

1º Congresso Brasileiro de Avaliação de Impacto
Promovido pela ABAI – Associação Brasileira de Avaliação de Impacto.
15 a 19 de outubro/2012
Centro de Convenções Rebouças - São Paulo, SP

A ECOLOGIA DA PAISAGEM NA AVALIAÇÃO DE IMPACTOS ECOLÓGICOS DE CORREDORES RODOVIÁRIOS – O CASO DE UM SEGMENTO DO TRECHO SUL DO RODOANEL DE SÃO PAULO (Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambiental – Procam da Universidade de São Paulo para obtenção do título de Mestre)

MSc. Maria Cristina Poletto; Prof. Dr. Jean Paul Metzger

(mpoletto@sp.gov.br)

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi testar o uso de métricas de estrutura de paisagem na avaliação de impactos ecológicos de rodovias e escolha de alternativas de traçado para um trecho sul do Rodoanel Metropolitano de São Paulo. Os resultados indicam os índices florestais mais adequados para identificar impactos e analisar as diferenças entre os cenários: de maior fragmento, de número de fragmentos, de isolamento entre os fragmentos, e área total e área núcleo dos maiores fragmentos.

ABSTRACT

The purpose of this work was to test the use of landscape structure indices in the assessment of highways environmental impact, and support in selecting alternatives among highway routes, at the metropolitan region of Sao Paulo. Results showed the most suitable indices to identify impacts and to analyze the differences among the scenarios were the forest indices (the largest patch index, the number of fragments and the isolation degree) and the total and core area of the largest forest patches.

Palavras chave: ecologia da paisagem, métricas da paisagem, impacto ambiental de corredores rodoviários.

INTRODUÇÃO

As rodovias são empreendimentos de significativo impacto ecológico, ocasionando a fragmentação de habitats naturais, subdividindo populações de animais e plantas, levando à perda da diversidade biológica, alterando o escoamento da água e o transporte de sedimentos, e transformando o uso do solo. Diversos efeitos ecológicos de rodovia têm sido

identificados ao longo de sua extensão, em uma faixa que varia de alguns metros a vários quilômetros de largura.

Neste trabalho são avaliados os impactos ecológicos de alternativas de traçado do Rodoanel Metropolitano de São Paulo – trecho sul, a partir da abordagem da ecologia de paisagens e das métricas da paisagem.

Como objetivos deste trabalho destacam-se: testar o uso das métricas e da ecologia de paisagens na abordagem da Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) e avaliar a utilização das métricas no estudo de alternativas de traçado de corredores rodoviários.

DESENVOLVIMENTO

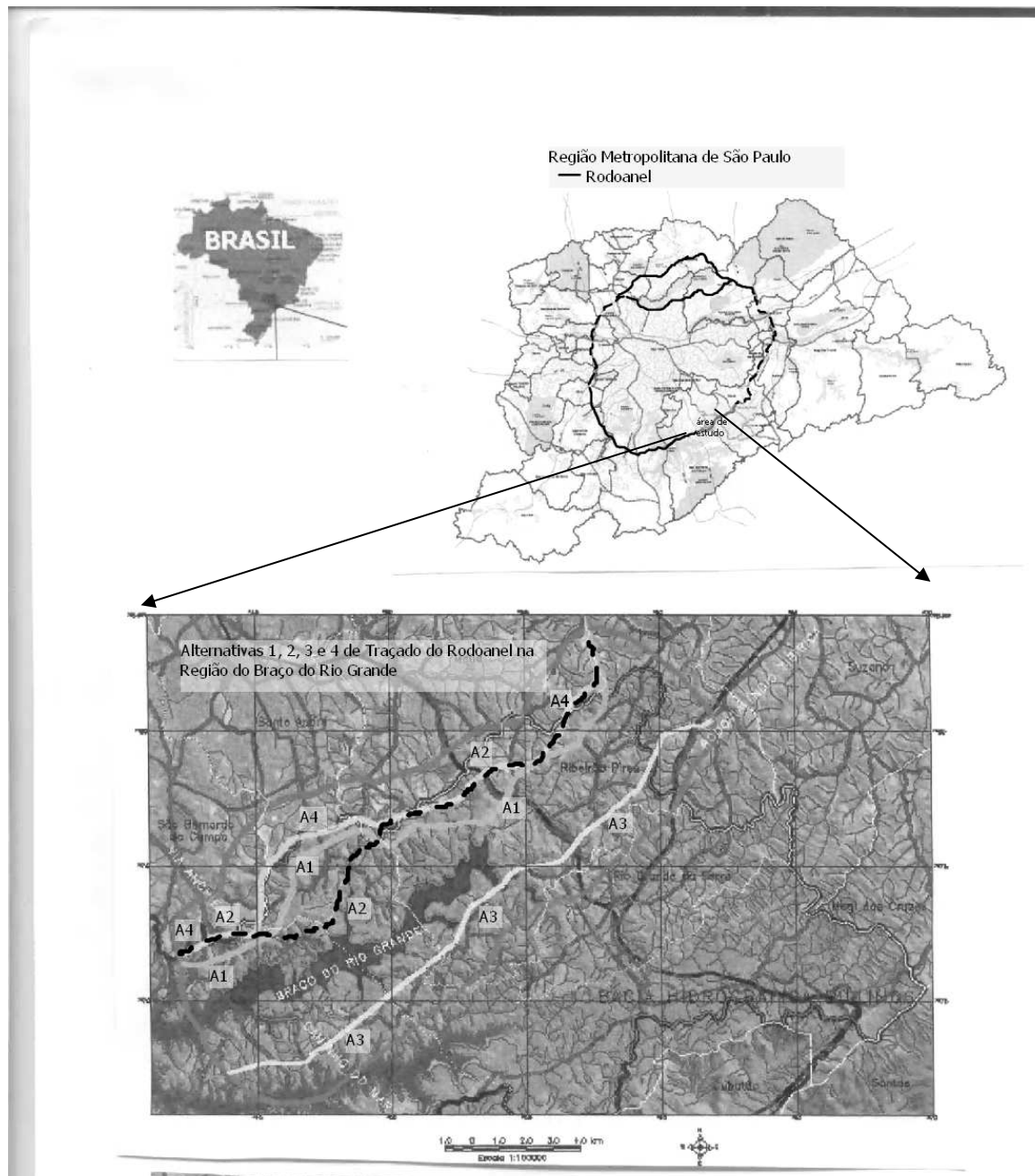
Método

A análise da paisagem para as alternativas de traçado rodoviário e a comparação destes cenários envolveu as seguintes etapas metodológicas: delimitação da área de estudo; elaboração de um mapa de uso e ocupação do território; criação dos cenários de modificação da paisagem considerando cada alternativa de traçado; cálculo das métricas da paisagem para comparação dos resultados obtidos para cada cenário.

Foram estudadas 4 alternativas de traçados rodoviários para um segmento de 22 km do trecho sul do Rodoanel - anel rodoviário da Região Metropolitana de São Paulo. A área de estudo, com 16.861 ha, abrange a travessia do Parque Municipal do Pedroso, área de captação de água para o abastecimento do município de Santo André, e insere-se na bacia hidrográfica da Represa do Rio Grande no Reservatório Billings, responsável pelo abastecimento da porção sul da Região Metropolitana de São Paulo (Figura 1).

Para a obtenção das métricas, ou índices da paisagem da área de estudo, foi utilizado o programa Fragstats (McGarigal & Marks 1995). As métricas de paisagem utilizadas referem-se à análise da paisagem como um todo (composição e diversidade da paisagem), à distribuição espacial das áreas florestadas (grau de fragmentação e isolamento de manchas de mata) e às características espaciais dos maiores fragmentos florestais (área, área núcleo, forma e isolamento). Trata-se de índices de fácil compreensão para análise da alteração da paisagem decorrente da adoção de diferentes possíveis traçados rodoviários (Hargis et al. 1998; Metzger 1999, Tischendorf 2001).

Figura 1



Resultados e Discussão

Foram analisadas as alterações no padrão de uso e ocupação do território, em relação à paisagem atual, a partir do estudo das métricas da paisagem de cada um dos cenários resultantes das quatro alternativas de traçado na área em estudo (Tabelas 1 e 2).

Tabela 1 – Composição da paisagem para as alternativas 1, 2, 3 e 4 de traçado do Rodoanel Metropolitano de São Paulo na região do braço do Rio Grande na Represa Billings, em área de estudo de 16.861 hectares.

Classe de uso do solo	% área				
	atual	alternativa 1	alternativa 2	alternativa 3	alternativa 4
uso urbano	21,95	21,52	21,47	21,61	21,49
corredor viário	2,58	4,82	4,67	4,16	4,73
solo exposto	3,06	2,99	2,96	3,04	2,95
campo antrópico	10,73	10,30	10,39	10,57	10,35
reflorestamento	11,65	11,36	11,32	11,34	11,31
várzea	2,25	2,18	2,18	2,21	2,19
floresta inicial	7,14	6,94	6,99	6,92	6,98
floresta médio avançado	29,48	28,73	28,88	29,00	28,85
água	11,17	11,16	11,14	11,16	11,14

Tabela 2 - Síntese dos Índices da paisagem para as alternativas viárias 1, 2, 3 e 4 para o Rodoanel Metropolitano de São Paulo na área de 16.861 ha na região do braço do Rio Grande - Billings.

Índices da paisagem	Cenários				
	atual	1	2	3	4
Composição da paisagem					
% floresta em estágio médio a avançado de regeneração	29,48	28,73	28,88	29,00	28,85
Diversidade espacial da paisagem					
Shannon (SHDI)	1,90	1,93	1,93	1,93	1,93
Simpson (SIDI)	0,82	0,83	0,83	0,82	0,83
Contágio (CONTAG)	44,91	44,15	44,21	44,51	44,21
Fragmentação e isolamento de floresta em estágio médio a avançado					
Índice do maior fragmento (LPI) - %	4,77	2,42	3,25	4,77	3,85
Número de fragmentos (NP)	568	596	602	571	595
Área média dos fragmentos (MPS) - ha	8,75	8,13	8,09	8,56	8,18
Densidade de borda (ED) - m/ha	61,84	61,39	61,50	61,01	61,42
Distância média fragmentos (MNN) - m	60,73	60,37	60,70	61,25	61,25
Proximidade média fragmentos (MPI)	987,57	825,23	754,26	948,08	821,50
Índices dos maiores (≥ 50 ha) fragmentos de floresta em estágio médio a avançado (entre parêntese valores médios por fragmento)					
Número de fragmentos grandes	20	21	21	21	19

Área – ha	3.262 (163)	2.994 (143)	3.097 (147)	3.231 (154)	3.015 (159)
Perímetro – km	460,26 (23)	424,80 (20)	435,75 (21)	460,23 (21)	418,44 (22)
Área núcleo – ha	1.936 (96,8)	1.778 (84,7)	1.842 (87,7)	1.904 (90,6)	1.811 (95,3)
Proximidade – m	21.624 (1.081)	14.966 (713)	18.473 (880)	18.142 (864)	26.764 (1.409)
Cursos d'água interceptados					
Total		33	27	31	27
De 1ª ordem		20	19	24	20
Densidade de rodovias					
Sistema viário principal (km/km ²)	0,45	0,59	0,58	0,47	0,58

Com base nos resultados, a alternativa 1 resultou em maior perda de área de floresta em estágio médio a avançado de regeneração, seguida pelas alternativas 4, 2 e 3, sendo que esta supressão variou entre 127 e 81 ha.

No entanto, a análise quantitativa da perda de vegetação de mata atlântica não é suficiente para avaliar os impactos da rodovia sobre os habitats remanescentes. Esta supressão torna-se mais significativa quando se analisa a fragmentação florestal.

A *fragmentação* subdivide habitats, reduzindo a dispersão natural e aumentando a propagação de perturbações a partir das bordas, levando à redução da viabilidade populacional de várias espécies (Meffe & Carrol 1997). A redução de área leva a uma perda de heterogeneidade interna do habitat, perda de recursos, aumento de competição intraespecífica e interespecífica, aumento de área sob efeito de borda devido à fragmentação, e redução da área mínima para sobrevivência de espécies, levando à redução da diversidade biológica (Laurance et al. 2002). Este impacto potencial pode ser analisado a partir da variação do índice do maior fragmento florestal da paisagem – LPI.

Na análise do índice LPI, a alternativa 2 representou maior impacto que a alternativa 4, enquanto a alternativa 1 representou a maior redução dessa área, de cerca de 50%, e a 3 não atingiu esta mancha. A localização de uma rodovia cortando um grande fragmento leva à redução de áreas de habitat e à degradação dos remanescentes devido à introdução de novas bordas (Forman & Hersperger 1996). Na área estudada, embora o maior fragmento florestal apresente parte de seus limites com áreas urbanas, sofrendo distúrbios provocados por esta proximidade, ele tem, devido a suas dimensões, potencial para abrigar ampla diversidade biológica. Ao atingir o fragmento mais significativo da paisagem, está sendo atingido o maior contínuo florestal em estágio sucessional mais desenvolvido. Os maiores fragmentos representam, em princípio, os locais de melhor qualidade de habitat e favorecem o fluxo gênico na paisagem, atuando como fonte de dispersão de espécies secundárias tardias, ou seja, como importante elemento no processo de regeneração de outros

fragmentos florestais nativos em estádios menos desenvolvidos (Purata 1986, Saulei & Swaine 1988, Thomlinson et al. 1996). Desta forma, o impacto sobre o maior fragmento deve também repercutir sobre o conjunto do mosaico florestal, incluindo outros fragmentos de médio e pequeno porte nas adjacências, além de áreas florestais em estágio inicial e reflorestamento.

A fragmentação florestal pode ser também quantificada a partir da variação do número e tamanho médio dos fragmentos florestais. Em estudo realizado por Saunders et al. (2002), as rodovias implicaram em incremento do número de fragmentos, redução do tamanho médio dos fragmentos e do tamanho do maior fragmento florestal. Na área de estudo, a mesma tendência ocorreu, sendo esta mais acentuada no caso da alternativa 2, seguida pela alternativa 1; e menor alteração foi observada nos traçados das alternativas 4 e 3.

A redução de área núcleo (*core*) dos maiores fragmentos também indica potencial redução da heterogeneidade do habitat, tendo sido observadas maiores reduções para a alternativa 1, seguida pela alternativa 2. Para a alternativa 4, embora tenha sido observada a segunda maior supressão de vegetação, quando analisados os maiores fragmentos da paisagem, foi seu traçado que representou maior preservação dos fragmentos remanescentes devido à menor alteração da área total e área núcleo destes fragmentos. Vários autores destacam que o principal efeito da fragmentação florestal pode ser a conversão de floresta de interior para habitats de borda (Tinker et al. 1997, McGarigal et al. 2001), caracterizada não apenas pelo favorecimento do desenvolvimento de espécies generalistas que tendem a excluir por competição ou predação as espécies de interior (Opdam et al. 1993) como também pela redução da abundância e riqueza de espécies (Haskell 2000).

O aumento de isolamento entre os fragmentos remanescentes afeta o potencial de recolonização na paisagem. Quando analisada a classe de floresta em estágio sucessional mais desenvolvido, os maiores índices de isolamento entre os fragmentos (MPI) foram observados respectivamente para as alternativas 2, 4 e 1. No entanto, quando analisado o isolamento somente para os maiores fragmentos da paisagem (Proxim), o isolamento passou a ser maior para o cenário da alternativa 1, seguida pelas alternativas 3 e 2; a alternativa 4, antes representando a segunda pior situação, tornou-se a alternativa mais adequada com menor impacto sobre as condições de isolamento entre os maiores fragmentos remanescentes. A proximidade entre os maiores fragmentos deve ser biologicamente mais significativa para a viabilidade das espécies do que a proximidade para o conjunto da classe de floresta em estágio médio a avançado de sucessão, onde são considerados todos os fragmentos, incluindo os muito pequenos (< 5 ha).

Ao fragmentar habitats para implantação da rodovia, é criada uma barreira aos fluxos da paisagem (Forman & Alexander 1998). Os animais, ao tentar transpor esta barreira, muitas vezes acabam atropelados, com riscos também para o usuário da estrada. Este impacto sobre a fauna tende a ser maior para as alternativas 1 e 2, que cruzaram os maiores fragmentos da paisagem com maiores reduções nos índices LPI, área e core. Na ampliação de um corredor rodoviário, a nova largura da rodovia, o aumento de velocidade dos veículos e a maior densidade de veículos trafegando diariamente agravam os impactos já existentes (Fahrig et al. 1995), especialmente em trechos de concentração de fragmentos florestais. Esses problemas devem ocorrer se a alternativa 3 for escolhida.

O índice de atropelamentos pode ser ainda maior em rodovias cujas pistas são separadas por barreira de difícil transposição (Forman & Alexander 1998). Estudos realizados na Europa e Estados Unidos indicam que os atropelamentos da fauna são preocupantes para espécies ameaçadas de extinção. Há registros de atropelamento de número muito elevado de felinos de grande porte na rodovia que atravessa o Parque Estadual do Morro do Diabo, no extremo noroeste do Estado (Faria & Moreni 2000). O traçado com menor potencial de impacto, em termos de atropelamento da fauna, foi a alternativa 4, pois cruza área periférica do maior fragmento da paisagem, além de representar menor alteração das áreas núcleo dos maiores fragmentos da paisagem.

Um dos principais impactos na fase de operação da rodovia é o afugentamento da fauna devido ao ruído do tráfego, que é semelhante ao de áreas urbanas de uso misto (residencial/comercial/industrial). Este ruído afeta especialmente pássaros, e se estende lateralmente à rodovia por grandes distâncias (Forman et al. 1995, 2000). Reijnen et al. (1996) verificaram redução da densidade populacional de espécies de pássaros em uma faixa de cerca de 300 metros ao longo da rodovia. Novamente, as alternativas 1 e 2 representaram maior impacto potencial em termos de afugentamento, ao provocarem as maiores reduções de área do maior fragmento da paisagem, além de seccionarem os maiores fragmentos da paisagem, criando assim maiores áreas de borda de estrada.

Considerando que a implantação da rodovia pode agir também na conectividade da paisagem, seja pelo seccionamento de fragmentos grandes, pela supressão de corredores e pequenos fragmentos (possíveis elos de ligação entre fragmentos maiores) ou simplesmente por tornar a matriz menos permeável (Metzger 2003), na área de estudo, pelo porte dos fragmentos e pela proximidade entre eles, é provável que haja fluxo gênico entre os fragmentos. A implantação da rodovia pode reduzir mais intensamente a conectividade ao passar entre grandes fragmentos de vegetação natural, como na região do Parque do Pedroso, ou em um mosaico de pequenos fragmentos entre grandes fragmentos, ou mesmo sobre uma densa quantidade de pequenos fragmentos, como encontrado na porção norte

da área em estudo. Estas situações representam melhores padrões potenciais para movimento de espécies (Forman 1995), e, portanto, exigem maior cuidado na definição do traçado de um corredor rodoviário. A implantação dos traçados 1 ou 2 da rodovia não somente resultou em supressão de uma faixa de vegetação florestal, mas também promoveu sua segmentação, prejudicando o fluxo entre os fragmentos remanescentes. O traçado da alternativa 4 também seccionou o maior fragmento, porém o fez próximo à sua borda, provocando menor alteração da área do fragmento, e isolando uma área relativamente pequena, sem comprometer a conexão existente entre a área maior e o conjunto de fragmentos próximos.

A intensidade na alteração do uso e ocupação induzida pelas estradas pode também ser analisada a partir da densidade rodoviária. Esta densidade aumenta significativamente na área de estudo com a implantação das alternativas 1, 2 e 4, sendo menor para a ampliação de corredor viário existente, no caso da alternativa 3. Nos três primeiros casos, a densidade de estrada aproximou-se de 0,60 km/km², valor considerado limite para a manutenção de diversidade de espécies da fauna (Forman & Alexander 1998). Este adensamento de rodovias na paisagem representou maiores impactos, especialmente, para os segmentos que atravessaram o maior fragmento da paisagem e áreas de concentração de fragmentos florestais (alternativas 1 e 2).

Desta forma, os índices mais adequados para identificar os impactos ecológicos de rodovias e analisar as diferenças entre os cenários foram: i) os *índices de classe de floresta* em estágio médio a avançado de regeneração, especialmente o LPI, e NP e MPI; ii) os *índices de fragmento*: área total, área *core* e proximidade para os maiores fragmentos florestais da paisagem; e iii) de forma complementar, a *densidade de rodovias*. Estes índices permitiram identificar de forma imediata as alterações na paisagem, possibilitando uma diferenciação entre alternativas de traçado rodoviário.

Estas métricas da paisagem podem ser utilizadas como *indicadores de impactos*, ou seja, os seus valores em uma dada situação podem indicar a intensidade deste impacto. Desta forma, é possível medir a perda de floresta, o impacto nos maiores fragmentos e o grau de fragmentação florestal resultante de cada alternativa de traçado rodoviário. Em outros casos, as variações nos valores dos índices de paisagem são apenas indicadores indiretos de impactos biológicos. Por exemplo, os valores de área dos maiores fragmentos ou da densidade de estradas podem permitir inferir sobre a perda de diversidade biológica, porém o real impacto destas modificações tem que ser monitorado no campo. Neste caso, os valores dos índices devem ser *usados de forma comparativa*, como uma ferramenta de avaliação das alternativas de estradas ou como um instrumento de monitoramento temporal dos impactos de uma rodovia. Assim, de forma análoga aos índices do meio físico utilizados

por Galves & Avo (1999), os índices de paisagem podem auxiliar no controle da aplicação de medidas de correção ou mitigação dos impactos.

As abordagens qualitativa e quantitativa permitem ordenar os traçados rodoviários de forma muito semelhante em relação aos seus impactos ambientais. No entanto, a abordagem quantitativa apresenta uma série de vantagens quando associada à análise qualitativa.

Em primeiro lugar, a análise quantitativa permite identificar diferenças sutis entre as alternativas. Segundo Milaré (1994), qualificar e, quando possível, quantificar o impacto ambiental é o papel reservado ao estudo de impacto ambiental (EIA) como suporte para um adequado planejamento de obras ou atividades relacionadas com o ambiente. A análise quantitativa permitiu ainda avaliar a magnitude desses impactos sobre a fragmentação de remanescentes florestais, sobre a perda de habitats e isolamento de fragmentos, e seus potenciais efeitos sobre a fauna, favorecendo desta forma uma *análise comparativa* entre as alternativas de traçado rodoviário.

Os índices analisados possibilitam o monitoramento das alterações na estrutura da paisagem ao longo do tempo. Este *monitoramento*, durante a implantação de obras de grande porte e posteriormente durante sua operação, é fundamental para verificar se os impactos previstos ocorreram, se as medidas recomendadas foram suficientes e eficientes para o controle de impactos, identificar a ocorrência de impactos não-previstos (Abramovay 1995), e para orientar ajustes necessários ao instrumento de avaliação de impacto ambiental. Muitas vezes, a previsão dos efeitos negativos de um projeto pode ser delicada, pois só aparecem muito mais tarde, e esta abordagem contribui para a elaboração de um modelo, no contexto interdisciplinar, *favorecendo o diálogo e a abordagem teórica do meio ambiente* (Jollivet & Pavé 1997, Lima & Queiroz 1997, Venturi 1997).

Os índices possibilitam também uma *melhor exposição dos impactos ecológicos* da rodovia aos profissionais de outras áreas, e à população em geral, favorecendo a discussão do projeto e o processo de decisão. Neste sentido, a ecologia de paisagens e os índices da paisagem podem representar um recurso importante na integração das diversas disciplinas envolvidas na questão ambiental, constituindo uma espécie de *mediador* no enfoque interdisciplinar.

No entanto, a abordagem quantitativa também apresenta seus limites; em particular, os resultados das métricas são válidos unicamente *na escala espacial* utilizada para o trabalho. Destaca-se que alguns efeitos só ocorrem após várias décadas de implantação do empreendimento, não sendo possível quantificá-los no momento.

Os resultados mostram que as alternativas 1 e 2 que passam pela região do Parque do Pedroso resultaram em impactos de maiores magnitudes, pois representam acentuada

redução da área do maior fragmento da paisagem, ocasionando maior isolamento entre os fragmentos remanescentes, e aumento do número de fragmentos florestais. Os impactos das estradas são mais intensos para novos traçados, e menos relevantes tanto no caso de ampliação de corredor existente, na escala de estudo, quanto no caso do traçado situado limítrofe à área urbana consolidada. Numa escala mais ampla, a partir de uma análise qualitativa, a alternativa que deve apresentar efeitos de menor intensidade situa-se limítrofe ao adensamento urbano da metrópole, enquanto a alternativa de ampliação de corredor existente, que se localiza próxima ao Parque Estadual da Serra do Mar, pode apresentar um impacto potencial maior sobre essa Unidade de Conservação.

CONCLUSÕES

Os diferentes traçados rodoviários, na área estudada, levarão à redução de áreas de floresta em estágio médio a avançado de sucessão, à redução no índice do maior fragmento (LPI), à redução na área média dos fragmentos (MPS), ao acréscimo no número de fragmentos (NP) de floresta em estágio médio a avançado de sucessão, e ao aumento do isolamento entre os fragmentos florestais remanescentes (MPI). Os corredores viários resultarão também na redução da área média, área núcleo e maior isolamento entre os fragmentos mais significativos da paisagem.

Os índices mais adequados para identificar os impactos ecológicos de rodovias e analisar as diferenças entre os cenários foram os índices de classe de floresta em estágio médio a avançado de regeneração, os índices dos maiores fragmentos florestais da paisagem e, de forma complementar, a densidade de rodovias. Estes índices permitiram identificar de forma clara alguns dos principais impactos ecológicos dos traçados. Desta forma, pode-se considerar que a abordagem quantitativa da ecologia de paisagens contribui com o processo de avaliação de impacto ambiental de empreendimentos rodoviários. Apesar da análise da estrutura da paisagem permitir um retrato rápido de impactos ecológicos, não há dúvidas que esta abordagem deve ser aprofundada com levantamentos no campo da flora e fauna, com o objetivo principal de quantificar a diversidade biológica e a ocorrência de habitats e espécies raras ou ameaçadas de extinção.

A definição criteriosa de traçados rodoviários, considerando os impactos ecológicos advindos de sua implantação, deve ser priorizada em um processo que vise a integração do desenvolvimento econômico com a preservação da biodiversidade. A abordagem quantitativa proposta neste trabalho deve contribuir nesse sentido, ao facilitar a comunicação entre os diversos atores envolvidos no processo de avaliação de impactos ambientais. A aplicação dos índices da paisagem é uma abordagem relativamente simples,

pois depende apenas da elaboração de um mapa de uso e ocupação do território ou da cobertura vegetal, atividade básica em qualquer estudo de impacto ambiental, sobre o qual será aplicado um programa de estatística espacial. Esta análise permite uma avaliação rápida de impactos ecológicos, de forma espacializada e quantitativa, acrescentando essas informações às outras de origem socioeconômica e física, propiciando assim a discussão interdisciplinar, fundamental em estudos de impacto ambiental.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ABRAMOVAY, R. 1995. "Da interdisciplinaridade que temos à interdisciplinaridade que queremos"- In Instituto Ambiental do Paraná – Interdisciplinaridade: um desafio para a administração pública. Curitiba.
- FAHRIG, L., PEDLAR, J.H., POPE, S.E., TAYLOR, P.D., WEGNER, J.F. 1995. Effect of road traffic on amphibian density. *Biological Conservation* 73: 177-182.
- FARIA, H.H.F., MORENI, P.D.C. 2000. Estradas em unidades de conservação: o caso do parque estadual do morro do diabo, Teodoro Sampaio, SP. IN Anais do I Fórum de Debates em Ecologia da Paisagem e Planejamento Ambiental. 4 p.
- FORMAN, R.T.T. 1995. Land mosaics: the ecology of landscapes and regions. Cambridge University Press, 1997.
- FORMAN, R.T.T. 2000. Estimate of the area affected ecologically by the road system in the United States. *Conservation Biology* 14: 31-35.
- FORMAN, R.T.T., ALEXANDER, L.E., 1998. Roads and their major ecological effects. *Annual review ecological systems* 29: 207-31.
- FORMAN, R.T.T., HERSPERGER, A.M. 1996. Road ecology and road density in different landscapes with international planning and mitigation solutions. In *Trends in addressing transportation related wildlife mortality*. Evink, G.L., P. Garret, D. Zeigler & J. Berry, eds. Florida Department of Transportation, Tallahassee, Florida. 1-22.
- GALVES, M.L., AVÓ, A.M. de, 1999. Investigações e recuperação do passivo ambiental de rodovias por meio de indicadores de impacto. In Seminário nacional. Foz do Iguaçu. A variável ambiental em obras rodoviárias. ANAIS, editada por Edson Roberto Blanchet, Maurício Balensiefer, Nívia Ribeiro Menegazzo e Rosana Scaramella. Curitiba. FUPEF, 1999. p. 508.
- HARGIS, C.D.; BISSONETTE, J.A.; DAVID, J.L. 1998. The behavior of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology* 13: 167-186.
- HASKELL, D.G. 2000. Effects of forest roads on macroinvertebrate soil fauna of the southern appalachian mountains. *Conservation Biology* 14: 57-63.

- JOLLIVET, M., PAVÉ, A. 1997. "O meio ambiente: questões e perspectivas para a pesquisa". – in VIEIRA, P. F. e WEBER, J. (orgs) – Gestão de recursos naturais renováveis e desenvolvimento – Novos desafios para a pesquisa ambiental. Cortez editora.
- LAURANCE, W.F., LOVEJOY, T.E., VASCONCELOS, H.L., BRUNA, E., DIDHAM, R.K., STOUFFER, P.C., GASCON, C., BIERREGAARD, R.O., LAURANCE, S.G., SAMPAIO, E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology* 16: 605-618.
- LIMA, S.C., QUEIROZ NETO, J.P. 1997. Estudos ambientais integrados – uma discussão metodológica. In VII Simpósio brasileiro de geografia física aplicada. I Forum latino-americano de geografia física aplicada. Curitiba, Paraná. Francisco Mendonça coordenador – Tec Ar Editora Limitada. Anais. p. 40
- MCGARIGAL, K., ROMME, W.H., CRIST, M., ROWORTH, E. 2001. Cumulative effects of roads and logging on landscape structure in the San Juan Mountains, Colorado (USA). *Landscape Ecology* 16: 327-349.
- McGARIGAL, K.; MARKS, B.J. 1995. Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure. USDA Forest Service General Technical Report. PNW 351.
- MEFFE, G. K., CARROL, C.R. 1997. Principles of conservation biology. Segunda edição. Massachusetts, 729 p.
- METZGER, J.P. 1999. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Na. Acad. Bras. Ci.* 1999. 71:445-463.
- METZGER, J.P. Quantificação da estrutura da paisagem: o uso adequado de métricas. In: Cullen Jr., L., Rudy, R., Valladares-Padua, C. (eds.). Manual em Técnicas na Biologia da Conservação e no Manejo da Vida Silvestre. IPÊ, Smithsonian Institution, National Zoological Park, 2003.
- MILARÉ, E., BENJAMIN, A.H.V. 1993. Estudo prévio de impacto ambiental. *Revista dos tribunais*, São Paulo. 245 p.
- OPDAN, 1991. Metapopulation theory and habitat fragmentation: a review of holarctic breeding bird studies. *Landscape ecology* 5: 93-106.
- PURATA, S.E., 1986. Floristic and structural changes during old-field succession in the Mexican tropics in relation to site history and species availability. *J. Trop. Ecol.* 2, 257-276.
- REIJNEN, R., FOPPEN, R., MEEUWSEN, H. 1996. The effects of traffic on the density of breeding birds in dutch agricultural grasslands. *Biological Conservation* 75: 255-260.
- SAULEI, S.M., SWAINE, M.D., 1988. Dynamics of seed rain and soil seed banks during forest clearance and subsequent regrowth in the Gogol Valley, Papua New Guinea. *J. Ecol.* 76: 133-152.

- SAUNDERS, S.C., MISLIVETS, M.R., CHEN, J., CLELAND, D.T. 2002. Effects of roads on landscape structure within nested ecological units of the Northern Great Lakes Region, USA. *Biological Conservation* 103: 209-225.
- THOMLINSON, J.R., SERRANO, M.I., LÓPEZ, T.M., AIDE, T.M., ZIMMERMAN, J., 1996. Land-use dynamics in a post-agricultural Puerto Rican landscape (1936-1988). *Biotropica* 28, 525-536.
- TINKER, D.B., RESOR, C.A.C., BEAUVAIS, G.P., KIPFMUELLER, K.F., FERNANDES, C.I., BAKER, W.L. 1998. Watershed analysis of forest fragmentation by clearcuts and roads in a Wyoming forest. *Landscape Ecology* 13: 149-165.
- TISCHENDORF, L. 2001. Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecology* 16: 235-254.
- VENTURI, L.A.B. 1997. Unidades da paisagem como recurso metodológico aplicado na geografia física. In VII Simpósio brasileiro de geografia física aplicada. I Forum latino-americano de geografia física aplicada. Curitiba, Paraná. Francisco Mendonça coordenador – Tec Ar Editora Limitada. Anais. p. 53.