departamento de Agricultura dos EUA, diz que as florestas devem gerar o uso mais produtivo para o bem permanente da maioria das pessoas, e não para benefícios temporários de indivíduos ou companhias. Ele também diz que onde interesses conflitantes devam ser conciliados, a questão sempre será decidida do ponto de vista do maior bem para o maior número de pessoas a longo prazo.

Para finalizar este breve histórico, BAILEY (1950) diz que as necessidades e demandas crescentes por recursos tornam mais urgente a descoberta de meios e caminhos que mantenham o uso em um nível que irá garantir o seu rendimento sustentado (...).

Vinte anos antes de surgir o conceito formal de sustentabilidade que será apresentado a seguir, já se discutia vários tópicos a ele relacionados. Porquê o conceito surgiu formalmente tanto tempo após ? Talvez por causa do pouco conhecimento acumulado até então sobre o gerenciamento de bacias hidrográficas. MUNNS (1951) salienta que mais conhecimento seria necessário para que o gerenciamento adequado destas bacias, baseado em levantamentos multidisciplinares (englobando fatores biológicos, físicos, hidrológicos, econômicos e

sociais), pudesse ser realizado. Estes levantamentos, segundo o autor, visariam o delineamento posterior de zonas de uso diferenciado, ou seja, visariam um zoneamento.

Nota-se que desde aquela época preocupava-se com a escassez dos recursos naturais e foi somente vinte anos após o surgimento do conceito formal de sustentabilidade, que as autoridades se propuseram a viabilizá-lo, na década de 90, em um histórico encontro no Rio de Janeiro.

Sustentabilidade como um conceito foi formalmente apresentado na década de 70 e, em poucas palavras, diz que o desenvolvimento sustentável é aquele que atende às necessidades do presente sem comprometer a possibilidade das gerações futuras atenderem suas próprias necessidades (BRUNDTLAND, 1988). Este conceito e outros dados mais recentemente atualmente encontram-se em debate, segundo CONSTANZA (1996), porque, ao invés de gerarem uma definição do que seria um sistema sustentável, geram predições do que seria um sistema sustentável. Para CONSTANZA (1996), um sistema sustentável é aquele que sobrevive (ou persiste) por um tempo definido. Além desta definição, o conceito de desenvolvimento sustentável, de uma forma geral, engloba também a questão de estudos multidisciplinares a serem feitos em regiões de microbacias hidrográficas que visam um melhor aproveitamento dos usos da terra, tendo em vista não somente a satisfação das necessidades das gerações atuais mas também das gerações futuras, que não podem defender seus interesses no presente.

DAILY (1995) calcula que 10% da capacidade da terra em suprir a humanidade com benefícios diretos já tenha sido perdida. Estes benefícios incluem produtos agropecuários, medicinais, industriais e florestais. A recuperação da metade destes recursos poderia ser feita em 25 anos desde que a degradação

parasse e fortes medidas de recuperação fossem iniciadas. Mais tempo seria necessário sob circunstâncias mais desfavoráveis.

DAILY (1995) ainda cita que a UNEP estima que houve perdas cujas cifras estão entre 300 e 600 bilhões de dólares através da desertificação no período de 1978 a 1991, ao passo que o custo anual de prevenção e recuperação situa-se entre 10 e 22,4 bilhões.

Orientar as empresas a usufruir da natureza sem degradá-la é a solução que se apresenta. Para tanto, é necessário despertar sua atenção para um problema tão sério, e ainda aparentemente sem solução. Aliás, soluções parciais aparecem, como a dada por GLADSTONE e LEDIG (1990) para o problema da exploração de recursos florestais nativos e que é utilizada pela companhia norte-americana Weyerhaeuser. Estes cientistas sugerem que fazendo uma silvicultura de alto rendimento poderá ser reduzida a taxa de deflorestação preservando-se assim mais florestas nativas e inclusive trazendo algum rendimento para quem não tem nenhum, sem contar que tais florestas trazem mais emprego do que o uso da terra para pastagem. Outra alternativa consiste na utilização de sistemas silvipastoris que integram a pecuária com a silvicultura, uma prática que apresenta várias vantagens, entre elas: (a) o aumento da produtividade de uma unidade de área associada a uma redução dos custos de produção (pois o rebanho animal consome as plantas herbáceas que aumentam a propagação de incêndios e desta maneira torna desnecessário o uso de herbicidas para tal finalidade), (b) a conservação do potencial produtivo através de efeitos benéficos sobre as condições físico-químicas do solo (a ciclagem de nutrientes aumenta neste tipo de sistema – veja a **Figura 1**, a seguir) e (c) o respeito às condições locais e práticas agropecuárias comumente adotadas e aceitas pela comunidade (SILVA e SAIBRO, 1998).

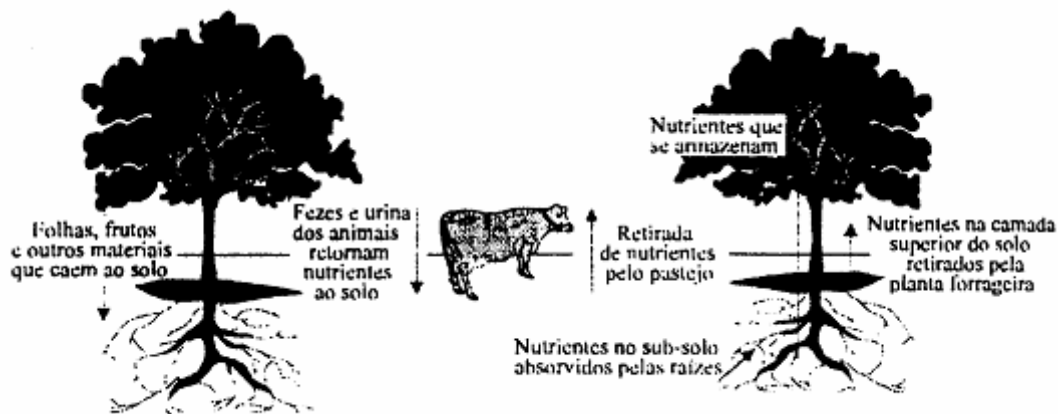


Figura 1 - Representação de componentes do Sistema Silvopastoril

Fonte: extraído de SILVA e SAIBRO (1998, p. 6).

A tese de doutorado de SILVA (1998), citada em SILVA e SAIBRO (1998), mostra que o rendimento animal eleva-se de 50-80 kg/ha/ano em pastagem nativa para 450 kg/ha/ano em um sistema silvipastoril (estudo realizado no estado do Rio Grande do Sul). Os autores supramencionados ainda destacam a necessidade de se integrar múltiplos usos para os recursos naturais da terra tendo em vista as conseqüências ecológicas das práticas inadequadas de utilização dos solos.

Por fim, para despertar a atenção dos empresários para o problema que se apresenta no âmbito do gerenciamento sustentável na exploração florestal, o uso de modelos fornece ferramentas valiosas ao entendimento dos processos em uma escala na qual é possível manipular os dados e observar seu resultado em um ambiente de simulação. Aliás, atenção não deve ser despertada somente nos atuais empresários, mas também nos que virão a ser, de forma o uso de uma ferramenta deste tipo em um ambiente educacional auxilia na elucidação de questões ecológicas importantes, tais como aquelas decorrentes do uso insustentável de um recurso: a sua extinção.

Já existem na literatura modelos que procuram analisar condições necessárias para que os recursos naturais não sejam esgotados. A integração de modelos biológicos com modelos econômicos tal como é feita por REGEV et al. (1998) mostra como variações em determinados fatores econômicos podem levar um recurso natural renovável à extinção. Princípios podem ser demonstrados com relações equacionadas através de simulações e implicações políticas podem ser sugeridas.

REGEV et al. (1998) integram o modelo biológico de transferência de matéria entre níveis tróficos com um modelo econômico de exploração análogo em que se pode explorar a ação de fatores tais como taxa de desconto, tecnologia de extração e desperdício. Sobre estes fatores os autores concluíram que uma grande taxa de desconto, uma grande tecnologia de extração (associada a este primeiro fator) e um pequeno desperdício (igualmente associada ao primeiro fator) são condições que levam à possível extinção do recurso. Os autores concluem que são necessárias políticas de gerenciamento dos recursos naturais renováveis antes que o dano se torne irreparável e citam questões que devem ser abordadas por tais políticas, tais como a taxa de extração ótima, os níveis ótimos da quantidade de recurso e da população humana, a apropriação da tecnologia de extração e como a estrutura de mercado afeta o comportamento de extração. Com base em seu modelo são feitas implicações políticas, destacando-se a necessidade de controlar simultaneamente a tecnologia e a taxa de desconto, notando que como é obviamente impossível ou simplesmente indesejável regular os avanços tecnológicos, a opção restante é reduzir a taxa de desconto e também regular a extração.

NORGAARD e HOWARTH (1991) entendem por taxa de desconto o retorno previsto do sacrifício de um consumo presente para usufruir de um consumo futuro.

Em seu artigo estes cientistas mostram que a taxa de desconto deve ser considerada ao longo das gerações. Segundo eles taxas de desconto positivas resultam em nenhum peso dado ao uso do recurso para além da geração atual, sendo assim uma prática inconsistente com o conceito de sustentabilidade. Isto ocorre no contexto de uma taxa de juros aplicada na maximização de um lucro individual ou empresarial, a qual usualmente não é tomada entre gerações. Neste sentido, NORGAARD e HOWARTH (1991) desenvolveram um modelo econômico no qual eles mostram que a taxa de desconto deve igualar-se à taxa de juros entre gerações, notando que o preço do recurso deve elevar-se na medida que aumenta a taxa de juros ao longo do tempo.

A taxa de juros aqui é entendida como a fração do balanço da quantidade de juros pagos para uso de fundos por unidade de tempo (EATWELL, MILGATE; NEWMAN, 1988). A título de esclarecimento, uma expressão matemática simples desta taxa é

$$r_t = \frac{d_{t+1} + p_{t+1}}{p_t} - 1$$

em que r_t é a taxa de juros no tempo t , p_t é o preço e d_t é o seu dividendo.

Uma coletânea de estudos sobre os ganhos provenientes da extração de recursos florestais foi feita por PEARCE, PUTZ e VANCLAY (1999) e mostra que eles analisam o valor presente, ou seja, o somatório das receitas e despesas de um dado empreendimento, projetados para um certo período com base em uma determinada taxa de desconto. Contudo, uma ferramenta valiosa para a análise econômica ainda permanece pouco explorada: o uso de modelos ecológicos espaciais que permitam analisar o efeito da exploração sobre o sistema. Geralmente, os modelos utilizados estimam quantidades sem lidar com a questão da espacialidade, ou seja, a questão da disposição espacial dos elementos. KEYMER

et al. (2000) notaram que há uma inconsistência entre o tamanho da população estimado com base em um modelo não-espacial e entre o tamanho desta população estimado através de um modelo espacial. Assim sendo, saber que em uma determinada área encontrar-se-ão cem árvores é uma informação diferente da que pode ser dada quanto à localização destas cem árvores: estão todas juntas ou dispersas pela área? Além disso, modelos deste tipo podem ser submetidos a um determinado critério de exploração para ser verificada a sustentabilidade do sistema, ou seja, a continuidade do ecossistema como tal, de forma a permitir a contínua exploração de um recurso renovável, como é o caso da madeira obtida das árvores.

1.2. SÍNTESE DO PROBLEMA DE PESQUISA

Desde meados dos anos 80 bastante atenção tem sido dada à continuidade do uso dos recursos naturais de forma a permitir a sobrevivência do homem sobre a Terra. Isto tem fornecido espaço para a valorização de dois novos campos da Ciência: a ecologia de restauração (vide BRADSHAW, 1983; CAIRNS Jr., 1991; e CAIRNS Jr. e HECKMAN, 1996) e a engenharia ecológica (vide MIYAWAKI e GOLLEY, 1993). Assim, campos tradicionais da Ciência que lidam com a vida têm dado atenção crescente ao tópico da sustentabilidade, embora o tema ainda seja objeto de controvérsia pelas autoridades políticas, como demonstrado pela falta de unanimidade para a assinatura do Tratado de Kyoto.

De qualquer modo, uma área que vem merecendo atenção particular é a da exploração de florestas para produção de madeiras e outras matérias primas. O

crescimento das áreas devotadas ao plantio de florestas artificiais e a redução acelerada das florestas naturais têm trazido preocupação com relação à perda de biodiversidade e o seu conseqüente potencial para resolução de problemas importantes da espécie humana, inclusive as questões climáticas (SHUGART, SMITH; POST, 1992). Com este entendimento, esforços têm sido devotados à pesquisa sobre as possibilidades de exploração racional e sustentada de florestas naturais (HERING, 1994; PENG, 2000). Este tipo de pesquisa encontra justificativa no fato de que a distinta configuração do objeto de exploração torna muito limitada a transposição direta dos modelos de gestão de florestas artificiais existentes para as florestas naturais: naquelas há uma ocupação homogênea do espaço por apenas uma ou duas espécies hegemônicas, enquanto nas florestas naturais a exploração, condicionada à preservação da biodiversidade, impõe uma ocupação permanente por números mínimos espacialmente distribuídos de muitas espécies de interesse imediato ou futuro. A questão da distribuição espacial é complexa e tem efeito sobre a extinção de espécies e perda de biodiversidade além, naturalmente, de conseqüências para os custos e receitas da exploração.

PEARCE, PUTZ e VANCLAY (1999) demonstraram que os ganhos provenientes do gerenciamento sustentado de florestas naturais tendem a serem contínuos ao longo do tempo, ao passo que a exploração total de uma determinada área produz ganhos decrescentes ao longo do tempo, embora gere ganhos maiores a curto prazo, sendo também mais praticada. É provável que esta situação seja mantida pela existência de maciços florestais que ainda podem ser explorados. A perda da biodiversidade e o desmatamento, com estimativas da ordem de 57100 km² de florestas tropicais perdidas a cada ano durante a década de 80, é, para ALMEIDA e NAVARRO (1997), um dos principais problemas ambientais da América

Latina. Por efeito destas explorações desordenadas ocorre um processo denominado fragmentação, por meio do qual ocorre um menor intercâmbio genético entre os indivíduos de uma população, cuja diversidade genética já está previamente reduzida pela extração. A longo prazo, em decorrência de uma menor variabilidade genética, e em decorrência de fatores ambientais adversos, as espécies tem menor capacidade de adaptar-se, estando então sujeitas a extinção. Sobre este aspecto, FUTUYMA (1993) salienta que as mudanças ambientais podem ocorrer tão rapidamente e em tal magnitude que não há tempo para genótipos resistentes surgirem, e que, em tais casos, a espécie sobrevive apenas se um genótipo resistente já estiver presente quando a catástrofe ocorre.

Em um estudo clássico no campo da ecologia vegetal, TILMAN (1988) desenvolveu um modelo que permite a simulação da dinâmica de populações ao qual aplicou perdas ao tamanho das populações simuladas. Estas perdas, se observadas sob o aspecto econômico, podem ser causadas pela extração de indivíduos com finalidade comercial, tal como ocorre em florestas plantadas e também em florestas nativas. TILMAN (1988), contudo, criou um modelo quantitativo, o qual todavia desconsidera a existência de interações espaciais entre os indivíduos – um efeito que certamente ocorre entre vegetais, decorrente da competição por luz e pelo estabelecimento no espaço.

Por outro lado, uma atenção crescente tem sido dada ao uso de técnicas de simulação que consideram a disposição espacial dos indivíduos (desde WEINER, 1982; e PACALA e SILANDER, 1985), e um tipo de modelo que tem despertado a atenção dos cientistas, neste aspecto, é o autômato celular. Comunidades (MOLONEY et al., 1992), populações (JELTSCH et al., 1996; MOLOFSKY, 1994; VAN HULST, 1997; GASSMANN, KLÖTZLI; WALTHER, 2000) e até o crescimento

de indivíduos (COLASANTI e HUNT, 1997), tem sido simulados com o uso desta técnica computacional, mas ainda não há registro do uso dos autômatos celulares em situações de perda de indivíduos tal como feito, sem considerações espaciais, por TILMAN (1988). É importante notar que KEYMER et al. (2000) já demonstraram haver disparidades entre os valores de equilíbrio populacional obtidos por modelos espaciais e por modelos análogos não-espaciais. No caso específico estudado pelos autores, com um modelo semelhante a um autômato celular, KEYMER et al. (2000) apontam a aplicabilidade deste tipo de modelo no gerenciamento de reservas naturais.

Assim, faz-se necessária uma breve digressão: o que são, para que servem e como se criam modelos ? Aqui cabe citar um texto extraído de TILMAN (1988): “Todos os modelos são aparatos lógicos que convertem uma série de pressupostos em predições. A matemática é meramente uma ferramenta que nós usamos nesta conversão. Assumindo-se que a matemática esteja correta, as características importantes do modelo são seus pressupostos e suas predições. Se um modelo faz predições que se mostram, tanto através da experimentação ou observação, estarem erradas, então um ou mais dos pressupostos subjacentes do modelo estão incorretos”. E, sobre o desenvolvimento matemático, cite-se GOLD (1977): “O resultado de um desenvolvimento matemático deve ser conferido constantemente com a nossa intuição do que constitui um comportamento biológico aceitável. Quando esta conferência revelar discordância, devemos examinar então as seguintes possibilidades: (a) foi cometido um erro no desenvolvimento matemático formal, (b) os pressupostos de partida são incorretos e/ou constituem uma simplificação demasiado drástica, (c) nossa intuição sobre o campo biológico é inadequada, ou (d) um penetrante princípio novo foi descoberto”.

O modelo proposto neste trabalho, denominado *CAVeg* (Cellular Automata for Vegetation), incorpora autômatos celulares para analisar implicações dinâmicas da distribuição espacial de espécies vegetais que tem importância de base para a gestão economicamente racional e biologicamente sustentada de florestas naturais, aspecto ainda muito pouco explorado na literatura revisada. Operando através de regras computadas em paralelo este tipo de modelo produz padrões dos mais variados tipos, inclusive caóticos. Diversos tipos de modelos que utilizam autômatos celulares foram propostos na simulação da dinâmica de populações (MOLONEY et al., 1992, JELTSCH et al., 1996; MOLOFSKY, 1994; VAN HULST, 1997; GASSMANN, KLÖTZLI; WALTHER, 2000, COLASANTI e HUNT, 1997; LANZER e PILLAR, 2002), mas ainda permanece inexplorada a possibilidade estudada pelo modelo a ser desenvolvido neste trabalho: incorporar relações planta-solo para o comportamento do indivíduo que se relacionará com outros indivíduos através de fatores ambientais computados em paralelo através da técnica dos autômatos celulares probabilísticos, demonstrando sua importância para o gerenciamento sustentável dos recursos naturais. O modelo, em sua concepção, integra conceitos e pressupostos baseados em resultados publicados de diversas pesquisas específicas que são apresentados em capítulo à parte.

Enfim, por que se optar pelo uso de um modelo de autômato celular em sistemas naturais ? GREEN (2000) cita que propriedades importantes dos ecossistemas emergem das interações bióticas que ocorrem dentro de uma área. Padrões de comportamento e processos globais podem emergir de interações locais como o resultado do efeito do comportamento local em pequena escala onde os organismos não necessitam ter necessariamente um plano geral nem conhecimento da escala maior.

Sistemas complexos como autômatos celulares apresentam propriedades emergentes que não são trivialmente dedutíveis a partir do conhecimento de seus componentes; no caso de autômatos celulares, a partir do conhecimento das regras que os definem (ALEKSIC, 2000). Somente com o uso da computação é possível definir-se o estado futuro do sistema em autômatos celulares. A simulação baseada em modelos, por sua vez, permite a realização de experimentos virtuais que no mundo real seriam impossíveis de serem executados e que podem auxiliar gestores ambientais a lidar com sistemas alterados sobre os quais nada se sabe (BRADBURY, GREEN; SNOAD, 2000).

Há que se fazer a seguinte associação: autômatos celulares, como o jogo da vida de Conway, são sistemas complexos (ALEKSIC, 2000; GREEN, 2000) assim como os ecossistemas também podem ser entendidos tendo em vista a complexidade de padrões bióticos (relacionados à disposição dos seres vivos) e abióticos (relacionados ao ambiente) e a complexidade de processos ecológicos (BRADBURY, GREEN; SNOAD, 2000). Por este motivo, a utilização de um modelo de autômato celular que permite a ocorrência de fenômenos naturais aproxima o modelo da realidade. Por exemplo, há um estudo de campo que sugere a ocorrência de caos na dinâmica populacional de um roedor (TURCHIN e ELLNER, 2000) e há um estudo laboratorial que aponta para a existência de caos na dinâmica populacional de um besouro (CUSHING et al., 2001). O comportamento caótico, por sua vez, pode ser obtido com autômatos celulares (WOLFRAM, 1983).

Assim sendo, a questão que se coloca nesta pesquisa é a possibilidade de se estudar os efeitos da aplicação de perdas com conseqüentes riscos de extinção em um modelo espacial baseado em autômatos celulares probabilísticos visando a aplicação deste modelo em situações de exploração sustentável de florestas

naturais ou muito diversificadas. Para isto é necessário um modelo de dinâmica de populações com autômatos celulares que mimetize a realidade de forma adequada, incluindo-se modelos planta-solo dentro deste escopo, além de variáveis analíticas e objetivas.

O modelo desenvolvido pode ser validado através da comparação das propriedades emergentes de um sistema complexo tal como é a natureza com as propriedades emergentes do autômato celular, caso não seja possível a realização de experimentos práticos, que é a outra forma de validar-se o modelo.

Propriedades emergentes de ecossistemas de especial interesse contra as quais o comportamento do modelo deve ser comparado são a persistência e a resiliência. Por persistência entende-se que o tempo que o ecossistema perdura, mesmo que haja variações em sua estrutura e composição, ou o tempo no qual suas variáveis (espécies, por exemplo) que o constituem perduram, e por resiliência entende-se que o sistema possui uma certa capacidade de reorganizar-se após sofrer algum impacto retornando a mesma composição que possuía antes de sofrer este impacto (BRADBURY, GREEN; SNOAD, 2000). Como impacto pode-se considerar a extração de determinados exemplares das populações que o constituem, como a extração de indivíduos arbóreos. A análise da resiliência, neste caso, deve assemelhar-se à expectativa de ODUM (1988), entendida por este autor como estabilidade de resistência e estabilidade de elasticidade, que indicam a capacidade de um ecossistema resistir a perturbações e de manter intactos sua estrutura e seu funcionamento. A **Figura 2** mostra que, em um determinado momento do tempo, o ecossistema sofre uma perturbação e sua função altera-se de sua faixa normal de operação até um dado limite, medido pela sua resistência. O tempo necessário para o ecossistema retornar a sua função original é denominado

por elasticidade. O conceito pode ser ampliado para a estrutura (composição) do ecossistema, já que uma determinada função está intrinsecamente relacionada a sua composição. A resiliência é uma propriedade fundamental para a análise dos efeitos da exploração econômica sobre um determinado ecossistema.

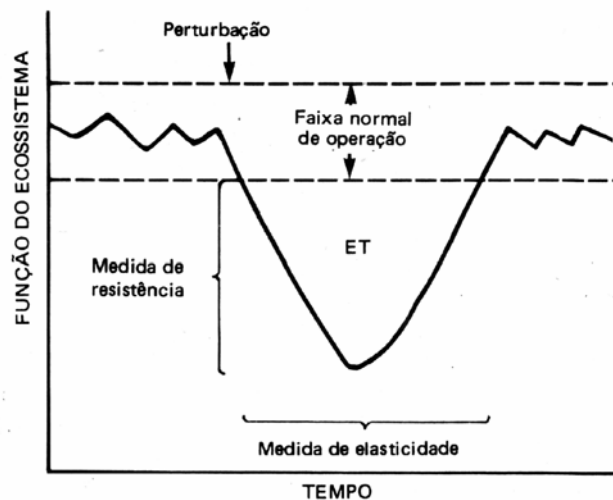


Figura 2 - Conceitos de estabilidade de resistência e de estabilidade de elasticidade

Fonte: extraído de ODUM (1988, p. 33).

Adicionalmente, o modelo desenvolvido poderá lastrear aplicações em jogos com finalidades educacionais, ao permitir que o estudante crie situações em que ele possa manipular dados e observar resultados. Por exemplo, é possível experimentar as dificuldades envolvidas no processo de criar um ambiente virtual persistente, logo, onde não existam extinções. Desta forma será possível ao estudante difundir os conhecimentos adquiridos ao meio onde vive, sem termos técnicos complicados que dificultam a compreensão do assunto por parte dos leigos.

1.3. OBJETIVOS DA PESQUISA

O presente trabalho tem como objetivo desenvolver um modelo que simule o processo de dinâmica de vegetação diversificada ao longo do tempo e que permita analisar o comportamento do sistema quando sujeito a perdas em sua composição, ou seja, que permita determinar o comportamento que o ecossistema apresenta quando é explorado com finalidade econômica.

Os objetivos específicos resumem-se na (1) avaliação da possibilidade de se modelar a dinâmica de populações com autômatos celulares probabilísticos, incluindo-se modelos planta-solo dentro deste escopo, e na (2) validade do equacionamento da adaptação das plantas ao meio ambiente através de probabilidades e números aleatórios, mais especificamente com autômatos celulares, valendo-se de uma característica vantajosa que é a possibilidade de incorporação de relações espaciais no modelo.

2. METODOLOGIA

2.1. RESUMO DO CAPÍTULO

Para um melhor entendimento do estudo desenvolvido nesta tese, é adequado iniciar-se o presente capítulo com uma breve digressão sobre o conceito e a criação de modelos, para a seguir situar melhor o leitor com um breve histórico da modelagem focado ao campo da ecologia de populações. Neste histórico serão apresentados dois modelos clássicos no estudo de dinâmica de populações: o crescimento exponencial e o crescimento logístico. Além disto também será apresentado o modelo de cadeias de Markov, o qual já foi utilizado em estudos de dinâmica de populações no campo da ecologia vegetal. A seguir, apresentar-se-á um breve estudo sobre os primeiros modelos espaciais aplicados em dinâmica de populações sobre os quais encontrou-se informação na literatura, para então apresentar o tipo de modelo adotado nesta tese: os autômatos celulares, o qual também já foi utilizado em ecologia vegetal.

O capítulo continua com base em SCHMIDT (1995), que distingue o sistema real das especificações do modelo e de sua posterior implementação. Estas duas últimas distinções constituem um método que, segundo ele, corresponde à quinta geração de sistemas de simulação. Portanto, apresenta-se primeiro o modelo para a seguir apresentar-se como ele foi implementado.

O modelo de crescimento exponencial pressupõe que a população cresça sem restrições, indefinidamente. Contudo não é isto que se observa na natureza, onde há por exemplo uma limitação na disponibilidade de recursos tais como alimento e espaço para os indivíduos: o planeta não é infinito. Uma forma de compensar este comportamento indesejável do crescimento da população é dada pelo modelo do crescimento logístico, o qual possui um limite no qual a população pára abruptamente de crescer (ODUM, 1988). O modelo de crescimento logístico é mais realista que o modelo de crescimento exponencial porque incorpora o efeito da densidade populacional: a população cresce até atingir um tamanho máximo, denominado por capacidade de suporte. O tamanho máximo da população pode ser definido com base em algum recurso disponível.

ODUM (1988) sugere que as populações, em ambientes naturais, têm um crescimento intermediário entre as formas de crescimento populacional e crescimento logístico. Ainda, espera-se que, na maioria dos casos, a população inicialmente cresça menos limitadamente do que no decorrer de sua existência, quando o aumento da densidade comece a retardar seu crescimento (tal situação está representada na **Figura 3**).

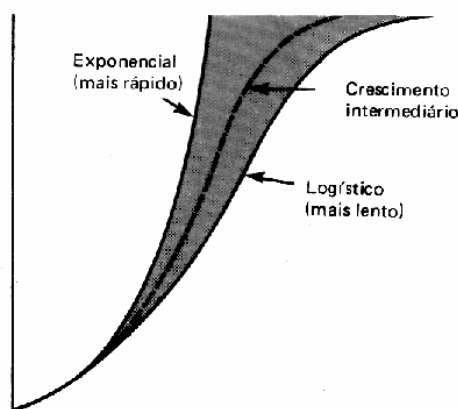


Figura 3 - Diferentes tipos de crescimento populacional

Fonte: extraído de ODUM (1988, p. 205).

Nos modelos de dinâmica de populações surge um exemplo que auxilia a todos aqueles que procuram seguir o caminho da Ciência. Quantas vezes o pesquisador, ao deparar-se com um resultado inesperado, não pensa que errou em determinado momento de sua pesquisa, apesar de ter efetuado tudo corretamente ? O seguinte exemplo ilustra a situação (GLEICK, 1989): até a década de 70 rejeitava-se o comportamento que certa função de crescimento populacional apresentava quando certos parâmetros eram dados. Os ecologistas acreditavam que uma seqüência irregular de números era devido a um problema na calculadora, interessando apenas as soluções estáveis que apresentassem alguma ordem. Este comportamento, estudado com maior profundidade (MAY, 1976), e várias décadas após de ser proposta esta função de crescimento populacional, revelou propriedades bastante interessantes. Estas propriedades, apesar do ceticismo geral dos cientistas na época, não deveriam ser vistas como erros, e sim, como um novo comportamento que na época estava sendo descoberto: o Caos.

Ao descrever Caos MAY (1976) sugeriu que as trajetórias dinâmicas caóticas seriam indistinguíveis daquelas geradas por algum processo estocástico. Atualmente, tal impressão não é confirmada para toda e qualquer situação, pois, de acordo com HASTINGS et al. (1993), sistemas estocásticos são imprevisíveis a qualquer escala de tempo devido a sua natureza probabilística, enquanto que sistemas caóticos são previsíveis a pequenas escalas de tempo por serem determinísticos e tornam-se imprevisíveis a grandes escalas de tempo devido à falta de informações exatas sobre as condições iniciais. HASTINGS et al. (1993) definem um sistema caótico como aquele cuja sensibilidade às condições iniciais resulta no crescimento geométrico das diferenças nas trajetórias de duas condições iniciais bastante próximas.

Com base em estudos realizados de dinâmica populacional que sugerem a possibilidade de existência de Caos na natureza (CUSHING et al., 2001; TURCHIN e ELLNER, 2000), é lógico utilizarmos um modelo que permita a expressão deste fenômeno que é foco de atenção da comunidade científica, recebendo até uma revista própria para tratar do assunto: “*Chaos, solitons and fractals*”.

2.2. MODELOS

2.2.1. Conceito

Qualquer representação física ou abstrata da estrutura e função de sistemas reais é um modelo (ODUM, 1988). Conhecendo-se as relações entre os componentes do modelo, e estando elas formalmente descritas através de equações, pode-se utilizar um sistema matemático para descrever um sistema real. A matemática é útil nesta representação porque as equações permitem enunciar formalmente como os componentes de um ecossistema interagem. Contudo, deve-se estar atento para o fato de que um sistema matemático é uma representação abstrata e imperfeita do mundo real (ODUM, 1988).

2.2.2. Criação

Estudos científicos geram dados que, quando analisados, fornecem informações a respeito do fenômeno estudado. Alguns cientistas utilizam dados disponíveis na literatura para gerar estudos maiores a respeito do mesmo fenômeno (tal como MEENTEMEYER, 1978) ou de um fenômeno mais complexo (tal como TILMAN, 1988). A pesquisa bibliográfica é típica em modelagem quando não se coletam dados a campo e busca-se criar um novo modelo. A coleta de dados passa a ser então uma pesquisa bibliográfica que procura abranger todos os tópicos de interesse por parte do cientista que cria o modelo. Os modelos, por outro lado, podem ser baseados em relações empíricas amplamente aceitas pela comunidade científica em geral, inclusive com alguma abstração por parte do próprio cientista (tal como em REGEV et al., 1998).

Os estudos científicos que fornecem informações para modelos não precisam ser necessariamente modelos em si, como é o caso de alguns dos dados nos quais se baseia o modelo de TILMAN (1988). Uma visão mais complexa de um modelo pode incorporar em seu bojo outros modelos de forma a representar uma situação mais complexa do que aquelas previamente demonstradas. Neste trabalho esta é a situação que se apresenta: a representação de comportamentos mais complexos gerados a partir de modelos menos complexos, incluindo-se estudos científicos como o de GOLDBERG (1987) cujos resultados geram modelos menos complexos, e modelos já divulgados na literatura, especialmente o modelo ALLOCATE de TILMAN (1988).

2.2.3 Histórico da modelagem focado ao problema da ecologia de populações

É interessante observarmos brevemente como evoluiu a modelagem aplicada à dinâmica de populações para notarmos os avanços trazidos pela pesquisa em relação aos primeiros modelos criados.

2.2.3.1. Crescimento exponencial

Uma das primeiras equações de crescimento a ser desenvolvida foi baseada no crescimento irrestrito de uma população. No crescimento exponencial a população cresce a uma taxa constante, indefinidamente. Uma forma de apresentar-se esta equação (MAY, 1976) mostra que a população cresce com a previsão de seu tamanho no futuro (N_{t+1}) baseado em uma taxa constante (a) e no seu tamanho atual (N_t), ou seja

$$N_{t+1} = aN_t$$

Aplicações baseadas neste mesmo raciocínio datam de 1798 quando Robert Malthus, em seu “An essay on the principles of population”, formulou a hipótese de que o crescimento da população dá-se conforme uma progressão geométrica, enquanto que o suprimento de meios de subsistência cresce segundo uma progressão aritmética (ROSSETTI, 1988). Ora, a progressão geométrica comporta-se tal qual a equação acima, exponencialmente; já a progressão aritmética apresenta-se graficamente como uma reta (em função do tempo).

Outra forma de apresentar-se o raciocínio do crescimento exponencial é dada por JORGENSEN (1994) que mostra que a taxa instantânea de crescimento da população em função do tempo é

$$\frac{dN}{dt} = B \times N - M \times N = (B - D) \times N = r \times N$$

em que N é o tamanho da população e r (que deve ser maior que zero segundo SIMMONS, 1987) é uma constante que representa a taxa intrínseca de aumento da população. A constante r é igual ao número de nascimentos (B) menos o número de mortes (M).

Note que a derivada acima pode ser expressa dinamicamente tal como em MAY (1976):

$$N_{t+1} = r \times N_t$$

em que N_{t+1} é o valor de N uma unidade de tempo no futuro e N_t é o valor atual de N . JORGENSEN (1994) cita que um valor de r mais acurado poderia ser

$$r = (B + I - M - E)$$

em que I é igual à taxa de imigração e E é igual à taxa de emigração.

O número de nascimentos relativo (B) é determinado pela fórmula

$$B = \frac{\Delta N_n}{\Delta t}$$

em que ΔN_n é o número de nascimentos e Δt é o intervalo de tempo medido.

O número de mortes relativo (M) é determinado pela fórmula

$$M = \frac{\Delta N_m}{\Delta t}$$

em que ΔN_m é o número de mortes.

A fórmula final, após sua integração (há uma alternativa no **Anexo 1**), é:

$$N = N_0 \times e^{r \times t}$$

2.2.3.2. Crescimento logístico

Em 1838 VERHULST propôs a equação logística, a qual foi utilizada com maior intensidade, contudo, somente no século seguinte (ODUM, 1988). Uma forma desta equação é dada, de acordo com JORGENSEN (1994), pela fórmula

$$\frac{dN}{dt} = r \times N \times \frac{K - N}{K}$$

em que K é o tamanho máximo da população, também definido como capacidade de suporte, e N e r tem definição idêntica àquela utilizada no crescimento exponencial, ou seja, N é o tamanho da população e r é uma constante que representa a taxa intrínseca de aumento da população.

Uma alternativa para a integração da equação logística é apresentada no **Anexo 2**, mas ODUM (1988) mostra uma forma integrada da equação, mais simples, a qual está a seguir:

$$N = \frac{K}{1 + e^{a - r \times t}}$$

em que a é uma constante que define a posição da curva em relação à origem. Esta constante não deve ser confundida com o tamanho inicial da população, muito embora ambas estejam relacionadas. Note que

$$N + N \times e^{a - r \times t} = K \rightarrow 1 + e^{a - r \times t} = \frac{K}{N} \rightarrow a = \ln \frac{K}{N} + r \times t$$

e que quando $t=0$, $N=N_0$, portanto

$$a = \ln \frac{K}{N_0}$$

MAY (1976) mostra uma equação biologicamente definida como dependente da densidade que em sua forma pode atender tanto ao conceito de crescimento exponencial como ao de crescimento logístico. A equação

$$N_{t+1} = N_t(a - bN_t)$$

apresenta propriedades interessantes pois se b for igual a zero a população crescerá exponencialmente (para $a > 1$) e se b for sensivelmente maior que zero a população crescerá conforme uma logística, até atingir um tamanho máximo.

Fazendo-se

$$X = \frac{b \times N}{a}$$

pode-se transformar a equação acima em

$$X_{t+1} = a \times (1 - X_t)$$

conforme os passos descritos no **Anexo 3**.

MAY (1976) nota que a equação acima se comporta conforme uma logística somente quando $0 < X < 1$ e quando $1 < a < 3$. Quando o parâmetro a aumenta acima deste limite não há mais um ponto de equilíbrio $X_t = X_{t+1}$ que atraia todas as trajetórias. Este cientista salienta o fato de que reduzir uma gama de variáveis ambientais a uns poucos fatores que serão utilizados como parâmetros na equação é, em suas próprias palavras, “uma grande violência à realidade”.

2.2.3.2.1. Equação logística e máximo rendimento sustentável

A equação logística já foi aplicada para auxiliar na determinação do rendimento ótimo a ser extraído de populações (tais como peixes). O conceito de

rendimento ótimo leva em consideração uma quantidade (máxima em biomassa, por exemplo) da população que pode ser extraída por unidade de tempo sem causar a extinção da população em si (KREBS, 1972). É um conceito com fundamentação sustentável pois está interessado no rendimento sustentado da população por um longo período de tempo.

A aplicação do rendimento ótimo com a equação logística visa determinar o momento em que a taxa de crescimento da população é máxima para então, neste momento, extrair-se a quantidade que a população cresceu do restante da população. A **Figura 4** mostra, em uma figura de uma equação logística, que o maior aumento da população dá-se entre os pontos S_3 e S_4 , onde o incremento é máximo. Se a população inicia com indivíduos recém nascidos ou com um tamanho mínimo inicial, a extração deverá ser feita com a população entre 4 e 5 anos de idade. Em termos práticos não se parte de uma população com tamanho mínimo, e sim, usualmente com uma população madura com tamanho máximo (se não estiver perturbada por condições adversas). Neste caso, é plausível a obtenção dos parâmetros da equação através da determinação de uma estimativa do tamanho da população e da variação na quantidade extraída do recurso com posterior observação do aumento subsequente.

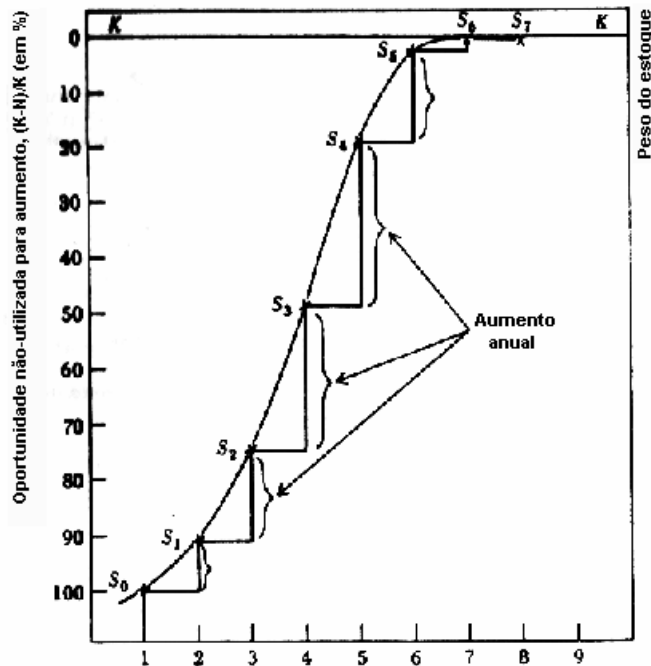


Figura 4 - Crescimento logístico

A cada intervalo de tempo está apresentado o incremento em relação à população do momento anterior. Os anos estão no eixo das abcissas e o tamanho populacional nas ordenadas.

Fonte: extraído de KREBS (1972, p. 346).

Se os parâmetros da equação logística forem $K=200$ e $r=1$, por exemplo, pode-se determinar o momento em que o aumento da população é máximo. Com a **Tabela 1**, a seguir, vê-se que o momento para obtenção do rendimento ótimo corresponde ao ponto S_3 (com um aumento de 50 indivíduos). Note que a Figura 4 possui parâmetros diferentes dos utilizados na tabela a seguir.

Tabela 1 - Parâmetros e variáveis relacionadas ao crescimento logístico

Ponto na Curva	Tamanho da População	$(K-N)/K$	$r \times N$	Aumento (dN/dt)
S ₁	20	0.90	20	18
S ₂	50	0.75	50	38
S ₃	100	0.50	100	50
S ₄	150	0.25	150	38
S ₅	180	0.10	180	18

Fonte: extraído de KREBS (1972, p. 345).

Contudo, deve-se considerar a interação da população explorada com as demais populações em seu habitat. Ao extrair-se uma quantidade elevada de uma dada população pode-se estar favorecendo o ambiente para espécies competidoras. Tal situação já aconteceu com a extração excessiva de sardinhas, durante o período das 1^a e 2^a guerras mundiais, que causou o crescimento da população de anchovas (KREBS, 1972). Neste caso, não foi aplicado o conceito de rendimento ótimo.

Infelizmente, a equação logística não é realista quando aplicada a populações animais complexas na natureza (KREBS, 1972), motivo pelo qual foram desenvolvidos modelos alternativos, tal como os baseados na equação

$$N_t = R \times e^{-(F+M) \times t}$$

em que N_t é o número de indivíduos vivos após terem entrado no “pesqueiro” (região onde os peixes são pescados) há t anos, t é o tempo em anos desde que os indivíduos entraram no “pesqueiro”, R é o número inicial de indivíduos, F é a taxa instantânea de mortalidade devido à extração (pesca, etc.) e M é a taxa instantânea natural de mortalidade. Outro modelo alternativo é baseado na equação

$$Y = \sum_{t=t_c}^{\infty} F \times N_t \times W_t$$

em que Y é o rendimento em peso para um ano, F é a taxa instantânea anual de mortalidade devido à extração (pesca, etc.), N_t é o tamanho da população com idade t , W_t é o peso médio do indivíduo com idade t e t_c é a idade na qual os indivíduos entraram no “pesqueiro”.

Qualquer que seja o modelo a ser aplicado na determinação do rendimento ótimo, deve se ajustar seus parâmetros às condições naturais e o modelo deve ser posteriormente testado a fim de tornar-se uma ferramenta válida. A aplicação de modelos na determinação do rendimento ótimo deve levar em consideração uma estimativa do tamanho total da população seus ganhos e perdas. Os ganhos populacionais incluem o crescimento e a imigração, e as perdas populacionais incluem àquelas devidas às mortes naturais, à emigração e aquelas devidas à extração.

2.2.3.2.2. Equação logística e origem da ciência do CAOS

MAY (1976) estudou o comportamento de uma forma da equação logística e notou que ela apresenta uma solução estável que atrai valores ao seu redor somente dentro de uma certa configuração dos parâmetros envolvidos. Após exacerbar-se o limite destes parâmetros esta solução estável deixa de existir e torna-se instável, surgindo novas soluções até um certo limite, de onde se inicia um comportamento caótico. A configuração de parâmetros que leva a uma solução estável torna-se, ao longo deste processo, cada vez mais restrita.

Ainda não há um estudo de dinâmica de populações apontando a existência de CAOS que seja amplamente aceito pela comunidade científica (RAI e SCHAFFER, 2001). A dinâmica de *Clethrionomys sp*, um roedor, é uma mistura de ordem e irregularidade o que é uma evidência sugestiva de que esta população persista caoticamente, muito embora os cientistas que a estudaram admitam que qualquer situação entre estabilidade e caos seja possível (TURCHIN e ELLNER, 2000). Mesmo que comprovasse a existência de CAOS, a crítica usualmente feita a este tipo de estudo é que a correlação com caos possa ser um efeito de erros experimentais na coleta de dados que é efetuada durante um curto espaço de tempo (RAI e SCHAFFER, 2001). Sobre o tempo de observação, na visão de MAY (1976) pode ocorrer que, sob um regime caótico, condições iniciais muito semelhantes levem a trajetórias que a longo prazo diverjam bastante. TURCHIN e ELLNER (2000) argumentam, contudo, que a longo prazo (na ordem de centenas a milhares de anos) deve-se considerar que há tendências ambientais e processos evolucionários envolvidos na dinâmica da população. Este tipo de fator notoriamente não é considerado.

Provavelmente o primeiro estudo que aponta a existência de CAOS em dinâmica de populações que virá a ser amplamente aceito pela comunidade científica é o estudo do besouro *Tribolium castaneum* porque neste caso o estudo foi conduzido sob condições controladas em um laboratório, reproduzindo-se o pouco complexo ambiente natural da espécie (CUSHING et al., 2001). No estudo dos besouros gerou-se um modelo de Larva-Pupa-Adulto (LPA) onde se pôde manipular o tamanho das populações em laboratório nas diferentes etapas da vida e observar-se que sua dinâmica, conforme prevista pelo modelo, é caótica. A figura do atrator aparece na **Figura 5**, onde **L** indica a quantidade de larvas, **P** a quantidade de

pupas e **A** a quantidade de adultos. Note que não há um ponto no espaço para onde convergem todas as configurações nas quantidades de indivíduos, e sim, uma região irregular.

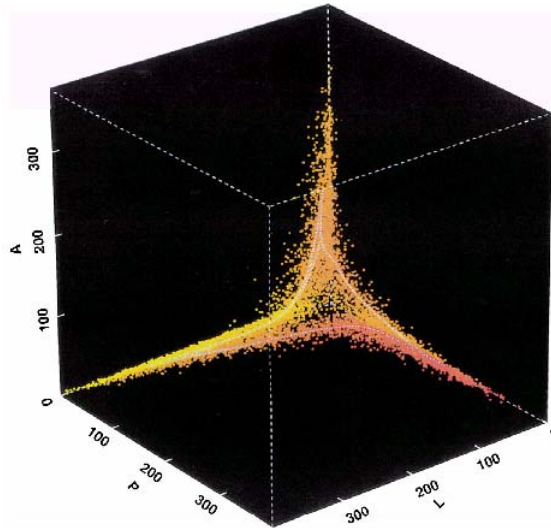


Figura 5 - Atrator para uma população com dinâmica caótica

Fonte: extraído de CUSHING et al. (2001, p. 228).

2.2.3.3. Cadeias de Markov

Esta leitura é dedicada principalmente a um melhor entendimento de uma série de experimentos que foram realizados com base nos dados publicados por LIPPE, DE SMIDT e GLENN-LEWIN (1985), os quais forneceram meios para executar a validação da abordagem do autômato celular probabilístico em dinâmica de populações.

Além disto, esta leitura apresenta um modelo não-espacial que atualmente concentra a atenção de alguns pesquisadores no campo da dinâmica de populações.

2.2.3.3.1. Conceito

Segundo BALTZER (2000) uma cadeia de Markov consiste de um sistema de elementos que transitam de um estado para outro em um espaço de parâmetros. O espaço de parâmetros é representado por unidades discretas de tempo no contexto da simulação de dinâmica de vegetação, e o intervalo entre cada unidade de tempo usualmente é unitário, denotando-se, neste caso, uma cadeia de Markov de primeira ordem. A cadeia é constituída por uma matriz de transição P com k estados

$$P = \begin{bmatrix} P_{11} & P_{12} & \dots & P_{1k} \\ P_{21} & P_{22} & \dots & P_{2k} \\ \dots & \dots & \dots & \dots \\ P_{k1} & P_{k2} & \dots & P_{kk} \end{bmatrix}$$

tal que

$$\sum_{j=1}^{j=k} p_{ij} = 1, \text{ sendo que } 0 < i \leq k$$

Na ecologia vegetal os k estados da cadeia de Markov podem representar a quantidade de cada população existente na comunidade.

Probabilidades $p_i(t)$ no tempo t são estimadas a partir da freqüência relativa dos k estados, resultando no vetor

$$\underline{p}(t) = (p_1(t), p_2(t), \dots, p_k(t))$$

As predições sobre o estado futuro das probabilidades para uma cadeia de Markov de primeira ordem são calculadas resolvendo-se a equação

$$\underline{p}(t) = \underline{p}(t - 1) \times P$$

2.2.3.3.2. A experiência com cadeias de Markov

Resultados divergentes com cadeias de Markov podem ser obtidos em função da técnica utilizada para obter as probabilidades da matriz de transição. Para exemplificar esta situação, LIPPE, DE SMIDT e GLENN-LEWIN (1985) não conseguiram evidenciar a existência de uma matriz de transição de primeira ordem que se ajustasse aos dados obtidos em levantamentos anuais de vegetação (**Tabela 2**). Segundo os autores isto ocorreu devido à existência de perturbações (como o clima e as pragas ocasionais de insetos) e às tendências temporais decorrentes destas perturbações, além de ser devido também à existência de fortes interações espaciais - um efeito indesejável para a modelagem com cadeias de Markov.

Tabela 2 - Levantamentos anuais de vegetação (continua)

Ano	Solo Nu	<i>Empetrum nigrum</i>	<i>Calluna vulgaris</i>	<i>Erica teralix</i>	<i>Molinia caerulea</i>	<i>Carex pilulifera</i>	<i>Juncus squarrosus</i>	<i>Rumex acetosella</i>	Outras spp
1963	57.1	17.9	8.6	11.6	0.0	0.2	0.0	4.7	0.0
1964	44.0	25.0	13.7	12.2	0.0	1.1	0.2	3.9	0.0
1965	32.7	34.9	13.9	14.3	0.0	0.5	0.0	3.7	0.0
1966	27.5	36.8	20.0	14.1	0.1	0.9	0.2	0.3	0.1
1967	19.7	46.1	21.0	10.8	0.1	0.7	0.4	0.5	0.7
1968	10.7	54.2	22.2	10.6	0.7	0.6	0.4	0.0	0.5
1969	6.7	55.7	23.3	10.4	0.3	2.0	0.7	0.1	0.7
1970	5.8	61.1	23.7	6.9	0.2	1.2	0.7	0.2	0.3
1971	9.5	57.6	24.7	6.6	0.4	0.6	0.4	0.0	0.3

Tabela 2 - Levantamentos anuais de vegetação (conclusão)

Ano	Solo Nu	<i>Empetrum nigrum</i>	<i>Calluna vulgaris</i>	<i>Erica teralix</i>	<i>Molinia caerula</i>	<i>Carex pilulifera</i>	<i>Juncus squarrosus</i>	<i>Rumex acetosella</i>	Outras spp
1972	8.4	62.1	23.7	3.6	0.3	1.2	0.1	0.0	0.6
1973	4.4	67.9	21.3	3.3	0.2	0.6	0.4	0.0	2.0
1974	8.5	58.1	25.8	4.7	0.6	1.3	0.7	0.0	0.4
1975	9.2	62.2	24.3	2.5	0.6	0.9	0.2	0.0	0.1
1976	9.9	58.2	24.9	3.7	0.6	1.1	0.7	0.0	1.0
1977	19.6	48.4	23.5	5.7	0.3	1.2	0.4	0.1	0.9
1978	12.1	58.1	22.7	4.8	0.4	0.4	0.0	0.2	1.3
1979	9.3	65.1	20.3	2.7	0.0	1.5	0.1	0.2	0.9
1980	7.3	68.2	21.5	1.2	0.5	1.0	0.1	0.1	0.2
1981	5.4	65.5	20.8	4.6	1.0	1.6	0.4	0.3	0.6

Os levantamentos foram efetuados ao longo de 19 anos.

Fonte: extraído de LIPPE, DE SMIDT e GLENN-LEWIN (1985, p. 781).

A matriz de transição de LIPPE, DE SMIDT e GLENN-LEWIN (1985) foi estimada em intervalos anuais com base nas variações de pontos amostrados na vegetação e a matriz final foi gerada através de uma média entre todas as matrizes anuais. Contudo, ORLÓCI, ANAND e HE (1993), com base nos dados da Tabela 2, através de inferências conseguiram demonstrar que esta matriz de transição de primeira ordem existe (sua técnica de obtenção das probabilidades de transição encontra-se no **Anexo 4**). O quanto é válido estimar as probabilidades de transição através de inferências ao invés de estimá-las a partir dos dados coletados localmente é uma questão de debate.

Outra questão controversa a respeito do uso de cadeias de Markov puras está fundamentada em um pressuposto básico desta abordagem: o quanto que o último registro do estado da vegetação corresponde a um estado estável tal como predito pela cadeia de Markov. A maioria dos ecossistemas naturais (e a vegetação que os constitui) muda constantemente em função de variações do ambiente biótico e abiótico, e o comportamento dos organismos reflete estas mudanças (LIPPE, DE SMIDT; GLENN-LEWIN, 1985 e referências inclusas). A instabilidade de um último registro estável restringe o caráter preditivo da cadeia de Markov e faz necessário algumas mudanças na concepção do modelo.

BAKER (1989) mostra que há casos em que são aplicadas alternadamente diferentes matrizes de transição aos mesmos dados; neste caso deve-se modelar o processo que guia tal alternância. Outra abordagem mostrada pelo mesmo autor consiste em variar as probabilidades da matriz de transição tornando-as dependentes de variáveis exógenas tais como condições climáticas e/ou de variáveis endógenas tais como composição. A dependência de variáveis exógenas e/ou endógenas gera matrizes de transição que não são estáveis e, logo, que se modificam em função de tais variáveis.

Outra limitação da abordagem reside na composição das comunidades transitórias entre o início e o final da simulação, por vezes bastante irreais se comparadas aos dados realmente colhidos a campo; este efeito deve-se ao suavizamento destas transições causado pela própria natureza da cadeia de Markov (BALTZER, 2000). Na **Figura 6** pode ver-se como se dá este efeito (observação a campo acima e simulação em baixo). Note que no ano de 1983, no qual terminam as observações efetuadas a campo, a composição das duas comunidades (observada e simulada) é semelhante; contudo, a composição das comunidades situadas entre

este ano e o primeiro diverge consideravelmente da observação para a simulação. Na simulação há uma atenuação das transições, um suavizamento entre elas, ao passo que os dados reais mostram uma variação bastante ampla em função de variações ambientais. A simulação continua após o término das observações e mostra uma comunidade estável.

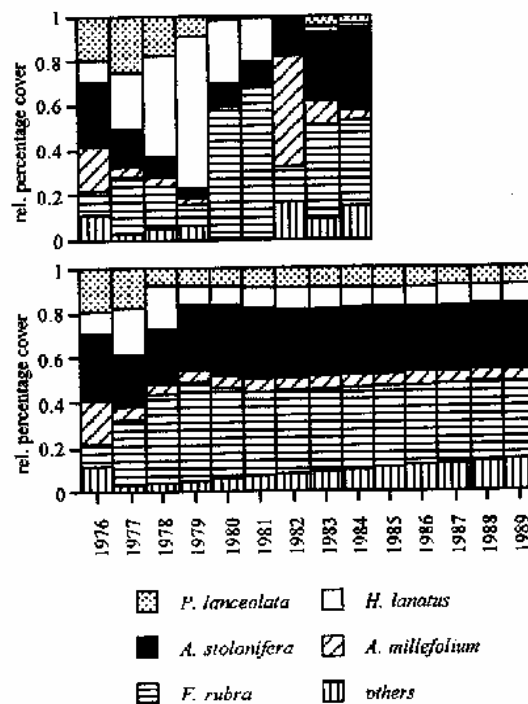


Figura 6 - Dados observados e simulados com cadeias de Markov

Os dados observados estão na parte superior da figura. Os padrões das barras em cada ano representam a proporção de diferentes populações na comunidade.

Fonte: extraído de BALTZER (2000, p. 146).

O exemplo na Figura 6 não deve desmerecer o uso da abordagem com cadeias de Markov, e, sim, salientar uma limitação, já que há casos em que ela apresenta uma boa representação da realidade. BALTZER (2000) obteve bons resultados ao ajustar diversas cadeias de Markov a alguns dados disponíveis na literatura e inclusive a alguns dados próprios do autor. Ele concluiu que dados mensurados anualmente apresentam melhores resultados que dados mensurados

trimestralmente e que microdados, ou seja, aqueles dados derivados das transições observadas em objetos (tais como locais pré-definidos como pontos), posteriormente agrupados, reduzem o nível de erro do ajustamento quando comparados a macrodados, ou seja, dados que representam a frequência relativa dos estados (espécies, por exemplo).

2.2.3.4. Modelos de vizinhança: os precursores dos modelos espaciais em dinâmica de populações no campo da ecologia vegetal

Os modelos de autômatos celulares apresentam alguma semelhança com modelos de vizinhança (MOLOFSKY, 1994), conhecidos em inglês por “neighborhood models” - tais como os desenvolvidos por WEINER (1982) e por PACALA e SILANDER (1985).

Os modelos de vizinhança relacionam aspectos ecofisiológicos com a densidade de indivíduos a determinadas áreas definidas entre círculos concêntricos da planta alvo (**Figura 7**).

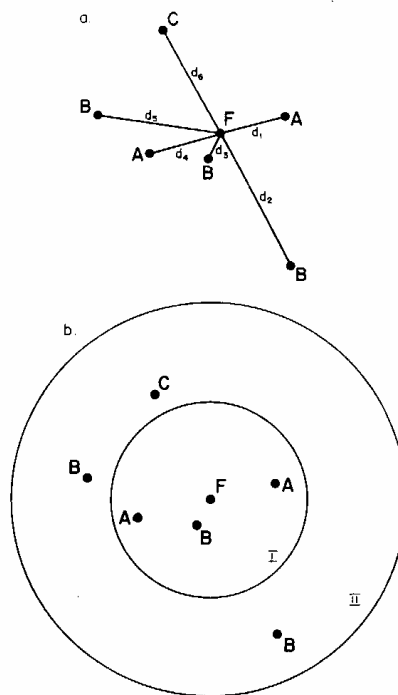


Figura 7 - Conceito do modelo de vizinhança

Note a diferença entre distância dos vizinhos (A, B e C na porção superior) em relação ao indivíduo alvo (F) e sua vizinhança. Na porção superior são mostradas as distâncias d_1 a d_6 dos vizinhos em relação à F, na porção inferior são mostradas duas vizinhanças, I e II, cada uma com uma determinada densidade destes vizinhos.

Fonte: extraído de WEINER (1982, p. 1238).

Assim, em função da densidade, determina-se a produção de sementes (tal como em WEINER, 1982; e em PACALA e SILANDER, 1985) e a sobrevivência da planta até atingir a idade adulta (tal como em PACALA e SILANDER, 1985). A dispersão das plântulas, outro fator também considerado, é tomada com base no local e conjunto de sementes produzido pela planta-mãe (PACALA e SILANDER, 1985). Os aspectos relativos à produção de sementes, à sobrevivência da planta e à posterior dispersão das sementes são denominados, respectivamente, por preditores de fecundidade, preditores de sobrevivência e por preditores de dispersão (PACALA e SILANDER, 1985).

Uma destacada diferença entre os modelos de autômatos celulares e os modelos de vizinhança reside no uso da densidade, por parte dos modelos de vizinhança, como a base de todas as relações efetuadas, enquanto que autômatos celulares podem incorporar outras variáveis.

Autômatos celulares têm uma grade cujos locais são preenchidos por variáveis. Não se deve considerar a aparente ausência de uma grade nos modelos de vizinhança como uma vantagem, já que as células podem ser representadas por unidades tão pequenas quanto pontos.

2.2.3.5. Autômatos Celulares

2.2.3.5.1. *Conceito*

De acordo com WOLFRAM (1983) um autômato celular consiste de uma grade regular e uniforme com uma variável discreta em cada local (célula). A grade é vetorial se for unidimensional ou denominada por “grid” se for bidimensional. As variáveis nas células podem adquirir qualquer valor dentro de um dado conjunto de valores possíveis. O estado do autômato celular é definido pelos valores das variáveis em cada célula. Um autômato celular evolui em unidades de tempo discretas, com o valor da variável em uma célula sendo afetado pelos valores das variáveis das células em sua vizinhança no momento anterior. A vizinhança é formada pelas células adjacentes e pela própria célula. As variáveis em cada célula são atualizadas simultaneamente com base nos valores de sua vizinhança no

momento anterior e de acordo com um conjunto de regras locais. Estas regras podem ser determinísticas ou podem envolver elementos probabilísticos ou ruídos. Como exemplo tomemos o procedimento mais simples em que o valor de uma célula dado por uma regra determinística pode ser revertido de acordo com uma certa probabilidade, com cada célula sendo tratada independentemente.

Segundo PACKARD e WOLFRAM (1985), autômatos celulares vetoriais podem ser classificados em uma de quatro classes qualitativas de comportamento: classe-1, que evoluem para estados finais homogêneos; classe-2, que geram estruturas periódicas separadas; classe-3, que exibem um comportamento caótico e geram padrões não-periódicos; e classe-4, que exibem complicadas estruturas localizadas e que se propagam.

As bordas da grade do autômato podem ser preenchidas com zeros ou elas podem repetir os valores das células em posições opostas. Se as bordas são preenchidas com zeros a grade é denominada uma ilha; se preenchida com as células das posições opostas, denomina-se torus (ou uma grade toroidal).

ERMENTROUT e EDELSTEIN-KESHET (1993) mostram como autômatos celulares podem representar equações diferenciais cuja formulação é mais complexa do que a equação logística demonstrada (no item 2.2.3.2). Estas equações diferenciais surgem da tentativa de modelar-se complexos fenômenos físicos e biológicos através de simulações em computador. Os modelos gerados apresentam problemas típicos, entre eles a obscuridade de princípios básicos subjacentes ao problema e a demanda de muita memória mesmo em poderosos computadores. Uma técnica utilizada na resolução destes problemas é a criação de simples regras que representam os princípios para após computá-los em paralelo; esta é uma característica dos autômatos celulares.

2.2.3.5.2. Aplicações desenvolvidas

Uma aplicação pouco complexa mas igualmente geniosa é a resolução de um labirinto (NAYFEH, 1993). O autor utilizou autômatos celulares para mostrar o caminho de saída (técnica descrita no **Anexo 5**).

Outras aplicações possíveis situam-se no campo da ecologia vegetal. As células representam uma comunidade com suas populações (MOLONEY et al., 1992), plantas vivas (quando ocupadas) e locais inabitados (sem plantas) (JELTSCH et al., 1996; MOLOFSKY, 1994; VAN HULST, 1997; GASSMANN, KLÖTZLI; WALTHER, 2000) ou até as partes de uma planta (COLASANTI e HUNT, 1997). Pode haver mais de uma espécie de plantas na simulação; neste caso, cada espécie comporta-se de acordo com o seu conjunto de regras. Através destas simulações é possível estudar-se o processo de sindinâmica vegetal (na qual a sucessão é um caso particular) ou, em termos gerais, os processos de dinâmica de populações. Perturbações podem ser feitas no intuito de verificar-se qual é o efeito que exercerão algumas alterações na configuração atual do autômato sobre o resultado geral da simulação (MOLOFSKY, 1994). Estas perturbações podem representar, por exemplo, a remoção de plantas em uma dada área e o quanto esta remoção é uma forma de exploração sustentável. É possível, por exemplo, avaliar a permanência de uma espécie vegetal nas etapas seguintes da simulação.

No modelo desenvolvido por COLASANTI e HUNT (1997) cada célula do autômato celular pode ser o módulo de uma planta ou uma unidade de recurso - luz ou nutriente. Os módulos da planta conectam-se entre si de forma a constituir um

sistema radicular ou um sistema formado pelas partes aéreas (situadas acima do solo) - veja como na **Figura 8**.

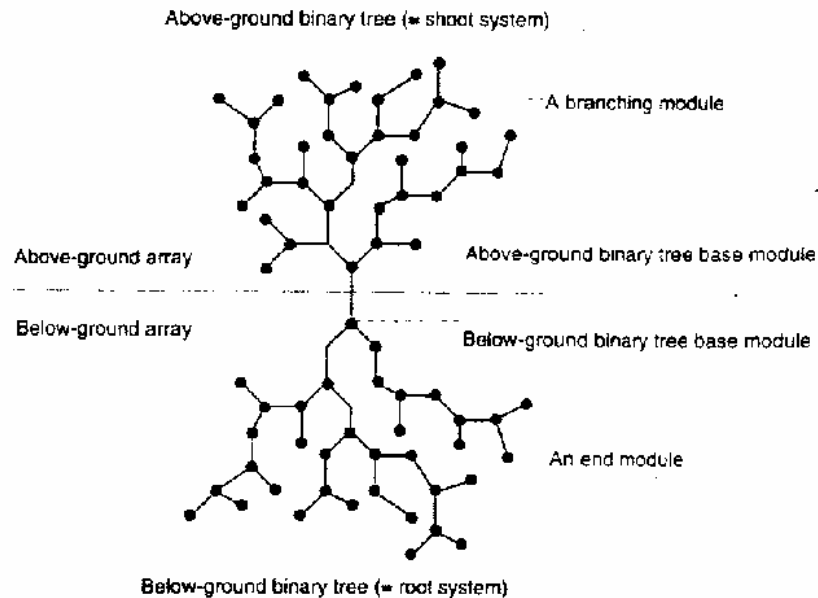


Figura 8 - Planta virtual

A planta é formada pelas células de um autômato celular.

Fonte: extraído de COLASANTI e HUNT (1997, p. 135).

A planta de COLASANTI e HUNT (1997) cresce através da procura pelo nutriente que é efetuada em seus módulos localizados nas suas extremidades. Recursos na forma de luz são depositados a cada iteração na linha superior do "grid" e descem até atingir a superfície do solo se não forem captados pela planta antes, sendo então removidos do "grid". Os recursos na forma de nutrientes deslocam-se através de um gradiente de difusão dos locais com maior concentração para os locais com menor concentração, podendo esgotar-se.

Plantas baseadas com regras diferentes apresentam comportamentos diferentes. Quando colocadas no mesmo "grid" é possível observar-se como procede a competição entre os diferentes tipos. Veja na **Figura 9** o resultado de uma destas simulações.

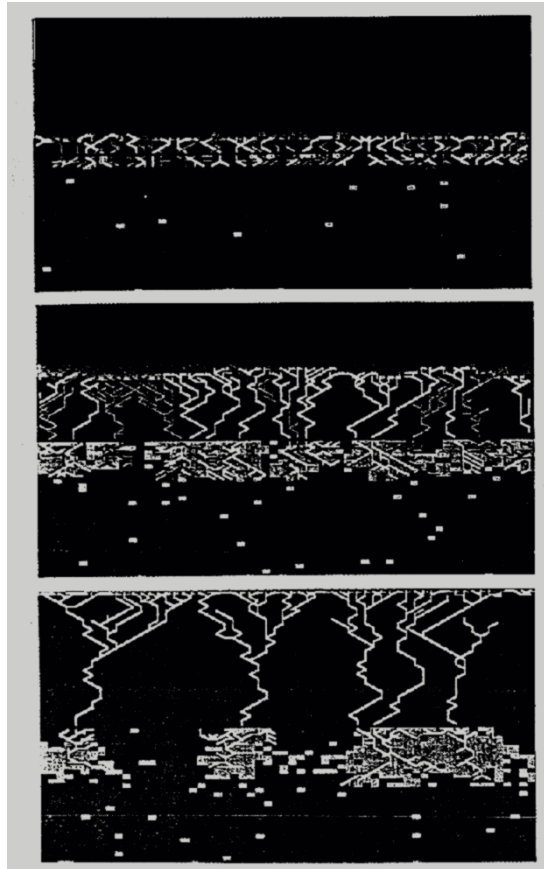


Figura 9 - Evolução da área de simulação com plantas virtuais

São mostradas as iterações 5, 50 e 80 sequencialmente de cima para baixo, com plantas baseadas no modelo de COLASANTI e HUNT (1997). Há duas plantas (uma branca e outra cinza) competindo pelo aproveitamento dos recursos e, ao final, somente uma destas plantas sobrevive.

Fonte: extraído de COLASANTI e HUNT (1997, p. 142).

Os modelos desenvolvidos neste trabalho tratam as células de acordo com a abordagem mais freqüentemente utilizada no campo da ecologia vegetal: como espaços nos quais uma planta pode estabelecer-se. Em comparação ao modelo de COLASANTI e HUNT (1997), a escala é maior no que diz respeito ao conteúdo da célula, mas não é grande o suficiente para englobar mais que uma planta em cada célula, ou seja, uma comunidade, tal como feito por MOLONEY et al. (1992).

No decorrer do presente estudo GASSMANN, KLÖTZLI e WALTHER (2000) desenvolveram um modelo que mostra que é possível representar certos

comportamentos das dinâmicas populacionais em uma comunidade através de autômatos celulares. Com base em estudos de vegetação de longo prazo os autores constataram a ocorrência de cinco padrões distintos de comportamento populacional, a dizer: constante, flutuante, crescente, decrescente e intermitente. Estes padrões foram obtidos com sucesso através de simulações com autômatos celulares (veja na **Figura 10** alguns resultados destas simulações).

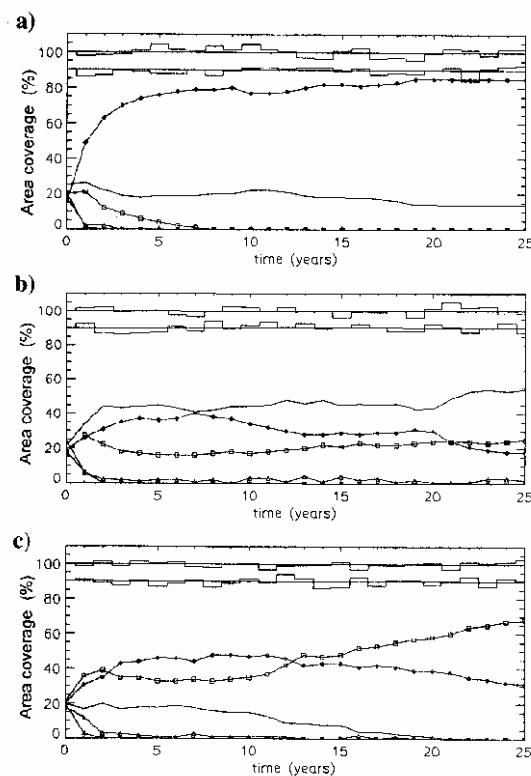


Figura 10 - Dinâmica populacional de comunidades virtuais

São mostrados três padrões: (a) um constante, (b) um flutuante e (c) um intermitente, para diferentes comunidades criadas com diferentes parâmetros das plantas no modelo de GASSMAN et al. (2000). Cada linha representa a proporção de um tipo de planta. As linhas superiores a 100% e 90% no eixo das ordenadas são simulações de parâmetros ambientais no modelo.

Fonte: extraído de GASSMANN, KLÖTZLI e WALTHER (2000, p. 402).

Aqui se faz um breve comentário sobre o fato de GASSMANN, KLÖTZLI e WALTHER (2000) afirmarem que "autômatos celulares não contêm elementos estocásticos (probabilidades)" citando um livro que contém uma coletânea de artigos

de Stephen Wolfram, o qual desenvolveu diversos trabalhos sobre autômatos celulares. Em WOLFRAM (1983) foi estudada a reversão do valor determinístico de uma célula através de probabilidades.

2.3. VALIDAÇÃO DA ABORDAGEM COM O AUTÔMATO CELULAR PROBABILÍSTICO

2.3.1. Considerações preliminares

O modelo de PRENTICE, VAN TONGEREN e DE SMIDT (1987), baseado nos dados publicados por LIPPE, DE SMIDT e GLENN-LEWIN (1985) gerou resultados bastante semelhantes aos dados obtidos a campo (dados apresentados na Tabela 2). PRENTICE, VAN TONGEREN e DE SMIDT (1987) realizaram simulações baseados em um modelo espacial previamente elaborado e em parâmetros extraídos de observações efetuadas na área de estudo de LIPPE, DE SMIDT e GLENN-LEWIN (1985). Os parâmetros, obtidos para todas as espécies, foram: taxa de estabelecimento, diâmetro e altura máximos, constante de crescimento e incremento radial máximo. Além disso, PRENTICE, VAN TONGEREN e DE SMIDT (1987) variaram os parâmetros do modelo e, observando as alterações decorrentes na composição da comunidade, puderam realizar predições sobre os possíveis cenários resultantes destas alterações. Na **Figura 11** vê-se os resultados de cobertura das simulações efetuadas por PRENTICE, VAN TONGEREN e DE SMIDT (1987) para alguns componentes do modelo.

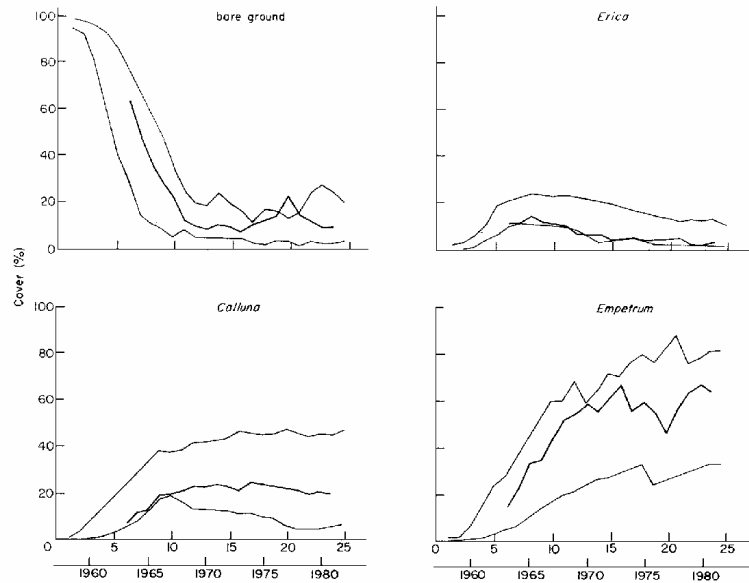


Figura 11 - Cobertura de algumas espécies simulada por modelo espacial

Espécies: *Erica* - *Erica tetralix*; *Calluna* - *Calluna vulgaris*; *Empetrum* - *Empetrum nigrum*, e solo descoberto - "bare ground". O modelo foi desenvolvido por PRENTICE, VAN TONGEREN e DE SMIDT (1987). Em ecologia vegetal entende-se por cobertura vegetal como aquela proporção da superfície do solo que é ocupada por uma espécie. Note que os valores mínimos e máximos (linhas finas), obtidos após eliminação dos valores mais altos e mais baixos, em sua amplitude englobam quase que totalmente os dados observados a campo (linha espessa central).

Fonte: extraído de PRENTICE, VAN TONGEREN e DE SMIDT (1987, p. 210).

Um dos argumentos apresentados por LIPPE, DE SMIDT e GLENN-LEWIN (1985) para seu insucesso na modelagem dos dados com a cadeia de Markov foi a existência de fortes interações espaciais. As interações espaciais entre as espécies foram modeladas por LIPPE, DE SMIDT e GLENN-LEWIN (1985) com base na quantidade de vizinhos da mesma espécie ao redor de cada ponto da unidade amostral tendo em vista a própria espécie da unidade central. Isto foi possível já que os dados consistiam da presença ou ausência das espécies (e solo descoberto) em cada ponto de uma grade de 1025 unidades amostrais, as quais cobriam um quadro de 12 x 20m. Equações lineares foram obtidas para cada possível estado i com base na frequência (de valor máximo igual a oito) do estado i ao redor de cada ponto e se o estado i estava presente ou ausente no ponto. Assim, foi ajustado um total de

dezoito equações. Os parâmetros a e b das equações lineares $P_i = a + bx_i$ para cada estado são dados na **Tabela 3**, onde x_i é a frequência de vizinhos no estado i e P_i é um valor entre 0 e 1 que define a probabilidade de ocupação de um ponto pelo estado i .

Tabela 3 - Parâmetros das equações lineares para o modelo de autômato celular

Espécie	Presença	Parâmetros	
		b	a
Solo Descoberto	Ausente	0.036	0.044
Solo Descoberto	Presente	0.045	0.279
<i>Empetrum nigrum</i>	Ausente	0.076	0.066
<i>Empetrum nigrum</i>	Presente	0.040	0.584
<i>Calluna vulgaris</i>	Ausente	0.054	0.051
<i>Calluna vulgaris</i>	Presente	0.076	0.321
<i>Erica tetralix</i>	Ausente	0.040	0.028
<i>Erica tetralix</i>	Presente	0.060	0.259
<i>Molinia caerulea</i>	Ausente	0.026	0.002
<i>Molinia caerulea</i>	Presente	0.051	0.324
<i>Carex pilulifera</i>	Ausente	0.015	0.008
<i>Carex pilulifera</i>	Presente	0.100	0.107
<i>Juncus squarrosus</i>	Ausente	0.023	0.002
<i>Juncus squarrosus</i>	Presente	-0.294	0.294
<i>Rumex acetosella</i>	Ausente	0.040	0.002
<i>Rumex acetosella</i>	Presente	0.052	0.106
Outras espécies	Ausente	-0.010	0.030
Outras espécies	Presente	0.122	0.046

Fonte: extraído de LIPPE, DE SMIDT e GLENN-LEWIN (1985, p. 787).

As fórmulas geradas por LIPPE, DE SMIDT e GLENN-LEWIN (1985) tomaram como base um máximo de 8 vizinhos e um mínimo de nenhum da mesma espécie tendo em vista o método de coleta utilizado pelos autores: uma unidade amostral retangular subdividida por fios que atravessam os lados de um retângulo de 12mX20m a cada 0,5m (perfazendo um total de 1025 unidades amostrais). Seu resultado é um número entre 0 e 1 que define a probabilidade de ocupação do ponto por uma dada espécie com base no próprio estado deste ponto.

2.3.2. Modelo

Com base nas equações da **Tabela 3** (de LIPPE, DE SMIDT; GLENN-LEWIN, 1985) foi desenvolvido um modelo espacial de acordo com as seguintes regras:

(1) Uma célula ocupada por um dado estado h permanecerá inalterada se um número aleatório sorteado entre 0 e 1 não for maior que a correspondente probabilidade $P_h = a + bx_h$ computada para a célula submetida a esta condição (estado h presente).

(2) Se a regra (1) não proceder (o número aleatório for maior que P_h), os outros $n-1$ estados possíveis $j \neq h$ terão a oportunidade de ocupar a célula. Assim, uma probabilidade de ocupação P_j é calculada para cada outro estado $j \neq h$ que estiver ausente na célula (com base na vizinhança da célula). As m probabilidades $P_j > 0$, após serem somadas, normalizadas, e arranjadas lado a lado (P_1, P_2, \dots, P_m), definem uma seqüência de intervalos $(0, P_1], (P_1, P_1+P_2], \dots, \sum_{j=1}^{m-1} P_j, 1]$. Um segundo

número aleatório no intervalo $(0,1]$ é sorteado, o qual pertencerá a um destes intervalos, definindo o estado $j \neq h$ para o qual a célula irá mudar. O intervalo pode incluir seu limite (mostrado com um colchete) ou excluí-lo (mostrado com um parêntese). A ordem na qual as probabilidades P_j estão ordenadas é irrelevante para a definição dos intervalos. Se $n = 2$ ou $m = 1$, o correspondente estado $j \neq h$ ocupará a célula.

Em síntese, com base nas diferentes probabilidades geradas a partir da frequência dos vizinhos, o algoritmo do modelo permite a persistência do estado presente na célula ou, caso o número aleatório gerado seja maior que a probabilidade de sobrevivência do estado presente, sua transição para um dos outros estados possíveis. Calcula-se uma probabilidade de ocupação para cada um dos outros estados (em função de sua quantidade ao redor) e somam-se todas estas probabilidades. Atribui-se uma proporção deste total para cada uma destes estados (logo o somatório destas proporções não excede a unidade). As proporções de cada estado são dispostas seqüencialmente e definem uma faixa para cada estado dentro do intervalo de 0 a 1 e, através de um novo número aleatório, verifica-se sua pertinência a uma destas faixas. O número aleatório pertence a uma determinada faixa e define o estado que virá a ocupar o espaço. Este algoritmo foi desenvolvido em uma função do Visual Basic no Microsoft EXCEL e encontra-se no **Anexo 6**.

O modelo espacial é um autômato celular porque o comportamento das células, o qual é probabilístico, é definido pelas regras (1) e (2) as quais são variáveis de acordo com estado da célula e de sua vizinhança.

Deve-se notar na Tabela 3 que as fórmulas de *Juncus squarrosus* (quando presente) e de outras espécies (quando ausentes) podem adquirir valores negativos.

Este efeito é provavelmente decorrente de uma amostra insignificante (no caso de *Juncus squarrosus*) e de uma variância muito alta (no caso das outras espécies, que constituem um grupo heterogêneo composto por diversas espécies com ocorrências muito baixas). Para minimizar esta distorção atribuiu-se probabilidade zero a estes grupos quando a fórmula gera valores negativos.

Este modelo foi implementado no Microsoft EXCEL (ambiente Windows) e também em um aplicativo para Windows programado em Visual C++ 4, e procedeu-se com simulações de 18 iterações. Cada iteração corresponde a um ano e as 18 iterações cobrem assim o intervalo de 1963 a 1981. Não dispondo da configuração inicial da vegetação para cada uma das células, foi adotada uma inicialização aleatória que procurou manter a proporção inicial entre as diferentes espécies presentes no ano de 1963. A função utilizada no Microsoft EXCEL para inicializar o "grid" encontra-se no **Anexo 7** desta tese.

Este modelo foi publicado como parte desta tese em LANZER e PILLAR (2002).

2.3.3 Análise dos Dados

Para cada estado foi calculada a cobertura, em porcentagem, em toda a grade a partir dos dados gerados em cada simulação. As coberturas máxima e mínima em cada momento obtidas em 100 execuções da simulação foram tomadas como limites, as quais foram comparadas às coberturas, também em porcentagem, observadas por LIPPE, DE SMIDT e GLENN-LEWIN (1985), e também às

coberturas obtidas pelo modelo de PRENTICE, VAN TONGEREN e DE SMIDT (1987). A análise de ordenação de coordenadas principais (PCA), com base nas distâncias euclidianas, foi executada para comparar os resultados do modelo do autômato celular com os dados de LIPPE, DE SMIDT e GLENN-LEWIN (1985) e com os dados gerados pela cadeia de Markov de ORLÓCI, ANAND e HE (1993).

A configuração final da grade foi analisada para testar sua aleatoriedade. Os padrões de vizinhança baseados nas freqüências dos estados possíveis foram extraídos da grade de simulação no momento inicial e no momento final (ano 18). Um padrão de vizinhança possível é, por exemplo, formado por uma célula ocupada pelo estado 1 e rodeada por 5 células no estado 2 e três células no estado 3, independentemente de sua disposição, e na grade este tipo de padrão será encontrado com uma dada freqüência. Uma análise de qui-quadrado foi calculada em cada execução do modelo, para a configuração inicial (χ^2_{inicial}) e final (χ^2_{final}) da grade, com base na distribuição de freqüência dos padrões observados e de uma distribuição esperada uniforme de freqüência. A distribuição esperada para o cálculo do qui-quadrado, em qualquer um dos casos, foi determinada com base no pressuposto de freqüências iguais para todos os padrões possíveis. Uma análise de qui-quadrado também foi calculada para cada uma de 100 configurações aleatórias da grade criadas com os estados tendo freqüências esperadas iguais; a seguir um qui-quadrado médio foi calculado (χ^2_{RND}). Para cada simulação do modelo do celular autômato, o χ^2_{final} foi comparado com o χ^2_{inicial} e com o χ^2_{RND} . A partir de 100 execuções as probabilidades $P(\chi^2_{\text{inicial}} \geq \chi^2_{\text{final}})$ e $P(\chi^2_{\text{RND}} \geq \chi^2_{\text{final}})$ foram calculadas. Uma probabilidade pequena foi interpretada como uma evidência de organização espacial.

Com base na teoria das probabilidades, o número total de padrões possíveis é dado pela equação $pC_{n+p-1}^n = p \frac{(n+p-1)!}{n!(p-1)!}$ onde n é o número total de células considerado na vizinhança (iguais a 8) e p é o número de estados no autômato celular (um total de 9 estados). Esta fórmula representa o número de combinações completas de n elementos tomados p a p , posteriormente multiplicado por p devido aos diferentes estados que podem ser ocupados pela célula central, ou seja, aquela célula ao redor da qual dispõe-se a vizinhança (n). Para exemplificar o conceito de combinações completas, as combinações completas do conjunto $F = \{ a_1, a_2, a_3 \}$ tomadas 3 a 3 são as seguintes:

$$C'_{3,3} = [\{ a_1, a_1, a_1 \}, \{ a_1, a_1, a_2 \}, \{ a_1, a_1, a_3 \}, \{ a_1, a_2, a_2 \}, \{ a_1, a_2, a_3 \}, \\ \{ a_1, a_3, a_3 \}, \{ a_2, a_2, a_2 \}, \{ a_2, a_2, a_3 \}, \{ a_2, a_3, a_3 \}, \{ a_3, a_3, a_3 \}]$$

Com base na fórmula previamente descrita, calculou-se o número total de padrões possíveis (igual a 115830), que é maior que o número de vizinhanças (1025, a qual é igual ao número total de células), tendo-se tomado então o número de vizinhanças como a quantidade máxima de padrões possíveis.

2.3.4. Objetivo do modelo

O objetivo deste modelo é validar a abordagem probabilística com autômatos celulares aplicada no contexto da reprodução de dados medidos a campo, ou seja, em condições naturais. A partir da validação deste modelo, um modelo mais complexo com base na mesma mecânica deste modelo mais simples poderá ser desenvolvido, já que os princípios gerais da metodologia estarão fundamentados.

3. PESQUISA BIBLIOGRÁFICA

3.1. BREVE DESCRIÇÃO DO MODELO *CAVeg*

O modelo *CAVeg* (Cellular Automata for Vegetation) procura enfatizar todo o ciclo de vida de uma planta, desde uma semente até ela tornar-se uma planta adulta e reprodutiva, finalizando em sua morte. Esta planta possui características ecológicas e fisiológicas, definidas pelos valores dados aos parâmetros do modelo, que em conjunto definem um tipo ecofisiológico. Fatores que determinam o sucesso da conclusão do ciclo de vida da planta, em particular, incluem o tamanho da semente, a perda da dormência da semente (tratando-se de uma espécie com esta característica), a germinação da semente, e o posterior desenvolvimento fisiológico da planta com base na disponibilidade de nutrientes e da luz, além da dispersão das sementes.

O cálculo destes fatores é aplicado em um conjunto de regras que, aplicado espacialmente em toda a área de simulação do autômato celular, gera probabilidades que podem ser compreendidas por exemplo com o preenchimento dinâmico de transições variáveis de estado em uma cadeia de Markov.

O modelo inclui compartimentos para armazenagem de nutrientes e para variações diárias de temperatura e de potencial hídrico do solo. Apesar da dinâmica espacial do autômato celular ser efetuada anualmente, são necessárias variações

diárias dos dois fatores supramencionados para determinar o momento de perda da dormência da semente (se este for o caso) e de sua germinação em cada tipo ecofisiológico.

3.2. APRESENTAÇÃO GERAL DO MODELO *CAVeg*

No intuito de auxiliar a compreensão, aplicar-se-á o conceito de cadeias de Markov para explicar o presente modelo. Assim sendo, pode-se inferir que as regras do autômato celular estão condensadas em uma cadeia de Markov na qual cada estado tem uma probabilidade de ocupação de cada célula do autômato. Cada célula pode estar em um de K estados que são dados em função dos valores dos parâmetros considerados em cada célula, tais como: a quantidade de nutrientes, a quantidade e o tipo de sementes, uma caracterização quanto à presença de uma planta na célula – convenientemente classificada em vazia (sem planta) ou com uma planta de um dado tipo ecofisiológico, e, neste caso, também com seu tamanho e sua idade. Note que embora a prática de transformar determinadas plantas em outras seja uma prática usual em modelos de dinâmica vegetal com cadeias de Markov (BALTZER, 2000; com exceção feita a VAN HULST, 1997), no modelo *CAVeg* um tipo ecofisiológico qualquer não pode tornar-se um outro tipo ecofisiológico, mas pode permanecer como tal ou morrer e deixar vaga uma célula. A classe da célula (com planta ou vazia) é a variável do modelo *CAVeg* que desencadeia ações específicas para as funções do modelo: células vazias não executam funções realizadas por células onde estão presentes plantas, como por

exemplo o crescimento por meio de um modelo fisiológico específico e a dispersão de sementes. No entanto, células vazias afetam as plantas presentes nas células vizinhas reduzindo o efeito negativo do sombreamento sobre o desenvolvimento de tais plantas.

As células vazias podem tornar-se ocupadas através da germinação bem sucedida de sementes presentes na própria célula previamente dispersadas por outras plantas já reprodutivas. Excluem-se assim do modelo plantas estoloníferas, ou seja, aquelas que, ao emitirem novos ramos laterais, acabam ocasionando na possível formação de novos indivíduos. Há diversas gramíneas que são estoloníferas e que não podem ser tratadas pelo presente modelo.

Compartilhando uma semelhança com uma cadeia de Markov de probabilidades variáveis de transição, o modelo *CAVeg* fica inicialmente representado tal como na **Figura 12** (em cinza estão representadas as possíveis transições para a presença de plantas na célula, das linhas para as colunas):

	Planta X	Planta Y	Planta Z	Vazio
Planta X		0	0	
Planta Y	0		0	
Planta Z	0	0		
Vazio				

Figura 12 - Representação do modelo com cadeias de Markov

Esta aplicação é semelhante à de VAN HULST (1997) no que tange aos estados possíveis na cadeia de Markov para a presença de plantas na célula (vazio ou com planta) em *CAVeg*, contudo difere da referida aplicação porque para VAN HULST (1997) as transições de estados ocorrem havendo um determinado mínimo

de células ao seu redor com estado semelhante dada uma certa probabilidade de transição estável que é definida pela cadeia de Markov, além do fato de que VAN HULST (1997) não considera outros parâmetros senão a presença de plantas na célula.

Em analogia a uma cadeia de Markov, no modelo *CAVeg* as probabilidades de transição, após serem calculadas, não são fixas, e sim, variam em função de fatores fisiológicos e, principalmente, ecológicos. Com base na presença de plantas da célula, aplica-se uma das possíveis regras que determinará a transição da presença de plantas das células:

- Para célula com planta, ela pode permanecer como planta se, não exceder sua idade máxima ou se, em função de seu tamanho, ela obtiver um índice inferior a um número aleatório gerado. Sendo este número superior, a planta morre e deixa a célula vazia. A quantidade de biomassa viva ao seu redor e a quantidade de nutrientes disponível no solo modifica a taxa de crescimento da planta e pode ocasionar a sua morte sob condições adversas.
- Para célula vazia, ela torna-se ocupada por uma planta se houver sementes presentes. Neste caso, um índice é gerado com base no tamanho e momento de germinação das sementes e também com base na quantidade de plântulas que emergem. Este índice é característico para cada grupo de sementes e plântulas de cada tipo ecofisiológico que estiver presente na célula. A ocupação da célula por um dado tipo ecofisiológico ocorre através da pertinência de um número aleatório gerado ao intervalo de probabilidade deste tipo (de forma semelhante ao processo de seleção do estado em 2.3.2). Se o número aleatório não pertencer a algum intervalo de ocupação dos tipos ecofisiológicos presentes, a célula permanece vazia.

3.3. REPRESENTAÇÃO DO MODELO CAVe_g

Os aspectos considerados pela pesquisa de modelos ecológicos e fisiológicos estão relacionados sinteticamente no modelo da **Figura 13**. A figura do modelo (na porção esquerda da figura 13) apresenta-se como uma rede a ser aplicada em cada célula com a diferença de possuir uma estrutura de decisão (losango) que determina o caminho a ser tomado. Poder-se-ia optar por uma semelhança com uma rede através da substituição da estrutura de decisão por duas saídas de cada círculo verde (Estado 1 e Estado N) representando as duas condições de teste.

Os estados possíveis para o modelo CAVe_g podem ser convenientemente agrupados em 2 classes: vazio, podendo ser então subdividido em duas etapas - em “nulo” (em vermelho) ou em “transição” (“T”, em amarelo); sendo a outra classe denominada planta (“N”, em verde; $N=1, \dots, TotN$ onde $TotN$ é o total de tipos ecofisiológicos presentes). Adota-se o uso de uma etapa de transição porque o modelo permite que um local desocupado mas com sementes presentes continue desocupado e propenso à utilização por um dos “N” tipos ecofisiológicos presentes, sem contudo encontrar-se na etapa nula. A diferença entre a etapa nula e a etapa de transição é que a etapa nula não possui sementes para germinar ($f(Seed)=0$) e alterar-se para classe “N”, enquanto que na etapa de transição há sementes que permitem sua mudança para a classe “N” ($f(Seed)>0$).

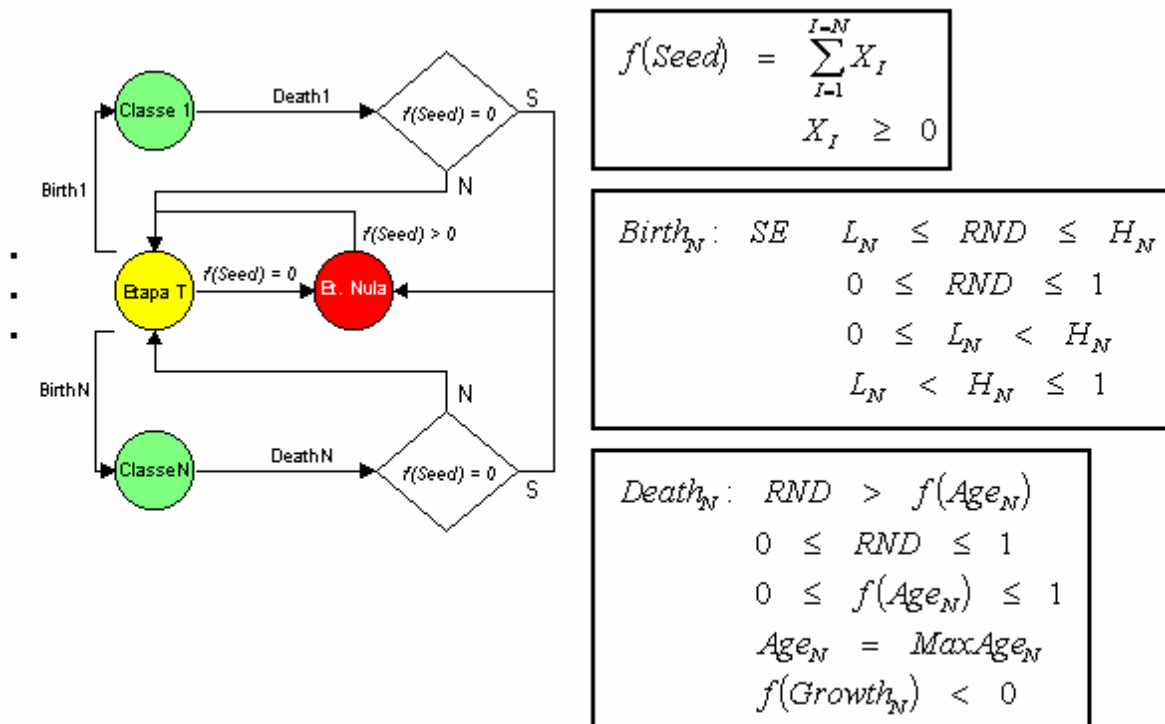


Figura 13 - Representação do modelo CAveg

A classe N possui na célula uma planta de um dado tipo ecofisiológico (1 a N). A etapa T (de transição) é uma etapa da classe vazia em que não há nenhuma planta na célula mas há sementes, e a etapa nula é uma etapa da classe vazia em que não há plantas nem sementes na célula. $f(\text{Seed})$, Birth_N , Death_N , $f(\text{Age}_N)$ e $f(\text{Growth}_N)$ são funções do modelo; L_N , H_N , Age_N e MaxAge_N são parâmetros (vide texto para explicações).

Assemelhando-se a uma rede o modelo CAveg compartilha certos aspectos que ajudam a melhor caracterizá-lo - são estes: a presença ou não de um circuito, uma conexão total e a ocorrência de estruturas do tipo árvores (SEELEY, 2000). Um circuito é um caminho que retorna ao nóculo de origem sem visitar outros nóculos mais que uma vez, uma conexão total existe quando há conexões unindo cada nóculo a todos os outros nóculos, e estruturas do tipo árvores apresentam ramificações nas conexões entre os nóculos (SEELEY, 2000).

O modelo CAveg caracteriza-se por possuir dois circuitos. O primeiro, do nóculo “etapa nula” para o nóculo “etapa T” para um nóculo “classe N” retornando

ao nóculo “etapa nula”, e o segundo, do nóculo “etapa T” para um nóculo “classe N” retornando ao nóculo “etapa T”. Além disso, o modelo *CAVeG* caracteriza-se também por não possuir uma conexão total e por possuir um número variável de árvores: a primeira partindo do nóculo “etapa nula” para o nóculo “etapa T” e deste nóculo para cada nóculo “classe N” existente, e as demais partindo de cada nóculo “etapa T” para cada nóculo “classe N” existente para então seguir ao nóculo “etapa T” ou para o nóculo “etapa nula”.

O modelo pode ser compreendido com base nos seguintes parâmetros e funções:

- $Birth_N$ é uma função que determina para qual classe N irá mudar a etapa de transição. Cada classe N, em função de fatores tais como o tamanho da semente e o momento da germinação, possui uma faixa exclusiva dentro do intervalo $[0, \dots, 1]$ delimitada por um limite inferior (L_N) e um limite superior (H_N) com a qual concorre ao sortear-se um número aleatório. O processo de seleção da classe N vitoriosa é determinado com base na pertinência do número aleatório a uma destas faixas.
- $Death_N$ é uma função que determina a mudança da classe N para a etapa nula (se $f(Seed)=0$) ou para a etapa de transição (se $f(Seed)>0$). É uma função que depende da idade (Age_N) que a planta possui e também do crescimento ($Growth_N$) da planta. Se a idade for máxima ($Age_N = MaxAge_N$) ou uma função de sua idade ($f(Age_N)$) for menor que um número aleatório ou ainda se o crescimento da planta ($f(Growth_N)$) for negativo, então a classe da célula deixa de ser N. A função $f(Growth_N)$ é responsável pelo crescimento da planta. Nesta função está implementado o modelo fisiológico ALLOCATE (adaptado de TILMAN, 1988).

O modelo *CAVeg* é aplicado em cada uma das células de um autômato celular de forma que há interação entre as células adjacentes (**Figura 14**).

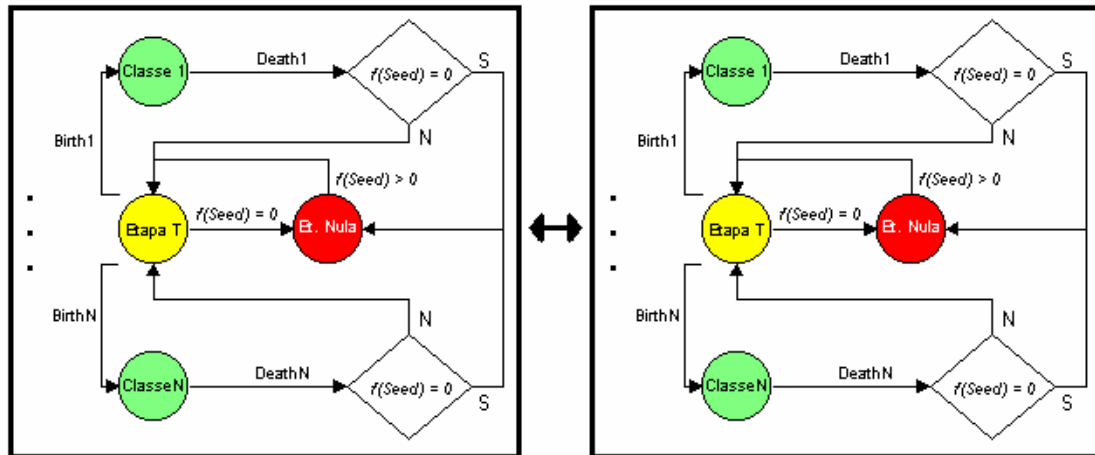


Figura 14 - Interação entre duas células vizinhas

Esta interação também ocorre entre as células vizinhas presentes em outras direções.

A classe das células vizinhas relaciona-se com a classe da célula central alterando dados nas funções Birth_N e Death_N , mais especificamente variando os limites L_N e H_N (em Birth_N) e variando a função $f(\text{Growth}_N)$ (em Death_N). A interferência em Birth_N dá-se através da dispersão de sementes das células vizinhas sobre a célula central de forma que a quantidade de sementes germinadas (além de outros fatores) altera a faixa $L_N - H_N$ de uma dada classe N . A interferência em Death_N dá-se através do sombreamento da célula central por parte das plantas das células vizinhas (dado em *ALLOCATE* pela Lei de Beer), de interesse se a célula central estiver na classe N , também pela provável dissolução de nutrientes das células vizinhas para a célula central (a dissolução dá-se em uma direção aleatória), e pela interferência da biomassa das plantas das células vizinhas sobre a planta da célula central, se pertencente à classe N .

3.4. TRANSIÇÕES ENTRE CLASSES: DE VAZIO PARA PLANTA E DE PLANTA PARA VAZIO

Em uma cadeia de Markov o somatório das transições de um estado para os outros deve ser igual a 1. Isto é compatível com curvas que descrevem a resposta das espécies a recursos ambientais em modelos de dinâmica de vegetação baseados em indivíduos, cujas curvas são tipicamente desenvolvidas dentro do intervalo de 0 a 1 (SHUGART, SMITH; POST, 1992) - veja exemplos na **Figura 15** tomando-se como exemplo a taxa de crescimento relativa. O modelo *CAVeg* utiliza também o intervalo de 0 a 1 para praticamente todos os fatores ecológicos e fisiológicos considerados, com exceção feita ao modelo fisiológico da planta, que é modelado à parte por *ALLOCATE* (TILMAN, 1988).

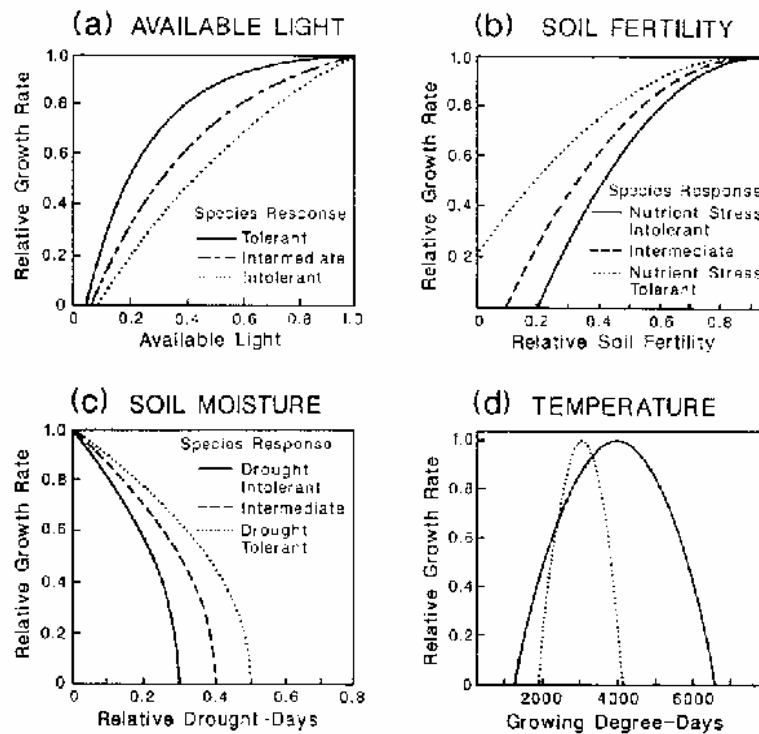


Figura 15 - Respostas de espécies a recursos ambientais

Fonte: extraído de SHUGART, SMITH e POST (1992, p. 21).

Desta forma, o cálculo das transições é assim realizado:

- Transição de planta para vazio – a sobrevivência da planta é determinada pelo resultado de um modelo de manutenção da planta viva (ALLOCATE de TILMAN, 1988) e pelo resultado de uma função de resposta a um fator endógeno (tamanho da planta); esta última função tem seu valor normalizado. As regras para a transição de planta para vazio são:

<p>SE (Resultado do Modelo de Manutenção ≥ 0 E $Numaleat \leq$ Resultado da Função Tamanho)</p> <p>ENTÃO Planta Sobrevive</p> <p>SE [(Resultado do Modelo de Manutenção < 0) OU (Resultado do Modelo Manutenção ≥ 0 E $Numaleat >$ Resultado da Função Tamanho)]</p> <p>ENTÃO Planta Morre</p>

onde *Numaleat* é um número aleatório dentro do intervalo [0,1].

Dando prosseguimento à analogia feita com uma cadeia de Markov na Tabela 4, se o resultado do modelo de manutenção da planta viva for igual ou maior que zero, a permanência na classe planta fica preenchida com o resultado da função e o restante para completar uma unidade preenche a transição à classe vazia. Caso o modelo de manutenção gere um resultado

negativo, a continuação na classe planta fica preenchida com um zero, e, para a transição à classe vazia, com uma unidade, ou seja, a planta morre.

A dinâmica dos autômatos celulares é implementada através da interferência da quantidade de biomassa viva circundante e da disponibilidade de luz que é determinada pela quantidade de biomassa foliar de plantas mais altas na vizinhança da célula. Estes dois fatores interferem no resultado do modelo de manutenção da planta viva, assim como a disponibilidade de nutrientes.

Um preditor de sobrevivência, tal como definido por PACALA e SILANDER (1985), é similar ao efeito da biomassa circundante, já que a quantidade de biomassa circundante apresenta efeito semelhante ao da densidade de indivíduos (GOLDBERG, 1987). Se o efeito dos nutrientes sobre a manutenção da planta for neutralizado através da seleção de parâmetros adequados a este fim, aumentar-se-á a semelhança do presente trabalho com modelos de vizinhança. Por outro lado, pode ser desejável reduzir o efeito da biomassa circundante já que ela possivelmente engloba aspectos tais como o efeito das disponibilidades de nutrientes e de luz. Como pode ser depreendido da equação básica da fotossíntese e do papel que exercem certos elementos químicos (FERRI, 1985), os nutrientes e a luz são fatores que usualmente interagem e afetam a performance dos vegetais (CRAWLEY, 1997).

- Transição de classe vazia para planta - este cálculo é feito com base no tempo necessário para que as sementes presentes na célula deixem de estar dormentes (opcionalmente) e germinem, e também com base no

tamanho das sementes e na densidade de plântulas emergentes. Neste cálculo são consideradas as sementes de todos os tipos ecofisiológicos presentes na célula. O modelo favorece o estabelecimento de sementes grandes que germinem antes das demais. A densidade de plântulas gerada pode ser um fator tanto negativo quanto positivo para o estabelecimento com sucesso de uma destas plântulas. Todas as funções que tratam do momento da germinação, do tamanho das sementes e da densidade de plântulas têm suas respostas normalizadas e podem ser relacionadas através de uma multiplicação, de uma média ou do Mínimo de Liebig. A título de esclarecimento, a Lei do Mínimo de Liebig enuncia que “o material essencial que está disponível em quantidades que mais se aproximam da necessidade mínima tende a ser o fator limitante” (ODUM, 1988), e é utilizada no modelo *CAVeg* em equivalência à operação matemática de mínimo para se obter o menor valor em um conjunto de valores. BAKER (1989) salienta o fato de que a ausência de relações estabelecidas entre certos processos torna necessário o uso de dados empíricos e aqui este conceito é aplicado no tipo de função que relaciona os fatores “tamanho da semente”, “momento da germinação” e “densidade de plântulas”.

Desejando-se atribuir uma probabilidade para que a célula permaneça vazia, usa-se uma "pseudo-normalização": ao invés de efetuar o cálculo da transição de vazio para planta com uma unidade, procede-se com o restante da subtração da unidade menos a probabilidade da célula permanecer vazia.

Assim sendo, as regras para transição da célula vazia para planta, tomando-se como exemplo a presença na célula de sementes de três tipos ecofisiológicos, são as seguintes:

SE $NumAleat \leq$ Prob. da Plântula X ENTÃO Planta X Ocupa

SE $NumAleat >$ Prob. da Plântula X E

$NumAleat \leq$ (Prob. da Plântula X + Prob. Plântula Y)

ENTÃO Planta Y Ocupa

SE $NumAleat >$ (Prob. da Plântula X + Prob. Plântula Y) E

$NumAleat \leq$ (1 - Prob. Vazio)

ENTÃO Planta Z Ocupa

SE $NumAleat >$ (1 - Prob. Vazio) ENTÃO Permanece Vazio

Adicionalmente, a célula permanece vazia se não houver nenhuma semente presente com probabilidade igual à unidade, ou seja, permanece na etapa nula.

As transições de classe, ainda em analogia com as cadeias de Markov da Figura 12, ficam preenchidas com as probabilidades de ocupação das plântulas de cada tipo ecofisiológico e com um valor fixo para permanência na classe vazia.

3.4.1. Transição de célula vazia para célula com planta

Plantas são tratadas como indivíduos quando ocupam com sucesso uma célula do autômato celular. Antes disso, são tratadas como um conjunto de sementes que germinam em plântulas as quais competem pela ocupação de uma célula. Todas as plântulas que falham em ocupar uma célula morrem ao final da

iteração. Esta abordagem é necessária tendo em vista a célula poder ser ocupada por uma única planta no presente modelo.

A quantidade de plântulas de cada tipo ecofisiológico que brota após germinar é, contudo, um dos fatores determinantes do sucesso de ocupação da célula por um destes tipos ecofisiológicos. O momento em que as plântulas de um dado tipo brota também é um destes fatores determinantes. O último fator determinante é o tamanho da semente. Todos estes fatores, em conjunto, determinam a probabilidade de ocupação da célula por um destes tipos ecofisiológicos. A densidade de plântulas é tratada como um fator positivo ou negativo: um tipo ecofisiológico com um número maior de plântulas tem maiores chances (neste fator) de ocupar com sucesso a célula do autômato celular se doenças ou pragas estiverem presentes ou não, que tendem a se alastrar mais rapidamente onde a densidade é maior e assim causam uma mortalidade maior na população – no presente modelo este fator é aplicado deterministicamente (doenças presentes ou não), podendo ser aplicado probabilisticamente em abordagens futuras. Sementes maiores também apresentam vantagem competitiva sobre sementes menores, e plântulas que brotam mais cedo possuem também vantagem competitiva sobre plântulas que brotam mais tarde.

Deve ser dito que todas as plântulas de um dado tipo ecofisiológico emergem juntamente do solo no modelo. Futuras abordagens podem incluir um espectro de germinação das sementes ao longo de um determinado período de tempo, fazendo necessário ajustar partes do modelo. Aqui a germinação das sementes seguida do brotamento das plântulas é tratada como ocorrendo de forma conjunta tendo em vista uma simplicidade maior do modelo.

Os compartimentos de temperatura e potencial hídrico do solo são utilizados para determinar a perda da dormência e o momento da germinação das sementes.

São compartimentos que dependem de simulações diárias dos fatores temperatura e potencial hídrico, e que na presente versão não influenciam em outros momentos do desenvolvimento das plantas.

A seguir será apresentado o embasamento científico e o modo de calcular as probabilidades de ocupação da célula vazia por um determinado tipo ecofisiológico.

3.4.1.1. Interações fisiológicas

Neste item serão abordados, inicialmente, aspectos relativos ao tamanho da semente. Também serão abordados a interação da semente com fatores ambientais que determinam, opcionalmente, a perda de sua dormência, seguida obrigatoriamente pela sua germinação.

SIMONS e JOHNSTON (2000) realizaram um estudo complexo sobre vários aspectos relacionados ao tamanho da semente em *Lobelia inflata* e ao seu tempo de germinação e concluíram: a aptidão da plântula, medida pela sobrevivência dos indivíduos e pelo tamanho final da planta após uma estação, está associada positivamente com o tamanho da semente e com o tempo para germinação. Os autores concluíram que sementes maiores têm uma maior probabilidade de germinar, inclusive comparativamente mais cedo, e que o tamanho da semente é um preditor significativo da sobrevivência da planta em modelos simples de regressão logística aplicados às estações seguintes após a germinação.

STANTON (1984) estudou vários aspectos das sementes de *Raphanus raphanistrum*, entre eles, a proporção de plântulas que emergiram a partir de

sementes de tamanhos diferentes plantadas a uma mesma profundidade. A autora concluiu que existe uma relação significativa e positiva entre o tamanho da semente e a proporção de plântulas emergentes (veja os resultados na **Figura 16**).

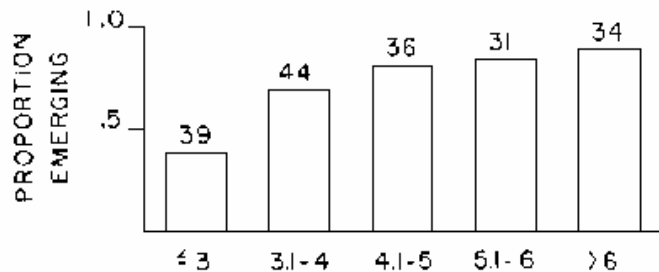


Figura 16 - Relação entre o tamanho da semente e a emergência de plântulas

O peso das sementes (em mg) está no eixo das abcissas. A proporção de plântulas emergindo do solo está no eixo das ordenadas.

Fonte: extraído de STANTON (1984, p. 1108).

Outro experimento que trata do tamanho da semente, mas relacionando-o com a sobrevivência da planta gerada mostra que há uma relação igualmente significativa e positiva entre estes dois fatores (WELLER, 1985). O autor realizou dois experimentos em dois anos diferentes com sementes de *Lithospermum caroliniense* e obteve resultados semelhantes aos de SIMONS e JOHNSTON (2000): WELLER (1985) concluiu que o aumento do tamanho da semente proporcionou uma maior sobrevivência das plantas posteriormente - veja na **Tabela 4** os resultados de seu experimento.

Tabela 4 - Tamanho da semente e sobrevivência de indivíduos

Categoria de Massa (mg)	Sobreviventes ao final de			1983/1º ano
	1981	1982	1983	
Experimento de 1981				
6 a < 8	30	23	23	77 %
8 a < 9	37	30	25	68 %
9 a < 10	38	35	31	82 %
10 a < 11	48	45	41	85 %
11 a < 12	50	44	39	78 %
12 a < 13	46	43	42	91 %
>= 13	48	48	48	100 %
Experimento de 1982				
6 a < 8		42	36	86 %
8 a < 9		72	66	92 %
9 a < 10		38	35	92 %
10 a < 11		19	19	100 %
11 a < 12		28	28	100 %
12 a < 13		21	20	95 %
>= 13		18	18	100 %

A proporção de plantas sobreviventes tende a aumentar com o tamanho da semente.

Fonte: extraído de WELLER (1985, p. 1897).

Tanto o experimento de STANTON (1984) como o experimento de WELLER (1985) mostra que o tamanho da semente é um bom preditor para o estabelecimento com sucesso de uma planta. MCGINLEY, TEMME e GEBER (1987) desenvolveram uma fórmula que atribui um grau de aptidão para uma descendência de plântulas ("offspring fitness") em função do tamanho da semente ("offspring size"). É uma fórmula que representa um ganho em aptidão com rendimento decrescente com

base no aumento do tamanho da semente conforme é empiricamente estabelecido (veja a função na **Figura 17**). A relação entre o tamanho da semente e a aptidão da descendência faz parte de modelos que balanceiam o tamanho da semente com a quantidade de sementes produzida por indivíduo, tais como o clássico modelo de SMITH e FRETWELL (1974) e o modelo de VENABLE (1992), que adiciona a disponibilidade de recursos na determinação do tamanho ótimo da semente.

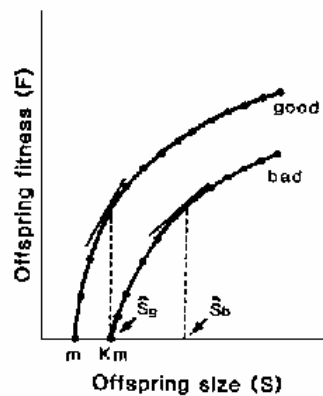


Figura 17 - Aptidão para descendência em função do tamanho da semente

Fonte: extraído de MCGINLEY, TEMME e GEBER (1987, p. 371).

MCGINLEY, TEMME e GEBER (1987) estudaram a relação entre dois ambientes com diferenças de qualidade e seus efeitos sobre o tamanho da semente e seu grau de aptidão. As fórmulas aplicadas em cada um dos ambientes são

$$F_b(s) = 1 - \left(\frac{km}{s}\right)^a$$

para $s > km$

$$F_b(s) = 0$$

para outros casos

$$F_g(s) = 1 - \left(\frac{m}{s}\right)^a$$

para $s > m$

$$F_g(s) = 0$$

para outros casos

sendo aplicadas, da esquerda para a direita, em um ambiente bom - $F_g(s)$ - e em um ambiente ruim - $F_b(s)$ para a planta. Os parâmetros das fórmulas de aptidão são o tamanho da descendência (s), o tamanho mínimo viável da descendência (m), uma constante que diferencia a qualidade ambiental entre os dois ambientes (k ,

sendo $k > 1$) e uma outra constante que determina a taxa de aproximação da curva com sua assíntota (a). As duas fórmulas diferem basicamente pela presença da constante k . O modelo *CAVeg* não diferencia a qualidade ambiental; portanto, opta-se pela utilização da fórmula menos complexa (do ambiente bom para a planta).

O modelo *CAVeg* aplica uma única fórmula (ambiente bom de McGINLEY, TEMME; GEBER, 1987) para atribuir um grau de aptidão para cada descendência com base no tamanho da semente de cada tipo ecofisiológico. Não se aplica a diferenciação dos ambientes com o uso da fórmula para o ambiente ruim porque esta diferenciação não se resume no modelo *CAVeg* ao uso de um único índice (k), e sim, através de parâmetros como a disponibilidade de nutrientes e a quantidade de biomassa foliar da vizinhança.

Baseado em modelos pré-existentes, BAUER, MEYER e ALLEN (1998) desenvolveram um modelo que visa determinar o momento em que sementes de *Bromus tectorum* deixam de estar dormentes e podem, sob condições adequadas, germinar. Seu modelo fundamenta-se no modelo termal e no modelo hidrotermal (apresentados adiante), tendo a seguinte forma (BAUER, MEYER; ALLEN, 1998):

$$\theta_{AT} = (T_s - T_b) \times t_{ar}$$

em_ que_ T_s > T_b

onde θ_{AT} é o tempo termal para o amadurecimento, T_s é a temperatura de armazenamento das sementes, T_b (ou T_l) é a temperatura abaixo da qual o amadurecimento não ocorre, e t_{ar} é o tempo necessário para o amadurecimento, calculado como sendo o tempo necessário para que $\Psi_b(50)$ passe de seu valor inicial para seu valor final - $\Psi_b(50)$ é o potencial hídrico limite para que 50% das sementes amadureçam, o qual é variável no decorrer do amadurecimento. Maiores

detalhes sobre o cálculo dos parâmetros deste procedimento encontram-se em BAUER, MEYER e ALLEN (1998). O uso deste modelo é opcional visto que há espécies cujas sementes não apresentam dormência (FORCELLA et al., 2000). BAUER, MEYER e ALLEN (1998) citam que após as sementes acumularem tempo suficiente para amadurecerem seu modelo deveria ser continuado por um modelo hidrotérmico para prever a germinação.

A **Figura 18**, a seguir, mostra o resultado do estudo de FINCH-SAVAGE, STECKEL e PHELPS (1998), os quais estudaram a germinação em campo de *Daucus carota* comparando-a com a previsão gerada por modelos de germinação. Seu trabalho mostra que uma função modificada do modelo hidrotérmico desenvolvida pelos próprios autores representa o padrão de germinação melhor do que os outros modelos existentes, a saber, o modelo térmico e o modelo hidrotérmico.

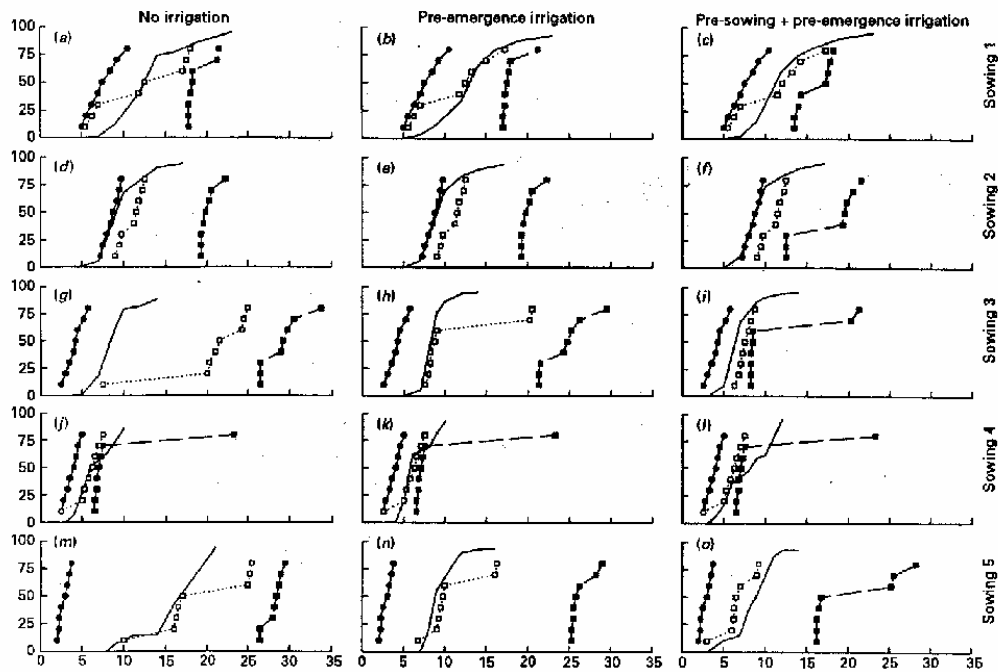


Figura 18 - Germinação observada e predita de *Daucus carota*

As previsões são baseadas em três modelos, estando assim representadas: modelo térmico por círculos preenchidos, modelo hidrotérmico por quadrados preenchidos, e o modelo hidrotérmico modificado (FINCH-SAVAGE, STECKEL; PHELPS, 1998) por quadrados vazios.

Fonte: extraído de FINCH-SAVAGE, STECKEL e PHELPS (1998, p. 510).

As fórmulas do modelo termal, do modelo hidrotermal e do modelo hidrotermal modificado por FINCH-SAVAGE, STECKEL e PHELPS (1998) são apresentadas a seguir.

Modelo termal:

$$\theta(G) = 0.25 \times \sum_{i=0}^n (T_i - T_b)$$

em_ que_ $T_i > T_b$

onde $\Theta(G)$ é o tempo termal para germinação, T_i é a temperatura medida a cada unidade de tempo e T_b é a temperatura abaixo da qual a germinação não ocorre.

Modelo hidrotermal:

$$H_g = 0.25 \times \sum_{i=0}^n [(T_i - T_b) \times (\Psi_i - \Psi_b(G))]$$

em_ que_ $T_i > T_b, \Psi_i > \Psi_b(G)$

onde H_g é o tempo hidrotermal para germinação, Ψ_i é o potencial hídrico medido a cada unidade de tempo, e $\Psi_b(G)$ é o potencial hídrico abaixo do qual a germinação de uma fração G da população não ocorre.

Modelo hidrotermal modificado (FINCH-SAVAGE, STECKEL; PHELPS, 1998):

$$H_g = 0.25 \times \sum_{i=0}^n [(T_i - T_b) \times (0 - \Psi_b(G))]$$

em_ que_ $T_i > T_b, \Psi_i > \Psi_b(G)$

Nos três modelos apresentados (termal, hidrotermal e hidrotermal modificado) a multiplicação por 0.25 deve-se ao fato das medidas serem efetuadas a cada 6 horas, ou seja, a cada $\frac{1}{4}$ do dia.

O modelo *CAVeg* permite ao experimentador optar pelo uso ou não do modelo de BAUER, MEYER e ALLEN (1998) para determinar a perda da dormência e pelo modelo hidrotermal modificado de FINCH-SAVAGE, STECKEL e PHELPS (1988), pelo modelo hidrotermal ou pelo modelo termal para determinar o momento da germinação das sementes de cada tipo ecofisiológico. Estes modelos de germinação são alimentados por simulações diárias dos fatores necessários ao seu cálculo, a dizer, tanto o potencial hídrico como a temperatura. A multiplicação por 0.25, efetuada no início de cada modelo, é removida das fórmulas, tendo em vista a medida ser efetuada a cada 24 horas.

SIMONS e JOHNSTON (2000) citam, sobre o tempo de germinação de *Lobelia inflata*, que se as plantas originadas de sementes cuja germinação é precoce suportam as intempéries de toda a estação, então o maior tamanho final destas plantas observado em seu experimento ocorreu porque elas usaram uma maior proporção da estação para o seu crescimento ao invés das plantas que germinaram tardiamente.

Um trabalho mais detalhado sobre a relação entre tamanho da planta em uma população e o tempo de germinação foi realizado por ROSS e HARPER (1972) com *Dactylis glomerata*. Atribuindo um "rank" para a emergência de das plantas em estudo em relação à emergência de outras plantas circundantes, os autores notaram que as plantas que emergiram mais tardiamente em relação às circundantes obtiveram uma biomassa proporcionalmente menor. A **Figura 19** mostra o resultado de seu experimento.

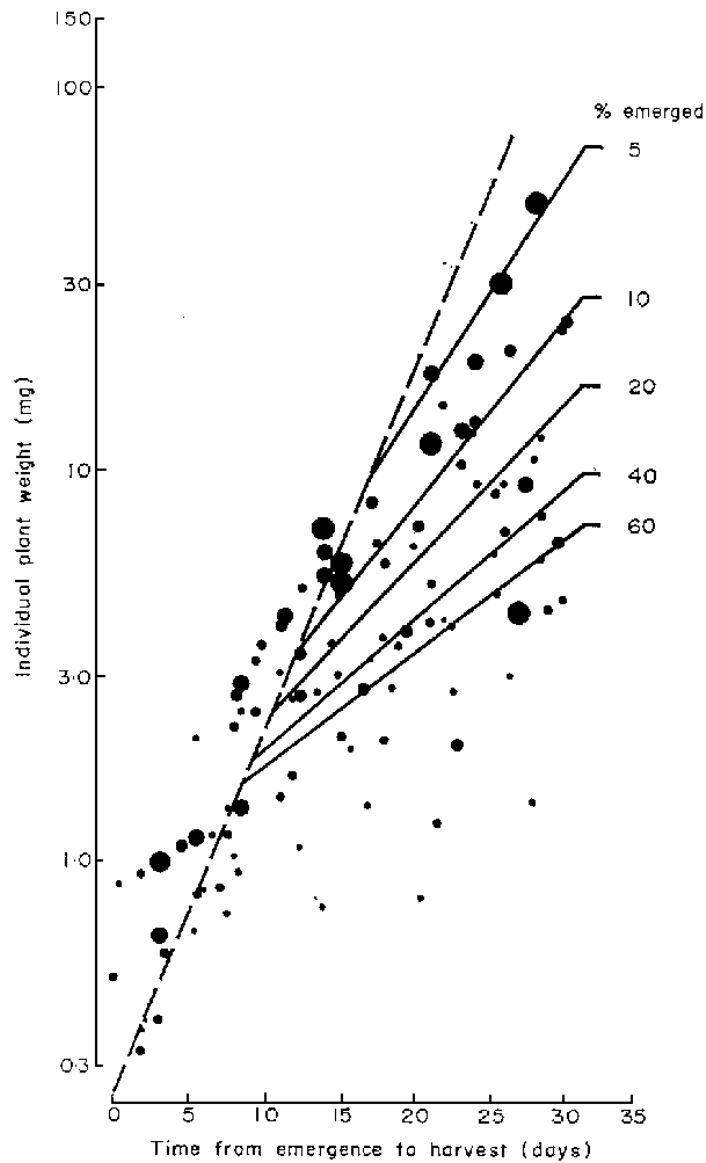


Figura 19 - Relação entre momento da emergência e tamanho da planta

A linha tracejada refere-se às plantas que cresceram isoladas e as linhas sólidas mostram divergências no crescimento das plantas submetidas à presença de outras circundantes; estas linhas são atribuídas para plantas com "rank" de emergência 5, 10, 20, 40 e 60.

Fonte: extraído de ROSS e HARPER (1972, p. 86).

O modelo *CAVeg* atribui um grau de aptidão maior para os tipos ecofisiológicos cujas sementes germinam mais cedo que as sementes dos demais tipos ecofisiológicos.

3.4.1.2. Interações ecológicas

Neste item serão abordados a interação das sementes e das plântulas germinadas das sementes com fatores ecológicos. Resume-se através de estudos sobre sua densidade populacional.

HARMS et al. (2000), estudando o processo de estabelecimento de plântulas a partir de sementes em uma floresta tropical, observaram que a relação entre a densidade de sementes de uma dada espécie e o sucesso do estabelecimento de uma das plântulas oriundas destas sementes está negativamente correlacionado em todas as espécies estudadas. Na **Figura 20** mostra-se um resultado de HARMS et al. (2000) que relaciona a densidade de sementes da espécie mais comum de seu estudo com a densidade de plântulas desta mesma espécie.

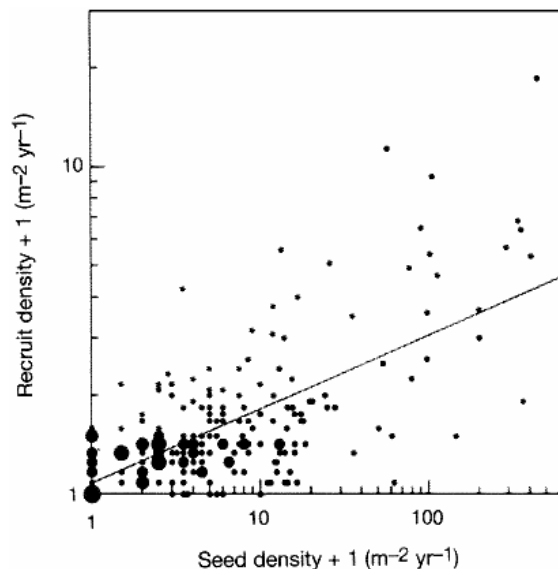


Figura 20 - Relação entre densidade de plântulas e densidade de sementes

A relação está em escala logarítmica. Note que a inclinação da regressão linear sobre os dados transformados é menor do que um, uma indicação segundo HARMS et al. (2000) de que esta relação é negativa.

Fonte: extraído de HARMS et al. (2000, p. 493).

WEBB e PEART (1999), em um estudo também realizado em uma floresta tropical, encontraram uma relação negativa entre a área basal e a sobrevivência das plântulas. A área basal, neste caso, é o somatório do diâmetro do tronco das árvores (feito separadamente por espécie). No estudo de WEBB e PEART (1999) a área basal está linearmente relacionada à densidade populacional e a **Figura 21** mostra que a tendência da sobrevivência das plântulas é diminuir com o aumento da área basal. Isto provavelmente deve-se ao aumento da incidência de herbivoria ou de patógenos associados ao aumento da densidade populacional.

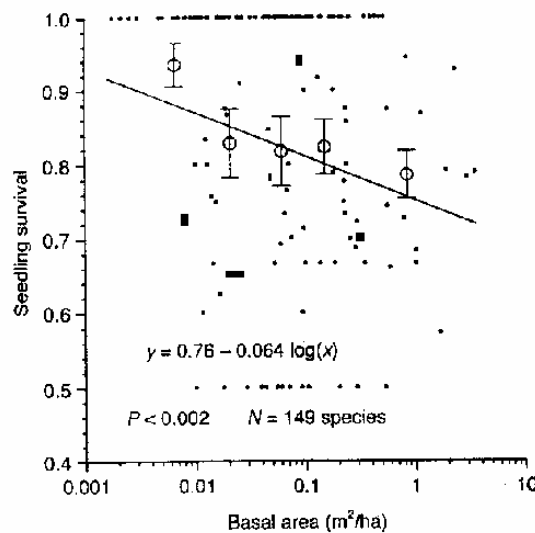


Figura 21 - Relação entre área basal e densidade populacional

Cada ponto representa uma espécie.

Fonte: extraído de WEBB e PEART (1999, p. 2011).

No entanto, ao contrário do observado por HARMS et al. (2000), DALLING, HUBBELL e SILVERA (1998) citam em um estudo realizado próximo da mesma área que há uma correlação positiva e seqüencial entre as abundâncias de fases supostamente contíguas do desenvolvimento de uma planta, a dizer: banco de sementes com a abundância de plântulas com menos de 10 cm de altura, estando estas por sua vez correlacionadas com plântulas maiores que 10 cm; sendo estas

últimas correlacionadas com os adultos (veja seus resultados na **Tabela 5**). É interessante notar que o tamanho da semente correlaciona-se negativamente com a densidade de sementes e com as plântulas com menos que 10 cm de altura, possivelmente devido a uma herbivoria acentuada sobre sementes maiores, mais visíveis.

Tabela 5 - Relação entre fases contíguas do desenvolvimento de uma planta

Relação	r_s	P
Tamanho da Semente vs:		
Densidade do Banco de Sementes	-0.74	<0.01
Plântulas < 10 cm	-0.58	<0.01
Plântulas > 10 cm	-0.32	NS
Adultos	-0.19	NS
Densidade do Banco de Sementes vs:		
Plântulas < 10 cm	0.54	<0.05
Plântulas > 10 cm	0.26	NS
Adultos	0.08	NS
Plântulas < 10 cm vs:		
Plântulas > 10 cm	0.86	<0.01
Adultos	0.83	<0.01
Plântulas > 10 cm vs:		
Adultos	0.90	<0.01

São mostradas correlações do "rank" de Spearman [r_s] entre as abundâncias das diferentes fases - NS indica valor não significativo. O "rank" de Spearman é um coeficiente de correlação e, como tal, é utilizado para medir a similaridade entre os objetos comparados (KREBS, 1998). Ele varia de 1 (similaridade máxima) a -1 (similaridade mínima).

Fonte: extraído de DALLING, HUBBELL e SILVERA (1998, p. 680).

Deve-se notar, contudo, que no estudo de DALLING, HUBBELL e SILVERA (1998), seu método realizou uma amostragem de todas as fases de uma forma praticamente horizontal, acompanhando-as por um curto período de tempo (um ano) e observando o desenvolvimento das plantas. Com isto, esta aparente controvérsia entre uma relação positiva (como sugere DALLING, HUBBELL; SILVERA, 1998) ou negativa (tal como em HARMS et al., 2000, e em WEBB e PEART, 1999) entre a densidade de plântulas e o sucesso do estabelecimento de uma delas talvez seja elucidada no contexto de uma relação supostamente positiva entre o número de adultos e a produção e germinação de sementes, com o posterior desenvolvimento das plantas. No entanto, tal relação não está evidenciada nos resultados de DALLING, HUBBELL e SILVERA (1998) - veja que a densidade do banco de sementes não está significativamente relacionada aos adultos. O aspecto que resta e que pode estar relacionado, se ocorreu (e não foi documentado), é a ausência de herbivoria ou de patógenos associados à densidade populacional no período de observação do estudo. De qualquer maneira, os resultados de HARMS et al. (2000) e de DALLING, HUBBELL e SILVERA (1998) devem ser olhados com cautela.

Considerando que podem ou não haver patógenos ou herbívoros em uma dada área, o modelo *CAVeg* permite optar pelo uso de uma relação deterministicamente positiva ou negativa entre o número de plântulas com o sucesso do estabelecimento de uma destas plântulas.

3.4.2. Permanência da planta na célula

Após a plântula estabelecer-se com sucesso em uma célula do autômato celular, ela passa a seguir um conjunto diferente de regras. De forma inversa ao que ocorre quando é tratada em conjunto com outras plântulas do mesmo tipo ecofisiológico e na ausência de patógenos, o aumento da densidade populacional nas células ao seu redor passa a afetar negativamente a sua sobrevivência. Em função de seu tamanho este efeito poderá ser de maior ou menor intensidade, respectivamente, para quando tiver um pequeno ou um grande tamanho em relação aos seus vizinhos.

Sua sobrevivência também passa a ser regida por um modelo de desenvolvimento fisiológico que considera limitantes os fatores luz e nutriente: o modelo ALLOCATE de TILMAN (1988). Como complemento ao modelo ALLOCATE, a disponibilidade do nutriente no solo deve situar-se entre uma faixa ótima de um mínimo necessário e um máximo tolerável. Outro complemento ao modelo ALLOCATE é o efeito causado pela biomassa viva ao redor da planta que reduz sua taxa de crescimento.

A planta cresce segundo o modelo ALLOCATE até atingir tamanho suficiente para produzir sementes; neste ponto, ela pode dispersar as sementes ao seu redor ou por todo o "grid" de simulação em quantidades decrescentes a partir de sua posição. As sementes acumulam-se no solo por um período máximo de longevidade constituindo um banco de sementes que, quando presente em uma célula vazia (logo, em uma etapa de transição), pode resultar na ocupação da célula por uma planta.

A seguir serão apresentados o embasamento científico e o modo de calcular a probabilidade de permanência da célula na classe planta.

3.4.2.1. Interações ecológicas

Neste item será abordada a relação da classe da célula do autômato celular com sua própria classe e com a das células vizinhas. A interação da planta com fatores ambientais que alteram sua performance será abordada neste item. Os fatores considerados são a biomassa total ao redor da planta e a disponibilidade de nutrientes. Outro fator que está intimamente relacionado com a resposta de uma planta ao ambiente é o seu tamanho e também será tratado aqui.

GOLDBERG (1987) estudou a resposta das plantas sobre a relação entre biomassa (de uma dada planta) com densidade e com a biomassa total ao seu redor. Com o ajustamento de funções lineares e não-lineares em diversas espécies, GOLDBERG (1987) concluiu que uma função hiperbólica melhor representa a relação entre biomassa da planta e densidade ao seu redor. Seu estudo, conforme por ela citado, condiz com estudos prévios que também determinaram a função hiperbólica como melhor descritora da relação entre a biomassa da planta e a densidade ao seu redor (vide referências em GOLDBERG, 1987). A função hiperbólica é

$$T = \frac{T_{\max}}{(1 + X \times N)}$$

onde T é a biomassa da planta alvo, N é a biomassa total dos vizinhos e X é o coeficiente da regressão. Os resultados de GOLDBERG (1987) que ilustram esta relação podem ser visualizados na **Figura 22**.

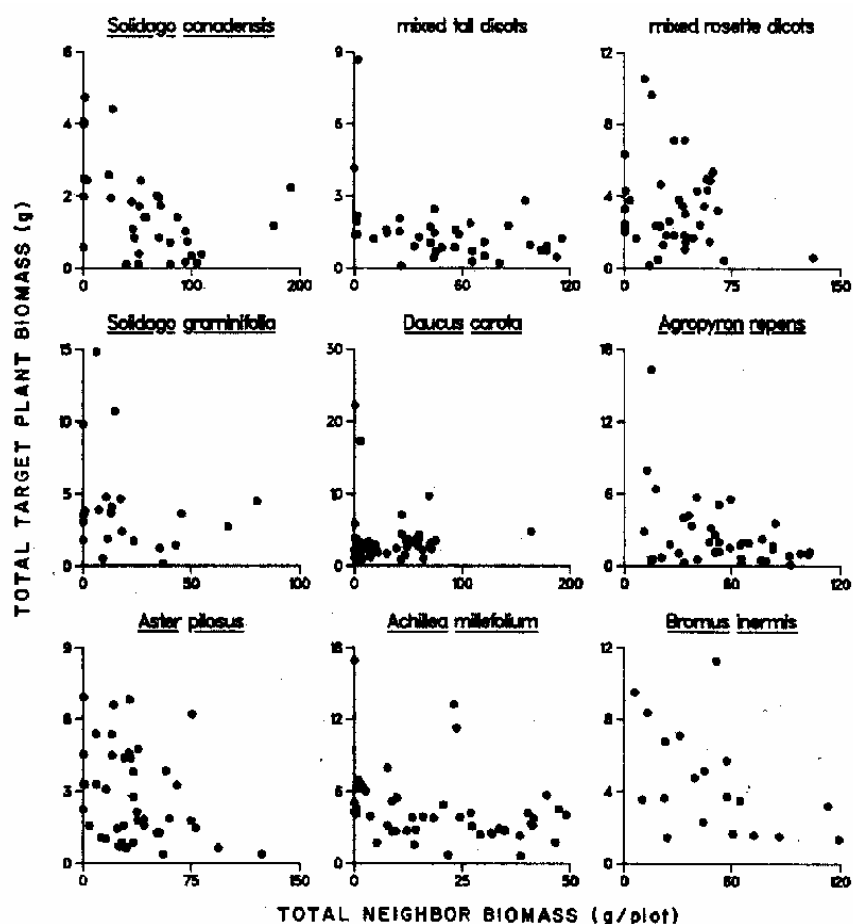


Figura 22 - Relação entre biomassa da planta e biomassa circundante

Fonte: extraído de GOLDBERG (1987, p. 1216).

O estudo de GOLDBERG (1987) sugere que a taxa de crescimento de uma dada planta seja influenciada por fatores tais como a densidade de indivíduos e biomassa total ao seu redor. No modelo ALLOCATE de TILMAN (1988) a taxa de crescimento é responsável pelo incremento da biomassa de uma planta, e a relação parece dar-se no sentido de que a taxa de crescimento diminui com o aumento da densidade de indivíduos e da biomassa total ao redor da planta.

O modelo *CAVeg* aplica a função hiperbólica para alterar a taxa de crescimento da planta em função da biomassa total ao seu redor. Esta relação é incorporada no modelo de desenvolvimento fisiológico da planta (*ALLOCATE*, de *TILMAN*, 1988).

PINO, *SANS* e *MASALLES* (1997) notam em diversas plantas que existe na natureza a sobrevivência dependente do tamanho. Na espécie estudada pelos autores há uma elevada mortalidade em plantas jovens que diminui gradualmente na medida que as plantas envelhecem, padrão este observado em outras espécies por outros cientistas (vide *PINO*, *SANS*; *MASALLES*, 1997). A relação da mortalidade com a idade, de acordo com os resultados de *PINO*, *SANS* e *MASALLES* (1997), é uma consequência do tamanho da planta, que tende a aumentar com a idade.

Caso o padrão sugerido por *PINO*, *SANS* e *MASALLES* (1997) assemelhe-se a uma curva de sobrevivência, deve haver restrições no sentido de que provavelmente não há população no mundo real que apresente uma taxa de sobrevivência específica da idade que seja constante (*ODUM*, 1988).

O modelo *CAVeg* aumenta a probabilidade de sobrevivência da planta com base no seu próprio tamanho (em comparação a um tamanho máximo). O modelo *JABOWA* (*BOTKIN*, *JANAK*; *WALLIS*, 1972) também considera uma abordagem semelhante.

Ora, se o estudo de *GOLDBERG* (1987) mostra que a densidade ao redor da planta reduz sua biomassa e o estudo de *PINO*, *SANS* e *MASALLES* (1997) mostra que uma biomassa menor resulta em uma maior mortalidade, deduz-se que um

aumento na densidade resulta em uma maior mortalidade. De fato, LAW (1981) e WATKINSON, LONSDALE e FIRBANK (1983) mostram que esta relação existe (muito embora LAW [1981] cite a existência de estudos que não evidenciam-na).

LAW (1981) analisou a dinâmica de uma população colonizadora de *Poa annua* e, separando o efeito sazonal, foi capaz de mostrar que as taxas de sobrevivência tendem a serem menores quando a densidade é elevada. Ele concluiu isto através de correlações negativas no "rank" de Kendall entre as proporções de sobreviventes de idade X que atingem idade X+1. O "rank" de Kendall, assim como o "rank" de Spearman, é um coeficiente de correlação que varia dentro do intervalo de 1 (similaridade máxima) a -1 (similaridade mínima) (KREBS, 1998).

WATKINSON, LONSDALE e FIRBANK (1983) obtiveram indicações de que um maior número de plantas vivas de *Helianthus annuus* ao redor de uma outra causam uma menor probabilidade de sobrevivência para a planta cercada. Este efeito é mais acentuado nas proximidades da planta cercada (veja na **Figura 23** os resultados do experimento de WATKINSON, LONSDALE; FIRBANK, 1983).

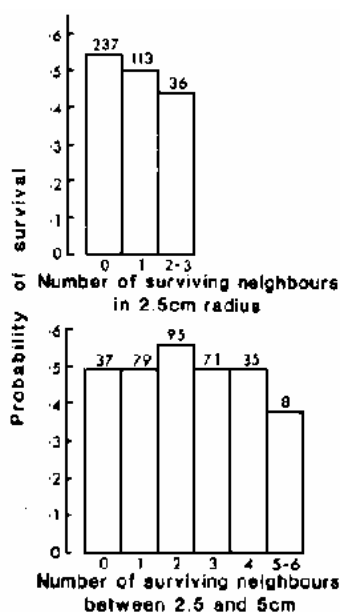


Figura 23 - Probabilidade de sobrevivência e quantidade de vizinhos

Fonte: extraído de WATKINSON, LONSDALE e FIRBANK (1983, p. 382).

O estudo da relação entre densidade e mortalidade pode ser feito indiretamente com o modelo *CAVeg* através da implementação de funções que atuam em compartimentos diferenciados conforme sugerem os estudos de GOLDBERG (1987) e PINO, SANS e MASALLES (1997).

Contudo, ao contrário do que GOLDBERG (1987) relatou, em um estudo com *Xanthium strumarium* WEINER, KINSMAN e WILLIAMS (1998) não conseguiram demonstrar que o tamanho das plantas está relacionado com a densidade populacional, talvez porque as plantas, conforme sugerido pelos autores, sofram competição primariamente de vizinhos que estejam extremamente perto. WEINER, KINSMAN e WILLIAMS (1998) sugeriram que a heterogeneidade ambiental seja responsável pelas variações observadas na população estudada.

O que se segue neste item é considerado tendo em vista a questão da existência de heterogeneidade ambiental.

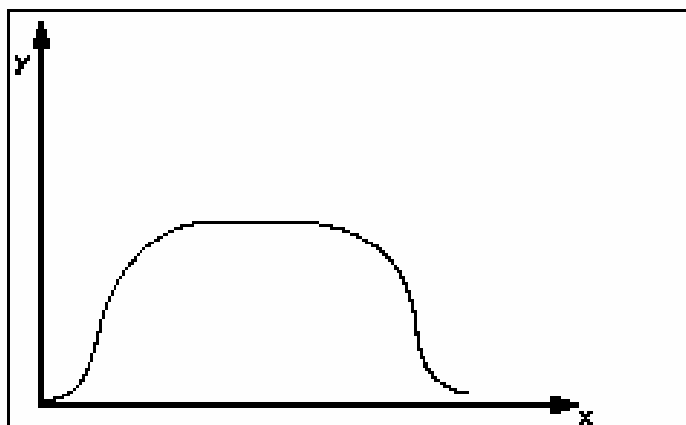
LANZER e PARIS (1980), tratando da questão da especificação da quantidade de fertilizante a ser adotada para obter determinado rendimento de uma cultura, mostram que os modelos tradicionalmente utilizados com esta finalidade, estimam inadequadamente a resposta da planta a uma determinada quantidade de nutriente no solo, tal como o modelo de Mitscherlich (de 1909, dado em LANZER e PARIS, 1980):

$$y = A \times \left(1 - e^{-c \times (x+b)}\right)$$

A equação de Mitscherlich prediz a produtividade do cultivo (y) em função da quantidade do nutriente variável (x); A , b e c são parâmetros do modelo.

A curva obtida com os modelos tradicionais não corresponde à realidade porque pressupõe que não haja um efeito deletério sobre a planta em quantidades

muito grandes de nutrientes. A resposta mais adequada da planta a uma determinada quantidade de nutriente no solo, conforme LANZER e PARIS (1980), é a apresentada na **Figura 24**.



Relação geral entre a disponibilidade de um nutriente e a quantidade de crescimento de planta (cfr. RUSSEL (27), p. 49)

Figura 24 - Resposta da planta ao nutriente

Fonte: extraído de LANZER e PARIS (1980, p. 26).

A resposta das plantas a um gradiente de nutriente dada por LANZER e PARIS (1980) pode ser obtida com as alterações propostas por MINCHIN (1987) para a função beta sugerida para usos em simulação por AUSTIN (1976). A função beta alterada por MINCHIN (1987) é:

$$A = \begin{cases} \frac{A0}{d} \times \left[\frac{x-m}{r} + b \right]^\alpha \times \left[1 - \left(\frac{x-m}{r} + b \right) \right]^\gamma & \text{se } m - (r \times b) \leq x \leq m + r \times (1 - b) \\ 0 & \text{para outros valores de } x \end{cases}$$

em que A é a abundância de uma espécie numa posição x em um dado gradiente. A função toma os seguintes parâmetros: (m) a posição do pico, ($A0$) a abundância máxima no pico, (r) a amplitude de ocorrência ao longo do gradiente, α e

γ são parâmetros da forma da função. Com base em α e γ são calculados outros dois parâmetros usados na fórmula, a dizer:

$$d = b^\alpha \times (1-b)^\gamma$$

e

$$b = \frac{\alpha}{\alpha + \gamma}$$

Algumas das possíveis configurações geradas com esta função são mostradas na **Figura 25** para os dados da **Tabela 6**.

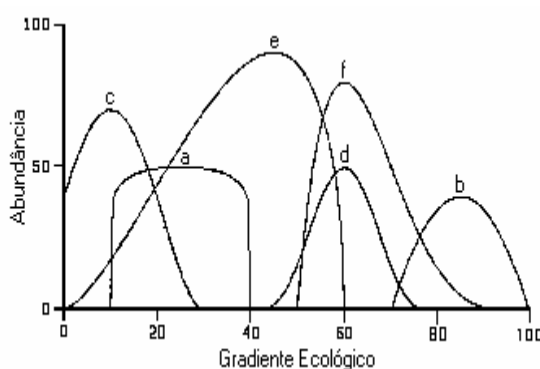


Figura 25 - Configurações da função beta alterada por MINCHIN (1987)

Fonte: extraído de MINCHIN (1987, p. 149).

Tabela 6 - Dados das funções da figura 24

Função	$A0$	M	R	α	γ
A	50	25	30	0,1	0,1
B	40	85	30	1	1
C	70	10	40	2	2
D	50	60	40	4	4
E	90	45	60	1,5	0,5
F	80	60	50	1	4

Fonte: extraído de MINCHIN (1987, p. 149).

O modelo *CAVeg* aplica a função beta alterada por MINCHIN (1987) para representar a relação entre a disponibilidade de nutrientes e a resposta da planta. Esta relação é incorporada no modelo de desenvolvimento fisiológico da planta (ALLOCATE, de TILMAN, 1988).

3.4.2.2. Interações fisiológicas

Neste item serão abordados a interação da planta com fatores ambientais e endógenos que determinam seu desenvolvimento (a luz) e reprodução (as sementes). Os fatores considerados baseiam-se fundamentalmente no modelo ALLOCATE de TILMAN (1988).

No modelo ALLOCATE, em síntese, os recursos adquiridos pela planta são convertidos fotossinteticamente em uma quantidade dada pelo fator mais limitante: luz ou nutrientes. O produto da fotossíntese é alocado (particionado) diferentemente nos órgãos da planta (raiz, caule, folhas e sementes) - note que cada tecido tem seu conteúdo de nutrientes. Os nutrientes são absorvidos em quantidade dependente do tamanho da raiz.

Os seguintes fatores são considerados na obtenção de luz para fotossíntese: (a) altura da planta, calculada com base na biomassa do caule; (b) folhas distribuídas em uma camada única no topo do caule; (c) quantidade de luz recebida, determinada pela altura das folhas e pela distribuição vertical das outras plantas (no autômato celular *CAVeg* são consideradas as plantas dispostas a um certo raio da planta em questão) e atenuada por folhas e caules de acordo com a Lei de Beer. A

Lei de Beer, segundo TILMAN (1988), é a proporção de radiação fotossinteticamente ativa que alcança uma folha a uma dada distância abaixo do dossel e é uma função exponencial negativa do total de biomassa vegetal a níveis acima da folha:

$$\text{Intensidade Luminosa} = \exp(-0.0045 \times \text{biomassa foliar total em alturas superiores})$$

Portanto, plantas com um tamanho maior que a planta em questão obterão mais luz e ela obterá menos luz, e a quantidade de luz recebida, assim como de nutrientes, determina a quantidade de fotossíntese e o quanto a planta cresce.

Para as sementes deve considerar-se que somente são geradas quando a planta atinge sua altura máxima e havendo fotossintato (o produto da fotossíntese) excedente da respiração. Este fotossintato excedente é alocado para a produção de sementes, que tem uma biomassa fixa. Portanto, a produção de sementes é uma função do excesso de fotossintato e da biomassa de cada semente.

As equações matemáticas a seguir descrevem a fisiologia do desenvolvimento de uma planta no modelo ALLOCATE. As equações foram simplificadas porque TILMAN (1988) não individualiza as plantas em seu modelo; ao invés disto, trata-as em coortes, onde todas as plantas de uma mesma coorte possuem as mesmas características.

3.4.2.2.1. Modelo ALLOCATE de TILMAN (1988)

Uma nova planta origina-se a partir de uma semente cuja biomassa é dada por *BSeed*. Ao germinar, esta biomassa é convertida em biomassa de raiz (*BR*), de caule (*BS*) e de folhas (*BL*), conforme as equações

$$BR = AR \times BSeed$$

$$BS = AS \times BSeed$$

$$BL = AL \times BSeed$$

em que AR , AS e AL representam o padrão de alocação de recursos da planta. Note que

$$AR + AS + AL = 1$$

A altura desta planta ($HITE$) é calculada de acordo com

$$HITE = 4 \times (2500 \times BS)^{0.5}$$

A fração de luz que atinge as folhas da planta (L_x) a uma dada altura (X), supondo-as em uma camada única disposta no topo do caule, é dada pela Lei de Beer e é igual a

$$L_x = e^{-0,0045 \times T_x}$$

em que T_x é igual ao total de biomassa foliar acima da altura X .

A disponibilidade do recurso (nutriente) no solo (C) é calculada como

$$C = S \times \frac{BR}{BL}$$

onde S é igual à disponibilidade deste recurso.

A respiração da planta ($RESP$) é igual à

$$RESP = (RR \times BR) + (RS \times BS) + (RL \times BL)$$

em que RR , RS e RL são as taxas de respiração da raiz, do caule e da folha, respectivamente.

L_x , C e $RESP$ são parâmetros necessários no cálculo da quantidade de fotossintato produzida pela fotossíntese (DB):

$$DB = MIN \left[\left(R \times BL \times \frac{C}{C + KN} \right) \text{ ou } \left(R \times BL \times \frac{L_{HITE}}{KL + L_{HITE}} \right) \right] - RESP$$

Na equação do cálculo do fotossintato (DB) R é a taxa fotossintética máxima por unidade de biomassa foliar e KN e KL são constantes de meia saturação para nutrientes e para luz, respectivamente. KN e KL fundamentalmente reduzem a taxa máxima de crescimento da planta.

Do resultado do cálculo do fotossintato produzido podem surgir três situações: (1) $DB > 0$ e a planta não atingiu a altura máxima – neste caso DB é alocado nos órgãos da planta (raiz, caule e folhas) e a planta cresce; (2) $DB > 0$ e a planta atingiu a altura máxima – a planta produz sementes em quantidade de acordo com a razão $DB/BSeed$; ou (3) $DB < 0$ - a planta está sujeita à morte.

Se a planta ainda não atingiu a altura máxima, a absorção de nutrientes ($UPTAKE$) dar-se-á de acordo com a primeira fórmula abaixo; se a planta não cresce mais então ela produz sementes e a absorção dar-se-á conforme a segunda fórmula abaixo:

$$UPTAKE = DB \times [(AR \times QNR) + (AS \times QNS) + (AL \times QNL)]$$

ou

$$UPTAKE = DB \times QNSeed$$

em que QNR , QNS , QNL e $QNSeed$ são o conteúdo de nutrientes da raiz, do caule, das folhas e das sementes, respectivamente.

O **Anexo 8** apresenta um procedimento que foi desenvolvido para obterem-se as taxas de respiração ao variar a taxa de crescimento máxima da planta.

Alterações efetuadas no modelo ALLOCATE

O modelo ALLOCATE foi alterado para refletir circunstâncias não projetadas em sua versão original, tomando como exemplo o modelo de dinâmica florestal JABOWA (BOTKIN, JANAK; WALLIS, 1972) no qual a taxa de crescimento das

plantas é alterada pelos efeitos do sombreamento, do clima e da qualidade do solo (os dois últimos variando entre 0 e 1). Em JABOWA (BOTKIN, JANAK; WALLIS, 1972) estes fatores interagem de forma multiplicativa com a taxa de crescimento, ou seja:

$$TAXA \ DE \ CRESCIMENTO = CRESC.POTENCIAL \times r(AL) \times T(DEGD) \times S(BAR)$$

onde *CRESC.POTENCIAL* é o crescimento em potencial da árvore, e *r(AL)*, *T(DEGD)* e *S(BAR)* representam, respectivamente, os efeitos do sombreamento, do clima e da qualidade do solo.

De forma semelhante à utilizada no modelo JABOWA, o efeito da disponibilidade de nutrientes no solo (*EFNUTR*) e da biomassa total ao redor da planta (*EFBIOM*) foram introduzidos no modelo ALLOCATE através das seguintes modificações na fórmula do cálculo da disponibilidade do recurso (*C*) e do cálculo do fotossintato (*DB*):

$$C = S \times \frac{BR}{BL} \times EFNUTR$$

$$DB = MIN \left[\left(R \times BL \times \frac{C}{C + KN} \right) \text{ ou } \left(R \times BL \times \frac{L_{HITE}}{KL + L_{HITE}} \right) \right] \times EFBIOM - RESP$$

Pretendendo tornar o modelo mais realístico, mudou-se o cálculo da altura do caule já que o cálculo original de TILMAN (1988) predeterminava o diâmetro do caule em função de sua biomassa. A função original desconsidera a existência de caules de biomassa iguais mas com alturas diferentes em função de diâmetros diferentes. Portanto, alterou-se o cálculo da altura da planta incluindo-se informações usualmente encontradas na literatura, tais como a altura máxima da planta, diâmetro do tronco e densidade da madeira (em Kg/m³). Com estes dados é possível calcular a biomassa total do caule adulto. Assim sendo, a fórmula

$$HITE = 4 \times (2500 \times BS)^{0.5}$$

foi substituída pela fórmula

$$h = \sqrt[3]{\frac{\left(\frac{h_{max}}{r_{max}}\right)^2 \times \left(\frac{Biomassa}{Densidade}\right)}{PI}}$$

de forma poder refletir as variações no diâmetro no decorrer do desenvolvimento da planta, onde h é a altura da planta, h_{max} é a altura máxima que a planta atinge, e r_{max} é o raio máximo que o tronco atinge. *Biomassa* (a atual) e *Densidade* se referem aos dados do caule. O procedimento matemático para a formulação desta equação encontra-se no **Anexo 9**.

A fórmula de SMALIAN em DE PAULA e ALVES (1997) é utilizada para o cálculo do volume do tronco com casca e com ela também pode obter-se a altura do caule isolando-se esta variável no modelo. A fórmula de SMALIAN é:

$$V = \frac{A_1 + A_2}{2} \times h \quad \text{onde} \quad A_1 = D_I^2 \times 0.7854 \quad \text{e} \quad A_2 = D_S^2 \times 0.7854$$

em que D_I é o diâmetro inferior e D_S é o diâmetro superior do tronco.

Contudo, deve-se fornecer o diâmetro de duas secções do tronco que não podem ser determinados unicamente com base na biomassa atual da planta, e esta é a única variável que armazena informações a respeito do tamanho da planta pelo presente trabalho.

Por fim, o modelo ALLOCATE desconsidera a possibilidade da planta absorver mais nutrientes do solo do que a quantidade disponível. Para resolver esta inadequação limitou-se o valor da quantidade de fotossintato produzida (*DB*) de forma que, posteriormente, *UPTAKE* adeque-se à quantidade disponível de nutrientes no solo. Isto foi feito de acordo com o seguinte algoritmo:

$$\text{SE } DB \times [(AR \times QNR) + (AS \times QNS) + (AL \times QNL)] > NUTRDISP$$

$$\text{ENTÃO } DB = \frac{NUTRDISP}{[(AR \times QNR) + (AS \times QNS) + (AL \times QNL)]}$$

ou

$$\text{SE } (DB \times QNSeed) > NUTRDISP$$

$$\text{ENTÃO } DB = \frac{NUTRDISP}{(DB \times QNSeed)}$$

em que *NUTRDISP* representa a quantidade disponível de nutrientes. O algoritmo é aplicado visando o destino do fotossintato produzido, tanto para a produção de partes vegetativas (raiz, caule e folhas) como para a produção de sementes.

3.4.2.2.2. Dispersão das sementes

As sementes produzidas por uma planta adulta de acordo com o modelo ALLOCATE são dispersadas de acordo com um dos modelos de dispersão de WILLSON e TRAVESET (2000):

$$y = aX^{-b} \text{ e } y = ae^{-bX}$$

onde *y* é o número de sementes definido em função da distância *X* da planta-mãe. Os parâmetros *a* e *b* auxiliam no ajustamento da curva, como pode ser visto nos exemplos da **Figura 26** (exemplos dados pelos próprios autores).

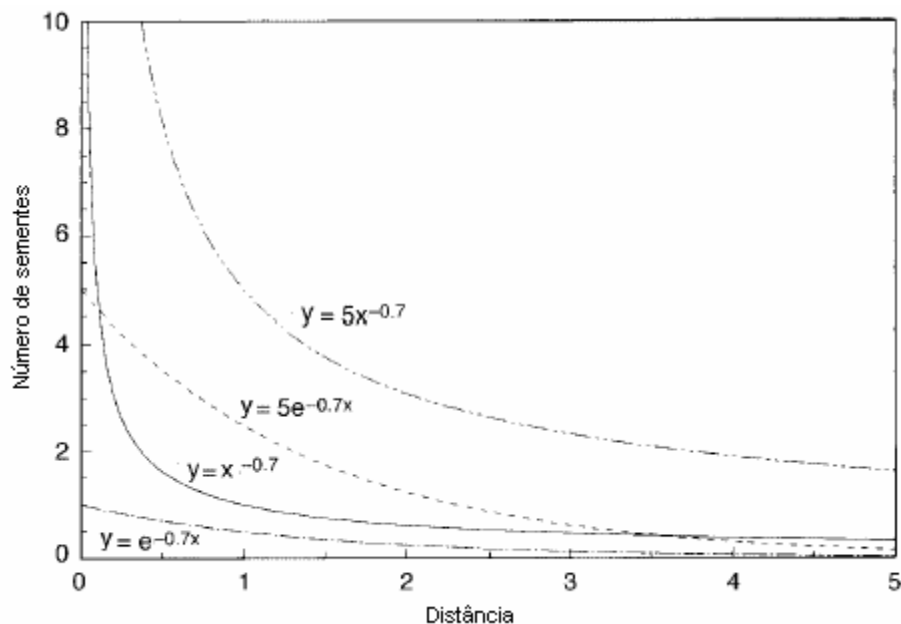


Figura 26 - Alguns resultados de equações de dispersão de sementes

Fonte: extraído de WILLSON e TRAVESET (2000, p. 86).

Os modelos de WILLSON e TRAVESET (2000) definem o padrão de dispersão das sementes em função da distância da planta-mãe, expressando a diminuição da quantidade de sementes com o aumento da distância, fato observado na natureza. A distância é considerada usualmente como a principal variável de interesse para estudos de dispersão de sementes, muito embora haja outras tais como a direção do vento e o transporte por animais (WILLSON e TRAVESET, 2000). Estas outras variáveis não são consideradas pelo presente modelo tendo em vista uma menor complexidade da abordagem.

Alternativamente, o modelo desenvolvido permite que as sementes sejam dispersadas somente na vizinhança da planta-mãe. Esta é uma dispersão curta, tal como definida por MOLOFSKY (1994) que a aplicou em um autômato celular. A outra forma de dispersão aplicada por MOLOFSKY (1994) ocorre por toda a área de simulação e foi definida por dispersão longa. A dispersão longa assemelha-se ao modo de dispersão dado pelas equações de WILLSON e TRAVESET (2000), exceto

pelo fato de dispersar quantidades iguais de sementes para todas as distâncias consideradas.

Para efetuar-se a dispersão longa foi desenvolvido um algoritmo que sorteia, com base nas equações de WILLSON e TRAVESET (2000), um valor de y pertinente aos limites de $Z > X > 1$. Z é igual à metade da menor dimensão do grid de simulação e é assim definida para evitar a deposição de sementes em uma mesma célula para diferentes distâncias, levando-se em conta o caso de um grid toroidal. O valor sorteado de y é inserido em uma das duas equações de WILLSON e TRAVESET (2000) e determina a distância X (arredondada) da semente em relação à planta-mãe. A seguir é sorteado um novo número aleatório que determinará a célula que receberá a semente. Para isto, as células recebem um número dado pela sua posição. A **Figura 27** exemplifica um resultado para este processo.

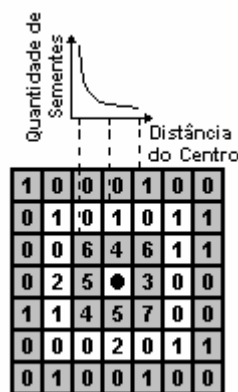


Figura 27 - Dispersão por faixas eqüidistantes do centro

Deve-se levar em consideração que as sementes dispersadas fora da área de simulação em uma grade toroidal cairão, de fato, dentro da área de simulação devido ao fato do torus continuar sobre si mesmo em suas extremidades. Em uma grade do tipo ilha as sementes serão perdidas se caírem fora da área de simulação - uma abordagem semelhante a utilizada por PACALA e SILANDER (1985) em seu

modelo de vizinhança. O efeito do limite imposto pela ilha, segundo PACALA e SILANDER (1985), é reduzir o tamanho da população dentro da área de simulação, especialmente nas proximidades das bordas.

3.5. MODELO CLIMÁTICO

O fornecimento de dados para o modelo de germinação adotado é efetuado por um modelo climático. Em síntese, a partir das variáveis temperatura e precipitação diários obtém-se a temperatura e o potencial hídrico diários do solo. Outras variáveis são necessárias para efetuar os cálculos no modelo climático, a saber: a latitude do local e suas temperaturas médias mensais (estimativas de longo prazo), a porcentagem de areia e de argila do solo, o potencial hídrico crítico para fechamento dos estômatos, e a profundidade das sementes viáveis, além de parâmetros adicionais (k , c_w e f_i).

RAJAGOPALAN e LALL (1999) desenvolveram um algoritmo com a finalidade de reproduzir características climáticas (é possível, aliás, reproduzir diversas características com base em sua técnica). O procedimento procura um vetor de características semelhantes à atual em um intervalo temporal fixo ao redor do momento em questão e os dados utilizados são um registro histórico das características a serem simuladas. Há um número máximo (k) de vetores semelhantes (ou próximos, na linguagem dos autores), dos quais um deles se tornará o sucessor do vetor de características atual através de uma certa função de probabilidade. Este número máximo de vetores próximos define o nome da técnica:

“*k-nearest-neighbor*” (ou k-NN, que em português significa “*k-vizinhos mais próximos*”). A técnica está descrita no **Anexo 10** e as características simuladas são a temperatura e a precipitação diárias.

Na **Figura 28** vêem-se alguns resultados de simulações efetuadas por RAJAGOPALAN e LALL (1999). Note que a precipitação sazonal média em (a) com sua respectiva variância em (b) são bastante semelhantes aos dados históricos.

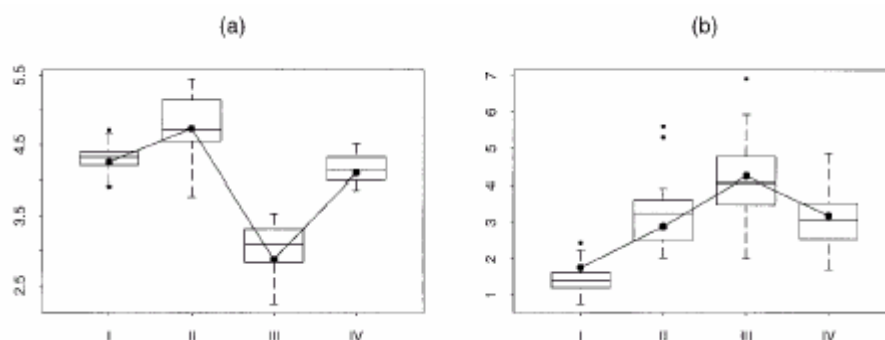


Figura 28 - Resultado de simulações com modelo climático

As estações do ano estão indicadas por algarismos romanos. Os dados simulados estão ligados por retas e os dados históricos estão representados por retângulos com suas médias na linha central.

Fonte: extraído de RAJAGOPALAN e LALL (1999, p. 3100).

A temperatura e a precipitação diárias alimentam uma simulação diária da umidade do solo (Ω) baseada em uma alteração do modelo de THORNTHWAITE e MATTER (1957) feita por BUGMANN e CRAMER (1998) projetada para modelos de dinâmica florestal. São necessários nesta simulação a latitude do local com suas respectivas temperaturas médias mensais e a determinação dos parâmetros c_w e f_i , aqui adotados conforme BUGMANN e CRAMER (1998) sugerem ($c_w=12$ cm/mês e $f_i=0,3$; f_i é uma média da amplitude usual de variação em florestas temperadas, ou seja, entre 0,2 e 0,4). f_i representa a fração de precipitação que é interceptada pelo dossel, e c_w é a taxa máxima de evapotranspiração de um solo saturado sob condições de elevada demanda. Outras constantes utilizadas pelo modelo que são

dadas de acordo com o trabalho de THORNTHWAITE e MATTER (1957) que está disponível resumidamente em LORENTE (1966).

Faz-se uma ressalva à determinação da umidade máxima do solo (Ω_{\max}) adotada pelo modelo de BUGMANN e CRAMER (1998), a qual é dada de acordo com FEDERER (1982): define-se Ω_{\max} como a diferença entre o conteúdo de água do solo (Θ) quando a condutividade hidráulica (K) é igual a 2 mm/d e o conteúdo de água do solo (Θ) quando o potencial matricial do solo (Ψ) iguala-se ao potencial matricial crítico para fechamento dos estômatos (Ψ_c). Ψ_c é aqui estimado com base no trabalho de CROKER, WITTE e AUGÉ (1998).

CAMPBELL (1974) fornece uma equação que relaciona K com Θ (em %) e COSBY et al. (1984) fornecem uma equação que relaciona Ψ (em cm H₂O) com Θ (em %). As equações são apresentadas a seguir:

$$K = K_s \times \left(\frac{\Theta}{\Theta_s} \right)^{2b+3} \quad \text{CAMPBELL (1974)}$$

$$\Psi = \Psi_s \times \left(\frac{\Theta}{\Theta_s} \right)^b \quad \text{COSBY et al (1984)}$$

COSBY et al. (1984) apresentam equações lineares para estimação de variáveis utilizadas pelas equações do cálculo da condutividade hidráulica (K) e do potencial matricial do solo (Ψ). As equações estimam Ψ_s (o potencial hídrico do solo saturado), Θ_s (o conteúdo de água do solo saturado), K_s (a condutividade hidráulica do solo saturado) e b (um parâmetro utilizado tanto na equação de CAMPBELL [1974] como na equação de COSBY et al. [1984]). As variáveis (Ψ_s , Θ_s , K_s e b) são estimadas com base nas porcentagens de areia e de argila do solo. Com o uso das equações de CAMPBELL (1974) e de COSBY et al. (1984) é possível determinar-se Ω_{\max} . As equações lineares de COSBY et al. (1984) (na forma $y=a+cx$) são

apresentadas na **Tabela 7**. Note que os valores dos parâmetros, exceto por b , são obtidos em sua forma logarítmica.

Tabela 7 - Equações lineares para estimação de variáveis do solo

Parâmetro	Variável	C	A
B	Argila (%)	0,159	2,91
$\text{Log } \Psi_s$	Areia (%)	-0,0131	1,88
$\text{Log } K_s$	Areia (%)	0,0153	-0,884
$\text{Log } \Theta_s$	Areia (%)	-0,126	48,9

Fonte: extraído de COSBY et al. (1984, p. 687).

A umidade do solo (Ω), resultado final do modelo de BUGMANN e CRAMER (1998), é convertida no conteúdo de água do solo (Θ) para uma dada profundidade conforme a equação

$$\Theta = \frac{\Omega}{Prof} \times 100$$

onde Ω é dado em cm, Θ é dado em porcentagem, e $Prof$ é a profundidade desejada, no caso, 10cm. O conteúdo de água do solo (Θ) é testado quanto ao conteúdo de água do solo saturado Θ_s conforme a regra

$$\text{SE } \Theta > \Theta_s \text{ ENTÃO } \Theta_{CORR} = \Theta_s \text{ SENÃO } \Theta_{CORR} = \Theta$$

onde Θ_{CORR} é o valor de Θ adequado ao máximo permissível do solo (Θ_s), que é posteriormente convertido em Ψ conforme a equação

$$\Psi_{cmH20} = \Psi_s \times \left(\frac{\Theta_s}{\Theta_{CORR}} \right)^b$$

onde $\Psi_{\text{cmH}_2\text{O}}$ é o potencial matricial do solo mensurado em cm de H_2O , cujo valor é posteriormente convertido em MPa (Ψ_{MPa}) conforme a equação

$$\Psi_{\text{MPa}} = \frac{(0,1 \times \Psi_{\text{cmH}_2\text{O}})}{1020} \times (-1)$$

para compatibilizar a unidade de medida do potencial matricial do solo com a medida dos modelos de germinação. Inverte-se o sinal na conversão para MPa já que os potenciais matriciais são sempre negativos (BRADY, 1979).

PRENTICE, SYKES e CRAMER (1993) atribuem um valor máximo para a umidade do solo no início da simulação e descartam os primeiros dois a cinco anos de simulação para que esta variável convirja a um valor estável, menor que o valor máximo. Esta técnica é utilizada na versão desenvolvida por PRENTICE, SYKES e CRAMER (1993) a partir do modelo de dinâmica vegetal FORSKA (de LEEMANS e PRENTICE, 1987) e é também aqui adotada.

3.6. MODELO DO BANCO DE SEMENTES

OSUMI e SAKURAI (1997) demonstram a importância do banco de sementes no solo com um estudo comparativo entre a emergência de plântulas de *Betula maximowicziana* em solos não-perturbados e em solos perturbados com a prévia remoção das plantas adultas e posterior capinagem. OSUMI e SAKURAI (1997) concluíram que a densidade das plântulas de *B. maximowicziana* relaciona-se positivamente com a densidade de sementes desta espécie dispersadas no ano anterior. Contudo, um número maior de plântulas emerge do solo quando a perturbação é efetuada. Esta proporção está além da estimativa para um solo não

perturbado, e mostra que há participação do banco de sementes do solo no estabelecimento de novas plântulas da espécie estudada.

Os modelos de germinação da forma como aplicados em *CAVeg*, alimentados pelos resultados do modelo climático, permitem que uma determinada proporção das sementes de um dado tipo ecofisiológico germine em um dia do ano. Os modelos de germinação estão relacionados com o modelo do banco de sementes sob os seguintes aspectos: (1) o banco de sementes fornece as sementes que germinarão, e (2) uma proporção do total de sementes do banco pode germinar em um dado ano. THOMPSON (2000) alerta para a persistência das sementes no banco, que em um extremo acarreta na ausência de plantas germinando (com todas as suas sementes persistindo) e no extremo oposto resulta em um crescimento aritmético da população (com todas as sementes germinando) e que conseqüentemente acarreta na extinção da espécie caso ocorra um evento climático desfavorável. As espécies, segundo THOMPSON (2000), mostram um comportamento intermediário em que parte de suas sementes germina e a outra parte persiste no banco. Este comportamento intermediário das espécies também pode ser entendido na luz de uma variabilidade intra-específica (entre os indivíduos de uma mesma espécie), com as condições ideais para a germinação das sementes sendo variáveis.

3.7. MODELO DE CICLAGEM DE NUTRIENTES

A matéria orgânica resultante da morte das plantas é decomposta e parte dela retorna ao solo na forma de nutrientes que poderão ser reaproveitados pelas plantas

vivas. No modelo *CAVeg* aplica-se o conceito de ciclagem de nutrientes através de um modelo que decompõe e armazena os nutrientes até um limite pré-fixado para a matéria orgânica restante. Neste modelo cada célula do autômato contém um vetor de tamanho dependente da quantidade de plantas que ali morreram (em computação o termo utilizado é pilha). Cada elemento do vetor armazena a quantidade de matéria orgânica não decomposta por unidade de tempo decorrido gerada a partir da morte de cada planta. A cada iteração remove-se matéria orgânica destes elementos de acordo com uma taxa de decomposição pré-definida. Esta matéria orgânica é decomposta removendo-a do elemento do vetor em questão e torna-se disponível para as plantas. A matéria orgânica não decomposta é descartada ao atingir-se o limite pré-fixado após um certo número de iterações que também é pré-fixado para evitar sobrecargas na memória do computador.

O registro da matéria orgânica resultante da morte das plantas e seu destino já foram utilizados em outros modelos (vide referências em SHUGART, SMITH; POST, 1992): em *LINKAGES*, por exemplo, esta abordagem permitiu explorar os efeitos da temperatura e da precipitação em cenários de alterações climáticas.

A taxa com que ocorre a decomposição da matéria orgânica é fixa e pode ser calculada com o uso do modelo de MEENTEMEYER (1978), que prediz a taxa de decomposição da serrapilheira com base em informações do ambiente climático (a evapotranspiração atual) e da suscetibilidade do substrato ao ataque de decompositores especializados (baseada na composição de um dos componentes da madeira, a lignina). O modelo de MEENTEMEYER (1978) é utilizado opcionalmente ao cálculo da taxa de decomposição com algumas ressalvas feitas pelo próprio autor: o modelo pode ser aplicado de climas subpolares a temperados quentes excluindo climas áridos e semi-áridos e com concentração de lignina na

serrapilheira de até aproximadamente 45%, não devendo ser aplicado sob outras circunstâncias.

O modelo desenvolvido por MEENTEMEYER (1978) é

$$y = (-3.44618 + 0.10015 \times X_1) - (0.01341 + 0.00147 X_1) \times X_2$$

em que y é a taxa de decomposição anual (em porcentagem), X_1 a evapotranspiração atual (em mm) e X_2 a concentração de lignina (em porcentagem).

Na **Figura 29** estão apresentados alguns resultados do modelo de MEENTEMEYER (1978).

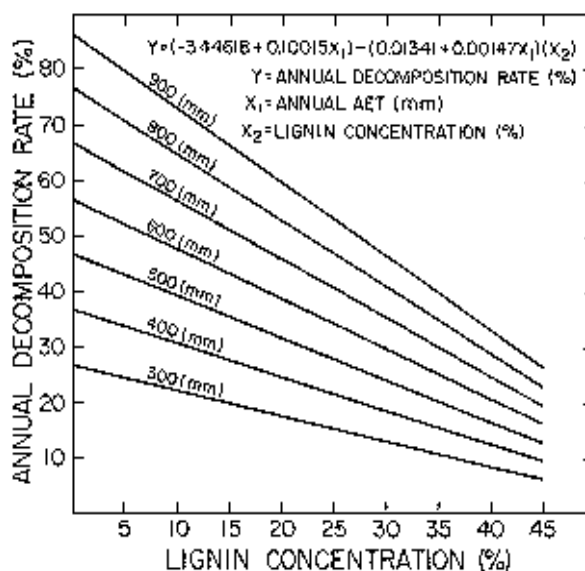


Figura 29 – Taxa de decomposição em função da concentração de lignina

Fonte: extraído de MEENTEMEYER (1978, p. 470).

3.8. ANÁLOGO NÃO-ESPACIAL

KEYMER et al. (2000) notaram que em modelos de metapopulações há uma certa disparidade entre o valor de equilíbrio obtido com estas diferentes abordagens

para a ocupação do espaço a longo prazo. Portanto, é interessante compararmos a dinâmica populacional do modelo espacial *CAVeg* com uma versão análoga não-espacial. A título de esclarecimento, metapopulações são um conjunto de populações locais, separadas umas das outras e que interagem em uma dada área através de indivíduos que se movem entre elas (HANSKI e GILPIN, 1991). Os modelos de metapopulações encontram aplicação no gerenciamento ambiental de reservas naturais (KEYMER et al., 2000) já que exploram a relação entre o tamanho mínimo da área com a extinção das metapopulações.

Portanto, foi desenvolvida uma versão não-espacial do modelo *CAVeg* que considera os principais aspectos não-espaciais. A versão não-espacial toma como pressuposto a presença de um único tipo ecofisiológico em um ambiente onde há sementes sempre presentes em todas as células, que apresentam condições ambientais homogêneas, e não há restrições ao desenvolvimento das plantas decorrentes de interações espaciais. Para comparar os resultados da versão não-espacial foi criado um tipo ecofisiológico nas condições previamente mencionadas. A versão não-espacial foi desenvolvida de forma a tornar possível a comparação dos resultados obtidos por KEYMER et al. (2000) com os resultados do modelo *CAVeg*.

O modelo não-espacial é uma extensão dos clássicos modelos de coortes alterada de tal forma que a população total seja limitada pelo espaço disponível para ocupação. É, neste contexto, similar ao modelo de crescimento logístico porque possui uma capacidade de suporte, ou seja, uma quantidade limitante do total de indivíduos possível, que no presente caso é a quantidade de espaço disponível. Contudo, esta extensão dos modelos de coortes não tem o tamanho da coorte inicial gerada diretamente a partir de outros indivíduos existentes, e sim, em função da

quantidade de espaço disponível – que indiretamente é dada pela quantidade de indivíduos existentes já que o espaço disponível não se altera.

Tem-se, em princípio, que o espaço livre (desocupado) é dado por:

$$CellsFree_t = TotCells - CellsOccupied_t$$

onde $CellsFree_t$ representa o espaço livre no momento t , $TotCells$ o espaço total e $CellsOccupied_t$ o espaço ocupado por plantas no mesmo momento (t).

No modelo espacial uma célula vazia com sementes pode permanecer vazia com uma probabilidade fixa pré-definida. Esta probabilidade de permanecer vazia é entendida como a chance de insucesso de ocupação do espaço pela germinação de uma semente vitoriosa. A chance de insucesso pode ser definida por um evento desfavorável qualquer.

Para um único tipo ecofisiológico presente na simulação, temos que a quantidade de plantas geradas no modelo não-espacial é dada analogamente por uma fração fixa do espaço livre:

$$p' = 1 - P'$$

onde P' é a probabilidade de insucesso de ocupação do espaço livre e p' é a probabilidade de ocupação do espaço,

A equação a seguir é aplicada no cálculo do tamanho da primeira coorte:

$$Age0_t = p' \times (CellsFree_{t-1} + AgeLast_{t-1})$$

onde $Age0$ é a quantidade de plantas geradas no momento atual (t), que é dada por uma fração fixa (p') do espaço livre do momento anterior - o espaço livre do momento anterior está representado na expressão em parênteses. Note que as plantas mais velhas do momento anterior ($AgeLast_{t-1}$) morrem e, juntamente com o espaço previamente desocupado ($CellsFree_{t-1}$), acrescentam espaço livre para as plantas da primeira coorte ($Age0_t$), geradas no momento atual (t).

Para o caso de uma espécie que sobreviva por dois anos e que atinja seu tamanho máximo durante o seu primeiro ano de vida, podem ser consideradas duas coortes: uma com um ano completo de vida e outra com dois anos completos de vida.

As plantas da primeira coorte são dadas conforme $Age1$, e $AgeLast$, a segunda coorte, é igual a $Age2$:

$$Age1_t = p' \times Age0_{t-1}$$

$$Age2_t = p' \times Age1_{t-1}$$

$$AgeLast_t = Age2_t$$

onde p'' é a probabilidade de sobrevivência para a conclusão de um ano de vida, considerando que se trata de uma planta que atinge seu tamanho máximo durante o primeiro ano de vida. No modelo espacial p'' é dado conforme o tamanho da planta e, tratando-se de uma planta que atinge o tamanho máximo durante o primeiro ano de vida, esta probabilidade é igual à probabilidade de sobrevivência para o tamanho máximo da planta.

Há que se fazer uma ressalva para compatibilizar o análogo não-espacial com o algoritmo do modelo *CAVeg*: as plantas nascidas no tempo t podem morrer neste mesmo momento. Portanto, o total de células ocupadas em um dado momento é igual à soma das coortes que completam um ano de vida; no caso de haverem duas coortes é igual a:

$$CellsOccupied_t = Age1_t + Age2_t$$

3.9. ANÁLISE DE RESILIÊNCIA

A análise de resiliência parte do pressuposto de que a comunidade esteja em equilíbrio. Assim evita-se o infortúnio de procurar-se atingir uma semelhança com uma comunidade transitória, já que é provável que diversos trajetos no hiper-espaço dos parâmetros considerados pela análise possam conduzir a um mesmo estado final - pressupõe-se estar lidando com um atrator caótico.

O algoritmo para a análise consiste em retirar no início da análise uma dada proporção de plantas de determinados tipos ecofisiológicos da área de simulação para após, através da comparação de certos parâmetros, determinar o momento em que não há mais diferença entre a área de simulação prévia à remoção de indivíduos (configuração original) e a área de simulação de uma iteração posterior à remoção de indivíduos (configuração atual). Para a análise de resiliência são considerados como sinônimos os termos remoção, extração e perda.

Para todos os tipos ecofisiológicos presentes, o usuário determina os parâmetros para a comparação da configuração original em relação à configuração atual. Estes parâmetros podem ser: biomassa, variância da biomassa, densidade, e, nutrientes e sua variância, ambos com base na média geral das células. Estipula-se uma margem de erro, tendo sido adotada 0.025, o que significa que o resultado da comparação de um parâmetro da configuração original em relação à configuração atual indicará semelhança somente se a divisão entre ambos pertencer ao intervalo $[1-margem, 1+margem]$, onde foi adotado um valor de 0.025 para *margem*. Admite-se que ambas as áreas são semelhantes se todos os parâmetros selecionados para a análise forem semelhantes.

A análise de resiliência apresenta diversas informações úteis, entre elas a iteração em que houve semelhança, se este for o caso, ou a iteração em que houve alguma extinção, caso verifique-se a inexistência de um dado tipo ecofisiológico e também de suas sementes na área de simulação. Adicionalmente, para o caso em que há semelhança, o procedimento de análise permite verificar falsos positivos através da continuidade da simulação por um intervalo pré-definido de iterações pós-equilíbrio. Também são definidas quantidades máximas de iterações para a busca de uma semelhança através de um total pré-definido de iterações e de um total de iterações em que, seqüencialmente, seja detectado uma diferença cada vez maior entre a configuração original e a configuração atual.

Admite-se que o número admissível de iterações pós-equilíbrio possa ser inferior ao número de iterações necessárias para atingir o equilíbrio e que ambas as quantidades máximas de iterações sejam maiores que o número total de iterações necessárias para atingir-se equilíbrio.

Além da existência da análise de resiliência em si, o aplicativo desenvolvido para o modelo *CAVeg* possui um algoritmo para remover plantas da área de simulação ordenadamente, pelo seu tamanho, ou aleatoriamente, no qual nenhum fator interfere no processo de remoção.

3.10. ALGORITMO PARA SIMULAÇÃO

Os passos necessários para a implementação dos modelos das interações ecológicas e fisiológicas considerados por *CAVeg* estão apresentados na **Figura 30**.

Os passos hachurados são aqueles em que as plantas participam diretamente do processo, quer seja estabelecendo-se (em 1), quer seja desenvolvendo-se (em 5).

Ainda há uma relação com os passos 1B e 3, respectivamente, com os passos 1 e 5.

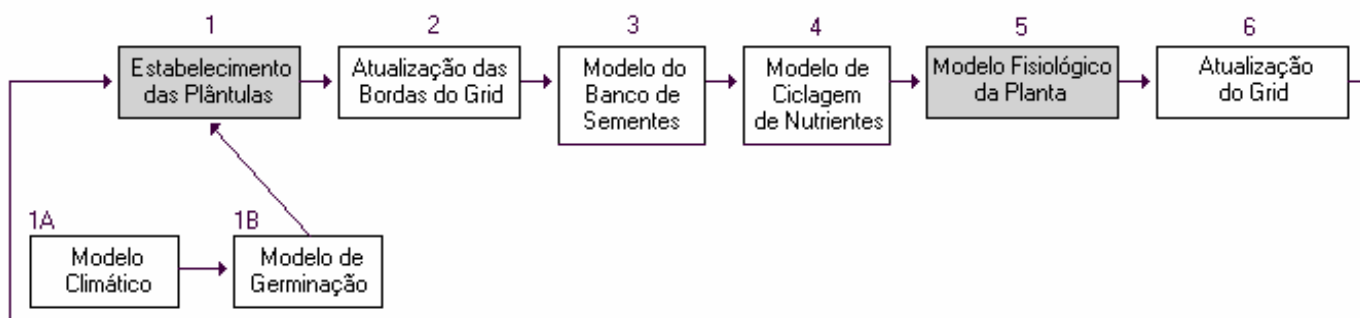


Figura 30 - Passos do algoritmo de simulação.

A ordem em que os passos são apresentados é de vital importância, e apenas os passos 3 e 4 podem ter sua posição invertida. Esta ordem é dada pelas etapas do desenvolvimento de uma planta: germinando (em 1B), se estabelecendo (em 1) e se desenvolvendo (em 5) no período de uma iteração. Além disso, ela pode ser implementada objetivamente em uma linguagem de programação estruturada.

O algoritmo procede da seguinte forma:

- a) As sementes germinam a partir do banco de sementes (1B). O momento da germinação é determinado por um modelo climático pré-definido (1A).
- b) Na eventualidade de estabelecerem-se plântulas (1) haverá uma nova configuração espacial e as bordas do grid de simulação precisam então ser atualizadas (2) conforme a técnica de LADD (1995), que utiliza duas matrizes para efetuar uma iteração (técnica descrita no **ANEXO 11**, sob o título “o que já foi feito com autômatos celulares em C++”).

- c) O banco de sementes (3) é atualizado com base nas sementes restantes.
- d) A matéria orgânica é decomposta (4); há adição de nutrientes por desmineralização e há posterior lixiviação. Isto é feito para determinar a quantidade de nutrientes por célula.
- e) As plântulas que germinaram nesta geração e as plantas pré-existentes crescem (5), e, em função de sua altura, produzem ou não sementes. Se há produção de sementes haverá a sua dispersão. A planta é testada para verificar sua sobrevivência na geração seguinte. Se ela não sobrevive, deixa vazia uma célula e sua matéria orgânica é adicionada ao modelo de ciclagem de nutrientes (4).
- f) O grid de simulação é atualizado para a geração seguinte (6) de acordo com a técnica de LADD (1995).

4. RESULTADOS E DISCUSSÃO

4.1 MODELO DE VALIDAÇÃO DA ABORDAGEM COM O AUTÔMATO CELULAR PROBABILÍSTICO

Um grid final típico de simulação está apresentado na **Figura 31**. Pode-se notar que os estados diferentes do 2 (*Empetrum nigrum*) tendem a ficar agrupados ao invés de ficarem espalhados pelo grid. Isto pode ser interpretado como uma estratégia para sobreviver em uma matriz dominada por um único estado. Formando agregados os outros estados reduzem a probabilidade de serem substituídos pelo estado dominante (o estado 2). Este padrão assemelha-se à descrição teórica dada por VICHNIAC (1984) para uma classe de regras de voto (“voting rules”, em inglês), as quais são baseadas na popularidade dos estados na vizinhança e levam à ocorrência de “ilhas de minoritários sobreviventes”. No entanto, nas simulações este tipo de comportamento não ocorreu em toda a área do grid; houveram casos em que as “ilhas de minoritários sobreviventes” ainda assim ocorreram mas em menor proporção.

2	2	2	2	2	2	2	3	2	1	4	4	4	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	4	4	2	2	2	2	2	2	1	3	2	2	2	
2	2	2	4	2	2	2	1	2	9	3	3	1	2	2	2	2	2	2	3	3	2	2	2	4	2	2	2	2	2	2	4	2	1	3	2	2	3	3	2	2	2	
9	1	2	2	2	2	9	2	4	1	3	3	4	2	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	3	3	2	2	2	2	2	2	2	
2	4	2	2	2	2	3	2	2	9	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	3	3	3	2	2	3	2	6	2	2	
2	2	2	1	2	2	2	9	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	3	2	2	2	3	2	2	2	2	2	2	3	3	3	3	2	2	2	3	2	2	
2	3	2	2	2	2	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	9	2	2	2	3	2	2	2	2	2	4	2	2	2	2	2	4	2	3	2
2	2	2	3	2	2	2	1	2	2	2	1	2	2	3	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	9	2	2	4	2	2	4	3	2	2	2	2	2	2	2
2	2	2	3	3	2	2	2	1	1	2	2	4	2	2	1	3	2	9	2	2	9	2	2	9	2	2	9	2	2	2	2	2	2	1	2	2	2	9	2	2	2	2
2	4	2	2	2	3	3	2	2	2	2	3	3	3	6	2	3	2	9	2	3	9	1	2	2	2	2	8	2	2	2	3	2	9	2	2	3	2	2	2	2	2	
2	2	2	1	1	4	2	2	1	4	1	2	2	2	2	2	2	2	4	2	9	9	3	2	2	2	1	2	2	3	4	1	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	
2	2	2	2	2	2	2	2	9	3	3	2	9	3	2	1	4	1	2	2	2	3	1	3	2	2	2	3	3	1	1	2	1	2	2	2	2	2	2	1	2		
4	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2	3	2	2	3	3	3	4	2	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2	3	9	2	
9	2	3	2	2	3	2	2	2	1	2	4	2	3	3	2	3	2	8	8	3	2	2	2	2	2	2	2	4	2	2	2	2	2	2	3	2	3	2	3	2	2	
3	2	2	2	2	2	6	2	2	2	1	2	2	2	3	2	1	3	2	2	2	2	2	2	4	2	3	3	2	2	3	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	
2	2	9	3	2	2	2	3	2	2	2	2	2	3	2	2	2	3	9	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	2	1	2	2	1	2	2	1	2	2	2	
2	2	1	2	3	2	2	3	4	2	2	2	2	2	4	2	2	2	3	2	9	2	2	2	1	4	2	2	2	2	9	2	3	3	2	2	2	2	1	2	2		
2	2	1	2	2	1	2	2	1	2	2	2	1	3	2	2	3	2	2	2	2	2	2	4	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	1	2	
2	9	2	2	2	2	2	3	2	2	2	3	2	2	3	2	3	2	2	2	2	3	2	3	2	3	2	2	2	3	2	4	2	2	2	2	2	2	1	2	2		
2	2	2	2	2	2	2	2	1	4	2	3	2	2	2	2	4	2	2	1	2	2	9	2	1	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2	2	3	1	2	2	2	2	
2	2	2	3	3	2	2	3	2	2	2	2	3	2	2	2	1	2	1	2	2	2	2	2	2	2	2	3	2	6	3	2	2	2	9	9	2	4	2	2	2		
2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	3	2	9	2	2	3	1	2	2	3	2	2	2	2	1	1	1	2	1	2	2	2	2	2	2	3	4	2	2	3	2	2	
2	2	2	3	2	2	2	2	2	1	2	2	2	2	2	2	2	3	2	7	2	2	2	2	8	2	6	2	1	1	2	2	2	2	2	3	3	2	2	3	2	2	
2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	2	9	2	3	2	2	2	2	3	2	2	2	3	2	2	3	3	3	2	2	2	3	3	2	3	2	3	2	4	
1	2	9	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	1	2	2	2	2	2	2	2	3	2	2	2	2	3	3	1	3	2	2	1	3	3	2	2	9			

Figura 31 - Configuração final do grid (ano 1981)

O estado mais freqüente (2, *Empetrum nigrum*) está sombreado. A ocorrência das “ilhas de minoritários sobreviventes” de VICHNIAC (1984) é perceptível na área do grid.

A análise dos padrões da configuração final da Figura 31 revela a ocorrência de 257 padrões de vizinhança diferentes, cuja distribuição de freqüência pode ser visualizada na **Figura 32**.

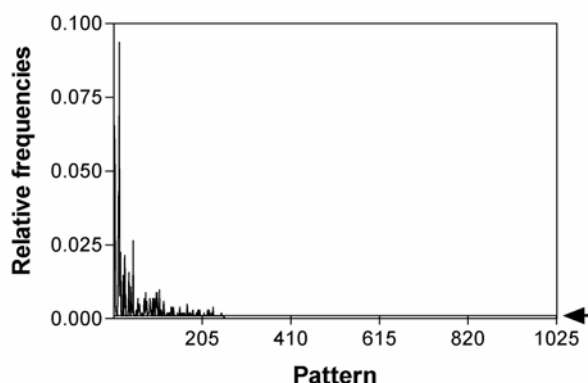


Figura 32 - Frequências relativas dos padrões de vizinhança detectados em uma configuração final (ano de 1981) simulada pelo modelo de autômato celular

A análise refere-se à configuração da Figura 31. A flecha indica a frequência esperada para uma distribuição uniforme correspondendo a um grid randômico. Perceba que o número máximo de padrões de vizinhança (1025) foi dado pelo tamanho do grid e é menor que o número total de padrões de vizinhança possível (vide cálculo no item 2.3.3). Note ainda que o número de padrões de vizinhança detectados (257) é bem menor do o número máximo de padrões de vizinhança.

Outras configurações iniciais e finais também foram analisadas e o número de padrões de vizinhança com seus correspondentes qui-quadrados é dado na **Tabela 8**.

Tabela 8 - Análise de padrões de configurações do grid após 10 execuções do modelo de autômato celular (continua)

Execução #	Número de padrões		Qui-quadrado	
	Inicial	Final	Inicial	Final
1	363	273	1129.07	1377.06
2	351	290	1162.73	1340.24
3	368	290	1124.23	1341.44
4	360	258	1136.69	1397.92
5	346	313	1176.40	1307.51
6	336	257	1189.33	1405.32

Tabela 8 - Análise de padrões de configurações do grid após 10 execuções do modelo de autômato celular (conclusão)

Execução #	Número de padrões		Qui-quadrado	
	Inicial	Final	Inicial	Final
7	372	279	1123.68	1365.93
8	337	261	1207.35	1398.04
9	348	240	1161.43	1446.19
10	320	256	1222.71	1414.32

O número de padrões de vizinhança diminui da configuração inicial para a final.

Foi encontrada uma relação linear negativa entre o número de padrões de vizinhança e o qui-quadrado nas simulações, como demonstrado na **Figura 33**, indicando que o valor do qui-quadrado pode ser um bom preditor de organização no grid. Aparentemente, a partir de uma configuração inicial desordenada, a medida em que ocorre a organização espacial na simulação do autômato celular, o qui-quadrado tende a aumentar e o número de padrões de vizinhança tende a diminuir com o tempo.

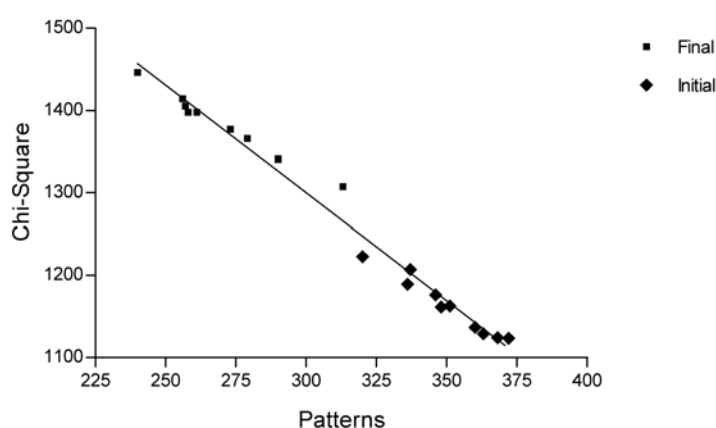


Figura 33 - Relação entre o número de padrões de vizinhança detectados em configurações iniciais e finais com seus valores correspondentes de qui-quadrado

O coeficiente de correlação é elevado ($r^2=0.9847$). As configurações foram geradas em 10 execuções do modelo de autômato celular com configurações iniciais randômicas cujas freqüências dos estados são dadas pelo ano de 1963 em LIPPE, DE SMIDT e GLENN-LEWIN (1985).

Na verdade, como pode ser visto na dinâmica de uma única execução (**Figura 34**), o número de padrões inicialmente tende a aumentar para a seguir diminuir após algumas iterações. O valor de qui-quadrado alterou-se de acordo, diminuindo e após aumentando além do valor inicial. Assim sendo, a organização espacial não aumenta monotonicamente ao longo do tempo.

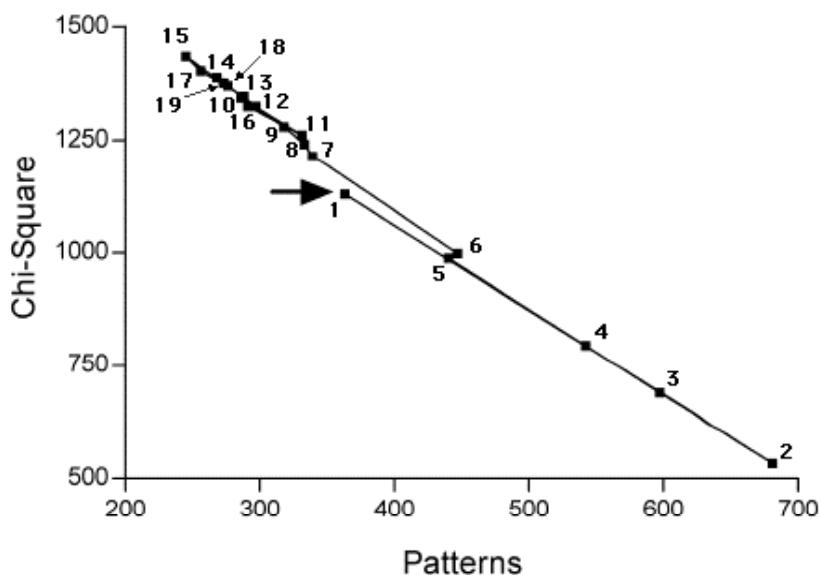


Figura 34 - Evolução de uma única execução

A evolução foi medida pelo qui-quadrado e pelo número de padrões de vizinhança. A configuração inicial, apontada pela flecha, foi mais organizada que as configurações subsequentes do grid e somente após algumas iterações o valor do qui-quadrado aumentou além do valor inicial. Isto ocorre porque todos os estados possíveis não estavam presentes na configuração inicial. Todas as configurações estão seqüencialmente indicadas com números até 18 anos de simulação.

O teste para organização espacial, baseado em 100 execuções do modelo de autômato celular, indica alta consistência com um arranjo espacial não-aleatório ou ordenado (**Tabela 9**). Também há evidência de organização espacial através da comparação das configurações finais com as configurações iniciais.

Tabela 9 - Probabilidades para a estatística de aleatoriedade do qui-quadrado geradas após 100 execuções do modelo de autômato celular

Comparação	Probabilidade
$P(\chi^2_{\text{initial}} \geq \chi^2_{\text{final}})$	0.01
$P(\chi^2_{\text{RND}} \geq \chi^2_{\text{final}})$	0.00

O qui-quadrado médio para configurações aleatórias do grid (χ^2_{RND}) com frequências iguais para os estados foi 16,76.

A **Figura 35** mostra os resultados das simulações com o modelo de autômato celular em termos das percentagens de cobertura, tratados tal como em PRENTICE, VAN TONGEREN e DE SMIDT (1987): a cada unidade de tempo excluiu-se o valor mais alto e o valor mais baixo; os valores posteriormente mais alto e mais baixo foram utilizados para determinar as linhas de máximo e de mínimo. São apresentados os resultados de solo descoberto e de todas as espécies (*Empetrum nigrum*, *Empetrum*; *Calluna vulgaris*, *Calluna*; *Erica tetralix*, *Erica*; *Molinia caerulea*, *Molinia*; *Carex pilulifera*, *Carex*; *Juncus squarrosus*, *Juncus*; e *Rumex acetosella*, *Rumex*; além de outras espécies, “Other species”). Presente em cada resultado está o valor observado por LIPPE, DE SMIDT e GLENN-LEWIN (1985) para cada uma destas espécies.

Houve uma concordância, em termos gerais, entre os dados simulados e os dados observados (LIPPE, DE SMIDT; GLENN-LEWIN, 1985) para o solo descoberto e para a maioria das espécies. Em *Calluna vulgaris* o modelo de autômato celular tendeu a subestimar a cobertura enquanto que em *Empetrum nigrum* e em “Other species” ele superestimou a cobertura. *Empetrum nigrum* demonstrou um comportamento irregular, provavelmente devido a variações ambientais, as quais não consideradas pelo modelo de autômato celular. Sobretudo, o modelo de autômato celular imita a realidade de uma forma simples mas robusta.

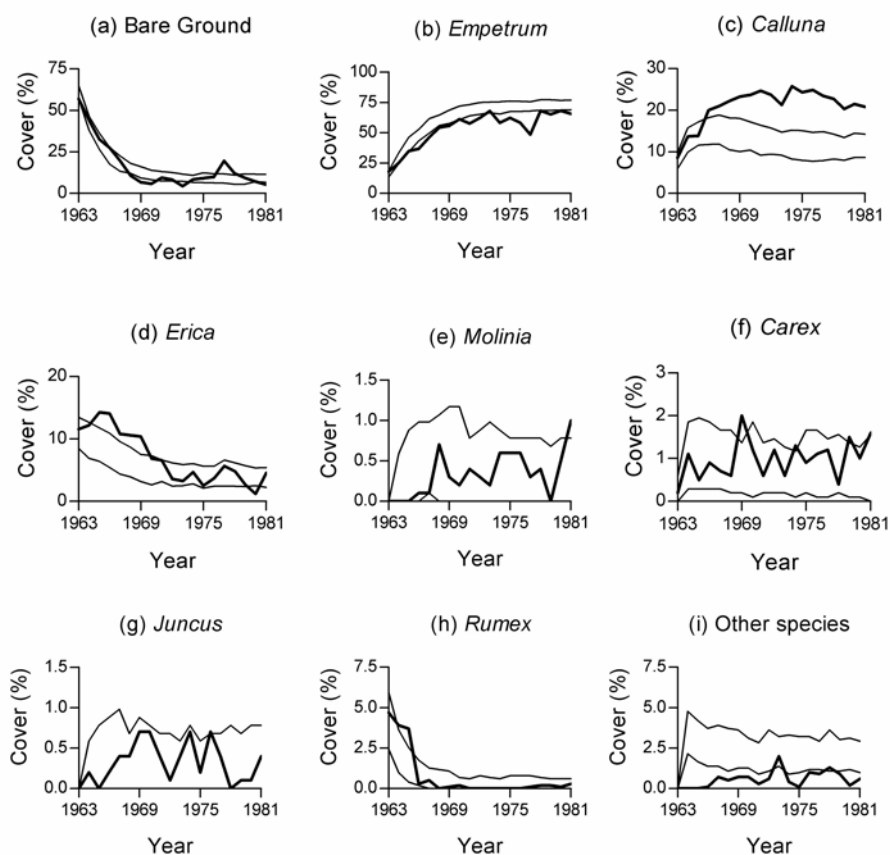


Figura 35 - Resultados das simulações do modelo de autômato celular probabilístico

As coberturas máximas e mínimas dos estados, em 100 execuções da simulação, são demonstradas pelas linhas finas e as coberturas observadas (dados de DE SMIDT obtidos de LIPPE, DE SMIDT; GLENN-LEWIN, 1985) são demonstradas pelas linhas espessas. Para cada estado, a porcentagem de cobertura foi computada para todas as células do grid utilizando os dados gerados em cada simulação.

Em PRENTICE, VAN TONGEREN e DE SMIDT (1987) os valores mínimos e máximos, em sua amplitude, incluíram quase completamente os valores observados no campo. A diferença entre os dois modelos é principalmente o padrão das coberturas mínimas e máximas, o qual é mais suave no modelo de autômato celular.

Na **Figura 36** estão os resultados da ordenação com os relevés (descrições quantitativas da comunidade, ou seja, da área de simulação) simulados pelo modelo de autômato celular, pela cadeia de Markov de ORLÓCI, ANAND e HE (1993), e os dados observados por LIPPE, DE SMIDT e GLENN-LEWIN (1985). Através de uma

inspeção visual, o processo de dinâmica de vegetação simulado pelo autômato celular foi claramente direcional.

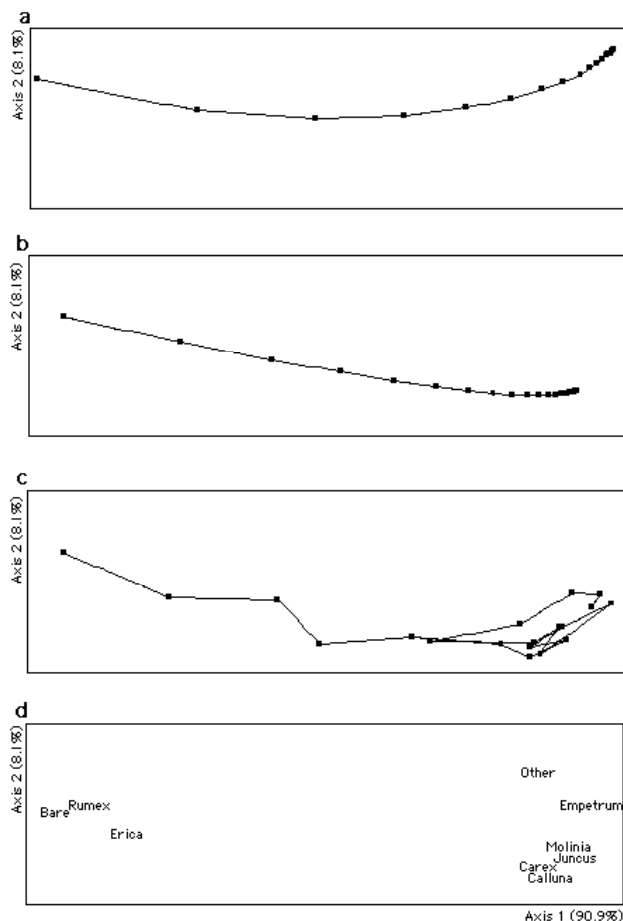


Figura 36 - Ordenação por coordenadas principais baseada nas distâncias euclidianas para (a) os relevés simulados pelo modelo de autômato celular, (b) os relevés Markovianos de ORLÓCI, ANAND e HE (1993), e para (c) os relevés observados por LIPPE, DE SMIDT e GLENN-LEWIN (1985)

Em (a)-(c) os relevés estão conectados de 1963 a 1981 da esquerda para a direita. Em (d) os estados estão plotados de acordo com seus coeficientes de correlação com os eixos da ordenação. Os diagramas se referem a mesma ordenação; eles são apresentados em separado para uma melhor visualização.

Uma inspeção visual da Figura 36 sugere que o modelo da cadeia de Markov obteve uma concordância melhor com os dados observados por LIPPE, DE SMIDT e GLENN-LEWIN (1985) se comparado à concordância do modelo de autômato celular, mas uma medida objetiva da concordância indica que os dois modelos não diferem significativamente (**Tabela 10**). A concordância foi medida por distâncias

euclidianas a cada ano utilizando-se os dois eixos da ordenação, os quais abrangeram quase 99% da variação total.

Tabela 10 - Distâncias euclidianas entre os relevés observados (LIPPE, DE SMIDT; GLENN-LEWIN, 1985) e os relevés simulados pelo modelo de autômato celular (CA) e pelo modelo de cadeias de Markov de ORLÓCI, ANAND e HE (1993)

Ano	Observado x CA	Observado x Markov
1963	185.51	0.00
1964	350.35	108.40
1965	637.02	219.34
1966	216.02	414.64
1967	135.00	157.81
1968	137.10	943.03
1969	219.23	996.42
1970	166.71	104.76
1971	258.78	153.10
1972	188.92	365.32
1973	120.51	117.41
1974	383.39	161.24
1975	274.01	213.07
1976	391.28	251.16
1977	859.37	339.15
1978	359.67	480.89
1979	152.73	289.73
1980	151.84	493.84
1981	173.93	118.43
Média	282.18	311.99

Os dois modelos não diferenciam-se significativamente ($P=0.71$) em termos da concordância com os dados observados, com base na análise de variância com teste de aleatorização tomando-se os anos como blocos (PILLAR e ORLÓCI, 1996).

Os resultados deste modelo de autômato celular mostram uma tendência da quantidade dos estados ocorrerem dentro de uma amplitude de valores ao invés de fornecer quantidades exatas em um dado momento do tempo, diferentemente do que seria esperado com um modelo de cadeia de Markov. As cadeias de Markov puras atingem, após diversas iterações, uma composição final estável, a qual pode ser representada como um ponto em um espaço constituído por p dimensões onde p é o número de estados. Em contrapartida, o modelo de autômato celular e o modelo de PRENTICE, VAN TONGEREN e DE SMIDT (1987) atingem uma região deste espaço p -dimensional, tal como é esperado pela amplitude de resultados possíveis.

Os autômatos celulares probabilísticos são reversíveis, ao contrário dos elementares autômatos celulares determinísticos descritos por WOLFRAM (1983). Nos resultados, tal como esperado pela natureza aleatória do algoritmo, o autômato celular nunca atingiu a mesma composição final. Ao invés disso, esta composição variou ao redor de uma região do espaço p -dimensional. A estabilidade dos ecossistemas depende de fatores internos e externos, e perturbações freqüentemente conduzem os ecossistemas a diferentes estados de equilíbrio (HOLLING, 1973). Perturbações naturais e antropogênicas podem ocorrer eventualmente, implicando em composições finais não necessariamente idênticas após a perturbação. Portanto, os autômatos celulares probabilísticos podem ser úteis para modelar a dinâmica de ecossistemas com base no argumento de que uma configuração final estável não é obtida. Neste modelo de autômato celular são necessárias diversas execuções para estimar-se uma amplitude de resultados possíveis.

É provável que todas as configurações possíveis sejam obtidas na evolução de um autômato celular probabilístico, já que sua arquitetura progressivamente

destrói estruturas, o que não aconteceria se as regras fossem determinísticas (WOLFRAM, 1983). A destruição das estruturas não resulta em padrões aleatórios porque a probabilidade de ocupação das células não é necessariamente sempre 0.5, que é o valor proposto por WOLFRAM (1983) para um comportamento imprevisível. Mesmo com uma pequena probabilidade, a configuração inicial – entendida como qualquer configuração do grid a partir da qual começa-se a examinar o ecossistema – pode ser obtida novamente na evolução do autômato celular probabilístico. Isto pode ocorrer na natureza se algum fator conduzir o ecossistema a uma composição e organização prévias.

A natureza probabilística do modelo de autômato celular de equações lineares tende a suavizar as transições na composição entre as comunidades transitórias tal como o faz uma cadeia de Markov. Contudo, enquanto a trajetória em uma cadeia de Markov repete-se para a mesma composição inicial e para a mesma matriz de transição, os resultados do modelo do autômato celular variam dentro de uma amplitude de valores possíveis tal como visto na Figura 35. A amplitude é menor se comparada aos resultados do modelo em PRENTICE, VAN TONGEREN e DE SMIDT (1987), apesar de que em alguns casos o modelo do autômato celular não foi preciso. Mesmo assim, o modelo do autômato celular é menos complexo que o modelo descrito em PRENTICE, VAN TONGEREN e DE SMIDT (1987). Enquanto que em PRENTICE, VAN TONGEREN e DE SMIDT (1987) o modelo necessita de informações sobre os parâmetros taxa de estabelecimento, diâmetro e altura máximos, constante de crescimento e incremento radial máximo para cada espécie vegetal, este modelo de autômato celular define regras probabilísticas baseadas em equações lineares empíricas geradas a partir da frequência nos dados brutos dos vizinhos para cada espécie.

Registra-se aqui a possibilidade de um uso inadequado das equações lineares tal como dado por LIPPE, DE SMIDT e GLENN-LEWIN (1985) para explicar as interações espaciais. Os efeitos dos vizinhos provavelmente não são lineares, tal como exposto por GOLDBERG (1987). Melhorando-se o ajuste das equações provavelmente resultaria em uma melhor performance deste modelo, reduzindo as discordâncias mostradas na figura 35 para alguns estados, especialmente para *Calluna vulgaris*.

4.2. MODELO CAVeg

Para as análises subseqüentes foram criadas as seguintes comunidades virtuais, muitas das quais persistentes:

- a) *SingleGrass*
- b) *TreeGrass*
- c) *TreeGrassSameInitAges*
- d) *TreeGrassBush*
- e) *TreeGrassGrass*
- f) *TreeGrassLiebig*
- g) *TreeGrassBushLiebig*

As características de cada comunidade são as seguintes:

SingleGrass

Os parâmetros no aplicativo para a única planta, uma erva, foram os seguintes (sendo o restante padrão do aplicativo):

Planta 1 (erva):

Alocação: Raiz: 0,35 Caule: 0,1 Folhas: 0,55

Respiração: Raiz: 2 Caule: 2 Folhas: 2

Taxa Fotossintética: 1000

Biomassa da semente: 0,01

Densidade do caule: 25

Idade máxima: 3 anos

Altura máxima: 1

Circunferência: 0,01

Em Markov:

Regra: Média

Em Sementes e Plântulas:

Taxa de aproximação: 0,01

Tamanho mínimo viável: 0,0025

TreeGrass:

Os parâmetros no aplicativo para a planta um, a árvore, foram dados pelo padrão do aplicativo, e os parâmetros para a planta dois, uma erva, foram os seguintes (sendo o restante padrão):

Planta 2 (erva):

Alocação: Raiz: 0,35 Caule: 0,1 Folhas: 0,55

Respiração: Raiz: 2 Caule: 2 Folhas: 2

Taxa Fotossintética: 1000

Biomassa da semente: 0,01

Densidade: 25

Idade máxima: 5 anos

Altura máxima: 1

Diâmetro: 0,01

Em Markov:

Regra: Média, Multiplicativa (ou probabilística), ou Mínimo de Liebig, conforme a análise efetuada

Em Sementes e Plântulas:

Taxa de aproximação: 0,01

Tamanho mínimo viável: 0,0025

TreeGrassSameInitAges

A comunidade virtual foi a mesma utilizada em *TreeGrass*, apenas alterando-se a Idade Inicial das Plantas em Condições Iniciais para:

Estável: Valor: 0,1

TreeGrassBush:

Os parâmetros no aplicativo para a planta um foi o mesmo utilizado em *TreeGrass*, apenas adicionando-se uma terceira planta, um arbusto, cujos parâmetros foram os seguintes (sendo o restante padrão no aplicativo):

Planta 2 (erva):

Alocação: Raiz: 0,35 Caule: 0,1 Folhas: 0,55

Respiração: Raiz: 2 Caule: 2 Folhas: 2

Taxa Fotossintética: 1000

Biomassa da semente: 0,01

Densidade: 25

Idade máxima: 5 anos

Altura máxima: 1

Circunferência: 0,01

Planta 3 (arbusto):

Alocação: Raiz: 0,25 Caule: 0,35 Folhas: 0,4

Taxa Fotossintética: 50

Biomassa da semente: 5

Densidade: 100

Idade máxima: 20 anos

Altura máxima: 5

Circunferência: 0,5

Em Sementes e Plântulas:

Taxa de aproximação: 0,01

Tamanho mínimo viável: 0,0025

TreeGrassGrass:

Os parâmetros no aplicativo para as plantas um e dois foram os mesmos utilizados em *TreeGrassBush*, substituindo-se a planta 3 (o arbusto) por uma planta idêntica a planta 2 (a erva)

TreeGrassLiebig:

Os parâmetros no aplicativo para a planta um, uma árvore, foram dados pelo padrão do aplicativo, alterando-se apenas:

Em Sementes:

Quantidade Máxima (%): 50%

G (%): 50

Taxa de Mortalidade por U.T.: 0.25

Os parâmetros para a planta dois, uma erva, foram os seguintes (sendo o restante padrão):

Probabilidade de Sobrevivência (Tamanho):

Pequeno: 0.75

Alocação: Raiz: 0,35 Caule: 0,1 Folhas: 0,55

Taxa de Respiração: Raiz: 2 Caule: 2 Folhas: 2

Taxa Fotossintética: 1000

Biomassa da semente: 0,01

Densidade: 25

Idade máxima: 5 anos

Altura máxima: 1

Circunferência: 0,01

Em Sementes:

Quantidade Máxima (%): 75

G (%): 75

Tempo Máximo: 10

Taxa de Mortalidade por U.T.: 0.05

Alteraram-se as opções sobre sementes e plântulas para:

Taxa de aproximação: 0,25

Tamanho mínimo viável: 0,0001

E alterou-se a opção da regra em Markov para:

Mínimo Liebig

TreeGrassBushLiebig:

Os parâmetros no aplicativo para a planta um, uma árvore, foram dados pelo padrão do aplicativo, alterando-se apenas:

Em Sementes:

Quantidade Máxima (%): 50%

G (%): 50

Taxa de Mortalidade por U.T.: 0.25

Os parâmetros para a planta dois, uma erva, foram os seguintes (sendo o restante padrão):

Probabilidade de Sobrevivência (Tamanho):

Pequeno: 0.75

Alocação: Raiz: 0,35 Caule: 0,1 Folhas: 0,55

Taxa de Respiração: Raiz: 2 Caule: 2 Folhas: 2

Taxa Fotossintética: 1000

Biomassa da semente: 0,01

Densidade: 25

Idade máxima: 5 anos

Altura máxima: 1

Circunferência: 0,01

Em Sementes:

Quantidade Máxima (%): 75

G (%): 75

Tempo Máximo: 10

Taxa de Mortalidade por U.T.: 0.05

Os parâmetros para a planta três, um arbusto, foram os seguintes (sendo o restante padrão):

Probabilidade de Sobrevivência (Tamanho):

Pequeno: 0.75

Alocação: Raiz: 0,25 Caule: 0,35 Folhas: 0,4

Taxa de Respiração: Raiz: 2 Caule: 2 Folhas: 2

Taxa Fotossintética: 50

Biomassa da semente: 5

Densidade: 100

Idade máxima: 20 anos

Altura máxima: 5

Circunferência: 0,5

Em Sementes:

Quantidade Máxima (%): 70

G (%): 50

Tempo Máximo: 15

Taxa de Mortalidade por U.T.: 0.05

Alteraram-se as opções sobre sementes e plântulas para:

Taxa de aproximação: 0,25

Tamanho mínimo viável: 0,0001

E alterou-se a opção da regra em Markov para:

Mínimo Liebig

4.2.1. Configuração inicial da área de simulação

As configurações iniciais da área de simulação, para um, dois e três tipos ecofisiológicos, estão apresentadas respectivamente nas **Figuras 37, 38 e 39**. Os casos em que há mais de um tipo ecofisiológico os dispõem em zonas distintas, tendo sido executadas simulações visando determinar o tempo necessário para haver um equilíbrio populacional. As análises de resiliência foram efetuadas somente com as populações em condições de equilíbrio.

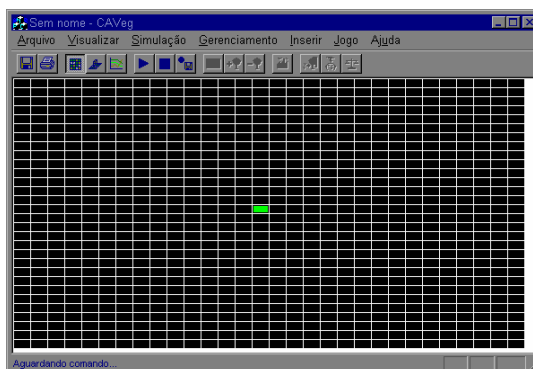


Figura 37 - Configuração inicial para um único tipo ecofisiológico

A única planta aparece em verde, no centro. Esta configuração foi utilizada somente pela comunidade virtual *SingleGrass*.

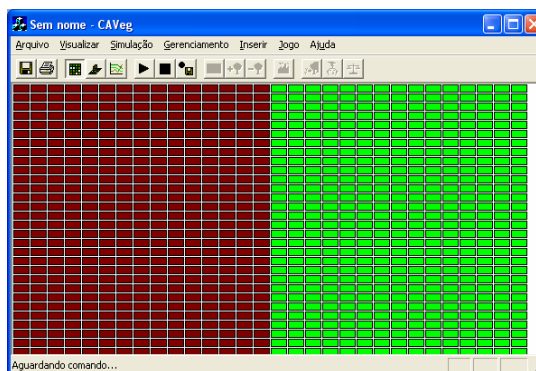


Figura 38 - Configuração inicial para dois tipos ecofisiológicos

A árvore aparece em marrom e erva em verde claro.

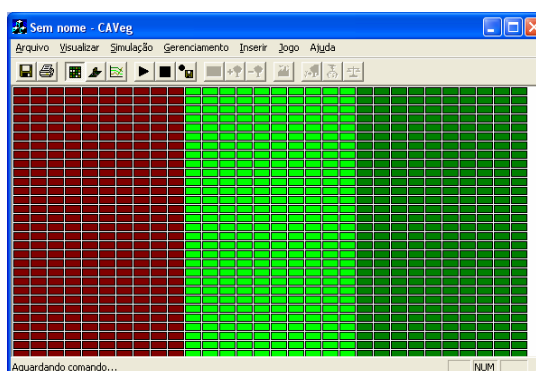


Figura 39 - Configuração inicial para três tipos ecofisiológicos

A árvore aparece em marrom, a erva em verde claro e o arbusto em verde escuro.

4.2.2. Considerações gerais

Efetuar-se simulações variando-se a técnica de integração entre os resultados de cada interação ecológica e fisiológica da transição da classe vazia para a classe planta. As três técnicas estudadas foram a utilização de uma média entre as interações, a utilização de uma multiplicação entre as interações, e a utilização do Mínimo de Liebig entre as interações. Lembre que o somatório dos

resultados da aplicação de uma destas técnicas é normalizado e o valor obtido para cada tipo ecofisiológico é posteriormente corrigido em função da normalização.

Para estas simulações foi criada uma comunidade virtual constituída por uma planta baixa, de pouca longevidade e com grande produção de sementes, e por uma planta alta, uma árvore, de grande longevidade e com produção menor de sementes, embora estas sementes sejam de tamanho maior. Esta comunidade virtual foi denominada por *TreeGrass*. Os parâmetros “taxa de respiração” e “taxa fotossintética” da erva estão dados de acordo com adaptações observadas em plantas que vivem sob sombra mais ou menos permanente, tal como observado em florestas temperadas decíduas, de acordo com CRAWLEY (1997), o qual aponta que plantas baixas nestes ambientes florestais possuem taxas de respiração reduzidas e taxas fotossintéticas elevadas, visando desta forma maximizar seu ganho fotossintético.

Os resultados das simulações da comunidade virtual *TreeGrass* com as três técnicas de integração (regra multiplicativa ou probabilística, regra da média, e regra do Mínimo de Liebig) entre as interações ecológicas e fisiológicas de transição da classe vazia para a classe planta estão demonstrados nas **Figuras 40, 41 e 42**.

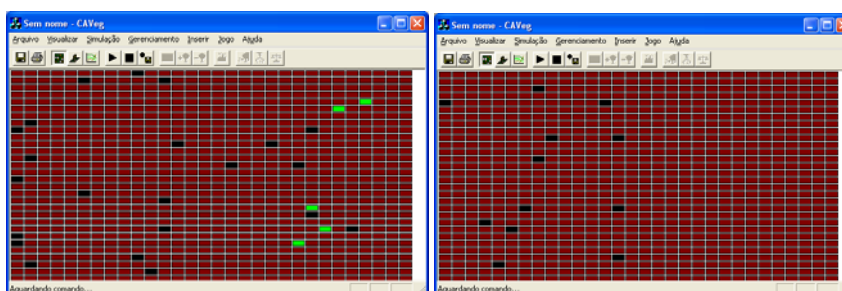


Figura 40 - Grid após 25 e 50 iterações com a regra multiplicativa ou probabilística (comunidade virtual *TreeGrass*)

A configuração espacial em 25 iterações está à esquerda e em 50 iterações à direita.

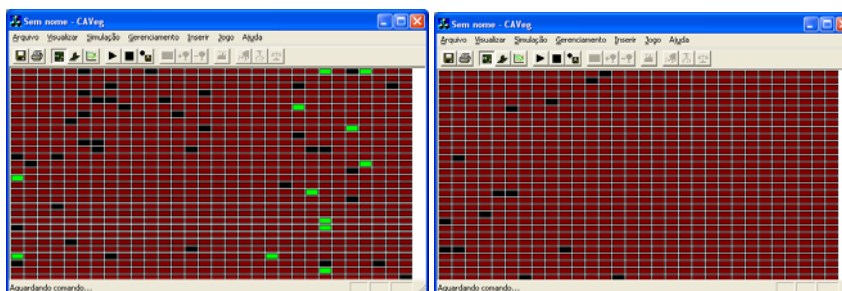


Figura 41 - Grid após 25 e 50 iterações com a regra Mínimo de Liebig (comunidade virtual *TreeGrass*)

A configuração espacial em 25 iterações está à esquerda e em 50 iterações à direita.

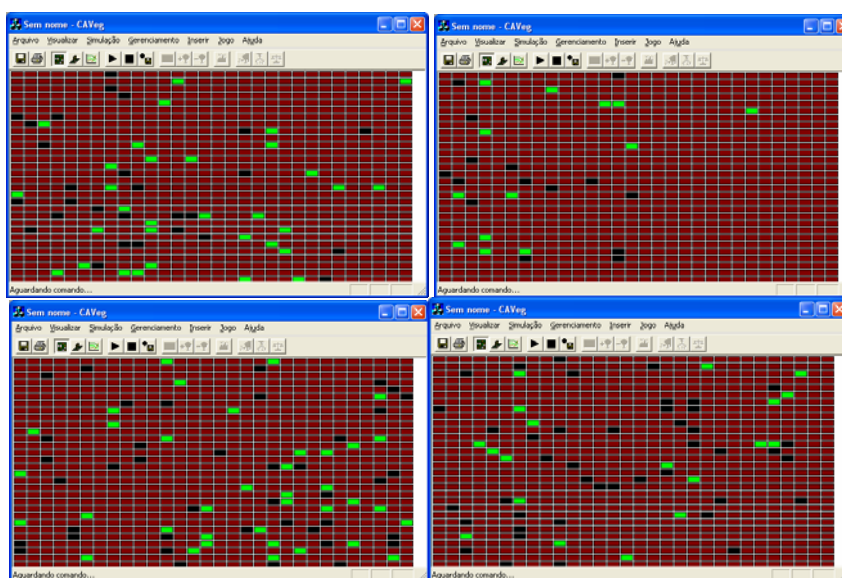


Figura 42 - Grid após 25, 50, 75 e 1000 iterações com a regra da média (comunidade virtual *TreeGrass*)

Acima, à esquerda: 25 iterações. Acima, à direita: 50 iterações. Abaixo, à esquerda: 75 iterações. Abaixo, à direita: 1000 iterações.

Vê-se que com a comunidade virtual *TreeGrass* a regra multiplicativa e a regra do mínimo de Liebig extinguem a erva da área de simulação, como pode ser observado nas respectivas figuras com 50 iterações do autômato celular. A extinção das espécies é observada ao longo da evolução em ambientes naturais, quando também surgem novas espécies, mais adaptadas. No entanto, o modelo atualmente não permite o surgimento de novas espécies. Mais importante ainda é o fato de que,

em uma floresta, tal como pretendido simular-se com o uso de uma planta alta (a árvore), existe uma estratificação dos vegetais, ocorrendo, sob a copa das árvores, outras plantas de porte inferior e, inclusive, alguns arbustos e até outras plantas rasteiras, tais como ervas. O uso da regra multiplicativa e da regra do Mínimo de Liebig, com os dados da comunidade virtual *TreeGrass*, não permite a existência mútua da árvore e da erva, motivo pelo qual optou-se efetuar alguns experimentos com o uso da regra da média, que atenua as disparidades entre o resultado das interações ecológicas e fisiológicas, e permite a existência da erva na mesma área em que ocorre a árvore.

As populações das plantas um (árvore) e dois (erva) da comunidade virtual *TreeGrass* foram analisadas quanto ao seu desenvolvimento ao longo do tempo em relação a fatores como a idade média da população e ao banco de sementes. A respeito da dinâmica populacional da comunidade virtual *TreeGrass* (**Figura 43**) repara-se que a população da árvore, mais abundante inclusive conforme inspeção visual da área de simulação nas Figuras 40 a 42 (árvore em marrom), ao diminuir deixa espaços que são prontamente ocupados pela erva, a qual, por sua vez, cresce até o ponto em que perde competitividade dado o crescimento da população da árvore, que é, portanto, uma competidora mais forte. KEYMER et al. (2000) já notaram que os competidores inferiores dependem dos espaços vagos deixados pelo competidor superior como seu recurso limitante.

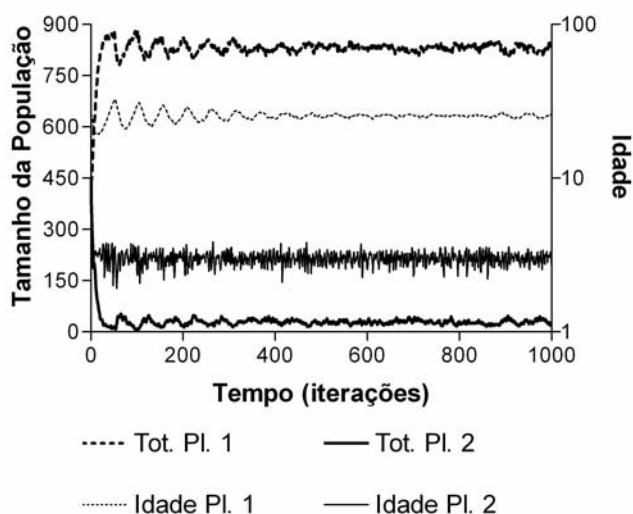


Figura 43 - Dinâmica populacional com respectivas idades das populações da comunidade virtual *TreeGrass*

Pl.1: árvore. Pl.2: erva. Tot.: total.

Sobre a idade média das duas populações apresentada na Figura 43 nota-se que a idade média dos indivíduos da população um está inicialmente associada ao seu tamanho. Na medida em que a simulação sucede, observa-se também que sua idade média tende a estabilizar-se, praticamente estabilizando-se ao final de mil iterações. Já a idade da planta dois tende a oscilar mais drasticamente desde o início da simulação. Aliás, a planta dois tem um ciclo de vida bastante inferior ao da planta um, motivo pelo qual supõe-se que as idades médias destas duas populações apresentem os padrões de variação observados na escala apresentada, ou seja, mais regular na planta mais longeva e mais irregular na planta menos longeva.

A dinâmica populacional em *TreeGrass* é inicialmente cíclica e se repete cada vez que um grupo de plantas nascidas em momentos próximos morre ao atingir sua idade limite (Figura 43). Contudo, a morte sincronizada das plantas ocorre menos intensamente ao longo do tempo devido a uma maior mescla de plantas com idades diferentes e aos nascimentos que se tornam menos sincronizados. A diminuição das

mortes sincronizadas se deve à natureza probabilística do modelo que possibilita a morte de uma planta antes dela atingir sua idade limite, além do fato de que as duas populações iniciaram a simulação tendo indivíduos com idades aproximadas. Nota-se que próximo do final da simulação o tamanho das populações já se comporta mais regularmente, sem contudo deixar de oscilar ao redor de um valor médio, como observado na Figura 43.

Com relação à redução das oscilações observadas no tamanho das populações e na redução das oscilações nas idades médias, a comunidade virtual *TreeGrass* aparenta estar estabilizada ao término de mil iterações, sendo este número de iterações, portanto, suficiente como padrão para definir um sistema em equilíbrio para as análises de resiliência que se seguirão adiante.

A dinâmica do banco de sementes da simulação apresentada na Figura 43 com a comunidade virtual *TreeGrass* pode ser observada na **Figura 44**. Percebe que a alternância no crescimento das populações está intimamente relacionada com o tamanho dos seus respectivos bancos de sementes. Nos momentos iniciais da simulação evidencia-se portanto a dependência do banco de sementes que para aumentar seu tamanho necessita da população existente, assim como a dependência da população que ao diminuir necessita do banco de sementes. Assim como o tamanho e a idade média das populações, o tamanho do banco de sementes tende a estabilizar-se na medida em que a simulação decorre.

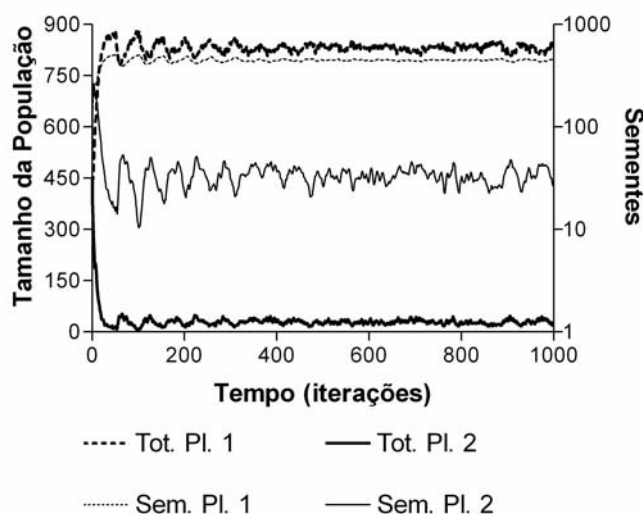


Figura 44 - Dinâmica das populações da comunidade virtual *TreeGrass* com seus respectivos bancos de sementes

PI.1: árvore. PI.2: erva. Tot.: total. Sem.: sementes;

No intuito de melhor averiguar a viabilidade da regra do Mínimo de Liebig, a comunidade virtual *TreeGrass* foi modificada em certos aspectos visando favorecer o estabelecimento da planta mais baixa (a erva). Foi necessário alterar características ecofisiológicas da erva, sob este aspecto já considerada então um outro tipo ecofisiológico, assim como também foi necessário alterar alguns parâmetros da árvore. Foi criada então uma segunda comunidade virtual com uma árvore e uma erva, denominada *TreeGrassLiebig*.

A dinâmica do banco de sementes da comunidade *TreeGrassLiebig* é semelhante àquela apresentada pela comunidade virtual *TreeGrass*. Inicialmente, como pode ser visto na **Figura 45**, observa-se que o número de sementes da erva aumenta rapidamente e logo após declina, ao contrário da respectiva população que declina até um certo patamar. A semelhança pode ser devida ao fato de que a erva da comunidade *TreeGrass* produz mais sementes e a erva da comunidade

TreeGrassLiebig tem sementes mais duradouras que sofrem uma taxa de mortalidade menor.

Também ocorrendo de forma semelhante está a relação entre o tamanho da população e o tamanho do banco de sementes. A Figura 45, que apresenta estas duas variáveis, mostra que nas proximidades da iteração de número 500, a erva não foi observada por duas iterações contínuas na área de simulação. Contudo, suas sementes, ainda presentes no banco de sementes, tornaram possível que este tipo ecofisiológico retornasse à área de simulação e perdurasse até o término da última iteração, de número mil.

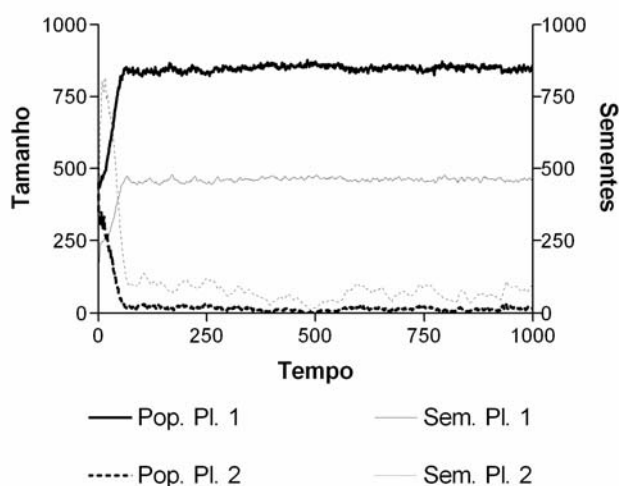


Figura 45 - Dinâmica das populações da comunidade virtual *TreeGrassLiebig* com seus respectivos bancos de sementes

Pl.1: árvore. Pl.2: erva. Pop.: população (tamanho). Sem.: sementes.

A dinâmica populacional das comunidades virtuais *TreeGrass* e *TreeGrassLiebig* assemelha-se ao padrão constante que GASSMANN, KLÖTZLI e WALTHER (2000) observaram nas simulações efetuadas com seu modelo de autômato celular. A diferença entre os padrões das comunidades virtuais e o padrão constante de GASSMANN, KLÖTZLI e WALTHER (2000), que é estável, reside na

irregularidade do valor das populações em equilíbrio observadas em *CAVeg*. Apesar de ser menos realista neste aspecto, o modelo de GASSMANN, KLÖTZLI e WALTHER (2000) produz padrões variados em função da interação pré-definida entre as espécies. O modelo *CAVeg* utiliza uma abordagem diferente, deixando este tipo de relação ocorrer durante a simulação em decorrência da configuração previamente criada a qual não compreende explicitamente este relacionamento entre os tipos ecofisiológicos. Por outro lado, o modelo de GASSMANN, KLÖTZLI e WALTHER (2000) aplica variações ambientais sobre as plantas adultas, um aspecto que ainda não é considerado no presente modelo – *CAVeg* atualmente aplica variações climáticas para determinar o momento da germinação das sementes. Futuras versões de *CAVeg* provavelmente adquirirão mais realismo ao considerar efeitos climáticos sobre o crescimento e desenvolvimento da planta dentro do modelo ALLOCATE de TILMAN (1988).

A dinâmica das populações e de seus respectivos bancos de sementes, cuja associação já foi previamente notada, assinala a diferença crucial entre o modelo *TreeGrassSameInitAges* e o modelo *TreeGrass*, do qual *TreeGrassSameInitAges* é uma variação. Ao modificar-se a idade inicial das plantas que em *TreeGrass* é variável para uma idade inicial baixa e estável em *TreeGrassSameInitAges*, pode-se observar na **Figura 46** que não somente há fortes oscilações cíclicas no tamanho da população dominante (a árvore) em decorrência de nascimentos fortemente sincronizados, como também ocorre a extinção da erva, pouco após o início da simulação.

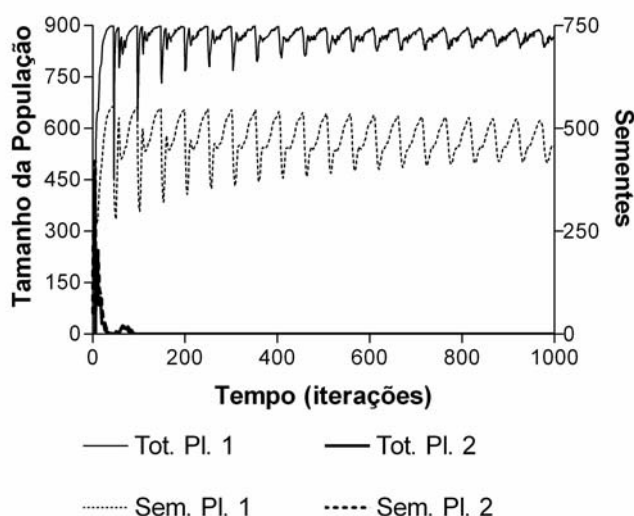


Figura 46 - Dinâmica das populações da comunidade virtual *TreeGrassSameInitAges* com seus respectivos bancos de sementes

Pl.1: árvore. Pl.2: erva. Tot.: total. Sem.: sementes.

Com base na relação entre o tamanho da população com seu respectivo banco de sementes fica evidenciada a importância deste para o estabelecimento de indivíduos da população, a qual já foi destacada por OSUMI e SAKURAI (1997), os quais inclusive observaram que há mais plantas germinando em um solo perturbado que em um solo não perturbado. O sucesso da germinação em *CAVeg* gera uma única planta por célula, e por este motivo não é possível observar-se o efeito da perturbação sobre o banco de sementes tal como fizeram OSUMI e SAKURAI (1997). A importância do banco de semente é dada em condições tais quais aquelas dadas por THOMPSON (2000), ou seja, de que as sementes não persistam indefinidamente no solo, sem germinar, ou de que persistam por um tempo insignificante de forma que não seja possível originar novos indivíduos.

4.2.3. Monocultura florestal

Visando estudar o comportamento de uma monocultura florestal virtual adjacente a um campo e formada por plantas de idades semelhantes, foi criada a comunidade virtual *TreeGrassSameInitAges*. Algumas áreas de simulação podem ser vistas nas **Figuras 47 e 48**.

A extinção da erva na simulação da comunidade virtual *TreeGrassSameInitAges* permite inferir o comportamento de uma comunidade criada artificialmente. Da forma como está, com um tipo ecofisiológico de árvore e outro semelhante a uma erva, pode-se inferir que haja extinção em áreas onde haja monoculturas florestais nas condições da comunidade virtual. As condições constituem-se na presença de ervas e de árvores longevas que tenham sido plantadas em um mesmo momento, e que a plantação tenha sido posteriormente abandonada ou esteja aguardando um momento futuro para então ser abatida. Monoculturas florestais são comumente criadas quando há o intuito de obter-se algum benefício econômico posterior da madeira.

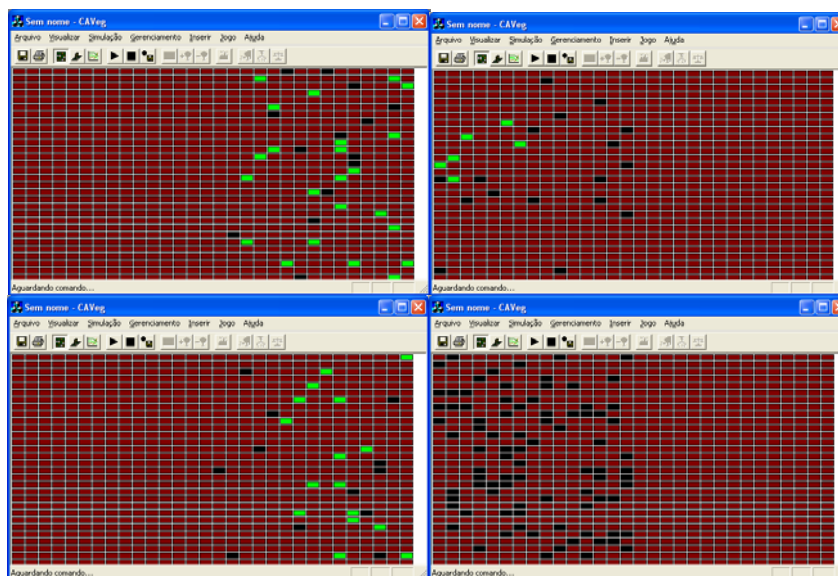


Figura 47 - Grid após 25, 50, 75 e 100 iterações com a comunidade virtual *TreeGrassSameInitAges*

Acima, à esquerda: 25 iterações. Acima, à direita: 50 iterações. Abaixo, à esquerda: 75 iterações. Abaixo, à direita: 100 iterações.

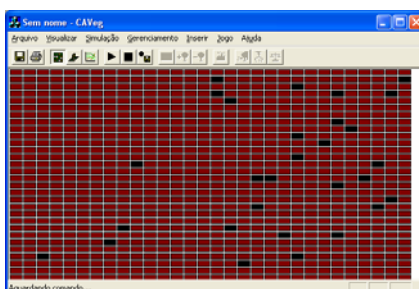


Figura 48 - Grid após 1000 iterações com a simulação da comunidade virtual *TreeGrassSameInitAges*

A simulação *TreeGrassSameInitAges* alerta para uma situação possivelmente impactante quanto à preservação do ambiente natural: plantas longevas com forte potencial competitivo, plantadas com idades semelhantes em um mesmo momento, podem resultar na extinção de plantas de menor potencial competitivo e de duração menos longeva. Para evitar esta possível situação indesejável, em se tratando de ambientes criados artificialmente, faz-se necessário alguma intervenção no ambiente natural a fim de minimizar o risco de extinção das espécies de menor potencial

competitivo, ainda mais ao tratar-se de espécies nativas em detrimento de espécies exóticas, as quais podem acarretar em impactos ambientais negativos, tal como o que ocorre com *Pinus sp* (GIVEN, 1996)

Até onde a extinção observada na simulação pode apresentar algum prejuízo para o ecossistema é uma questão relevante aos gerenciadores de reservas florestais. A intensa sincronicidade das mortes observada na Figura 46 pode inclusive acarretar em prejuízos econômicos se as árvores que morrerem ou possuírem moléstias suscetíveis de propagação não puderem ser removidas do local.

Aqui se faz uma ressalva às oscilações demonstradas pelo acentuado sincronismo das mortes observado na simulação *TreeGrassSameInitAges*: o cultivo de espécies ameaçadas de extinção que dependem de certos animais para completarem seu ciclo reprodutivo. Estando inexistentes tais animais, é bastante provável que não sejam observadas oscilações no tamanho da população do tipo ecofisiológico de árvore tal como observado na simulação *TreeGrassSameInitAges*, mas sim, que seja observado um contínuo decréscimo no número de indivíduos desta população, uma vez que o ciclo reprodutivo estará interrompido devido à falta, por exemplo, de flores sendo polinizadas e de sementes germinando. O modelo *CAVeg*, embora procure concentrar quantidade significativa de relações, não foi projetado, neste momento, visando permitir interações entre a fauna e a flora, abrindo possibilidades assim para permitir a análise deste tipo de comportamento em versões futuras do modelo.

Para exemplificar a problemática envolvida no decréscimo da população pela ausência de animais que participam do ciclo reprodutivo, far-se-á uma observação a

respeito do cultivo de *Araucaria angustifolia* (pinheiro-brasileiro) no estado do Rio Grande do Sul.

No Estado do Rio Grande do Sul houve forte intervenção governamental no intuito de preservar os indivíduos de *Araucaria angustifolia* remanescentes no estado e que estavam sendo extraídos ilegalmente. Sucederam-se então diversos plantios monoculturais desta espécie no estado visando o corte da madeira, o qual foi posteriormente negado pelas autoridades competentes em se tratando de espécie em vias de extinção (presente na Portaria do IBAMA nº 37-N, de 3 de abril de 1992 - Lista Oficial de Espécies da Flora Brasileira Ameaçada de Extinção). O plantio da *Araucaria angustifolia* seguido pela negação do corte das árvores é uma situação controversa, de fato, sobre a qual conhecimento foi adquirido com um professor do Departamento de Botânica durante a graduação do autor na Universidade Federal do Rio Grande do Sul, na década de 90. A agravante no caso da *Araucaria angustifolia* é a necessidade de uma certa espécie de ave que enterra a semente no solo.

Enfim, uma vez que haja interesse em extrair algum benefício econômico de uma determinada espécie rara, existe a alternativa de cultivá-la legalmente, conforme a atual legislação ambiental vigente, em áreas propícias para tal fim de forma que não haja riscos para a perpetuação da espécie devido à exploração excessiva.

4.2.4. Conceito de configuração mínima viável

Com a comunidade *TreeGrassLiebig* 36% das simulações geram a extinção da erva antes de atingir o equilíbrio em 1000 iterações (prévias a análise de resiliência), embora haja casos, como pode ser visto nas áreas de simulação apresentadas na **Figura 49** (até mil iterações), em que a erva não se extingue.

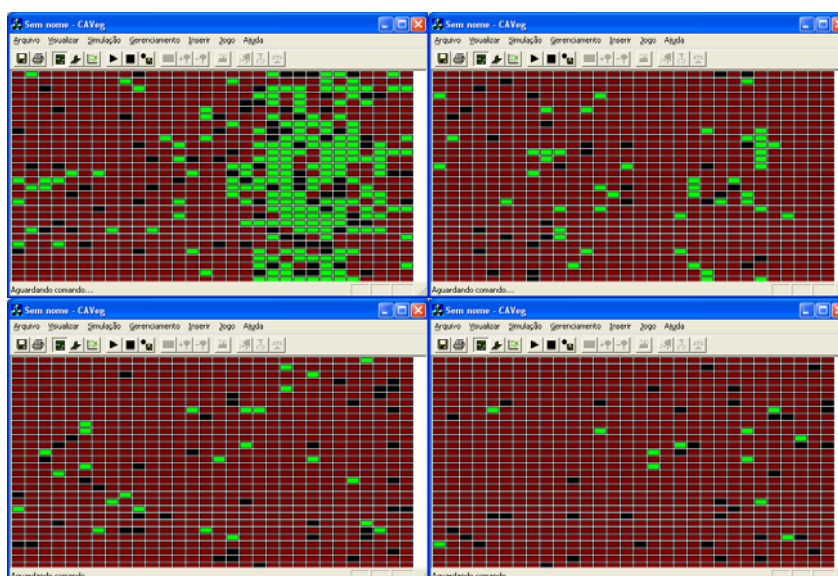


Figura 49 - Grid após 25, 50, 75 e 1000 iterações com a comunidade virtual *TreeGrassLiebig*

Acima, à esquerda: 25 iterações. Acima, à direita: 50 iterações. Abaixo, à esquerda: 75 iterações. Abaixo, à direita: 1000 iterações.

Para melhor entender o processo pelo qual ocorrem extinções em algumas simulações com a comunidade virtual *TreeGrassLiebig*, a seqüência de configurações da área de simulação foi acompanhada durante uma série de execuções e observou-se a seguinte seqüência de eventos:

1º) forma-se uma ou mais “ilhas de minoritários sobreviventes” (VICHNIAC, 1984), tal como demonstrado na **Figura 50**.

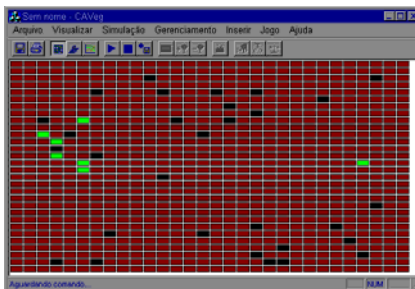


Figura 50 - “Ilha de minoritários sobreviventes” de VICHNIAC (1984)

A população que forma a ilha está com a cor verde

2º) A ilha expande-se e o tipo ecofisiológico passa a ocupar uma área maior (veja a **Figura 51**)

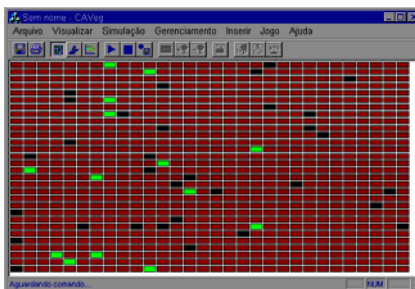


Figura 51 - Expansão da “ilha de minoritários sobreviventes”

3º) Um dos seguintes eventos ocorre (**Figura 52**): (a) o tipo ecofisiológico se estabelece com sucesso durante um período de tempo relativamente longo, ocupando uma área maior, ou (b) o tipo ecofisiológico se retrai devido a algum fator desfavorável, tanto por meio aleatório como possivelmente pela redução da quantidade de sementes por célula – o que acarreta em probabilidades de estabelecimento menores. Em (b) o tipo ecofisiológico torna-se suscetível à extinção se não conseguir formar uma nova “ilha de minoritários sobreviventes”.

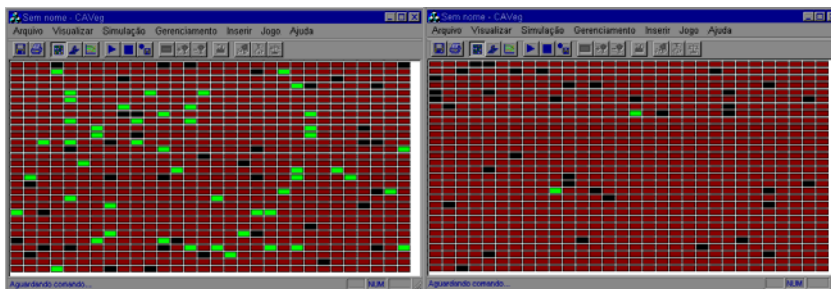


Figura 52 - Dois possíveis resultados para o desenvolvimento de uma “ilha de minoritários sobreviventes”

À esquerda: a ilha se desenvolveu com sucesso. À direita: a ilha se retraiu devido a algum fator desfavorável.

A formação das ilhas de minoritários sobreviventes (VICHNIAC, 1984) na simulação *TreeGrassLiebig* nos remete para além dos conceitos do tamanho mínimo viável e área crítica mínima para que uma população não se extinga, sobre os quais GIVEN (1996) salienta que o tamanho populacional não determina a probabilidade de extinção, destacando, a seguir, fatores que interagem dos quais a extinção também depende tais como a variação genética, a história de vida e, adicionalmente, a distribuição temporal e espacial. Assim, a formação das “ilhas de minoritários sobreviventes” nos remete à concepção de um novo conceito: a configuração mínima viável. O conceito de configuração mínima viável engloba o tamanho mínimo viável de uma população ocupando uma área crítica mínima de acordo com uma disposição espacial mínima viável, sem a qual não é possível que uma determinada espécie persista ao longo do tempo. Sugere-se que as “ilhas de minoritários sobreviventes” de VICHNIAC (1984) sejam a configuração mínima viável para que uma espécie não se extinga, embora estudos específicos a respeito deste argumento ainda sejam necessários.

4.2.5. Organização espacial

A análise da organização espacial de uma simulação com a comunidade virtual *TreeGrass* mostra que o valor do qui-quadrado está aparentemente relacionado ao tamanho da população mais abundante (a árvore), conforme mostrado na **Figura 53**.

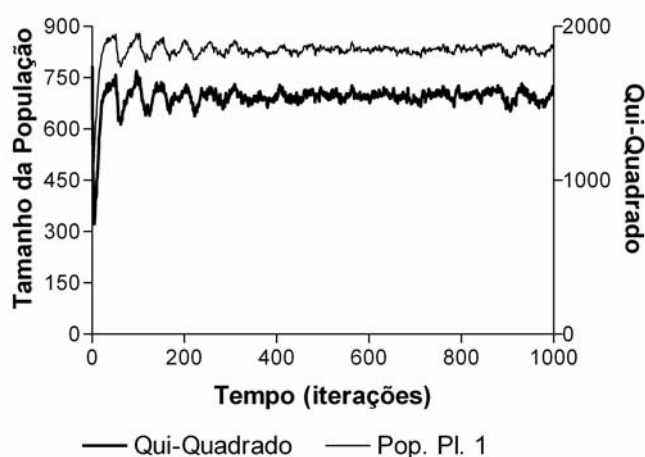


Figura 53 - Evolução da organização espacial da comunidade *TreeGrass*

A relação do qui-quadrado com o tamanho da população mais abundante, contudo, fica menos evidente ao inserir-se um terceiro tipo ecofisiológico no ambiente de simulação, o arbusto, mas ainda assim é possível perceber que há alguma associação do valor do qui-quadrado com o tamanho da população mais abundante (**Figura 54**).

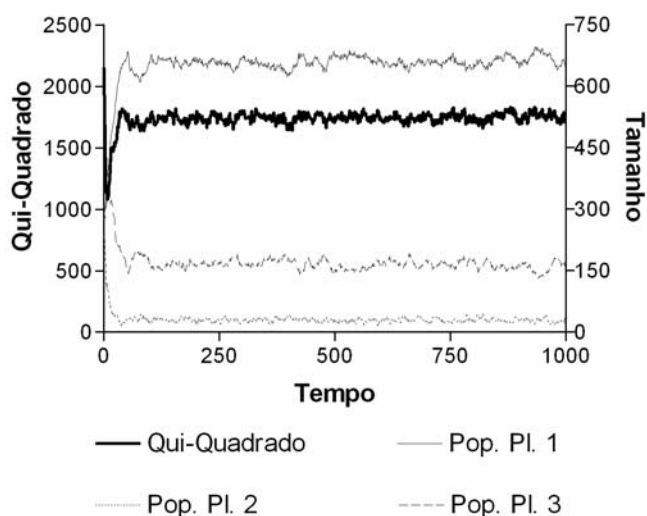


Figura 54 - Evolução da organização espacial da comunidade *TreeGrassBush*

Nas simulações realizadas com as comunidades baseadas na regra da Média e com os parâmetros padrão do aplicativo para a dispersão de sementes longa, observou-se, como pode ser visto por exemplo na área de simulação em que não houve extinção (Figura 42), que as plantas de mesmo tipo ecofisiológico não se mantiveram agrupadas, tendendo ao invés disto a estabelecer-se aparentemente de forma aleatória. Ao discorrer sobre a estrutura espacial de populações de plantas já estabelecidas, CRAWLEY (1997) cita que padrões espaciais estritamente randômicos são raros em populações de plantas, assim como são incomuns distribuições regulares. Em comparação com a aplicação da integração entre as relações ecológicas e fisiológicas feita pela Média para a transição de uma célula vazia para a uma célula ocupada por uma planta, a aplicação da regra do Mínimo de Liebig com a comunidade virtual *TreeGrassLiebig* apresenta resultados mais promissores pela semelhança aos padrões observados na natureza já que mostra a formação das “ilhas de minoritários sobreviventes” de VICHNIAC (1984), as quais não consistem em um padrão estritamente randômico. CRAWLEY (1997) aponta

causas para a raridade de padrões estritamente randômicos e para a ocorrência pouco comum de distribuições regulares, dentre as quais destaca-se a proximidade com que as sementes atingem o solo em relação a sua planta-mãe, e a heterogeneidade do habitat, a qual cria um mosaico de padrões propícios e inapropriados para o crescimento de determinadas espécies. O modelo *CAVeg* permite variações na quantidade de sementes dispostas em relação à distância da planta-mãe, mas não permite a definição prévia de um habitat heterogêneo, tal como pode ser esperado a partir de condições diferentes de umidade e de disponibilidade do nutriente encontrada em cada célula. Apesar disso, é provável que haja, ao longo da simulação, alguma variação na disponibilidade do nutriente entre as células já que cada uma apresenta sua própria ciclagem do nutriente e existe uma dissolução da quantidade de nutriente existente, embora em direção aleatória. No entanto, é possível que a influência da disponibilidade variável do nutriente sobre o estabelecimento de plântulas, tal como observado em ambientes naturais, seja decorrente da interação de uma amplitude de diferentes nutrientes, ao passo que em *CAVeg* há um único nutriente.

Quanto à relação direta da organização espacial associada ao tamanho da população dominante, é possível que pelo fato dos indivíduos desta população estarem presentes em maior quantidade e em disposição aleatória, a população dominante esteja presente na maioria dos padrões detectados durante a análise da organização espacial. Por este motivo, é razoável admitir sua relação direta com os valores de qui-quadrado medidos. Na medida em que a população dominante perde espaço para outras populações e passa a ocupar uma proporção menor da área de simulação, passa a representar um peso menor no cálculo da organização espacial, tal como pode ser visto comparando-se a relação mais coincidente na simulação

TreeGrass (Figura 53) com a relação menos coincidente observada na simulação *TreeGrassBush* (Figura 54).

Para efeito de comparação com a figura do modelo de CUSHING et al. (2001), julgou-se de caráter prático acompanhar a dinâmica populacional da comunidade virtual *TreeGrassBush* ao longo do tempo em uma figura tridimensional onde cada eixo corresponde ao tamanho de um determinado tipo ecofisiológico (**Figura 55**). Apresentada novamente, para efeito de melhor comparação, está a figura de CUSHING et al. (2001), a qual demonstra um atrator caótico (**Figura 56**).

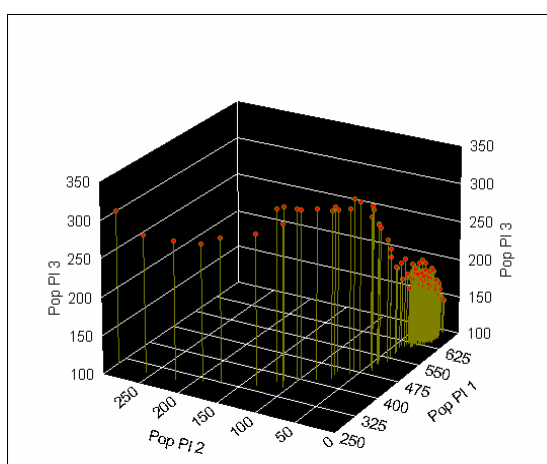


Figura 55 - Desenvolvimento da comunidade virtual *TreeGrassBush*

A simulação inicia na esquerda e sucede-se para a direita. PopPI1: população da árvore. PopPI2: população da erva. PopPI3: população do arbusto.

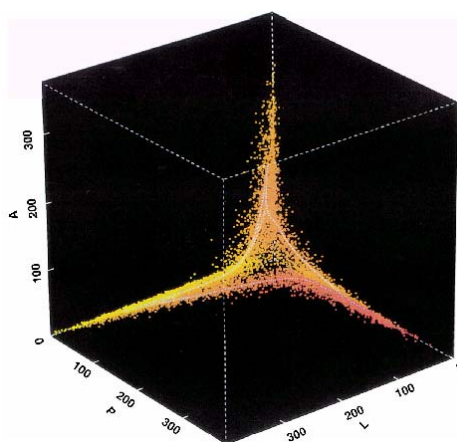


Figura 56 - Atrator caótico de CUSHING et al. (2001)

Fonte: extraído de CUSHING et al. (2001, p. 228).

Cadeias de Markov puras convergem para uma configuração final pontual e estável no espaço. Ao contrário disso, na simulação *TreeGrassBush* a figura mostra a existência de uma região para onde a configuração inicial desloca-se. O atrator de CUSHING et al. (2001) também é semelhante neste aspecto porque não apresenta uma configuração final pontual, e ao invés disto apresenta uma região.

4.2.6. Equilíbrio populacional

O análogo não-espacial do modelo *CAVeg* para a comunidade virtual *SingleGrass* estima uma quantidade populacional aumentando mais rapidamente que a quantidade observada em *CAVeg* tanto para a dispersão curta e com a dispersão longa das sementes. Além disso, a quantidade populacional do análogo não-espacial é superior quando a população atinge o equilíbrio. As estimativas das populações em equilíbrio estão demonstradas na **Figura 57**, assim como o desenvolvimento da população ao longo do tempo. Corrobora-se, portanto, a conclusão de KEYMER et al. (2000) de que há uma disparidade do valor de equilíbrio obtido entre modelos espaciais e não-espaciais.

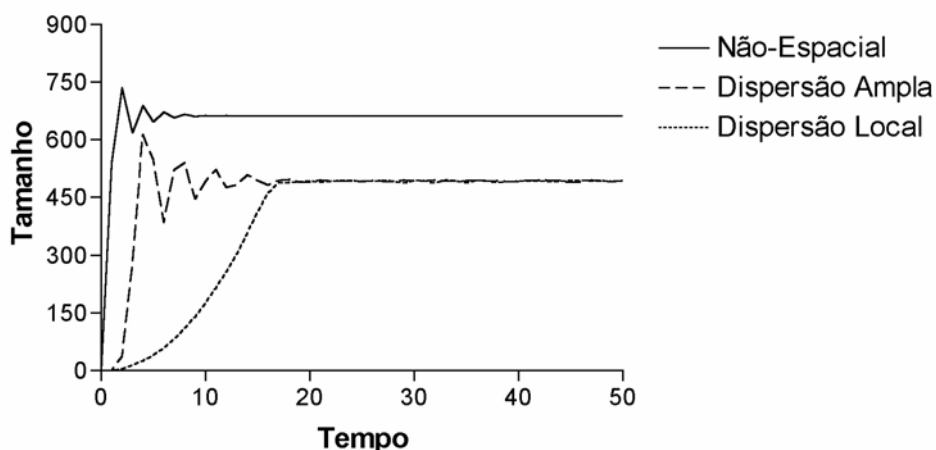


Figura 57 - Estimativa da população em equilíbrio para o modelo espacial e seu análogo não-espacial

Dispersão longa e dispersão ampla são consideradas sinônimas, assim como dispersão curta e dispersão local.

O problema de estimar incorretamente o tamanho da população, dada as diferenças encontradas entre modelos espaciais e não-espaciais, excede o âmbito da investigação das causas da não-espacialidade e para sobre suas conseqüências. Uma das conseqüências diz respeito ao manejo de espécies ameaçadas de extinção que podem ter seu tamanho superestimado e estar de fato em condições críticas.

HOLMES (2001) compara três modelos diferentes e mostra que os parâmetros populacionais também podem ser estimados inadequadamente devido à presença de erros amostrais. Os erros amostrais podem ser causados pela amostragem de um único estágio de vida ou de uma única faixa etária, e o modelo escolhido deve ser suficientemente robusto para lidar com tais imperfeições. Com base em três modelos distintos HOLMES (2001) compara as taxas de crescimento médias das simulações de três populações na ausência ou presença de erros amostrais de 4 tipos diferentes (**Figura 58**). Note o elevado erro percentual do modelo Direct em salmões em relação aos modelos Runsum e Slope aplicados para

a mesma população. Tanto em função do tipo de modelo como em função do tipo de erro amostral há diferenças entre as taxas de crescimento médias.

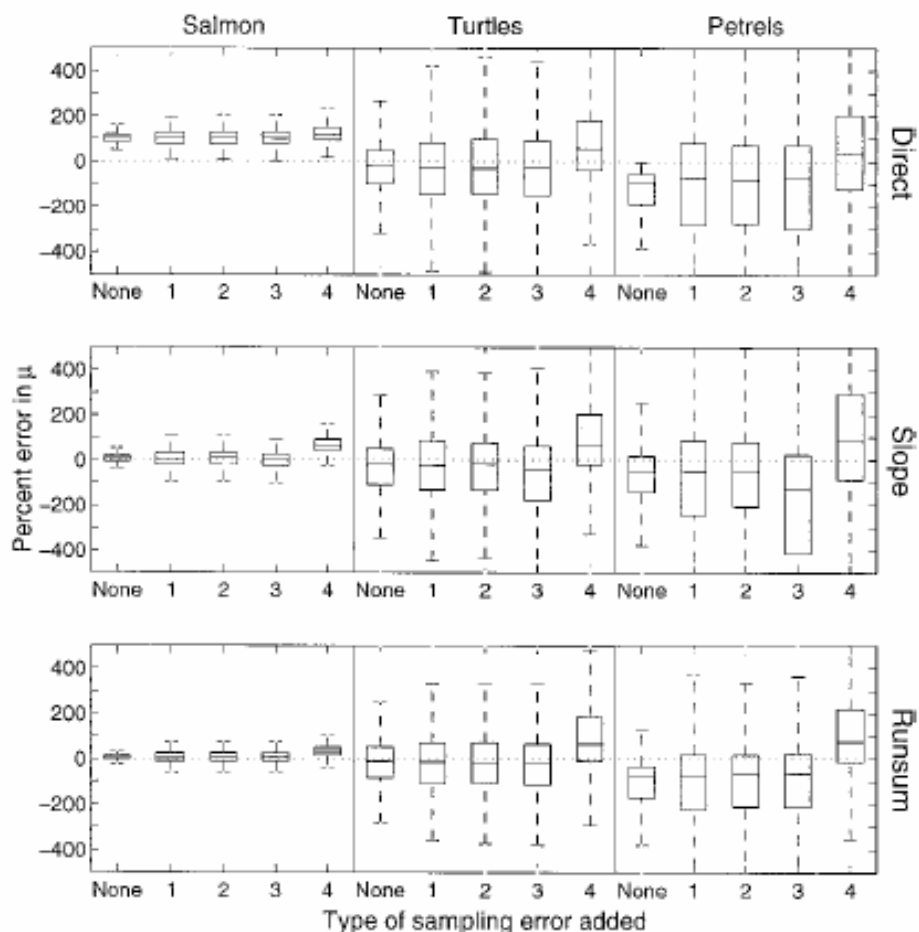


Figura 58 - Tipos de erros amostrais aplicados em três modelos

São comparadas as taxas de crescimento médias de três populações. As populações consistem de salmões (Salmon), tartarugas (Turtles) e Petréis (Petrels). Direct, Slope e Runsum são os três modelos analisados. None: sem erro amostral. 1-4: diferentes erros amostrais. Os retângulos englobam 75% dos dados e a média é a linha que separa os retângulos em duas partes. A amplitude total dos dados é mostrada pelas linhas que partem verticalmente dos retângulos. Os dados foram estimados a partir de uma única faixa etária da população.

Fonte: extraído de HOLMES (2001, p. 5073).

4.2.7. Análise de resiliência

Com o modelo ALLOCATE, TILMAN (1988) efetuou uma análise visando determinar o tempo de resiliência de uma comunidade ao ser aplicada uma determinada taxa de perda. A análise, em síntese, visa determinar o tempo necessário para restauração da comunidade após extrair-se uma certa quantidade de elementos. Perda, extração e remoção são consideradas sinônimos na análise de resiliência. Os resultados das análises de resiliência feitas com a configuração final ao término de mil iterações são apresentados a seguir.

A análise de resiliência da comunidade virtual *TreeGrass* na **Figura 59** mostra que o tempo necessário para restauração inicialmente aumenta com a taxa de extração aplicada. A Figura 59 também mostra que a probabilidade de extinção de uma espécie aumenta a partir de uma taxa de extração de 60%. Ao exceder o limite de 80% de extração a comunidade não retorna mais à situação prévia de equilíbrio. Ao invés de restaurar-se invariavelmente ocorre a extinção do tipo ecofisiológico erva, inviabilizando a comunidade de retornar ao equilíbrio. A análise de resiliência mostra que há casos em que o sistema aparentemente retorna ao equilíbrio mas a extinção vem a ocorrer logo a seguir (não destacado na Figura 59).

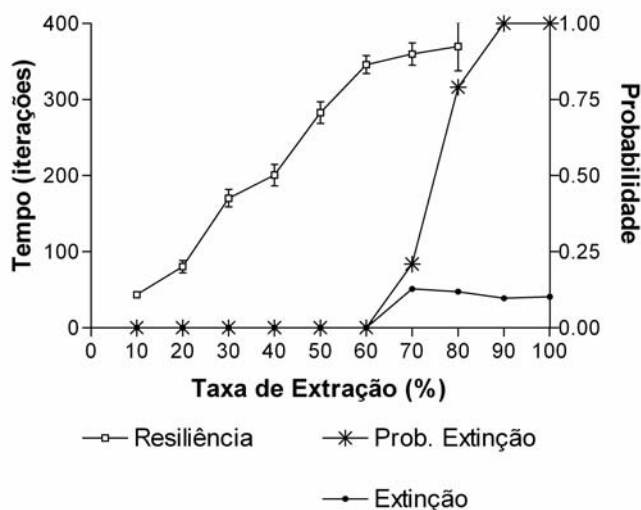


Figura 59 - Análise de resiliência de *TreeGrass*

Resiliência e extinção são medidas em iterações. Prob. Extinção: Probabilidade de Extinção.

A análise de resiliência da comunidade virtual *TreeGrassLiebig* está na **Figura 60**. A probabilidade de extinção do tipo ecofisiológico erva é maior em *TreeGrassLiebig* do que a comunidade virtual *TreeGrass* com a qual compartilha algumas semelhanças. Uma parcela deste efeito pode ser causada pela instabilidade da comunidade *TreeGrassLiebig*, que, à parte da análise de resiliência, apresenta 36% de chances de extinguir o tipo ecofisiológico erva antes de atingir o equilíbrio em 1000 iterações. No entanto, não parece ser possível separar a instabilidade da comunidade virtual dos resultados da análise de resiliência. Ao reduzir uma fração do total de extinções ocorridas durante a análise de resiliência com base na instabilidade medida da comunidade virtual *TreeGrassLiebig*, geram-se probabilidades de extinção menores que o máximo permissível e, com base nos resultados obtidos em *TreeGrass*, há casos em que a probabilidade de extinção é absoluta.

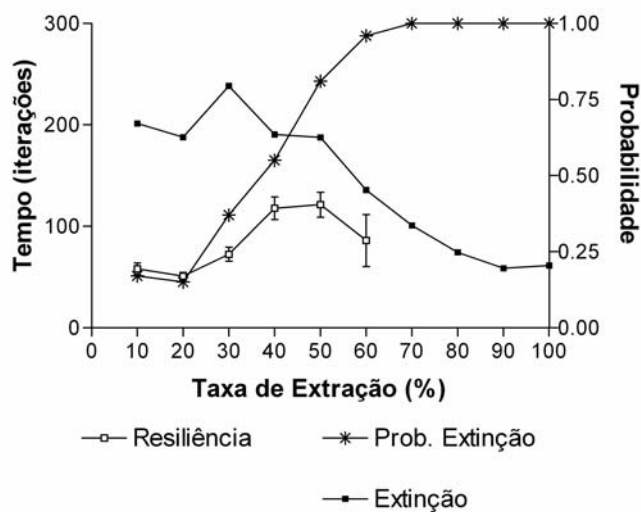


Figura 60 - Análise de resiliência de *TreeGrassLiebig*

Resiliência e extinção são medidas em iterações. Prob. Extinção: Probabilidade de Extinção.

A tendência de aumentar a probabilidade de extinção ao aumentar a taxa de extração não se mostra consistente na medida em que se acrescenta um terceiro tipo ecofisiológico na simulação. De tamanho e porte intermediário entre a árvore e a erva, o tipo ecofisiológico de arbusto parece amenizar a competição da árvore sobre a erva tal como ocorre na comunidade virtual *TreeGrass*, resultando em análises de resiliência em que não há extinções da erva. O resultado da análise de resiliência com a comunidade virtual *TreeGrassBush* constituída por três tipos ecofisiológicos pode ser visto na **Figura 61**.

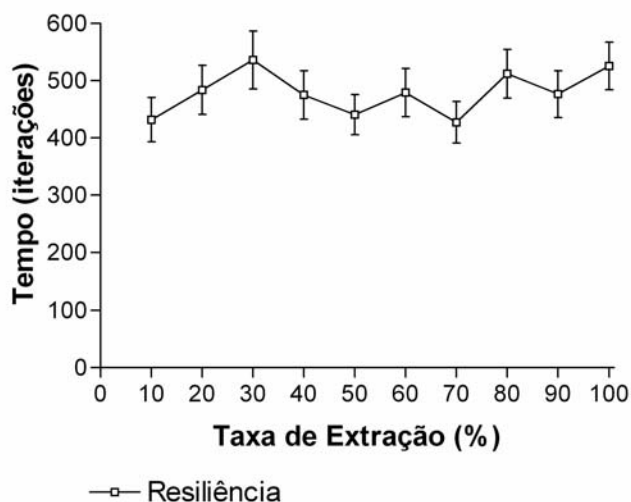


Figura 61 - Análise de resiliência de *TreeGrassBush*

Resiliência é medida em iterações.

Tal como ocorrido na comunidade virtual *TreeGrass*, a inserção de um terceiro tipo ecofisiológico na comunidade virtual *TreeGrassLiebig* amenizou o efeito da remoção de indivíduos sobre a probabilidade de extinção. A análise de resiliência da comunidade virtual *TreeGrassBushLiebig* com três tipos ecofisiológicos está na **Figura 62**. A relação de *TreeGrassBushLiebig* para *TreeGrassLiebig* é semelhante à relação observada de *TreeGrassBush* para *TreeGrass*: um ambiente mais diversificado em tipos ecofisiológicos aparentemente torna-se menos suscetível a extinção de um tipo ecofisiológico causada em decorrência da extração.

Note que *TreeGrassBushLiebig* também tem uma comunidade instável com 14% de chances de extinguir o tipo ecofisiológico erva antes de atingir o equilíbrio em 1000 iterações (prévias a análise de resiliência). Comparando *TreeGrassBushLiebig* com três tipos ecofisiológicos que tem 14% de chances de extinção com os 36% de chances de *TreeGrassLiebig* que tem dois tipos

ecofisiológicos, suporta-se a hipótese de que a exploração em um ambiente mais diversificado resulta em menores probabilidades de extinção.

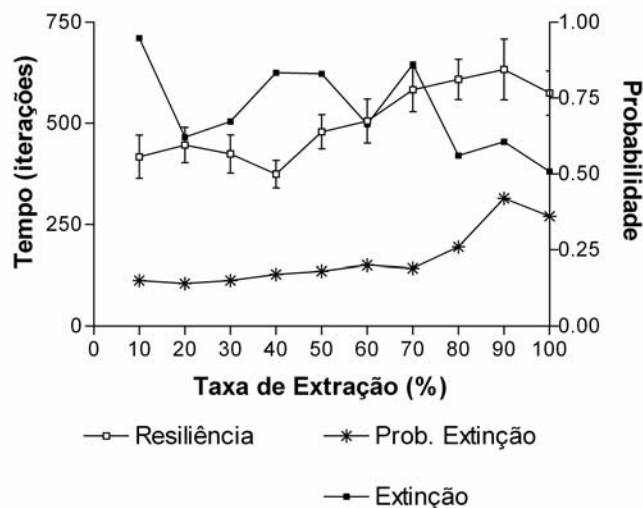


Figura 62 - Análise de resiliência de *TreeGrassBushLiebig*

Resiliência e extinção são medidas em iterações. Prob. Extinção: Probabilidade de Extinção.

O efeito de um ambiente mais diversificado sobre a probabilidade de extinção não é devido exclusivamente ao número de tipos ecofisiológicos na comunidade virtual. Há extinções ao substituir-se o arbusto da comunidade virtual *TreeGrassBush* por uma erva idêntica a já existente, tal como pode ser depreendido na **Figura 63**, gerada a partir de simulações efetuadas com a comunidade virtual *TreeGrassGrass*.

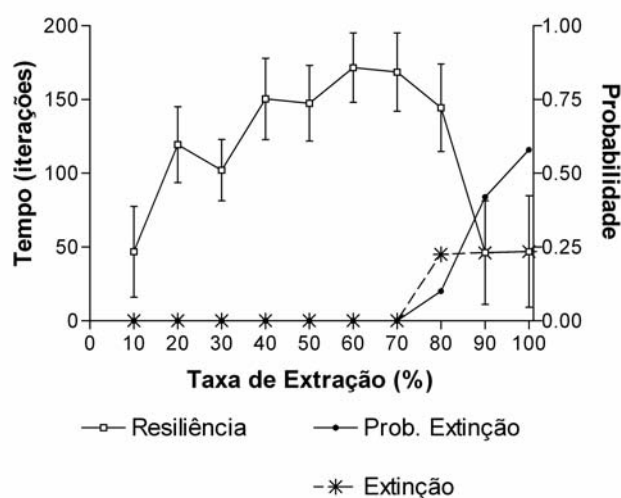


Figura 63 - Análise de resiliência de *TreeGrassGrass*

Resiliência e extinção são medidas em iterações. Prob. Extinção: Probabilidade de Extinção.

O efeito da diversificação dos tipos ecofisiológicos na comunidade virtual pode ser compreendido com o auxílio do algoritmo que calcula o estabelecimento das plântulas a partir das sementes (vide **Tabela 11**), e também nos algoritmos subsequentes que calculam as interações entre as espécies.

Tabela 11 - Probabilidades de estabelecimento dos tipos ecofisiológicos nas comunidades virtuais *TreeGrass*, *TreeGrassBush* e *TreeGrassGrass* (continua)

Comunidade	Probabilidade de Estabelecimento	Chance direta com demais presentes
<i>TreeGrass</i>		
Sementes -> árvore	0.37	63%
Sementes -> erva	0.22	37%
<i>TreeGrassBush</i>		
Sementes -> árvore	0.22	37%
Sementes -> erva	0.16	27%
Sementes -> arbusto	0.21	36%

Tabela 11 - Probabilidades de estabelecimento dos tipos ecofisiológicos nas comunidades virtuais *TreeGrass*, *TreeGrassBush* e *TreeGrassGrass* (conclusão)

Comunidade	Probabilidade de Estabelecimento	Chance direta com demais presentes
<i>TreeGrassGrass</i>		
Sementes -> árvore	0.26	45%
Sementes -> erva	0.16	27,5%
Sementes -> erva	0.16	27,5%

As probabilidades foram obtidas a partir do aplicativo desenvolvido. A chance direta com as demais presentes não considera a permanência da ausência de um tipo ecofisiológico na célula.

A Tabela 11 mostra que a árvore, o tipo ecofisiológico mais competitivo, tem sua probabilidade de estabelecimento reduzida (de 0.37 para 0.22) assim como a erva também o tem (de 0.22 para 0.16) ao adicionar-se o arbusto na comunidade virtual. A redução também ocorre quando a adição da terceira planta na comunidade virtual é uma réplica da erva, mas com menor intensidade (de 0.37 para 0.26 comparando *TreeGrass* com *TreeGrassGrass* ao invés de 0.37 para 0.22 comparando *TreeGrass* com *TreeGrassBush*). Se a probabilidade de estabelecimento diminui tanto pela adição de um novo tipo ecofisiológico como pela adição de uma cópia de um tipo ecofisiológico menos competitivo, porque há diferenças nos resultados da análise de resiliência? A resposta paira no que pode ser definido como a caixa-preta do modelo: o novo tipo ecofisiológico foi criado com parâmetros intermediários em relação aos tipos ecofisiológicos já presentes na comunidade virtual. Os parâmetros intermediários incluem uma altura e uma semente de tamanho intermediário. A competição direta do tipo ecofisiológico com potencial competitivo inferior para com o tipo ecofisiológico predominante na comunidade virtual *TreeGrass* indica uma diferença quantitativa entre os valores das

populações em equilíbrio dos dois tipos ecofisiológicos. O tipo ecofisiológico de porte e sementes intermediários desenvolve-se em condições mais competitivas para com o tipo ecofisiológico predominante, ao contrário do que ocorre com a inserção de um tipo ecofisiológico idêntico a um já existente com potencial competitivo inferior (a segunda erva em *TreeGrassGrass*).

A comunidade virtual *TreeGrassBushLiebig* atinge o equilíbrio populacional após mil iterações em uma proporção maior que a comunidade virtual *TreeGrassLiebig*, a qual contém um tipo ecofisiológico a menos que *TreeGrassBushLiebig*. A menor proporção de extinções pré-equilíbrio em uma comunidade virtual com mais tipos ecofisiológicos sugere que ambientes mais diversificados tornam-se mais estáveis. Sobre diversidade ODUM (1988) cita que ecossistemas mais diversificados têm um nível de complexidade da organização maior. Assim, parece lógico afirmar que um nível de complexidade da organização maior resulta em uma maior estabilidade. De fato, ODUM (1988) cita que, em ambientes naturais, o aumento da complexidade pode aumentar a resistência ou elasticidade em decorrência de perturbações. ODUM também cita que o aumento da complexidade traz consigo uma maior retroalimentação e maior reciclagem, assim como o aumento da possibilidade de desenvolverem-se simbioses entre os organismos. O modelo *CAVeg* não permite simbioses entre os organismos tal como faz o modelo de GASSMANN, KLÖTZLI e WALTHER (2000), mas tem um modelo de ciclagem de nutrientes embutido.

Pelo fato das comunidades *TreeGrassBush* e *TreeGrassBushLiebig* apresentarem menores probabilidades de extinção na análise de resiliência que suas equivalentes de dois tipos ecofisiológicos (*TreeGrass* e *TreeGrassLiebig*), sugere-se que os riscos de extinção são menores em ecossistemas mais

diversificados. Como a diversidade resulta em complexidade da organização (ODUM, 1988), sugere-se que o nível de complexidade da organização aparenta estar inversamente relacionado com o risco de extinção de uma determinada espécie.

Desde que a extração seja efetuada em um único tipo ecofisiológico com maior potencial competitivo que os demais presentes, uma possibilidade para minimizar os efeitos da exploração econômica do ambiente natural pode ser a exploração controlada em ambientes com maior diversificação de tipos ecofisiológicos, aparentemente menos suscetíveis ao risco de extinção. Um alerta deve ser dado no sentido de que uma espécie, mesmo que apresente elevado potencial competitivo, pode extinguir-se. GIVEN (1996) cita que atualmente é razoável declarar que a probabilidade de extinção aumenta gradualmente na medida em que o tamanho da população diminui. Portanto, é recomendável avaliar-se o efeito da exploração antes de proceder-se com sua execução.

Quanto à diminuição do tamanho de populações, HARRIS (1984) cita que a fragmentação de florestas antigas aumenta a heterogeneidade da paisagem, resultando na diminuição do tamanho populacional das espécies interiores. A diminuição do tamanho populacional das espécies interiores provavelmente se deve a sua adaptação a habitats que deixam de existir. Portanto, reforça-se a importância dos experimentos em pequena escala antes de prosseguir-se com a exploração em larga escala.

O modelo *CAVeg* estima que acima de certas taxas de extração é possível haver extinção de uma população e, logo, estas taxas constituem-se em valores acima da capacidade regenerativa do ambiente. O modelo *CAVeg* também mostra, com algumas exceções, que o aumento da taxa de extração resulta em um tempo

maior para restauração da comunidade. As exceções estão notoriamente associadas a um aumento na probabilidade de extinção. Logo, se há interesse em perpetuar-se o regime de exploração, quanto maior a proporção explorada em um único momento do tempo, maior o tempo necessário para executar-se uma nova exploração.

Por exemplo, no intuito de ser sustentável a taxa de extração em *TreeGrass* deve ser inferior a 60%. Já a comunidade *TreeGrassLiebig* não deve ser explorada economicamente já que apresenta extinções em todas as taxas de extração analisadas. Não havendo alternativa, a comunidade *TreeGrassLiebig* não deve ser explorada acima de uma taxa de extração crítica de 40%. Mesmo havendo uma estabilização no tempo necessário para a restauração da comunidade que é seguida por uma redução, o aumento crescente da probabilidade de extinção gera um risco deste evento ocorrer em proporções cada vez maiores acima da taxa de extração de 40%. Aliás, sobre gerenciamento florestal sustentável, HERING (1994) cita que a remoção de 40% da área basal em uma floresta natural é claramente excessiva.

GIVEN (1996) salienta que a exploração excessiva é uma das causas primárias da depleção das plantas que florescem. Outras causas da depleção de plantas citadas por GIVEN (1996) são a perda e a fragmentação do habitat, estando o comércio de madeira freqüentemente relacionado com tais causas. Sobre a perda e fragmentação do habitat, ROCHE e DOUROJEANNI (1984) citam que um estudo realizado pela FAO/UNEP em 76 países mostrou haver uma substituição da ordem de dez hectares de formações florestais por um hectare de plantações. A redução do espaço ocupado pelas formações florestais representa uma perda considerável de habitats que podem ser “reguladores da biosfera”, os quais recebem muita publicidade, o mesmo não podendo ser dito de outros habitats ricos em espécies que são considerados como terras improdutivas pelo público (GIVEN, 1996).

BELLIA (1996) define um recurso renovável como aquele recurso que se reproduz ao longo do tempo, tanto naturalmente como por meio da ação humana. A análise de resiliência, por sua vez, salienta um aspecto essencial para uma exploração sustentável de um recurso renovável. A exploração de uma comunidade pouco diversificada na qual há competição desigual entre os tipos ecofisiológicos presentes gera um risco em potencial de que a exploração do tipo ecofisiológico de maior potencial competitivo resultará em alguma extinção.

Um gerenciamento sustentável deve garantir que haja a garantia da biodiversidade de uma área natural submetida à exploração comercial onde todas as espécies sejam preservadas. Portanto, no intuito de tornar-se sustentavelmente viável, qualquer exploração deve ser mantida em níveis seguros do risco de extinção de alguma espécie. Já que a ciência tem-se fundamentado em experimentos que procuram verificar hipóteses, para determinar-se o risco de extinção recomenda-se a condução de experimentos em pequena escala antes de proceder-se com a exploração em larga escala. Já que cada ecossistema apresenta peculiaridades devido à composição e à estrutura particulares de cada um, a forma recomendada de se determinar o risco de extinção é tratar cada caso como uma situação à parte e distinta das demais, e sem desconsiderar princípios já conhecidos a partir dos demais casos.

Para finalizar, há que se fazer um comentário sobre o tempo para restauração apontado pelas diferentes análises de resiliência, o qual é maior que o tempo de 12 anos observado por HERING (1994) em florestas naturais para a restauração de uma remoção de 25% da área basal. Sobre a diferença entre o tempo observado por HERING (1994) e o tempo necessário para restauração estimado pela análise de resiliência nas diferentes comunidades virtuais, há que se salientar que o modelo

CAVeg não foi ajustado às condições encontradas por HERING (1994) em sua área de estudo. Além disso, o parâmetro de comparação utilizado por HERING (1994) - a área basal calculada para todas as espécies - é diferente do parâmetro utilizado para a comparação no modelo *CAVeg*. A análise de resiliência efetuada no modelo *CAVeg* considera, por população: sua biomassa (e variância), sua densidade populacional, e adicionalmente a quantidade de nutrientes por célula (e sua variância). Por ser uma análise que envolve um maior número de parâmetros, cuja implementação é plausível por meio computacional, é provável que resulte em estimativas de tempo maiores devido à necessidade de uma semelhança mais exata entre os objetos da comparação (as áreas de simulação). Sobretudo, é importante notar que tanto a floresta natural como as comunidades virtuais, sob determinados casos, restauram sua composição.

4.2.7.1. Dinâmica populacional após perda

Nas **Figuras 64 e 65** está apresentado o processo da dinâmica populacional da comunidade virtual *TreeGrassBushLiebig*, após ser aplicada a extração de 25% dos indivíduos arbóreos. Na Figura 64 não houve extinção, e na Figura 65 houve uma extinção. A comunidade virtual inicia a simulação à esquerda e desloca-se para uma região à direita nas figuras, onde se sucedem várias alterações na composição. Estas alterações ocorrem de forma semelhante, sendo irregulares, e resultam tanto em uma configuração final semelhante à existente antes da extração como em uma configuração final onde ocorre uma extinção. É possível que um parâmetro de

comparação menos exigente a ser utilizado na análise de resiliência resulte em semelhanças detectadas mais rapidamente entre a configuração inicial e a configuração simulada após a aplicação da perda de indivíduos.

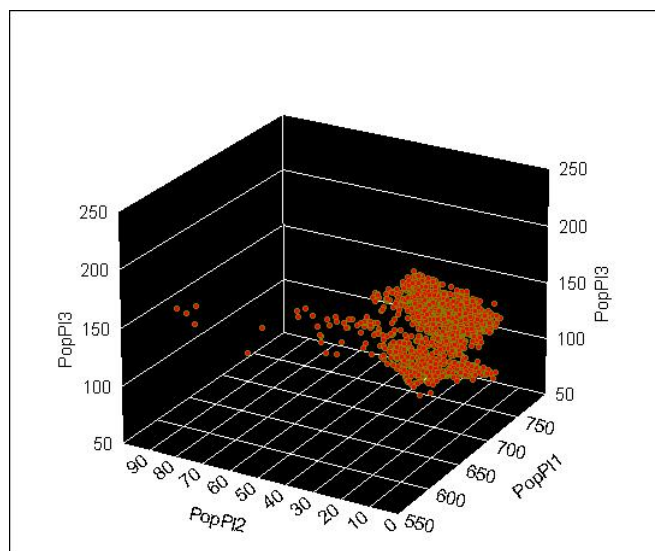


Figura 64 - Dinâmica populacional de *TreeGrassBushLiebig* sem extinção ao final

A simulação inicia na esquerda, com 25% de extração dos indivíduos arbóreos, e sucede para a direita. PopPI1: população da árvore. PopPI2: população da erva. PopPI3: população do arbusto.

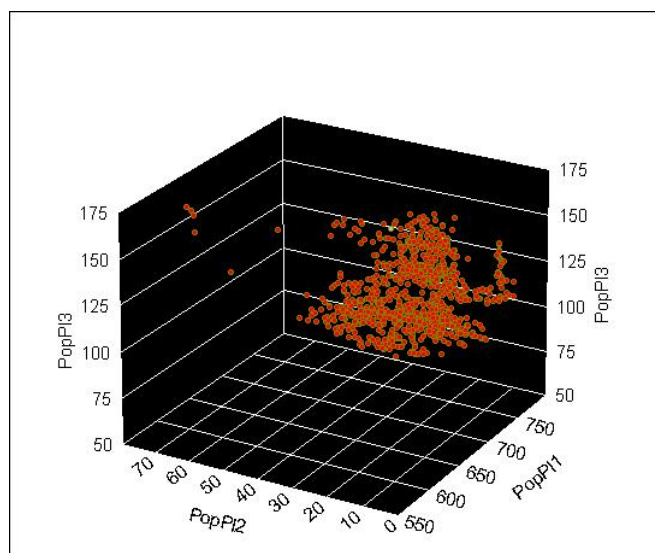


Figura 65 - Dinâmica populacional de *TreeGrassBushLiebig* com extinção da erva ao final

A simulação inicia na esquerda, com 25% de extração dos indivíduos arbóreos, e sucede para a direita. PopPI1: população da árvore. PopPI2: população da erva. PopPI3: população do arbusto.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

5.1. CONCLUSÕES

Os dois modelos desenvolvidos nesta tese são abordagens novas para o campo da ecologia vegetal. O primeiro modelo, um autômato celular probabilístico baseado na interação de equações lineares por meio de um pequeno conjunto de regras, mostra que o uso de autômatos celulares probabilísticos é viável na estimativa das quantidades das populações em equilíbrio. Os resultados do modelo não diferem estatisticamente de um modelo desenvolvido com cadeias de Markov por ORLÓCI et al. (1993) para os mesmos dados (de LIPPE, DE SMIDT; GLENN-LEWIN, 1985), e as estimativas populacionais geradas são razoáveis se comparadas a um outro modelo espacial desenvolvido (PRENTICE, VAN TONGEREN; DE SMIDT, 1987) também sobre os mesmos dados. As vantagens do autômato celular probabilístico baseado na interação de equações lineares são a necessidade de pequeno número de parâmetros, em relação ao modelo de PRENTICE, VAN TONGEREN e DE SMIDT (1987), e a geração de padrões espaciais de ocupação das populações, em relação à cadeia de Markov de ORLÓCI, ANAND e HE (1993). As comparações do autômato celular probabilístico baseado na interação de equações lineares com modelos prévios aplicados aos mesmos dados reforçam a conclusão extraída dos resultados de PRENTICE, VAN TONGEREN e DE SMIDT (1987) de que modelos espaciais podem desempenhar-se

tão bem quanto modelos não-espaciais na detecção de dinâmicas populacionais semelhantes, com a vantagem de gerar padrões espaciais. Além disso, o modelo do autômato celular probabilístico baseado na interação de equações lineares valida a abordagem do autômato celular probabilístico no campo da simulação da dinâmica de populações.

O modelo baseado na interação de equações lineares, contudo, não permite uma realização adequada do estudo da aplicação de perdas sobre o comportamento da comunidade virtual. Esta argumentação baseia-se no fato de que não havendo equações lineares que permitam a geração de probabilidades de estabelecimento nulas sempre haverá o restabelecimento da população explorada, pois sempre haverá alguma chance desta população se restabelecer. Por este motivo, sucedeu-se com o desenvolvimento de um modelo mais complexo, baseado na interação de equações não-lineares (*CAVeg*), que considera diversos aspectos ecológicos, fisiológicos e climáticos modelados ou observados e relatados por estudos científicos (SIMONS e JOHNSTON, 2000; STANTON, 1984; WELLER, 1985; MCGINLEY, TEMME; GEBER, 1987; BAUER, MEYER; ALLEN, 1998; FINCH-SAVAGE, STECKEL; PHELPS, 1998; ROSS e HARPER, 1972; HARMS et al., 2000; WEBB e PEART, 1999; DALLING, HUBBELL; SILVERA, 1998; GOLDBERG, 1987; PINO, SANS; MASALLES, 1997; ODUM, 1988; BOTKIN, JANAK; WALLIS, 1972; LAW, 1981; WATKINSON, LONSDALE; FIRBANK, 1983; WEINER, KINSMAN; WILLIAMS, 1998; LANZER e PARIS, 1980; MINCHIN, 1987; TILMAN, 1988; WILLSON e TRAVESET, 2000; RAJAGOPALAN e LALL, 1999; BUGMANN e CRAMER, 1998; LORENTE, 1966; FEDERER, 1982; CROKER, WITTE; AUGÉ, 1998; CAMPBELL, 1974; COSBY et al. , 1984; BRADY, 1979; PRENTICE, SYKES;

CRAMER, 1993; OSUMI e SAKURAI, 1997; THOMPSON, 2000; MEENTEMEYER, 1978; SHUGART, SMITH; POST, 1992; KEYMER et al., 2000).

Algumas considerações devem ser feitas a respeito da forma como o algoritmo do modelo *CAVeg* foi implementado. Estas considerações dizem respeito à ordem dos passos desenvolvida. Para melhor acompanhar as considerações, o algoritmo está rerepresentado na **Figura 66**.

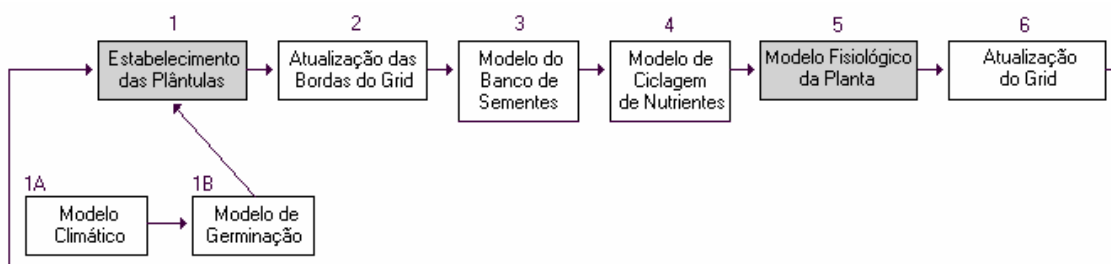


Figura 66 - Algoritmo de simulação do modelo *CAVeg*

- O primeiro passo deve ser o estabelecimento de novas plantas no grid de simulação (passo 1). Este passo, em *CAVeg*, subentende a geração de dados climáticos (passo 1A) que alimenta um modelo de germinação (passo 1B). As novas plantas, em função de sua data de germinação, desenvolvem-se posteriormente com menor ou maior intensidade no modelo fisiológico (passo 5 na figura).
- O modelo de ciclagem de nutrientes (passo 4) deve ser atualizado antes do modelo fisiológico da planta (passo 5), o qual utiliza informações deste primeiro.
- O banco de sementes (passo 3) deve ser atualizado antes do modelo fisiológico da planta (passo 5) já que o modelo fisiológico acrescenta novas sementes ao banco. As sementes pré-existentes e as novas sementes serão utilizadas no estabelecimento das novas plantas do momento seguinte.

- As sementes no modelo fisiológico devem ser dispersadas antes da sobrevivência da planta ser testada. Isto permite que plantas anuais produzam e dispersem sementes antes de morrer.
- Sempre que há alteração no valor das células (nos passos 1 e 5) deve ser efetuada uma atualização no grid de simulação para que passos seguintes que necessitem destes dados disponham deles precisamente.

O modelo *CAVeg* apresenta comportamentos biológicos aceitáveis (GOLD, 1977). Comportamentos biológicos aceitáveis foram observados durante as simulações realizadas, tais como: (a) o efeito do banco de sementes sobre o restabelecimento de indivíduos, já destacado por OSUMI e SAKURAI (1997); (b) a dependência dos competidores inferiores pelos espaços deixados pelos competidores superiores, tal como estudado por KEYMER et al. (2000); e (c) a provável existência de um atrator caótico para a dinâmica populacional, tal como estudado por CUSHING et al. (2001). Além disso, os ecossistemas são persistentes e também é possível criar-se comunidades virtuais persistentes. Os comportamentos biológicos aceitáveis que foram observados corroboram a conclusão de JORGENSEN (2002) de que é possível explicar algumas regras e observações ecológicas teoricamente.

Faz-se inclusive uma ressalva quanto à consequência do plantio monocultural de espécies arbóreas longevas com elevado potencial invasivo sobre outras espécies, como *Pinus sp* (GIVEN, 1996): é recomendável que haja controle das áreas vizinhas ao plantio para evitar-se a proliferação excessiva da espécie plantada, ainda mais quando se tratar de uma espécie exótica invadindo áreas onde ocorrem espécies nativas.

HERING (1994), em um estudo realizado na floresta atlântica brasileira, reportou que sob determinadas condições ocorre a recuperação de florestas nativas quando sujeitas a um regime de exploração sustentável. Portanto, a exploração sustentável é uma alternativa viável para a contínua obtenção de produtos florestais. O resultado observado pelo modelo *CAVeg* de que, até um certo limite, um aumento na extração resulta em um tempo maior para a restauração da comunidade, também como de que há situações em que a comunidade restaura-se de fato, constitui-se então em um comportamento biológico aceitável, tal como exposto por GOLD (1977). A restauração do ecossistema, tal como já mencionada por ODUM (1988) na forma das medidas de resistência e de elasticidade, é um indicativo de que o modelo *CAVeg* compartilha semelhanças com fundamentos ecológicos do mundo real do qual o modelo foi abstraído.

As menores probabilidades de extinção observadas nas comunidades virtuais de três tipos ecofisiológicos em relação as suas equivalentes de dois tipos ecofisiológicos sugere que ambientes mais diversificados tornam-se mais estáveis e menos suscetíveis ao risco de haverem extinções. Aliás, ODUM (1988) cita que ecossistemas mais diversificados têm um nível de complexidade da organização maior. Assim, parece lógico afirmar que um nível de complexidade da organização maior resulta em uma maior estabilidade. De fato, ODUM (1988) cita que, em ambientes naturais, o aumento da complexidade pode aumentar a resistência ou elasticidade frente a perturbações.

Os resultados das análises de resiliência também indicam que ecossistemas mais diversificados e, logo, mais complexos, estarão associados à necessidade de um tempo maior para restauração do sistema após ser aplicada alguma perda. Esta hipótese é sustentada pela comparação do tempo necessário para a restauração

das comunidades virtuais formadas por três tipos ecofisiológicos que é maior que o tempo necessário para a restauração das comunidades virtuais equivalentes de dois tipos ecofisiológicos. Qualquer que seja o caso, o tempo necessário para a restauração das comunidades virtuais é maior que o tempo de 12 anos necessário para restauração de uma perda de 25% observado por HERING (1994) em florestas naturais. Deve-se considerar que *CAVeg* não foi validado em campo e nem ajustado às condições da área de estudo de HERING (1994), e foi validado por meio de comportamentos biológicos aceitáveis. Também deve ser levado em consideração que o parâmetro considerado por HERING (1994) para definir a recuperação ambiental é diferente do conjunto de parâmetros utilizados em *CAVeg*. É importante notar, contudo, que tanto as comunidades virtuais quanto a floresta natural (HERING, 1994) retornam a condição prévia à exploração após um período de tempo.

A incorporação de uma análise que permita avaliar a extração de recursos do sistema torna a análise de resiliência em uma analogia contemporânea ao cálculo do “máximo rendimento sustentável” baseado na equação logística (KREBS, 1972), que é uma equação não-espacial. O “máximo rendimento sustentável” não foi utilizado durante a segunda guerra mundial no cálculo dos níveis de extração ótimos dos estoques de peixes do atlântico, resultando em desequilíbrios ambientais. Mais especificamente, a exploração das sardinhas gerou um aumento na população de anchovas (KREBS, 1972). Embora a anchova possa ser explorada economicamente, a população que pode ser favorecida pela extração de uma outra população com a qual compete pode ser uma espécie indesejável, talvez inclusive uma praga. Há décadas atrás se sucederam explosões demográficas de gafanhotos em áreas onde a agricultura era praticada, resultando não somente em uma menor produção de

alimentos pela queda na safra, mas também em prejuízos econômicos para os agricultores. Assim, planejar a intervenção humana no ambiente de forma cautelosa, por meio de modelos mais realistas, permite uma melhor avaliação das conseqüências desta intervenção. A avaliação das conseqüências da intervenção no ambiente também deve ser considerada em um planejamento mais sustentável para o uso do recurso natural. Um exemplo da falta de planejamento no uso dos recursos naturais é dado por ALLEN e KEAY (1999) ao citar que o pressuposto da inesgotabilidade das populações de baleias levou a indústria pesqueira britânica a esgotar os pesqueiros de baleia da indústria alemã.

O uso dos modelos espaciais na ecologia vegetal trouxe grandes avanços para o entendimento dos processos de ocupação do espaço por parte das plantas. No entanto, é discutível a validade do uso de números aleatórios na modelagem de dinâmica de populações. Embora os resultados quantitativos do modelo baseado na interação de equações lineares tenham sido satisfatórios, e a ocorrência das “ilhas de minoritários sobreviventes” de VICHNIAC (1984) com a regra do Mínimo de Liebig sejam visivelmente pronunciadas em relação à regra da Média, a formação de padrões aparentemente randômicos é rara em populações de plantas (CRAWLEY, 1997). Sobre este aspecto, o processo de desenvolvimento do sistema não é estritamente aleatório, mesmo havendo padrões randômicos. Um padrão não randômico pode ser observado na dinâmica da comunidade virtual *TreeGrassLiebig*. Na comunidade virtual *TreeGrassLiebig* ocorre a formação das “ilhas de minoritários sobreviventes” de VICHNIAC (1984), às quais sucedem-se eventos distintos, embora seu resultado final seja incerto.

A seqüência de eventos observada a partir da formação de uma “ilha de minoritários sobreviventes” (VICHNIAC, 1984) constitui um exemplo do

entendimento dos processos de ocupação do espaço: pequenas populações onde os indivíduos encontram-se próximos uns aos outros tem mais chances de persistir ao longo do tempo se os indivíduos mantiverem-se próximos uns aos outros. A extinção da população na comunidade virtual é mais observada quando a “ilha de minoritários sobreviventes” se dispersa pela área, deixando os indivíduos mais esparsos – logo, concentrando menos sementes por célula e diminuindo suas probabilidades de estabelecimento. A extinção devida a um número de nascimentos menor que o número de mortes em decorrência do distanciamento entre os indivíduos (BEGON, HARPER; TOWNSEND, 1995), também conhecido como efeito de ALLEE (1931), foi apontada por ALLEN (1973) como a causa para a extinção de baleias. ALLEN (1973) observou que a distância geográfica entre o pequeno número de indivíduos da população de baleias estudada dificulta o relacionamento sexual e conseqüentemente a perpetuação da espécie. Com base em ALLEN (1973) e nos resultados observados sobre as “ilhas de minoritários sobreviventes” sugere-se o conceito de “configuração mínima viável” como sendo aquela configuração espacial mínima em que uma população de tamanho mínimo viável esteja ocupando uma área crítica mínima (conceito de tamanho mínimo viável e de área crítica mínima dados em GIVEN, 1996). Como “configuração mínima viável” sugere-se a “ilha de minoritários sobreviventes” de VICHNIAC (1984). O conceito de “configuração mínima viável” traz implicações ao gerenciamento de espécies em risco de extinção.

As estimativas de populações em equilíbrio entre modelos espaciais e seus análogos não-espaciais são aparentemente diferentes, mas um maior aprofundamento em técnicas de conversão de modelos espaciais em análogos não-espaciais e uma maior amplitude de experimentos é desejável para generalizar este argumento seguramente. A incorporação de interações espaciais, um efeito

considerado até indesejável para a modelagem com cadeias de Markov (LIPPE, DE SMIDT; GLENN-LEWIN, 1985), gera estimativas para populações em equilíbrio com quantidades inferiores àquelas estimadas por modelos análogos não-espaciais, tal como já observado por KEYMER et al. (2000). Há que se considerar que o análogo não-espacial do modelo *CAVeg* é baseado em pressupostos não realistas, tais como a ausência de restrições ao desenvolvimento das plantas decorrentes de interações espaciais, e um ambiente onde há sementes sempre presentes em todas as células, as quais apresentam condições ambientais homogêneas. Ao prever sementes infundáveis no modelo não é possível haver extinções, ao contrário do que é observado no modelo *CAVeg*, baseado portanto em pressupostos mais realistas.

Há conseqüências para o gerenciamento de reservas naturais quando não há concordância entre as estimativas para as populações em equilíbrio. Com os atuais níveis de degradação ambiental, o equilíbrio de uma população significa um número menor de indivíduos do que o esperado sob condições ambientais menos adversas. Trata-se de poucos indivíduos ao se lidar com espécies em vias de extinção. Sob tais condições não será adequado explorar economicamente tal população, salvo sob regime sustentável e com licença ambiental para fazê-lo. Na medida em que a degradação ambiental não diminui, cada vez mais poderemos estar dependendo economicamente de espécies em vias de extinção, e a perpetuação destas espécies será prejudicada se a estimativa das populações em equilíbrio não for tomada adequadamente.

Um alerta deve ser dado no sentido de que uma espécie, mesmo que apresente elevado potencial competitivo, pode extinguir-se. GIVEN (1996) cita que atualmente é razoável declarar que a probabilidade de extinção aumenta gradualmente na medida em que o tamanho da população diminui. Portanto, é

recomendável avaliar-se o efeito da exploração antes de proceder-se com sua execução. Um gerenciamento sustentável deve garantir que a biodiversidade de uma área natural submetida à exploração comercial não seja prejudicada. Portanto, no intuito de tornar-se sustentavelmente viável, qualquer exploração deve ser mantida em níveis seguros do risco de extinção e, para determinar-se este risco, experimentos deveriam ser conduzidos em pequena escala antes de proceder-se com a exploração em larga escala.

ODUM (1988) salienta que os modelos são construídos por várias razões, tais como o direcionamento dos esforços de pesquisa para um campo promissor, para definir um problema que futuramente será mais detalhado e, mais freqüentemente, para predizer as mudanças dinâmicas em função do tempo. Estas três razões encontraram fundamentação no presente trabalho, tendo em vista:

- o surgimento de uma nova aplicação com autômatos celulares que merece aprofundamento a fim de melhor conhecer suas propriedades, já que engloba diversas relações matemáticas, sendo que alguns resultados da integração destas relações estão descritos no presente trabalho;
- a demonstração de um ecossistema através de interações complexas, que podem não somente ser melhor esclarecidas com o decorrer do tempo, mas que também podem ser excluídas do presente modelo se mostrarem-se desnecessárias, assim como pode-se acrescentar novas relações na medida em que for necessário. Uma interação que pode ser melhor esclarecida é a incorporação da intensidade de diluição do nutriente no solo. Uma interação que pode ser excluída é o efeito da biomassa circundante que pode ser incorporado indiretamente por meio de adaptações no modelo ALLOCATE (de TILMAN, 1988). Uma nova relação que pode ser acrescentada é a

incorporação de mais de uma planta por célula, mesmo acarretando em desenvolvimentos incompletos por falta de espaço já que as plantas ocupam uma proporção da célula, a qual terá uma área física definida. “Se um modelo faz previsões que se mostram, tanto através da experimentação ou observação, estarem erradas, então um ou mais dos pressupostos subjacentes do modelo estão incorretos” (TILMAN, 1988). Um exemplo de que as previsões mostraram-se incorretas é dado pelo modelo de crescimento exponencial aplicado à população humana por Malthus, que verificou-se incorreto e foi posteriormente adequado a um crescimento logístico.

- a utilização de um modelo de autômatos celulares em um campo da ciência que necessita de ferramentas dedicadas à manipulação de dados e observação dos resultados sem que seja necessário recorrer ao método da tentativa e erro. Visando um melhor entendimento da sustentabilidade, o modelo *CAVeg* encontra utilização em campos onde a experimentação a campo em grande escala é inviável. O modelo *CAVeg*, uma vez validado, também pode ser uma ferramenta para o estudo da ausência de certas espécies em determinadas comunidades. Neste campo da ciência os pesquisadores freqüentemente já se valeram da comparação da habilidade da planta em crescer e sobreviver na ausência de qualquer competição com a performance da planta com toda a comunidade presente (GOLDBERG, 1987). Por meio da simulação é possível explicar a situação presente no ecossistema (tal como em PRENTICE, VAN TONGEREN; DE SMIDT, 1987; e em ORLÓCI, ANAND; HE, 1993) e talvez prever o resultado da aplicação da ecologia de restauração.

O principal problema de pesquisa relacionado ao gerenciamento florestal sustentável, segundo MARELL e LAROUSSINIE (2002), é que “para ser capaz de entender os efeitos do gerenciamento florestal sobre a biodiversidade em um nível de paisagem, são necessários novos conhecimentos ecológicos básicos sobre como as florestas evoluem associadas aos seus regimes de perturbação natural. Portanto, o problema principal de pesquisa diz respeito ao processo dos regimes de perturbação natural e seus efeitos sobre a biodiversidade ao nível de paisagem.” Segundo MARELL e LAROUSSINIE (2002), existe uma carência de estudos com ecossistemas florestais.

Tal como definido por MARELL e LAROUSSINIE (2002), o modelo *CAVeg* atinge as seguintes prioridades de pesquisa relacionada ao gerenciamento florestal sustentável:

- Ciclagem biogeoquímica, assim entendida a presença de modelos dos ciclos biogeoquímicos, segundo ODUM (1988), relativos aos processos de transferência de nutrientes, carbono e água entre os diferentes compartimentos do ecossistema. Em *CAVeg* foi incorporado um modelo de ciclagem de nutrientes.
- Biodiversidade, através do estudo de questões estratégicas como o papel funcional da biodiversidade e do estudo dos processos de manutenção e desenvolvimento da biodiversidade. Quanto ao papel funcional da biodiversidade, o modelo baseado na interação de equações lineares auxilia no entendimento da estabilidade do ecossistema por meio da análise da organização espacial: para configurações iniciais aleatórias as simulações mostram que a organização espacial final é maior que a organização espacial inicial – note que o aumento não é necessariamente monotônico. Quanto à

manutenção e desenvolvimento da biodiversidade, ressalta-se que se deve levar em consideração processos dinâmicos como a sucessão após ocorrerem perturbações, o que é feito no modelo *CAVeg* por meio da observação da dinâmica populacional após serem aplicadas perdas de indivíduos. O modelo *CAVeg* aumenta a base de conhecimento sobre o assunto, o que é enfatizado como uma necessidade por MARELL e LAROUSSINIE (2002), os quais apontam a falta de estudos sobre a interação entre processos dinâmicos e suas dimensões espaciais e temporais.

- Dinâmica do ecossistema e da paisagem, que diz respeito às mudanças no tamanho, forma, arranjo espacial e função dos ecossistemas e das paisagens. O modelo *CAVeg* atinge esta prioridade por meio de um melhor entendimento da resiliência ao estudar formas por meio das quais os ecossistemas comportam-se em face à perturbação. A resiliência, assim como a resistência e a estabilidade, são três formas comuns de descrever o tipo de propriedades das florestas (FÜHRER, 2000). Há uma carência de conhecimento sobre os efeitos da dinâmica espacial da dispersão de sementes (MARELL e LAROUSSINIE, 2002) que o modelo *CAVeg* estuda ao inferir que em decorrência de um distanciamento maior entre os indivíduos o risco de extinção de um tipo ecofisiológico aumenta devido a uma baixa densidade de sementes por célula.

A única prioridade que o modelo *CAVeg* atualmente não atinge plenamente é a sócio-econômica, assim entendida como a compreensão das interações entre o comportamento humano, os sistemas econômicos, e os sistemas naturais visando o gerenciamento em nível de paisagem (paisagem: o conjunto de ecossistemas em uma área). REGEV et al. (1998) integram um modelo biológico com um modelo

econômico, mas não especificamente no contexto florestal. Poder-se-á relacionar a variável econômica com a variável ambiental dentro do modelo *CAVeg* incorporando uma valoração econômica da extração de indivíduos na área de simulação, podendo-se valer inclusive do uso de regras de gerenciamento sustentável tais como aquelas descritas em HERING (2002) - apresentadas no **Anexo 12**. Neste trabalho, a prioridade sócio-econômica é parcialmente atingida por meio da observação do comportamento das comunidades virtuais quando sujeitas a diferentes níveis de extração, na análise de resiliência.

O problema de definir tipos ecofisiológicos que não extingam um ao outro na área de simulação é mais complexo ao lidar-se com a regra de relacionamento entre as funções de estabelecimento das novas plantas baseada no Mínimo de Liebig. Em comparação com a regra da Média, a regra do Mínimo de Liebig é uma regra mais restritiva já que tende a ocultar elevadas performances em detrimento de performances inferiores. Contudo, é importante conseguir criar uma comunidade virtual persistente no contexto de que não sejam observadas extinções no decorrer de todas as simulações efetuadas com a regra do Mínimo de Liebig – um ecossistema onde o equilíbrio é resultante de seu próprio desenvolvimento, portanto. Tendo-se em mão o conceito ecológico de fator limitante como sendo o “material essencial que está disponível em quantidades que mais se aproximam da necessidade mínima” (ODUM, 1988), é possível se fazer uma analogia do fator limitante com uma certa variável do modelo. Dado o valor ou as relações matemáticas no ambiente de simulação, uma variável que resultar em diferenças significativas na performance de um tipo ecofisiológico, ao contrário de outras variáveis que pouco interferem, é um “material essencial” da definição do fator limitante de ODUM (1988).

No ambiente educacional, torna-se um exercício interessante para os estudantes procurar meios de obter uma comunidade virtual que persista ao longo do tempo. Ao se deparar com as dificuldades inerentes do processo, os alunos vivenciam as dificuldades de se adquirir equilíbrio dentro do ecossistema – um equilíbrio resultante de um longo processo evolutivo. Desta forma, os alunos podem perceber a importância de minimizar as interferências no ambiente natural e de que as ações humanas deveriam visar a sustentabilidade do ecossistema como um todo.

Os estudantes também podem tentar identificar o(s) fator(es) limitante(s) de sua comunidade virtual. Para tanto, é necessário instruí-los de que “se um organismo possuir uma larga faixa de tolerância para um fator relativamente constante que se encontre em quantidades moderadas no ambiente, esse fator não deverá ser limitante; por outro lado, se é sabido que um determinado organismo possui limites definidos de tolerância para um fator que também é variável no ambiente, esse fator (...) poderia ser limitante” (ODUM, 1988).

Em um ambiente educacional ainda é possível criar um jogo educativo visando um melhor entendimento do gerenciamento florestal sustentável. Segundo DUFFIELD (1991), é necessário definir-se um problema, quer seja aquele consistindo de três partes: um objetivo, um estado inicial, e seus obstáculos. O objetivo do jogo proposto é atingir uma certa quantidade de biomassa na área de simulação. O estado inicial consiste de uma quantidade de biomassa na área de simulação inferior à exigida pelo objetivo, e os obstáculos que podem ser impostos são tendências sucessionais direcionadas a menores quantidades de biomassa na comunidade em função dos tipos ecofisiológicos presentes, pragas, e limitações na fertilidade do solo. DUFFIELD (1991) ainda salienta a importância do jogador informar o momento em que atingiu uma solução. Ao validar a habilidade do

aprendiz em reconhecer a aquisição de uma solução final se aumenta a probabilidade de que um aprendizado real tenha ocorrido. Portanto, o jogo deve saber avaliar o desempenho do jogador, mas não informá-lo de quando o jogo acabou - o jogador deve fazê-lo. Um aspecto fundamental no sucesso do treinamento dos estudantes é a formação de uma habilidade de aplicar estratégias e o conhecimento adquirido durante o treinamento na resolução de problemas que eles encontrem no futuro. A transferência desta habilidade é aumentada quando regras específicas não são ensinadas aos estudantes nem são eles deixados à sua própria mercê, mas são guiados para a descoberta da solução por meio de regras maiores. Neste sentido, HERING (2002) fornece um conjunto de regras de gerenciamento florestal sustentável (dadas no Anexo 12) que podem ser utilizadas como regras maiores por meio das quais o estudante poderá familiarizar-se com o gerenciamento florestal sustentável.

5.2. SUGESTÕES PARA PESQUISAS FUTURAS

5.2.1. Atualizações em *CAVeg*

Ressalvadas as respectivas diferenças conceituais a respeito do modelo *CAVeg* que não explicita interações benéficas e não-benéficas entre os tipos ecofisiológicos tal como fazem GASSMANN, KLÖTZLI e WALTHER (2000) com as plantas, a menor diversidade de padrões de dinâmica populacional obtidos pelo modelo *CAVeg* em relação ao autômato celular de GASSMANN, KLÖTZLI e

WALTHER (2000) aponta para a necessidade de um maior realismo nos resultados do modelo *CAVeg*.

Com o modelo *ALLOCATE*, TILMAN (1988) concluiu que existem padrões de alocação inviáveis com base na quantidade de nutrientes disponível no solo (**Figura 67**).

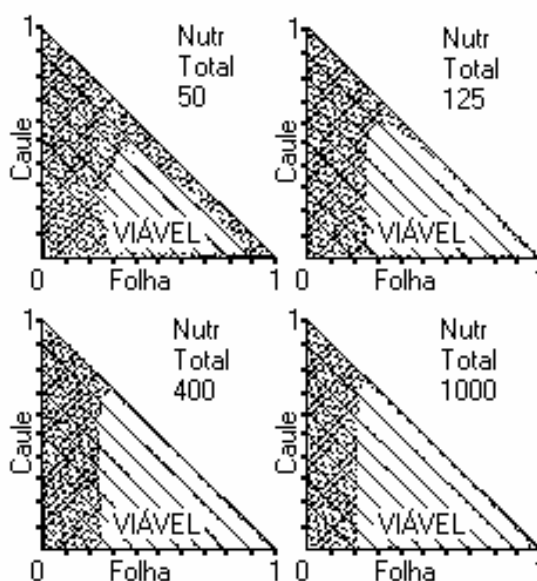


Figura 67 - Padrões de alocação entre folha e caule

A alocação para a raiz deduz-se do valor restante entre a alocação da folha e do caule. Os padrões de alocação inviáveis estão hachurados.

Fonte: extraído de TILMAN (1988, p. 109).

O modelo *SOYGRO* de WILKERSON et al. (1983) é semelhante ao modelo *ALLOCATE* de TILMAN (1988). WILKERSON et al. (1983) modelam o desenvolvimento de uma planta e também alocam o produto da fotossíntese nas diferentes partes da planta: raiz, caule, folhas, sementes e adicionalmente casca das vagens de soja. Mesmo sendo pouco realista a alocação dos recursos de forma estática (tal como apontado por GRIME et al., 1997), bons resultados foram obtidos com o modelo *SOYGRO*, como pode ser visto nos resultados de WILKERSON et al.

(1983) na **Figura 68**. Contudo, estes bons resultados podem ser devidos, à luz de GRIME et al. (1997), ao uso de populações com pouca variabilidade submetidas a condições ideais. No entanto, o modelo SOYGRO é mais complexo que ALLOCATE e requer uma quantidade adicional de informações que dificultam sua utilização.

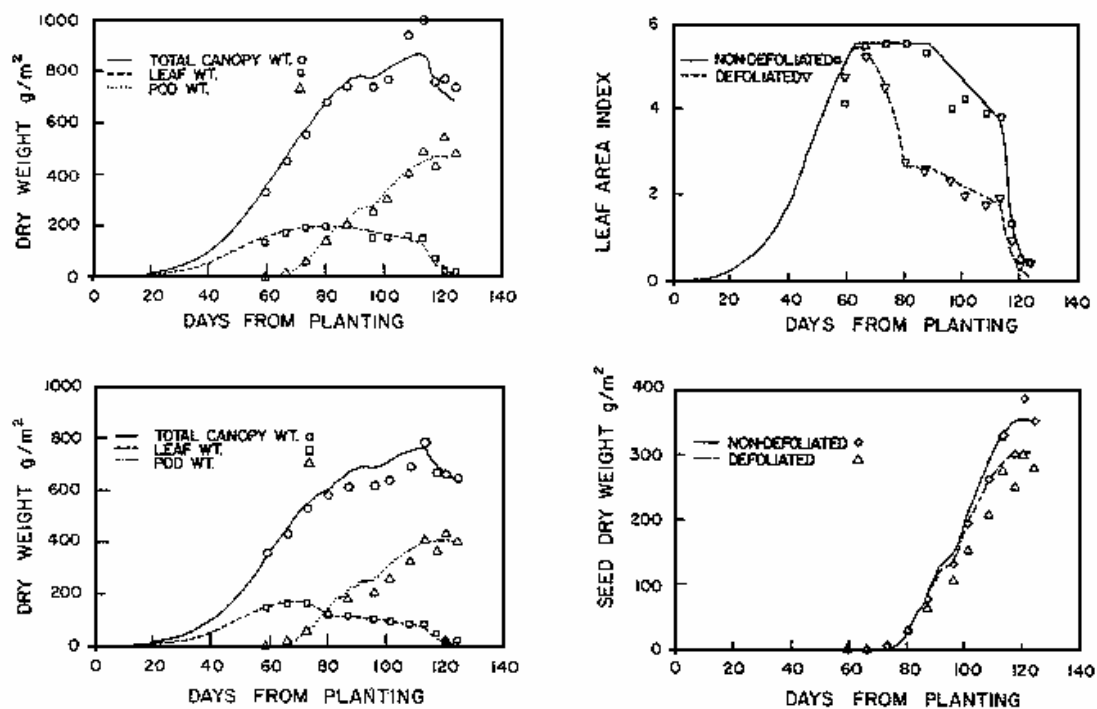


Figura 68 - Dados de diferentes experimentos com o modelo SOYGRO

Os símbolos representam os dados de campo e as linhas representam os dados obtidos com o modelo.

Fonte: extraído de WILKERSON et al. (1983, p. 70).

O modelo ALLOCATE tem uma implementação clara, mas não é completamente adequado à realidade porque GRIME et al. (1997) mostram a existência de variações no padrão de alocação da planta ao longo de sua vida e mostram que existe uma plasticidade na resposta da planta à disponibilidade de recursos (luz e nutrientes), plasticidade esta que aparenta ser de âmbito fisiológico. Assim, a alocação de recursos entre a raiz e parte aérea da planta não parece ser o resultado de um processo evolutivo como sugere TILMAN (1988). Versões futuras

do modelo *CAVeg* deverão levar em consideração a plasticidade na alocação dos recursos apontada por GRIME et al. (1997), desde que haja modelos desenvolvidos para este fim.

Em sua presente versão o modelo *CAVeg* permite que ocorra uma distorção da realidade ao destinar células de tamanho igual para plantas com dimensões variadas, como uma árvore ou uma erva ocupando uma única célula. Ao tornar o modelo *CAVeg* mais acurado, definindo a área física da célula, poderá se mudar o conceito adotado de uma planta por célula para uma célula com uma ou mais plantas. A única restrição é que a célula não deve ter tamanho menor que o tamanho da maior planta presente na simulação quando adulta, caso contrário a maior planta não produzirá sementes de acordo com o modelo *ALLOCATE* de TILMAN (1988) já que não atingirá seu tamanho máximo.

Ao permitir mais de uma planta por célula será necessária mais pesquisa para estudar um algoritmo mais avançado que selecionará e ordenará o crescimento de todas as plantas presentes em uma única célula. Prioridades deverão ser definidas para responder as seguintes questões: (a) em uma dada célula, ao iniciar uma nova iteração, deve-se crescer as plantas antes de se estabelecer novas plantas ? (b) Deve-se recorrer ao dia do nascimento das plantas para ordenar o crescimento das plantas que porventura venham a germinar ?

Futuras versões de *CAVeg* também poderão adquirir mais realismo ao considerar efeitos climáticos sobre o crescimento e desenvolvimento da planta dentro do modelo *ALLOCATE* de TILMAN (1988), de forma semelhante ao que foi desenvolvido por BOTKIN, JANAK e WALLIS (1972) no modelo de dinâmica populacional *JABOWA*. Por exemplo, BOTKIN, JANAK e WALLIS (1972) incluem o efeito do sombreamento e do clima no cálculo do crescimento da árvore. Apesar da

Lei de Beer inclusa no modelo ALLOCATE permitir matematicamente que a intensidade luminosa que atinge cada tipo ecofisiológico seja particularizada, manipular a Lei de Beer para cada tipo ecofisiológico não é uma abordagem realista porque envolve a manipulação de uma variável ambiental e não a manipulação de uma variável ecofisiológica característica de cada tipo ecofisiológico.

O modelo *CAVeg* atualmente não considera aspectos como a existência de plantas que não toleram o sol diretamente sobre elas. Tais plantas encontram condições desfavoráveis ao retirar-se a cobertura arbórea sobre elas, o que pode gerar habitats desfavoráveis por efeito da fragmentação da paisagem (HARRIS, 1984). Assim, recomenda-se que versões futuras do modelo *CAVeg* implantem um índice de tolerância ao sombreamento para se aprofundar o conhecimento sobre a relação entre o nível de complexidade da organização do ecossistema e o risco de extinção de uma determinada espécie.

SHAO, SHUGART e BUGMANN (2001) apresentam uma sugestão para a melhoria do cálculo do efeito do clima sobre o crescimento da árvore que pode ser implementado no modelo *CAVeg*, que já dispõe de um modelo climático. Assim, conforme SHUGART, SMITH e POST (1992), o modelo *CAVeg* poderá encontrar mais aplicação no estudo das mudanças climáticas.

A continuação do ciclo de vida de *Araucaria angustifolia* que depende de uma ave mostra a importância da inclusão de interações entre animais e plantas no modelo *CAVeg*. Em benefício de um maior realismo, algumas interações que podem ser incluídas no modelo incluem a zoocoria, ou dispersão dos frutos e sementes por animais, a polinização, e o plantio das sementes (esta última tal como ocorre em *Araucaria angustifolia*).

Apesar de apresentar comportamentos biológicos aceitáveis, o modelo poderá ser submetido futuramente a uma validação por meio da experimentação a campo, ou seja, no ambiente natural. Esta validação deverá ser feita inicialmente sem efetuar-se a análise de resiliência, procurando validar inicialmente a matemática do modelo. Uma vez que a matemática esteja validada, a análise de resiliência poderá revelar propriedades do ambiente natural onde foi efetuada a validação.

5.2.2. “Network Automata”: Um novo modelo de autômato celular

Uma aplicação ainda inexplorada é a possibilidade de vizinhanças com números variados de vizinhos ao invés haverem 4 ou 8 células, como usual. Neste caso, devem-se definir quais células do autômato pertencem à vizinhança de cada célula. Uma forma de representar-se este tipo de relacionamento entre as células é através de redes, tal como está demonstrado na **Figura 69** (A, B, C e D são quatro possíveis estados).

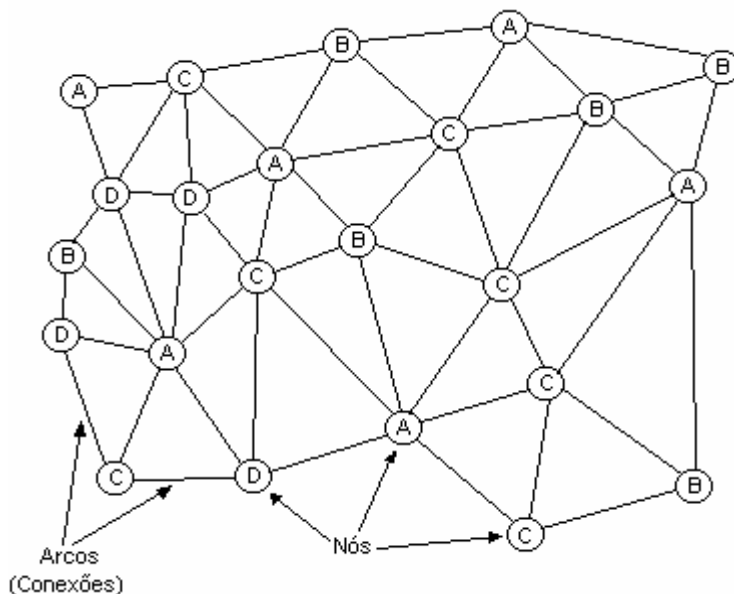


Figura 69 - Conceito do “autômato celular em rede”

As células, neste modelo, são representadas por nós, e interagem com outras células através de suas conexões (arcos). O número de conexões que um dado nó faz com outros nós define o número total de vizinhos. Por exemplo, no canto superior e inferior direito da figura há células com 3 vizinhos.

Neste tipo de modelo, que denomino “autômato celular em rede” ou “network automata”, é conveniente tornar explícito conjuntos diferenciados de regras para cada quantidade de vizinhos possível. Por exemplo, as regras aplicadas a nós com vizinhanças formadas por 3 nós serão diferentes das regras aplicadas a vizinhanças com 7 nós, e assim por diante.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALEKSIC, Z. Artificial life: growing complex systems. In: BOSSOMAIER, T.R.J.; GREEN, D.G. (eds.). **Complex systems**. Cambridge University Press: UK, 2000. págs. 91-126.

ALLEE, W.C. 1931. **Animal aggregations: a study in general sociology**. University of Chicago Press: Chicago.

ALLEN, K.R. 1973. Analysis of the stock-recruitment relation in Antarctic fin whales. In B. Parrish (ed.): **Fish stocks and recruitment**. Journal du Conseil International pour l'Exploration de la Mer, Rapports et Procès-Verbaux des Réunions 164: 132-137.

ALLEN, R.C.; KEAY, I. 1999. **The extinction of the eastern arctic bowhead**. Department of Economics, University of British Columbia: Vancouver (Canadá). Discussion Paper No. 99-18.

ALMEIDA, J.; NAVARRO, Z. (orgs.). 1997. **Reconstruindo a agricultura: idéias e ideais na perspectiva de um desenvolvimento rural sustentável**. Editora da Universidade/UFRGS: Porto Alegre.

AUSTIN, M.P. 1976. On non-linear species response models in ordination. **Vegetatio** 33: 33-41.

BAILEY, R.W. 1950. Watershed management: key to resource conservation. **Journal of Forestry** 48(setembro):393-396.

BAKER, W.L. 1989. A review of models of landscape change. **Landscape Ecology** 2(2): 111-133.

BALTZER, H. 2000. Markov chain models for vegetation dynamics. **Ecological Modelling** 126: 139-154.

BAUER, M.C.; MEYER, S.E.; ALLEN, P.S. 1998. A simulation model to predict dormancy loss in the field for *Bromus tectorum* L. **Journal of Experimental Botany** 49(324): 1234-1244.

BEGON, M.; HARPER, J.L.; TOWNSEND, C.R. 1995. **Ecology: individuals, populations and communities**. 2^a ed. Blackwell Science: EUA.

BELLIA, V. 1996. **Introdução à economia do meio ambiente**. IBAMA: Brasília. 262p.

BOTKIN, D.B.; JANAK, J.F.; WALLIS, J.R. 1972. Some ecological consequences of a computer model of forest growth. **Journal of Ecology** 60: 849-872.

BRADBURY, R.H.; GREEN, D.G.; SNOAD, N. Are ecosystems complex systems ? **In: BOSSOMAIER, T.R.J.; GREEN, D.G. (eds.). Complex systems**. Cambridge University Press: UK, 2000. pgs. 339-365.

BRADSHAW, A.D. 1983. The reconstruction of ecosystems. **Journal of applied ecology** 20: 1-17.

BRADY, N.C. 1979. **Natureza e propriedades dos solos**. 5ª ed. Cap.7. Freitas Bastos: Rio de Janeiro.

BRUNDTLAND, GRO H. 1988. **Nosso futuro comum**. Fundação Getúlio Vargas: Rio de Janeiro.

BUGMANN, H.; CRAMER, W. 1998. Improving the behaviour of forest gap models along drought gradients. **Forest Ecology and Management** 103: 247-263.

CAIRNS Jr., J. 1991. The status of the theoretical and applied science of restoration ecology. **The environmental professional** 13: 186-194.

CAIRNS Jr., J.; HECKMAN, J.R. 1996. Restoration ecology: the state of an emerging field. **Ann. Rev. Energy Environ.** 21: 167-189.

CAMPBELL, G.S. 1974. A simple method for determining unsaturated conductivity from moisture retention data. **Soil Science** 117(6): 311-314.

COAD, P.; YOURDON, E. 1992. **Análise baseada em objetos**. Campus/Yourdon Press: Rio de Janeiro.

COLASANTI, R.L.; HUNT, R. 1997. Resource dynamics and plant growth: a self-assembling model for individuals, populations and communities. **Functional Ecology** 11:133-145.

CONSTANZA, R. 1996. Designing sustainable ecological economic systems. **In: SHULZE, P.C. Engineering Within Ecological Constraints**. National Academy Press : Washington.

COSBY, B.J. et al. 1984. A statistical exploration of the relationships of soil moisture characteristics to the physical properties of soils. **Water Resources Research** 20(6): 682-690.

CRAWLEY, M.J. (ed.). 1997. **Plant ecology**. 2ª ed. Blackwell Science: Inglaterra.

CROKER, J.L.; WITTE, W.T.; AUGÉ, R.M. 1998. Stomatal sensitivity of six temperate, deciduous tree species to non-hydraulic root-to-shoot signalling of partial soil drying. **Journal of Experimental Botany** 49(321): 761-774.

- CULLENS, C. et al. 1997. **Usando Visual C++ 4**. Campus: Rio de Janeiro.
- CUSHING, J.M. et al. 2001. A chaotic attractor in ecology: theory and experimental data. **Chaos, Solitons and Fractals** 12(2): 219-234.
- DAILY, G.C. 1995. Restoring value to the world's degraded lands. **Science** 269: 350-354.
- DALLING, J.W.; HUBBELL, S.P.; SILVERA, K. 1998. Seed dispersal, seedling establishment and gap partitioning among tropical pioneer trees. **Journal of Ecology** 86: 674-689.
- DE PAULA, J.E.; ALVES, J.L.H. 1997. **Madeiras nativas: anatomia, dendrologia, dendrometria, produção, uso**. Cap. 17. Fundação Mokiti Okada – MOA: Brasília.
- DUFFIELD, J.A. 1991. Designing computer software for problem-solving instruction. **Educational technology, research and development** 39(1): 50-62.
- EATWELL, J.; MILGATE, M.; NEWMAN, P. 1988. **The new Palgrave: a dictionary of economics**. Vol. 2 e 3. Macmillan Press Limited: Londres.
- ERMENTROUT, G.B.; EDELSTEIN-KESHET, L. 1993. Cellular automata approaches to biological modeling. **Journal of Theoretical Biology** 160: 97-133.
- FEDERER, C.A. 1982. Transpirational supply and demand: plant, soil, and atmospheric effects evaluated by simulation. **Water Resources Research** 18(2): 355-362.
- FERRI, M.G. (coord.). 1985. **Fisiologia vegetal**. Vol. 1. Cap. 2 e 3. EPU: São Paulo.
- FINCH-SAVAGE, W.E.; STECKEL, J.R.A.; PHELPS, K. 1998. Germination and post-germination growth to carrot seedling emergence: predictive threshold models and sources of variation between sowing occasions. **New Phytologist** 139: 505-516.
- FORCELLA, F. et al. 2000. Modeling seedling emergence. **Field Crops Research** 67:123-139.
- FRITZ, E. 1952. Just what is conservation ? **Journal of Forestry** 50(janeiro): 3-5.
- FÜHRER, E. 2000. Forest functions, ecosystem stability and management. **Forest ecology and management** 132: 29-38.
- FUTUYMA, D.J. 1993. **Biologia evolutiva**. 2^a ed. Sociedade Brasileira de Genética/CNPQ: Ribeirão Preto.
- GASSMANN, F.; KLÖTZLI, F.; WALTHER, G.-R. 2000. Simulation of observed types of dynamics of plants and plant communities. **Journal of Vegetation Science** 11: 397-408.
- GIVEN, D.R. 1996. **Principles and practice of plant conservation**. Cap. 2. Timber Press: EUA.
- GLADSTONE, W.T.; LEDIG, F.T. 1990. Reducing pressure on natural forests through high-yield forestry. **Forest Ecology and Management** 35: 69-78.
- GLEICK, J. 1989. **CAOS: a criação de uma nova Ciência**. 9^a ed. Campus: RJ. Cap.3.
- GOLD, H. J. 1977. **Mathematical modeling of biological systems - an introductory guidebook**. John Wiley and Sons: Nova Iorque, EUA.

- GOLDBERG, D.E. 1987. Neighborhood competition in an old-field plant community. **Ecology** 68(5): 1211-1223.
- GREEN, D.G. Self-organisation in complex systems. **In:** BOSSOMAIER, T.R.J.; GREEN, D.G. (eds.). **Complex systems**. Cambridge University Press: UK, 2000. págs. 11-50.
- GRIME, J.P. et al. 1997. Integrated screening validates primary axes of specialisation in plants. **Oikos** 79: 259-281.
- HANSKI, I.; GILPIN, M. 1991. Metapopulation dynamics: brief history and conceptual domain. **Biological Journal of the Linnean Society** 42: 3-16.
- HARMS, K.E. et al. 2000. Pervasive density-dependent recruitment enhances seedling diversity in a tropical forest. **Nature** (30 de março) 404: 493-495.
- HARRIS, L.D. 1984. **The fragmented forest**. University of Chicago Press: Chicago, EUA.
- HASTINGS, A. et al. 1993. Chaos in ecology: is mother nature a strange attractor ? **Ann. Rev. Ecol. Syst.** 24: 1-33.
- HERING, K.G. 1994. Natural forest management in the atlantic coastal rain forest of Brazil. **Plant research and development** 40: 7-23.
- HERING, K.G. 2002. **Formulação axiomática de uma política florestal: preservação das espécies arbóreas tropicais e desenvolvimento econômico**. Departamento de Engenharia de Produção - Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, SC. 80p. (Tese de Doutorado).
- HOLLING, C.S. 1973. Resilience and stability of ecological systems. **Ann. Rev. Ecol. Syst.** 4:1-23.
- HOLMES, E.E. 2001. Estimating risks in declining populations with poor data. **Proceedings of the National Academy of Sciences** 98(9): 5072-5077.
- JELTSCH, F. et al. 1996. Tree spacing and coexistence in semiarid savannas. **Journal of Ecology** 84:583-595.
- JORGENSEN, S.E. 1994. **Fundamentals of ecological modeling**. 2^a ed. Elsevier: Amsterdam (Holanda).
- JORGENSEN, S.E. 2002. Explanation of ecological rules and observation by application of ecosystem theory and ecological models. **Ecological Modelling** 158: 241-248.
- KEYMER, J.E. et al. 2000. Extinction thresholds and metapopulation persistence in dynamic landscapes. **The American Naturalist** 156(5): 478-494.
- KREBS, C.J. 1972. **Ecology: The experimental analysis of distribution and abundance**. 3^a ed. Cap. 16. Harper e Row: EUA.
- KREBS, C.J. 1998. **Ecological methodology**. 2^a ed. Cap. 11. Addison-Welsey: EUA.
- LADD, S.R. 1995. **C++ Simulations and cellular automata**. MeT Books: Nova Iorque, EUA.

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

LANZER, E.A.; PARIS, Q. 1980. A especificação de modelos para análise econômica do uso de fertilizantes: um caso encerrado ? **Revista de Economia Rural** 18(1): 23-36.

LAW, R. 1981. The dynamics of a colonizing population of *Poa annua*. **Ecology** 62(5): 1267-1277.

LEEMANS, R.; PRENTICE, I.C. 1987. Description and simulation of tree-layer composition and size distributions in a primaeval Picea-Pinus forest. **Vegetatio** 69: 147-56.

LIPPE, E.; DE SMIDT, J.T.; GLENN-LEWIN, D.C. 1985. Markov models and succession: a test from a heathland in the Netherlands. **Journal of Ecology** 73: 775-791.

LORENTE, J. M^a. 1966. **Meteorología**. Labor: Barcelona.

MARELL, A.; LARO USSINIE, O. 2002. **Scientific issues related to sustainable forest management in an ecosystem and landscape perspective**. ENFOR – European Network for long-term Forest Ecosystem and Landscape Research: COST Action E25. Technical Report n° 1.

MAY, R. 1976. Simple mathematical models with very complicated dynamics. **Nature** 261: 459-467.

McARDLE, R.E. 1953. Multiple use - multiple benefits. **Journal of Forestry** 51(maio): 323-325.

McGINLEY, M.A.; TEMME, D.H.; GEBER, M.A. 1987. Parental investment in offspring in variable environments: theoretical and empirical considerations. **The American Naturalist** 130: 370-398.

MEENTEMEYER, V. 1978. Macroclimate and lignin control of litter decomposition rates. **Ecology** 59(3): 465-472.

MICROSOFT. 1995. **Visual C++ Books Online 4.0**. Documentação fornecida em arquivos de ajuda do aplicativo Visual C++ 4.

MINCHIN, P.R. 1987. Simulation of multidimensional community patterns: towards a comprehensive model. **Vegetatio** 71: 145-156.

MIYAWAKI, A.; GOLLEY, F.B. 1993. Forest reconstruction as ecological engineering. **Ecological engineering** 2: 333-345.

MOLOFSKY, J. 1994. Population dynamics and pattern formation in theoretical populations. **Ecology** 75(1): 30-39.

MOLONEY, K.A. et al. 1992. Pattern and scale in a Serpentine grassland. **Theoretical Population Biology** 41: 257-276.

MONTENEGRO, F.; PACHECO, R. 1994. **Orientação a objetos em C++**. Ciência Moderna: Rio de Janeiro.

MUNNS, E.N. 1951. The next fifty years in watershed management. **Journal of Forestry** 48(junho):419-424.

NORGAARD, R.B.; HOWARTH, R.B. 1991. Sustainability and discounting the future. pg. 88-101. In: CONSTANZA, R. (ed.) **Ecological economics: the science and management of sustainability**. Columbia University Press: Nova Iorque, EUA.

NAYFEH, B.A. 1993. Cellular automata for solving mazes. **Dr. Dobbs** 197(feveiro):32,37,38.

ODUM, E.P. 1988. **Ecologia**. Guanabara: Rio de Janeiro.

OSUMI, K.; SAKURAI, S. 1997. Seedling emergence of *Betula maximowicziana* following human disturbance and the role of buried viable seeds. **Forest Ecology and Management** 93: 235-243.

ORLÓCI, L.; ANAND, M.; HE, X. 1993. Markov chain: a realistic model for temporal coenose ? **Biom. Praxim.** 33: 7-26.

PACALA, S.W.; SILANDER, J.A. Jr. 1985. Neighborhood models of plant population dynamics: I. Single-species models of annuals. **The American Naturalist** 125(3): 385-411.

PACKARD, N.H.; WOLFRAM, S. 1985. Two-dimensional cellular automata. **Journal of Statistical Physics** 38(5/6): 901-946.

PEARCE, D.; PUTZ, F.; VANCLAY, J.K. 1999. **A sustainable forest future ?** Report for the Natural Resources International, UK and UK Department for International Development. 57p.

PENG, C. 2000. Understanding the role of forest simulation models in sustainable forest management. **Environmental Impact Assessment Review** 20: 481-501.

PINO, J.; SANS, F.X.; MASALLES, R.M. 1997. Effects of intrinsic and environmental factors on seedling survival of *Rumex obtusifolius* in Mediterranean alfalfa crops. **Canadian Journal of Botany** 75(6): 939-945.

PRENTICE, I.C.; VAN TONGEREN, O.; DE SMIDT, J.T. 1987. Simulation of heathland vegetation dynamics. **Journal of Ecology** 75: 203-219.

PRENTICE, I.C.; SYKES, M.T.; CRAMER, W. 1993. A simulation model for the transient effects of climate change on forest landscapes. **Ecological Modelling** 65: 51-70.

RAJAGOPALAN, B.; LALL, U. 1999. A k-nearest-neighbor simulator for daily precipitation and other weather variables. **Water Resources Research** 35(10): 3089-3101.

- RAY, V.; SCHAFFER, W.M. 2001. Chaos in ecology. **Chaos, Solitons and Fractals** 12(2):197-203.
- REGEV, U. et al. 1998. Biological and economic foundations of renewable resource exploitation. **Ecological Economics** 26: 227-242.
- ROCHE, L.; M.J. DOUROJEANNI. 1984. **A guide to in situ conservation of genetic resources of tropical woody species**. Forest Resources Division Report No. FORGEN/MISC/84/2, Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- ROSS, M.A.; HARPER, J.L. 1972. Occupation of biological space during seedling establishment. **Journal of Ecology** 60(1): 77-88.
- ROSSETTI, J.P. 1988. **Introdução à economia**. 13ª ed. Cap. 17. Atlas: SP.
- SCHMIDT, B. 1995. Object oriented specification of simulation models. **ECOMOD** (junho). Disponível na Internet: <http://ecomod.tamu.edu/~ecomod/isem.html>. Acesso em junho de 1999.
- SEELEY, D.A. Network evolution and the emergence of structure. In: BOSSOMAIER, T.R.J.; GREEN, D.G. (eds.). **Complex systems**. Cambridge University Press: UK, 2000. págs. 51-89.
- SHANTZ, H.L. 1950. The ecological approach to land management. **Journal of Forestry** 48(outubro): 673-675.
- SHAO, G.; SHUGART, H.H.; BUGMANN, H. 2001. Suggestions for biometrical improvements in forest gap models. **Journal of Mathematical Modelling and Scientific Computing** 13(3-4): 239-248.
- SHUGART, H.H.; SMITH, T.M.; POST, W.M. 1992. The potential for application of individual-based simulation models for assessing the effects of global change. **Annual Rev. Ecology And Systematics** 23: 15-38.
- SILVA, J.L.S. 1998. **Produtividade de componentes de um sistema silvipastoril constituído por *Eucalyptus saligna* e pastagens cultivada e nativa no Rio Grande do Sul**. Departamento de Zootecnia - UFV. Viçosa, MG. 174p. (Tese de Doutorado).
- SILVA, J.L.S.; SAIBRO, J.C. 1998. Utilização e manejo de sistemas silvipastoris. Ciclo de Palestras em Produção e Manejo de Bovinos de Corte - Ênfase: Manejo e Utilização Sustentável de Pastagens. **Anais...** Canoas, 4 a 7 de maio, p.3-24.
- SIMMONS, G.F. 1987. **Cálculo com geometria analítica**. Cap.8. McGraw-Hill: SP.
- SIMONS, A.M.; JOHNSTON, M.O. 2000. Variation in seed traits of *Lobelia inflata* (Campanulaceae): sources and fitness consequences. **American Journal of Botany** 87(1): 124-132.
- SMITH, C.C.; FRETWELL, S.D. 1974. The optimal balance between size and number of offspring. **The American Naturalist** 108: 499-506.

STANTON, M.L. 1984. Seed variation in wild radish: effect of seed size on components of seedling and adult fitness. **Ecology** 65(4): 1105-1112.

THOMPSON, K. The functional ecology of soil seed banks. In: FENNER, M. (Ed.). **Seeds: The ecology of regeneration in plant communities**. CABI Publishing: EUA, 2000. 2^a ed.

THORNTHWAITE, C.W.; MATTER, J.R. 1957. Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and the water balance. **Publications in Climatology** 10: 183-311.

TILMAN, D. 1988. **Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities**. Monographs in Population Biology: 26. Princeton University Press: Oxford, Inglaterra.

TURCHIN, P.; ELLNER, S.P. 2000. Living on the edge of chaos: population dynamics of fennoscandian voles. **Ecology** 81(11): 3099-3116.

VAN HULST, R. 1997. Vegetation change as a stochastic process. **Coenoses** 12(2-3): 131-140.

VENABLE, D.L. 1992. Size-number trade-offs and the variation of seed size with plant resource status. **The American Naturalist** 140: 287-304.

VICHNIAC, G.Y. 1984. Simulating physics with cellular automata. **Physica** 10D: 96-116.

WATKINSON, A.R.; LONSDALE, W.M.; FIRBANK, L.G. 1983. A neighbourhood approach to self-thinning. **Oecologia (Berlim)** 56(2-3): 381-384.

WEBB, C.O.; PEART, D.R. 1999. Seedling density dependence promotes coexistence of Bornean rain forest trees. **Ecology** 80(6): 2006-2017.

WEINER, J. 1982. A neighborhood model of annual-plant interference. **Ecology** 63(5): 1237-1241.

WEINER, J.; KINSMAN, S.; WILLIAMS, S. 1998. Modeling the growth of individuals in plant populations: local density variation in a strand population of *Xanthium strumarium* (Asteraceae). **American Journal of Botany** 85(11): 1638-1645.

WELLER, S.G. 1985. Establishment of *Lithospermum caroliniense* on sand dunes: the role of nutlet mass. **Ecology** 66(6): 1893-1901.

WILKERSON, G.G. et al. 1983. Modeling soybean growth for crop management. **Transactions of the ASAE**: 63-72.

WILLIAMS Jr., A.M. 1950. Five years of sustained-yield operation. **Journal of forestry** 48(abril): 269-271.

WILLSON, M.F.; TRAVESET, A. The ecology of seed dispersal. In: FENNER, M. (ed.). **Seeds: The ecology of regeneration in plant communities**. 2^a ed. 2000. CAB International.

WOLFRAM, S. 1983. Statistical mechanics of cellular automata. **Reviews of Modern Physics** 55(3): 601-644.

WOLFRAM, S.; PACKARD, N.H. 1985. Two-dimensional cellular automata. **Journal of Statistical Physics** 38(5/6): 901-946.

ANEXOS

ANEXO 1 – INTEGRAÇÃO DA EQUAÇÃO EXPONENCIAL DE SIMMONS (1987)

A obtenção da equação final do crescimento exponencial a partir da taxa instantânea de crescimento se dá conforme os seguintes passos (SIMMONS, 1987):

(1) Separar as variáveis

$$\frac{dN}{N} = r \times dt \rightarrow \frac{1}{N} \times dN = r \times dt$$

(2) Efetuar a integração

$$\ln N = r \times t + c$$

(3) Determinar o valor de c . Quando $t=0$ a população (N) é igual ao tamanho inicial da população (N_0) e portanto o termo $r \times t$ resulta em zero. Assim,

$$\ln N_0 = 0 + c \rightarrow c = \ln N_0$$

(4) Efetuar algumas operações

$$\ln N = r \times t + \ln N_0 \rightarrow \ln N - \ln N_0 = r \times t \rightarrow \ln \frac{N}{N_0} = r \times t \rightarrow \frac{N}{N_0} = e^{r \times t}$$

(5) Chegar ao resultado final

$$N = N_0 \times e^{r \times t}$$

ANEXO 2 - UMA FORMA DE INTEGRAÇÃO DA EQUAÇÃO LOGÍSTICA

A integração da equação logística pode ser dada conforme os passos:

(1) Separar as variáveis $\frac{K \times dN}{N \times (K - N)} = r \times dt$

(2) Efetuar a integração $K \times \int \frac{dN}{N \times (K - N)} = r \times \int dt$

(3) Efetuar algumas operações simplificando o termo da integral de dN . Isto pode ser feito conforme o tratamento algébrico dado por SIMMONS

(1987), em que $\frac{1}{N \times (K - N)} = \frac{1}{K} \times \left(\frac{1}{N} + \frac{1}{K - N} \right)$

Substituindo o termo acima em (2) temos

$$\ln \left(\frac{N}{K - N} \right) = r \times t + \ln \left(\frac{N_0}{K - N_0} \right) \rightarrow \frac{N}{K - N} = \frac{N_0}{K - N_0} \times e^{r \times t}$$

K

Logo, $K \times \left(\frac{1}{K} \times \ln N - \frac{1}{K} \ln(K - N) \right) = r \times t + c \rightarrow \ln N - \ln(K - N) = r \times t + c$

$$\ln \left(\frac{N}{K - N} \right) = r \times t + c$$

(4) Determinar o valor de c fazendo $t=0$ e $N=N_0$. Tem-se, então, que

$$\ln \left(\frac{N}{K - N} \right) = r \times t + \ln \left(\frac{N_0}{K - N_0} \right) \rightarrow \frac{N}{K - N} = \frac{N_0}{K - N_0} \times e^{r \times t}$$

$$N \times K - N \times N_0 = N_0 \times K \times e^{r \times t} - N \times N_0 \times e^{r \times t}$$

(5) Por fim, N é colocado em evidência e isolado, chegando-se à forma final da equação.

$$N \times (K - N_0 + N_0 \times e^{r \times t}) = N_0 \times K \times e^{r \times t} \rightarrow N = \frac{N_0 \times K \times e^{r \times t}}{K - N_0 + N_0 \times e^{r \times t}}$$

ANEXO 3 - SOLUÇÃO PARA A DINAMIZAÇÃO DA EQUAÇÃO DE MAY (1976)

$$\begin{aligned}
 N_{t+1} &= a \times N_t - b \times N_t \times N_t \rightarrow b \times N_{t+1} = a \times b \times N_t - b \times N_t \times b \times N_t \\
 \frac{b \times N_{t+1}}{a} &= b \times N_t - \frac{b \times N_t \times b \times N_t}{a} \rightarrow \frac{b \times N_{t+1}}{a} = b \times N_t \times \left(1 - \frac{b \times N_t}{a}\right) \\
 \frac{b \times N_{t+1}}{a} &= \frac{a \times b \times N_t}{a} \times \left(1 - \frac{b \times N_t}{a}\right) \rightarrow X_{t+1} = a \times (1 - X_t)
 \end{aligned}$$

ANEXO 4 – OBTENÇÃO DE PROBABILIDADES DE TRANSIÇÃO MARKOVIANAS

A técnica de obtenção das probabilidades de transição de ORLÓCI, ANAND e HE (1993) baseia-se no pressuposto de que o ganho de qualquer população ocorre às custas do detrimento de outra população, mesmo que esta outra população também esteja tendo um ganho. O ganho ou perda ocorre em relação a maior população coexistente. Assim, aplicando as fórmulas

$$DEV(i) = |X_{ik} - X_{ij}| \times \frac{X_{hk}}{X_{.k}}$$

para $h \neq i$

$$DEV(i) = X_{ik}$$

para $h = i$

e normalizando seus resultados nas linhas de uma matriz, ORLÓCI, ANAND e HE (1993) iniciam o procedimento de obtenção da matriz de transição. Os símbolos das fórmulas são: h e i , duas populações distintas; X_{ik} e X_{hk} , as quantidades destas populações na amostra (relevé) k ; $X_{.k}$, o somatório de todos os valores na amostra (relevé) k e X_{ij} , a quantidade da população i na amostra (relevé) j . A amostra j é imediatamente anterior no tempo à amostra i .

Os dados gerados por estes cálculos são colocados na matriz de transição da seguinte forma: se o sinal de $DEV(i)$ for negativo os resultados da fórmula - calculado para toda a amostra (relevé) - serão escritos na linha i da matriz (que indica o presente na cadeia de Markov e como se darão as perdas de i); se o sinal de $DEV(i)$ for positivo os resultados serão escritos na coluna i da matriz (indicando que houve ganho no futuro pela população i).

O cálculo destas matrizes é realizado entre todas as amostras temporalmente contíguas e depois é feita uma média entre todas as matrizes geradas, chegando-se à matriz de transição final.

ANEXO 5 - RESOLUÇÃO DE LABIRINTO COM AUTÔMATO CELULAR POR NAYFEH (1993)

NAYFEH (1993) Inicia a simulação com uma configuração que representa as paredes do labirinto e terminando ao atingir uma configuração estável, a regra aplicada no autômato celular vai sucessivamente eliminando becos sem saída até não haverem mais becos para serem eliminados: neste ponto, se houver algum caminho de saída do labirinto, ele aparecerá. Note que a entrada e a saída devem ser representadas por células vazias, assim como os caminhos, enquanto que as paredes são representadas por células ocupadas.

Para exemplificar, imagine um labirinto de duas dimensões disposto em um "grid". Agora imagine que cada célula em que hajam três células ocupadas ao redor (desconsiderando as diagonais) torna-se uma célula ocupada também. Repita este processo até não haverem mais células vazias (caminhos livres) com três células ocupadas (paredes) ao redor, ou seja, até não haverem mais becos. Aí poderá aparecer um caminho que corresponde à passagem da entrada até a saída do labirinto ou então não aparecerá caminho algum, pois não há saída.

ANEXO 6 - FUNÇÃO PARA DETERMINAR O ESTADO DA CÉLULA NO EXCEL

A função está programada em Visual Basic para Microsoft EXCEL com base nas probabilidades de transição espaciais definidas por LIPPE, DE SMIDT e GLENN-LEWIN (1985).

```
'
' CALippe Macro
' Returns the Sp Code based on species totals in the previous generation
' 0 para BareGround, 1 para Empetrum, 2 para Calluna
' 3 para Erica, 4 para Molinia, 5 para Carex
' 6 para Juncus, 7 para Rumex e 8 para OtherSpp
'

Function CALippe(CellsRangePrevT, TargetCellPrevT) As Integer

    Dim counter As Integer

    Dim cell As Object, RndNum As Double

    Dim NeighborhoodBareGround As Double, NeighborhoodEmpetrum As
Double, NeighborhoodCalluna As Double

    Dim NeighborhoodErica As Double, NeighborhoodMolinia As Double,
NeighborhoodCarex As Double

    Dim NeighborhoodJuncus As Double, NeighborhoodRumex As Double,
NeighborhoodOtherSpp As Double
```

Dim ProbContinuing As Double

Dim ProbBareGround As Double, ProbEmpetrum As Double, ProbCalluna As
Double

Dim ProbErica As Double, ProbMolinia As Double, ProbCarex As Double

Dim ProbJuncus As Double, ProbRumex As Double, ProbOtherSpp As Double

Dim ProbBareGroundNormalized As Double, ProbEmpetrumNormalized As
Double, ProbCallunaNormalized As Double

Dim ProbEricaNormalized As Double, ProbMoliniaNormalized As Double,
ProbCarexNormalized As Double

Dim ProbJuncusNormalized As Double, ProbRumexNormalized As Double,
ProbOtherSppNormalized As Double

Dim TotalProbNormalized As Double

Dim Sup1 As Double, Sup2 As Double, Sup3 As Double, Sup4 As Double

Dim Sup5 As Double, Sup6 As Double, Sup7 As Double

Dim CentreType As Integer

NeighborhoodBareGround = 0

NeighborhoodEmpetrum = 0

NeighborhoodCalluna = 0

NeighborhoodErica = 0

NeighborhoodMolinia = 0

NeighborhoodCarex = 0

NeighborhoodJuncus = 0

NeighborhoodRumex = 0

NeighborhoodOtherSpp = 0

counter = 0

For Each cell In CellsRangePrevT.Cells

 counter = counter + 1

 'Vamos somar a quantidade de cada espécie ao redor do centro

 If (counter <> 5) Then

 Select Case cell.Value

 Case 0

 NeighborhoodBareGround = NeighborhoodBareGround + 1

 Case 1

 NeighborhoodEmpetrum = NeighborhoodEmpetrum + 1

 Case 2

 NeighborhoodCalluna = NeighborhoodCalluna + 1

 Case 3

 NeighborhoodErica = NeighborhoodErica + 1

 Case 4

 NeighborhoodMolinia = NeighborhoodMolinia + 1

 Case 5

 NeighborhoodCarex = NeighborhoodCarex + 1

 Case 6

 NeighborhoodJuncus = NeighborhoodJuncus + 1

 Case 7

 NeighborhoodRumex = NeighborhoodRumex + 1

 Case 8

 NeighborhoodOtherSpp = NeighborhoodOtherSpp + 1

End Select

End If

'Vamos pegar o valor do centro

If (counter = 5) Then

CentreType = cell.Value

End If

Next cell

'Cálculo das probabilidades para um centro diferente

ProbBareGround = (0.036 * NeighborhoodBareGround) + 0.044

ProbEmpetrum = (0.076 * NeighborhoodEmpetrum) + 0.066

ProbCalluna = (0.054 * NeighborhoodCalluna) + 0.051

ProbErica = (0.04 * NeighborhoodErica) + 0.028

ProbMolinia = (0.026 * NeighborhoodMolinia) + 0.002

ProbCarex = (0.015 * NeighborhoodCarex) + 0.008

ProbJuncus = (0.023 * NeighborhoodJuncus) + 0.002

ProbRumex = (0.04 * NeighborhoodRumex) + 0.002

ProbOtherSpp = (-0.01 * NeighborhoodOtherSpp) + 0.03

If (ProbOtherSpp < 0) Then

ProbOtherSpp = 0

End If

'Cálculo das probabilidades para a continuidade do centro como está

If (CentreType = 0) Then

ProbContinuing = (0.045 * NeighborhoodBareGround) + 0.279

ProbBareGround = 0

End If

If (CentreType = 1) Then

ProbContinuing = (0.04 * NeighborhoodEmpetrum) + 0.584

ProbEmpetrum = 0

End If

If (CentreType = 2) Then

ProbContinuing = (0.076 * NeighborhoodCalluna) + 0.321

ProbCalluna = 0

End If

If (CentreType = 3) Then

ProbContinuing = (0.06 * NeighborhoodErica) + 0.259

ProbErica = 0

End If

If (CentreType = 4) Then

ProbContinuing = (0.051 * NeighborhoodMolinia) + 0.324

ProbMolinia = 0

End If

If (CentreType = 5) Then

ProbContinuing = (0.1 * NeighborhoodCarex) + 0.107

ProbCarex = 0

End If

If (CentreType = 6) Then

ProbContinuing = (-0.294 * NeighborhoodJuncus) + 0.294

If (ProbContinuing < 0) Then

ProbContinuing = 0

End If

 ProbJuncus = 0

End If

If (CentreType = 7) Then

 ProbContinuing = (0.052 * NeighborhoodRumex) + 0.106

 ProbRumex = 0

End If

If (CentreType = 8) Then

 ProbContinuing = (0.122 * NeighborhoodOtherSpp) + 0.046

 ProbOtherSpp = 0

End If

'Vamos ver se o centro continua como está

RndNum = Rnd()

If (RndNum <= ProbContinuing) Then

 CALippe = CentreType

 Exit Function

End If

'Determinando intervalos normalizados para outras possibilidades

TotalProbNormalized = ProbBareGround + ProbEmpetrum + ProbCalluna +
 ProbErica + ProbMolinia + ProbCarex + ProbJuncus + ProbRumex + ProbOtherSpp

ProbBareGroundNormalized = ProbBareGround / TotalProbNormalized

ProbEmpetrumNormalized = ProbEmpetrum / TotalProbNormalized

Sup1 = ProbBareGroundNormalized + ProbEmpetrumNormalized

ProbCallunaNormalized = ProbCalluna / TotalProbNormalized

Sup2 = Sup1 + ProbCallunaNormalized

ProbEricaNormalized = ProbErica / TotalProbNormalized

Sup3 = Sup2 + ProbEricaNormalized

ProbMoliniaNormalized = ProbMolinia / TotalProbNormalized

Sup4 = Sup3 + ProbMoliniaNormalized

ProbCarexNormalized = ProbCarex / TotalProbNormalized

Sup5 = Sup4 + ProbCarexNormalized

ProbJuncusNormalized = ProbJuncus / TotalProbNormalized

Sup6 = Sup5 + ProbJuncusNormalized

ProbRumexNormalized = ProbRumex / TotalProbNormalized

Sup7 = Sup6 + ProbRumexNormalized

ProbOtherSppNormalized = ProbOtherSpp / TotalProbNormalized

'Determinando a espécie vencedora para outras outras possibilidades

RndNum = Rnd()

If (RndNum < ProbBareGroundNormalized) And (ProbBareGroundNormalized
> 0) Then

 CALippe = 0

 Exit Function

End If

If (RndNum >= ProbBareGroundNormalized) And (RndNum < Sup1) And
(ProbEmpetrumNormalized > 0) Then

```
        CALippe = 1
        Exit Function
    End If

    If (RndNum >= Sup1) And (RndNum < Sup2) And (ProbCallunaNormalized >
0) Then
        CALippe = 2
        Exit Function
    End If

    If (RndNum >= Sup2) And (RndNum < Sup3) And (ProbEricaNormalized > 0)
Then
        CALippe = 3
        Exit Function
    End If

    If (RndNum >= Sup3) And (RndNum < Sup4) And (ProbMoliniaNormalized >
0) Then
        CALippe = 4
        Exit Function
    End If

    If (RndNum >= Sup4) And (RndNum < Sup5) And (ProbCarexNormalized > 0)
Then
        CALippe = 5
        Exit Function
    End If

    If (RndNum >= Sup5) And (RndNum < Sup6) And (ProbJuncusNormalized >
0) Then
```



```
    CALippe = 6
    Exit Function
End If

If (RndNum >= Sup6) And (RndNum < Sup7) And (ProbRumexNormalized >
0) Then
    CALippe = 7
    Exit Function
End If

If (RndNum >= Sup7) And (ProbOtherSppNormalized > 0) Then
    CALippe = 8
    Exit Function
End If

End Function
'
```

ANEXO 7 - FUNÇÃO PARA INICIALIZAR O “GRID” DE SIMULAÇÃO NO EXCEL

A função está programada em Visual Basic para Microsoft Excel com base nas condições iniciais dos dados de LIPPE, DE SMIDT e GLENN-LEWIN (1985).

```
' DefInitialGridCell Macro
' Esta função inicializa a célula com base no primeiro levantamento
' de Lippe et al. (1985)
Function DefInitialGridCell() As Integer
Dim RndNum As Double
RndNum = Rnd()
If (RndNum <= 0.571) Then
    DefInitialGridCell = 0
    Exit Function
End If
If (RndNum > 0.571) And (RndNum <= 0.75) Then
    DefInitialGridCell = 1
    Exit Function
End If
If (RndNum > 0.75) And (RndNum <= 0.836) Then
    DefInitialGridCell = 2
    Exit Function
End If
```

If (RndNum > 0.836) And (RndNum <= 0.952) Then

 DefInitialGridCell = 3

 Exit Function

End If

If (RndNum > 0.952) And (RndNum <= 0.954) Then

 DefInitialGridCell = 5

 Exit Function

End If

If (RndNum > 0.954) Then

 DefInitialGridCell = 7

 Exit Function

End If

DefInitialGridCell = 0

End Function

ANEXO 8 –OBTENÇÃO DE TAXAS DE RESPIRAÇÃO VARIANDO A TAXA DE CRESCIMENTO

Um aspecto do modelo ALLOCATE que merece atenção é a dificuldade inerente no processo de obtenção dos parâmetros fisiológicos da planta. A partir da fórmula

$$DB = MIN \left[\left(R \times BL \times \frac{C}{C + KN} \right) \text{ ou } \left(R \times BL \times \frac{L_{HITE}}{KL + L_{HITE}} \right) \right] - RESP$$

foi desenvolvido um procedimento matemático que visa a obtenção das taxas de respiração do caule, da raiz e das folhas. Se as constantes de meia saturação KN e KL são iguais a zero, a equação acima pode ser reescrita como

$$DB = R \times BL - RESP$$

Ora,

$$BR = AR \times BSeed$$

$$BS = AS \times BSeed$$

$$BL = AL \times BSeed$$

$$E \quad RESP = [(RR \times BR) + (RS \times BS) + (RL \times BL)]$$

Portanto

$$DB = R \times AL \times BSeed - [(RR \times AR \times BSeed) + (RS \times AS \times BSeed) + (RL \times AL \times BSeed)]$$

O cálculo dinâmico do incremento de biomassa do modelo ALLOCATE no estágio inicial da vida da planta é feito somando-se DB à $BSeed$. Neste momento este cálculo mostra uma equivalência com a taxa de crescimento máximo da planta (RGR_{max}), de forma que

$$BSeed + DB = BSeed \times RGR_{max} + BSeed$$

Se fizermos $BSeed$ igual a 1 e substituirmos a fórmula acima na equação do cálculo de DB reescrita obteremos

$$RGR_{max} = R \times AL - [(RR \times AR) + (RS \times AS) + (RL \times AL)]$$

Ainda, se $AR + AS + AL = 1$

E supondo-se que $RR = RS = RL$

Então $(RR \times AR) + (RS \times AS) + (RL \times AL) = RESP$

E podemos reescrever novamente a equação como

$$RGR_{max} = R \times AL - RESP$$

ou

$$RESP = R \times AL - RGR_{max}$$

Fornecendo-se os valores à direita da igualdade (R , AL e RGR_{max}) obtém-se a taxa de respiração, igual para todos os órgãos da planta. Valores viáveis devem enquadrar-se na restrição de que $RGR_{max} \leq R \times AL$ para que $RESP$ seja positiva ou no mínimo igual a zero. Variando-se a taxa fotossintética (R) e mantendo iguais RGR_{max} e AL , deve-se atentar para o limite $R \geq RGR_{max} / AL$, de forma a manter $RESP$ positiva ou no mínimo igual a zero.

ANEXO 9 – FÓRMULA PARA O CÁLCULO DA ALTURA DA PLANTA

O procedimento a seguir apresenta uma fórmula para substituir a aplicada por TILMAN (1988) no modelo ALLOCATE para o cálculo da altura da planta.

Obtém-se o raio (r) máximo do caule isolando-se esta variável no cálculo da relação entre o diâmetro (D) e o raio de um círculo

$$r = \frac{D}{2 \times PI}$$

em que PI é a constante 3,14...

Estabelece-se uma relação empírica (REL_{hr}) entre a altura máxima da planta (h_{max}) e o raio (r_{max}) como sendo um valor constante ao longo do crescimento da planta:

$$REL_{hr} = \frac{h_{max}}{r_{max}}$$

Sabendo que o volume é igual a

$$V = \frac{Biomassa}{Densidade}$$

calcula-se o volume atual do caule da planta.

Com o uso da fórmula do cálculo do volume (V) do cilindro (em que h é a altura desejada)

$$V = h \times PI \times r^2$$

e supondo-se que para qualquer raio haverá uma relação constante com a altura, substitui-se o raio na fórmula

$$V = h \times PI \times r^2 \quad \text{por} \quad r = \frac{h}{\frac{h_{max}}{r_{max}}}$$

e chega-se a

$$h = \frac{V}{PI \times \left(\frac{h}{\frac{h_{max}}{r_{max}}} \right)^2}$$

em que o volume (V) é calculado de acordo com a biomassa e a densidade do caule da planta. Isola-se a altura (h) e chega-se a fórmula final para o cálculo da altura da planta com base na biomassa atual do caule

$$h = \sqrt[3]{\frac{\left(\frac{h_{max}}{r_{max}} \right)^2 \times \left(\frac{Biomassa}{Densidade} \right)}{PI}}$$

que é a fórmula utilizada pelo modelo *CAVeg*.

Usar o cálculo do raio em função do tempo não é uma boa abordagem porque a planta pode não adquirir biomassa no decorrer de um ano, o que inviabiliza o aumento de seu raio em função da idade. O caule não é formado por tecidos elásticos que possam reduzir seu diâmetro e alongar-se. O xilema, um tecido de condução existente no caule, é formado por células mortas que não variam de tamanho.

ANEXO 10 – TÉCNICA DOS “K-VIZINHOS MAIS PRÓXIMOS” PARA SIMULAÇÃO DO CLIMA

As variáveis simuladas de acordo com a técnica de RAJAGOPALAN e LALL (1999) são dessazonalizadas subtraindo-se a média do dia do calendário e posteriormente dividindo-se pelo desvio padrão do dia do calendário (média e desvio padrão gerados a partir de um registro histórico). Este procedimento dado pelos autores não considera o caso de haver um desvio padrão nulo (igual a zero). Esta situação pode ocorrer com registros nos quais o mesmo valor para uma variável repete-se em um dado dia ao longo de todo o registro. Caso trate-se de um deserto, esta é uma situação muito provável em função da ausência de chuva; e caso trate-se de um registro de curta amplitude (de pouca duração), esta situação provavelmente ocorrerá. Propõe-se, portanto, que se assumam um valor infinitesimal (positivo e muito próximo a zero) para o desvio padrão deste dia. Este procedimento não acarretará em erros por decorrência desta modificação do desvio padrão.

A técnica dos “*k-vizinhos mais próximos*” baseia-se em um vetor de características

$$\mathbf{x}_{t-1} = [\textit{temperatura média}, \textit{precipitação}]$$

com suas variáveis dessazonalizadas, para a seguir determinar

$$\mathbf{D}_t : \mathbf{x}_{t-1}$$

que é um vetor de características com dimensão d (d é o número de variáveis em \mathbf{x}_{t-1}). Considera-se, portanto, \mathbf{D}_i (o vetor de características atual) e \mathbf{D}_m (vetores de características de um registro histórico). \mathbf{D}_m contém, no presente trabalho, medidas de temperatura média e de precipitação efetuadas diariamente ao longo de um ano.

O passo seguinte é determinar os “*k-vizinhos mais próximos*” através de uma medida de semelhança. RAJAGOPALAN e LALL (1999) utilizam, para este fim, a distância euclidiana ponderada, ou seja,

$$r_{im} = \sqrt{\left[\sum_{j=1}^d w_j \times (v_{ij} - v_{mj})^2 \right]}$$

onde r_{im} é a distância entre os vetores \mathbf{D}_i e \mathbf{D}_m , w_j são os pesos (iguais a $1/s_j$; s_j é o desvio padrão ou amplitude de $v_{()j}$) e $v_{()j}$ corresponde ao j -ésimo componente de $\mathbf{D}_{()}$ (logo, v_{ij} é o j -ésimo componente de \mathbf{D}_i e v_{mj} é o j -ésimo componente de \mathbf{D}_m). Outras funções poderiam ser utilizadas para este fim.

A seguir ordena-se um conjunto com base nos índices r_{im} cujos elementos $j(i)$ registram o tempo associado com o j -ésimo \mathbf{D}_m próximo a \mathbf{D}_i . Quando houver índices iguais eles devem ser permutados randomicamente.

Define-se uma função de reamostragem como

$$K[j(i)] = \frac{1/j}{\sum_{j=1}^K 1/j}$$

onde $K[j(i)]$ é a probabilidade de reamostragem de um elemento $j(i)$. Note que esta função não varia ao longo da simulação e pode ser computada e armazenada antes dela iniciar.

RAJAGOPALAN e LALL (1999) não são claros a respeito do procedimento de reamostragem de um elemento $j(i)$; assume-se, portanto, que o procedimento seja semelhante ao modelo espacial desenvolvido com base nos dados de LIPPE, DE SMIDT e GLENN-LEWIN (1985), ou seja,

$$\begin{aligned} \text{SE } RAND \geq \sum_{i=0}^{i=j-1} K[j(i)] \text{ E } RAND < \sum_{i=0}^{i=j} K[j(i)] \\ \text{ENTÃO } SUCCESSOR = j(i) \\ \text{note que } K[j(0)] = 0 \end{aligned}$$

onde *RAND* é um número aleatório gerado no intervalo de 0 a 1.

Após reamostrar um elemento do conjunto retorna-se à determinação dos “*k-vizinhos mais próximos*” prosseguindo-se com os passos seguintes na medida em que novos valores sejam necessários.

Após determinar-se o dia reamostrado as variáveis dessazonalizadas são restauradas a seus valores originais multiplicando-se cada valor pelo desvio padrão do dia e somando-se a este valor a média do dia.

ANEXO 11 – DESENVOLVIMENTO DO APLICATIVO

- *Vantagens da Programação Orientada a Objetos para o desenvolvimento de simulações biológicas e de autômatos celulares*

Uma das principais vantagens da Programação Orientada a Objetos (POO) é a estruturação do problema em objetos em si. Os objetos podem representar subsistemas do mundo real e aumentar assim as semelhanças do modelo com a realidade (SCHMIDT, 1995). Assim, cada subsistema pode criar diversos objetos de características semelhantes. Um modelo de autômato celular em que as células contenham comunidades (como em MOLONEY et al., 1992) pode ser desenvolvido com base na concepção de que um ecossistema com um ou mais subsistemas tais como campo e/ou floresta pode possuir mais de um objeto de cada tipo para cada posição onde se encontrar.

Os objetos, representados por classes, armazenam dados e contêm funções para manipular estes dados (o que é denominado por encapsulamento). Além disto, os objetos relacionam-se hierarquicamente e podem herdar (compartilhar) características de classes mais gerais. Por definição a(s) classe(s) derivada(s) herda(m) as características de uma ou mais classes-base (MONTENEGRO e PACHECO, 1994).

SCHMIDT (1995) salienta alguns aspectos desfavoráveis da POO no campo da modelagem. Segundo o autor a herança não é prática para a representação de modelos no contexto de que as partes que o compõem usualmente não compartilham semelhanças, como por exemplo o motor e o mecanismo de controle

de um robô. O encapsulamento, por sua vez, é útil na criação do programa, mas pode perder utilidade quando é aplicado em um modelo porque o encapsulamento prevê que o estado do objeto somente pode ser alterado por funções que o constituem. SCHMIDT (1995) exemplifica a perda da utilidade do encapsulamento com um modelo em que um objeto do tipo automóvel é montado por um objeto do tipo robô.

Mesmo assim, a POO apresenta vantagens para a modelagem tais como a hierarquização e a modularidade (SCHMIDT, 1995). Segundo SCHMIDT (1995) a hierarquização é útil para a representação do modelo. Componentes mais gerais contêm subcomponentes, os quais por sua vez podem conter componentes ainda menores e assim por diante. A modularidade é representada pela capacidade de separação dos módulos (MONTENEGRO e PACHECO, 1994). SCHMIDT (1995) ressalta que a modularidade do sistema é uma característica vantajosa visto que os sistemas no mundo real são constituídos por componentes interconectados. Contudo, uma decorrência da modularidade é a existência de módulos cujo funcionamento é independente (MONTENEGRO e PACHECO, 1994). Considerando o que SCHMIDT (1995) expôs, esta aparente discrepância entre a vantagem da modularidade deve ser esclarecida no contexto de que o funcionamento interno do módulo é independente mas nada o impede de interagir com os demais módulos.

- *O que já foi feito com autômatos celulares em C++*

LADD (1995) estudou a programação de autômatos celulares em uma linguagem orientada a objetos: o C++. Sua abordagem, em síntese, organiza os objetos definindo uma classe para a grade de simulação (classe *CellGrid*). A seguir

outra classe para autômatos bi-dimensionais (classe *Automata*) herda as características da classe *CellGrid*. Finalmente, a classe que contém funções para executar a simulação do autômato, a qual pode ser diferente em função do tipo de autômato desejado, herda as características da classe *Automata*.

A abordagem de LADD (1995) está demonstrada na **Figura 70**. Note que a classe *Life* é um tipo específico de autômato celular.



Figura 70 - Abordagem de LADD (1995) para programação de autômatos celulares

A notação é dada de acordo com COAD e YOURDON (1992), em que a classe é representada por um retângulo dividido em três seções. As seções contêm, de cima para baixo, o nome da classe, seus atributos (tipos de dados), e suas funções (serviços). Também se demonstra o mecanismo de herança com um traço que conecta as classes entre si.

Algumas explicações sobre a Figura 70 fazem-se necessárias para um melhor entendimento da Programação Orientada a Objetos. Os atributos *DefGridRows*, *DefGridCols* e *DefGeometry* da classe *CellGrid* referem-se, respectivamente, ao número de linhas e de colunas do autômato celular, e ao seu tipo (se toroidal ou

insular). O atributo *Table* da classe *Automata* é uma matriz que conterá as regras do autômato celular, caso possam ser tomadas com base no estado da vizinhança e definidas desta forma. A matriz das regras é inicializada no construtor da classe específica ao tipo de autômato, no caso, *Life*. O construtor é uma função que inicializa os objetos no momento da sua declaração (MONTENEGRO e PACHECO, 1994), ou seja, atribui valores aos dados da classe no momento de sua criação.

Com a estrutura de classes da Figura 70, LADD (1995) desenvolveu o código para o jogo da vida de CONWAY (inclusive com uma variante, “Mutants”, criada por B. SILVERMAN em 1984). LADD (1995) também desenvolveu códigos para autômatos baseados em tabelas e para autômatos com capacidade de “visualização” de toda a grade de simulação.

No entanto, como o presente trabalho considera somente autômatos bi-dimensionais cujos modelos são desenvolvidos em aplicativos distintos, resumiu-se a estrutura de LADD (1995) a uma única classe para tornar a abordagem mais acessível ao programador. Deve-se mencionar o uso da técnica sugerida por LADD (1995) para realizar a simulação do autômato: duas grades de simulação são criadas para representar a configuração atual e a configuração futura. As células da configuração futura são preenchidas com base no resultado das regras que são aplicadas sobre a configuração atual. Após as regras serem aplicadas em todas as células da configuração atual, a grade da configuração futura é copiada sobre a grade da configuração atual e conclui-se a execução de uma iteração.

A grade da configuração atual e a grade da configuração futura podem ser visualizadas na **Figura 71** (conforme LADD, 1995):

	0	1	2	3	4	5	6
0	=c4	=c3	=(4,2)	=(4,3)	=(4,3)	=c4	=c3
1	=c2	C1				c2	=c1
2	=(2,5)						=(2,1)
3	=(3,5)						=(3,1)
4	=c4	c3				c4	=c3
5	=c2	=c1	=(1,2)	=(1,3)	=(1,4)	=c2	=c1

Figura 71 - Grade atual e grade futura da técnica de LADD (1995) para simulação de autômatos celulares

As bordas da grade da configuração futura estão representadas pelo retângulo de linhas espessas e a área desta grade corresponde à área de simulação. Note que a grade da configuração futura é menor do que a grade da configuração atual. Isto se deve à utilização das margens para definir a vizinhança das células da borda da área de simulação. Se a grade for toroidal, os valores destas células serão copiados conforme a indicação presente na figura; se a grade for insular, as células das margens adquirirão valor zero. A grade da configuração futura é copiada na posição que está sobre a grade da configuração atual.

Fonte: extraído de LADD (1995, p. 61).

- *Vantagens da plataforma Windows para o desenvolvimento do aplicativo*

A plataforma Windows é uma plataforma de uso bastante difundido entre os usuários de computadores pessoais. O crescimento que se tem observado no ambiente Linux ocorre principalmente em ambientes de rede, onde este sistema é aplicado para executar o gerenciamento da rede. Mesmo assim, deve-se considerar a possibilidade de se desenvolver novos aplicativos tanto para Linux como também para Apple Macintosh, que também é outro sistema utilizado pelos usuários de computadores pessoais, embora de uso menos difundido.

- *O ambiente de programação escolhido: Visual C++ 4*

O Visual C++ 4 é desenvolvido sobre as “Microsoft Foundation Classes” (bibliotecas MFC), as quais fornecem uma abordagem baseada em objetos para a programação no ambiente Windows. A MFC engloba classes voltadas para os mais diversos fins, tais como a criação de caixas de diálogo, de documentos e de visões.

Os documentos e visões são a estrutura básica utilizada pela MFC (também chamada de arquitetura documento/visão), em que os documentos são classes que armazenam os dados, sabendo ler e gravar a si mesmos, e as visões são classes que mostram o conteúdo dos documentos (CULLENS et al., 1997). A **Figura 72** mostra a relação entre um documento e sua correspondente visão (de MICROSOFT, 1995):

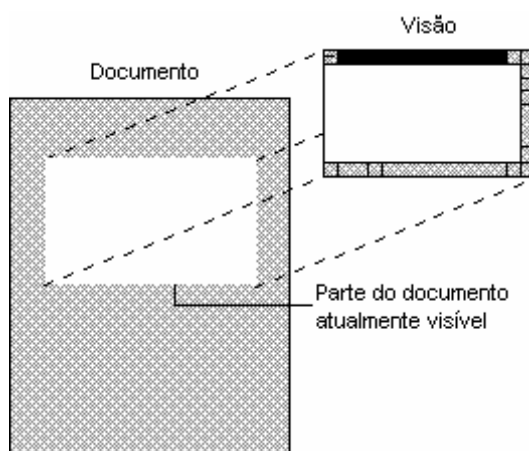


Figura 72 - Relação entre documento e visão

Fonte: extraído de MICROSOFT (1995).

Com base no número de documentos com o qual um aplicativo pode trabalhar ao mesmo tempo define-se uma interface SDI (sigla do inglês “Single Document Interface”) ou uma interface MDI (sigla do inglês “Multiple Document Interface”). A

interface SDI trabalha com um único documento e a interface MDI pode trabalhar com mais de um documento.

O Visual C++ 4 tem a opção de fornecer o esqueleto de um aplicativo pronto para o programa ser desenvolvido, denominado em inglês por “framework”. O “framework” contém as classes fundamentais utilizadas para a implementação do aplicativo, merecendo destaque:

- *C[nome_aplicativo]App* – classe derivada de *CWinApp*, que é uma classe com um único objeto: o aplicativo.
- *C[nome_aplicativo]Doc* – classe derivada de *CDocument*, a classe de documento da MFC.
- *C[nome_aplicativo]View* – classe derivada de *CView*, a classe de visão da MFC. *CView* possui classes derivadas com fins variados, como por exemplo uma classe de visão com barras de rolagem (útil para trabalhar com textos, por exemplo). A classe *C[nome_aplicativo]View* pode ser derivada da classe de visão que possuir a finalidade desejada.
- *CMainFrame* – classe derivada de *CFrameWnd* para um aplicativo SDI ou de *CMDIChildWnd* se o aplicativo for MDI. *CMDIChildWnd* é uma classe derivada de *CFrameWnd*. *CFrameWnd* é a classe que define os “frames” (quadros) do aplicativo. Sua relação com as classes de documento e de visão é dada conforme a **Figura 73** (de MICROSOFT, 1995). O “framework” usa os “frames” para conter visões.

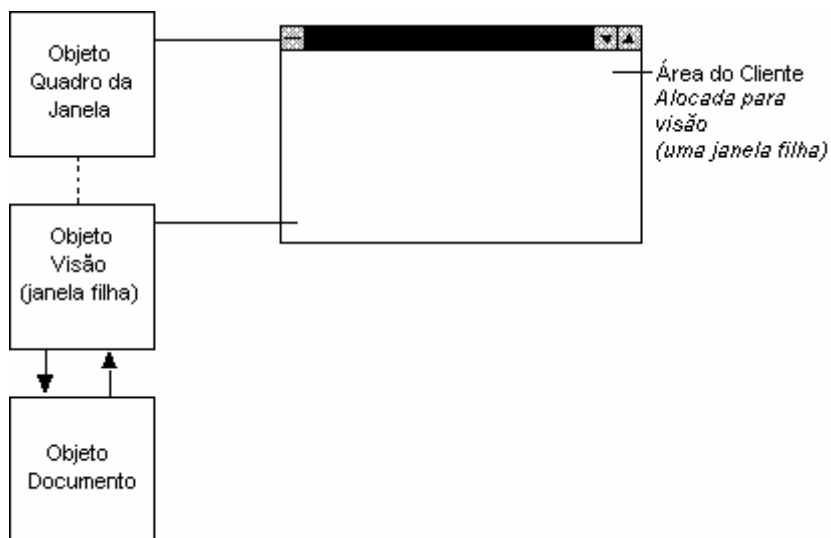


Figura 73 - Relação entre o “frame”, a visão e o documento

Fonte: extraído de MICROSOFT (1995).

As etapas na criação de um aplicativo partindo-se do “framework” são, resumidamente (MICROSOFT, 1995):

- a) Construir a interface (como menus, caixas de diálogo, bitmaps, e barras de ferramentas)
- b) Mapear (conectar) os comandos da interface com funções chamadas de “handlers” através de mensagens; escrever o código destas funções e testá-las. As mensagens geradas pelos comandos seguem o caminho conforme dado pela **Tabela 12**:

Tabela 12 - Caminho seguido pelas mensagens

Quando um objeto deste tipo recebe um comando...	Ele dá a si próprio e a outros objetos a chance de responder à mensagem nesta ordem:
"frame" MDI	<ul style="list-style-type: none"> * <i>CMDIChildWnd</i> ativa * Este "frame" * Aplicativo (objeto <i>CWinApp</i>)
"frame" do documento	<ul style="list-style-type: none"> * Visão ativa * Este "frame" * Aplicativo (objeto <i>CWinApp</i>)
Visão	<ul style="list-style-type: none"> * Esta visão * Documento conectado à visão
Documento	<ul style="list-style-type: none"> * Este documento * A Template de documento conectada ao documento
Caixa de Diálogo	<ul style="list-style-type: none"> * Esta caixa de diálogo * A janela proprietária da caixa de diálogo * Aplicativo (objeto <i>CWinApp</i>)

A Template de documento é uma classe que associa um documento com seus respectivos "frame" e visão.

Fonte: extraído de MICROSOFT (1995).

- c) Adicionar caixas de diálogo (iniciar, validar e recuperar seus dados)
- d) Criar classes adicionais
- e) Implementar a classe de documento (comandos "abrir", "salvar" e "salvar como")
- f) Implementar a classe de visão
- g) Testar o aplicativo

Em síntese, para programar em Visual C++ parte-se da interface com o usuário, ou seja, do aspecto visual, para em seguida implementar-se funções pertinentes a esta interface. Este é, fundamentalmente, o conceito-chave do ambiente de programação escolhido.

ANEXO 12 –REGRAS DE GERENCIAMENTO FLORESTAL SUSTENTÁVEL DE HERING (2002)

“Uma árvore deve ser extraída de uma parcela de floresta se:

- I. foi no mínimo identificada como pertencente a uma espécie conhecida pelo seu nome popular e
- II. não está situada em área de Preservação Permanente e
- III. o acréscimo de sua área basal à área basal de árvores já selecionadas para extração não excede o limite de exploração e
- IV. o seu corte não danifica nenhuma árvore não selecionada para a extração e
- V. tem DAP $\geq 20\text{cm}$ e
- VI. tem copa fraca ou
- VII. tem copa normal e
 - a. está inserida em uma das primeiras 6 classes do coorte longi-diamétrico e a densidade das árvores remanescentes de copas exuberantes e normais de cada classe é ao menos igual à densidade climática SMS ou
 - b. pertence à 7ª classe do coorte longi-diamétrico e o número de árvores remanescentes com copas normais e exuberantes de cada classe é ao menos igual a seu correspondente em ${}^0[a_{IK}]$,

onde ${}^0[a_{IK}]$ é a matriz de densidade ou abundância das árvores inventariadas por classes logarítmicas de DAP e por espécie.”