

V



O DESAFIO DA CONSERVAÇÃO DOS RECURSOS NATURAIS DO CERRADO PÉ-DE-GIGANTE

20. O Contexto do Cerrado Pé-de-Gigante como Fragmento: Conseqüências

Cláudia N. Shida
Vânia R. Pivello

PARTE V

As características espaciais da paisagem ditadas pelos usos das terras

A variabilidade dos elementos que compõem a paisagem e sua distribuição no espaço determinam a composição e a diversidade das comunidades naturais (Turner, 1989; Filor, 1994). Portanto, não apenas o conhecimento dos elementos que compõem a paisagem, mas também a compreensão dos padrões de sua distribuição espacial são fundamentais à manutenção das comunidades naturais.

Com o aumento da intervenção humana na estrutura das paisagens, é necessário identificar e examinar os impactos de tais mudanças nas suas funções e, conseqüentemente, na diversidade biológica. Recentemente, os princípios da Ecologia de Paisagens têm sido amplamente aplicados nos planos e iniciativas conservacionistas (Turner, 1989; Demmers *et atl.*, 1995; Metzger & Décamps, 1997).

A Ecologia de Paisagens define a paisagem como uma unidade ambiental heterogênea, composta por agrupamentos de diferentes ecossistemas ou habitats - naturais e/ou antrópicos - e que mantêm estreita relação funcional entre si por meio de fluxos e movimentos de organismos, de matéria e de energia. Esse padrão de ocupação das terras é repetido por uma extensão na escala de quilômetros, delimitando a própria paisagem. Os fragmentos de ecossistemas ou habitats diferentes da área ao redor constituem as manchas, sendo a área ao seu redor denominada matriz. Esta pode ser comparada a um “pano de fundo” em que se inserem as manchas. Manchas de habitats podem conectar-se fisicamente por meio de estreitas faixas de terras que diferem da matriz, denominadas corredores, ou por porções descontínuas de habitats de ligação, conhecidas como “trampolins biológicos” (stepping stones) (Forman & Godron, 1986; Turner & Gardner, 1991; Forman, 1995).

A forma, tamanho, quantidade e distribuição espacial e temporal desses componentes na paisagem (constituindo a estrutura da paisagem) em escalas diversas é fundamental para determinar os padrões e processos que influenciam no funcionamento dos ecossistemas,

bem como no grau de inter-relação entre as populações e comunidades e, conseqüentemente, na capacidade de suporte do ambiente a essas populações e comunidades. Então, a conectividade - facilidade ou impedimento de trocas e fluxos - entre os elementos da paisagem, a permeabilidade da matriz, a área e a forma dos fragmentos, entre outros, são os determinantes dos processos biológicos na paisagem (Metzger, 1997; Quinn & Hastings, 1995; Saunders *et atl.*, 1995; Taylor *et atl.*, 1993). Acredita-se que 80% das mudanças na diversidade da paisagem são explicadas pelo número e forma das manchas e pelo uso das terras (Palang *et atl.*, 1998).

Os atuais processos de ocupação e uso das terras têm como conseqüências a profunda alteração e a destruição dos habitats naturais, fragmentando-os, e transformando completamente as relações estruturais e funcionais das paisagens. Os efeitos mais imediatos da fragmentação de habitats naturais são a eliminação de espécies e a redução das populações, bem como a redução do tamanho e da conectividade de habitats. Como resposta ao isolamento de fragmentos, o fluxo de indivíduos e/ou de elementos de dispersão entre eles é diminuído, podendo levar - e geralmente levam - à diminuição ou mesmo à extinção de populações nos fragmentos. Dependendo do grau de isolamento, forma e heterogeneidade interna, tais alterações serão mais ou menos acentuadas (Terborgh, 1992; Franklin, 1993; Opdam *et atl.*, 1995; Saunders *et atl.*, 1995).

As bordas - zonas de transição - criadas entre o fragmento e a matriz também trazem profundos efeitos para as comunidades remanescentes, seja pelo microclima alterado que se forma nas bordas, pelas mudanças na abundância e na distribuição de espécies, causadas pelas condições físicas próximas à borda, alterações nas relações tróficas e interespecíficas, ou pela facilitação de invasões biológicas. A extensão da borda de um fragmento varia conforme o tipo de vegetação que o constitui, o tipo e o grau de perturbações a que foi submetido o fragmento, bem como o tempo decorrido desde as perturbações, o tipo de entorno do fragmento, entre os principais fatores (Murcia, 1995; Camargo & Kapos, 1995; Lovejoy *et atl.*, 1986; Alverson *et atl.*, 1988; Pivello *et atl.*, 1999).

O padrão de distribuição espacial dos elementos da paisagem é determinado pela combinação de fatores fisiográficos - como a heterogeneidade do substrato e

a distribuição da vegetação -, distúrbios naturais (fogo, por exemplo) e distúrbios antropogênicos, como a substituição de áreas naturais e construções (Forman, 1995). Esses padrões espaciais podem ser descritos pela distribuição e quantificação de parâmetros como número, tamanho e forma dos fragmentos, quantidade e forma de bordas, tipo de vizinhança e grau de conectividade (Turner, 1989; Turner & Gardner, 1991; Forman, 1995).

A conectividade é dependente do arranjo espacial dos fragmentos (distribuição de tamanhos ou isolamento de fragmentos de um mesmo tipo), da densidade e complexidade de corredores de hábitat (frequência e tipo de intersecções na rede de corredores) e da permeabilidade da matriz (relacionada à resistência da matriz aos fluxos biológicos). É considerada por Metzger e Décamps (1997) uma propriedade crucial para a sobrevivência de uma metapopulação numa paisagem fragmentada.

Uma vez que a análise da estrutura espacial da paisagem é primordial para a compreensão dos efeitos da fragmentação, diversos índices têm sido criados para quantificar os parâmetros da paisagem e descrever seus padrões espaciais. Para a região do Cerrado Pé-de-Gigante, foram calculados, com base no mapa de uso das terras (Capítulo 2, Figura 2.9) e utilizando-se o programa FRAGSTATS (versão 2.0), os descritores indicados por McGarigal & Marks, (1995).

Descritores da paisagem, segundo McGarigal & Marks (1995)

1. Número de manchas (NM): é o número de manchas (ou fragmentos) de uma determinada classe na paisagem.

2. Tamanho médio da mancha (TMM): representa o tamanho médio das manchas de uma determinada classe (TMM>0, sem limite).

3. Desvio padrão do tamanho das manchas (DPTM): é o desvio padrão do conjunto de manchas de uma mesma classe.

4. Porcentagem da área nuclear da paisagem (%AN): representa a porcentagem da paisagem com-

preendida pela área nuclear de uma determinada classe. Muitos autores indicam uma faixa de 100 m como borda em ambientes florestais (Kapos, 1989; Murcia, 1995), entretanto, a extensão de uma borda em cerrado está muito mal estabelecida e depende muito da densidade de arbóreas na fisionomia. Neste estudo, considerou-se uma faixa de 100 m como borda para o cálculo de áreas nucleares.

5. Distância média do vizinho mais próximo (DMVMP): é a soma da distância (em metros) de uma mancha a outra mais próxima da mesma classe, com base na distância das bordas de cada mancha de uma determinada classe, dividida pelo número de manchas da mesma classe (DMVMP>0, sem limite).

6. Desvio padrão do vizinho mais próximo (DPVMP): é o desvio padrão de DMVMP para o conjunto de manchas de uma mesma classe de uso das terras (DPVMP(0, sem limite). DPVMP aproxima-se de zero quando há tendência de ocorrer apenas duas manchas na classe ou quando todas as manchas tendem a ter a mesma distância em relação ao vizinho mais próximo.

7. Índice da proximidade média (IPM): relaciona as manchas àquelas mais próximas que pertençam a uma mesma classe, em um raio pré-determinado de 10 km (IPM(0, sem limite). O IPM será zero quando todas as manchas de determinada classe não tiverem vizinhos mais próximos, dentro do raio preestabelecido de 10 km. Portanto, o IPM aumenta com a diminuição do isolamento e da fragmentação das manchas da mesma classe.

Por meio do sistema de informação geográfica ERDAS (versão 8.3.1), também foi calculado o índice IHP-interior habitat percolation degree- de Metzger & Décamps (1997). O IHP é um índice de conectividade estrutural, útil para distinguir diferentes graus de conectividade quando aplicado em paisagens muito fragmentadas (Metzger & Décamps, 1997). É obtido por meio de transformações morfológicas matemáticas, em que se retira dos fragmentos a área sob efeito borda, prosseguindo-se com expansões da área dos fragmentos até percolarem a paisagem. Obtém-se, então, um valor (número simples) do IHP na paisagem. Quanto maior o valor do IHP, maior a fragmentação e o isolamento na paisagem e, portanto, menor a conectividade. Neste estudo, as expansões para o cálculo do IHP foram fei-

tas movendo-se 3 x 3 pixels, ou seja, contava-se uma dilatação a cada 3 x 3 pixels. Para facilitar os cálculos, a faixa de borda foi reduzida de 100 para 90 m.

Foi calculado, primeiramente, o IHP total da paisagem. Em seguida, a fim de verificar a importância do Cerrado Pé-de-Gigante na paisagem, este fragmento foi retirado da paisagem e calculado o novo IHP. A comparação entre o IHP obtido na paisagem com todos os fragmentos e o IHP ao se excluir o Pé-de-Gigante mostrou sua importância na paisagem.

A situação do Cerrado Pé-de-Gigante na paisagem

No Estado de São Paulo, os ecossistemas de cerrado encontram-se hoje numa situação crítica, com alto grau de fragmentação, justamente por ter sido o Estado que mais sofreu ação antrópica no país. Os poucos fragmentos que restam são pequenos e isolados e ainda sofrem forte pressão das áreas de entorno. A Gleba Pé-de-Gigante e as demais glebas do Parque Estadual de Vassununga não fogem a essa realidade, permanecendo como “ilhas” de vegetação natural, circundadas por extensas áreas de culturas (principalmente cana-de-açúcar e eucalipto).

Conhecer a estrutura da paisagem - seus elementos, o grau de isolamento dos fragmentos remanescentes e os efeitos deletérios da fragmentação - constitui a base para o estabelecimento de estratégias de manejo que visem a conservação dos recursos biológicos do Cerrado Pé-de-Gigante, bem como para o desenvolvimento de pesquisas e projetos futuros.

A análise mostra que o uso agroflorestal que se faz na região do Cerrado Pé-de-Gigante estabeleceu dois tipos de matrizes na paisagem - ao norte, silvicultura de eucaliptos (ocupando 29,6% da área total) e, ao sul, monoculturas de cana-de-açúcar e frutas cítricas, principalmente (ocupando 48,6% da área total). Sobre essas matrizes, encontram-se, ainda, vários fragmentos de vegetação nativa, seja ela florestal ou de fisionomias de cerrado (vide Capítulo 2).

Alguns desses remanescentes de vegetação nativa encontram-se protegidos em Unidades de Conservação, tais como as seis glebas do Parque Estadual de Vassu-

nunga - onde se inclui o Cerrado Pé-de-Gigante -, a Estação Ecológica de Jataí e a Estação Experimental de Luiz Antônio (estas duas totalizando 10.799,91 ha de vegetação florestal, fisionomias de cerrado, silvicultura de *Pinus* spp. e *Eucalyptus* spp.) (São Paulo, 1997) (Figura 2.9, Capítulo 2). Predomina, entre os remanescentes de vegetação nativa, o cerrado (12,2% da região considerada), principalmente cerrado stricto sensu.

As classes de vegetação natural - cerrado, florestas de interflúvio, vegetação ribeirinha (ou ripária) e campo sujo/pasto natural - encontram-se distribuídas em diversas manchas com tamanhos médios inferiores a 50 ha, exceto o cerrado, que apresenta um tamanho médio em torno de 88 ha, mas com desvio padrão considerável (Tabela 20.1), o que mostra uma grande variação na distribuição dos tamanhos das manchas. A proporção de área ocupada por cada classe de uso das terras (florestas de interflúvio, com 6,6% da área total; cerrado, com 12,2%; campo sujo/pasto, com 0,2%; vegetação ribeirinha, com 2,8%; atividades agroflorestais, com 29,6; e atividades agropecuárias, com 48,6), o número de fragmentos de cada classe e o tamanho médio das manchas (e respectivos desvios padrões) mostram que a vegetação nativa encontra-se muito fragmentada e em fragmentos pequenos, com exceção de alguns fragmentos de cerrado protegidos como unidades de conservação. O campo sujo encontra-se em pior situação, pois atualmente quase inexistente na paisagem (Tabela 20.1).

As percentagens das áreas nucleares totais (%AN) dos fragmentos nativos na paisagem mostram que campo sujo/pasto natural e vegetação ribeirinha praticamente não têm área nuclear (Tabela 20.2), pois os fragmentos que restaram são muito pequenos e, no caso da mata ribeirinha, alongados (acompanhando cursos d'água). Com relação ao cerrado e à vegetação florestal de interflúvio, as proporções também foram pequenas: respectivamente 8,8%, cerca de 3/4 da área total ocupada por cerrado, e 2,8%, cerca da metade da área ocupada por florestas de interflúvio (Tabela 20.2). A presença de áreas nucleares nas diferentes classes de vegetação natural é importante para a manutenção de diversos grupos biológicos que dependem de habitats de interior (Lovejoy *et al.*, 1986). Ainda, o fluxo dessas espécies entre fragmentos só será possível se houver na paisagem manchas de seu habitat que contenham áreas nucleares.

Tabela 20.1. Descritores da paisagem nas diferentes classes de uso da terra na região de Luiz Antônio e Santa Rita do Passa Quatro, SP (NM= número de manchas; TMM= tamanho médio das manchas; DPTM= desvio padrão do tamanho das manchas).

Classes de uso das terras	NM	TMM (ha)	DPTM (ha)
Atividades agropecuárias	128	314,1	2804,7
Atividades agroflorestais	29	843,8	1469,1
Florestas de interflúvio	180	30,1	71,6
Campo sujo/pasto natural	11	16,8	10,8
Cerrado	115	87,8	342,8
Vegetação ribeirinha	90	25,2	49,7

A distância média do vizinho mais próximo (DMVMP) em campo sujo foi superior a 2 km, bem como foi muito alto o desvio padrão relativo a esse índice (Tabela 20.2). Porém, a DMVMP foi diminuindo drasticamente para a vegetação ribeirinha (em torno de 450 m) e, sucessivamente, para o cerrado e florestas

de interflúvio. O índice de proximidade médio (IPM) mostrou que as manchas da classe campo sujo/pasto natural não têm um vizinho dentro dos 10 km estabelecidos. O cerrado, por outro lado, encontra-se em melhor situação de conectividade entre fragmentos devido à sua maior proximidade (Tabela 20.2).

Tabela 20.2. Índices de áreas nucleares nas diferentes classes de uso da terra na paisagem da região de Luiz Antônio e Santa Rita do Passa Quatro, SP (%NA= percentagem da área nuclear da paisagem; NAN= número de áreas nucleares; DMVMP= distância média do vizinho mais próximo; DPVMP= desvio padrão do vizinho mais próximo; IPM= índice da proximidade média).

Uso da terra	%AN (%)	NAN	DMVMP (m)	DPVMP (m)	IPM
Florestas de interflúvio	2,84	160	334,1	530,2	101,0
Campo sujo/pasto natural	0,04	14	2.448,3	3.766,8	1,9
Cerrado	8,76	102	374,7	517,8	626,8
Vegetação ribeirinha	0,71	62	437,6	502,0	67,7

Os valores desses descritores aqui apresentados para a paisagem próxima ao Cerrado Pé-de-Gigante apontam o cerrado como a classe de vegetação nativa que hoje se encontra em melhor situação na paisagem, apresentando menor grau de fragmentação e isolamento (manchas maiores que as das outras vegetações naturais, menos isoladas e maior proporção de áreas nucleares). Segue-se ao cerrado, a vegetação florestal de interflúvio, representada por muitas manchas pequenas na paisagem, com graus de fragmentação e isolamento maiores do que o cerrado. Por outro lado, os poucos remanescentes de campo sujo/pasto natural são pequenos, extremamente fragmentados e isolados. A vegetação ribeirinha possuiu muitos fragmentos pequenos, sem área nuclear e isolados, se comparados com o cerrado e a vegetação florestal de interflúvio.

A melhor distribuição espacial dos fragmentos

de cerrado é fator importante para proporcionar um ambiente relativamente favorável à fauna de médio e grande portes, usada como indicadora de qualidade ambiental. Em decorrência, ainda se pode encontrar na Gleba Pé-de-Gigante e arredores animais raros e/ou ameaçados de extinção, como a onça-parda (*Puma concolor*), o lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*) e o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) (Capítulo 10), espécies com grande tamanho corporal, exigentes de grandes territórios e/ou que ocupam alto nível trófico e/ou com alto grau de especialização. Isso indica ainda haver uma razoável qualidade ambiental na região e leva a crer que os demais fragmentos de vegetação nativa que lá ocorrem também são importantes para a manutenção dessas populações, sendo utilizados ou como habitats ou como elementos de ligação entre fragmentos maiores.

A importância da Gleba Pé-de-Gigante na conexão estrutural da região é comprovada pelo índice IHP. Ao se retirar da paisagem o Pé-de-Gigante, o IHP quase dobra, passando de 48 para 82, ou seja, passa a ser necessário um número muito maior de dilatações para que haja a percolação na paisagem.

Nos reflorestamentos de eucalipto da região, diversos animais da fauna de médio/grande porte foram avistados, tais como veado (*Mazama americana*), onça-parda (*Puma concolor*), gato-do-mato (*Felis sp.*), lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), cachorro-do-mato (*Cerdocyon thous*), capivara (*Hydrochaeris hydrochaeris*), tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), irara (*Eira barbara*), jaritaca (*Conepatus semistriatus*), paca (*Agouti paca*), quati (*Nasua nasua*), mão-pelada (*Procyon cancrivorus*), macaco-prego (*Cebus apella*), listados e analisados no Capítulo 10. Acredita-se, portanto, que reflorestamentos de eucaliptos, apesar de serem homogêneos, ofereçam recursos de habitat para uma grande parcela da fauna nativa, especialmente mamíferos de maior porte, e aumentem efetivamente a conectividade entre fragmentos de vegetação nativa para essa parcela da fauna. Entretanto, estudos ecológicos em reflorestamentos ainda são raros e há a necessidade de uma maior quantidade de dados para embasar conclusões a respeito da função ecológica dessas florestas homogêneas.

Referências Bibliográficas

- ALVERSON, W. S.; WALLER, D. M. & SOLHEIM, S.L. 1988. Forests too deer: edge effects in Northern Wisconsin. *Conservation Biology* 2: 348-358.
- CAMARGO, J. L. C. & KAPOV, V. 1995. Complex edge effects on soil moisture and microclimate in central Amazonian forest. *Journal of Tropical Ecology* 11: 205-221.
- DEMMERS, M. N.; SIMPSON, J. W.; BOERNER, R. E.; SILVA, A.; BERNS, L. & ARTIGAS, F. 1995. Fencerows, edges and implications of changing connectivity illustrated by two contiguous Ohio landscapes. *Conservation Biology* 9: 1159-1168.
- FILOR, S. W. 1994. The nature of landscape design and design process. *Landscape and Urban Planning* 30:121-129.
- FORMAN, R. T. T. 1995. *Land Mosaics: the Ecology of Landscapes and Regions*. Cambridge University, United Kingdom.
- FORMAN, R. T. T. & GODRON, M. 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley & Sons, New York.
- FRANKLIN, J. F. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems or landscapes? *Ecological Applications* 3: 202-205.
- KAPOV, V. 1989. Effects of isolation on the water status of forest patches in the Brazilian Amazon. *Journal of Tropical Ecology* 5: 173-185.
- LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD Jr., R. O.; RYLANDS, A. B.; MALCOLM, J. R.; QUINTELA, C. E.; HARPER, L. H.; BROWN Jr., K. S.; POWELL, A. H.; POWELL, G. V. N.; SCHUBART, H. O. R. & HAYS, M. B. 1986. Edge and Other Effects of Isolation on Amazon Forest Fragments. In: SOULÉ, M. E. (ed.) *Conservation Biology, The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer, Sunderland, MA. pp.257-285.
- McGARIGAL, K. & MARKS, B. J. 1995. *Fragstats: Spatial Pattern Analysis Program for Quantifying Landscape Structure*. Gen. Tech. Rpt. US Dep. of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station, Portland.
- METZGER, J. P. & DÉCAMPS, H. 1997. The structural connectivity threshold: an hypothesis in conservation biology at the landscape scale. *Acta Oecologica* 18: 1-12.
- METZGER, J. P. 1997. Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of South-East Brazil. *Landscape and Urban Planning* 37: 29-35.
- MURCIA, C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology and Evolution* 10: 58-62.
- OPDAM, P.; FOPPEN, R.; REIJNEN, R. & SCHOTMAN, A. 1995. The landscape ecological approach in bird conservation: integrating the metapopulation concept into spatial planning. *Ibis* 137: S139-S146.
- PALANG, H.; MANDER, U. & LUUD, A. 1998. Landscape diversity changes in Estonia. *Landscape and Urban Planning* 41: 163-169.
- PIVELLO, V. R.; SHIDA, C. N. & MEIRELLES, S. T. 1999. Alien grasses in Brazilian savannas: a threat to the biodiversity. *Biodiversity and Conservation* 8: 1281-1294.
- QUINN, J. F. & HASTINGS, A. 1995. Extinction in subdivided habitats. In: EHRENFELD, D. (ed.) *Readings from Conservation Biology - The Landscape Perspective*. Blackwell, Cambridge. pp. 26-36.
- SÃO PAULO - SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE. 1997. *Cerrado: Bases para Conservação e Uso Sustentável das Áreas de Cerrado do Estado de São Paulo*. Série PROBIO/SP. Secretaria do Estado do Meio Ambiente, São Paulo.
- SAUNDERS, D. A.; HOBBS, R. J. & MARGULES, C. R. 1995. Biological Consequences of Ecosystem Fragmentation: A Review. In: EHRENFELD, D. (ed.) *Readings from Conservation Biology - The Landscape Perspective*. Blackwell Scientific Publisher, Cambridge. pp.1-15.
- TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K. & MERRIAM, G. 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571-573.
- TERBORGH, J. 1992. Maintenance of diversity in tropical forests. *Biotropica* 24: 283-292.
- TURNER, M. G. & GARDNER, R. H. (eds.) 1991. *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. Springer-Verlag, New York.
- TURNER, M. G. 1989. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecological Systematics* 20: 171-197.