
ANÁLISE DE PAISAGEM: FRAGMENTAÇÃO E MUDANÇAS

BRITALDO SILVEIRA SOARES FILHO

Departamento de Cartografia, Centro de Sensoriamento Remoto -
Instituto de Geociências - UFMG
Av. Antônio Carlos, 6627, 31 270-900 , Belo Horizonte
britaldo@csr.ufmg.br, www.csr.ufmg.br

Dezembro, 1998

SUMÁRIO

	pg.
INTRODUÇÃO	1
1. A ECOLOGIA DE PAISAGEM - UMA CIÊNCIA PARA O ESTUDO DA PAISAGEM E SUA DINÂMICA	2
2. A ANÁLISE DE PAISAGEM	7
2.1 Os Conceitos de Paisagem segundo a Ecologia de Paisagem	7
2.2 Elementos de uma Paisagem	8
2.3 A Estrutura da Paisagem e suas Primitivas	13
2.3.1 Manchas	15
2.3.2 Corredores	20
2.3.3 Matriz	20
2.4 Índices Descritores da Estrutura da Paisagem	22
2.5 Discussão e Potenciais Aplicações dos Índices de Paisagem	29
3. MODELAGEM DE MUDANÇAS NA PAISAGEM	31
3.1 Introdução	31
3.2 Contribuição Interdisciplinar aos Modelos de Paisagem	34
3.3 Modelos de Mudanças na Paisagem	42
3.3.1 Modelos Segundo os Níveis de Agregação e Estrutura	43
3.3.2 Modelos Segundo a Matemática Empregada	46
3.3.2.1 Modelos Determinísticos e Baseados em Processos	48
3.3.2.2 Modelos Estocásticos	50
3.4 Métodos de Construção e Parametrização de Modelos de Dinâmica de Paisagem	57
3.4.1 Geoprocessamento Aplicado ao Estudo e Modelagem de Dinâmica de Paisagem	60
3.5 Métodos de Comparação e Validação de Modelos Espaciais de Paisagem	63
4. O PROGRAMA DINAMICA	66
CONCLUSÃO	73
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	75

ANEXO:

Manual do programa DINAMICA 1.0

INTRODUÇÃO

O presente texto tem como objetivo introduzir fundamentos teóricos e técnicas para o estudo de paisagens e modelagem de suas mudanças. A abordagem é dirigida de modo a aliar a parte conceitual da ciência “Ecologia de Paisagem” com a tecnologia Geoprocessamento. Tendo em vista que a tecnologia dos SIGs atingiu uma relativa maturidade em termos de funcionalidade e capacidade de análise, a ênfase atual passou a centrar na construção de sofisticados modelos de representação de sistemas espaciais, usando-se desse rico ambiente criativo. Nesse aspecto, a Ecologia de Paisagem, uma disciplina ainda emergente, pode trazer grandes contribuições aos estudos de sistemas ambientais. Tendo como papel principal o enfoque da heterogeneidade espacial como força motriz dos padrões e processos ecológicos, a Ecologia de Paisagem busca a compreensão da dinâmica da heterogeneidade espacial e do efeito da atividade humana como um fator de organização da paisagem.

Desse modo, a apostila traz uma revisão sobre a disciplina Ecologia de Paisagem, suas bases teóricas e os principais conceitos sobre os elementos que compõem a paisagem e formam a sua estrutura. Nessa parte, são abordadas as formas de representação de uma paisagem, usando-se a capacidade de abstração do Geoprocessamento. Enfoque é dado aos métodos quantitativos (descritores) utilizados na caracterização da estrutura de paisagens. São também revistos o estado da arte e a classificação taxionômica dos modelos de mudanças na paisagem, incluindo a utilização do sensoriamento remoto e do SIG em estudos de dinâmica de paisagem e os métodos de construção, comparação e validação de modelos de simulação.

Por último, é apresentado o desenvolvimento do programa de simulação DINAMICA. São discutidas suas bases conceituais, os seus principais algoritmos implementados em cada passo do programa e seu potencial espectro de aplicações, considerando que o desenvolvimento deste programa tem como premissa o aprimoramento de um ambiente integrado de análise e simulação, que possibilite estimular aplicações criativas a fim de se testar hipóteses e buscar respostas sobre as interações dos diversos parâmetros e dos inúmeros fatores intervenientes nos processos formadores da paisagem.

Em resultado, pretende-se passar a noção do potencial dessas técnicas de análise e modelagem de dinâmica de paisagem, como um instrumento de suporte ao planejamento e análise ambiental, sobretudo no que tange à previsão de diferentes impactos de fragmentação/alteração dos ecossistemas originais, a partir de tendências observadas e modelos de ocupação territorial.

1. A ECOLOGIA DE PAISAGEM - UMA CIÊNCIA PARA O ESTUDO DA PAISAGEM E SUA DINÂMICA

As questões ambientais, em geral, extrapolam as áreas de atuação de várias ciências, posto que a compreensão das relações do meio-ambiente e sua dinâmica requer uma visão integrada de ambos os aspectos físicos e ecológicos de sistemas naturais e de suas interações com os fatores sócio-econômicos e políticos. Dessa visão holística, surgiu uma nova disciplina, a Ecologia de Paisagem (HAINES-YOUNG et al., 1993).

Enquanto a ecologia tradicional abrange o estudo das inter-relações verticais entre plantas, animais, ar, água e solo dentro de uma unidade espacial homogênea, a Ecologia de Paisagem, por sua vez, traz um novo enfoque, centrando-se no estudo das inter-relações horizontais entre as diversas unidades espaciais (RAVAN; ROY, 1995). O diagrama da Fig. 1.1 mostra as três dimensões de um estudo de Ecologia de Paisagem, que resultam da combinação da dimensão topológica com suas heterogeneidades verticais (a), devido aos atributos do uso e de cobertura do solo, as relações corológicas entre a heterogeneidade horizontal (b), causada pelos *elementos da paisagem* e a dimensão geoesférica (c), advinda dos relacionamentos globais entre as paisagens (NAVEH, 1991). Como exemplos de relacionamentos topológico e corológico, citam-se, respectivamente, as trocas verticais de materiais através das raízes das plantas ou a vegetação absorvendo o impacto da chuva no solo, e o transporte de material ou a migração de animais de uma região para outra.

Portanto, na prática, a Ecologia de Paisagem combina *abordagem horizontal* do geógrafo, através do exame das inter-relações espaciais de um fenômeno natural, com a *abordagem vertical* de um ecologista. Por isso, ela se desenvolveu a partir de uma interface comum entre as duas ciências, cuja o tema central é conhecido como a paisagem.

Esse termo "paisagem", expressão tão comum ao Homem moderno, foi introduzido como conceito geográfico-científico no início do século XIX por Alexander Von Humbolt, considerado como o grande pioneiro da geografia física e geobotânica (NAVEH; LIEBERMAN, 1989). Este pesquisador definiu a Paisagem como "Der Totalcharakter einer Erdgegend" - o caráter total de uma área geográfica. Procurando conhecer as inter-relações entre os componentes da paisagem, Humboldt tinha como preocupação principal as características físicas do meio-ambiente, sem todavia negligenciar os aspectos humanos.

Dentro de uma visão histórica, a evolução do estudo de paisagem deve-se muito à escola geográfica da ex-União Soviética. Nessa linha, NAVEH; LIEBERMAN (1989) relatam que

com o desenvolver das ciências da terra no Ocidente, o significado do termo *Paisagem* foi se estreitando para a caracterização das feições fisiográficas, geológicas e geomorfológicas de uma região da crosta terrestre, tornando-se sinônimo de *forma de relevo*. Ao contrário, na ex-União Soviética, estudos intensivos, com fins de conhecer as características do seu território, levaram a sua escola geográfica a desenvolver uma interpretação muito mais abrangente do conceito de paisagem, incluindo nesta ambos os fenômenos orgânicos e inorgânicos e denominando o estudo dessa totalidade como *Geografia de Paisagem*.

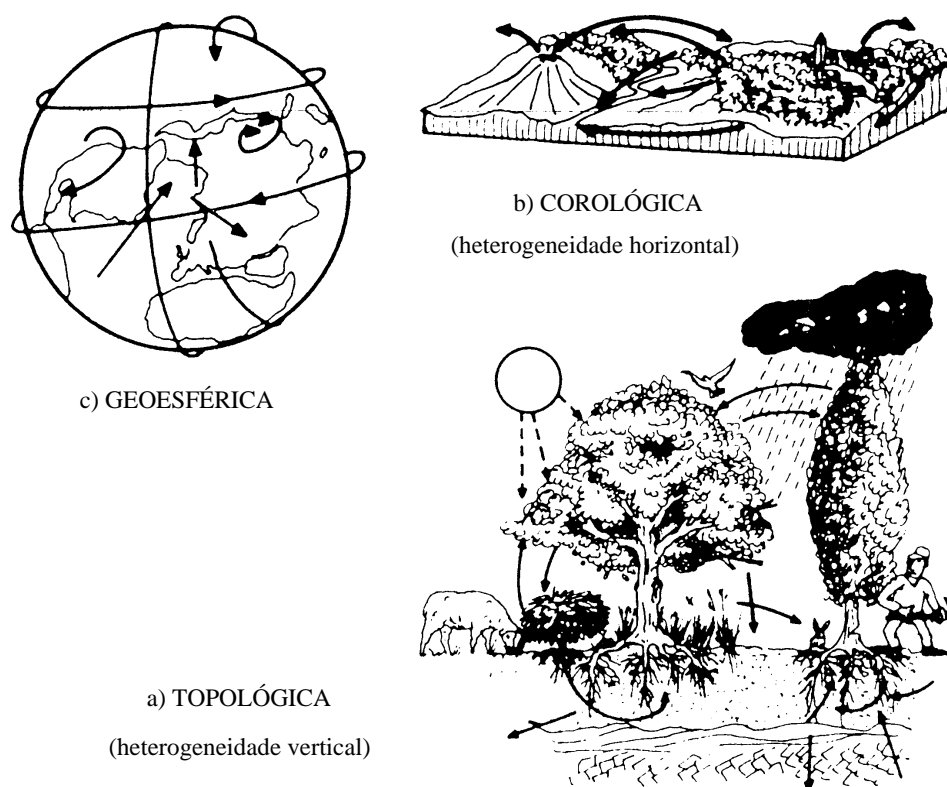


Fig. 1.1 - A heterogeneidade da paisagem. A heterogeneidade vertical está expressa pelos atributos ecológicos e a heterogeneidade horizontal pelas unidades de uso e de cobertura do solo.

Fonte: ZONNEVELD (1989)

Já o termo Ecologia de Paisagem foi introduzido, pela primeira vez, em 1939 pelo geógrafo alemão Carl Troll (TROLL, 1939). Nessa oportunidade, Troll conclamou geógrafos e ecologistas a trabalharem em estreita colaboração, visando a fundação de uma nova ecociência, que teria o objetivo de unificar os princípios da vida e da terra. O objetivo dessa nossa ciência passava a ser o estudo de paisagem, a qual, segundo TROLL (1971), poderia ser definida como uma entidade total espacial e visual, integrando a geoesfera, biosfera e a nooesfera - a esfera da consciência e mente humana. A partir dessa época, várias escolas de

geografia e ecociências desenvolveram também novos conceitos sobre o termo Paisagem, como nos exemplos de BERTRAND (1968), ZONNEVELD (1979) e TURNER; GARDNER (1991).

BERTRAND (1968) define a paisagem como sendo “uma determinada porção do espaço que resulta da combinação dinâmica dos elementos físicos, biológicos e antrópicos, os quais interagindo dialeticamente uns sobre os outros formam um conjunto único e indissociável em perpétua evolução”. Por sua vez, ZONNEVELD (1972, 1979) conceitua a Paisagem “como uma parte do espaço na superfície terrestre abrangendo um complexo de sistemas caracterizados pela atividade geológica, da água, do ar, de plantas, de animais e do homem e por suas formas fisionômicas resultantes, que podem ser reconhecidos como entidades”. Ainda em ZONNEVELD (1979), a paisagem é considerada como uma entidade formada pelo trabalho mútuo da natureza viva e inorgânica em uma parte reconhecida da superfície terrestre (Fig. 1.2). Mais recentemente, TURNER; GARDNER (1991) referem-se à paisagem como as formas de relevo de uma região e seus habitats associados à escala de hectares ou de vários quilômetros quadrados.

Em relação à disciplina Ecologia de Paisagem, BUNCE; JONGMAN (1993) mostram que os trabalhos de TRANLEY (1935), pela literatura inglesa, dos russos SUKACHEV; DYLLIS (1964), as pesquisas tchecas de VINK (1983), holandesas de ZONNEVELD (1972) e posteriormente RISSER et al. (1983) - na França - e FORMAN; GODRON (1986) - na América -, desenvolveram suas bases fundamentais. Muitas outras disciplinas também contribuíram para o desenvolvimento da Ecologia de Paisagem. Por exemplo, economistas e geógrafos desenvolveram muitas técnicas para ligar padrões e processos em grande escala, como no exemplo de modelos dirigidos às questões de Geografia Humana (ABLER et al. 1971; CHORLEY; HAGGET, 1971; HAGGET, 1972 e HARVEY, 1976). Ainda, segundo Forman (com. pes. 1990) apud SELMAN; DOAR (1992), a Ecologia de Paisagem combina o estudo da ecologia humana - alimentação, água, saúde, combustível e coesão cultural - com saúde biofísica, produtividade primária, biodiversidade, sobrevivência das espécies, preservação dos recursos dos solos e hídricos e ciclos de nutrientes.

Em termos práticos, a abordagem integrada, desenvolvida pela Ecologia de Paisagem, foi então aplicada a uma série de levantamentos e estudos de recursos naturais por importantes agências de mapeamento, como nos exemplos da CSIRO (Commonwealth Scientific and Industrial Research Organization) na Austrália e ITC (International Institute for Aerial Survey and Earth Science) na Holanda (NAVEH; LIEBERMAN, 1989). No Brasil,

destacam-se os trabalhos do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística), a citar, dentre outros, os Projetos de Proteção ao Meio-ambiente das Comunidades Indígenas (IBGE; IPEA, 1990 e IBGE 1990) e o Diagnóstico Geoambiental e Sócio-Econômico da Bacia do Rio Paraguaçu - Bahia (IBGE, 1993).

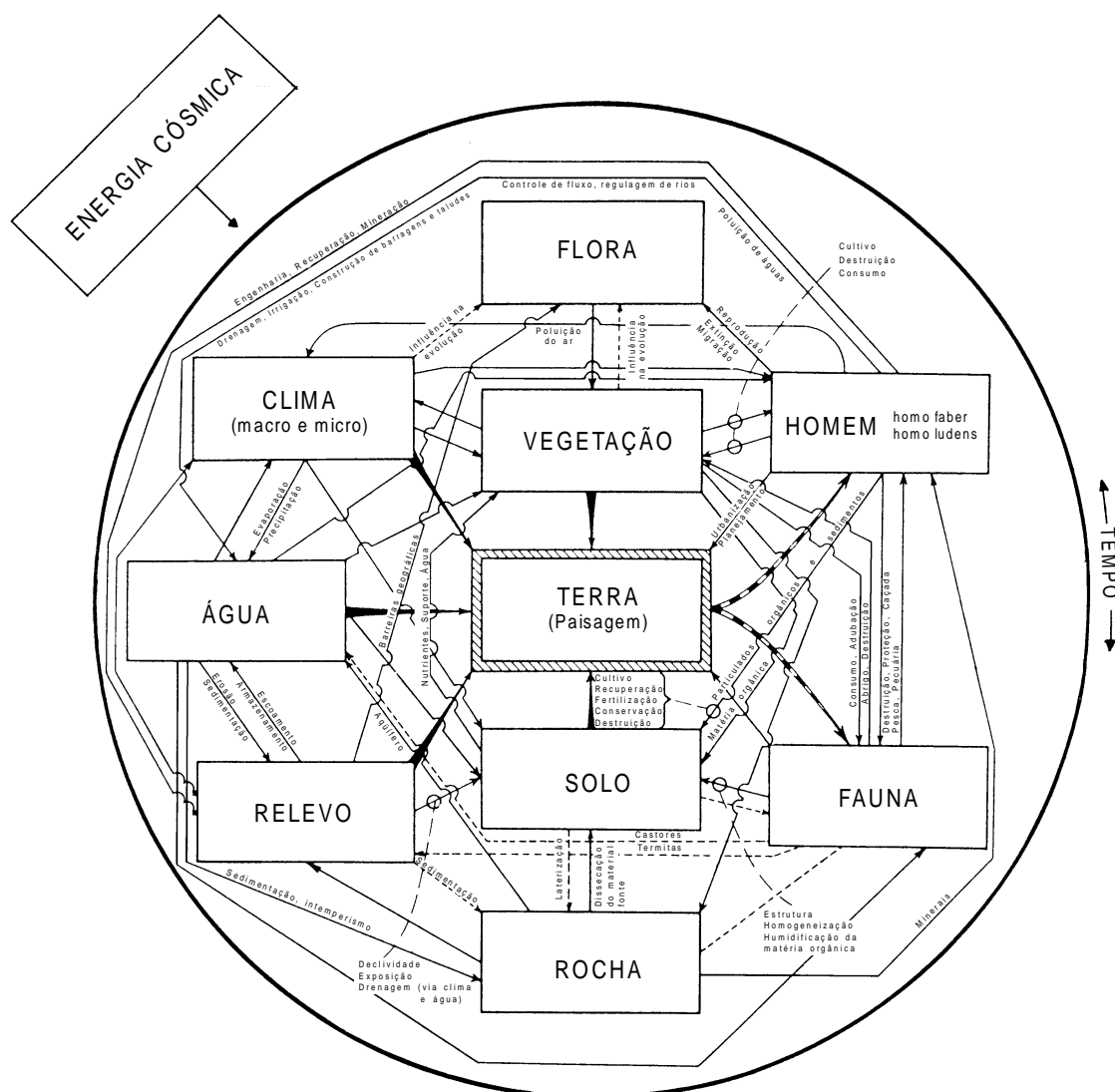


Fig. 1.2 - Fatores formadores da paisagem, seus atributos e relacionamentos.
Fonte: ZONNEVELD (1972)

Como exposto acima, a Ecologia de Paisagem pode ser considerada dentro de uma visão tradicional, como o estudo das inter-relações entre os fenômenos e processos da Paisagem ou da geoesfera, incluindo as comunidades de plantas, animais e o Homem (VINK, 1983). No entanto, durante os últimos anos, o conceito dessa disciplina evoluiu também na direção de um estudo integrado dos padrões texturais da paisagem e dos processos de que resultaram (BUNCE; JONGMAN, 1993). Por essa linha de pesquisa, a Ecologia de Paisagem surgiu então como uma importante disciplina no estudo da estrutura, da função e das mudanças da Paisagem (Cf. FORMAN, 1983, FORMAN; GODRON, 1986, NAVEH; LIEBERMAN, 1989 e RISSER et al. 1983). Desse modo, a Ecologia de Paisagem passou a ser também definida, de acordo com FORMAN; GODRON (1986), como o estudo da estrutura, função e mudança de uma região heterogênea composta de ecossistemas em interação, sendo estas três características principais de uma paisagem conceituadas por estes autores como:

Estrutura, que é o produto do relacionamento espacial entre os distintos ecossistemas ou elementos presentes. Mais especificamente, é como que o arranjo ou padrão espacial da paisagem (descrito pelos tamanhos, formas, número e tipos de configuração dos ecossistemas) governa a distribuição de energia, materiais e organismos.

Função, ou interações entre os elementos espaciais, representadas pelos fluxos de energia, materiais e espécies entre os ecossistemas presentes.

Mudança, dada pela alteração na estrutura e na função do mosaico ecológico através do tempo

No enfoque destas características, a Ecologia de Paisagem enfatiza mudanças em grande escala e seus efeitos ecológicos no padrão espacial dos ecossistemas (TURNER, 1989). Segundo esta mesma autora, essa disciplina considera o desenvolvimento e a dinâmica da heterogeneidade espacial, a interação e trocas através da paisagem heterogênea, a influência dessa heterogeneidade nos processos bióticos e abióticos e ainda o manejo dessa heterogeneidade espacial.

Em contraste com muitos ramos da ecologia, fatores antropogênicos são explicitamente incluídos no reconhecimento do potencial do Homem em influenciar a estrutura e função da paisagem. Portanto, o estudo da Ecologia de Paisagem se concentra não somente nas dimensões biológicas e físicas de um ambiente, mas também nos aspectos históricos, culturais, sócio-econômicos da Ecologia Humana, que se encontram conectados aos diferentes usos do solo. Assim, como afirma NAVEH (1991): “Na Ecologia de Paisagem, o

homem não representa apenas um fator de perturbação externa aos ecossistemas naturais, mas sim um componente interativo e co-evolucionário”.

2. A ANÁLISE DE PAISAGEM

2.1 Os Conceitos de Paisagem segundo a Ecologia de Paisagem

Segundo FORMAN; GODRON (1986), a evolução de uma paisagem resulta de três mecanismos operando em diferentes escalas temporais: processos geomorfológicos/geológicos ocorrendo durante um longo tempo, padrões de colonização de organismos se desenvolvendo em uma escala média de tempo e intermediados, por vezes, por rápidas perturbações em ecossistemas locais. A combinação destes três mecanismos resulta em uma paisagem terrestre, composta por diferentes formas de relevo, tipos de vegetação e usos do solo, organizados em um arranjo ou mosaico de retalhos ou manchas (*patches*), que formam um agrupamento único de ecossistemas em interação. Uma paisagem pode ser então caracterizada, *como uma unidade distinta e mensurável, definida por seu padrão espacial de agrupamentos de ecossistemas em interação, desenvolvimento geomorfológico, regimes de perturbação e evolução*. Como lembra RIBEIRO (1985), o tempo é visto como fator marcante no desenvolvimento de uma paisagem, posto que a mesma resulta de uma sucessão de estados.

Uma paisagem pode ainda variar de tamanho, englobando desde grandes regiões, extensões com apenas alguns quilômetros em diâmetro a até porções centimétricas, considerando que o conceito de *padrão espacial de manchas* leva em conta o ponto de vista do organismo para qual ele está centrado (MCGARIGAL; MARKS, 1995). Ou seja, para diferentes níveis de escala, podem ser observados diferentes mosaicos ecológicos (Fig. 2.1). Pode-se assim dizer que o padrão de manchas, gerados pelos diferentes processos atuando em várias escalas temporais e espaciais, representa a *marca registrada* de uma paisagem (URBAN et al., 1987).

Este conceito de paisagem, como exposto acima, é bem conveniente para aplicação do Geoprocessamento, pois será através do mapeamento desses padrões pelo sensoriamento remoto e da análise de suas relações espaciais, obtidas das formas cartográficas de mapas armazenados em um SIG, que buscar-se-á não só caracterizar distintas paisagens, mas também desvendar os processos de que resultaram.

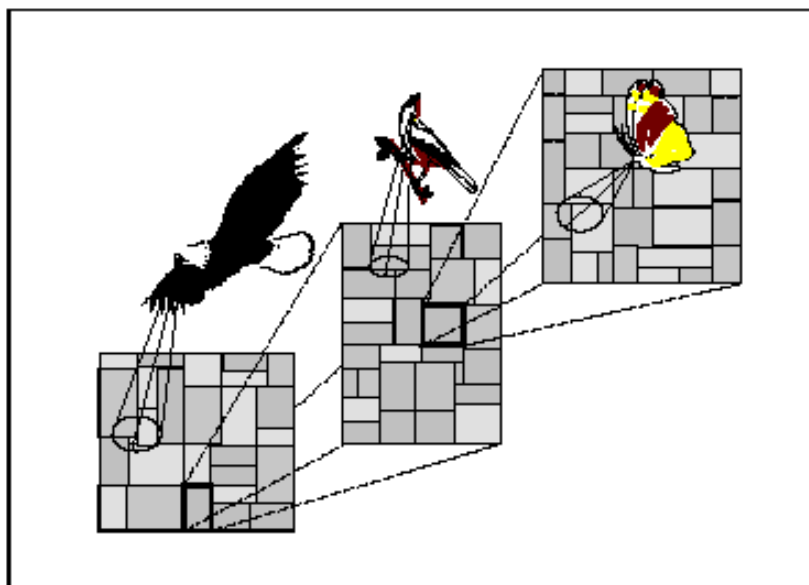


Fig. 2.1 - Visão em multi-escala da Paisagem, de acordo com perspectivas centradas em diferentes organismos.

FONTE: MCGARIGAL; MARKS (1995).

2.2 Elementos de uma Paisagem

Uma paisagem terrestre pode ser classificada no que tange ao grau de intervenção humana em: paisagem natural, modificada ou organizada (DOLFUSS, 1978). Segundo este autor, uma paisagem natural seria aquela que não foi submetida à ação do Homem, pelo menos em data recente, enquanto a modificada, como o nome indica, foi transformada, em até uma certa extensão, pelo Homem, consistindo em um estado de transição para a paisagem organizada. Esta última, também conhecida como paisagem cultural, resulta de uma ação meditada, combinada e contínua do Homem sobre o ambiente. Paisagens culturais podem ser ainda descritas como paisagens rurais, caracterizadas pelas atividades agro-pastoris ou urbana, produto esta de aglomerações humanas.

Como visto anteriormente, a análise de uma paisagem, quer seja ela natural, modificada ou cultural, leva em conta o reconhecimento, a diferentes escalas, dos elementos de paisagem, os quais aparecem como manchas ou retalhos e variam de tamanho, forma, tipo, heterogeneidade e características de bordas.

Esses elementos podem receber diferentes denominações de acordo com classificações de vários autores. Por exemplo, o termo *ecótopo*, ou seu sinônimo *biótopo* - ambos significando a menor unidade possível da paisagem que ainda pode ser considerada como uma unidade holística (NEEF, 1967 e ZONNEVELD, 1979) - são empregados por ecologistas de

paisagem na definição dos elementos ou unidades básicas da paisagem. Outros termos utilizados, de acordo com a preferência do pesquisador, incluem também *unidade de paisagem*, *célula de paisagem*, *geótopo*, *fácies*, *hábitat*, *sítio*, *geocomplexo*, *geossistema*, *geobiocenoses* e *biocenose* (CHRISTIAN; STEWART, 1953, SOTCHAVA, 1977, ZONNEVELD, 1979, BERTRAND, 1968, PENTEADO, 1985 e PETCH; KOLEJKA, 1993).

CHRISTIAN; STEWART (1953) desenvolveram uma classificação, na qual as formas de relevo, solo e vegetação são combinados em unidades observáveis e facilmente discerníveis na paisagem. Esta classificação tem como base o *sítio*, definido como uma porção da superfície terrestre que, para determinado propósito prático, é considerada uniforme em termos de forma de relevo, solo e vegetação. Num segundo nível hierárquico, diferentes sítios compõem uma *unidade de paisagem*, cuja determinação baseia-se, predominantemente, numa forma de relevo comum. Unidades de paisagem com características similares são ainda agrupadas em um *sistema de paisagem*, o qual apresentaria um padrão geograficamente associado de feições geomorfológicas recorrentes, sendo que os limites desta última unidade coincidem usualmente com feições geológicas e geomorfológicas discerníveis. Como relata BRIGWATER (1993), esta classificação foi bastante utilizada pela CSIRO nos primeiros trabalhos de mapeamento da paisagem australiana.

Por sua vez, ZONNEVELD (1979) traz a expressão *unidade de paisagem* (land unit) como um conceito fundamental em Ecologia de Paisagem. Segundo o mesmo autor, a *unidade de paisagem* seria a expressão da paisagem de acordo com uma visão sistêmica, podendo ser definida como um trato da superfície da Terra ecologicamente homogêneo a uma certa escala de interesse. O termo homogêneo significa que os gradientes internos não podem ser distinguidos ou que são expressivamente menores, ou mesmo, que possuem um padrão distinto em relação às unidades vizinhas.

Para ZONNEVELD (1979): “Uma *unidade de paisagem*, sendo um conjunto tangível de relacionamentos internos e externos, fornece as bases para o estudo das inter-relações topológicas e corológicas”. Desse modo, a definição de *unidade de paisagem* teria como base as características mais óbvias ou mapeáveis dos atributos da Terra, a saber: relevo, solo e vegetação, incluindo a alteração antrópica nesses três atributos. “Qual desses atributos determina em primeiro lugar a caracterização da unidade é irrelevante, posto que a unidade da terra sendo um *holon* (uma entidade total ou completa), todos os atributos serão importantes” (ZONNEVELD, 1989). Nessa linha de raciocínio, ZONNEVELD (1989) lembra que a *unidade da*

paisagem não seria apenas uma unidade do mapa, mas em si um conceito usado para expressar um sistema de fatores que interagem de modo natural. Por conseguinte, a *unidade de paisagem* corresponderia a um termo geral, o qual não se restringe a uma escala de observação. Outros termos relacionados e correspondentes a diferentes escalas foram também apresentados por ZONNEVELD (1972), de acordo com os seguintes níveis de hierarquia (Fig.2.2):

1. O *ecótopo* (sítio, tessela ou célula) consiste na menor unidade holística da paisagem (land unit), caracterizada pela homogeneidade de pelo menos um atributo da terra ou geoesfera - a saber: a atmosfera, vegetação, solo, rocha, água, etc - e com variação não excessiva em outros atributos.

2. A *faceta terrestre* (land facet), geofácies ou microcoro, corresponde a uma combinação de ecótopos, formando um padrão de relacionamentos espaciais e sendo fortemente relacionado às propriedades de pelo menos um atributo da terra (principalmente o relevo).

3. O *sistema terrestre* (land system), geossistema ou mesocoro equivale a uma combinação de geofácies que formam uma unidade mapeável em uma escala de reconhecimento.

4. A *paisagem principal* (main landscape) ou macrocoro consiste em uma combinação de sistemas terrestres em uma região geográfica.

NAVEH; LIEBERMAN (1989) ampliaram o conceito do termo *ecótopo* de ZONNEVELD (1972) para a representação das menores unidades concretas de bio-ecossistemas e tecn-ecossistemas, termos definidos por estes autores, respectivamente, como os sistemas naturais de recursos bióticos e abióticos mantidos pela luz solar e os que são dependentes da conversão tecnológica da energia fóssil por seres humanos.

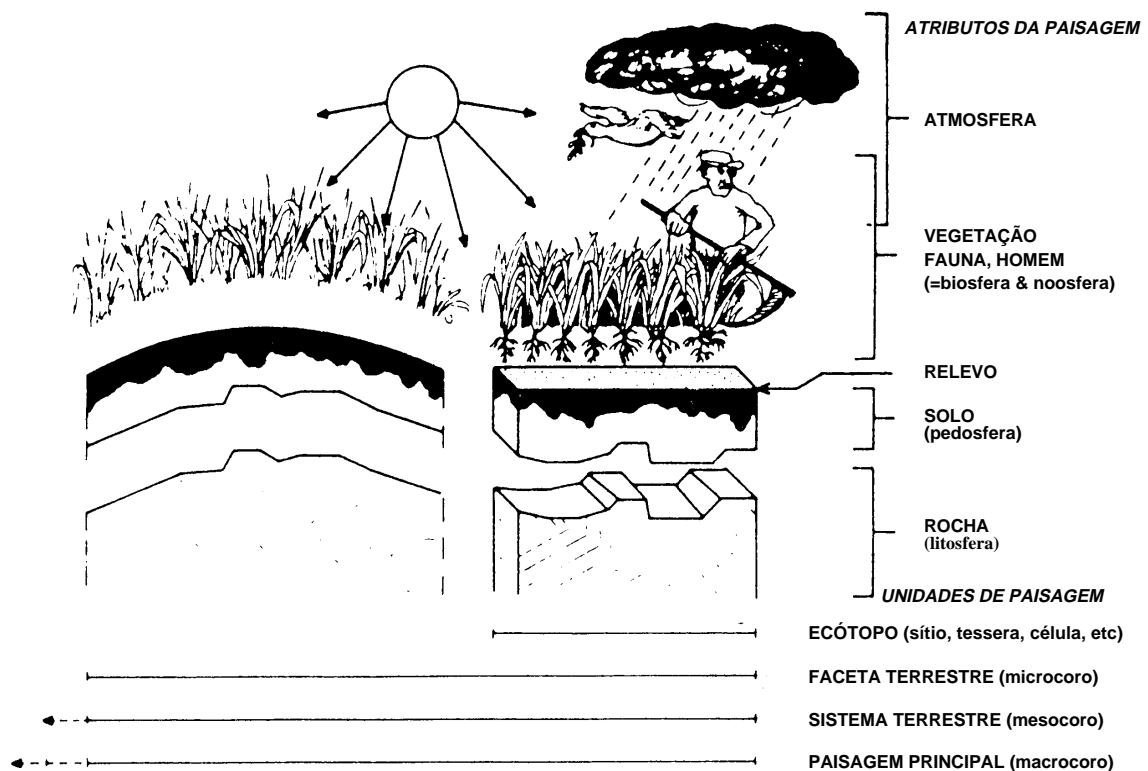


Fig. 2.2 - Heterogeneidade vertical e horizontal na paisagem como objeto de estudo da Ecologia de Paisagem e seu relacionamento com o sistema de classificação proposto por ZONNEVELD (1972).

Fonte: ZONNEVELD (1989)

De uma maneira mais simples, FORMAN; GODRON (1986) denominam como *elementos de paisagem* os elementos ou unidades ecológicas básicas que possuem relativa homogeneidade, não importando se eles são de origem natural ou humana. Segundo estes autores, esses elementos podem ser considerados do ponto de vista ecológico como ecossistemas, ou seja, um conjunto de organismos em um dado lugar em interação com um determinado ambiente físico. Ainda de acordo estes autores, a porção mais homogênea, dentro de um elemento de paisagem heterogêneo, é denominada de tessela (*tesserae*), a qual representa a menor unidade homogênea visível na escala espacial de uma paisagem. Considerando que uma paisagem, do ponto de vista humano, teria a dimensão de algumas dezenas de quilômetros ou mais, o conceito de escala espacial, neste contexto, implicaria que esses elementos de paisagem seriam usualmente identificáveis em fotografias aéreas ou mesmo imagens de satélite, podendo variar de 10 metros a 1 quilômetro ou mais de extensão (Fig.2.3).

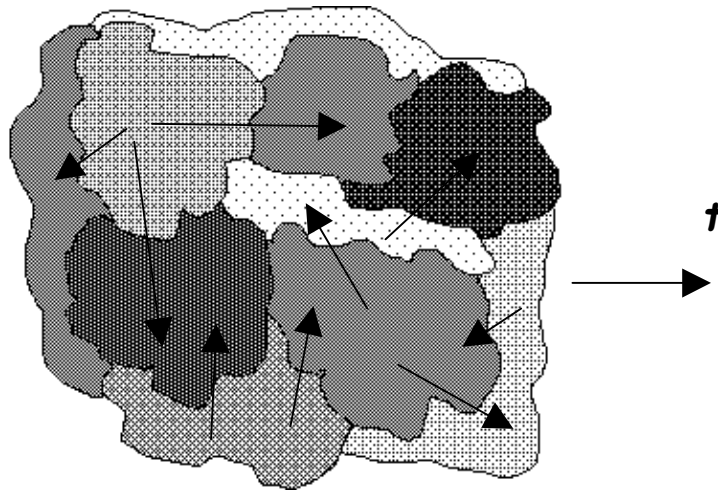


Fig. 2.3 - Elementos de paisagem e suas manchas. As setas indicam as interações entre as manchas nas trocas de materiais e energia (função), enquanto o padrão formado pelas manchas definem a estrutura da paisagem. A evolução da estrutura e da função ocorre pelas mudanças através do tempo. Estão presentes na paisagem 7 elementos de paisagem e 10 manchas.

Após a revisão desses diversos sistemas de classificação, uma dúvida naturalmente surge: Qual dessas classificações e termos seriam os mais apropriados para serem empregados em um estudo de Ecologia de Paisagem? Como visto, as classificações de CHRISTIAN; STEWART (1953) e ZONNEVELD (1972) trazem uma abordagem sistêmica organizada em níveis hierárquicos, enquanto a de FORMAN; GODRON (1986) se aproxima mais com uma metodologia de classificação voltada à representação de unidades de uso e de cobertura do solo. Entretanto, apesar dessas diferenças, as unidades básicas desses sistemas, quer seja *ecótopo* ou *elemento de paisagem* são bastante equivalentes. Nesse sentido, concorda-se com a idéia de BRIDGEWATER (1993), o qual afirma que:

“O termo *elemento de paisagem*, por ser empregado de modo menos ambíguo e mais cristalino, teria a preferência em relação ao termo *ecótopo*, que embora bem estabelecido na literatura, traz a desvantagem de apresentar sutis variações de significado que ainda são realçadas pelas diferenças lingüísticas entre as diversas escolas de Ecologia de Paisagem” (BRIDGEWATER, 1993).

Por isso, propõe-se que seja usado o termo *elemento de paisagem* no sentido de se referenciar aos diferentes tipos de uso e de cobertura do solo, enquanto o termo *unidade de paisagem*, como definido por ZONNEVELD (1972), passa a ser mais indicado para implicar

regiões, representativas de sistemas ambientais formados por um conjunto único de vegetação, solo, relevo e clima.

2.3 A Estrutura da Paisagem e suas Primitivas

O mosaico de retalhos ou manchas composto por *elementos de paisagem*, segundo FORMAN; GODRON (1986), ou *unidades de paisagem e ecótopos*, de acordo com ZONNEVELD (1972), define um padrão estrutural particular de cada paisagem. Diversas paisagens, formadas por distintos processos geomorfológicos, regimes de perturbação e interferência humana possuem em comum essa estrutura fundamental (Fig. 2.4).

Nesse contexto, a estrutura pode ser entendida como o resultado da lei (função geradora) que governa a organização espacial dos elementos da paisagem, gerando um arranjo espacial representado pelo padrão ou textura. Numa paisagem, a textura ou padrão se expressa por um arranjo repetitivo, formado pelo mosaico de manchas e seus corredores dispostos em uma matriz de fundo. Por conseguinte, na descrição de uma paisagem, torna-se de fundamental importância a caracterização desses três tipos básicos que compõem uma paisagem, a saber: manchas, corredores e a matriz envolvente (FORMAN; GODRON, 1986).

A importância desse conceito de estrutura advém também do reconhecimento que um arranjo espacial da paisagem, em um instante no tempo, pode revelar não só os processos que estão ocorrendo, mas também refletir os processos que determinaram o seu desenvolvimento. Por assim dizer, os componentes da paisagem interagem, resultando em padrões, que são reflexos de mecanismos causais e, em menor proporção, de componentes aleatórios. Por sua vez, essa organização espacial resultante influencia diversos processos, quer sejam eles físicos, ecológicos ou físico-ecológicos.

Desse modo, pode-se dizer que o estudo do relacionamento espacial entre os elementos de paisagem constitui um tema central de pesquisa na Ecologia de Paisagem, tendo em vista que a estrutura horizontal da paisagem relaciona à distribuição de objetos ecológicos - animais, plantas e biomassa -, energia calórica e nutrientes minerais com o tamanho, a forma, o número, o tipo e a configuração das manchas, corredores e matriz (FORMAN; GODRON, 1986).

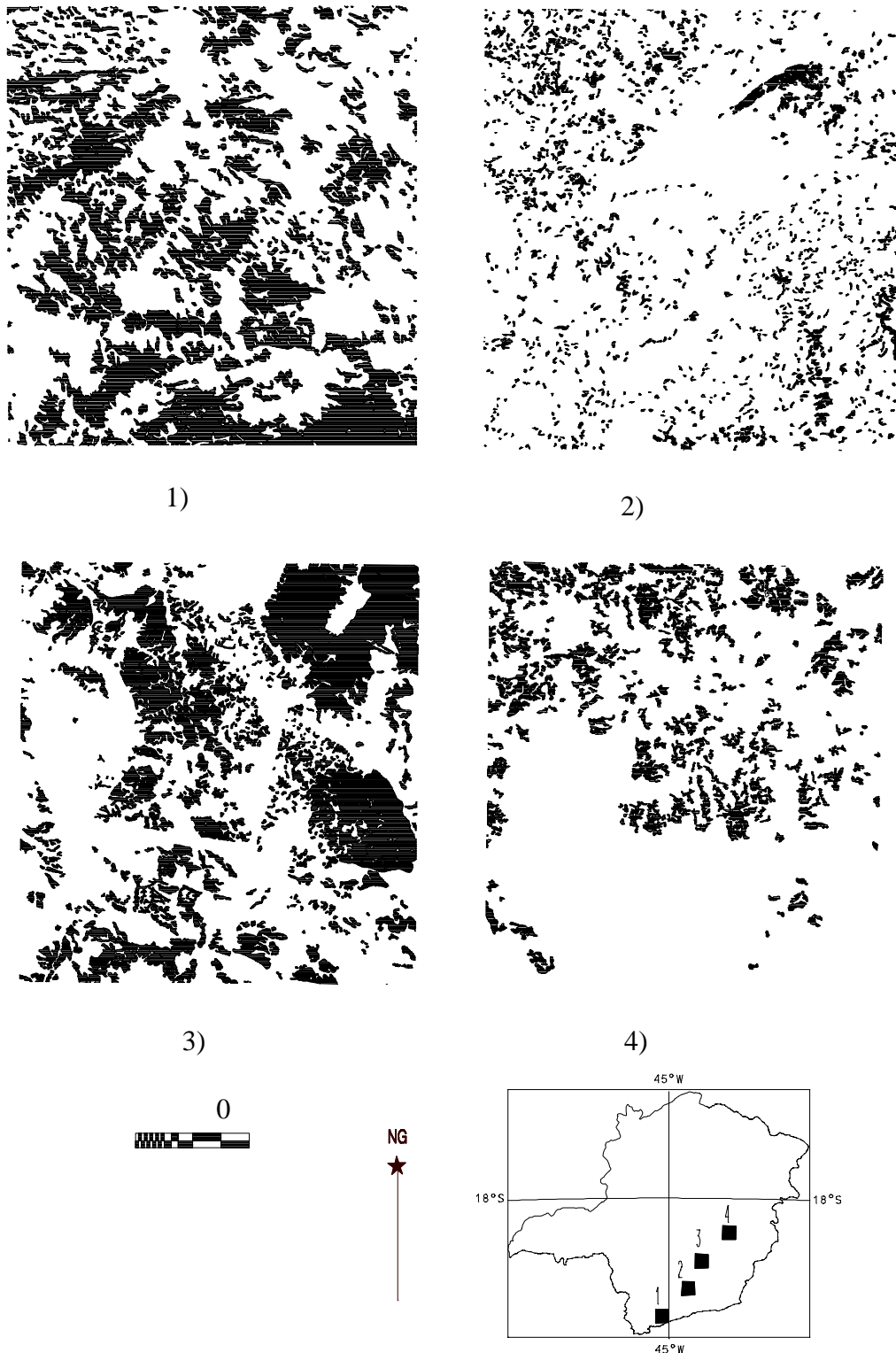


Fig. 2.4 – Diferentes padrões de paisagens de regiões de Minas Gerais, como mostrado pela configuração espacial de remanescentes florestais. Observe em 1) e 2) a influência das feições geomorfológicas, respectivamente, nas direções NO e NE, nas estruturas das paisagens.

Fonte: SOARES FILHO et al. (1993)

2.3.1 Manchas

Uma *mancha* - *retalho ou remendo* (tradução do inglês *patch*) - pode ser definida como uma superfície não linear que difere em aparência de seu entorno. As *manchas* variam em tamanho, forma, tipo, heterogeneidade e características de borda. Em adição, as manchas se encontram sempre embebidas numa matriz, uma área de entorno com diferente estrutura e composição (FORMAN; GODRON, 1986).

Segundo estes autores, normalmente, as *manchas* em uma paisagem representam ecossistemas compostos por comunidades de plantas e animais. Contudo, algumas *manchas* podem não conter vida nenhuma ou apenas na forma de microorganismos, como no caso de serem formadas pela presença proeminente de rocha, solo, pavimentos ou edificações. Quatro categorias de *manchas* - não mutuamente exclusivas, mas comuns na literatura - podem ser reconhecidas em uma paisagem baseadas nas suas origens ou mecanismos causais, a saber: *manchas de perturbação*, *manchas remanescentes*, *manchas de distribuição de recursos ambientais* e as causadas pela alteração antrópica, como no caso das *manchas agrícolas* ou formadas por habitações.

A perturbação de pequenas áreas na matriz de uma paisagem produz uma *mancha de perturbação*. A perturbação ou distúrbio consiste em um evento que causa uma mudança significativa no padrão normal de uma ecossistema ou paisagem (FORMAN; GODRON, 1986). Como lembra BRIDGEWATER (1993), em um sistema próximo da estabilidade, as perturbações ocasionam mudanças dramáticas nos elementos de paisagem. Os regimes de perturbação podem ter diversas causas, como no exemplo de distúrbios naturais, tais como fogo, escorregamento de lama, avalanches, tempestade de vento e gelo, praga de insetos e migrações de mamíferos; ou pela prática de uso do solo, como a extração de madeira e a derrubada das florestas (SHARPE et al. 1987).

Por outro lado, *manchas remanescentes* podem restar em meio a um mar de perturbações, como no exemplo de manchas de vegetação, poupadas pelo fogo florestal e que posteriormente passarão a servir como pequenas ilhas fontes de sementes necessárias ao processo de regeneração vegetal.

Por sua vez, *manchas de regeneração* podem ocorrer assemelhando-se às *manchas remanescentes*, mas com uma origem distinta. Um processo de regeneração ocorre quando um local, dentro de uma área de perturbação crônica, fica livre, permitindo o desenvolvimento do processo de sucessão vegetal. Portanto, em uma paisagem rural a dinâmica das *manchas*

agrícolas depende largamente das atividades de manutenção. Interrompendo-se esta atividade, a mancha será invadida por espécies da matriz florestal, dando lugar ao processo de sucessão e o seu conseqüente desaparecimento. Como exemplo, veja os inúmeros casos, de áreas agrícolas abandonadas na fronteira de ocupação amazônica (UHL, 1987, UHL et al., 1988a UHL et al., 1988b, NEPSTAD et al., 1991, MORAN, 1993, MORAN et al., 1994, FEARNSIDE, 1996). Um mapa da paisagem dessas regiões rurais amazônicas seria então constituído basicamente de três tipos de manchas, a saber: remanescentes florestais, manchas agrícolas e de regeneração.

De acordo com NOSS (1983), os diversos estágios de destruição e de regeneração das manchas determinam o aparecimento de vários estágios de desenvolvimento que são mantidos simultaneamente em uma escala regional. O equilíbrio desse jogo entre a perturbação e a regeneração pode levar a uma estabilidade aparente do sistema da paisagem. Por conseguinte, a estabilidade de uma paisagem refere-se então a sua resistência aos distúrbios e capacidade de recuperação. Entretanto, cada elemento da paisagem tem seu grau de estabilidade. Por exemplo, numa paisagem cultural, elementos estabilizadores são representados por ecossistemas com alto grau de biodiversidade, como as florestas. Já os elementos desestabilizadores seriam representados pelas terras agrícolas, fisicamente instáveis e pobre em espécies (PETCH; KOLEJKA, 1993). Por esta linha de raciocínio, a estabilidade geral de uma paisagem seria então função de uma proporção entre os elementos estabilizadores e desestabilizadores.

FORMAN; GODRON (1986) observam que uma paisagem pode se encontrar em equilíbrio ou existir em diferentes estados de equilíbrio, dependendo da sua energia potencial ou biomassa, do nível de resistência à perturbação e da habilidade de se recuperar de um processo de perturbação. Em condições naturais, a recuperação da perturbação torna a estrutura vertical da paisagem mais heterogênea, levando-a a uma maior homogeneidade horizontal (SELMAN; DOAR, 1991). No entanto, uma paisagem homogênea dificilmente é atingida, devido à ocorrência permanente de perturbações e diferentes taxas de alteração de cada elemento de paisagem. Distúrbios moderados normalmente estabelecem mais manchas na paisagem, no entanto, distúrbios severos podem eliminar a presença de manchas, resultando numa paisagem mais homogênea, muito embora devastada (FORMAN; GODRON, 1986).

Ao lado dos processos de perturbação, os atributos físicos da paisagem, como solos, topografia e micro-clima têm um papel principal no desenvolvimento de mosaicos ambientais de uma paisagem. Segundo ALES et al. (1992), esses atributos são importantes também na explicação dos usos do solo, posto que os atributos naturalmente favoráveis, como a fertilidade do solo, ditam a seleção de um certo sítio para um uso específico, resultando em *manchas agrícolas* ou *plantadas*. Por outro lado, condições ambientais adversas e determinadas utilizações podem dar origem às manchas de distribuição de recursos naturais, como no exemplo de um pequeno pântano formado pelo acúmulo local de umidade.

Por fim, esses relacionamentos naturais podem ser ainda alterados pelo homem, tornando-se cada vez mais comum encontrar paisagens antropogênicas formadas por *manchas de habitações*, cujos os padrões não mostram relação com os atributos naturais, mas sim devido à atividade sócio-econômica.

Para fins de modelagem em Geoprocessamento, uma mancha, qualquer que seja seu tipo ou origem, se faz representar por uma entidade em um mapa, formada por um único polígono - no caso da representação vetorial -, ou mesmo corresponder a uma singular área, definida por um conjunto de pixels contíguos de igual rótulo ou valor - representação matricial - equivalentes, por exemplo, a um tema obtido pela classificação espectral de uma imagem de satélite ou de uma fotografia aérea digitalizada. Nesses termos cartográficos, as *manchas* vão possuir ainda atributos nominais definidos pelos tipos de elementos de paisagem que as compõem (estradas, florestas, campos agrícolas e etc.), podendo também apresentar atributos ordenáveis, como no exemplo de edificações erigidas e demolidas durante um certo intervalo de tempo numa paisagem urbana (BAKER, 1989).

Através da representação cartográfica das manchas, pode-se então analisar a estrutura de uma paisagem, usando-se um conjunto de parâmetros ou descritores que incluem, dentre outros: o tamanho, forma, número, conectividade e distâncias entre manchas (BURGESS; SHARPE, 1981, FORMAN; GODRON 1986, GARDNER et al. 1987 e O'NEILL et al. 1988).

O **tamanho** é o aspecto mais notável de uma mancha, se relacionando às várias questões, como a possibilidade de operação de máquinas agrícolas, capacidade de conter espécies no seu interior e quantidade de energia armazenada (RAVAN; ROY, 1993). O tamanho da mancha controla também desde a circulação de nutrientes através da paisagem até a distribuição e quantidade de espécies presentes em uma região (ODUM, 1983), dado que ele afeta de modo inversamente proporcional a razão da área de **borda** ou **margem** de uma

mancha em relação ao seu interior. Isto faz com que as manchas menores sejam compostas quase que exclusivamente por ambientes de margem. Por exemplo, em manchas florestais, suas bordas são ocupadas por espécies vegetais pioneiras de baixa longevidade e que se apresentam em uma cobertura mais densa - fruto da maior disponibilidade de luz e competição vegetal reduzida no seu lado exterior (RAYNE et al., 1981). Por outro lado, as manchas com áreas maiores possuirão mais espécies do que as menores, tendo em vista que elas também fornecem um ambiente mais protegido para espécies interiores mais sensíveis (RAVAN; ROY, 1993).

Já do ponto de vista da biodiversidade animal, as **bordas** ou **margens** de uma mancha, consideradas também como ecótonos (zonas de transição entre dois habitats), desempenham um papel ecológico importante, pois os recursos ecológicos nessas zonas são, em geral, compartilhados por um número significativo maior de espécies que nos habitats interiores (KIENAST, 1993). Em resultado, o efeito da borda é um fator que encoraja a biodiversidade, devido a sua alta densidade de cobertura e disponibilidade de alimentos (NOSS, 1983). Por conseguinte, a dimensão, natureza e forma das bordas são importantes características das manchas do ponto de vista ecológico (Fig. 2.5).

A **forma** da mancha tem um significado primário em relação à distribuição da borda, por exemplo, uma mancha isométrica, tal como um círculo ou quadrado contém mais áreas interiores do que borda, enquanto um retângulo, com a mesma área, tem proporcionalmente maior relação borda/interior. Finalmente, uma mancha estreita de mesma área pode ser composta inteiramente pela sua borda (Fig. 2.6). Além disso, como observam FORMAN; GODRON (1986), as forma côncavas e convexas de uma mancha servem para indicar se o elemento está, respectivamente, se contraindo ou se expandindo.

Em um estudo da estrutura da paisagem, devem-se ainda examinar as manchas no que tange ao seu **número, densidade e configuração**. Análogo à teoria da biogeografia de ilhas de MACARTHUR; WILSON (1967), a paisagem é vista como um padrão de habitats em ilhas conectados através de uma rede de barreiras e passagens, conhecidas como *corredores*. Por conseguinte, a proximidade e a ligação entre manchas podem ser consideradas como um fator crucial, no tocante à eficiência de dispersão de organismos através de uma paisagem (SELMAN; DOAR, 1992 e DUNN et al., 1991).

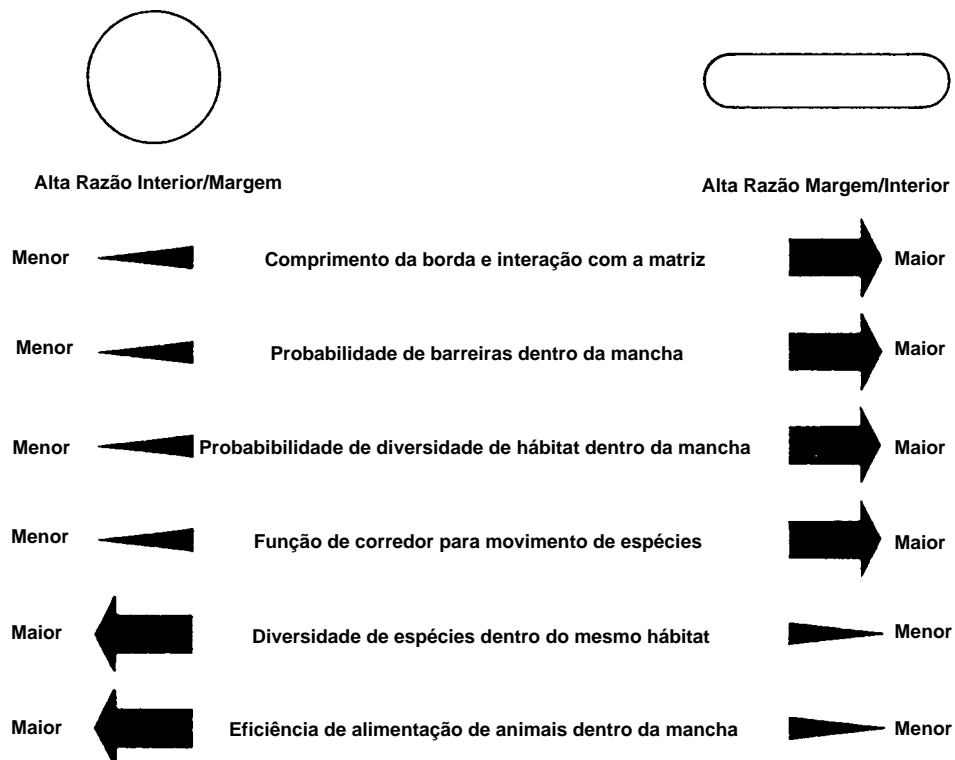


Fig. 2.5 - Efeito da relação borda/interior em diversas características ecológicas.
Fonte: FORMAN; GODRON (1986)

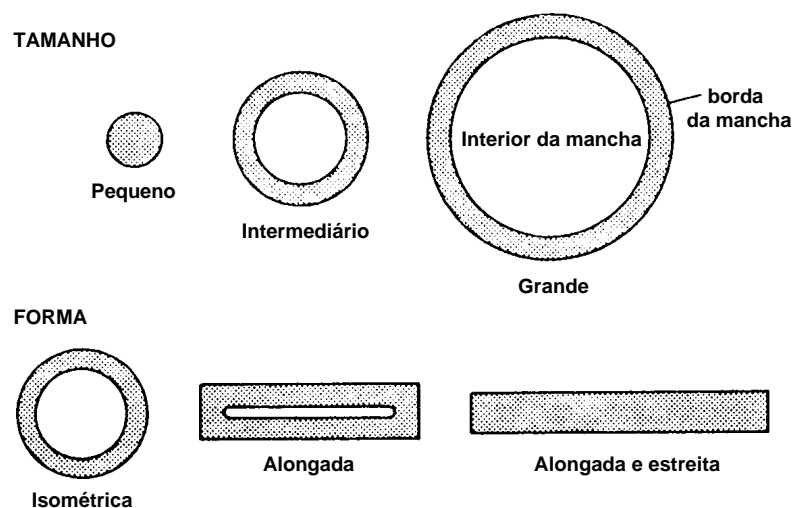


Fig.2.6 - Relação entre as áreas interiores e as margens de acordo com diferentes formas e tamanhos de manchas.
Fonte: FORMAN; GODRON (1986)

2.3.2 Corredores

A ligação entre os elementos de uma mesma classe estabelece numa paisagem um fator de conectividade, função da configuração de redes, onde os corredores permitem o movimento e intercâmbio genético entre animais e plantas e as barreiras inibem tais trocas. Desse modo, algumas características dos corredores a serem estudadas incluem a largura, conectividade, complexidade e estreitamento.

HAINES-YOUNG et al. (1993) ressaltam que o estudo de corredores na paisagem tem despertado a atenção de vários ecologistas da paisagem, como no exemplo de BRIDGEWATER (1987 e 1993). Este propõe a utilização do termo *ecolinha* para qualquer corredor natural ou semelhante, ressaltando que o conhecimento das ecolinhas e suas ligações forma uma parte da estratégia de desenvolvimento de manejo para a conservação e uso sustentável do meio ambiente. Com esta perspectiva, diversos ambientalistas têm sugerido projetos de ecolinhas, visando a ligação entre importantes reservas e parques naturais.

2.3.3 Matriz

Do conceito de conectividade, ou seja da ligação das manchas via corredores, extrai-se ainda a noção da matriz. Como numa visão de fragmentos embebidos em uma massa, a *matriz* de uma paisagem pode ser definida como o seu elemento mais extensivo e conectado e que possui o papel preponderante no funcionamento da paisagem (FORMAN; GODRON, 1986).

Segundo estes autores, a distinção entre as manchas e a matriz de uma paisagem consiste num grande desafio a um estudo de Ecologia de Paisagem. Além de ter uma área bem mais extensa e com limites côncavos envolvendo a outros elementos, a matriz também pode ser caracterizada pela sua maior conectividade e pelo seu controle preponderante no fluxo de energia e na dinâmica da paisagem, como nos exemplos do calor do deserto permeando e ressecando os oásis, e dos corredores de vegetação em torno de campos agrícolas ou pastagens, atuando como áreas fontes de sementes ao processo de regeneração florestal. Concluindo, se nenhum tipo de elemento de paisagem for predominante, o maior grau de conectividade indicará qual elemento corresponde à matriz. Ainda, se nenhum destes critérios forem observáveis, o papel dominante na dinâmica da paisagem determinará a matriz.

As medidas básicas de uma matriz são o grau de porosidade e conectividade. A porosidade consiste na medida de densidade de manchas numa paisagem, como no exemplo do número de remanescentes florestais ao meio de áreas agrícolas. Já a conectividade

estabelece o grau de percolação em uma paisagem (GARDNER, O'NEILL, 1991), conceito que pode ser entendido como o grau de facilidade que as espécies podem se movimentar entre as manchas de habitats favoráveis através de corredores.

Para ilustrar como diferentes paisagens podem ser comparadas através de suas configurações espaciais, recorreremos ao exemplo de LAGRO (1991), o qual demonstra como que uma paisagem hipotética, com 50% de área florestada, pode ser estruturada em diversos arranjos espaciais, cada um apresentando um conjunto único de implicações ecológicas (Fig. 2.7).

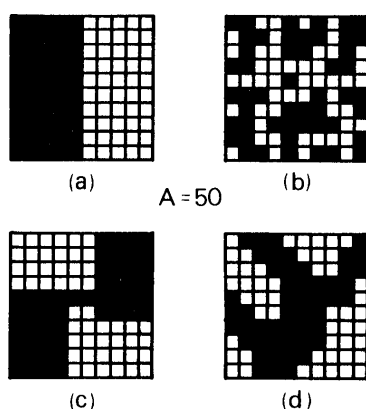


Fig. 2.7 - Diferentes tipos de configuração espacial de uma paisagem hipotética. A floresta pode ser uma plantação, representada unicamente por uma mancha (a); por uma miríade de remanescentes florestais, fragmentados em diversas manchas (b); alternativamente a área da floresta pode ser interconectada, formando uma rede geométrica de matas e linhas de cerca (c) ou ser um ecótopo ripário (d).

Fonte: LAGRO (1991)

Como visto, as paisagens são heterogêneas, diferindo em termos de composição e configuração de manchas e matriz. Consequentemente, elas serão funcionalmente diferentes no tocante ao fluxo de espécies, energia e materiais entre seus elementos (SELMAN; DOAR, 1992). Nesse sentido, torna-se de grande valia para o estudo da Ecologia de Paisagem a obtenção de mapas de estrutura da paisagem a partir de um mapa de manchas. Por exemplo, uma análise de estabilidade da paisagem poderá ser obtida a partir da comparação entre a conectividade dos elementos estabilizadores com o isolamento dos desestabilizadores. Ainda, mapas de estrutura da paisagem poderão ser utilizados tanto na avaliação da biodiversidade de uma região, como também para fins de planejamento ambiental.

Neste último aspecto, a elaboração de um projeto de uma reserva ambiental buscará favorecer o desenvolvimento ideal de uma paisagem que apresente grandes manchas, atuando

com áreas cernes à preservação de espécies interiores e fonte de colonização, entremeadas a outras menores, que sirvam como de pontes ambientais (*stepping stone*). Tudo isso, ainda incorporando uma grande diversidade de ambientes de borda com o máximo de conectividade da matriz, através da presença de corredores em várias escalas (FORMAN; GODRON, 1986 e SELMAN; DOAR, 1992).

Deve-se ressaltar, contudo, que qualquer estudo de Paisagem necessita reconhecer as suas mudanças através do tempo, posto que a mesma consiste, em um dado momento, de um estágio no qual os processos dinâmicos estão ocorrendo, não sendo óbvio o destino dos elementos de paisagem (DUNN et al., 1991 e BRIDGEWATER, 1993). O cenário emergente de uma paisagem, em comparação com o piscar de luzes de uma cidade, consiste então em um mosaico de manchas de vários tamanhos, de várias origens e em vários estágios de regeneração, que se encontram em perpétua alteração, podendo ou não tender a equilíbrios transitórios de conversão a várias taxas (URBAN et al., 1987). Portanto, qualquer estudo quantitativo das dimensões corológicas da paisagem requer que o tempo, ou as mudanças temporais sejam consideradas, quer seja na compreensão do relacionamento dos padrões aos processos naturais e antropogênicos que os originaram ou para fins de prognose ambiental.

2.4 Índices Descritores da Estrutura da Paisagem

A caracterização da estrutura da paisagem visa desvendar as origens ou os mecanismos causais das texturas ou padrões, para com isso desenvolver modelos de paisagem. Para tanto, são necessários métodos quantitativos que liguem os padrões espaciais aos processos ecológicos em amplas escalas temporais e espaciais (TURNER; GARDNER, 1991). Nesse sentido, ecologistas de paisagem desenvolveram diversos métodos e índices para a descrição da configuração espacial da paisagem, como os trabalhos de BOWEN; BURGESS (1981), ROMME (1982), FORMAN; GODRON (1986), KRUMMEL et al. (1987), GARDNER et al. (1987), MILNE (1988), O'NEILL et al. (1988), TURNER (1990b), LAGRO (1991) e BAKER; CAI (1992).

Tendo em vista que essas medidas são função das unidades de mensuração, torna-se relevante apresentar aqui as noções das escalas, do grão, da resolução e da extensão, como definidas por TURNER; GARDNER (1991) para os estudos de Ecologia de Paisagem. A **escala** pode ser entendida como a dimensão temporal e espacial de um objeto ou processo, caracterizado pelo grão e extensão. As escalas podem ser ainda classificadas em absoluta e

relativa. A escala absoluta descreve a real distância, direção, forma e geometria de um objeto, já a escala relativa descreve estes parâmetros de uma forma relativa no que tange ao esforço de movimento de um organismo, material ou energia. Há ainda a escala cartográfica que se refere ao grau de redução de um objeto exibido em um mapa. O **grão** é o menor nível de resolução espacial possível em um tipo de dado, como no exemplo no tamanho de um pixel de uma imagem. A **resolução** equívale à exatidão de uma medida, função do tamanho do grão e escala espacial. A **extensão** corresponde ao tamanho da área de estudo e a duração do tempo sob consideração.

Os efeitos da escala, grão, resolução e extensão deverão ser considerados em um estudo de Ecologia de Paisagem, posto que a estrutura, função e mudança de uma paisagem serão dependentes da especificação destes parâmetros. Desse modo, diferentes paisagens somente poderão ser comparadas quantitativamente, se estes parâmetros possuírem valores semelhantes (Fig. 2.8).

Como mostrado a seguir, alguns dos descritores de paisagem são calculados em função de cada mancha presente na paisagem, enquanto outros só são válidos para certas regiões amostrais. Em geral, um só índice descritivo não será suficiente para caracterizar a estrutura de uma paisagem, por isso este trabalho apresenta aqui uma revisão de diversos descritores encontrados na literatura. No final deste tópico, serão discutidas aplicações desses índices para que sejam selecionados os mais importantes em termos ecológicos.

Além do tamanho de cada mancha, relação perímetro/área e a densidade de manchas, foram selecionados da literatura os seguinte grupo de descritores:

Forma da mancha: A forma da mancha pode ser medida de várias maneiras:

a) Segundo BOWEN; BURGESS (1981), o grau de desenvolvimento de uma margem M de uma mancha i é considerado com a razão do perímetro de sua borda em relação a circunferência de um círculo com a mesma área A .

$$M_i = \frac{P}{2\sqrt{A}} \quad 1)$$

Onde M_i é um índice da forma da mancha i ; P é o seu perímetro e A sua área. Quanto mais a forma se aproximar de um círculo, $M_i \Rightarrow 1$.

b) BAKER; CAI (1992) introduziram o índice *CCR - círculo circunscrito relacionado* - que compara a área de uma mancha com a área de um menor círculo nela circunscrito. Este

índice varia de 0 até 1, a medida que a forma se aproxima do círculo, tendo o quadrado o valor de 0.79789.

$$CCR = \frac{2 * \sqrt{\left(\frac{A}{\pi}\right)}}{Eixomaior} \quad 2)$$

c) Um terceiro índice utilizado para avaliar a complexidade da geometria das manchas dos elementos da paisagem consiste na dimensão fractal, a qual é avaliada a partir da relação área-perímetro (LOVEJOY, 1982; MAMDELBROT, 1983 e GARDNER et al., 1987).

$$P \cong A^{D/2} \quad 3)$$

A dimensão fractal total de uma paisagem D pode ser então estimada através da regressão do $\log(P)$ no $\log(A)$ e avaliando D , como duas vezes a inclinação da linha de regressão (LOVEJOY, 1982), onde P é o perímetro e A a área de cada mancha.

Em uma paisagem, composta de formas geométricas simples como retângulos e quadrados, a dimensão fractal será pequena se aproximando de 1.0. Já em uma paisagem com muitas manchas com formas convolutas e complexas, o perímetro começa a preencher o plano e $P \cong A$ com $D \Rightarrow 2$. (KRUMMEL et al. 1987 e RIPLE, 1991). Por conseguinte, mudanças substanciais na forma da mancha de uma paisagem devem ser refletidas por mudanças significativas na dimensão fractal.

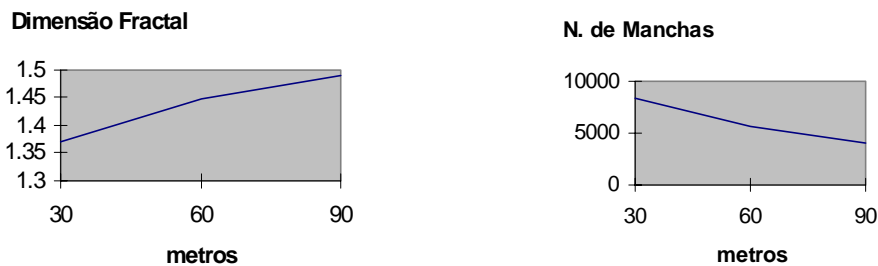


Fig. 2.8 - Valores de dimensão fractal e número de manchas em função de diferentes tamanhos de grão em imagens de uma mesma paisagem.

Isolamento de uma mancha: É apresentada pela equação abaixo segundo BOWEN; BURGESS (1981) e FORMAN; GODRON (1986):

$$r_i = \frac{1}{n} \sum_{j=i}^{j=m} d_{ij} \quad 4)$$

Onde r_i é o índice de isolamento da mancha i ; n o número de manchas vizinhas consideradas e d_{ij} , a distância entre a mancha i e cada uma das manchas vizinhas. Esta distância i pode ser calculada de diversas maneiras, por exemplo em relação ao centro de gravidade de cada mancha ou em relação à sua margem e em função de uma vizinhança de tipos genéricos de manchas ou de apenas um tipo de mancha.

Acessibilidade da mancha

$$a_i = \sum_{j=1}^{j=m} d_{ij} \quad 5)$$

Onde a_i é um índice de acessibilidade da mancha i ; d_{ij} a distância da ligação, por exemplo, por um corredor entre uma mancha i e qualquer uma das manchas vizinhas j (BOWEN; BURGESS, 1981 e FORMAN; GODRON, 1986).

Índice de riqueza

É simplesmente o número das diferentes classes ou tipos de manchas presentes em um área (BAKER; CAI, 1992).

Índice de diversidade

Índice baseado na teoria de informação de SHANNON; WEAVER (1975), que combina riqueza e igualdade. Este índice expressa o grau que dada variedade de elementos de paisagem está representada no mapa em proporção igual. Quanto maior é o índice, mais diversa é a paisagem. Portanto a diversidade máxima é alcançada quando todos os usos são representados em proporção igual. Sua fórmula é dada por:

$$H' = - \sum_{i=1}^m P_i \ln P_i \quad 6)$$

Onde P_i representa a fração de uma área de estudo ocupada pela classe i e m o número total de classes.

Índice de dominância

$$D = \ln m - H' \quad 7)$$

O termo $\ln m$ representa o máximo, quando todos os tipos de uso do solo presentes em proporção igual. Por conseguinte, D representa o valor do desvio calculado de um máximo de igualdade (O'NEILL et al., 1988).

Segundo estes autores, a aplicação deste índice serve para medir a extensão que uma determinada classe ou poucas classes de uso do solo dominam uma paisagem. Consequentemente, valores pequenos de D indicam que várias classes de uso são encontradas em proporções iguais na paisagem e altos valores indicam que somente poucos elementos dominam a cena.

Para determinados propósitos este índice pode ser ainda normalizado entre 0 e 1, obtendo-se assim o índice de dominância normalizada (Dn) (KIENAST, 1993).

$$Dn = \frac{(H_{max} - H)}{H_{max}} \quad 8)$$

Onde $H_{max} = \ln m$.

Índice de reciprocidade de Simpson

$$1/S = 1 / \sum_{i=1}^m p_i^2 \quad 9)$$

Este índice combina riqueza e uniformidade. É uma medida da probabilidade de se encontrar dois pixels da mesma classe em uma amostra com tamanho de dois pixels tomada ao acaso (BAKER; CAI, 1992).

MEDIDAS DE TEXTURA

As medidas texturais são consideradas como medidas locais dentro de uma vizinhança de diversidade, ou seja, semelhante à aplicação de filtros espaciais em processamento de imagens (Cf. SHOWENGERDT, 1983). Uma detalhada revisão destas medidas pode ser também encontrada nos trabalhos de HARALICK et al. (1973) e MUSIC; GLOVER (1991).

A aplicação dessas medidas requer o cálculo da matriz $m \times m$ de *coocorrência* de níveis de cinza, sendo m o número de elementos de paisagem, ou mesmo a quantidade de níveis de cinza presente em uma imagem digital. Esta matriz contém m^2 entradas P_{ij} s, que correspondem às probabilidades de se encontrar o atributo i da paisagem adjacente a j . A matriz de *coocorrência* é calculada então pela convolução de uma janela 3x3 ou de maior dimensão sobre a área da amostra, usando-se como elemento estruturante, um dos sete métodos indicados pela Fig. 2.9. A cada posição da janela, conta-se o número de vizinhos i adjacentes a cada célula j . Por fim, a soma desses valores de cada janela dividido pelo número total de células da paisagem resulta em cada um dos P_{ij} s.

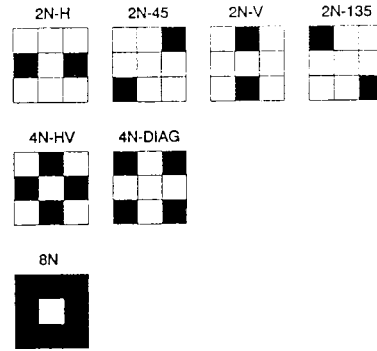


Fig. 2.9 - Sete métodos para cálculo da matriz de *coocorrência*

Fonte: (BAKER; CAI, 1992)

1. Entropia:

$$E = - \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^m P_{ij} \ln P_{ij} \quad (10)$$

Onde P_{ij} é a probabilidade de uma célula i de um elemento de paisagem ser encontrada adjacente a uma outra de tipo j e m é o número de elementos de paisagem. Segundo O'NEILL et al. (1988), a Entropia será máxima quando todos os pixels de uma classe i estiverem o mais separado possível um do outro, ou seja, quando todos os P_{ij} s forem aproximadamente equivalentes.

2. Contágio

Índice baseado na teoria de informação de SHANNON; WEAVER (1975) e empregado por O'NEILL et al. (1988).

$$D_2 = 2 \ln m + \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^m P_{ij} \ln P_{ij} \quad (11)$$

Neste índice, o termo $2 \ln m$ representa o máximo de contágio, quando há uma forte agregação de pelo menos um dos tipos de elementos de paisagem, o que resulta numa Entropia próxima a zero. Ao contrário, quando todos os P_{ij} s forem aproximadamente equivalentes, D_2 tende a zero. Assim, para título de comparação, D_2 pode ser tabulado para valores entre 0 a 100%.

Segundo O'NEILL et al. (1988), o índice de contágio mede o grau de agregação de uma paisagem. Consequentemente, valores altos de D_2 significam que grandes e contínuas manchas são encontradas na paisagem, enquanto valores baixos indicam uma paisagem dissecada em muitas manchas pequenas.

3. Segundo momento angular

Esta é uma medida de homogeneidade da paisagem. Valores mais altos indicam maior homogeneidade. A fórmula para momento de segundo angular *MSA*, é dada por BAKER; CAI (1992):

$$SMA = \sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^m (P_{ij})^2 \quad (12)$$

4. **Contraste.** É uma medida de contraste ou quantidade de variação presente na paisagem, *CON* por BAKER; CAI (1992):

$$CON = -\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^m [(i-j)^2 * P_{ij}] \quad (13)$$

Índice de conectividade

Por último, é apresentado um método para cálculo da conectividade de uma mancha para determinada classe de elemento de paisagem, desenvolvido por LAGRO (1991). Segundo este autor, o primeiro passo no cálculo deste índice consiste na decomposição de uma imagem multiclasse numa série de imagens binárias.

Em segundo, calcula-se um índice de contigüidade para cada pixel na cena, através da convolução de uma matriz 3x3, com peso 2 na horizontal e vertical e 1 na diagonal (Fig. 2.10).

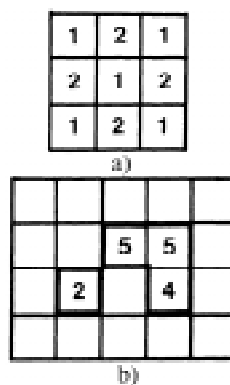


Fig. 2.10 - Índices de contigüidade. a) máscara de pesos, b) valores de contigüidade para uma mancha de tamanho de 4 pixels.
Fonte: LAGRO (1991)

Por fim, um índice de conectividade para cada mancha pode ser então calculado utilizando-se o seguinte algoritmo:

$$C_j = \frac{\left[\left(\sum_{i=1}^n C'_{ij} / n_j \right) - 1 \right]}{m - 1} + 1 \quad 14)$$

Onde C_j é o índice de conectividade para uma mancha da classe j ; C'_{ij} , o valor de contigüidade para o pixel i da classe j ; n_j , o número total de pixels na mancha da classe j e m , a soma dos pesos da máscara. O valor 1 é subtraído do numerador e denominador para confinar o índice para uma faixa entre 1 e 2.

Segundo este autor, diferenças morfológicas entre manchas com áreas e perímetros iguais podem ser detectadas por este método, discriminando assim manchas com diferentes configurações de borda e forma.

2.5 Discussão e Potenciais de Aplicação dos Índices de Paisagem

Tendo apresentado esses diversos índices descritos pela literatura, torna-se importante ressaltar aqui que a aplicação de muitos deles ainda não está totalmente testada ou que há certas restrições a alguns usos, como no caso dos índices teóricos de dominância, diversidade e contágio, os quais são fortemente influenciados pelo total de número de classes de elementos em uma dada paisagem (O'NEILL et al., 1988 e KIENAST, 1993).

Um estudo da aplicação desses índices necessita também considerar sua interdependência e eficiência. Torna-se então útil selecionar desses vários índices, um menor grupo, capaz de capturar os importantes aspectos da heterogeneidade da paisagem. Para tanto, são necessárias pesquisas para validar os índices de estrutura como material básico para se testar hipóteses da Ecologia de Paisagem. Nesse sentido, a habilidade de alguns índices em detectar padrões espaciais e suas implicações ecológicas já pôde ser evidenciada pelos trabalhos de FORMAN; GODRON (1986), KRUMMEL et al. (1987) e O'NEILL et al. (1988).

FORMAN; GODRON (1986) e O'NEILL et al. (1988) discutiram a influência do fator topográfico no controle da forma, número e tamanho das manchas de remanescentes florestais. O'NEILL et al. (1988) apresentaram também um outro exemplo, mostrando como que o grau de manipulação da paisagem pelo homem pode ser medido pela dimensão fractal. Segundo estes autores, as paisagens agrícolas apresentam-se em geral polígonos mais simples,

resultando em uma baixa dimensão fractal, enquanto as florestas tendem a ter formas mais complexas e consequentemente uma alta dimensão fractal. KRUMMEL et al. (1987) mostraram ainda que as mudanças nas dimensões fractais estão relacionadas a diferenças de escalas de atuação dos processos humanos em relação aos naturais, apresentando, como exemplo, uma paisagem dominada por dois tamanhos de manchas diferentes e com acentuado dimorfismo entre as manchas menores para as maiores, fato que, segundo estes autores, indica a presença de dois processos controlando o padrão da paisagem.

Uma vantagem de aplicação dos índices de estrutura em estudos de paisagem deve-se ao fato de que eles foram deliberadamente projetados para minimizar a necessidade de informação adquirida em campo (O'NEILL, 1988). Logo, a utilização desses índices abre uma nova perspectiva para a aplicação prospectiva do sensoriamento remoto em estudos da paisagem, com a finalidade de acompanhar e compreender os processos atuando a níveis regionais, continentais e globais. Por assim dizer, mudanças nos descritores da estrutura da paisagem determinadas por dados de imagens de satélite podem ter implicações quanto ao entendimento das mudanças nas condições ambientais de grandes extensões do Planeta.

Esses índices podem ser então empregados, na forma de camadas em um sistema de informações geográficas, com o objetivo de se facilitar uma análise da paisagem (RIPLE et al., 1991 e LAGRO, 1991). Por exemplo, uma análise do relacionamento entre os mapas de estrutura da paisagem e mapas de variáveis ambientais ou de uso do solo, possibilitará a investigação das fontes de variação espacial da paisagem; ou mesmo, como proposto por este trabalho, os índices de estrutura, extraídos de mapas derivados de imagens de satélite, serão usados para comparar a evolução de regiões, com diferentes arquiteturas e modelos de colonização, em relação à sua resultante fragmentação da paisagem e conseqüentes implicações ecológicas. Por último, como destacam BAKER; CAI (1992), programas de avaliação da estrutura da paisagem devem ser acoplados diretamente a modelos de simulação espacial, de modo que as mudanças na estrutura da paisagem possam ser monitoradas à medida que a simulação ocorra.

Em conclusão, reconhecem-se, como principais descritores da estrutura da paisagem, os índices de **dimensão fractal**, de **contágio** e de **diversidade**. Como já visto, a **dimensão fractal** mede a relação de áreas interiores com as de bordas das manchas e com isso evidencia a extensão dos habitats ou ambientes de margens presentes em uma paisagem. Quanto mais extensas as áreas de margens, menor vai ser a resistência da paisagem a um evento de

perturbação, como no exemplo do fogo florestal. Por conseguinte, este índice sintetiza a informação das formas médias das manchas, como também descrita pelas equações nº 1 e nº 2. Já o **índice de contágio** estabelece o grau de fragmentação da paisagem, destacando assim a conectividade entre os habitats originais e consequentemente a mobilidade e dispersão de organismos através da paisagem. Pode-se considerar também, até uma certa extensão, que este índice compreende a informação apresentada pelos índices de *entropia*, *segundo momento angular* e *contraste*. Por outro lado, índices que medem a diversidade da paisagem (índices de *riqueza*, *diversidade*, *dominância* e *reciprocidade*), podem ser de amplo interesse ecológico, sobretudo o de **diversidade**, que melhor sintetiza a variabilidade ambiental presente em uma paisagem.

3. MODELAGEM DE MUDANÇAS NA PAISAGEM

3.1 Introdução

Como discorrido previamente, uma paisagem se encontra em perpétua evolução, podendo a sua estrutura e composição mudar drasticamente através do tempo. Da necessidade de se investigar essas mudanças, surgiu a Ecologia de Paisagem como uma importante disciplina para o estudo da dinâmica ambiental. Foi mostrado também, que a evolução do conceito de paisagem levou ao desenvolvimento de novas maneiras ou tendências de se realizar inventários ambientais. Como observa BURROUGH (1991), maior ênfase foi dada à interação dos diversos aspectos da Terra, resultando em abordagens integradas e multidisciplinares. O sucesso ou alcance desses projetos tornou-se, então, uma questão de capacitar os especialistas de diversas áreas para a análise, integração e interpretação dessa multiplicidade de dados, que freqüentemente se apresentam em diversas naturezas, formatos e escalas^{1.1}.

Nesse sentido, as décadas de 60 e 70 presenciaram um rápido desenvolvimento das técnicas de mapeamento assistido por computador e de gerenciamento de dados espaciais. Já na década de 80, como relata BERRY (1993), o enfoque se concentrou na extensão desses campos para um conjunto robusto de capacidade analítica, típico dos atuais programas SIG.

^{1.1} A este respeito, XAVIER-DA-SILVA et al. (s.n.t.) observa que a disponibilidade de uma base digital, na forma de um modelo digital do ambiente, permitiu "o acesso franco à visão de conjunto do ambiente, considerando simultaneamente suas características físicas (clima, relevo, geologia, etc), bióticas (cobertura vegetal, fauna) e sócio-econômicas (níveis de vida, de renda, de educação, etc), possibilitando assim a operacionalização da tão decantada visão holística".

Este desenvolvimento, em conjunto com a ampla disponibilidade de dados de sensoriamento remoto, abriu uma grande avenida para a pesquisa de modelagem de processos ambientais e de mudanças na paisagem. Sobre este propósito, NYERGES (1993) ressalta que “muito embora, a ligação do SIG com modelos de processos ambientais esteja apenas começando, a fertilização desses modelos já pode ser considerada como área de pesquisa de ponta e de temática prioritária”. Contudo, a modelagem de processos ambientais ao nível da paisagem continua ainda a ser um grande desafio, tendo em vista as dificuldades em se descrever algo que está em constante mutação. Nesse aspecto, NYERGES (1993) lembra também que a predição ambiental é uma das tarefas mais difíceis, requerendo a suposição dos mecanismos causais das mudanças, os quais são freqüentemente desconhecidos.

Portanto, torna-se de fundamental importância o desenvolvimento de métodos de análise e de previsão de mudanças através do espaço geográfico, de modo a permitir uma melhor compreensão da dinâmica de paisagem, como, por exemplo, para discriminar mudanças ambientais que são devidas à variabilidade natural daquelas causadas pela intervenção antrópica. Neste contexto, o desenvolvimento desses modelos visa, sobretudo, compreender o comportamento corrente de sistemas ambientais, de modo a auxiliar a projeção do seus estados futuros. Como resultado, os modelos computacionais que realisticamente simulem processos espaciais servirão para a avaliação quantitativa e confiável de complexas questões ambientais em escalas locais, regionais e globais (STEYAERT, 1993)^{1,2}.

A arte de se construir modelos é conhecida como *modelagem*, termo que se refere ao processo de pesquisa que leva à geração do *modelo (representação) de um sistema*. Este processo se desenvolve, então, através da definição de um conjunto de hipóteses ou predições, que poderão ser comparadas com medidas do mundo real. Dependendo da concordância entre o observado e o resultado gerado, o modelo será aceito, rejeitado ou modificado de alguma maneira, para novamente ser testado.

Já um sistema, de acordo com HUGGET (1980), consiste em “um arranjo não randômico de matéria e energia numa região do espaço e tempo físicos, a qual é organizada não-randômicamente em subsistemas coatuantes e inter-relacionados”. Segundo este autor, um sistema é composto por três ingredientes básicos, a saber: elementos, estados, e

^{1,2} Pode-se ainda destacar a relevância desta área, citando GORE (1998) que diz que: “.. com computadores de alto desempenho como novas ferramentas, nós poderemos simular fenômenos que são impossíveis de observar, e simultaneamente melhor compreender os dados dessas observações.”

relacionamentos entre os elementos e estados. Os elementos de um sistema ou componentes podem ser objetos físicos ou conceitos, neste caso, definidos por palavras ou números. Os objetos físicos compõem um sistema concreto, enquanto conceitos são elementos de um sistema abstrato.

Cada componente de um sistema tem um conjunto de propriedades ou estados, que são chamados de variáveis de estado, em exemplo: número, tamanho, massa, cor, idade e preço. Variáveis de estado fora do sistema são conhecidas como variáveis exógenas e aquelas internas ao sistema como endógenas. Sistema que não tem variáveis exógenas são conhecidos como sistemas não forçados e sistemas com variáveis externas como forçados (HUGGET, 1980). Ainda, a relação entre as variáveis de estado pode ser expressa verbalmente, estatisticamente ou matematicamente.

Segundo STEYAERT (1993), os modelos podem ser classificados genericamente em três grandes grupos: escala ou réplica, conceitual e matemático. Um modelo em escala ou réplica consiste, em geral, numa redução análoga ao original. Por sua vez, os modelos conceituais modelam processos através da construção de blocos diagramas que mostram o sistema principal, processos e inter-relações qualitativas entre os subsistemas. Já os modelos matemáticos utilizam-se de sistemas de equações na construção do modelo. Modelos matemáticos podem ser classificados em determinísticos ou estocástico-probabilísticos (estatísticos).

Um modelo pode ser ainda considerado como descritivo, quando tem por objetivo apenas o entendimento da estrutura do sistema. Eles constituem, por assim dizer, “uma vitrine da realidade sem que se possa atuar sobre ela” (NOVAES, 1982). Segundo este autor, um modelo descritivo que envolva a análise paramétrica de seus diversos estados, através da variação dos elementos do sistema e de suas relações, é denominado de modelo exploratório. Modelos exploratórios que incluem a variável tempo, com a projeção de alguns seus elementos básicos, são denominados preditivos ou de simulação. Estes são também considerados modelos dinâmicos, posto que descrevem o processo de evolução de um sistema ao longo do tempo.

Em um modelo determinístico de dinâmica, a evolução de um sistema no tempo e no espaço pode ser completamente prevista, desde que seja conhecido um conjunto de condições iniciais. Modelos determinísticos de dinâmica são representados por equações diferenciais que

incluem pelo menos um termo derivado no tempo. Ambas equações diferenciais totais ou parciais podem ser usadas (STEYAERT, 1993).

Por sua vez, os modelos de dinâmica estocástico-probabilísticos utilizam variáveis aleatórias segundo uma lei imutável, mas que depende de fatores aleatórios ou de acaso (ABLER et al., 1971). Cada vez que um modelo probabilístico é rodado, um resultado diferente pode ser obtido.

Operar o modelo é explorar o seu resultado em relação ao mundo real. Para tanto, NOVAES (1982) chama a atenção que: “É necessário conhecer a princípio certas variáveis cuja a natureza é estabelecida a partir da teoria que substanciou a construção do modelo”. Tendo em vista que um modelo é uma representação de uma realidade específica, pode-se então utilizar essa situação de referência para ajustar suas variáveis para que os resultados obtidos aproximem-se ao máximo dos valores observados. Este processo recebe o nome de calibração (NOVAES, 1982). Os valores das variáveis, obtidos da calibração, passam então a constituir parâmetros fixos incorporados ao modelo.

3.2 Contribuição Interdisciplinar aos Modelos de Paisagem

Várias disciplinas já utilizaram-se de modelos para descrever a evolução de padrões espaciais, como por exemplo: a Geografia, Ecologia, Demografia e Hidrologia. Os modelos atuais de paisagem incluem ou são derivados da experiência prévia dessas disciplinas na arte de modelar as feições do espaço geográfico.

Para fins de revisão, o trabalho de SKLAR; COSTANZA (1991) traz uma descrição dos vários modelos que precederam os modelos de paisagem. Nesse contexto, uma grande contribuição aos estudos de evolução dos padrões espaciais, sobretudo, os referentes ao uso e ocupação do solo, foi dada pelas ciências geográficas.

Os geógrafos desenvolveram modelos espaciais para avaliar mudanças culturais, sociais, populacionais e econômicas (SKLAR; COSTANZA, 1991). De acordo com estes autores, uma particularidade dos estudos de Geografia é que eles centram mais atenção nos aspectos espaciais dos processos e nos padrões resultantes, do que suas forças motrizes. Nesse sentido, a Geografia tem dado uma especial atenção aos modelos geométricos.

Os **modelos geométricos** usam, portanto, a forma e projeto (*design*) para explicar um padrão espacial ou para produzir uma teoria generalizada sobre a estrutura espacial. Desse

modo, eles observam a paisagem como se fosse um projeto geométrico e recursivo em várias dimensões. Uns dos melhores exemplos de modelos geométricos estão representados pelo modelo de *paisagem econômica de Von Thünen* e o modelo de *lugares centrais*, também conhecido como de *hierarquia de hexágonos de Cristaller* (GARNER, 1971).

Um simples **modelo de Von Thünen** posiciona uma cidade (onde produtos agrícolas são vendidos) ao centro de um plano sem feições e uniforme de qualidade da terra agrícola. A paisagem resultante consiste, então, numa série de anéis concêntricos a essa cidade, onde as culturas com maiores benefícios econômicos se dispõem nas áreas mais internas. O lucro líquido consiste no retorno das colheitas menos os custos de produção e transporte. Esses benefícios irão diminuir a partir da cidade até serem zerados ao cruzar as fronteiras das “regiões selvagens” (PARKS, 1991).

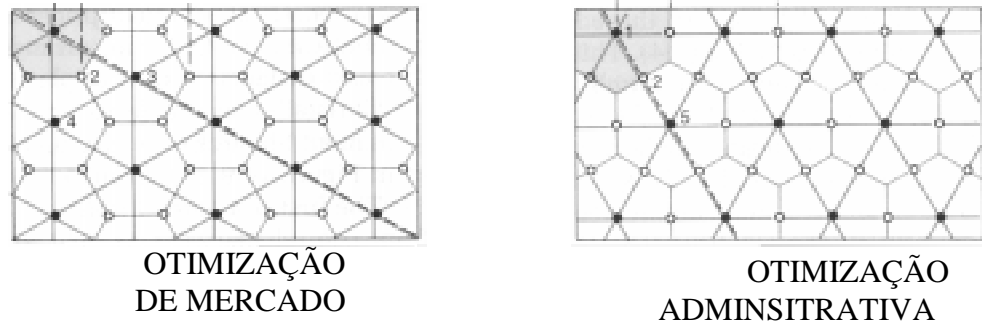
Paisagens mais complexas que os círculos concêntricos de Von Thünen foram posteriormente desenvolvidas, resultando em arranjos de estrelas, círculos assimétricos e hipérboles dispostos em função das rotas de transportes e barreiras geográficas.

Segundo GARNER (1971), **modelos de hierarquia de hexágonos** ou de leis de Cristaller enfocam o conceito de regiões funcionais ou nodais. Isto se explica devido à tendência do ser humano em se aglomerar para obter vantagens de uma economia de escala, concentrando suas atividades em um lugar comum. Essas aglomerações surgem de uma força centrípeta atuando numa paisagem econômica. Os nós, nos seus vários tamanhos, se repetem numa hierarquia a partir de diferentes regiões focais, gerando uma partição do espaço na forma de redes regulares (Fig 3.1).

De acordo com SKLAR; COSTANZA (1991), uma outra categoria de modelos, os **modelos demográficos** têm sido também usados na Geografia para prever o desenvolvimento urbano, mudança na distribuição de idades, difusão de epidemias e localização de assentamentos. Estes modelos estabelecem que, no progresso do tempo de t para $t+n$, um segmento de uma população, dentro de uma célula de uma grade, morrerá (fluxo negativo), nascerá (fluxo positivo), difundirá ou se aglomerará (fluxo negativo e positivo).

Consequentemente, a Geografia tem dado bastante atenção aos **processos ou modelos de difusão**. Como lembra GARNER (1971), um processo de difusão tem dois significados distintos na literatura geográfica. Segundo este autor, a difusão por expansão é o processo pelo qual, uma informação, material ou o que seja, se espalha de uma região para outra. Neste processo de expansão, a coisa a ser expandida permanece e mesmo se intensifica na região

original e novas áreas são acrescentadas. Já em um processo de difusão por realocação, as coisas que estão sendo difundidas deixam as áreas originais e se movem para as novas regiões, (Fig. 3.2).



- lugares centrais
- lugares dependentes

Fig. 3.1 - Modelo de Hexágonos de Cristaller, mostrando um padrão de povoados localizados nas intermediações de vilas, que sofrem influências de regiões focais de cidades maiores.

Fonte: HAGGET (1972)

Difusão por expansão pode ocorrer também em diversas maneiras, a saber: contágio e hierárquico. Um processo de difusão contagioso depende de um contato direto, como no exemplo de uma doença que se transmite de um indivíduo para outro em uma população. Este processo é fortemente influenciado pela distância, posto que os indivíduos mais próximos têm uma probabilidade maior de contágio, ou seja, a ocorrência de um evento em um local aumenta a probabilidade do mesmo evento se repetir nessa vizinhança.

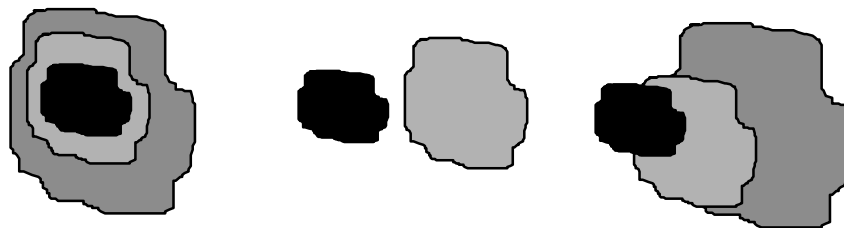


Fig. 3.2 - Tipos de difusão espacial: por expansão, realocação e processo combinado de expansão e realocação.

Fonte: GARNER (1971)

Difusão hierárquica descreve a transmissão de uma coisa através de uma sequência ordenada de classes ou hierarquia. Em geral, a difusão hierárquica ocorre a partir de centros

maiores para os menores, no exemplo da difusão de uma inovação. Existe, ainda um padrão de difusão hierárquica conhecida como “padrão Beatles”, no qual o movimento é lento a partir de um centro menor originário para um centro maior, se espalhando novamente com rapidez em direção a outros centros de diversos tamanhos (GARNER, 1971).

O processo de difusão pode ser homogêneo no espaço ou ser orientado por efeito de nucleação ou mesmo ser do tipo competitivo, onde um local compete com outros em um processo de expansão espacial. Na difusão heterogênea, algumas direções se desenvolvem mais rapidamente do que outras, devido ao efeito de barreiras. Segundo ABLER et al. (1971), uma barreira pode ser permeável, refletora ou causar a absorção do processo de difusão (Fig. 3.3).

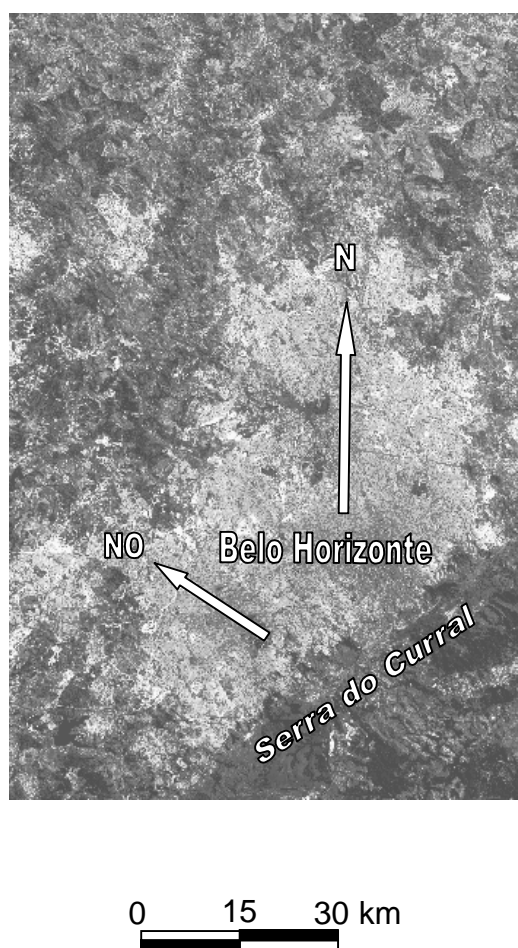


Fig. 3.3 - Efeito de barreira de reflexão causada pela Serra do Curral, que direcionou a expansão urbana de Belo Horizonte para N e NO.
Fonte: Imagem da Banda TM4, Landsat-5, dezembro de 1996.

A questão de barreiras impõe também a consideração que o tempo e espaço possuem qualidades métricas que devem ser tratadas com cuidado. Como lembram CHORLEY; HAGGET (1971), o tempo é uma unidade relativa em ciências sociais, na qual 10 anos não precisam ser iguais aos 10 anos seguintes, acontecendo a mesma coisa com a distância, que é medida de uma maneira especializada (em geral em termos de tradução de energia ou custo), como no exemplo da comparação da dificuldade de se percorrer uma distância numa região montanhosa em relação à sua equivalente numa região plana.

Segundo SKLAR; COSTANZA (1991), a difusão foi inicialmente modelada como um processo, no qual as probabilidades de transição são estabelecidas em função das características do movimento, tal como:

$$M_{ij} = f[a_i, b_j, c_{ij}] \quad 15)$$

Onde M_{ij} é a probabilidade de migração em função das características a_i (exemplo densidade de população ou tamanho), características do destino b_j (recursos) e relacionamento entre a origem e o destino c_{ij} (em exemplo, a distância).

Uma observação importante ao processo de difusão é que ele possui características não lineares, se caracterizando por uma curva logística composta por ondas de difusão. As ondas de difusão são vistas ocorrer em quatro estágios, em função da distância da fonte original de inovação e proporção de aceitadores da inovação.

O gráfico da Fig. 3.4 mostra os principais estágios na velocidade de uma inovação por difusão. A taxa de inovação mede a proporção da população aceitando o item. O primeiro estágio marca o início da difusão. Centros de adoção são estabelecidos e há um forte contraste entre esses centros de inovação e as áreas mais remotas. Em um segundo estágio, uma forte força centrífuga é gerada pelo rápido crescimento em direção às áreas distantes, reduzindo-se os contrastes regionais gerados no primeiro estágio. No estágio condensado, o relativo aumento do número de aceitadores em todas as localidades é igual, não importando à distância ao centro de difusão. Por fim, o estágio de saturação é marcado por uma lenta e eventual diminuição do processo de difusão e ausência de contraste regional.

Hägerstrand em 1953 foi o primeiro a desenvolver um modelo de simulação de difusão. De acordo com GARNER (1971), o trabalho de Hägerstrand descreve seis elementos essenciais da difusão espacial. O primeiro elemento é o meio ou ambiente onde o processo ocorre, este meio pode ser isotrópico ou heterogêneo, implicando que a difusão pode se

acelerar ou diminuir dependendo da direção. O segundo elemento é o tempo, que pode ser contínuo ou discretizado em fases ou períodos. O terceiro elemento no processo de difusão é o item a ser difundido, este item pode ser material, pessoas, informação, doença, etc. Os últimos elementos no modelo de Hägerstrand descrevem o padrão espacial do item a ser difundido, tais como os diferentes locais de origem e destino e os caminhos possíveis a serem percorridos pelo item.

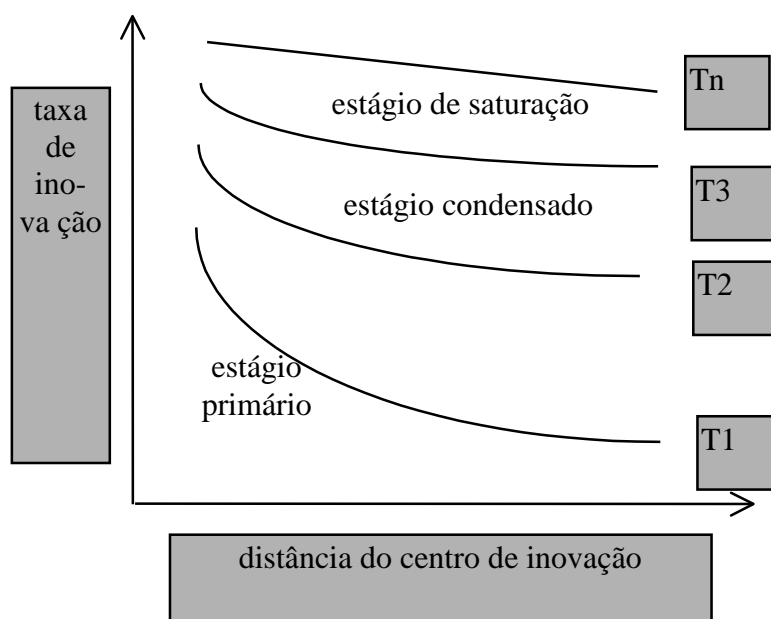


Fig. 3.4 - Ondas de difusão, vistas em perfil.

Fonte: GARNER (1971)

No modelo de Hägerstrand, o efeito de vizinhança para simular padrões de difusão é incorporado na forma de um campo médio de informação. Os campos médios de informação podem ser descritos por janelas de contato que se movem em um espaço tesselar, cada uma consistindo numa matriz 5 por 5, cujas as células contém as probabilidades de difusão em função da distância (Fig. 3.5).

0.0096	0.0140	0.0168	0.0140	0.0096
0.0140	0.0301	0.0547	0.0301	0.0140
0.0168	0.0547	0.4432	0.0547	0.0168
0.0140	0.0301	0.0547	0.0301	0.0140
0.0096	0.0140	0.0168	0.0140	0.0096

Fig. 3.5 - Campo médio de informação de Hägerstrand.

Fonte: HAGGET (1972)

Este modelo assume que a área sobre a qual a difusão ocorre consiste num plano uniforme dividido em células unitárias, com o mesmo número de população por célula. O tempo de intervalo consiste em unidades discretas de mesma duração com a origem da difusão colocada no tempo zero. Cada intervalo é denominado geração. Células com mensagem, denominadas fontes ou transmissoras, são especificadas ou semeadas para o tempo zero. Por exemplo, uma única célula pode dar partida ao modelo. É dada então a condição inicial para a difusão. Células fontes transmitem informação somente uma vez em cada intervalo discreto. A transmissão ocorre somente por interação entre duas células, não é considerada a transmissão genérica - também conhecida por difusão por mídia de massa. A probabilidade de uma célula receber a difusão de uma célula fonte está relacionada com a distância de uma para outra e em função de fatores ambientais. Desse modo, a presença de florestas e lagos que obstruem o processo de difusão são representados no modelo na forma de barreiras entre duas células com diversos graus de permeabilidade.

A adoção da difusão por uma célula ocorre após um única mensagem. Mensagens recebidas por uma célula que já adotou o item são consideradas redundantes e sem efeito. Mensagens recebidas por células fora da área de estudo são consideradas também sem efeito. Para cada passo de tempo, um campo médio de informação é novamente recentrado na célula fonte da vez. A localização da célula que receberá a mensagem é obtida por sorteio. O processo de difusão pode terminar a qualquer estágio ou quando todas as células da área de estudo tiverem recebido a informação (Fig. 3.6).

Para rodar o modelo, Hägerstrand empregou a técnica de simulação de Monte Carlo. Como cada experimento ou jogada produz como resultado um padrão geográfico ligeiramente diferente, repete-se o experimento várias vezes para se obter uma solução aproximada para o modelo.

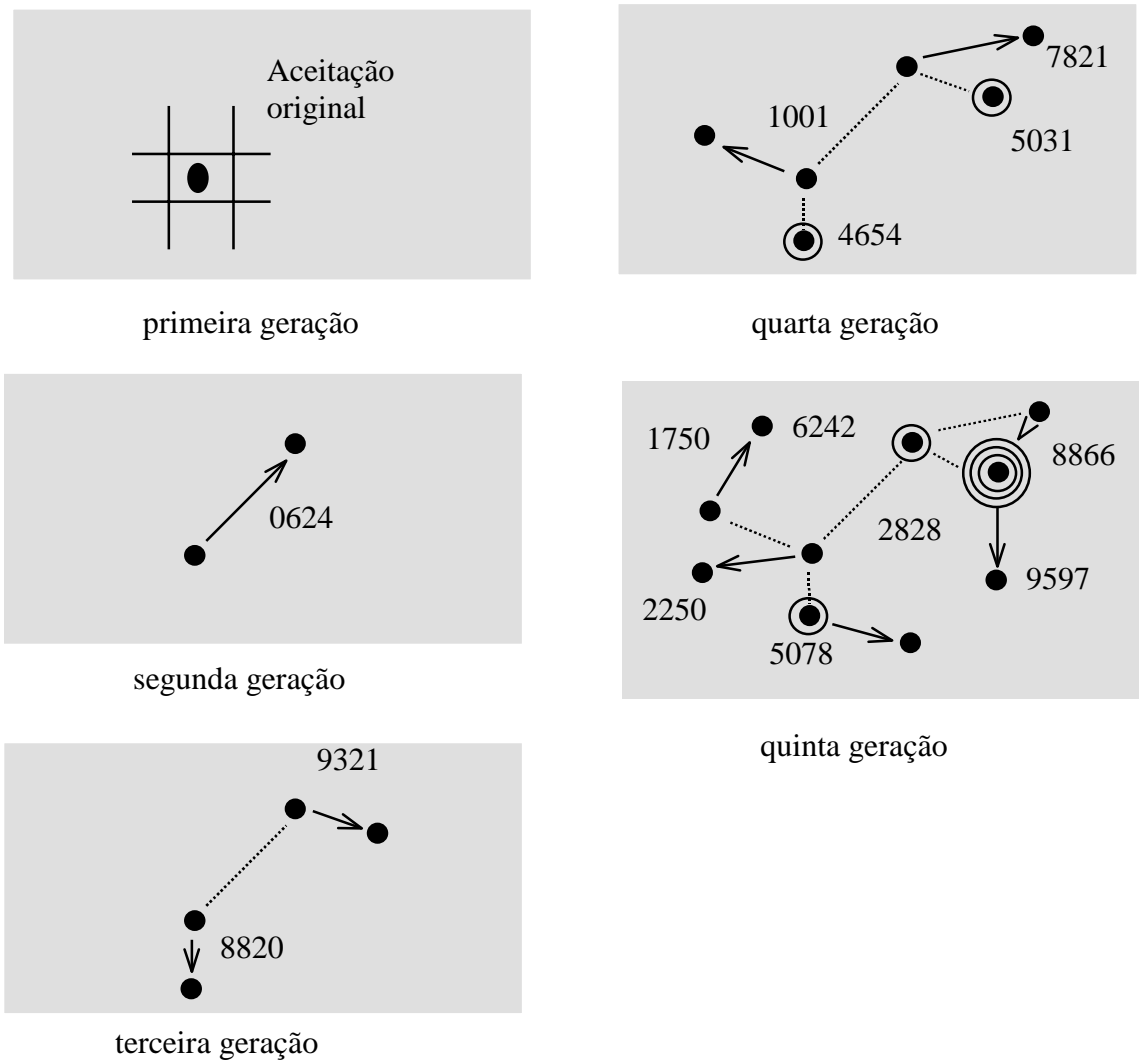


Fig. 3.6 - Modelo de difusão de Hägerstrand em 5 gerações. Os números referem-se aos contatos determinados pelo sorteio de números aleatórios; linhas tracejadas mostram interações da geração anterior e círculos indicam contatos internos ao próprio centro da janela do campo médio de informação.

Fonte: HAGGET (1972)

Por último, uma outra maneira usada pelos geógrafos para descrever interações espaciais se dá pelo uso de modelos gravitacionais. Como lembram SKLAR; COSTANZA (1991), a origem dos modelos gravitacionais remonta ao século XIX, sendo esses simples modificações das equações de Newton para gravidade, cuja a interação espacial entre dois corpos declina com inverso da distância elevada a uma potência b .

$$T_{ij} = \frac{kW_iW_j}{d_{ij}^b}$$

Onde T_{ij} corresponde ao fluxo previsto de i para j , k uma constante escalar, W_i a capacidade de partir de cada i , W_j a capacidade de atrair de cada j e d é a distância entre a origem i e o destino j .

Quanto aos modelos gravitacionais, muito embora, estes sejam descritivos, eles podem se tornar ferramentas muito úteis quando adaptados aos diferentes padrões de uso do solo e incorporados a modelos mais complexos de dinâmica espacial..

3.3 Modelos de Mudanças na Paisagem

No tópico anterior foram vistos alguns exemplos de modelos apresentados no contexto de várias ciências. Esses modelos são úteis, sobretudo, para nos ajudar a compreender a organização do espaço geográfico. Neste propósito, a comunidade científica vem cada vez mais buscando respostas e extrapolações dos resultados de suas pesquisas através do espaço geográfico. Um raciocínio lógico nesta linha de pesquisa baseia-se na assertiva de que os processos naturais ou humanos, quer sejam eles físicos, ecológicos, técnico-culturais, ou de outro tipo qualquer, são, em um certo grau, controlados pela organização espacial de seu conjunto ambiental. Tal organização espacial é chamada de paisagem.

Portanto, o objeto de pesquisa em paisagem é o estudo de sua trama espacial e seu papel em relação aos processos ambientais (GUSLINCK et al., 1993). Nesses termos, uma paisagem se encontra em perpétua mutação, podendo a sua estrutura e composição mudar drasticamente através do tempo - incluindo o tamanho, número e configuração das manchas de seus elementos - e implicar em importantes ramificações quanto ao arranjo e interação de seus ecossistemas.

Essas idéias substanciaram o desenvolvimento de uma nova classe de modelos de simulação espacial, os quais incorporam os conceitos da Ecologia de Paisagem - como introduzidos no início deste capítulo - e com isso buscam explorar escalas ecológicas nunca antes alcançadas (SKLAR; COSTANZA, 1991). Segundo estes autores, os modelos de paisagem são utilizados para descrever fenômenos espaciais, prever a evolução temporal dos seus padrões e integrar escalas temporais e espaciais, tendo portanto o potencial para:

1. Mapear o fluxo de energia, materiais e informação.
2. Designar áreas fonte, de absorção e recepção.
3. Produzir sucessão 2D e 3D.

4. Determinar limiares acumulados para substâncias antropogênicas.
5. Abordar questões de escala.

Desse modo, a Ecologia de Paisagem fornece um quadro espacialmente explícito para a modelagem dos processos e mecanismos ambientais, porquanto seus modelos envolvem a simulação de atributos ecológicos através do tempo em subunidades de áreas com distinta localização e configuração (NYERGES, 1993). Neste contexto, os modelos de paisagem abrangem, em geral, quadros espaciais na ordem de dezenas de quilômetros para mais, como no exemplo da extensão de um município, e intervalos temporais da ordem de anos a dezenas de anos. BAKER (1989) e SKLAR; CONSTANZA (1991) fornecem um extensa revisão de modelos de paisagem. Segundo BAKER (1989), uma variedade de critérios podem ser usados na classificação de modelos de paisagem, dos quais os mais importantes são: nível de agregação, estrutura e tipo de matemática empregada.

3.3.1 Modelos Segundo os Níveis de Agregação e Estrutura

De acordo com BAKER (1989), três tipos de modelos se distinguem dependendo do seu nível de detalhe ou agregação, a saber: *modelos totais de paisagem*, *modelos distribucionais de paisagem* e *modelos espaciais de paisagem*.

Modelos totais da paisagem calculam os valores de uma variável ou de um grupo de variáveis em uma paisagem particular como um todo, como no exemplo do número de elementos de paisagem presentes em uma determinada região (Fig. 3.7a). Já os modelos distribucionais tratam da distribuição ou proporção de valores de variáveis em uma paisagem, como no exemplo das mudanças da distribuição em área dos elementos da paisagem de uma dada região (Fig. 3.7b).

A avaliação de modelos distribucionais requer a determinação dos estados das variáveis que podem ser, dentre outros, classes de cobertura do solo e densidade ou tamanho de população de espécies. Contudo, os modelos distribucionais não fornecem informação sobre a localização e configuração desses estados na paisagem, sendo, portanto, menos detalhados, muito embora, mais simples de se desenvolver e usar do que os modelos espaciais, os quais requerem substanciais dados georreferenciados.

Hoje, no entanto, os modelos espaciais ganham cada vez mais importância, haja vista a grande disponibilidade de dados espaciais obtidos via sensoriamento remoto, associada a uma

ampla capacidade de manipulação e análise fornecida pelo SIGs.

Por conseguinte, os modelos espaciais, sendo os mais detalhados, são capazes de modelar o destino de subáreas da paisagem e sua configuração. Tais modelos espaciais podem, portanto, representar além do número e distribuição de elementos da paisagem, as suas configurações e localizações. Como saída, obtêm-se, então, mapas das mudanças espaciais (Fig. 3.7c).

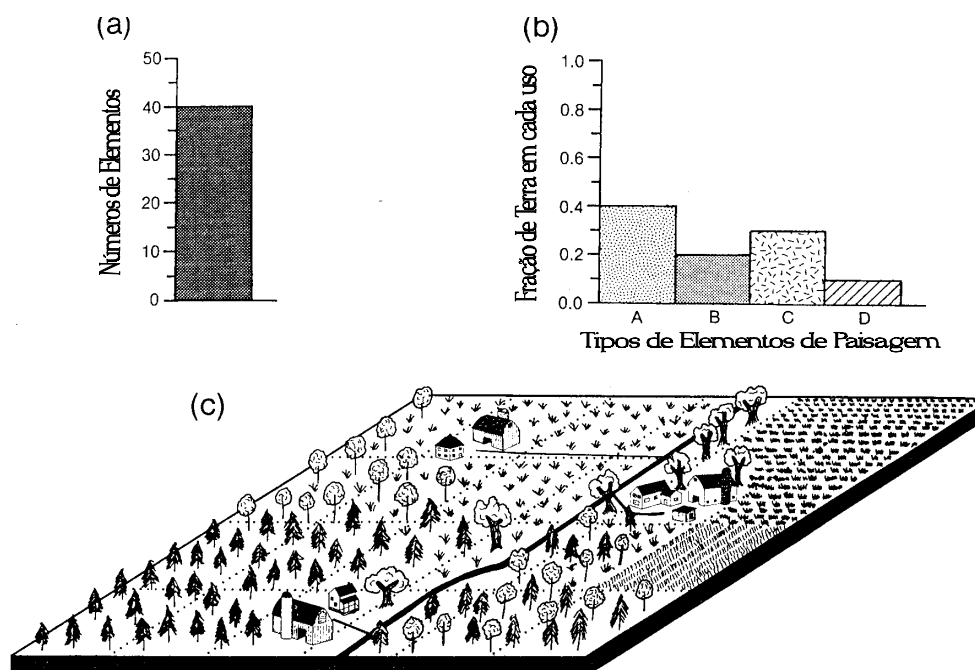


Fig. 3.7 - Dados monitorados por três tipos de modelos: a) modelo total de paisagem, b) modelo distribuicional de paisagem e c) modelo espacial de paisagem.
Fonte: BAKER (1989)

No desenvolvimento de um modelo espacial, deve se escolher o formato dos dados, que pode ser vetor ou *raster*, variáveis para incluir no modelo, tamanho do pixel ou resolução vetorial e o algoritmo de mudança. Em geral, modelos espaciais de paisagem são representações 2D em formato matricial ou *raster* (BAKER, 1989 e NYERGES, 1993). Vide Fig. 3.7c. Há algumas vantagens em representar uma paisagem usando-se de uma construção matricial ou *raster*. Em primeiro, a utilização de um SIG matricial possibilita uma maior flexibilidade na representação e tratamento do contínuo espacial; segundo, a modelagem dos processos ambientais se torna mais direto através de um modelo de dados em camadas (Cf. BURROUGH, 1991); terceiro, os SIGs matriciais são inteiramente compatíveis com imagem de satélite, grande fonte de dados para a modelagem de mudança de paisagem; quarto, existem

várias pesquisas e programas desenvolvidos que trabalham com dados no formato *raster* para análise dos padrões da estrutura da paisagem (Cf. BAKER; CAI, 1992 e MCGARIGAL; MARKS, 1995); por último, a representação matricial para um processo de simulação é mais fácil de se lidar matematicamente, posto que cada célula unitária do modelo possui o mesmo tamanho e forma, o que resulta numa maior facilidade e capacidade analítica - por exemplo, usando-se de álgebra cartográfica (Cf. TOMLIN, 1990) -, além de tender ser mais rápida para avaliações de múltiplas camadas de dados cartográficos.

BAKER (1989) sugere que uma maneira conveniente de se pensar sobre a modelagem de mudança consiste em imaginar uma paisagem composta por uma variedade de arranjos de elementos de paisagem sobrepostos a um sistema de grade, ou representação *raster*. Estados ou elementos de paisagem poderão, então, ser representados por pixels ou células com mesmo valor em uma única camada de informação. Uma questão pertinente à esta representação se refere a escolha do tamanho da célula ou pixel (grão da paisagem) em função da escala de observação. Para tanto, busca-se uma solução de compromisso, definindo-se um tamanho de pixel que atenda uma certa precisão cartográfica, capture a frequência espacial do fenômeno modelado e ainda permita um desejável desempenho computacional.

Na representação matricial, a forma, configuração e tamanho dos elementos de paisagens não são modelados explicitamente, mas sim construídos para cada mancha, que se faz representar por um conjunto de células contíguas de mesmo valor ou atributo. Assim, de acordo com BAKER (1989), dois tipos básicos de modelos espaciais podem ser encontrados de acordo com a estrutura empregada, a saber: *modelos em mosaicos* e *modelos em manchas* (patches).

Os modelos em mosaico representam uma tesselação do espaço geográfico, quer seja por células uniformes ou pixels, como acontece na maioria dos casos, ou por polígonos de variados tamanhos, no caso de modelos de triângulos irregulares (Cf. BURROUGH, 1991). No modelo de mosaico ou de pixel, uma mudança, no exemplo de uma cobertura do solo *i* para outra *j*, é avaliada em separado para cada pixel (Fig. 3.8). Já no modelo em mancha, as manchas são primeiro definidas por um conjunto de regras que agrupam pixels baseados no seu valor de categoria e vizinhança. Dessa maneira, agregados de pixels contínuos adjacentes, verticais e horizontais com condições de paisagens idênticas definem uma singular mancha, a qual recebe um identificador único. Cada mancha é então avaliada em separado pelo processo de mudança (FLAMM; TURNER, 1994). Segundo estes autores, uma diferença marcante entre

as duas formulações é a escala na qual as mudanças são simuladas dentro de unidades homogêneas. Ou seja, ao nível de cada pixel na primeira ou, como visto na segunda, para cada mancha como um todo.

Tanto nos modelos de mosaico ou de mancha, cada uma de suas unidades contém um submodelo, que pode consistir em um modelo total ou distribucional de paisagem, ser univariado ou multivariado e usar matemática contínua ou discreta. Desse modo, os modelos espaciais podem reproduzir ou imitar a heterogeneidade espacial da paisagem. Como observa BAKER (1989), eles podem ainda ser aprimorados para incorporar interações entre células, efeitos de vizinhança e retro-alimentação.

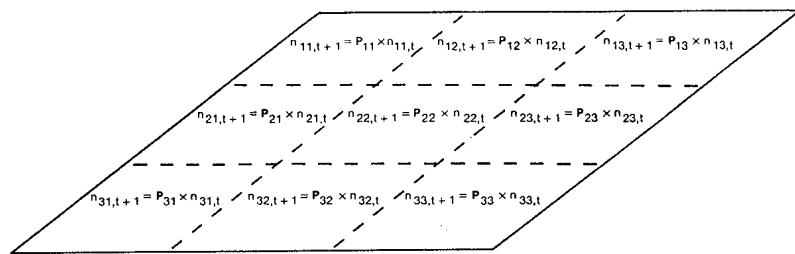


Fig. 3.8 - Exemplo de modelo em mosaico, cuja cada célula possui um submodelo particular de mudanças.

Fonte: BAKER (1989)

3.3.2 Modelos Segundo a Matemática Empregada

De acordo com SKLAR; COSTANZA, (1991), um modelo espacial de mudanças na paisagem pode ser descrito matematicamente por uma expressão que descreve as mudanças nos padrões espaciais de um tempo t para um novo padrão espacial no tempo $t+m$, tal como:

$$X_{t+m} = f(X_t, Y_t) \quad (17)$$

Onde X_t é o padrão espacial no tempo t e Y_t é o vetor ou conjunto escalar de variáveis que afetam a transição, no caso, variáveis escalares com coordenadas espaciais. Desse modo, os componentes básicos de qualquer modelo de mudança na paisagem são: 1) **configuração inicial**, 2) **funções de mudança** e 3) **configuração de saída**.

Em um modelo espacial, a **configuração inicial** consiste em um mapa da distribuição da paisagem, o qual pode ser derivado de uma série de dados, incluindo dados históricos de uso do solo e obtidos via sensoriamento remoto. Segundo BAKER (1989), as funções de mudança, nascimento e morte são as partes mais importantes do modelo. A função de

nascimento adiciona extensão territorial, função de morte remove. Desde que muitas paisagens são modeladas em extensões fixas, funções de morte e nascimento estarão em geral ausentes, restando somente a **função de mudança**. Esta modifica a **configuração de saída** de um modelo total, a distribuição de terras em um modelo distribuicional e altera os atributos de subáreas em um modelo espacial de paisagem.

Uma função de mudança pode usar de ambas as matemáticas contínuas ou discretas, envolvendo desde uma simples equação linear diferencial, no caso do tempo ser considerado como uma variável contínua, ou ao contrário, uma equação de diferença, até exemplos mais complexos, como a utilização de seqüências de regras de decisão, conjunto complexo de equações não lineares, com interações recursivas ou não (BAKER, 1989). Quanto ao espaço de estados, muito embora ele possa ser contínuo, em geral, assume-se uma representação discreta. Assim, à medida que o número de estados aumenta, a capacidade computacional e o requerimento de dados para esses modelos crescem consideravelmente.

Portanto, como mostra BAKER (1989), os modelos espaciais podem ser classificados a partir da combinação dos três tipos de classificação, a saber: estrutura, níveis de agregação e matemática empregada (Fig. 3.9). Como será mostrado adiante, a classificação em modelos espaciais totais e distribuicionais correspondem em geral a abordagem de classificação em modelos estocásticos e modelos baseados em processos ou determinísticos, muito embora eles não sejam mutuamente exclusivos.

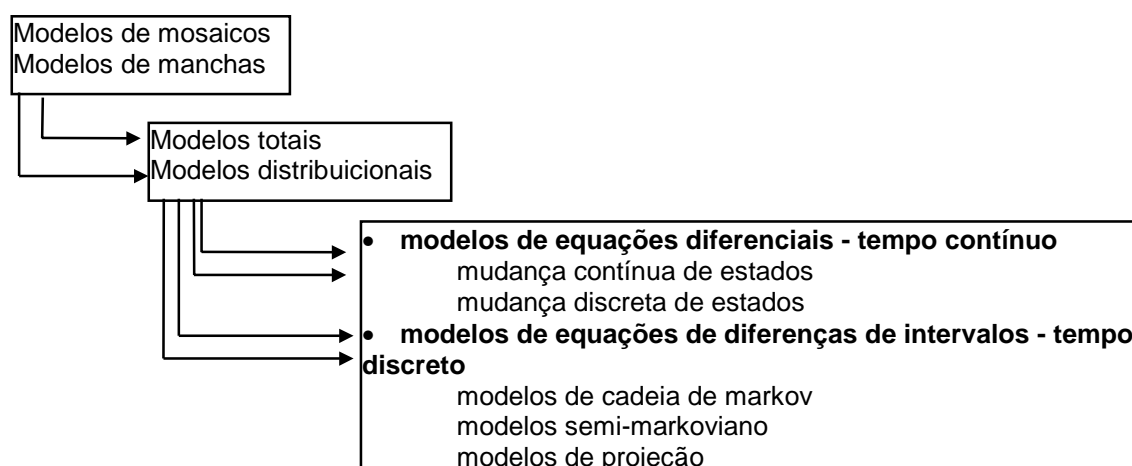


Fig. 3.9 - Esquema de classificação dos modelos espaciais.
Fonte: BAKER (1989)

3.3.2.1 Modelos Determinísticos e Baseados em Processos

Modelos de mudanças que utilizam equações diferenciais são considerados como modelos determinísticos, sendo também conhecidos como modelos de processos. Segundo SKLAR; COSTANZA (1991), modelos de paisagem baseados em processos simulam a estrutura da paisagem, em primeiro, compartimentando-a em um projeto geométrico, para com isso descrever os fluxos espaciais intracompartimentos e os processos espaciais intercompartimentos, de acordo com algoritmos de alocação específica. Em geral, nestes modelos, cada célula ou grupo de células - manchas - contém um submodelo distribucional da paisagem.

O grupo de modelos distribucionais em mosaico tem sido usados extensivamente na simulação de fenômenos de perturbação em larga escala na paisagem, como no exemplo de fogo, pestes e patogênese (NYERGES, 1993). Ainda, de acordo com este autor, vários desses modelos usam um tipo de submodelo conhecido como *Jabowa*^{1.3} para análise de mudança ao nível da paisagem. Por exemplo, DALE; GARDNER (1987) usaram um modelo distribucional de equações diferenciais, modificado do modelo original *Jabowa*, para simular variações espaciais ao nível da paisagem devido a perturbações e crescimento de florestas.

Um outro tipo de modelo baseado em processo pode ser encontrado no trabalho de KESSEL (1975). Este autor desenvolveu um modelo para simulação de fogo florestal, a partir da modelagem de concentração de combustível e de comportamento do fogo, tendo, como base de informação, dados sobre o clima, distribuição e densidade de vegetação armazenados em um SIG.

Talvez um dos mais interessantes modelos baseados em processos é o representado pelo modelo em mosaico distribucional de SKLAR et al. (1985). Estes autores desenvolveram um modelo para projetar mudanças em habitats de uma área alagada costeira em função de tipos de pântanos, subsidência e transporte de sedimentos. O modelo de simulação espacial é composto por nove células interativas que representam áreas fixas na região de estudo. Cada célula entra no modelo dinâmico através da incorporação de processos de fluxo e deposição de sedimentos representados por um conjunto de equações diferenciais.

^{1.3} Tipo de modelo que simula a interação espacial entre plantas, em função da dinâmica de crescimento vertical (Cf. BOTKIN et al., 1972).

Um outro exemplo de modelos que usam equações diferenciais é apresentado pelo trabalho de MÉAILLE; WALD (1990). Este consiste na simulação da expansão regional urbana a partir da utilização de imagens de satélite e de dados físicos e sócio-econômicos integrados em um SIG.

Alguns modelos determinísticos envolvem também o uso de simulações baseadas em regras de decisão. Como exemplo, podem ser apresentadas as decisões tomadas por um típico padrão de colonos amazônicos para a seleção e uso de um determinado sítio de terras. Um exemplo de modelo que utiliza regras de decisão é apresentado por WILKIE; FINN (1988), os quais desenvolveram uma simulação espacial de dinâmica de uso do solo e de regeneração de florestas na região de Ituri, nordeste do Zaire. O modelo destes autores, baseado em uma representação tesselar de uma área de 10 km², simula como as decisões de seleção de áreas de cultura numa floresta tropical úmida podem impactar a distribuição de terras desmatadas, regeneração da floresta e redesmatamento dentro de um contexto dos padrões de colonização humana, determinado pelo crescimento da população e posse da terra e outros fatores. Decisão de seleção de campos de cultura é baseada na idade da célula desde o último cultivo, tempo de viagem da célula para a vila e distância do campo de cultivo do ano anterior, ou se a célula está no usufruto da vila. Este modelo ainda reproduz, de modo determinístico, a sucessão florestal pelo tempo decorrido desde o último cultivo da célula.

Recentemente, GILRUTH et al. (1995) desenvolveram um modelo, com bases semelhantes ao anterior, para estudar a seleção de sítios de culturas itinerantes nas terras altas da República de Guiné, no oeste da África. Este modelo utiliza dados multitemporais de sensoriamento remoto, correspondentes às épocas de 1953 e 1989, integrados a uma base de dados em um SIG. O objetivo do modelo consiste em simular o desmatamento florestal e a alocação de novos sítios de culturas itinerantes baseados no processo de seleção dos aldeões, o qual leva em conta os aspectos da topografia, proximidade das vilas e características da vegetação dos sítios em pousio. Estas variáveis, mais algumas outras derivadas através dos operadores espaciais do SIG, tais como um modelo de gravidade ao centros urbanos, são então ordenadas usando-se de uma hierarquia em pares para se gerar mapas de preferências de alocação agrícola. Embora o mecanismo de seleção desse modelo seja determinístico, o mesmo também emprega um função aleatória para se gerar o mapa inicial de áreas em pousio.

A validação deste modelo é feita usando-se de medidas de similaridades de imagens (estatística Kappa) entre os mapas resultantes do modelo e o obtido de fotografias aéreas, mais

outros testes estatísticos (χ^2) e medidas de comparação entre o número de manchas produzido pelo modelo com o real. Apesar de sua engenhosidade, o modelo não conseguiu simular com sucesso o processo de decisão dos agricultores baseado nos critérios da topografia e proximidade com a vila, somente determinando como variável crítica ao processo de seleção dos sítios agrícolas, o critério de produtividade baseado no tempo de pousio. No entanto, este não deixa de ser uma contribuição metodológica à arte de desenvolvimento de modelos de simulação.

Um último grupo geral de modelos determinísticos são conhecidos como modelos de projeção, posto que utilizam equações de diferença, cuja as probabilidades de transição são interpretadas como taxas determinísticas de mudanças (BAKER, 1989).

3.3.2.2 Modelos Estocásticos

Modelos distribuicionais estocásticos de mudanças de uso do solo foram construídos no passado tendo como base cadeias de Markov (Cf. DREWETT, 1969, BELL, 1974 e BELL; HINOJOSA, 1977). Além disso, essa técnica tem sido também empregada como uma ferramenta descritiva para se compreender e quantificar as mudanças em estudos de dinâmica de uso do solo, como nos exemplos de HALL et al. (1987), GÓMEZ- SAL et al. (1993), MULLER; MIDDLETON (1994) e FEARNSIDE (1996).

O processo básico de Markov pode ser sumarizado por:

$$\Pi(t+1) = P^n \cdot \Pi(t) \quad 18)$$

Onde $\Pi(t)$ é um vetor coluna, com n elementos, representando a condição do sistema em um tempo t particular (por exemplo, frações de terra em cada n_i tipo de uso do solo), $\Pi(t+1)$ é o vetor de ocupação nos n estados após o intervalo de tempo t+1 e P^n é a matriz de probabilidades de transição (HOBBS, 1983).

Nesse modelo, todos os estados passíveis de aparecer são usualmente denotados 1,2,3..n. Para cadeias de Markov de primeira ordem, P equivale a uma matriz de transição n x n, cujo os elementos P_{ij} nas linhas representam a probabilidade de um determinado estado i permanecer no mesmo estado ou mudar para o estado j durante o intervalo de tempo de $t \rightarrow t + 1$, de modo que $\sum_{j=1}^n P_{ij} = 1$, $i = 1,2..n$.

As probabilidades de transição são usualmente derivadas de amostras de transição relativas a um certo intervalo de tempo. O estimador de máxima verossimilhança para as probabilidades de transição é dado por:

$$\hat{P}_{ij} = \frac{n_{ij}}{\sum_{j=1}^n n_{ij}} \quad 19)$$

Onde n_{ij} é o números de transições de estado i para j .

Como acontece na natureza, o processo de Markov modela a mudança de uso do solo de uma maneira multi-direcional, ou seja parcelas de terra podem teoricamente mudar de uma categoria de uso de solo mutuamente exclusiva para uma outra em um tempo qualquer. Portanto, três categorias de uso do solo geram nove possibilidades diferentes de mudança, as quais são incorporadas na forma de:

$$P = \begin{bmatrix} P_{11} & P_{12} & P_{13} \\ P_{21} & P_{22} & P_{23} \\ P_{31} & P_{32} & P_{33} \end{bmatrix} \quad 20)$$

Desse modo, um modelo de Markov, como definido, requer apenas que seja especificado um número finito de estados e que sejam conhecidas as probabilidades de transição, nas quais as variáveis mudam de um estado para outro em um intervalo de tempo discreto. Apesar dessa relativa simplicidade, diversas restrições e suposições se impõem ao emprego de modelos de cadeia de Markov para simulação de mudanças na paisagem.

Primeiro, assume-se que a cadeia de Markov é um processo de primeira ordem, o que significa que a transição de um estado t para outro estado em um tempo $t+1$ depende somente nas probabilidades de transição e na distribuição corrente dos estados em um tempo t , sendo independente da distribuição desses estados em um tempo $t-1$. Em outras palavras, o modelo assume que o futuro comportamento do sistema depende apenas de seu estado presente, sendo independente da trajetória que o trouxe ao presente estado (FACELLI; STEWARD, 1990). Segundo, o modelo também assume que as interações são instantâneas, sendo irrelevante o tempo de permanência das variáveis em cada estado.

Estas duas suposições acima não significam que o sistema ignora o seu passado, mas que toda a informação do passado está concentrada no presente estado do processo (PATOUCHEAS; STAMOU, 1993).

Terceiro, supõe-se que as probabilidades de transição não mudam com o tempo. Ou seja, um processo markoviano é chamado estacionário ou homogêneo no tempo se e somente se $P(t)=P_{ij}$ para cada $t \in \mathbb{N}$, onde $\mathbb{N} = (0,1,2,3..)$. Se isto é verdade, iterações consecutivas do vetor de estados pela matriz de transição n vezes resulta num vetor representando o estado do sistema ao tempo $(t+n)$. Se este vetor do sistema converge em direção a uma distribuição de probabilidade limite entre os possíveis estados do sistema, sem observar o seu estado inicial, a cadeia é dita ergódica ou estacionária (FACELLI; STEWARD, 1990). Uma cadeia de Markov é ergódica se há um número finito de estados, sua dinâmica é aperiódica e não há estados absorventes (quando $P_{ij}=1$). Se a cadeia é homogênea e ergódica, torna-se possível calcular o estado do sistema em um hipotético equilíbrio futuro. Como BELL; HINOJOSA (1977) demonstram, isto pode ser obtido através da seguinte propriedade de uma matriz P .

$$P = HVH^{-1} \quad (21)$$

Onde H é a correspondente matriz de autovetores, H^T sua transposta e V a matriz de autovalores.

Desse modo, P^t pode ser decomposto em:

$$P^t = HV^t H^{-1} \quad (22)$$

Quando o 1º autovalor for igual a 1 e os outros menores do que 1, para $T \Rightarrow \infty$ obtêm-se:

$$P^\infty = H \begin{bmatrix} 1 & 0 \\ 0 & 0 \end{bmatrix} H^{-1} \quad (23)$$

Cujo o resultado corresponde à proporção de equilíbrio entre os estados do modelo. Segundo FACELLI; STEWARD (1990), a razão entre o primeiro autovetor com o segundo autovalor pode ainda ser usada para se prever o tempo que o sistema leva para alcançar o equilíbrio.

Modelos de Markov podem também ser usados quando essas restrições mostradas acima não forem atendidas. Por exemplo, o requerimento de independência estrita pode ser relaxado para incluir processos nos quais as transições dependem de estados prévios, fato que resulta em cadeias de Markov de mais alta ordem e complexidade (FACELLI; STEWARD, 1990). Um modelo de segunda ordem incluiria portanto n^2 estados em vez dos n estados de um modelo de primeira ordem. Estimativas das transições para tal modelo vão então requer

uma quantidade maior de dados derivados de observações de pelo menos dois intervalos de tempo após a observação inicial.

Depois, quando o tempo de permanência das variáveis em cada estado influir nas transições, pode ainda se adotar modelos semi-markovianos, que também são estocásticos, mas com tempo de permanência variado. Nesses termos, a matriz de transição para um processo semi-markoviano assume a seguinte forma (BAKER, 1989):

$$Q = P_{ij} * F_{ij}(t) \quad (24)$$

Onde $F_{ij}(t)$ representa uma função de distribuição dos tempos de permanência dependentes dos estados i e j .

Contudo, como BAKER (1989) observa, "a não estacionaridade não exclui o uso da abordagem de cadeia de Markov, posto que mesmo se as transições não forem realisticamente estacionárias, a estacionaridade pode ser assumida como um dispositivo heurístico para fornecer respostas sobre o que aconteceria se elas fossem". Segundo este autor, uma outra abordagem para modelos não estacionários consiste em permutar entre diferentes matrizes estacionárias, muito embora nesse caso, deva-se modelar o processo de permutação.

Modelos de Markov podem ainda ser modelados para acomodar efeitos de alta ordem, como a influência de variáveis exógenas e endógenas, efeitos espaciais e heterogeneidade da paisagem (BAKER, 1989). A contribuição das variáveis exógenas e endógenas para as transições, estacionárias ou não, podem ser modeladas usando a seguinte abordagem, na qual a equação n°18 passa a se modificada para:

$$\Pi(t+1) = P[f(t)]\Pi(t) \quad (25)$$

Onde P é uma matriz com elementos P_{ij} , sendo $P_{ij} = b_1X_1 + b_2X_2 + \dots + b_nX_n$ e $b_1 \dots b_n$ os parâmetros que relacionam P_{ij} com as variáveis $X_1, X_2 \dots X_n$. Por este raciocínio, $X_1 \dots X_n$ podem representar variáveis exógenas ou endógenas. No caso de modelos de paisagem, variáveis exógenas poderiam representar fatores sócio-econômicos e condições climáticas e variáveis endógenas fatores tais como tipos de solos, declividade e regras de locação. Uma variedade de funções lineares ou não lineares podem também ser derivadas da equação acima.

Apesar deste relativo desenvolvimento matemático, FLAMM; TURNER (1994) lembram que simulações estocásticas espacialmente explícitas de uso e cobertura do solo em uma paisagem cultural permanecem ainda um desafio, muito embora, uma diversidade de

abordagens possa ser encontrada nos trabalhos de TURNER (1987) e (1988) e PARKS (1991), SOUTHWORTH et al. (1991), DALE et. al. (1993) e (1994) e FLAMM; TURNER (1994).

Dentro de uma revisão histórica, reconhece-se que as primeiras pesquisas de simulação espacial estocástica de mudança de uso do solo em uma paisagem utilizaram-se da abordagem de mosaicos, a citar: TURNER (1987) e (1988) e PARKS (1991).

Segundo TURNER (1987), modelos em mosaicos refletem adequadamente as mudanças agregadas em uma paisagem, como a área total transicionada, no entanto deixam a desejar quanto às qualidades espaciais das mudanças. Ainda, de acordo com esta autora, modelos de simulação estocástica em estrutura simples de mosaico tendem a produzir paisagens altamente fragmentadas em oposto a uma paisagem real. Tal fato demonstra que a natureza das transições em uma paisagem não é estritamente markoviana, sugerindo ao contrário um efeito de contágio ou dependência espacial com a sua vizinhança. Para superar essas dificuldades, TURNER (1987) e (1988) desenvolveu um modelo de transição de uso do solo com influência espacial para uma paisagem da Georgia (EUA). Simulações foram realizadas para cinco tipos de uso do solo para uma área de 12 698 ha, constituídas de células de 1 ha. A influência espacial foi incorporada de duas maneiras, através da influência 4 vizinhos ou 8 vizinhos na transição. Um índice de transição foi calculado modificando os P_{ij} s obtido de uma série histórica de fotografias aéreas entre 1942, 1955 e 1980, em função dos números de vizinhos mais próximos no estado i (vide fórmula abaixo). Segundo esta autora, o modelo com quatro vizinhos mais próximos foi o que melhor simulou o agrupamento dos diversos usos do solo.

$$q_{ij}=n_{ij}/n \quad 26)$$

Onde n_{ij} é o número de células i adjacentes ao tipo j e n o número de células vizinhas.

Nessa linha de pesquisa, um método mais genérico para o cálculo das probabilidades dos vizinhos mais próximos P_{ij}^* é apresentado por ACEVEDO et al. (1995):

$$Y_{k,l}^i = \sum_{q=-a}^{q=+a} \sum_{r=-a}^{r=+a} \frac{X_{k+q,l+r}^i}{(2a+1)^2} \quad 27)$$

Onde, X^i representa o número de vizinhos no estado i , e a é um valor de deslocamento em torno de uma célula k,l (por exemplo, para $a=1$, o número de células é igual a 9). Desse modo, $Y_{k,l}^i$ representa uma média entre 0 e 1 do número de elementos de cada classe de cobertura do solo em torno de k,l . P_{ij}^* , para uma vizinha especificada a , pode então ser calculado por:

$$P_{ij}^* = \frac{P_{ij}Y_j}{\sum_{i=1}^N Y_j P_{ij}} \quad 28)$$

Por sua vez, PARKS (1991) utilizou um modelo baseado em TURNER (1987) e (1988), no qual introduziu probabilidades de transição, primeiro, derivadas ao nível dos lotes rurais a partir de dados de censo agrícola e segundo, obtidas de relacionamentos entre essas mudanças e variáveis econômicas.

Já modelos em manchas estocásticos são desenvolvimentos mais recentes (FLAMM; TURNER, 1994). Estes autores realizaram um trabalho de comparação entre dois modelos de transição, um primeiro baseado em mosaico e um segundo em manchas. Nesse trabalho, simulações foram rodadas aumentando-se gradativamente a quantidade de informação nas quais as transições foram baseadas. Segundo estes autores, ambos os modelos representaram adequadamente as mudanças espaciais simuladas quando suficiente informação foi adicionada; no entanto, o melhor modelo de simulação foi o modelo em mancha, que contém os limites das propriedades rurais na forma de uma camada adicional. Isto se explica devido ao fato de que as mudanças em uma paisagem rural estarem condicionadas às diferentes decisões de manejo do solo que ocorrem dentro do limite de cada propriedade.

Por fim, um interessante modelo de simulação de uso do solo que utiliza uma estrutura espacial em manchas é reportado pelos trabalhos de SOUTHWORTH et al. (1991), DALE et. al. (1993) e (1994). O modelo destes autores, intitulado DELTA (Dynamic Ecological-Land Tenure Analysis), foi desenvolvido para integrar aspectos sócio-econômicos da colonização amazônica e ecológico do desmatamento e liberação de carbono no Estado de Rondônia. O sistema do modelo estima os parâmetros e taxas de desmatamento sob diferentes políticas de imigração, práticas de manejo do solo e desenvolvimento de estradas (SOUTHWORTH et al., 1991). O modelo Delta consiste em três submodelos ligados que simulam, respectivamente, a difusão da colonização, mudança do uso do solo e liberação de carbono (Fig. 3.10). Enquanto os efeitos ecológicos das mudanças do uso do solo são examinados neste modelo a uma escala regional, a dinâmica de uso do lote e o movimento dos colonos são simulados à escala micro-espacial ao nível do lote. Este modelo simula as conseqüências em termos de desmatamento e liberação de carbono, utilizando-se de três cenários alternativos de práticas de uso do solo, os quais variam desde as práticas convencionais de uso do solo encontradas ao longo da rodovia transamazônica, primeiro caso - somente culturas anuais e pastagem para gado -, a um terceiro caso representado por práticas inovadoras que usam uma diversidade de culturas

associadas à rotatividade de áreas em pousio (DALE et al. 1994). Em particular, o modelo DELTA é visto por seus autores como “a playing game tool”. Ou seja, o modelo em si não visa simplesmente uma predição, mas sim é concebido para servir como um instrumento de investigação do destino da paisagem, no caso de uma região amazônica, a partir dos processos de decisão de uso do solo adotados por colonos com diferentes perfis. Nesse sentido, ele também pode ser considerado como um modelo de processo, apesar de rodar de modo estocástico.

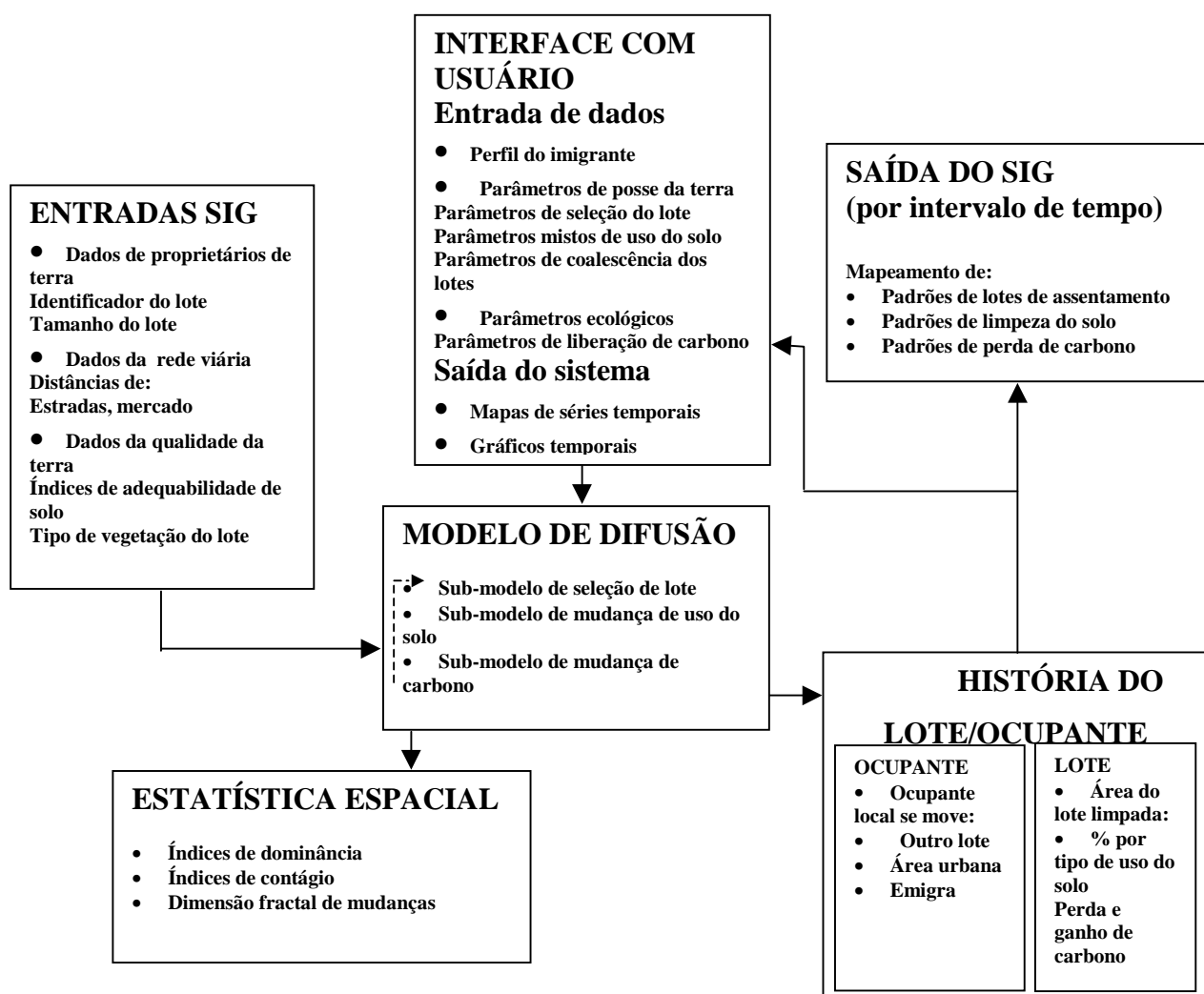


Fig. 3.10 - Fluxograma e componentes principais do modelo DELTA.

Fonte: DALE et al. (1993)

Para concluir este tópico, pode-se então dizer que, muito embora, tenha-se tentado classificar, para fins de revisão e estudo, os modelos de acordo com essas diferentes taxionomias; a contínua evolução da arte de modelagem, permitindo que os modelos

incorporem cada vez mais mecanismos cibernéticos, tais como retroalimentação e probabilidades de transição dinâmicas, estreitará ainda mais a delimitação entre os modelos baseados em processo dos modelos estocásticos. Ao mesmo tempo, o aprimoramento dos modelos em mosaico, através do desenvolvimento de algoritmos para interação com a vizinhança, fará com que eles se aproximem mais da estrutura de modelos em manchas.

3.4 Métodos de Construção e Parametrização de Modelos de Dinâmica de Paisagem

Como visto anteriormente, a solução de modelos espaciais dinâmicos requer a definição dos processos no tempo t que controlam o desenvolvimento do padrão espacial para um tempo $t+m$. Nesses termos, a construção de um modelo de simulação visa obter medidas de alguns aspectos do estado atual da paisagem que possam fornecer indicações do seu potencial para se tornar algo diferente, diante de diversos conjuntos de condições. Por conseguinte, o estudo da dinâmica de uma paisagem deve incluir a definição dos limites do sistema e o objeto de estudo, determinar seus componentes e como que eles se interagem entre si, em função das variáveis endógenas e exógenas, para produzirem mudanças estruturais (PEREZ-TREJO, 1993).

Na construção de um modelo de dinâmica de paisagem, é necessário, em primeiro lugar, mapear os padrões de uso do solo, categorizando-os em função de suas características médias, para com isso avaliar como que cada elemento de paisagem se relaciona com o outro espacialmente e temporalmente. Segundo NYERGES (1993), cada limite no mapa temático representa uma área de fluxo de material, nutrientes, energia e informação entre os elementos da paisagem caracterizados. Serão esses processos de fluxos e trocas (os quais mantêm a configuração da bordas e que também são controlados pela disposição delas) que determinarão onde os limites irão mudar através do tempo. Por essa linha de raciocínio é que se explica a dependência espacial num processo de transição na paisagem, posto que as margens das manchas serão sempre mais sensíveis às mudanças do que seus protegidos núcleos interiores.

A arte de modelagem consiste assim em tentar traduzir esse conjunto de hipóteses, como discutido acima, para um sistema de equações matemáticas. No entanto, como STEYEART (1993) afirma, “pode até haver conhecimento significativo da compreensão de um processo ambiental, mas a sua formulação quantitativa pode ser, por outro lado, limitada”. Ou seja, a habilidade para expressar determinados processos ambientais através de um conjunto

detalhado de equações matemáticas pode não existir ou as equações podem ser demais complicadas para se resolver sem excessivas ou deformadoras simplificações

Contudo, na possibilidade de se estruturar um modelo espacial através de relações matemáticas são necessários ainda discretizá-lo e quantificar seu parâmetros. Segundo STEYEART (1993), uma metodologia que reestrutura um sistema de equações na forma de uma grade matricial ou *raster* é conhecida como processo de discretização. Já a parametrização pode ser vista como um método para escalar processos de subgrade para o nível de resolução da grade. Os valores dos parâmetros especificados para um modelo são então obtidos por meio de técnicas de calibração. Em geral, técnicas estatísticas são usadas para estimar os valores dos parâmetros que produzem o melhor ajuste entre o modelo e os dados empíricos (SKLAR; COSTANZA, 1991)

Existem diferentes maneiras de se construir um modelo de mudança de solo de acordo com abordagens baseadas nas estratégias de modelagem e resultados desejados. Segundo PARKS (1991), estas abordagens podem ser descritas de acordo com três categorias de modelos, os quais incluem: inventário-descritivos, engenharia de otimização e estatístico-econômicos. Segundo este autor, cada categoria é útil na análise de uma paisagem, sendo que o melhor modelo a ser usado vai depender dos objetivos e restrições específicas a cada tipo de estudo.

Modelos inventário-descritivos de uso do solo somente requerem as tendências históricas de mudança de uso do solo, não empregando nenhuma teoria econômica explícita para fins de extrapolação (PARKS, 1991). Desse modo, este autor ainda observa que “muito embora, estes modelos sejam fáceis de construir, eles não são verdadeiramente preditivos, posto que a extrapolação de tendências do passado para o futuro são meramente subjetivas”. Ambas as equações diferenciais ou processos estocásticos podem ser usados, sendo que a projeção de cenários alternativos em modelos inventário-descritivos usualmente envolvem alteração das taxas ou probabilidade de mudança entre as categorias de solo. Já os modelos de engenharia de otimização buscam um padrão de paisagem que melhor alcance um certo objetivo quantificável e atenda certas imposições, que podem ser econômicas ou não (PARKS, 1991). A paisagem modelada consiste então numa alocação de classes de uso do solo ou cobertura de solo para possíveis novas escolhas - vide modelos apresentados pela arquitetura de paisagem em MCHARG (1971). Os dados requeridos para implementação desses modelos incluem a identificação dos objetivos, caracterização de seqüências de atividades e suas

consequências em função de dados de engenharia, que possam refletir uma certa eficiência técnica, e possíveis escolhas de uso do solo. De acordo com PARKS (1991), simulações usando estes modelos têm a forma de projeções, através da mudança de parâmetros ou na especificação de um conjunto de diferentes objetivos e imposições.

Por sua vez, modelos estatístico-econômicos de uso do solo descrevem o relacionamento entre as mudanças na paisagem com as variáveis econômicas, sociais, políticas e ambientais. Modelos comportamentais são usados para identificar importantes variáveis, como preço, custo e tecnologia de produção, das quais são extraídas relações empíricas com cada uso do solo através de procedimentos estatísticos e econométricos. Ao contrário dos modelos de engenharia de otimização que descrevem como as paisagens deveriam ser planejadas para atingir certos objetivos, esta abordagem estima empiricamente como uma paisagem pode se alterar em função de mudanças econômicas (PARKS, 1991). Como exemplos de modelos estatístico-econômicos, citam-se os trabalhos de ALIG et al. (1985) e PARKS (1991).

ALIG et al. (1985) apresentam um modelo de mudança de uso do solo denominado SAM (Southeast Area Model), o qual utiliza dois estágios de modelagem para projetar mudanças em áreas de propriedades florestais. No primeiro estágio, equações econométricas estimadas são usadas para projetar áreas florestais a partir de dados dos principais tipos de propriedade florestais. No segundo estágio, um modelo de transição simula a distribuição de diferentes tipos de floresta em cada classe de propriedade.

Finalmente, o modelo estatístico-econômico usado por PARKS (1991) amarra as probabilidades de transições de uso do solo diretamente com dados econômicos obtidos dos benefícios alternativos de uso do solo. Quando estes benefícios são suficientemente altos, atingindo um nível crítico, o proprietário muda o uso do solo. Para estimar as probabilidades de transição, este autor utilizou então um modelo de regressão linear na forma de:

$$P_{ijk} = X\beta_{ij} + \varepsilon_{ijk} \quad (29)$$

Onde P_{ijk} corresponde à probabilidade de transição entre os usos do solo i para j , em um município k . Os coeficientes β_{ij} são estimados usando ajuste por mínimos quadrados a partir das variáveis independentes para cada município, as quais incluem retorno médio por ano para cultura e criação de gado e desmatamento. Simulações são feitas então usando as proporções de transição estimadas no lugar das empíricas.

3.4.1 Geoprocessamento Aplicado ao Estudo e Modelagem de Dinâmica de Paisagem

Um primeiro passo na construção de um modelo de dinâmica de paisagem consiste no mapeamento dos padrões mutáveis de uso e cobertura do solo da região escolhida para o estudo. Para tanto, são necessários métodos de levantamento que possibilitem identificar as mudanças na paisagem. Neste sentido, podem ser utilizados como fonte de dados: levantamentos de campo, mapas previamente existentes, fotografias aéreas, dados publicados por censos demográficos e agrícolas e sensoriamento remoto orbital. Dentre estes métodos, o desenvolvimento e aplicação de técnicas de sensoriamento remoto orbital para o monitoramento de fenômenos e processos ambientais têm recebido atualmente uma especial atenção.

Em relação às suas diversas vantagens, pode-se dizer que, devido aos seus dados multiespectrais serem coletados de modo repetitivo, o sensoriamento remoto orbital oferece a oportunidade para a análise da dinâmica de vários fenômenos espaciais, em abordagens que variam de escalas locais a globais. Além disso, a natureza digital de suas imagens possibilita o emprego de algoritmos computacionais para o realce e classificação de padrões, facilitando assim o mapeamento de grandes extensões de um modo rápido e objetivo o que faz com que essa tecnologia represente uma importante fonte de dados para o desenvolvimento, refinamento e calibração de modelos de dinâmica de paisagem.

Como resultado, índices de estrutura de paisagem, obtidos de imagens de sensoriamento remoto orbital, poderão ser usados não só para se monitorar as grandes mudanças nas paisagens como também para se prever a evolução do padrão da paisagem. Ainda, o sensoriamento remoto orbital permite cartografar as unidades de paisagem, representadas por particulares conjuntos de formações vegetais, solo e relevo e por fim, seqüências de imagens multitemporais podem ser usadas para derivar estimativas das *probabilidades* ou *freqüência de transição* (Cf. equação nº 19), que correspondem às taxas de mudança de uma categoria de uso do solo para outra ao longo de um período de tempo (HALL et al., 1988 e DUNN, 1991).

Todavia, não basta apenas obter uma grande massa de dados usando-se o sensoriamento remoto, é preciso analisá-la dentro de um contexto espacialmente explícito. Nesses termos, pode-se dizer que como a distribuição espacial é inerente à disciplina Ecologia de Paisagem, os estudos das respostas dos processos e efeitos ecológicos ao nível da paisagem

têm atraído cada vez mais a utilização do SIG como um instrumento de análise e modelagem de dados (BRIDGEWATER, 1993 e JOHNSTON, 1993). Assim, torna-se interessante considerar o relacionamento entre essas duas disciplinas. Enquanto os SIGs refletem o desenvolvimento tecnológico da última década, a Ecologia de Paisagem, devido à sua natureza mais teórica, passa a ser vista como uma fonte de modelos para estes (BRIDGEWATER, 1993 e PEREZ-TREJO, 1993).

Segundo TAYLOR (1991), um Sistema de Informações Geográficas pode ser considerado como um conjunto de facilidades voltado à captura, armazenamento, verificação, integração, manipulação, análise e visualização de dados referenciados à Terra. Ainda, de acordo com GOODCHILD (1993), o SIG é visto como uma tecnologia de propósito geral capaz de manipular dados geográficos em formato digital no sentido de satisfazer as seguintes necessidades: 1) - pre-processar dados de grandes coletas para adequá-los à análise, incluindo operadores de conversão, reformatação, mudança de projeção cartográfica, reamostragem e generalização. 2) - permitir a análise e modelagem de dados, nas formas tais como descrição, integração, calibração, prescrição e prospecção. 3) - realizar pós-processamento dos resultados, incluindo operações de reformatação, tabulação, geração de relatórios e mapas. As operações presentes nestas etapas acima podem ser agrupadas em três áreas funcionais denominadas por BERRY (1993) como: *cartografia digital*, *sistema de gerenciamento da base de dados* e *modelagem cartográfica*.

A *cartografia digital* está presente em um SIG principalmente nas etapas de entrada - ou seja, no processo de codificação ou abstração digital das feições ou entidades da paisagem -, editoração gráfica, visualização e produção de mapas. Por sua vez, o *sistema de gerenciamento da base de dados* focaliza os componentes de armazenamento e recuperação de dados do sistema, sendo capaz de organizar o grande conjunto de dados e recuperá-los através de operações de busca para produzir saídas na forma de relatórios ou mapas, como no exemplo de estatística de frequência entre variáveis especificadas. Já a *modelagem cartográfica* busca desenvolver novas visões entre os relacionamentos geográficos dos dados através do cruzamento e integração das variáveis espaciais.

Nessa etapa de modelagem cartográfica são então utilizadas linguagens de análises espaciais. Uma linguagem reconhecida para esse fim é a *álgebra de mapas* (TOMLIN, 1990 e BERRY, 1993). Segundo BERRY (1993), esta linguagem usa de uma seqüência de funções primitivas para realizar uma análise complexa de mapas. Nesse sentido, ela é semelhante à

álgebra tradicional, na qual operadores primitivos (adição, subtração, exponenciação) são logicamente seqüenciados com variáveis para se formar uma equação. No entanto, na álgebra cartográfica, mapas inteiros representam as variáveis. O procedimento analítico envolve o processamento cíclico de mapas digitais (semelhante à resolução de parênteses de uma equação), usando-se de operações de processamento espacial. Desse modo, uma seqüência lógica, coerente para o desempenho de uma determinada análise cartográfica, envolve a recuperação de um ou mais mapas da base de dados, processamento desses dados como especificado pelo usuário, criação de um novo mapa contendo o resultado do processamento e o seu armazenamento para o processamento subsequente.

Além da capacidade matemática tradicional, a álgebra de mapas inclui primitivas de processamento cartográfico para transformar, combinar camadas, convolvê-las com filtros espaciais de várias maneiras, tais como máscaras de vizinhança, conectividade, proximidades e rotas ótimas, e ainda realizar certas análises estatísticas (BERRY, 1993). Nestes termos, linguagens de álgebra de mapas podem ser encontradas embebidas em uma linhagem de SIGs, que inclui desde os precursores, como SYMAP (Synagraphic Mapping System) criado por Fisher em 1963 (BURROUGH, 1991), e outros como o GRID, IMGRID e MAP, até os mais populares como GRASS, IDRISI e ARC-INFO. Por isso, esses SIGs podem ser vistos como uma *criativa caixa de ferramentas* voltadas para o processamento de mapas, a qual segundo BERRY (1993), incorpora conceitos fundamentais do espaço geográfico.

Neste contexto, a álgebra de mapas pode ser muito útil na exploração da distribuição espacial das variáveis que podem ter um papel importante na dinâmica da paisagem, a citar relações corológicas - distância, adjacência e justaposição e tamanho das diferentes manchas - , complexidade de padrões de uso do solo, como modelos de atração regional e arquiteturas de projetos de colonização, padrões de vegetação e solo, topografia, declividade e distância a fontes de semente, como no caso da sucessão vegetal.

Especificamente em relação aos modelos de simulação de paisagem, existem ainda três maneiras básicas que se pode usar um SIG. De acordo com HAINES-YOUNG (1993), estas são:

- 1- sintetizar a condição média de parâmetros ou estados de uma célula ou uma mancha em um modelo. 2 - especificar parâmetros e estados para a simulação ou construção de um submodelo para cada célula ou mancha, sem interação com a vizinhança. 3 - especificar parâmetros e estados para um submodelo em cada célula ou mancha com interação entre elas,

como por exemplo probabilidades de transição baseadas nos vizinhos mais próximos (Cf. TURNER, 1987 e 1988).

Nesta linha de pesquisa, os SIGs podem também ser usados tanto para quantificar as mudanças na paisagem - pela sobreposição de mapas multitemporais -, como para integrar a quantidade de informação na qual as probabilidades de transição estão baseadas, por exemplo, em diferentes coberturas do solo, ecorregiões ou ecótopos, topografia, solo, história, relacionamentos de distâncias, regras de adjacências, forma e tamanho dos elementos da paisagem, etc.

Neste escopo, FLAMM; TURNER (1994) apresentam uma maneira simples de integração de todas as variáveis que governam as probabilidades de transição através de um modelo de camadas. Uma síntese da paisagem é formada por um modelo cartográfico, onde cada condição é representada por uma cadeia de números, por exemplo 326, onde 3 é uma categoria de vegetação, 2 uso do solo e 6 representa o tipo de solo. Cada linha da matriz de probabilidades de transição contém P_{ijs} em função de um dado rótulo da condição da paisagem. Quanto mais camadas de dados são incluídas no mapa composto, maior é o número de condições distintas e mais extensa vai ser a matriz de transição. Para conduzir a simulação, os rótulos das condições da paisagem no mapa composto são então casados com os valores equivalentes da condição da paisagem na matriz de transição.

Uma abordagem alternativa ao trabalho de FLAMM; TURNER (1994) será mostrado adiante na apresentação do programa DINAMICA, o qual utiliza da técnica de regressão logística para o cálculo das probabilidades espaciais de transição. Lembre-se que esta etapa constitui um importante passo para a parametrização e discretização de modelos de simulação.

3.5 Métodos de Comparação e Validação de Modelos Espaciais de Paisagem

Como mostrado previamente, um conjunto de novos métodos foram desenvolvidos para análise e comparação de padrões espaciais. Foram selecionados também por este trabalho os índices de dimensão fractal, contágio, número e tamanho médio das manchas como os principais métodos para avaliação do modelo espacial de simulação (Cf. também TURNER et al. 1989). Neste escopo, a estrutura da paisagem simulada é avaliada por meio desses índices (vide exemplos de PARKS, 1991 e DALE et al., 1994) e quando possível comparadas com as observadas ou projetadas (Cf. TURNER, 1987, 1988 e FLAMM; TURNER, 1994).

Por suposto, os índices de estrutura de paisagem, como a dimensão fractal e contágio, podem ser úteis para se comparar uma paisagem em situações quando os aspectos estatísticos dos padrões, como a quantidade de margens e a agregação ou fragmentação das mudanças, são mais importantes do que a localização precisa da mudança. Neste âmbito, pode-se considerar como uma das possíveis aplicações do modelo de simulação DINAMICA, apresentado no final deste texto, a avaliação de diferentes propostas de arquiteturas e modelos de colonização em função da resultante fragmentação dos habitats originais de floresta.

Mas, se por outro lado, a localização da mudança for importante, torna-se então necessária uma comparação de célula por célula entre o modelo previsto e o observado (Cf. GILRUTH et al., 1995). No entanto, uma comparação feita somente à resolução mais fina, como no exemplo de testes de similaridades de imagens, pode não ser adequada para avaliar a predição, porque esta abordagem pode descartar modelos que não acertem precisamente a posição x,y, mas que possuam uma boa aproximação, considerando um determinado raio de vizinhança em torno da posição exata da mudança. Desse modo, CONSTANZA (1989) apresenta um procedimento, intitulado *método de múltipla resoluções*, o qual pode ser aplicado a uma gama de resoluções espaciais através da mudança do tamanho da janela de amostragem.

Este método consiste em um algoritmo que gradualmente diminui a resolução de comparação pelo aumento da janela de amostragem. Esta janela é deslocada através da imagem e o ajuste médio de uma janela de tamanho particular é calculado. Por conseguinte, este representa o ajuste da predição para aquela resolução (TURNER et al., 1989). A fórmula para o ajuste consiste em:

$$F_w = \frac{\sum_{s=1}^{t_w} \left[1 - \sum_{i=1}^p \frac{|a_{i1} - a_{i2}|}{2w^2} \right]}{t_w} \quad 30)$$

Onde F_w é o ajuste para a janela de tamanho $w \times w$, a_{i1} é o número de células da categoria i na cena 1 (imagem simulada) e a_{i2} é o número de células da categoria i na cena 2 (imagem observada) na janela da amostra, p o número de diferentes categorias na janela amostrada e t_w o total de números de janelas amostradas na cena para um tamanho de janela w . Para duas cenas idênticas um gráfico de F_w contra w fornecerá uma linha reta. Mas se as cenas tiverem a mesma proporção de elementos de paisagem, todavia com padrões espaciais diferentes, a linha aumentará gradualmente até que F_w atinja 1, quando a janela tornar-se-á

igual ao tamanho da cena avaliada. No entanto, se existe um relativo ajuste dos padrões esta curva aumentará rapidamente de modo assintótico (Fig 3.11).

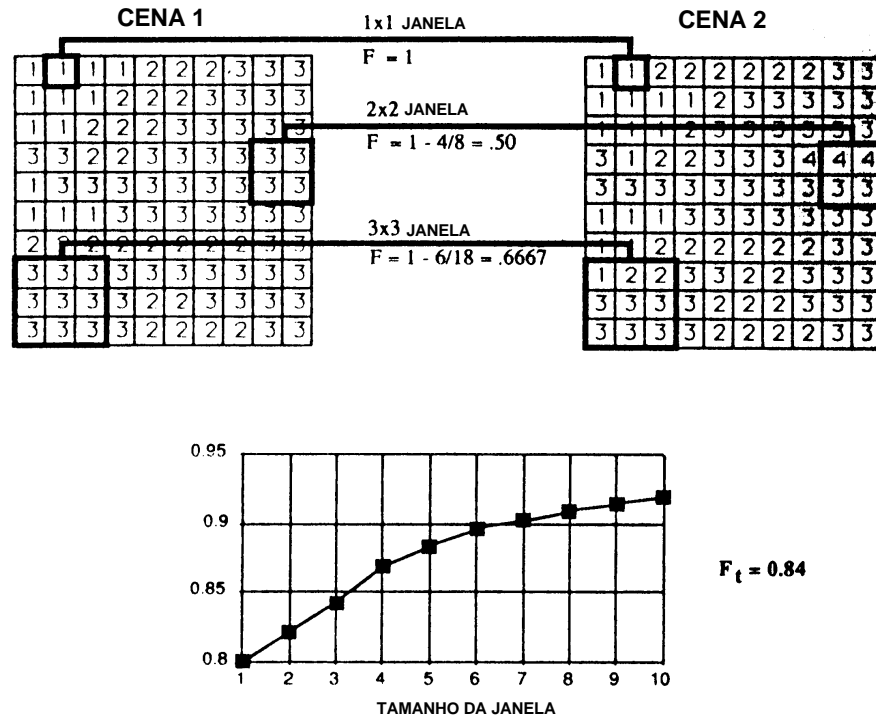


Fig. 3.11 - Exemplo de ajuste por múltipla resoluções para uma cena de 10x10 com quatro categorias. O gráfico mostra que há um relativo ajuste entre as duas cenas que aumenta com o tamanho da janela. Neste exemplo $k = 0.1$ e $F_t = 0.84$.

Fonte: COSTANZA (1989).

O ajuste total do modelo pode ser expresso pela seguinte fórmula:

$$F_t = \frac{\sum_{w=1}^n F_w e^{-k(w-1)}}{\sum_{w=1}^n e^{-k(w-1)}} \quad 31)$$

Onde F_t é a média da soma de todos os ajustes de todos os tamanhos das janelas e F_w é o ajuste para janelas de amostras de dimensão linear w e k é uma constante. Quando k é igual a zero, todos os tamanhos de janelas tem o mesmo peso; quando $k=1$, somente as janelas maiores são importantes. Segundo COSTANZA (1989), os valores de k podem ser ajustados dependendo do objetivo do modelo e da qualidade dos dados.

4. O PROGRAMA DINÂMICA

O programa DINÂMICA foi desenvolvido, tendo como base a fundamentação teórica e a experiência prévia de modelagem de paisagem apresentada no capítulo anterior. Ele foi concebido para simular a dinâmica de paisagem em áreas de colonização amazônica ocupadas por pequenos colonos - propriedades com tamanho igual ou menor que 100 hectares (Cf. SOARES-FILHO, 1998)

Como novas propostas, este programa foi idealizado para incorporar processos de decisão - baseados, por exemplo, em modelos de uso dos solos pelos colonos amazônicos -, ser parametrizado a partir de abordagem maciça de dados - como nos exemplos do método estatístico da regressão logística -, incluir processos estocásticos de múltiplos passos de tempo com probabilidades espaciais com característica dinâmica e ainda computar o efeito da vizinhança em um projeto misto de mosaico e manchas.

O programa DINÂMICA modela as mudanças nessas paisagens amazônicas, incorporando os caminhos e estados, como mostrados pela Fig. 4.1. Assim, ele estabelece 4 estados - floresta primária, desmatado, regeneração e florestas secundárias e 6 transições, que podem ser simplificadas para três: Floresta \Rightarrow Desmatado, Desmatado \Rightarrow Regeneração e Regeneração \Rightarrow Desmatado, pois o modelo não precisa contemplar as passagens da *regeneração* para *floresta secundária* e desta para *mata*, dado que as mesmas ocorrem de modo determinístico, em função apenas do tempo de permanência no estado de *regeneração*

Esta simplificação se justifica devido à prevalência das pastagens na paisagem rural da área em apreço, onde chegam a ocupar mais de 90% da região desmatada, quer seja em projetos de colonização ou nas grandes fazendas de gado. De fato, a simplificação taxionômica proposta não compromete o detalhamento e o resultado do modelo em questão, pois o mesmo não foi projetado com o objetivo de descrever as mudanças entre os correntes usos do solo, mas sim visando a determinação das possíveis configurações da estrutura da paisagem em função das áreas de remanescentes e de regeneração florestal. Nesses termos, o modelo focaliza o efeito do desmatamento e dos processos de regeneração vegetal sob a luz da importância ambiental da preservação da extensão e continuidade dos habitats originais e da recuperação do ecossistema regional, em consequência da restauração da paisagem florestal. Neste contexto, algumas questões a serem investigadas pelo presente modelo podem ser traduzidas pelas seguintes perguntas: Quais áreas desmatadas vão chegar a formar florestas secundárias? Qual será a configuração espacial e a estrutura da paisagem em um

tempo t qualquer? E sendo assim, quais seriam as suas implicações ecológicas? Onde restarão as manchas de florestas primárias?

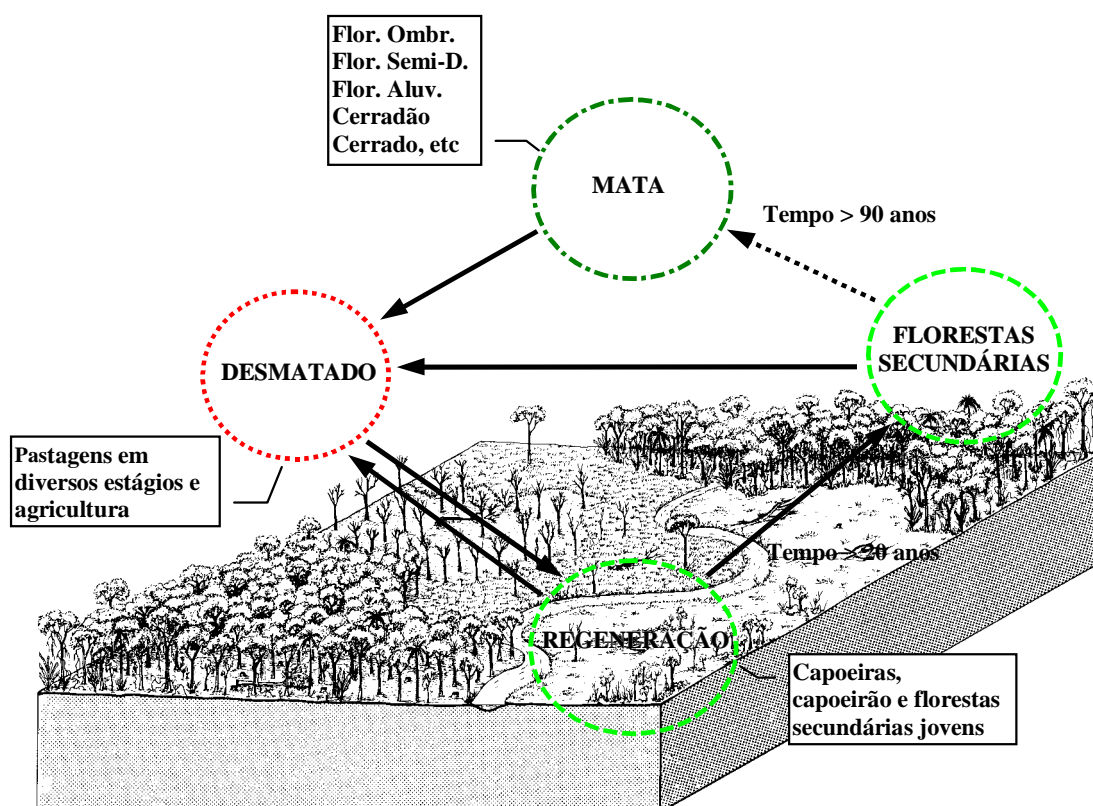


Fig. 4.1 - Modelo simplificado da trajetória da paisagem da região de estudo. A linha tracejada significa que se o processo de sucessão vegetal obtiver sucesso, poderá se chegar após dezenas de anos a uma floresta secundária com características biológicas próximas à floresta original.

AS BASES CONCEITUAIS

A configuração adotada para o programa DINAMICA usa como entrada um mapa de paisagem - como representado pelo mapa de estados dos elementos de paisagem obtido pelo sensoriamento remoto, gerando como saída mapas de paisagem, um para cada passo de tempo, mais os mapas das probabilidades de transição e das variáveis dinâmicas. Ainda, como dados de entrada, são empregadas variáveis espaciais selecionadas, as quais se encontram estruturadas em dois conjuntos cartográficos, de acordo com a sua natureza estática ou dinâmica. Por conseguinte, o modelo de simulação opera sobre cubos de dados, produzindo como saída novos cubos de dados. Já os parâmetros de entrada são especificados por fases. Assim, cada fase compreende um conjunto único de parâmetros que inclui: números de passos, as constantes da função de cálculo das Pij's espaciais, dada pela equação logística, a

resolução da imagem da paisagem (a qual se encontra especificada nos cabeçalhos .ers), as taxas anuais de transição, eventual valor de saturação de desmatamento, tempo mínimo que uma célula deve permanecer desmatada e as porcentagens de transição alocadas por cada um dos algoritmos de transição desenvolvidos, em conjunto com as suas opções.

Cada uma das fases do programa de simulação possui parâmetros fixos, conseqüentemente ele pode ser rodado usando-se de múltiplas fases, cada uma possuindo um número variado de passos de tempo. Os algoritmos empregados em cada uma das etapas do programa de simulação são descritos a seguir (Fig. 4.2).

CÁLCULO DAS VARIÁVEIS DINÂMICAS

Como uma parte dos mapas de entrada do programa de simulação se faz representar pelas variáveis estáticas. Essas são calculadas apenas uma vez antes de se iniciar o programa, permanecendo os seus valores fixos durante a execução do mesmo. Por sua vez, o grupo das variáveis dinâmicas, representado pelas distâncias aos elementos de paisagem e pelo tempo de permanência em cada estado, necessita ser recalculado a cada iteração do programa.

Assim, um primeiro procedimento do programa de simulação consiste em refazer os mapas dinâmicos de distâncias. O algoritmo utilizado para tanto calcula, em um primeiro passo, as células de fronteira para cada mancha dos elementos de paisagem, convoluindo-se uma máscara 3x3 através do mapa. Num segundo passo, o mapa é novamente percorrido, com o objetivo de se medir a distância euclidiana entre cada célula nula e a posição da célula de fronteira mais próxima, a qual está armazenada em uma árvore 2D. Já para obtenção do tempo de permanência, o algoritmo utilizado incrementa em uma unidade o tempo das células não transicionadas ao final de uma iteração.

A importância do tempo de permanência advém da sua utilização para determinação das áreas em regeneração que já atingiram, após um número sucessivo de rodadas do programa, um relativo estado de recuperação, característico de florestas secundárias, porquanto a transição das áreas de regeneração para as florestas secundárias, segundo o modelo adotado, ocorre de modo determinístico unicamente em função do tempo de permanência. Ainda, esta variável entra no modelo em questão para restringir a transição Desmatado -> Regeneração somente após um determinado limiar de tempo de desmatamento.

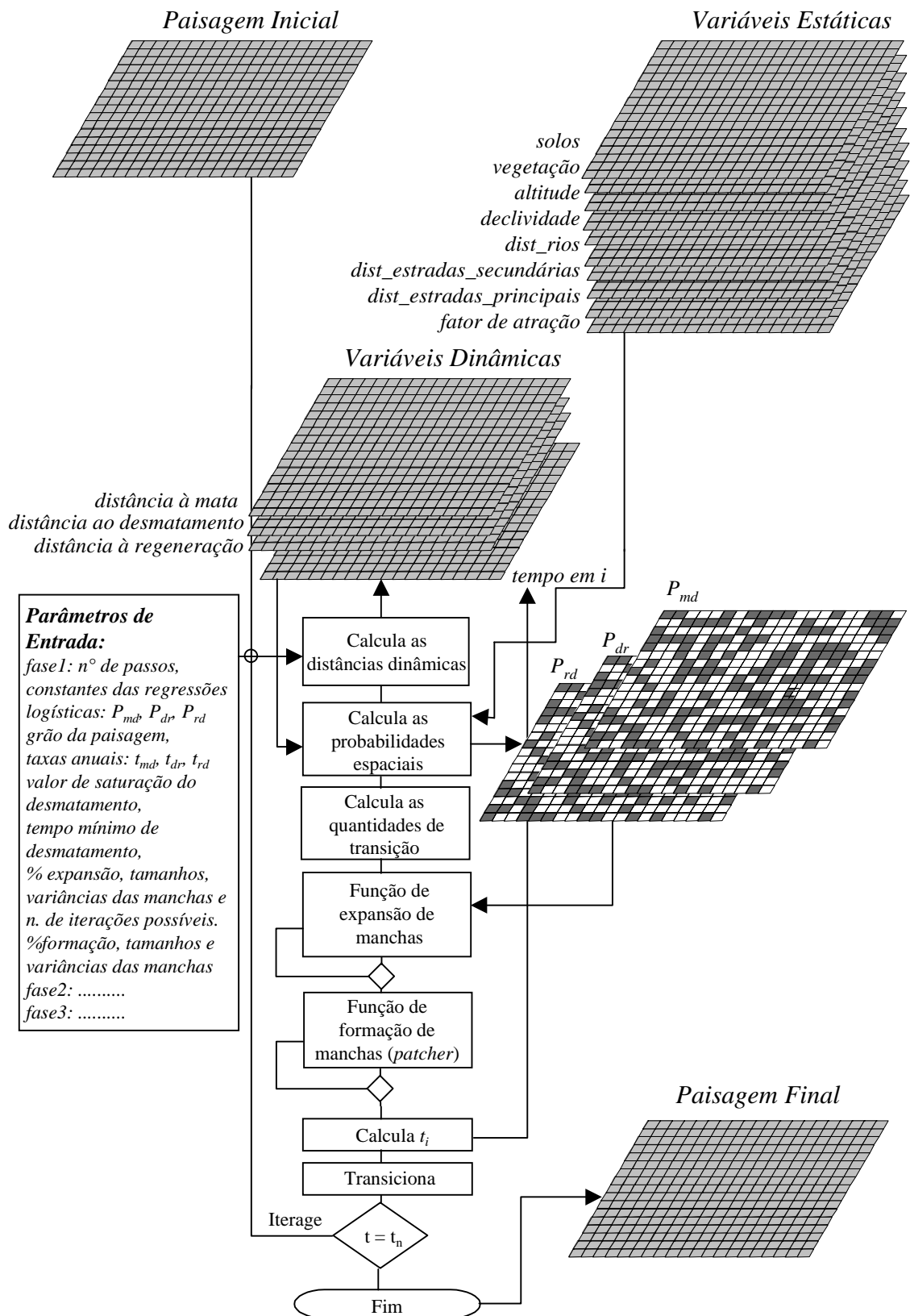


Fig. 4.2 - Fluxograma do programa DINAMICA

CÁLCULO DAS PROBABILIDADES ESPACIAIS DE TRANSIÇÃO

A metodologia desenvolvida para o cálculo das probabilidades espaciais de transição baseia-se na aplicação da regressão logística. A saída desta função é um conjunto de mapas ou camadas, cada um mostrando as probabilidades das subáreas para os tipos transição $i \rightarrow j$. Dado que o estado de uma célula, diante de uma possível transição, seja Mata, Desmatado ou Regeneração, será escolhido o respectivo P_{ij} para ser usado nos sorteios a serem realizados pelas funções de transição: expansão (expander) e formação de manchas (patcher).

CÁLCULO DAS TAXAS E QUANTIDADES DE TRANSIÇÃO

As taxas de transição para os três tipos possíveis de mudanças são, a princípio, consideradas como parâmetros fixos para cada uma das fases. Ainda, por serem taxas ou proporções, faz-se necessário o cálculo do número desejado de transições pela multiplicação das taxas versus os números totais de células de cada um dos elementos de paisagem presentes em um instante do tempo. Para fins de projeção, o modelo de simulação também incorpora um efeito de saturação global, posto que é improvável que haja um desmatamento por completo de uma região, devido a existência de áreas bastante impróprias à ocupação rural. Esse efeito de saturação baseia-se na derivação da equação da curva de um típico processo de difusão, resultando na equação abaixo:

$$TAXA'(mata \rightarrow desmatado) = TAXA(mata \rightarrow desmatado) * (M - v) / (M + v)$$

Onde M é a porcentagem presente de mata e v é a porcentagem mínima remanescente de mata.

AS FUNÇÕES DE TRANSIÇÃO

Uma questão importante em modelos de simulação de paisagem, sobretudo os estruturados em mosaico, refere-se à influência da vizinhança mais próxima nas chances de transição e na dinâmica das manchas, dado que a maioria das mudanças ocorre na interface entre as inúmeras manchas dos elementos de paisagem. Uma maneira encontrada para tanto consiste em dividir o mecanismo de eleição de células a serem transicionadas em dois processos, a saber: um primeiro só de expansão ou retração de manchas (função de expansão) e um segundo de formação ou geração de manchas a partir de células nucleadas, sendo a combinação destes dois processos dada por:

$$Q_{ij} = r * (\text{função de expansão}) + s * (\text{função de formação})$$

Onde Q_{ij} é a quantidade de transições ij desejadas e $r + s = 1$.

Desse modo, pode-se variar a proporção nos processos de transição entre os dois mecanismos, a partir da mensuração da estrutura da paisagem resultante. Ambos os processos acima usam mecanismo aleatório, a partir do ordenamento das probabilidades de cada um dos três tipos de transição. O algoritmo empregado para tanto consiste na construção de uma estrutura do tipo vetor (heap dinâmico), na qual as células com maiores probabilidades são armazenadas de modo decrescente. Em seguida, é realizado um sorteio, sendo em seqüência armazenadas as localizações das células contempladas. A transição é então efetuada numa segunda percorrida através da matriz ou imagem da paisagem, garantindo-se assim que a escolha das células não seja enviesada pela forma da leitura da imagem, a qual é sempre realizada em linhas seqüenciais. Os procedimentos de ordenamento e sorteio descritos acima são então repetidos para os dois tipos de transição, sendo que em cada um é computado o número de sucessos obtidos e as iterações necessárias de modo que o número de transições finais se iguale ao pré-estabelecido pelos parâmetros de entrada. Em resultado, o mapa final vai sempre apresentar a mesma distribuição dos elementos de paisagem do seu equivalente mapeado, consequentemente reduzindo a avaliação do modelo de simulação ao que tange somente a seu quadro espacial.

FUNÇÃO DE EXPANSÃO DE MANCHAS

O algoritmo empregado no processo de expansão é baseado na fórmula abaixo:

$$\text{Se } n_j > 4 \text{ então } P'(ij)(xy) = P(ij)(xy) \text{ senão } P'(ij)(xy) = (n_j)/5$$

Onde n_j corresponde ao número de ocorrências de células j em uma vizinhança 3×3 . Por esse método, garante-se como probabilidade máxima = P_{ij} original, sempre que uma célula i a ser transicionada estiver cercada de pelo menos 50% de vizinhos j .

Apesar do modelo ser estruturado em mosaico, este algoritmo busca reproduzir, através do efeito da vizinhança nas probabilidades espaciais de transição, o mecanismo de expansão e contração de manchas.

FUNÇÃO DE FORMAÇÃO DE MANCHAS

A função de formação de manchas visa impedir que sejam geradas manchas isoladas do tamanho somente de uma célula, o que provavelmente aconteceria se fosse usada somente uma simples função de alocação. Desse modo, os entornos das células alocadas para as transições são examinados para uma possível transição em conjunto. Isso se dá, em primeiro,

através da identificação dos possíveis pixels a serem transicionados, selecionando-os, em segundo, a partir do ordenamento decrescente de suas probabilidades P_{ij} . Como exemplo da aplicação dessa função, garante-se que as novas clareiras abertas pelo desmatamento anual sejam equivalentes ao realizado por um típico colono da região.

Para cada fase do programa de simulação, são definidas as porcentagens das quantidades totais dos dois tipos de transição a serem efetuadas pelas funções de transição. Ainda, para se evitar loops infinitos, é especificada uma quantidade máxima de iterações para a função de expansão. Os números de sucessos obtidos são então subtraídos das quantidades desejadas e o restante é repassado à função seguinte.

Tanto a função de expansão de manchas quanto a de formação de manchas incorpora uma função de alocação de novos núcleos de manchas. Esta função consiste simplesmente, em correr a imagem de paisagem, ordenando os maiores P_{ij} s em um heap para posterior sorteio. Nessas condições, cada pixel sorteado consistirá em um núcleo de uma nova mancha ou de uma área de expansão, que necessitarão ainda serem geradas através da subseqüentes funções de formação ou expansão de manchas.

Nessa etapa subseqüente de geração de novas manchas e mesmo áreas de expansão, é usada uma função de distribuição lognormal para o cálculo das probabilidades de geração de tamanhos de manchas ou áreas de expansão. Portanto, como parâmetros de entradas, são passados os tamanhos médios e as variâncias de cada tipo de mancha ou área de expansão de ser gerada.

Através da combinação das funções acima, mais a definição dos tamanhos médios e as variâncias das manchas e expansões produzidas pode-se aproximar da estrutura da paisagem simulada com a observada (Leia o manual do programa DINAMICA, em anexo). Para tanto, é necessária uma bateria de testes sistemáticos. Para essa avaliação, são sugeridos os índices de estrutura: Contágio, Dimensão Fractal e o número e tamanho médios das manchas por elemento de paisagem. Estes podem ser calculados usando-se o programa Fragstats.

CONCLUSÃO

Foram apresentadas nesta apostila as bases teóricas da Ecologia de Paisagem, destacando-se a sua importância como principal disciplina para se investigar as mudanças da Paisagem. Para tanto, a paisagem foi conceituada, *como uma unidade distinta e mensurável, definida pelo seu padrão espacial de agrupamentos de ecossistemas em interação, desenvolvimento geomorfológico, regimes de perturbação e evolução*. Mostrou-se também que para a análise e comparação dos diferentes padrões espaciais ou estruturas da paisagem foi desenvolvido um conjunto de novos métodos matemáticos. A importância da aplicação desses métodos na quantificação da estrutura da paisagem advém do reconhecimento que o arranjo espacial de uma paisagem, em um instante no tempo, pode revelar não só os processos que estão ocorrendo, mas também refletir os processos que determinaram o seu desenvolvimento.

Em seguida, foi revisto o estado da arte de construção e operação dos modelos de simulação de dinâmica de paisagem. As principais contribuições dos trabalhos prévios foram discutidas, destacando-se o carácter ainda emergente desta área, como demonstrado pelos poucos modelos já implementados. Foi assinalada também a importância das tecnologias de sensoriamento remoto e dos SIGs para os estudos de dinâmica de paisagem. O primeiro fornece os dados para os modelos de paisagem, como no exemplo do cálculo das matrizes de transição, e o segundo permite a organização e a manipulação da massa de dados disponível para fins de modelagem e análise das mudanças.

Neste aspecto, NYERGES (1993) chama a atenção para que os ecologistas de paisagem se atentem às complicações das escalas temporais e espaciais. Ou seja, o nível de detalhamento do modelo deve se ajustar à resolução requerente pelo problema em questão, implicando na identificação de uma escala espacial e estados de transição que possam adequadamente simular a estrutura da paisagem. A solução deste problema, no entanto, não é trivial, requerendo o uso de metodologias espaciais adequadas e um compromisso entre a complexidade do sistema analisado e o limite de tempo e de dados. Ainda, deve-se lembrar que as paisagens são produtos de um processo evolucionário, cuja dinâmica segue uma trajetória para um determinado equilíbrio, que pode ser estável ou não. Desse modo, elas são caracterizadas por respostas não lineares em função da mudança no ambiente ou como resultado da intervenção humana. Assim, como assinalado por BAUDRY (1989), modelos de

paisagem devem considerar um modelo conceitual das interações entre o complexo de atividades humanas e os sistemas ecológicos.

Por último, foram apresentadas, de modo resumido, as bases conceituais do programa de simulação DINAMICA. O desenvolvimento deste programa tem como premissa o aprimoramento de um ambiente integrado de análise e simulação, que possibilite estimular aplicações criativas a fim de se testar hipóteses e buscar respostas sobre as interações dos diversos parâmetros e dos inúmeros fatores intervenientes nos processos formadores da paisagem. Ou seja, o programa passa a ser visto como um dispositivo heurístico, que nos leva ao aprendizado do funcionamento e evolução desses sistemas espaciais, característicos das fronteiras de colonização recente amazônica. Do seu desenvolvimento, pode-se citar, como contribuição à arte de construção de modelos de simulação, a incorporação de propriedades cibernéticas, tais como o efeito de interação com a vizinhança, retroalimentação, mecanismos estocásticos e probabilidades espaciais de transição com característica dinâmica^{1.4}.

O executável deste programa - ver. 1.0 de novembro de 1998 -, mais os manuais e textos relativos ao seu desenvolvimento podem ser encontrados em www.csr.ufmg.br. O aprimoramento do mesmo continua e espera-se para breve o lançamento de uma nova versão, que operará de forma genérica, incorporando n estados e (n^2-n) transições. Pessoas interessadas na sua utilização ou em maiores informações sobre ele podem entrar em contato pelo endereço: britaldo@csr.ufmg.br.

^{1.4} Observe-se que estas propriedades cibernéticas ainda não tinham sido exploradas em conjunto pelos modelos precedentes.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABLER, R.; ADANS J.S.; GOULD, P. **Spatial organization: the geographer's view of the world**. Englewood Cliffs, Prentice-Hall, 1971.
- ACEVEDO, M.F.; URBAN, D.L.; ABLAN, M. Transition and gap models of forest dynamics. **Ecological Applications**, v.5, n.4, p.1040-1055, 1995.
- ALES, R.F. et al. Recent changes in landscape structure and function in a Mediterranean region of SW Spain (1950-1984). **Landscape Ecology**, v.7, n.1, p.3-18, 1992.
- ALIG, R.J.; WYANT, J.G. Projecting regional area changes in forestland cover in the U. S. A. **Ecological modeling**, v.29, p.27-34, 1985.
- BAKER, W.L. A review of models of landscape change. **Landscape Ecology**, v.2, n.2, p.111-33, 1989.
- BAKER, W.L.; CAI, Y. The r.le programs for multiscale analysis of landscape structure using GRASS geographical information system. **Landscape Ecology**, v.7, n.4, p.291-302, 1992.
- BAUDRY, J. Interactions between agricultural and ecological systems at the landscape level. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v.27, p.119-30, 1989.
- BELL, E.J. Markov analysis of land use change - an application of stochastic processes to remotely sensed data. **Socio-Economic Planning Science**, v.8, p.311-316, 1974.
- BELL, E.J. ; HINOJA, R.C. Markov analysis of land use change: continuous time and stationary processes. **Socio-Economic Planning Science**, v.11, p.13-17, 1977.
- BERRY, J.K. Cartographic modeling: the analytical capabilities of GIS. In: GOODCHILD, M; PARKS, B.O.; STEYAERT, L.T. **Environmental modelling with GIS**. New York, Oxford University Press, 1993. cap.7, p.59-73.
- BERTRAND, G. Paysage et Géographie Physique Globale: esquisse methodologique. **Revue Géographique des Pyrénées et du Sud-Ouest**, v.39, n.3, p.249-72, 1968.
- BOTKIN, D. B. et al. Some ecological consequences of a computer model of forest growth. **Journal of Ecology**, v. 60, p. 849-72, 1972.
- BOWEN, G.W.; BURGESS, R.L. A quantitative analysis of forest island pattern in selected Ohio landscapes. **ORNL Environment Sciences Division**, ORNTL/TM-7759, 1981.
- BRIDGEWATER, P.B. Connectivity: an Australian perspective, In: SAUNDERS, D. et al., **The role of remnant vegetation in nature conservation**. Sidney, Surrey Beatty, 1987.
- BRIDGEWATER, P.B. Landscape Ecology, GIS and nature conservation. In: HAINES-YOUNG, R.; GREEN, D.R.; COUSINS, S., **Landscape ecology and spatial information systems**. Bristol, Taylor and Francis, 1993. p.23-36.
- BUNCE, R.G.H.; JONGMAN, R.H.G. An introduction to Landscape Ecology. In: BUNCE, R.G.H.; PAOLETTI, R.M.G. **Landscape Ecology and Agroecosystems**. Boca Raton, Lewis Publishers, London, 1993. Cap. 1, p.3-10.
- BURGESS, R.L.; SHARPE, D.M. **Forest Island dynamics in man-dominated landscapes**. New York, Springer Verlag, 1981.
- BURROUGH, P.A. **Principles of Geographical Information Systems for Land Resources Assessment**. 3.ed. Oxford, Claredon Press, 1991.

-
- CHORLEY, R.J.; HAGGET, P. **Models in Geography**. London, Methuen, 1971.
- CHRISTIAN, C.S.; STEWART, G.A. General report on survey of Katherine-Darwin region, 1946, **Land Research Series**, Canberra, v.1, CSIRO, 1953.
- CONSTANZA, R. Model goodness of fit: a multiple resolution procedure. **Ecological Modelling**, v.47, p.199-215, 1989.
- DALE, V.H. AND GARDNER, R.H. Assessing regional impacts of growth declines using a forest succession model. **Journal of Environment Management**, v.24, p.83-93, 1987.
- DALE, V.H. et al. Causes and effects of land-use change in central Rondônia, Brazil. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v.59, n.6, p.997-1005, 1993.
- DALE, V.H. et al. Modeling effects of land management in the Brazilian Amazonian settlement of Rondônia. **Conservation Biology**, v.8, n.1, p.196-206, 1994.
- DOLFFUS, O. **O espaço geográfico**. 3.ed. São Paulo, Difel, 1978.
- DREWETT, J.R. A stochastic model of land conversion process - an interim report, **Regional Studies**, v.3, p.269-80, 1969.
- DUNN, P.C. et al. Methods for analyzing temporal changes in Landscape Pattern. In: TURNER, G.M.; GARDNER R.H. **Quantitative methods in landscape ecology: the analyses and interpretation of landscape heterogeneity**. New York, Springer Verlag, 1991. p.173-188.
- FACELLI, J.M.; STEWARD T.A.P. Markovian chains and the role of history in succession. **TREE**, v.5, n.1, p.27-29, 1990.
- FEARNSIDE, P.M. Amazonian deforestation and global warning: carbon stocks in vegetation replacing Brazil's amazon forest. **Forest Ecology and Management**, v.80, p.21-34, 1996.
- FLAMM, R.O; TURNER, M.G. Alternative model formulation for a stochastic simulation of landscape change. **Landscape Ecology**, v.9, n.1, p.37-46, 1994.
- FORMAN, R.T.T. Interactions among landscape elements: a core of landscape ecology. In: TJALLINGII, S.P.; DEVEER, A.A., 1.ed. **Perspectives in landscape ecology**. Wageningen, Países Baixos, Pudoc, 1983, p.35-48.
- FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. New York, John Wiley & Sons, 1986. 619p.
- GARDNER, R.H et al. Neutral models for the analysis of broad-scale landscape patterns. **Landscape Ecology**, v.1, p.19-28, 1987.
- GARDNER, R.H.; O' NEILL, R.V. Pattern, Process, and Predictability: The Use of Neutral Models for Landscape Analysis. In: TURNER, G.M.; GARDNER R.H. **quantitative methods in landscape ecology: the analyses and interpretation of landscape heterogeneity**. New York, Springer Verlag, 1991. p.289-308.
- GARNER, B.J. Models of Urban Geography and Settlement Location. In: CHORLEY, R.J.; HAGGET, P. **Models in Geography**. London, Methuen, 1971. Cap.9, p.304-55.
- GILRUTH, P; MARSH, S.E., ITAMI, R. A dynamic spatial model of shifting cultivation in the highlands of Guinea, West Africa. **Ecological Modelling**, v.79, p.179-97, 1995.

-
- GÓMEZ-SAL, A. et al. Patterns of change in the agrarian landscape in an area of cantabrian mountains (Spain)-Assessment by transition probabilities. In: BUNCE, R.G.H.; PAOLETTI, R.M.G. **Landscape Ecology and Agroecosystems**. Boca Raton, London, Lewis Publishers, 1993. Cap.13, p.141-152.
- GOODCHILD, M.F. The state of GIS for environmental problem-solving. In: GOODCHILD, M.; PARKS, B.O.; STEYAERT, L.T. **Environmental modeling with GIS**. New York, Oxford University Press, 1993. p.8-16.
- GORE, A. The digital Earth: Understanding our planet in 21st Century. www.opengis.org/info/pubaffairs/ALGORE.htm, 7p.,1988.
- GULINCK, H.; WALPOT, O.; JANSSENS, P. Landscape structural analysis of central Belgium using Spot data. In: HAINES-YOUNG, R.; GREEN, D.R.; COUSINS, S. **Landscape ecology and spatial information systems**. Bristol, Taylor and Francis, 1993. Cap.10, p.129-140.
- HAGGETT, P. **Geography: a modern synthesis**. 2.ed. New York, Harper & Row, 1972.
- HAINES-YOUNG, R.; GREEN, D.R.; COUSINS, S. Landscape Ecology and Spatial Information Systems. In: HAINES-YOUNG, R.; GREEN, D.R.; COUSINS, S. **Landscape ecology and spatial information systems**. Bristol, Taylor and Francis, 1993. Cap.1, p.3-8.
- HALL, F. G. et al. Landscape pattern and successional dynamics in the boreal forest. In: IGARSS'87, Ann Arbor, 1987. **Proceedings**. Ann Arbor, 1987. p.473-482.
- HALL, F.G.; STREBEL, D.E.; SELLERS, P.J. Linkage knowledge among spatial and temporal scales: vegetation, atmosphere, climate and remote sensing. **Landscape Ecology**, v.2, p.3-22, 1988.
- HARALICK, R.M.; SHANMUGAM, K.; DINSTEN, I. Textural features for image classification. **IEEE translation on Systems, man and Cybernetics**, SMC-3:610-21, 1973.
- HARVEY, D. **Explanation in Geography**, 3.ed. London, Edward Anold, 1976.
- HOBBS, R.J. Markov models in the study of post-fire succession in heathland communities. **Vegetation**, v.56, p.17-30, 1983.
- HUGGET R. **Systems Analysis in Geography**. London, Oxford University Press, 1980.
- IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA). **Projeto de Proteção do Meio Ambiente e das Comunidades Indígenas - PMACI -II. Diagnóstico geoambiental e sócio-econômico: área de influência da BR-364 - Trecho Rio Branco/Cruzeiro do Sul**. Rio de Janeiro, 1990. 278p. /No prelo/
- IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA). **Diagnóstico Geoambiental e sócio-econômico da Bacia do Rio Paraguaçu - Ba. Série Estudos e Pesquisas em Geociências**, n. 1, IBGE, Rio de Janeiro, 1993. 123p.
- IBGE (INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA); IPEA (INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA). **Projeto de Proteção do Meio Ambiente e das Comunidades Indígenas - PMACI -I. Diagnóstico geoambiental e sócio-econômico: área de influência da BR-364 - Trecho Porto Velho/Rio Branco**. Rio de Janeiro, IBGE, 1990. 132p.

-
- JOHNSTON, C.A. Introduction to quantitative methods and modeling in Community, population, and landscape ecology. In: GOODCHILD, M; PARKS, B.O.; STEYAERT, L.T. **Environmental modeling with GIS**. New York, Oxford University Press, 1993. Cap.25, p.276-283.
- KESSEL, S.R. The Glacier National Park basic resources and fire ecology model. **Bulletin of Ecological Society of America**, v.56, 1977. Série 49.
- KIENAST, F. Analysis of historic landscape patterns with a GIS - a methodological outline. **Landscape Ecology**, v.8, n.2, p.103-118, 1993.
- KRUMMEL, J.R. et al. Landscape patterns in a disturbed environment. **Oikos**, v.48, n.3, p.321-24, 1987.
- LAGRO, J. JR. Assessing patch shape in Landscape mosaics. **Photogrammetric Engineering and Remote Sensing**, v.57, n.3, p.258-93, 1991.
- LOVEJOY, S. Area-perimeter relation for rain and cloud areas. **Science**, v.216, p.185-87, 1982.
- LOWELL, K. Utilizing discriminant function analysis with a geographical information system to model ecological succession spatially. **International Journal of Geographical Information Systems**, v.5, n.2, p.175-91, 1991.
- LUDEKE, A; MAGGIO, R.C.; REID, L.M. An analysis of anthropogenic deforestation using logistic regression and GIS. **Journal of Environmental Management**, v.31, p.247-59, 1990.
- MACARTHUR, R.H.; WILSON, E.O. **The theory of island biogeography**. Princeton, NJ., Princeton University Press, 1967.
- MANDELBROT, B. **The fractal geometry of nature**. New York, W.H. Freeman, 1983.
- MCGARIGAL, K; MARKS, B.J. **Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Gen. Tech. Report PNW-GTR-351. Portland, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, 1995, 122p.
- MCHARG, I. **Design with nature**. New York, Doubleday/Natural History Press, 1971.
- MÉAILLE, R.; WALD, L. Using geographical information system and satellite imagery within a numerical simulation of regional urban growth. **International Journal of Geographical Information Systems**, v.4, n.4, p.445-56, 1990.
- MILNE, B.T. Measuring the fractal geometry of landscapes. **Applied Mathematics Computer**, v.27, p.67-79, 1988.
- MONMONIER, M. S. **Computer-assisted cartography; principles and prospect**. New Jersey, Prentice-Hall, 1982.
- MORAN, E. F. **Developing the Amazon**. Bloomington, Indiana University press, 1981.
- MORAN, E. F. Deforestation and land use in the Brazilian amazon. **Human Ecology**, v.21, n.1, p.1-21, 1993.
- MORAN, E. F. et al. Integrating Amazonian Vegetation, Land-use, and satellite data. **BioScience**, v.44, n.5, p.329-38. 1994.

-
- MULLER, R.M.; MIDDLETON, J. A Markov model of land-use change dynamics in the Niagara Region, Ontario, Canada. **Landscape Ecology**, v.9, n.2, p.151-157, 1994.
- MUSICK, H.B.; GROVER, H.D. Image textural measures as indices of landscape pattern. Springer Verlag, New York, 1991. In: TURNER, G.M.; GARDNER R.H. **Quantitative methods in landscape ecology: The analyses and interpretation of landscape heterogeneity**. New York, Springer Verlag, 1991. p.77-104.
- NAVEH, Z. Some Remarks on recent developments in landscape ecology as a transdisciplinary ecological and geographical science. **Landscape Ecology**, v.5, n.2, p.65-73, 1991.
- NAVEH, Z.; LIEBERMAN, A.S. **Landscape ecology: Theory and application**. New York, Spring Verlag, 1989. 356p. Série Environment Management.
- NEEF, E. **Die theoretischen Grundlagen der Landschaftslehre, in Geographisch-Kartographische Anstalt Gotha**. Leipzig, Hermann Haack, 1967.
- NEPSTAD, D.C.; UHL, C.; SERRÃO, E.A.S. Recuperation of a degraded Amazonian landscape: forest recovery and agricultural restoration. **Ambio**, v.20, n.6, p.248-255, 1991.
- NOSS, R.F. A Regional Landscape Approach to Maintain Diversity. **Bioscience**, v.33, n.11, p.700-706, 1983.
- NOVAES, A.G. **Modelos de planejamento urbano, regional e de transportes**. São Paulo, Edgard Blücher, 1982.
- NYERGES, T. Understanding the scope of GIS: Its relationship to environmental modeling. In: GOODCHILD, M; PARKS, B.O.; STEYAERT, L.T. **Environmental modeling with GIS**. New York, Oxford University Press, 1993. p.75-93.
- ODUM, H.T. **Systems ecology**. New York, Wiley Interscience, 1983..
- O'NEILL, R.V. et al. Indices of landscape pattern. **Landscape Ecology**, v.1, n.3, p.153-162, 1988.
- PACHOUCEAS, D.; STAMOU, G. Non homogeneous markovian models in ecological modeling: a study of zoobenthos dynamics in Thermaikos Gulf, Greece. **Ecological Modelling**, v.66, p.197-215, 1993.
- PARKS, P.J. Model of Forested and Agricultural Landscapes: Integrating Economics. In: TURNER, G.M.; GARDNER R.H. **Quantitative Methods in Landscape Ecology: The Analyses and Interpretation of Landscape Heterogeneity**. New York, Springer Verlag, 1991. p.309-322.
- PENTEADO, O.M.M. Metodologia Integrada no estudo do meio ambiente. **Geografia**, Instituto de Geociências, UFMG, Belo Horizonte,10, v.20, p.125-148, 1985.
- PEREZ-TREJO, F. Landscape-response units: process-based self-organizing systems. In: HAINES-YOUNG, R.; GREEN, D.R.; COUSINS, S. **Landscape ecology and spatial information systems**. Bristol, Taylor and Francis, 1993. p.87-98.
- PETCH, J.R.; KOLEJKA, J. Landscape Ecology in Czechoslovakia In: HAINES-YOUNG, R.; GREEN, D.R.; COUSINS, S. **Landscape ecology and spatial information systems**. Bristol, Taylor and Francis, 1993. p.39-56.

-
- QUATTROCHI, D.A.; PELLETIER, R.E. Remote Sensing for analysis of Landscapes: an introduction. In: TURNER, G.M.; GARDNER R.H. **Quantitative methods in landscape ecology: The analyses and interpretation of landscape heterogeneity**. New York, Springer Verlag, 1991. p.51-76.
- RAVAN, S.A.; ROY, P.S. Landscape ecological analysis of disturbance gradient using geographic information system in the Madhav National Park, Madhya Pradesh. **Current Science**, v.68, n.3, p.309-315, 1995.
- RAYNE, J.W.; BRUNER, M.C.; LEVESON, J.B. The importance of edges in the structure and dynamics of forest islands. In: BURGESS, R.L.; SHARPE, D.M. **Forest Island dynamics in man-dominated landscapes**. New York, Springer-Verlag, 1981. p.120-153.
- RIBEIRO, A.G. Estrutura e processos na interpretação da paisagem geográfica. **Boletim de Geografia Teórica**, v.15, p.112-115, 1985.
- RIPPLE, W.; BRADSHAW, G.A.; SPIES, T.A. Measuring forest landscape patterns in Cascade range of Oregon, U.S.A. **Biological Conservation**, v. 57, p. 73-88, 1991.
- RISSER, P.G.; KARR, J.R.; FORMAN, T.T. Landscape Ecology, Directions and approaches. **Illinois Natural History Survey Special Publication**, v.2, n.18, p.12-31, 1983.
- ROMME, W.H. Fire and landscape diversity in subalpine forests of Yellowstone national park. **Ecological Monographs**, v.52, p.199-221, 1982.
- SADER, A.S.; WAIDE, R.B.; JOYCE, A.T. Tropical forest biomass and successional age class relationships to a vegetation index derived from Landsat TM data. **Remote Sensing of Environment**, v. 28, p.143-156, 1989.
- SELMAN, P.; DOAR, N. An Investigation of the Potential for Landscape Ecology to act as Basis for Rural Land Use Plans. **Journal of Environmental Management**, v.35, p.281-99, 1992.
- SHAMON, C.E.; WEAVER, W. **The mathematical theory of communication**. Urbana Il, University of Illinois Press, 1975.
- SHARPE, D.M. et al. Vegetation dynamics in a southern Wisconsin agricultural landscape. In: TURNER, M.G. **Landscape heterogeneity and disturbance**. New York, Springer Verlag, 1987. p.137-55.
- SKLAR, F.H.; COSTANZA, R. The development of dynamic spatial models for landscape ecology: a review and Prognosis. In: TURNER, G.M.; GARDNER R.H. **Quantitative methods in landscape ecology: the analyses and interpretation of landscape heterogeneity**. New York, Springer Verlag, 1991. p.239-288.
- SKLAR, F.H.; COSTANZA, R.; DAY, J.W. JR. Dynamic spatial simulation modeling of coastal wetland habitat succession. **Ecological modelling**, v.29, p.261-281, 1985.
- SOARES-FILHO, B.S.; MAILLARD, P.; RIBEIRO, F. Projeto Mata Atlântica-MG. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 7º Curitiba, 1993. **Anais**. Curitiba, Pa, INPE/Governo do Paraná, SELPER, SBC. 1993, v. 2, p. 258-265.
- SOARES-FILHO, B.S. **Modelagem da dinâmica de paisagem de uma região de fronteira de colonização amazônica**. Tese (Doutorado) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Departamento de Engenharia de Transportes. São Paulo, 1998. 299 p.

-
- SOTCHAVA, V.B. O estudo de geossistema. **Métodos em questão**, São Paulo, n.16, 1977. 51p.
- SOUTHWORTH, F.; DALE, V.H.; O'NEILL, R; Contrasting patterns of land use in Rondônia, Brazil: simulating the effects on carbon release. **International Social Science Journal**, v.43, n.130, p.681-698, 1991.
- STEYAERT, L.T. A. Perspective on the State of Environmental simulation modeling. In: GOODCHILD, M; PARKS, B.O.; STEYAERT, L.T. **Environmental modeling with GIS**. New York, Oxford University Press, 1993. p.16-29.
- SUKACHEV, V. N.; DYLLIS, N. V. **Fundamentals of Forest Biocoenology**. Edinburgh, Oliver and Boyd. 1964.
- TAYLOR, F. **Geographic information systems: The microcomputer and modern cartography**. Oxford, Pergamon Press, 1991.
- TOMLIN, C. D. **Geographic Information Systems and Cartographic Modeling**. Prentice-Hall Inc., New Jersey, 1990.
- TRANLEY, A. G. The use and abuse of vegetational concepts and terms. **Ecology**, v. 16, p. 284-307, 1935.
- TROLL, C. **Lufbildplan and ökologische Bodenforschung**. Z. Ges. Erdkunde. Berlin, v.241, n. 98, 1939.
- TROLL, C. **Geoform**, v. 8, p.43-46, 1971.
- TUCKER, C.J. Asymptotic nature of grass canopy spectral reflectance. **Applied Optics**, v.16, p.1151-1157, 1977.
- TURNER, M.G. Spatial simulation of landscape changes in Georgia: a comparison of 3 transition models. **Landscape Ecology**, v.1, p.27-39, 1987.
- TURNER, M.G. A spatial simulation model of land use changes in a piedmont county in Georgia. **Applied Mathematics Computer**, v.27, p.39-51, 1988.
- TURNER, M.G. Landscape Ecology: The effect of pattern on process. **Annual Revision Ecological System**, v.20, p.171-197, 1989.
- TURNER, M.G. Landscape changes in nine rural counties in Georgia. **Photogrammetry Engineering and Remote Sensing**, v.56, n.3, p.379-386, 1990a.
- TURNER, M.G. Spatial and temporal analysis of landscape patterns. **Landscape Ecology**, v.4, n.1, p.21-30, 1990b.
- TURNER, M.G.; COSTANZA, R.; SKLAR, F. Methods to evaluate the performance of spatial simulation models. **Ecological modelling**, v.48, p.1-18, 1989.
- TURNER, M. G.; GARDNER R.H. Quantitative Methods in Landscape Ecology: An Introduction. In: TURNER, G.M.; GARDNER R.H. **Quantitative methods in landscape ecology: The analyses and interpretation of landscape heterogeneity**. New York, Springer Verlag, 1991. p.3-16.
- TURNER, M.G.; RUSCHER, C.L. Changes in Landscape patterns in Georgia USA. **Landscape Ecology**, v.1, p.241-251, 1988.
- UHL, C. Factors controlling succession following slash-and-burn agriculture in Amazonia. **Journal of Ecology**, v.75, p.377-407, 1987.

-
- UHL, C.; BUSCHBACHER, R; SERRÃO, E.A.S. Abandoned pastures in eastern Amazonia. I Patterns of plant succession. **Journal of Ecology**, v.76, p.663-681, 1988a.
- UHL, C.; BUSCHBACHER, R; SERRÃO, E.A.S. Abandoned pastures in eastern Amazonia. II Nutrient stocks in the soil and vegetation. **Journal of Ecology**, v. 76, p.663-681, 1988b.
- URBAN, D.L.; O'NEILL, R.V.; SHUGART JR., H.H. Landscape ecology: a hierarchical perspective can help scientists to understand spatial patterns. **BioScience**, v.37, n.2, p.119-127, 1987.
- VINK, A.P.A. **Landscape ecology and land use**. London, Longman, 1983. 264p.
- WILKIE, D.S; FINN, J.T. A spatial model of land use and forest regeneration in the Ituri forest of northeastern Zaire. **Ecological Modelling**, v.41, n.3-4, p.307-323, 1988.
- XAVIER-DA-SILVA, J. A digital model of environment: an effective approach to areal analysis. In: LATIN AMERICAN CONFERENCE, Rio de Janeiro, RJ, 1982. **Anais**. Rio de Janeiro, RJ. International Geographic Union, 1982, v.1, p.17-22.
- ZONNEVELD, I.S. Land evaluation and land(scape)science. **ITC Textbook of photointerpretation**, v.7. Enschede, ITC 106. 1972.
- ZONNEVELD, I.S. **Land Evaluation and Landscape Science**. Enschede, The Netherlands, International Institute for Aerial Survey and earth Sciences., 1979.
- ZONNEVELD, I.S. The land unit - A fundamental concept in landscape ecology, and its application. **Landscape Ecology**, v.5, n.2, p.67-86, 1989.

ANEXO:

MANUAL DO PROGRAMA DINÂMICA

DINAMICA

PROGRAMA DE SIMULAÇÃO DE DINÂMICA DE PAISAGEM

Versão 1.0
novembro/1998

Autores:

Britaldo Silveira Soares Filho (britaldo@csr.ufmg.br)
Cássio Lopes Pennachin (macgyver@dcc.ufmg.br)
Gustavo Coutinho Cerqueira (cerca@dcc.ufmg.br)

(c)copyright
CENTRO DE SENSORIAMENTO REMOTO - CSR
INSTITUTO DE GEOCIÊNCIAS - UNIVERSIDADE FEDERAL DE MINAS GERAIS
1998

Novas versões do programa de simulação "Dinamica"
estarão disponíveis em <http://www.csr.ufmg.br>

* TERMOS DA LICENÇA *

1. O software DINAMICA é propriedade do Centro de Sensoriamento Remoto/UFMG. O uso do software é licenciado gratuitamente, e portanto este não pode ser vendido, alugado ou arrendado.
 2. A presente licença lhe permite, de modo não exclusivo, copiar, fazer uso e divulgar um número não limitado de cópias do software DINAMICA, desde que cada cópia seja uma cópia completa e não corrompida, e que contenha todas as notas de copyright e do termo de licença.
 3. É vedada a engenharia reversa, descompilação ou desmontagem do software.
 4. Ausência de garantia: O CSR expressamente declara isento de qualquer garantia sobre este software. Qualquer risco ou dano potencial, que por ventura possa acontecer da utilização inadequada deste software corre unicamente por conta de V.Sa.
- Ao instalar, copiar ou de qualquer outra forma utilizar o software DINAMICA, V.Sa. está concordando em vincular-se aos termos desta licença.
-
-

 * INSTRUÇÕES *

O programa DINAMICA foi desenvolvido para rodar em ambiente PC - 32 bits, NT ou Windows95,98 em modo console (msdos prompt).

1) Parâmetros de entrada

DINAMICA {arquivo_de_parâmetros} [logsaida]

Nome do arquivo de saída é opcional. Valor default: logfile.txt

2) Formato do arquivo de parâmetros

O programa DINAMICA pede como parâmetro de entrada um arquivo no formato ascii, da forma tal:

#####

Landscape usosolo 3;
 Image time tempo;
 Image static_variables estaticas;

Iterate 5;
 distance_finder;
 landscape_logistic 1 0 1 5 14 consts.txt;
 change_finder 0.0297 0.0 0.053 0;
 expander 0.6 1.0 0.0 1.0 1.0 1.0 1.0 4.0 3.0 5;
 patcher 0.4 0.0 1.0 1.0 1.0 1.0 1.0 4.0 3.0;
 change_maker;
 image_saver;

EndIterate;

Iterate 3;
 distance_finder;
 landscape_logistic 1 1 1 3 14 consts2.txt;
 change_finder 0.144 0.14 0.059 0;
 expander 0.9 0.4 0.0 1.0 1.0 1.0 1.0 4.0 3.0 5;
 patcher 0.1 0.6 1.0 1.0 1.0 1.0 1.0 4.0 3.0;
 change_maker;
 image_saver;

EndIterate;

#####

=====
 Funções e seus argumentos
 =====

Landscape {mapa_de_paisagem} {número_de_classes}; (atualmente fixo em três)

Image time {mapa_do_tempo_de_permanência};

Image static_variables {cubo_das_variáveis_estáticas};

Iterate {#}; (número de iterações de uma fase)

distance_finder;

(função para cálculo de distâncias aos elementos de paisagem)

landscape_logistic {#1} {#2} {#3} {#4} {#5} {arquivo_de_constantes};

(função para cálculo das Pijs; Desmatamento-Regeneração, Regeneração-Desmatamento, Mata-Desmatamento. Parâmetros: #1, #2 e #3 são flags com valores de 1 - caso ocorra a respectiva transição, na ordem acima, ou 0 - caso não ocorra. #4 tempo mínimo que uma célula deve permanecer desmatada - considere 1 ano = 1 iteração -, #5 número de mapas utilizados na regressão logística)

change_finder {#1} {#2} {#3} {#4};

(função para o cálculo das quantidades de transição: Desmatamento-Regeneração, Regeneração-Desmatamento, Mata-Desmatamento. #1, #2 e #3 correspondem respectivamente as taxas de transição e #4 a um valor percentual de saturação de desmatamento - todos os parâmetros em valor decimal)

expand {#1} {#2} {#3} {#4} {#5} {#6} {#7} {#8} {#9} {#10};

(função para alocação espacial das transições a partir da expansão de manchas pré-existentes. #1, #2 e #3 correspondem, respectivamente, as porcentagens de transição efetuadas pela função de expansão para Desmatamento-Regeneração, Regeneração-Desmatamento e Mata-Desmatamento. Os pares #4, #5 - #6, #7 - #8 e #9 correspondem aos tamanhos médios e variâncias, em hectares, das manchas a serem formadas, respectivamente, Regeneração, Desmatado e Desmatado. #10 é o número máximo de iterações da função, caso ela não obtenha no primeiro sorteio a quantidade de sucessos desejados)

patcher {#1} {#2} {#3} {#4} {#5} {#6} {#7} {#8} {#9};

(função para alocação espacial das transições, visando a formação de novas manchas. #1, #2 e #3 correspondem, respectivamente, as porcentagens de transição efetuadas pela função de formação para Desmatamento-Regeneração, Regeneração-Desmatamento e Mata-Desmatamento. Os pares #4, #5 - #6, #7 - #8 e #9 correspondem aos tamanhos médios e variâncias, em hectares, das manchas a serem formadas, respectivamente, Regeneração, Desmatado e Desmatado.

OBS: As somas dos respectivos parâmetros 1 com 1, 2 com 2 e 3 com 3 das funções de transição têm que se igualar a um. As mesmas poderão ainda ser intercaladas e repetidas várias vezes desde que respeitada a premissa acima.

change_maker;

(função para efetuar as mudanças alocadas pelo expander e patcher)

image_saver;

(função para salvar os mapas simulados de paisagem)

EndIterate;

(Fim das iterações de uma fase).

OBS: Cada fase tem um número fixo de iterações e os mesmos parâmetros. O programa pode rodar com um variado número de fases, bastando para isso acrescentar os comandos entre ITERATE #; e ENDITERATE; (veja exemplo acima, com duas fases e arquivo modelo em \dinamica\script.txt)

3) Arquivo de constantes das regressões logísticas.

Arquivo no formato ASCII, na forma tal (Veja exemplo em \dinamica\const.txt):

```
3
Constante: 0.287 0.0 -4.083
Vegetacao2: 0.0 0.0 2.2334
Vegetacao3: 0.0 0.0 1.5923
Solo2: -1.4534 0.0 0.0
Solo3: -1.5089 0.0 0.0
Altitude: 0.016383 0.0 0.0
Declividade: 0.0 0.0 0.0
Gravidade: -0.004028 0.0 0.0001801
Primaria: 3.499e-5 0.0 0.0
Secundaria: 0.0 0.0 -20.284e-5
Hidrografia: 0.0 0.0 -3.436e-5
Desmatado: 0.0 0.0 -4.315e-5
Regeneracao: -4.5922e-3 0.0 0.0
Mata: -2.5922e-3 0.0 0.0
```

No qual, a primeira linha equivale ao número de transições e as outras às constantes para cada uma das variáveis cartográficas para as transições, respectivamente, DESMATADO-REGENERAÇÃO; REGENERAÇÃO-DESMATADO e MATA-DESMATADO.

4) Estrutura dos dados cartográficos

o modelo de simulação opera sobre cubos de dados (modelos cartográficos) produzindo como saída novos cubos de dados. Esses dados cartográficos estão estruturados em (vide exemplos em \basedados\tn\originais):

- Um mapa de uso do solo (usosolo)
- Um cubo de variáveis estáticas (estaticas)
- Um cubo de variáveis dinâmicas (dinamica)
- Um cubo de mapas de probabilidades (probabilidades)
- Um mapa de tempo de permanência (tempo)

Cada um desses conjuntos de dados está estruturado em um arquivo de formato BIL (band interleaved by line) e mais um arquivo .ers, no formato ASCII, que contém o cabeçalho do arquivo BIL. Este cabeçalho está no formato do ER MAPPER (software de processamento de imagens da Earth Resource Mapping Ltd.).

Antes de iniciar as simulações, torna-se necessário constituir a base de dados segundo esse formato selecionado. Assim você precisa gerar os arquivos BIL do mapa de uso do solo, do tempo de permanência e das variáveis estáticas, além dos seus respectivos arquivos *.ers. Para os outros dados, são necessários apenas os arquivos *.ers. Estes devem ser estruturados segundo modelo abaixo, bastando apenas copiar o modelo e editar alguns campos selecionados.

```
=====
MODELO DE CABEÇALHO ERS
=====
```

```
DatasetHeader Begin
  Version      = "5.2"
  LastUpdated  = Thu May 21 16:20:27 GMT 1998
  DataSetType  = ERStorage
  DataType     = Raster
  ByteOrder    = MSBFirst
  CoordinateSpace Begin
    Datum       = "SAD69"
    Projection   = "SUTM21"
    CoordinateType = EN
    Rotation     = 0:0:0.0
  CoordinateSpace End
  RasterInfo Begin
    CellType     = Unsigned8BitInteger
    NullCellValue = 0
    CellInfo Begin
      Xdimension  = 100
      Ydimension  = 100
    CellInfo End
    NrOfLines     = 664
    NrOfCellsPerLine = 484
    RegistrationCoord Begin
      Eastings = 666066.3850016
      Northings = 8878589.905071
    RegistrationCoord End
```

```

        NrOfBands      = 1
        BandId Begin
            Value        = "paisagem86"
        BandId End
    RasterInfo End
DatasetHeader End

```

```

=====
CAMPOS EDITÁVEIS
=====

```

```

ByteOrder      = MSBFirst (Most significant byte first)
Datum          = "SAD69" (DATUM)
Projection      = "SUTM21" (UTM hemisfério sul)
CoordinateType = EN      (leste-norte)

CellType       = Unsigned8BitInteger (formato dos dados)
NullCellValue  = 0            (valor da célula nula)
CellInfo Begin
    Xdimension   = 100      (resolução ou grão da paisagem)
    Ydimension   = 100
NrOfLines       = 664      (linhas)
NrOfCellsPerLine = 484     (colunas)
RegistrationCoord Begin
    Eastings     = 666066.3850016 (coordenada E do canto
                                superior esquerdo do mapa)

    Northings    = 8878589.905071 (coordenada N do canto
                                superior esquerdo do mapa)

NrOfBands       = 1        (número de mapas no cubo)
BandId Begin
    Value        = "paisagem86" (valor ou título do mapa)
BandId End

```
