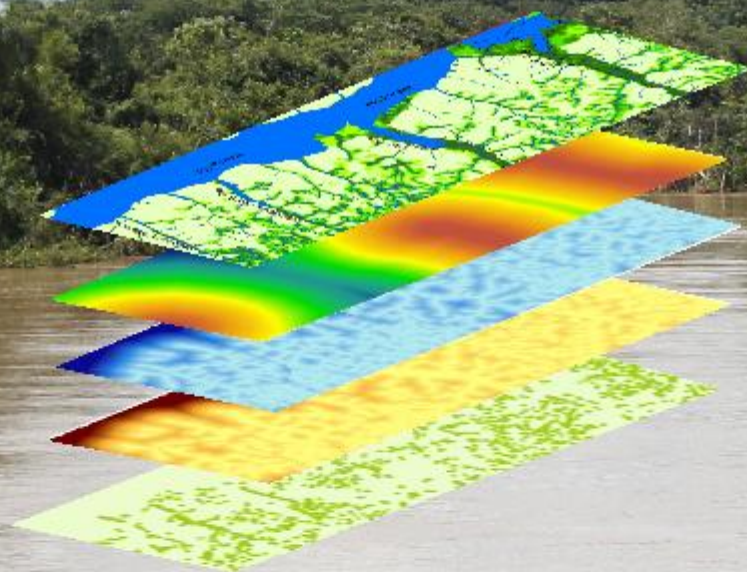


Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho"
Câmpus de Presidente Prudente

ALTERNATIVA METODOLÓGICA PARA ALOCAÇÃO
DE CORREDORES ECOLÓGICOS UTILIZANDO
MODELAGEM AMBIENTAL



Carla Rodrigues Santos

Presidente Prudente
2017



UNESP

UNIVERSIDADE ESTADUAL PAULISTA

“JÚLIO DE MESQUITA FILHO”

FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA

Câmpus de Presidente Prudente

**ALTERNATIVA METODOLÓGICA PARA ALOCAÇÃO DE
CORREDORES ECOLÓGICOS UTILIZANDO MODELAGEM
AMBIENTAL**

Carla Rodrigues Santos

Orientador: Prof.º Dr.º Paulo César Rocha

Tese de doutorado elaborada junto ao Programa de
Pós-graduação em Geografia - Área de
Concentração: Desenvolvimento Regional e
Planejamento Ambiental, para obtenção do Título
Doutor em Geografia

Presidente Prudente, 2017

FICHA CATALOGRÁFICA

S--- Santos, Carla Rodrigues.
Alternativa metodológica para alocação de corredores ecológicos
utilizando modelagem ambiental / Carla Rodrigues Santos. - Presidente
Prudente : [s.n], 2017
220f. : 36il.

Orientador: Paulo Cesar Rocha
Tese (doutorado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de
Ciências e Tecnologia
Inclui bibliografia

1. corredores ecológicos. 2. fragmentação da paisagem. 3. modelagem
ambiental. I. Santos, Carla Rodrigues. II. Rocha, Paulo César. III.
Universidade Estadual Paulista. Faculdade de Ciências e Tecnologia.
IV. Alternativa metodológica para alocação de corredores ecológicos
utilizando modelagem ambiental.

ATA DA DEFESA PÚBLICA DA TESE DE DOUTORADO DE CARLA RODRIGUES SANTOS, DISCENTE DO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA, DA FACULDADE DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIA - CÂMPUS DE PRESIDENTE PRUDENTE.

Aos 17 dias do mês de março do ano de 2017, às 14:00 horas, no(a) Anfiteatro VI, reuniu-se a Comissão Examinadora da Defesa Pública, composta pelos seguintes membros: Prof. Dr. PAULO CESAR ROCHA - Orientador(a) do(a) Departamento de Geografia / Faculdade de Ciências e Tecnologia de Presidente Prudente, Prof. Dr. NILTON NOBUHIRO IMAI do(a) Departamento de Cartografia / Faculdade de Ciências e Tecnologia de Presidente Prudente, Prof. Dr. JOSE MARIANO CACCIA GOUVEIA do(a) Departamento de Geografia / Faculdade de Ciências e Tecnologia de Presidente Prudente, Prof. Dr. JOÃO HENRIQUE PINHEIRO DIAS do(a) - / Faculdades Integradas Urubupunga, Prof. Dr. PATRICIA HELENA MIRANDOLA GARCIA do(a) Departamento de Geografia / Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, sob a presidência do primeiro, a fim de proceder a arguição pública da TESE DE DOUTORADO de CARLA RODRIGUES SANTOS, intitulada **ALTERNATIVA METODOLÓGICA PARA CORREDORES ECOLÓGICOS UTILIZANDO MODELAGEM AMBIENTAL**. Após a exposição, a discente foi arguida oralmente pelos membros da Comissão Examinadora, tendo recebido o conceito final: Aprovado. Nada mais havendo, foi lavrada a presente ata, que após lida e aprovada, foi assinada pelos membros da Comissão Examinadora.

Prof. Dr. PAULO CESAR ROCHA

Prof. Dr. NILTON NOBUHIRO IMAI

Prof. Dr. JOSE MARIANO CACCIA GOUVEIA

Prof. Dr. JOÃO HENRIQUE PINHEIRO DIAS

Prof. Dr. PATRICIA HELENA MIRANDOLA GARCIA

“..A natureza não é só uma entidade objetiva, ela também é vital para o nosso bem-estar físico e espiritual...”

Edward O. Wilson,

DEDICATÓRIA

Dedico esta Tese ao meu amado pai (*in memoriam*), que, com sua simplicidade, seu companheirismo e seus ensinamentos, me guiou a ir em busca dos meus sonhos. Ele me ensinou que a gentileza e a honestidade são virtudes que devem ser carregadas pela vida toda; que o amor e a felicidade estão num simples gesto, num beijo, num forte abraço ou, simplesmente, no jeito de olhar. Ensinou-me que o lugar bom de se viver é onde nos sentimos felizes, e se estivermos tristes devemos sorrir, cantar e dançar, que a tristeza logo passará. Um dos sentimentos que mais me emocionou e marcou na reta final de meu pai foi a certeza de que a luta contra uma doença é a luta pela sobrevivência de quem quer viver intensamente, e essa batalha só se perde depois da morte. Por tudo isso e muito mais, dedico esta Tese ao meu herói: Sebastião Pereira dos Santos.

AGRADECIMENTOS

A tão sonhada Tese, enfim consolidada! A caminhada foi intensa. A múltipla jornada de atividades, entre estudo, família e amigos, muitas vezes não permitiu uma dedicação exclusiva para excelência do trabalho. Conciliar tantas atividades me ensinou a crescer, mas também me levou à exaustão e me fez desistir de alguns sonhos e desafios; ao mesmo tempo, me fez construir novos ideais. Apesar das dificuldades, ao finalizar esta etapa, me sinto realizada, feliz e agradecida por todos que, acompanharam essa longa trajetória.

A correria diária nos aproxima de pessoas e nos afasta de outras. Por isso, venho expressar meu afeto e deixar os meus sinceros agradecimentos aos que contribuíram para a concretização deste trabalho.

Aos meus pais, Sebastião e Maria Lizete; aos meus irmãos, Eder e Alessandra; aos meus sogros, Agostinho e Juanita; aos cunhados, Aline e Romário; aos sobrinhos, Fábio e Felipe, a todos os tios, Djalma, Creuza e Loura, e primos, Leid, Lola e Pita, que sempre estiveram presentes na minha vida, me apoiando e incentivando. Obrigada por fazerem parte dessa minha caminhada! Sei que estão felizes por mais uma conquista.

À minha amada mãe, sempre ao meu lado nos momentos em que precisei, cuidando com muito carinho das nossas princesas, Layla e Maya; dando-me apoio, do seu jeito, com suas orações, sempre querendo o nosso bem.

Ao meu esposo, Balta, pelo companheirismo, pelo carinho, afeto e pelas discussões. Seu apoio foi fundamental para a conquista desse título.

Agradeço e peço desculpas a minhas filhas. À Layla, por ter me ausentado várias vezes das suas brincadeiras, deixando-a na escolinha aos onze meses para poder me dedicar ao doutorado. E à Maya, que nasceu durante a Tese e por tantas vezes me desviou a atenção, com um pedido de carinho e afeto. Minhas princesas, vocês são a razão da minha vida!

Ao meu orientador, Paulo Cesar Rocha, pelo imensurável apoio, pelas orientações, pela amizade e pelo constante incentivo e disposição para me ajudar. Obrigada, PC!

Ao professor Nilton Imai, que sempre esteve disposto a nos auxiliar, nos mostrando os melhores caminhos para concretizar a pesquisa. Professor, por sua ajuda essencial e também pelas contribuições na banca de qualificação, muito obrigada!

Ao professor Jose Mariano, que de pronto aceitou avaliar minha qualificação e contribuir significativamente para a finalização do trabalho.

Aos professores do Programa de Pós-graduação da FCT/Unesp-PP, que foram formadores e responsáveis pelo conhecimento que venho a adquirir com mais esse título, em especial, Isabel e Tadeu, pelo convívio e auxílio na tomada de decisões referentes à Tese.

Aos professores que aceitaram o convite de compor a banca de defesa desta pesquisa.

À equipe administrativa da FCT/UNEP, Ivonete, Aline, André, Cinthia e Leonardo, que sempre estiveram prontos a nos atender.

Aos amigos especiais, de longa data, e aos recentemente construídos durante nossa estadia em Prudente: Mirna, Aline, Bia, Taty, Pril, Ju, Roberto Rosa, Brito, Pita, Beatriz, Natália, Renatinha, Márcia, Sirlei, Yolima, Robin, Nécio, Eduardo, Sérgio, Pati, Rafa, Leandro, Matheus, Carol, Raul, Avelaine, Bruna, Raquel, Eduardo Werneck, Lúcia, Mara, Helivelton, Cátia, Fran, Thiago, Josué, Taíssa, Liri, Dani, Lari e Renata. Também aos amigos construídos no Vale do Café, em especial, Maura, Lu, Serginho, Isa, Amabile, Wauton, Thaís e Wellington.

À criançada que fez nossos dias mais alegres e divertidos: Layla, Maya, Fábio, Felipe, Pedro(s), Heitor, Male, Sofia(s), Otto, Lucas, JP e Davi.

À toda a equipe do CCI/UNESP, principalmente os educadores. Sem vocês não seria possível finalizar este trabalho.

‘ Aos meus alunos de Geoprocessamento, Cartografia e Sig. Trabalhar com vocês foi essencial para meu aprendizado profissional.

Aos professores do departamento de Cartografia – Unesp/PP, que me apoiaram nos três anos consecutivos de trabalho como professora substituta.

À equipe dos Cetas/Unesp e ao Roberto Mancuzo, pelos momentos de descontração nas aulas de Fotografia.

Aos parceiros da Rede Gestora do Corredor de Biodiversidade do Rio Paraná”, pelo aprendizado construindo ao longo das reuniões, além do apoio financeiro para participar dos debates.

Ao órgão de fomento CNPq, responsável por financiar e incentivar minha pesquisa durante 15 meses de bolsa.

À Unesp/PP, pelo ensino gratuito e de qualidade.

‘ E a Deus, por me presentear com a paz espiritual nessa jornada e em toda a minha vida.

Talvez me esqueça de citar alguns nomes, mas sintam-se todos agradecidos pelo carinho, incentivo e pelos momentos inesquecíveis ao longo desse percurso acadêmico. Vocês foram essenciais para que este trabalho chegasse ao fim.

‘ A todos, muito obrigada!

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS E MAPAS	15
LISTA DE GRÁFICOS.....	16
LISTA DE QUADROS	17
LISTA DE TABELAS	18
LISTA DE SIGLAS	19
ESTRUTURA DA TESE	20
1. INTRODUÇÃO.....	23
1.1.1- Proposição do problema e justificativa da Tese	26
1.1.2 - Localização e limites da área de estudo	28
1.1.3 - Hipóteses da pesquisa.....	30
1.2 - OBJETIVOS	30
1.2.1 - Objetivo Geral	30
1.2.2 - Objetivos específicos.....	30
1.3 - BREVE HISTÓRICO	31
REFERÊNCIAS	36
2- ANÁLISE DO MEIO FÍSICO E USO E COBERTURA DA TERRA	40
2.1 INTRODUÇÃO.....	40
2.2 OBJETIVOS.....	42
2.3 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO	43
2.3.1Caracterização regional da Geologia	44
2.3.2 Caracterização regional do clima	46
2.3.3 Caracterização regional da hidrografia.....	47
2.3.4 Caracterização regional da geomorfologia	47
2.3.5 Caracterização regional dos solos.....	49
2.3.6 Caracterização regional da vegetação.....	51
2.4 MATERIAIS E PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	52
2.4.1 Materiais	52
2.4.2 Procedimentos metodológicos	54
2.5- Análise do meio físico e uso e cobertura da terra	59
2.5.1 Padrões de forma do relevo e matriz de dissecação	59
2.5.2 Hipsometria do relevo na área de estudos	62
2.5.3 Classificação da clinografia ou declividade	64
2.5.4 Solos predominantes na área de estudo	67
2.5.5 Uso e cobertura da terra da área pesquisada.....	70
2.5.6 Caracterização da drenagem e dos pontos de nascentes.....	76
2.5.7 Caracterização da Malha Viária	79
2.5.8 Considerações sobre a diversidade da fauna silvestre	81
2.5.9 Análise do Mapa de fragilidade ambiental	83
CONSIDERAÇÕES	85
REFERÊNCIAS	88
3 - A PAISAGEM E A CONSERVAÇÃO DA VEGETAÇÃO RIPÁRIA	92
3.1 INTRODUÇÃO.....	92
3.2 OBJETIVO	93
3.3 MATERIAIS E PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	93
3.3.1 A paisagem e a visão geossistêmica	94
3.3.2 Legislação ambiental e Áreas de Preservação Permanente	99
CONSIDERAÇÕES	104
REFERÊNCIAS	106

4 – ANÁLISE DA FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM	110
4.1 INTRODUÇÃO.....	111
4.2 OBJETIVOS	113
4.3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	114
4.3.1 A estruturação da paisagem.....	114
4.3.2 As métricas da paisagem	120
4.3.2.1 Métrica relativa a áreas.....	120
4.3.2.2 Métrica relativa ao tamanho das manchas.....	121
4.3.2.3 Manchas grandes	122
4.3.2.4 Manchas Pequenas.....	122
4.3.2.5 Métrica relativa à forma	123
4.3.2.6 Métricas relativas a bordas	125
4.3.2.7 Dimensão fractal.....	126
4.3.4 A quantificação da paisagem usando um Sistema de Informação Geográfica (SIG) e Sensoriamento Remoto.....	127
4.4 MATERIAIS E PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	128
4.4.1 Materiais	128
4.4.2 Procedimentos Metodológicos	129
4.5 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	130
CONSIDERAÇÕES	143
REFERÊNCIAS	145
5 – INTEGRAÇÃO DOS DADOS ESPACIAIS UTILIZANDO MULTICRITÉRIOS E LÓGICA FUZZY PARA A DELIMITAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS.....	150
5.1 INTRODUÇÃO.....	151
5.2 OBJETIVOS.....	151
5.3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	152
5.3.1 Análise de multicritérios.....	152
5.3.2 Análise espacial utilizando a Lógica Fuzzy.....	155
5.4 MATERIAIS E PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	159
5.4.1 Materiais	159
5.4.2 Procedimentos metodológicos.....	160
5.5 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	163
5.5.1 Análise dos mapas de distâncias das variáveis.....	163
5.5.2 Análise da matriz de potencialidades para delimitação de corredores ecológicos	177
CONSIDERAÇÕES	183
REFERÊNCIAS	184
6 – CENÁRIOS ALTERNATIVOS DE CORREDORES ECOLÓGICOS NA REGIÃO OESTE PAULISTA	189
6.1 INTRODUÇÃO.....	189
6.2 OBJETIVO	190
6.3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA	190
6.3.1 Corredores ecológicos	190
6.3.2 Modelagem ambiental	192
6.4 MATERIAIS E PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS	194
6.4.1 Materiais	194
6.4.2 Procedimentos metodológicos.....	194
6.5 RESULTADOS E DISCUSSÕES.....	195
6.5.1 Avaliação da potencialidade de corredores	195
6.5.2 Avaliação da potencialidade de corredores pelas classes de uso e cobertura da terra...	200
6.5.3 Avaliação da potencialidades dos corredores pelas classes de fragilidade ambiental...	209

CONSIDERAÇÕES	211
REFERENCIAS	213
7 - AVALIAÇÃO DA PROPOSTA METODOLÓGICA ADOTADA E A EFICIÊNCIA DO MODELO MATEMÁTICO	215
CONSIDERAÇÕES FINAIS	217
Sugestões para futuras investigações.....	220

RESUMO: A Mata Atlântica, bioma que cobria grande parte do território paulista, hoje é composta por um mosaico de fragmentos florestais ameaçados pela ocupação antrópica. Dessa forma, o objetivo da presente pesquisa foi elaborar um modelo ambiental destinado a encontrar alternativas espaciais para implantação de corredores ecológicos, baseado em princípios da Ecologia da Paisagem e na avaliação do estado ecológico do meio ambiente, com o suporte de geotecnologias. Escolheu-se como área de estudo a região Oeste de São Paulo, no entorno das Bacias Hidrográficas dos Rios Paranapanema, Santo Anastácio, Aguapeí e do Peixe. Os dados da pesquisa foram extraídos do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), do Instituto Geográfico e Geológico (IGG), do Departamento Nacional de Infraestrutura de Transporte (DNIT), do Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT), dos Comitês de Bacias Hidrográficas do Rio Paranapanema (CBH-PP) e dos Rios Aguapeí e do Peixe (CBH-AP). Também foram utilizadas imagens de satélite Landsat1/MSS e Alos, sensor Avnir, e dados SRTM/NASA. Na análise do meio físico e da cobertura da terra, verificou-se que a área pesquisada apresenta relevo suave e ondulado, com solos de baixa fertilidade, praticamente ocupados por agricultura e pastagem. A quantificação dos fragmentos da paisagem evidencia a relevância deles para formação de corredores ecológicos e para possíveis conexões entre diversas Unidades de Conservação. Constatou-se, através da métrica, que a fragmentação da paisagem é expressiva; o tamanho médio das manchas (MPS) é maior na classe de pastagem, com 755,78ha, e o alto índice de MSI nas áreas úmidas é fundamental para a paisagem local, pois favorece a formação de corredores ecológicos. A avaliação integrada dos dados espaciais, utilizando multicritérios e lógica fuzzy, permitiu verificar que: 1) as planícies fluviais são de extrema importância para a conservação da biodiversidade; 2) os índices de dissecação Dc 13, Dc 23 e Dt 13 correspondem às áreas com fortes perturbações antrópicas; 3) as distâncias propostas e analisadas contribuíram para a ligação transversal entre as Unidades de Conservação, as quais oferecem alto fator de proteção para os recursos ambientais. Além disso, diagnosticou-se que os melhores locais para a implementação de corredores ecológicos estão nas classes de potencialidade extremamente alta (3,3%), muito alta (4,5%), alta (6,9%) e média alta (11%). Somadas, essas classes representam 25,8% da área de estudo e estão próximas às drenagens, nascentes e áreas úmidas. Os cenários alternativos de corredores mostraram que o Oeste paulista tem potencialidade para a delimitação de três corredores ecológicos: o primeiro, ligando o Parque Estadual Aguapeí ao Parque Estadual do Rio do Peixe (CEAP); o segundo, entre o Parque Estadual do Rio do Peixe e o Rio Santo Anastácio (CEPSA), e o terceiro, entre o Rio Santo Anastácio e o Córrego Anhumas (CESAA). Concluiu-se que os três corredores permitiriam significativas conexões transversais entre os fragmentos florestais, e sua implementação resultaria na recuperação de aproximadamente 14% da paisagem degradada.

Palavras-chave: corredores ecológicos, fragmentação da paisagem, modelagem ambiental

ABSTRACT: The Atlantic Forest biome which covered great part of São Paulo state territory today is composed by a mosaic of forest fragments threaten by anthropic occupation. Thus the objective of this research was to elaborate an environmental model aiming to find spatial alternatives to install ecological corridors based on the principle of Landscape Ecology and the evaluation of the ecological state of the environment through the support of geotechnologies. For the development and application of the methodology the research area was chosen in the West region of São Paulo in the surroundings of the river basins of the rivers Paranapanema, Santo Anastácio, Aguapeí and Peixe. The data used for the research were extracted from IBGE, IGG, DNIT, IPT, IF/SP, ICMBIO and the following committees: Paranapanema River Basin (CBH-PP), Aguapeí river and Peixe River (CBH-AP), besides the Landsat1/MSS satellite images, Alos satellite images, AVNIR sensor and data from SRTM/NASA. In the analysis of the physical environment and land coverage it was verified that the research area has denudational reliefs, with wide and low hills, besides river terraces plains. It presents altimetric dimensions which vary from 220 meters to 480 meter and little dissected. The most expressive declivity can be found in the classes from 3 – 12%, where smooth slopes are seen and of easy mechanization. The soils are of low fertility and are practically occupied by agriculture and pasture. Across the area we verified the presence of several species of the wildlife and several erosive processes caused by the fragility of the environment, due to the occupation process. The quantification of the landscape fragments evidence the importance they possess in the ecological corridors formation and in the connection possibilities among several Conservation Unities. It was found the fragmented of the landscape through the metric allowed us to verify that the landscape fragmentation is significant, we verified that the average size of the stains (MPS) is bigger in the class of pasture with 755.78ha and that the high index of MSI for the humid areas is of extreme importance to the local landscape, because it becomes a favorable environment to the formation of ecological corridors. The integrated evaluation of spatial data using fuzzy multicriteria and logic made it possible to verify that the river plain (Apf) are considered of extreme importance to the biodiversity conservation, in which the dissection indexes Dc13, Dc23 and Dt13 are the areas which receive strong anthropic disturbances; that the proposed and analyzed distances contributed so the connection among the Conservation Unities could happen in a transversal way, given its high protection factor to environmental resources. We verified that the best locations to the ecological corridors implementation are in classes of extremely high potentialities (3.3%), very high (4.5%), high (6.9%), high average (11%) and that, summed up, they can reach 25.8% of the studied area. The alternative sceneries of corridors showed that the research area has potentiality to the delimitation of three ecological corridors, among them the Aguapeí State Park corridor until Rio do Peixe State Park (CEAP); Rio do Peixe State Park corridor until Santo Anastácio River (CEPSA), and Santo Anastácio River corridor until Anhumas Stream (CESAA), these corridors interconnect the existing fragments across its path. However the connection of the fragments only by themselves isn't totally possible, it's necessary to resort to other uses, such as humid, pastures and agricultures areas. It was possible to verify that the priority potentialities are next to the drainages, river springs and wet areas. Therefore, we concluded that the results presented in the three delimited corridors allowed significant transversal connections between the forest fragments. And the possibility of its implementation would result in the recovery of about 14% of the degraded landscape. The results showed that the proposed methodology was satisfactory, because it allowed the transversal connection of the Conservation Unities with some forest fragments.

Key words: ecological corridors, landscape fragmentation, environmental modeling

LISTA DE FIGURAS E MAPAS

Figura 1 – Fluxograma da Tese.....	21
Figura 2 – Localização da área de estudo	29
Figura 3: Evolução da destruição da cobertura florestal primitiva no estado de São Paulo.....	34
Figura 4 – Localização da área de estudo	43
Figura 5 – Mapa de dissecação do relevo da área de estudo	61
Figura 6 – Mapa Hipsometria da área de estudo	63
Figura 7 – Mapa Clinográfico ou de declividade da área de estudo	66
Figura 8- Mapa de Solos da área de estudo	69
Figura 9 – Registro fotográfico das classes de uso e cobertura da terra	71
Figura 10 – Mapa de Uso e cobertura da terra de 1975 da área de estudo.....	74
Figura 11 - Mapa de Uso e cobertura da terra de 2010 da área de estudo.....	75
Figura 12- Mapa de Drenagem e pontos de nascentes da área de estudo.....	78
Figura 13 – Rodovias estaduais da área de estudo	79
Figura 14 - Mapa de Malha viária da área de estudo.....	80
Figura 15 – Registros fotográficos	82
Figura 16 - Mapa de Fragilidade ambiental na região do Oeste Paulista	84
Figura 17 – Representação dos processos dependentes das florestas ripárias	98
Figura 18 – Funções exercidas pela vegetação ripária	103
Figura 19– Tipos de manchas, sua origem e persistência	115
Figura 20 – Diagrama de fluxo em zonas ripárias	117
Figura 21 – Conectividade da paisagem	119
Figura 23 – Forma do fragmento e sua influência de borda para o interior de hábitat	126
Figura 24 – Matriz antrópica com presença de fragmentos florestais no entorno dos Parques Estaduais do Aguapeí e Rio do Peixe, respectivamente.....	131
Figura 25 – Formas das manchas na paisagem na área de estudo.....	136
Figura 26 – Mapa de Fragmentos florestais	138
Figura 27 – Cálculo de distância das variáveis	174
Figura 28 - Cálculo de distância das variáveis.....	175
Figura 29 – Cálculo de distância das variáveis.....	176
Figura 30 – Mapa de Potencialidades para delimitação de corredores ecológicos	179
Figura 31 – Fluxograma	195
Figura 32 - Mapa de Alternativas de corredores ecológicos no Mapa de uso e cobertura da terra.	199
Figura 33 - Mapa de potencialidade de corredores com as classes de uso e cobertura da terra do corredor Rio Aguapeí ao Rio do Peixe.....	201
Figura 34 - Mapa de potencialidade de corredores com as classes de uso e cobertura da terra do corredor Rio do Peixe ao Rio Santo Anastácio	204
Figura 35 - Mapa de potencialidade de corredores com as classes de uso e cobertura da terra do corredor Rio Santo Anastácio ao córrego Anhumas	208
Figura 36 – Processos erosivos identificados ao longo da área delimitada	211

LISTA DE GRÁFICOS

Gráfico 1 – Índice de área de todas as manchas da paisagem de uso da terra e cobertura vegetal de 2010	132
Gráfico 2 – Índice do tamanho médio das manchas e coeficiente da variação do tamanho das manchas na paisagem de uso e cobertura da terra de 2010	133
Gráfico 3 – Índice de densidade de borda na paisagem de uso e cobertura da terra de 2010	134
Gráfico 4 – Índices de Forma das manchas da paisagem de uso e cobertura da terra de 2010	135
Gráfico 5 – Índice de CA para as classes de fragmentos florestais.....	140
Gráfico 6 – Gráfico da métrica de borda (TE e ED) para as classes de fragmentos florestais	141
Gráfico 7 – Gráfico da métrica de forma (MSI, AWMSI e MPFD) para as classes de fragmentos florestais.....	142
Gráfico 8 - Padronização das distâncias dos processos erosivos.....	165
Gráfico 9 - Padronização das distâncias das drenagens	165
Gráfico 10 - Padronização das distâncias das áreas úmidas.....	166
Gráfico 11 - Padronização das distâncias dos fragmentos menores 50 ha	167
Gráfico 12 - Padronização das distâncias dos fragmentos de 50 a 200 ha	167
Gráfico 13 - Padronização das distâncias dos fragmentos de 200 a 600 ha	167
Gráfico 14 - Padronização das distâncias dos fragmentos maiores que 600 ha	168
Gráfico 15 - Padronização das distâncias das Unidades de conservação	169
Gráfico 16 - Padronização das distâncias das nascentes	169
Gráfico 17 - Padronização das distâncias das rodovias não pavimentadas	170
Gráfico 18 - Padronização das rodovias pavimentadas	170
Gráfico 19 - Padronização das áreas urbanas	171
Gráfico 20 - Padronização dos assentamentos	171
Gráfico 21 – Área ocupada pelas classes de fragmentos nos corredores delimitados	197
Gráfico 21 -Distribuição percentual das classes de potencialidade de corredores por classes de uso e cobertura da terra do corredor Rio Aguapeí ao Rio do Peixe	200
Gráfico 22 - Distribuição percentual das classes de potencialidade de corredores por classes de uso e cobertura da terra do corredor Rio do Peixe ao Rio Santo Anastácio	203
Gráfico 23 - Distribuição percentual das classes de potencialidade de corredores por classes de uso e cobertura da terra do corredor Rio Santo Anastácio ao Córrego Anhumas	206
Gráficos 24 - Corredores ecológicos delimitados por classes de fragilidade ambiental	209

LISTA DE QUADROS

Quadro 1 – Matriz dos índices de dissecação do relevo	54
Quadro 2 – Chave de fotointerpretação de uso e cobertura da terra de 1975.....	56
Quadro 3 – Chave de fotointerpretação de uso e cobertura da terra de 2010.....	57
Quadro 4 – Classes de fragilidade para os índices de dissecação do relevo	58
Quadro 5 – Classe de fragilidade para a declividade	58
Quadro 6 – Classes de fragilidade para os tipos de solos.....	58
Quadro 7 – Novos valores de uso e cobertura da terra.....	59
Quadro 8 – Índices de Ecologia da Paisagem utilizados para identificar os fragmentos da paisagem, gerados no <i>Patch Analyst</i>	130
Quadro 9 – Classes de índices de dissecação do relevo	160
Quadro 10 – Escala de comparação de critérios	162
Quadro 11 – Valores de IR para matrizes quadradas de ordem n, segundo o Laboratório de Oak Ridge, EUA.....	162
Quadro 12 – Valores resultantes da matriz de comparação pareada.....	177

LISTA DE TABELAS

Tabela 1 – Valores do índice de dissecação do relevo	60
Tabela 2 – Valores de área e percentual de hipsometria	62
Tabela 3 – Valores de área e percentual de declividade	65
Tabela 4 – Valores de área e porcentagem da variável solo	68
Tabela 5 – Valores de uso e cobertura da terra de 1975 e 2010.....	72
Tabela 6 – Tabulação cruzada entre uso e cobertura de 2010 versus APPs de 30m.....	77
Tabela 7 – Fragilidade ambiental da região do Oeste paulista.....	83
Tabela 8 – Cálculo do índice de Ecologia da Paisagem para as classes de uso e cobertura da terra de 2010	131
Tabela 9 – Cálculo do índice de Ecologia da Paisagem para os fragmentos florestais.....	139
Tabela 10 – Classes de potencialidade para delimitação de corredores ecológicos.....	178
Tabela 11 – Uso e cobertura da terra e Potencialidade para delimitação de corredores ecológicos	182
Tabela 12 – Corredores delimitados da área de estudo	196
Tabela 13 – Área ocupada pelas classes de fragmentos nos corredores delimitados.....	197
Tabela 14 - Área das classes de potencialidade de corredores com as classes de uso e cobertura da terra do corredor Rio Aguapeí ao Rio do Peixe.....	200
Tabela 15 - Área das classes de potencialidade de corredores com as classes de uso e cobertura da terra do corredor Rio do Peixe ao Rio Santo Anastácio	203
Tabela 16 - Área das classes de potencialidade de corredores com as classes de uso e cobertura da terra do corredor Rio Santo Anastácio ao córrego Anhumas	205
Tabela 17 - Corredores ecológicos delimitados por classes de fragilidade ambiental	209

LISTA DE SIGLAS

AHP – Analytic Hierarchy Process
APPs – Áreas de Preservação Permanente
CBH-AP – Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios Aguapeí e Peixe
CBH-PP – Comitê da Bacia Hidrográfica do Pontal do Paranapanema
CE's – Corredores Ecológicos
CESP – Companhia Energética de São Paulo
Conama – Conselho Nacional do Meio Ambiente
Consea – Conselho Nacional de Segurança Alimentar e Nutricional
DNIT – Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes
DSG – Departamento de Serviços Geográficos do Exército
Embrapa – Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária
ESEC – Estação ecológica
ESEC MLP – Estação Ecológica Mico-Leão-Preto
Fapesp – Fundação de Amparo à Pesquisa do estado de São Paulo
IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística
Icmbio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade
IF/SP – Instituto Florestal de São Paulo
IGG – Instituto Geográfico e Geológico
INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais
IPT – Instituto de Pesquisas Tecnológicas
MDE – Modelo Digital de Elevação
NASA – National Aeronautics and Space Administration
PEA – Parque Estadual do Aguapeí
PERP – Parque Estadual do Rio do Peixe
Pmdbbs– Projeto de Monitoramento do Desmatamento dos Biomas Brasileiros por Satélite
Ramsar – Convenção Relativa às Áreas Úmidas de Importância Internacional
RPPN Aguapeí – Reserva Particular do Patrimônio Natural foz do Rio Aguapeí
SIG – Sistema de Informação Geográfica
Sirgas – Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas
SMA – Secretaria do Meio Ambiente
SNUC – Sistema Nacional de Unidade de Conservação
SRTM – *Shuttle Radar Topography Mission*
UC's – Unidades de Conservação
UGRH – Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos
Unesp – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho
UTM – Universal transversa de Mercator

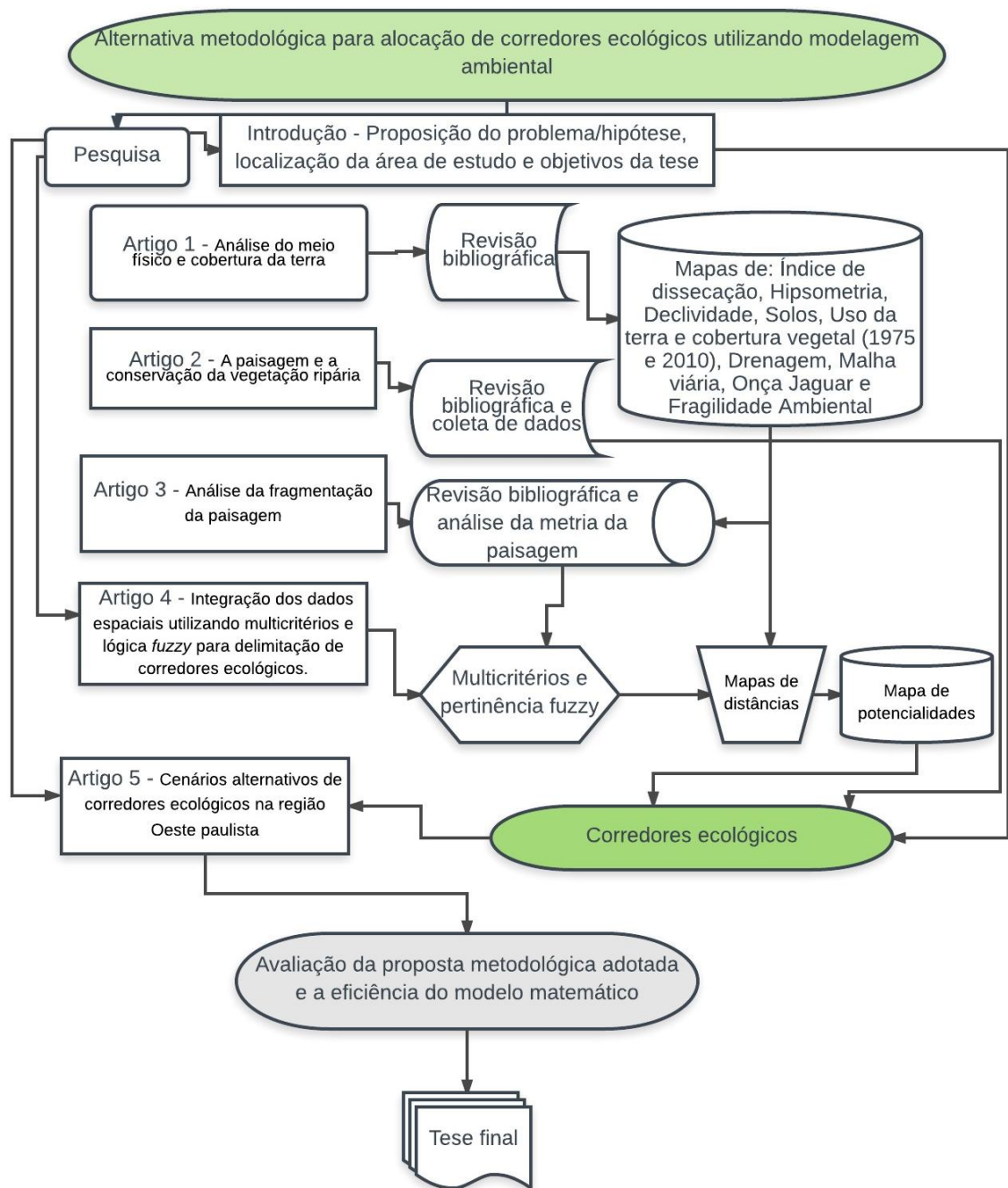
ESTRUTURA DA TESE

A Tese ora proposta foi estruturada na forma de cinco artigos organizados da seguinte forma, fluxograma 1:

- Introdução – apresentamos o modo de abordagem da temática estudada, indicando, em subitens, a problemática e a justificativa; a localização e os limites da área de estudo; as hipóteses da pesquisa; os objetivos gerais e específicos e um breve histórico;
- Análise do meio físico e cobertura da terra – esclarecemos como os dados foram coletados e analisados, apontando os procedimentos metodológicos e os resultados aos padrões de forma do relevo e matriz de dissecação, hipsometria do relevo, declividade, solos, uso e cobertura da terra, drenagem e pontos de nascentes, malha viária, presença da onça jaguar e fragilidade ambiental;
- A paisagem e a conservação da vegetação ripária – consiste numa revisão da literatura a respeito de paisagem, geossistema e ecossistema ripário, seguida de uma breve discussão sobre legislação ambiental e áreas de preservação fluvial;
- Análise da fragmentação da paisagem – abordamos a estrutura e fragmentação da paisagem, contemplando conceitos relativos à estrutura e métricas da paisagem (área, tamanho, forma, bordas e dimensão fractal). Ainda nessa seção, quantificamos a paisagem, usando o Sistema de Informação Geográfica (SIG) e sensoriamento remoto;
- Integração dos dados espaciais utilizando multicritérios e lógica *fuzzy* para delimitação de corredores ecológicos – revisamos a tomada de decisão utilizando análise de multicritérios e transformações *fuzzy*. Detalhamos os procedimentos metodológicos e discutimos os resultados, analisando os mapas de distâncias das variáveis e a matriz de potencialidade para delimitação de corredores ecológicos;
- Cenários alternativos de corredores ecológicos na região Oeste paulista – apresentamos uma revisão sobre a função e importância dos corredores ecológicos e da modelagem ambiental. Expomos os procedimentos metodológicos e os resultados que permitiram avaliar a potencialidade de corredores para a área delimitada. Também diagnosticamos o relacionamento dos corredores formados com as classes de uso e cobertura da terra e graus de fragilidade ambiental;

- Avaliação da proposta metodológica adotada e a eficiência do modelo matemático; avaliamos as etapas metodológicas utilizadas ao longo da tese, considerando os pontos positivos e negativos.
- Considerações finais e Sugestões para futuras investigações
- Referências – trata-se da relação das obras utilizadas em cada capítulo, fontes consultadas em órgãos institucionais, documentos eletrônicos, livros, entre outros.

Figura 1 – Fluxograma da Tese



I N T R O D U Ç Ã O

1. INTRODUÇÃO

Nem a Constituição do Império, nem as Constituições da República concebiam claramente os meios legais de atuar sobre o patrimônio do país, ficando o governo sem atribuições e competências para proteger a fauna e flora (LEITE, 1998, p. 55)

A partir das palavras de Leite (1998), entendemos que alguns decretos e leis municipais, estaduais e federais permitiram sanar parcialmente as dificuldades encontradas no Brasil para uma vigilância efetiva da degradação faunística ou florestal, como a obtenção de contingente humano e de materiais adequados. Somente em 28 de dezembro de 1921 o Decreto Federal nº 4.421 criou o Serviço Florestal Brasileiro, que tinha como propósito proteger o meio ambiente. No entanto, apenas em 1934, com a implantação do Código Florestal pelo Decreto nº 23.793, de 23 de janeiro, foi possível fiscalizar mais intensamente as questões relacionadas à natureza (BRASIL, 1921). Consonante a esse cenário, em 1981 fundou-se a Política Nacional do Meio Ambiente, pela Lei Federal nº 6.938, de agosto de 1981, conforme o Decreto Federal nº 99.274, de 6 de junho de 1990 (BRASIL, 1990), que estrutura o Sistema Nacional do Meio Ambiente e o Conselho Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 1981).

Vale destacar também a Política Nacional de Educação Ambiental, estabelecida pela Lei Federal nº 9.795, de 27 de abril de 1999, e a Política Estadual do Meio Ambiente, fundada pela Lei Estadual nº 9.509, de 20 de março de 1997. Ambas visam estabelecer critérios para uma proteção íntegra das áreas representativas do meio ambiente, visando o uso racional, a proteção dos recursos ambientais, a recuperação de zonas degradadas e a conscientização pública para a proteção da natureza

Nas florestas tropicais vem ocorrendo a perda de vegetação. A Austrália, por exemplo, sofreu uma diminuição vegetativa de 500.000ha por ano, entre 1983 e 1993 (BENNETT,

2003). Vários estudos indicam que países como Costa Rica, Nova Zelândia, Países Baixos, Tanzânia, entre outros, procuram maneiras de amenizar os efeitos do desmatamento e a fragmentação da paisagem.

O Ministério do meio ambiente possui projetos que visam a implementação de corredores ecológicos para a proteção das florestas tropicais, cujo o objetivo é contribuir para a conservação efetiva da biodiversidade do Brasil (MMA, 2007).

Segundo dados dos relatórios do Projeto de Monitoramento do Desmatamento dos Biomas Brasileiros por Satélite (PMDBBS), a Mata Atlântica, que possuía, somente no estado de São Paulo, uma área total de 165.534km² entre 2002 e 2009, teve sua área reduzida em desmatada em 94,3km² (56,97%). O bioma Cerrado, por sua vez, tinha uma área total de 81.137km² no período de 2002 a 2010, e sua perda de vegetação atingiu 75,09km² (92,55%) (MMA, 2010).

É possível identificar as várias transformações ocorridas em grandes extensões territoriais de paisagens naturais, principalmente no Oeste paulista. O bioma Mata Atlântica, que cobria grande parte desse território, hoje é composto por um mosaico de fragmentos, conforme análise realizada por Ditt no Pontal do Paranapanema, em 2002.

A Mata Atlântica é considerada um dos biomas tropicais mais ameaçados de extinção e um dos *hotspots* da biodiversidade mundial. (SÃO PAULO, 2010, p.15). Dada a sua importância biológica, é fundamental estabelecer uma proteção das áreas existentes e promover futuras ampliações delas, além de realizar possíveis conexões entre os remanescentes florestais, formando corredores ecológicos.

Segundo o Ministério do Meio Ambiente (1998), os corredores ecológicos são um conjunto de ecossistemas que integram uma eco/biorregião, unindo populações biológicas e áreas protegidas. Considerados como unidades de planejamento, visam à conservação da biodiversidade, promovendo o uso sustentável dos recursos naturais e a distribuição

equilibrada das riquezas. A Lei nº 9.985/2000 incorpora os corredores ecológicos às políticas ambientais, através do Sistema Nacional de Unidade de Conservação (SNUC), e os define como porções de ecossistemas naturais ou seminaturais que unem as Unidades de Conservação, possibilitando o fluxo de genes e o movimento da biota, facilitando a dispersão de espécies, a recolonização de áreas degradadas e a sustentação de populações que demandam, para sua sobrevivência, áreas maiores do que as das unidades individuais (BRASIL, 2000).

Assim, o conceito de “corredores” como medida de conservação tem se mostrado eficiente para a preservação de espécies e comunidades vegetais. Os planejadores e gestores que pretendem trabalhar com recursos de conexão (possíveis interligações de corredores de dispersão, cinturões verdes, vias verdes, entre outros) têm utilizado essa técnica (BENNETT, 2003). Ou seja, os corredores ecológicos são um sinal visível de emenda da paisagem fragmentada.

A resolução nº 09/96 do Conama estabelece parâmetros e procedimentos para a identificação e implementação de corredores ecológicos. A já citada lei do SNUC é referência no Brasil para a criação e gestão de áreas naturais protegidas, pois reconhece a importância de haver um manejo especial no entorno dessas áreas, além de estimular a criação de novas Unidades de Conservação (UCs) e Corredores Ecológicos (CEs).

Para Arruda e Nogueira de Sá (2004), os CEs têm um papel importante na proteção das áreas degradadas, e o ecoturismo é um dos caminhos. Mas para desempenhar esse papel, os corredores ecológicos dependem de uma maior integração entre o governo e a sociedade.

Entretanto, existem algumas críticas aos CEs. Questiona-se, por exemplo, se há evidência científica que comprove benéfico deles para conservação ambiental e se seus possíveis efeitos negativos podem superar qualquer conservação. Indaga-se, ainda, se os

corredores são realmente uma opção eficaz em termos de custos, se comparados com outras formas de uso dos recursos escassos (BENNETT, 2003).

Por outro lado, vários estudos defendem o potencial dos corredores ecológicos como forma de conexão das paisagens fragmentadas (HOBBS, 1992; FISCHER E LINDENMAYER, 2007) .

1.1.1- Proposição do problema e justificativa da Tese

Ao longo dos anos, o Oeste paulista passou, e ainda vem passando, por inúmeros processos de transformação.

Segundo dados do levantamento realizado por Tavares (1986, apud Vitor et. al., 2005), em 1920 a região tinha a maior parte de sua área coberta por florestas. No entanto, num espaço de cinquenta anos, de 1920 a 1970, a vegetação natural foi reduzida drasticamente, restando apenas alguns fragmentos de mata no extremo Pontal do Paranapanema, especificamente, o Parque Estadual do Morro do Diabo, a Estação Ecológica Mico-Leão-Preto e algumas reservas particulares.

Aos poucos, essas Reservas Florestais foram desmatadas e ocupadas pela exploração de madeira, pecuária e agricultura. Atualmente, o que resta no Pontal do Paranapanema são algumas Unidades de Conservação, que, apesar de terem sido preservadas por leis e decretos, infelizmente representam pouco do Bioma Mata Atlântica. Segundo a Secretaria do Meio Ambiente (1999), constam na área de reserva escassos fragmentos de matas nativas.

De acordo com Leite (1998), o governo do estado de São Paulo, especialmente o governador Fernando Costa, criou, em 1941, a primeira reserva florestal: a Unidade de Conservação do Pontal do Paranapanema, visando preservar as últimas florestas existentes no Planalto Ocidental paulista. Em seguida, instituiu a Reserva Florestal do Morro do Diabo, a Reserva da Lagoa São Paulo e a Reserva Florestal no Pontal, argumentando que essas áreas

eram importantes para manter as florestas protegidas. Tal conjunto foi chamado de “Grande Reserva do Pontal”, e possuía 297.340 hectares.

Diante disso, percebemos a necessidade de uma ação urgente por parte do governo paulista para que se preservem os últimos resquícios de vegetação nativa da Grande Reserva do Pontal, antes que ela seja eliminada por completo.

Dados apresentados por Kronka et al (2005) indicam que a cobertura vegetal nativa na Bacia do Rio Aguapeí é de 5,19% (68.543,08ha); na Bacia do Rio do Peixe é de 5,34% (66.166,3ha) e na Bacia do Pontal do Paranapanema, de 6,73%, (79.704,4ha), já inclusas as Unidades de Conservação.

Apesar desse cenário de desmatamento, a área delimitada na pesquisa conta com várias políticas públicas voltadas aos recursos naturais, estabelecidas pela Constituição Federal. Esses dispositivos legais atribuem competências à União, aos estados e aos municípios, visando à preservação da natureza.

A Convenção Relativa às Áreas Úmidas de Importância Internacional (Ramsar), firmada em 1971, tem como missão a conservação e utilização racional das áreas úmidas existentes no local e no entorno dos Parques Aguapeí e do Rio do Peixe, protegendo os ecossistemas terrestre e aquático, bem como suas respectivas faunas e floras, em consonância com o desenvolvimento sustentável e com a Resolução nº 116, de 3 de dezembro de 2013, da Secretaria do Meio Ambiente (BRASIL, 1975).

A área pesquisada possui vários remanescentes de vegetação nativa, os quais são classificados, pelo Projeto Biota – Fapesp, como fragmentos prioritários na conservação e restauração (SÃO PAULO, 2013; FAPESP, 2008). Inúmeros estudos apontam a necessidade de definir espaços territoriais protegidos para a preservação da diversidade e integridade do patrimônio genético do país. Dentre esses espaços, destaca-se a Mata Atlântica.

Algumas espécies endêmicas de árvores do Bioma Mata Atlântica precisam de um espaço generoso para manter uma quantidade viável de indivíduos, a fim de garantir sua própria conservação a longo prazo (DITT, 2002). A interrupção abrupta de duas áreas de um ecossistema ocasiona o efeito físico e biológico de borda. Os efeitos físicos podem alterar a dinâmica do microclima, reduzindo a umidade, influenciando a variabilidade de temperatura, o direcionamento dos ventos e a penetração lateral da luz. Os efeitos biológicos, por sua vez, estão ligados à proliferação de vegetação secundária nas margens da floresta, à invasão de animais exóticos e plantas daninhas ou generalistas e às alterações de processos ecológicos (LAURANCE, 1997).

O processo de fragmentação leva à formação de uma paisagem estruturado em mosaicos de manchas, corredores e a matriz, afetando vários tipos de população e espécies endêmicas (METGER, 2001). Quando temos pequenas áreas de cobertura remanescente, o potencial de adaptação das espécies e seu processo evolutivo podem ficar comprometidos, chegando a haver redução da população, como acontece na ESEC Mico-Leão-Preto (VALLADARES-PADUA e CULLER JR. 1994).

1.1.2 - Localização e limites da área de estudo

A área de estudo localiza-se na região Oeste de São Paulo, no entorno das Bacias Hidrográficas dos Rios Paranapanema, Santo Anastácio, Aguapeí e do Peixe, abrangendo parcialmente as Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Pontal do Paranapanema, do Peixe e do Aguapeí (UGRH 22, 21 e 20, respectivamente). Conforme a divisão hidrográfica do estado de São Paulo, definida pela Lei nº 9.034/94, tais Unidades pertencem à Bacia Hidrográfica do Rio Paraná, situada, aproximadamente, entre as coordenadas planas coordenadas planas 346428E - 7559202N; 392360E - 7534097N; 474239E - 7663046N; e 429448E - 7691860N (Figura 2).

Os municípios abrangidos pela área pesquisada, num total de 22, estão localizados total ou parcialmente no retângulo representado na Figura 2. São eles: Andradina, Caiuá, Castilho, Dracena, Guaraçaí, Junqueirópolis, Marabá Paulista, Mirandópolis, Mirante do Paranapanema, Monte Castelo, Murutinga do Sul, Nova Guataporanga, Nova Independência,

Ouro Verde, Panorama, Pauliceia, Piquerobi, Presidente Epitácio, Presidente Venceslau, Santa Mercedes, São João do Pau D'Alho e Tupi Paulista.

1.1.3 - Hipóteses da pesquisa

Esta pesquisa foi conduzida a partir das seguintes hipóteses: 1) Os padrões de fragmentação da paisagem podem ser utilizados para promover corredores que forcem a conectividade entre espécies e comunidades e favoreçam a ocorrência dos processos ecológicos. Esses corredores, portanto, são elementos essenciais para a conservação da natureza em ambientes modificados pela ação humana; 2) É viável utilizar a modelagem ambiental como uma técnica para identificar como esses padrões de fragmentos podem se conectar para, futuramente, implantar corredores ecológicos e 3) Os corredores fluviais se configuram como principais vias de interação natural, de aspecto legal, entre fragmentos e Unidades de Conservação para proposição e instalação de corredores.

1.2 - OBJETIVOS

1.2.1 - Objetivo Geral

Ajustar um modelo ambiental destinado a encontrar alternativas espaciais para implantação de corredores ecológicos, baseado em princípios da Ecologia da Paisagem e na avaliação de estado ecológico do meio ambiente, com o suporte de geotecnologias.

1.2.2 - Objetivos específicos

- ✓ Analisar o comportamento das variáveis de meio físico uso e cobertura da terra, bem como suas inter-relações na área de estudo;
- ✓ Verificar como a paisagem e a legislação ambiental podem influenciar na proteção da vegetação ripária,

- ✓ Elaborar análise integrada dos dados espaciais, utilizando multicritérios e transformações *fuzzy* para a delimitação de corredores ecológicos;
- ✓ Produzir cenários alternativos para corredores ecológicos por meio de modelagem ambiental;
- ✓ Avaliar a proposta metodológica adotada e a eficiência do modelo matemático.

1.3 - BREVE HISTÓRICO

Os primeiros habitantes a ocupar as terras do Planalto Ocidental foram os índios, que estavam em quantidade significativa para conter o avanço da colonização no século XIX. Os índios caingangues, designados como Coroados, ocupavam parte do Rio do Peixe e do Aguapeí. Por volta de 1952, com a construção da estrada de ferro Bauru/SP – Corumbá/MS e o avanço pioneiro, muitos índios foram exterminados por epidemias e matanças (MONBEIG, 1984).

Ainda Segundo Monbeig (1984), na segunda metade do século XX, a caminhada em busca de novas terras, sobretudo no Oeste paulista, para a plantação de cafezais pretendia superar o cenário de crise instaurado no Brasil. Nesse sentido:

... a nova marcha do café beneficiar-se-ia com o desenvolvimento da rede ferroviária. Justamente no momento em que a crise estava mais aguda, o governo federal, por motivos políticos e estratégicos, havia deliberadamente ativado a construção da estrada de ferro que, partindo de Bauru, dirigir-se a Mato Grosso e iria atingir as margens do Rio Paraguai. No território paulista, essa linha, a “Noroeste”, iria atingir vastas reservas florestais, situadas entre os vales do Tietê do Feio-Aguapeí, com suas terras virgens frequentemente propícias ao cafeeiro. Assim, o conjunto das circunstâncias não deixaria de favorecer a tradição do café e da grande fazenda (MONBEIG, 1984, p. 182)

A construção da Ferrovia Noroeste durou aproximadamente cinco anos, e seu encadeamento fez com que a ocupação da terra se iniciasse com a cafeicultura, seguida da cotonicultura e da pecuária extensiva.

Todas essas transformações iniciais contribuíram para o processo de migrações internas; num lugar que, economicamente, era considerado vazio, foram chegando os imigrantes estrangeiros (italianos, portugueses, alemães, ingleses e japoneses) e os nordestinos (BOIN, 2000).

A ocupação e a abertura de novas áreas, com o desenvolvimento da lavoura, a formação de propriedades e a constituição de mercado imobiliário, contribuíram para o desmatamento do Bioma Mata Atlântica. A nova fronteira de expansão fazia-se necessária à conformação do trabalho ainda inexistente; era fundamental instalar pessoas, famílias nos arredores dos núcleos precedentes, criados ao longo da linha ferroviária (VICTOR, 2005).

Dessa maneira, o processo de ocupação desencadeando pela expansão do café e pela implantação das estradas de ferro rumo ao Oeste paulista exerceu significativa pressão sobre as áreas de matas primitivas. O desmatamento foi intenso e a antiga cobertura vegetal acabou sendo substituída por monoculturas como café, algodão, amendoim e cana-de-açúcar, em função das demandas do mercado internacional. Por fim, extensas áreas deram lugar à pastagem, gerando, conseqüentemente, vários impactos ambientais e sociais (DITT, 2002).

A destruição das matas foi tão rápida e completa que as estradas de ferro logo encontraram dificuldades para abastecer as locomotivas (BOIN, 2000). Em um curto espaço de tempo, cerca de vinte anos após o início do avanço ferroviário, em alguns locais já se praticava o reflorestamento para uso na ferrovia (MONBEIG, 1984).

Além da estrada de ferro e da expansão cafeeira, outro forte impulso para a ocupação foi a valorização e a especulação das terras, diante da facilidade de escoamento de madeira através das linha de ferro e hidrovias (LEITE, 1998).

Em 1954, o Pontal do Paranapanema era composto pelos municípios de Marabá Paulista, Presidente Epitácio e Teodoro Sampaio, com uma área de aproximadamente

584.700ha. Abrigava três reservas florestais, criadas na intenção de conservar a fauna e a flora locais. Somadas, essas reservas equivaliam a 297.339ha, ou seja, 50,8% do total da região (LEITE, 1998).. Dentro do recorte empírico, contamos hoje com três Unidades de Conservação (UC's): o Parque Estadual do Aguapeí (PEA), o Parque Estadual do Rio do Peixe (PERP) e a Reserva Particular do Patrimônio Natural foz do Rio Aguapeí (RPPN – Aguapeí), numa área equivalente a 30.717,76ha.

O Parque Estadual do Aguapeí, com 9.043,970ha, é uma Unidade de Conservação estadual fundada pelo Decreto nº 43.269, de 2 de julho de 1998 (SÃO PAULO, et al., 2010). O Parque Estadual do Rio do Peixe, por sua vez, foi criado pelo Decreto nº 47.095, de 18 de setembro de 2002 (SÃO PAULO, 2002) e tem uma área de 7.720,00ha. Por decisão do Consea (SMA, 2003 apud SÃO PAULO, 2006), acrescentaram-se mais 2.000ha pela CESP.

Finalmente, a Reserva Particular do Patrimônio Natural foz do Rio Aguapeí, criada pela companhia CESP no licenciamento ambiental da Usina Hidrelétrica Três Irmãos, apresenta uma área de 13.953,79ha, abrangendo grandes extensões de várzeas (CESP, s/d).

Nas proximidades do recorte empírico, temos também a Estação Ecológica Mico-Leão-Preto (ESEC–MLP), com uma área de 6.670ha. É uma unidade federal, estabelecida pelo Decreto s/nº, de 16 de julho de 2002.

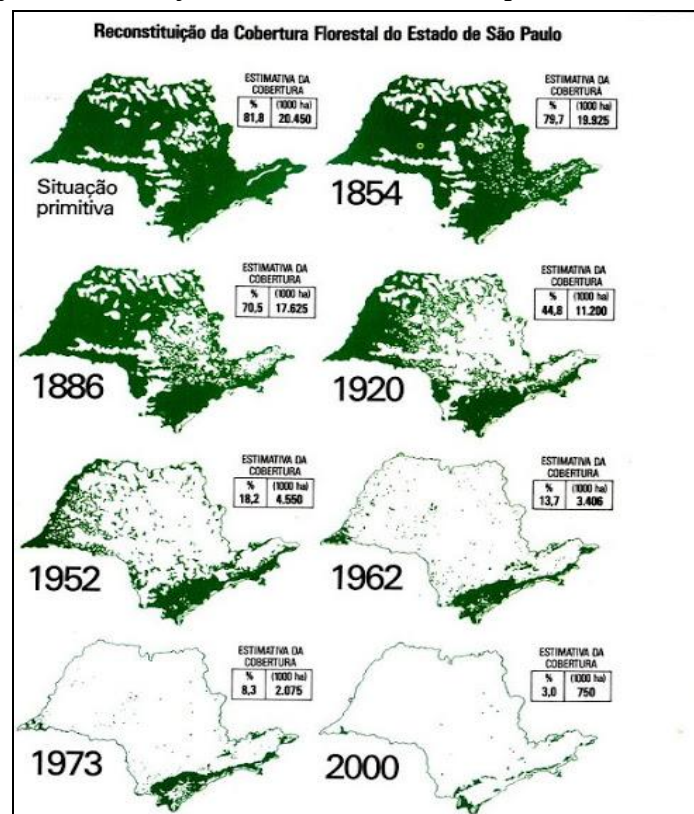
Todas as novas UCs criadas nessa área são formas de compensação ambiental, em função dos impactos decorrentes da formação do lago da Usina Hidrelétrica Engenheiro Sérgio Motta (CESP, s/d). A Usina Hidrelétrica Porto Primavera, gerenciada pela CESP e próxima ao município de Rosana – SP, é considerada por ambientalistas como um empreendimento ineficiente para a geração de energia, pois seu lago ocupa 25 mil hectares a mais que o da Usina de Itaipu e gera sete vezes menos energia que esta. A Porto Primavera também provocou vários impactos ambientais, afetando 22 espécies de anfíbios, 37 espécies

répteis, 298 tipos de aves e sessenta mamíferos, além de ter gerado erosões, assoreamento dos rios e comprometimento da qualidade da água (CESP s/d).

De acordo com dados do levantamento publicado por Tavares (1986 apud BOIN, 2000), em 1920 o Oeste paulista possuía cobertura de matas na maior parte de sua área. Em 1974, porém, o levantamento realizado por Cavalli, Guillaumon e Serra Filho indicou que, no período de 1920 a 1970, a concentração de vegetação natural foi reduzida a alguns fragmentos, entre eles, o Parque Estadual do Morro do Diabo, no município de Teodoro Sampaio – SP (BOIN, 2000), conforme a Figura 3.

Na figura 3 identificamos a evolução da destruição da cobertura floresta primitiva do estado de São Paulo. O estado era coberto em grande parte por florestas, a partir de 1954 ocorre o processo de desmatamento de forma contínua até o ano 2000. Mas o desmatamento ainda prossegue até o ano de 2010.

Figura 3: Evolução da destruição da cobertura florestal primitiva no estado de São Paulo



Fonte: (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA *et al.*, 1998)

Segundo Thomas Junior (2009), entre 1980 e 1990, a região do Pontal do Paranapanema cresceu com a produção canavieira e, atualmente, a cultura abrange quase toda a região. Para Boin (2000), os fatores físicos, aliados à ocupação agressiva do Oeste paulista, contribuíram para que o lugar se tornasse uma das áreas com a maior incidência de processos erosivos no estado de São Paulo. Isso tudo favoreceu as mudanças ocorridas na paisagem.

REFERÊNCIAS

AB`SÁBER, A.N. **Um Conceito de Geomorfologia a Serviço das Pesquisas sobre o Quaternário**. São Paulo, Geomorfologia, n. 18, p.1-23, 1969.

_____. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo: Ateliê, 2003.

ARRUDA, M. B.; NOQUEIRA DE SÁ, L. F. S. **Corredores ecológicos. Uma abordagem integradora de ecossistemas no Brasil**. Ministério do Meio Ambiente. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Brasília: Ibama, 2004. 220p.

BEIER, P. & LOE, S. “**In my experience**”: a check list for evaluating impacts to wildlife movement corridors. *Wildlife Society Bulletin*, Bethesda/EUA, v.20, n.4, p.434- 440. 1992

BENNETT, A.F. **Linkages in the landscape. The role of corridors and connectivity in Wildlife Conservation**. IUCN The World Conservation Union, 2003. In: <http://www.ecolex.org/server2.php/libcat/docs/LI/MON-080215.pdf>. Acessado 24 ago, 2015.

BOIN, M. N.. **Chuvas e erosões no oeste paulista: uma análise climatológica aplicada**. 2000. 264f. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente). Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro / SP, 2000.

BRASIL. **Decreto 4.421, de 28 de dezembro de 1921**. Cria o Serviço Florestal do Brasil. Disponível em <http://www2.camara.gov.br/legin/fed/decret/1920-1929/decreto-4421-28-dezembro-1921-567912-publicacaooriginal-91264-pl.html>. Acesso em 1 de maio 2015.

_____. **Decreto no 23.793, de 23 de janeiro de 1934**. Código florestal.

_____. **Lei 4.771, de 1965**, Código florestal

_____. **Convenção Ramsar. Convenção Relativa às áreas úmidas de importância internacional**, 21.dez.1975 Ministério do Meio Ambiente. Disponível em <http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-aquatica/zonas-umidas-convencao-de-ramsar>. Acessado em 15.jan. 2013

_____. **Lei nº6.938, de 31 de agosto de 1981**. Política Nacional do Meio Ambiente. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L6938.htm. Acessado em 5 de maio de 2015.

_____. **Decreto nº 99.274, de 06 de junho de 1990**. Regulamenta a Lei nº 6.902, de 27 de abril de 1981, e a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. <http://www2.camara.leg.br/>. Acesso em 5 de maio de 2015.

_____. **Decreto nº1.905, de maio de 1996**. Convenção sobre zonas úmidas de importância internacional, RAMSAR, de 2. fev.1971.

_____. **Resolução nº9, de 24 de outubro de 1996**. Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res96/res0996.html>. Acessado em 25. jun.. 2015.

_____. **MMA. Primeiro relatório nacional para a conservação sobre diversidade biológica: Brasil**. Brasília: MMA, 1998. 283 p. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/destaques/item/7926>. Acessado em 15 de dez 2015.

_____. **Lei nº9.795, de 27 de abril de 1999**. Da Educação Ambiental. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9795.htm. Acessado em 5 de maio de 2015.

_____. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000.** Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=322>. Acessado em 25 de junho de 2015.

_____. **Lei nº 12.651, de 2012.** Código florestal

CESP. **Companhia Energética de São Paulo.** s/d. Disponível em: [http://www.cesp.com.br/portalCesp/biblio.nsf/V03.01/unidades_conservacao/\\$file/unidade_conservacao.pdf?OpenElement&FileName=unidade_conservacao.pdf](http://www.cesp.com.br/portalCesp/biblio.nsf/V03.01/unidades_conservacao/$file/unidade_conservacao.pdf?OpenElement&FileName=unidade_conservacao.pdf). Acessado em dez, 2014.

CONAMA. nº 9, de 24 de outubro de 1996. **CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE.** Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=208>. Acessado em 4.abr.2013

DITT, E. H. **Fragmentos florestais no pontal do Paranapanema.** São Paulo. Annablume. Ipê, 140p. 2002.

FAPESP. Fundação de amparo à pesquisa do estado de São Paulo. **O programa biota Fapesp.** Conhecimento e uso sustentável da biodiversidade Brasileira. São Paulo, 2008. Disponível em: http://www.fapesp.br/publicacoes/biota_port.pdf. Acessado em 15.dez.2015

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. **Landscape modification and habitat fragmentation:** a synthesis. In: Global ecology and Biogeography, 16, 265- 280. 2007

HOBBS, R. **The role of corridors in conservation:** solution or bandwagon? Trends in Ecology and Evolution, 7, nº11. 389-392, 1992. Disponível em: <http://www.elkhornsloughctp.org/uploads/files/1169251895Hobbs%201992.pdf>.

KRONKA, F. J. N. et al., **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo.** São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente/Instituto Florestal, 2005. 200p.

LAURANCE, W.F. **Hyper-disturbed Parks:** Edgel efeects and teh ecology of isolated rainforest reserves in tropical Australia. In Laurance, W. F. e Bierregaard, R. O. Tropical Forest Remanats: Ecology, Management and Conservationn of Fragmented Comunities. The University of Chicago Press, Chicago, 1997.

LEITE, J. F. **A Ocupação do Pontal do Paranapanema.** São Paulo: Editora Hucitec, 1998.

METZGER, J.P. **O que é ecologia de paisagem?** Revista Biota Neotropica. Vol 15. n 2. 2001. Disponível em <http://www.biotaneotropica.org.br/v15n2/pt/>. Acessado em 20.fev.2015.

MMA – **Ministério do Meio Ambiente. Monitoramento do Desmatamento dos Biomas Brasileiros por Satélite** - Mata Atlântica, 2010. Disponível em: www.mma.gov.br/.../relatorio_tecnico_mata_atlantica. Acessado em junho 2014.

MMA - Instituto do Meio ambiente e dos recursos naturais renováveis. **Corredores ecológicos - experiências em planejamento e implementação** . Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Brasília, 2007.

MONBEIG, P. **Pioneiros e Fazendeiros de São Paulo.** São Paulo: Editora Hucitec, 1984.

SÃO PAULO (Estado). **Lei nº 9.509, de 20 de Março de 1997.** Política Estadual do Meio Ambiente. Disponível em: <http://governo-sp.jusbrasil.com.br/legislacao/171789/politica-estadual-do-meio-ambiente-lei-9509-97>. Acessado em: 14 de maio de 2015.

_____. **Decreto no. 43.269, de 02 de julho de 1998.** Cria o Parque Estadual do Aguapeí, declara de utilidade pública as áreas necessárias e dá providências correlatas. Diário Oficial do estado de São Paulo – acessado em 28/03/2015. Disponível em ww.imprensaofical.com.br

_____. **Secretaria do Meio Ambiente. Pontal do Paranapanema Zoneamento Econômico-Ecológico.** São Paulo: 1999.

_____. **Secretaria de Meio Ambiente (SMA) – Atlas das Unidades de Conservação Ambiental do Estado de São Paulo.** Coord. Executiva A.F. XAVIER. São Paulo. 2000

_____. **Decreto nº. 47.095, de 18 de setembro de 2002.** Cria o Parque Estadual do Rio do Peixe. Diário Oficial do Estado de São Paulo – acessado em 28/03/2015:. Disponível em: www.imprensaoficial.com.br

_____. **Plano de manejo.** Secretaria do meio ambiente. 2006. Disponível em: <http://fflorestal.sp.gov.br/planos-de-manejo/planos-de-manejo-planos-concluidos/>

_____- **Secretaria de Meio Ambiente (SMA) – 2007. Nos Caminhos da Biodiversidade Paulista (Org. Marcelo Leite).** São Paulo. Imprensa Oficial. 259 p

_____. Secretaria do Meio Ambiente. Fundação para conservação e a produção florestal do Estado de São Paulo. **Instituto Florestal.** 2010. Disponível em: <http://fflorestal.sp.gov.br/planos-de-manejo/planos-de-manejo-planos-concluidos/>. Acessado em: 12 março 2015.

_____. **Resolução nº116, de 3 de dezembro de 2013.** Secretaria do meio ambiente Disponível em: <http://www.ambiente.sp.gov.br/legislacao/resolucoes-sma/resolucao-sma-116-2013>. Acessado em 10 de janeiro, 2016.

SOARES-FILHO, B. S.; CORRADI-FILHO, L.; CERQUEIRA, G. C.; ARAUJO, W. L. Simulating the spatial patterns of change through the use of the dinamica model. In: **Simpósio Brasileiro de sensoriamento remoto**, 11.. Belo Horizonte, 2003. Anais...São José dos Campos: INPE. p.721-728, 2013.

THOMAZ JUNIOR, A.. **Nova Face do Conflito pela Posse da Terra no Pontal do Paranapanema: Estratégia de Classe entre Latifúndio e Capital Agroindustrial Canavieiro.** Revista Pegada Eletrônica, Presidente Prudente, Vol. 10, n. 2, 2009.

VALLADARES-PADUA, C.; CULLER, JR. L. **Distribuion, abundacne and Minimum Viable Metapopulation of The Black Lion Tamarin.** Jounal of The Wildlife preservation trusts. 1994. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/270819731_Distribution_abundance_and_minimum_viable_metapopulation_of_the_black_lion_tamarin_Leontopithecus_chrysopygus. Acessado 10,dez., 2015.

VICTOR, M. A. M.; CAVALLI, A.C.; GUILLAUMON, J.R.; FILHO, R.S. **Cem anos de devastação: revisitada 30 anos depois.** Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005.

A R T I G O I

2– ANÁLISE DO MEIO FÍSICO E USO E COBERTURA DA TERRA

RESUMO

O presente capítulo tem como objetivo analisar o comportamento das variáveis de meio físico e uso e cobertura da terra, bem como suas inter-relações na área de estudo. Para isso, recorreu-se a dados SRTM/NASA, imagens de satélites Landsat1/MSS do mês de julho de 1975 e imagens Alos, sensor Avnir-2, de fevereiro de 2010, além de dados secundários adquiridos no IBGE, IGG, DNIT, IPT, IF-SP, Icmbio e nos Comitês de Bacias Hidrográficas do Paranapanema (CBH-PP) e dos Rios Aguapeí e Peixe (CBH-AP). Os resultados obtidos indicam que a área pesquisada possui compartimentação geomorfológica em planícies e terraços fluviais, relevos de denudação que configuram as colinas amplas e baixas, relevos de denudação de topos tabulares, com variação altimétrica no intervalo de 270m a 390m e declividades entre 3% e 12%, onde aparecem declives suaves e de fácil mecanização. Os solos estão distribuídos nas seguintes proporções: argissolos (43,27%), latossolos (31,04%), gleissolos (4,89%), neossolos (1,14%) e planossolos (0,78%). Apesar de serem considerados de baixa fertilidade, tais solos são ocupados majoritariamente por agricultura. No ano de 1975, a região de estudo possuía 66,70% de área antropizada, em usos de pastagem, agricultura e mancha urbana. Em 2010, as áreas antrópicas abrangiam 71,97% da região, sendo classificadas como zonas de pastagem, agricultura, plantio de eucalipto e mancha urbana. Verificamos que a drenagem abarca 2.775,26km e 1.075 pontos de nascentes, enquanto as rodovias federais e estaduais compreendem 580,19km. Foram encontradas diversas espécies de fauna silvestre, como *Ramphastos* (tucano), *Nasua nasua* (quati), *Cavia sp.* (preá), *Circus buffoni* (gavião), *Caracara plancus* (carcará), entre outras. A fragilidade ambiental se concentra nas classes média (37,43%) e forte (25,64%) num total de 63,07% de área considerada como áreas potenciais para ocorrência de processos erosivos. A análise do meio físico permitiu conhecer melhor a área de estudo, revelando seus pontos positivos e negativos de modo a auxiliar na representação do funcionamento do ecossistema investigado.

Palavras-chave: meio físico, uso e cobertura da terra, geotecnologias

2.1 INTRODUÇÃO

A análise espacial e temporal das variáveis do meio físico contribui para que tenhamos um conhecimento prévio da dinâmica da natureza, facilitando sua descrição e permitindo um prognóstico mais eficiente quanto ao grau de proteção e fragilidade da paisagem estudada.

Rodriguez et al. (2013b) afirmam que a Geoecologia das Paisagens apresenta uma visão sistêmica e integrada do meio ambiente, ao avaliar simultaneamente as paisagens naturais e culturais. Para investigar os impactos nos diferentes ambientes geoecológicos, é fundamental a adoção de um método de análise que considere os componentes da paisagem (água, solo, vegetação e atmosfera) e suas respectivas funções.

Segundo Rodrigues et al., (1994), a Geoecologia contribui para os estudos ambientais, em especial para o planejamento, quando a paisagem é analisada como um sistema dotado de componentes naturais e antroponaturais, integrados em diversas escalas tempo-espaciais. Para os autores, os processos geoecológicos degradantes resultam das modificações naturais ou de ações antrópicas, podendo distinguir-se como erosão, perda da biodiversidade, degradação das pastagens e alteração dos recursos hídricos, entre outros (RODRIGUEZ et al., 2013).

A metodologia proposta por Rodriguez (1994) e aplicada por Leal (1995) na elaboração de um planejamento ambiental foi aqui adaptada para delimitar as áreas mais propícias à implantação dos corredores ecológicos.

Dessa forma, utilizamos como categoria de análise a “paisagem geográfica”, resultado da relação dinâmica, portanto volúvel, entre os elementos abióticos, bióticos e antrópicos que interatuam e compõem um único conjunto, em incessantes transformações visíveis e invisíveis.

Bertand (1968) ressalta a importância de considerar a dialética entre sociedade e natureza como método de pesquisa, pois não se trata somente da paisagem natural, mas da paisagem total, integrando todas as implicações da ação antrópica.

A Geomorfologia tem sido bastante utilizada no estudo da paisagem. Villela e Nogueira (2011), por exemplo, discorrem sobre a gênese e a evolução das paisagens quanto ao quadro geomorfológico, levando em conta as superfícies de aplainamento e a compartimentação fisiográfica.

A declividade das vertentes, as características intrínsecas aos solos e o clima são fatores determinantes para as sucessões de eventos que influenciam na transformação natural da paisagem (BOIN, 2000).

A análise da fragilidade ambiental é um método famoso no âmbito da Geografia. Em estudos sobre a dinâmica da paisagem, é bastante utilizado na identificação da vulnerabilidade e das potencialidades dos diferentes ambientes. Também é tido como eficaz para as análises de planejamento ambiental.

Dentro da Teoria dos Sistemas, que avalia o sistema ecológico em suas relações de equilíbrio dinâmico, Tricart (1977) cunha o conceito de “unidades ecodinâmicas”, explicando que os ambientes, quando estão em equilíbrio dinâmico, são estáveis e, quando em desequilíbrio, são instáveis.

Entender a conformação atual do terreno, (variação altimétrica, declividade, unidades geomorfológicas, uso e cobertura da terra, padrão de drenagem, fragilidade ambiental e os processos erosivos atuantes) é fundamental para um bom planejamento ambiental e para propor mudanças consideráveis à implementação dos corredores ecológicos. Da mesma forma, é importante compreender o processo de ocupação e transformação das terras, sua apropriação espacial e temporal, a fim de conseguir subsídios para uma previsão do estado de conservação da região.

2.2 OBJETIVOS

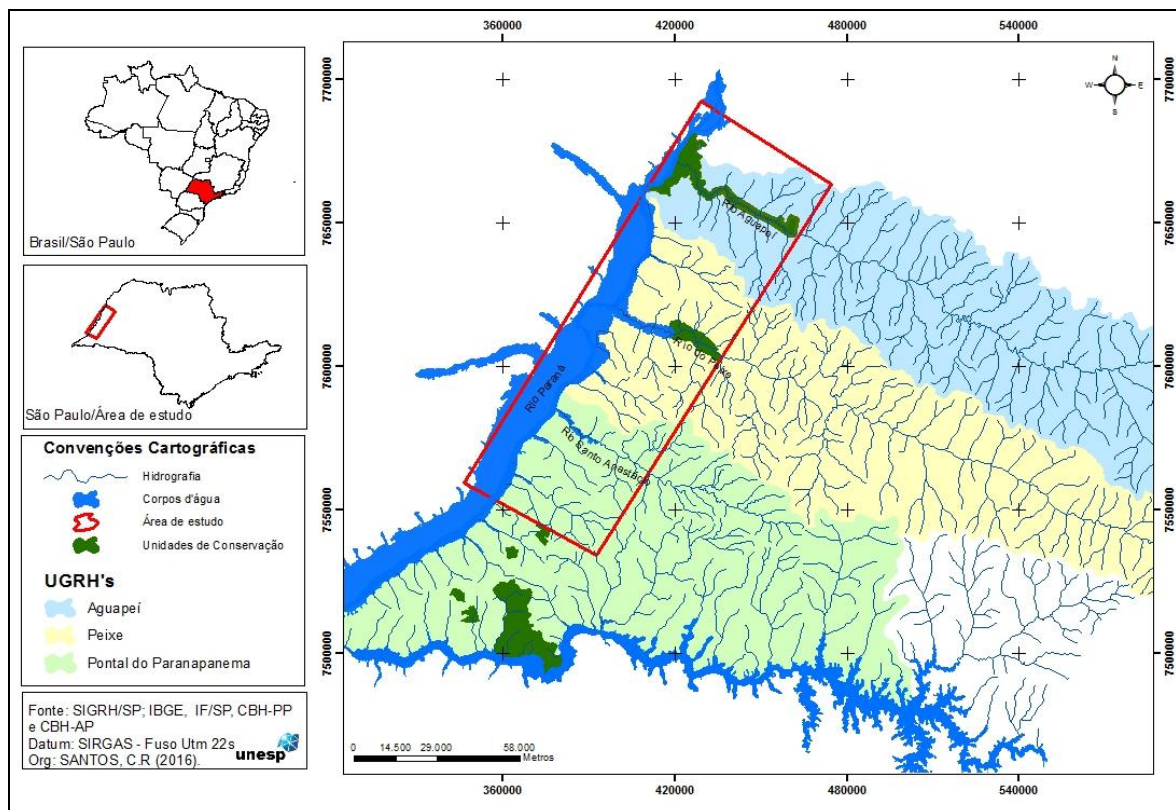
O objetivo deste capítulo é analisar as variáveis de meio físico e uso e cobertura da terra, bem como suas inter-relações na área de estudo. Para isso, vamos: 1) identificar os padrões de forma e matriz de dissecação do relevo; 2) analisar as classes de hipsometria e declividade; 3) avaliar a dominância e os aspectos da distribuição dos solos; 4) mapear os principais usos e coberturas da terra nos anos de 1975 a 2010; 5) reconhecer a distribuição espacial e quantificar aspectos lineares, como a rede de drenagem e a malha viária; 6)

demonstrar como a presença da fauna silvestre se integra na paisagem e 7) diagnosticar a fragilidade ambiental.

2.3 LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

A área da pesquisa localiza-se na região Oeste de São Paulo, no entorno das Bacias Hidrográficas dos Rios Paranapanema, Santo Anastácio, Aguapeí e Peixe, abrangendo parcialmente as Unidades de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Pontal do Paranapanema, do Peixe e do Aguapeí (UGRH 22, 21 e 20, respectivamente). Conforme a divisão hidrográfica do estado de São Paulo, estabelecida pela Lei nº 9.034/94, tais Unidades pertencem à Bacia Hidrográfica do Rio Paraná, situada aproximadamente entre as coordenadas planas 346428E - 7559202N; 392360E - 7534097N; 474239E - 7663046N; e 429448E - 7691860N (Figura 4).

Figura 4 – Localização da área de estudo



2.3.1 Caracterização regional da Geologia

Grande parte do estado de São Paulo se insere na Bacia Sedimentar do Paraná, formada a partir do período Devoniano Inferior e caracterizada por processos de acumulação de sedimentos, derrames de lavas basálticas e sills de diabásio (IPT, 1982).

O Oeste paulista é constituído por rochas vulcânicas e sedimentares da Era Mesozoica e por depósitos aluvionares da Era Cenozoica.

Na região estudada, após a finalização dos eventos vulcânicos que originaram a Formação Serra Geral (entre o Jurássico Superior e o Cretáceo Inferior), iniciou-se o processo de deposição basal dos sedimentos do Grupo Bauru (BOIN, 2000). A constituição geológica do Grupo subdivide-se nas seguintes formações: Caiuá – unidade aquífera Bauru inferior; Santo Anastácio – unidade aquífera Bauru inferior; Adamantina – unidade aquífera Bauru superior; e Marília (IPT, 1981).

Segundo a classificação do IPT (1981), a formação Caiuá (kc) possui arenitos finos e médios, bem arredondados e em tons de roxo, além de abundantes estratificações cruzadas de médio a grande porte, com presença de cimento e nódulos carbonáticos. Essa unidade geológica se restringe ao extremo Oeste do estado de São Paulo, mais precisamente ao Pontal do Paranapanema, vinculando-se às marginais do Rio Paraná até a confluência de seus afluentes, o Rio Santo Anastácio e o Rio do Peixe.

A formação Santo Anastácio é composta pela classe ksa, a qual compreende arenitos que vão de muito finos a médios, são mal selecionados (de caráter arcosiano) e geralmente maciços, apresentando localmente cimento e nódulos carbonáticos. Esses arenitos aparecem em todo o Oeste paulista, sendo localizados principalmente no fundo de vales dos rios principais e, restritamente, margeiam alguns vales de afluentes do Rio Paranapanema, que está em contato direto com o basalto da Formação Serra Geral (IPT, 1981).

A formação Adamantina estende-se por grande parte da área citada, sendo dividida em cinco classes. São elas: ka1, caracterizada por arenitos de granulometria que vai de muito fina a média, siltos arenosos, arenito argiloso, arenitos quartzosos, localmente arcoseanos; ka4 composta por arenitos finos a muito finos, quartzosos, com frequentes intercalações de argilitos e siltitos, formando bancos espessos. Localmente, arenitos com pelotas de argila e possuem presença moderada de cimentação carbonática; e ka5, constituída por arenitos finos a muito finos, quartzosos, com frequentes intercalações de argilitos e siltitos, formando bancos pouco espessos. Localmente, arenitos com pelotas de argila e frequente presença de cimentação carbonática (IPT, 1981).

A formação Adamantina abrange a maior parte do Planalto Ocidental paulista, exceto os locais mais baixos, de onde a erosão removeu os sedimentos, recobrindo as Formações Serra Geral, Caiuá e Santo Anastácio e sendo recoberta pela Formação Marília e por depósitos cenozoicos (BOIN, 2000).

E a formação Marília inicia-se no término da deposição Bauru. É marcada pela abundância de cimento calcário, de textura grossa, com incidência de nódulos carbonáticos, sendo composta por arenitos grosseiros ou conglomeráticos, de teor variável, ricos em feldspato e minerais pesados. Raramente, apresenta estratificação cruzada de médio porte, com seixos agrupados, onde infrequentes camadas descontínuas de lamitos vermelhos são localizadas.

Segundo Suguio (1980 apud CBH-AP, 1997), a sedimentação do Grupo Bauru propiciou um relevo profundamente irregular, favorecendo a constituição de ambientes lacustres e a proliferação de vegetação ripária nas margens dos Rio Aguapeí e do Peixe. A sedimentação desencadeada pela formação Santo Anastácio na área do Pontal do Paranapanema acaba sendo depositada ao longo dos ambientes lacustres.

2.3.2 Caracterização regional do clima

A região do Oeste paulista apresenta um clima de transição do subtropical para o tropical, devido à atuação de três correntes de circulação atmosférica: a Massa Polar Continental, a Massa Polar Atlântica e a Massa Tropical Continental (MONTEIRO, 1973). Esse clima, na classificação de Koeppen, é Aw: tropical com estação chuvosa no verão e seca no inverno (CARVALHO, 1997), sendo que os sistemas tropicais prevalecem na maior parte do ano (AMORM, et. al. 2009).

A sazonalidade climática, especialmente a precipitação, tem uma importância fundamental quando se considera sua relação com a vegetação local. A floresta estacional semidecidual, típica da Mata Atlântica, é exposta a uma dupla estacionalidade climática, marcada por um verão chuvoso (em que as precipitações representam até 75% da média anual), seguido de estiagens acentuadas. As precipitações anuais podem chegar a 1.500mm e as temperaturas diárias variam entre 20°C e 32°C, podendo atingir máximas em torno de 40°C (AMORIM, et al., 2009).

Conforme dados registrados pela Estação Meteorológica de Presidente Prudente/UNESP (AMORIM, et al., 2009), durante o outono e o inverno as temperaturas diminuem suavemente, mas, às vezes, a região é invadida pelo anticiclone polar, que faz as temperaturas oscilarem entre 15°C e 20°C, com valores absolutos que podem chegar a 0°C (como aconteceu em julho de 1975, quando a temperatura chegou a -1,8°C),.

Para Boin (2000), as características pluviométricas exercem bastante influência sobre o solo, o relevo e as atividades de uso da terra, principalmente num mês atípico de alta precipitação, quando a saturação hídrica do solo pode coincidir com a época de preparo para o plantio.

2.3.3 Caracterização regional da hidrografia

A drenagem ocorre predominantemente nos rios consequentes e alinhados, que possuem certo paralelismo ao desaguardem no Rio Paraná. Os rios de maior porte apresentam planícies aluviais de dimensões variadas, entre os quais podemos citar o Aguapeí, o do Peixe e o Santo Anastácio (ROSS e MOROZ, 1997).

A presença de corredeiras ao longo dos principais rios da região é condicionada pelo embasamento basáltico. E as variações da densidade de drenagem acompanham os sistemas de relevo, principalmente nas proximidades dos divisores d'água e nas cabeceiras das nascentes, onde predomina o maior número de ramificações de drenagem CBH-AP (1997).

As drenagens apresentam baixa densidade de padrão subdendrítico, com vales abertos e lagoas perenes ou intermitentes CBH-AP (1997); CBH-PP (1999) e (ROSS e MOROZ, 1997).

O Rio Aguapeí e o do Peixe, tributários da margem esquerda do Rio Paraná, exercem distintas influências no desenvolvimento das morfologias do ambiente fluvial. No baixo curso desses rios, os canais são sinuosos, devido à dinâmica da planície de inundação, que retalha o canal meandrante, dando formas aos processos fluviais (MORAIS e ROCHA, 2012).

Vale destacar que as mudanças do uso da terra nos arredores acabam formando leques aluviais (BRANNSTROM e OLIVEIRA, 2000).

2.3.4 Caracterização regional da geomorfologia

O relevo da região é caracterizado por uma forte imposição litológica e estrutural, com predomínio de camadas sub-horizontais, formando plataformas estruturais suavizadas, com cotas que variam entre 247m, na foz do Rio Paranapanema, e 600m na plataforma de

nivelamento. No Oeste paulista, as altitudes vão de 300m a 500m, embora muitos afluentes apresentem altitudes inferiores a 300m (BOIN, 2000).

O Planalto Ocidental é formado por colinas e morrotes, sendo que Marília, Garça e Echaporã correspondem à região mais dissecada, constituída por formas erodidas, sustentadas pela Formação Marília (arenitos e conglomerados carbonáticos) (CBH-AP, 1997). As colinas se sobressaem nas Bacias do Peixe, do Aguapeí e do Paranapanema. Quanto aos morros, destacamos o relevo residual do Morro do Diabo, a oeste de Teodoro Sampaio – SP (BOIN, 2000).

Nas Bacias do Rio do Peixe, do Aguapeí e do Santo Anastácio predominam planícies aluviais, terraços fluviais, colinas amplas e médias, morrotes alongados e espigões, morros sedimentares de topos arredondados, encostas sulcadas por vales subparalelos e escarpas festonadas (ROSS e MOROZ, 1997).

As colinas amplas apresentam interflúvios de área superior a 4km², com topos extensos e aplainados e vertentes que variam de retilíneas a convexas. As colinas médias, por sua vez, se caracterizam por interflúvios com áreas de 1km a 4km, topos aplainados e vertentes de perfis que vão de convexos a retilíneos. Sua drenagem é de média a baixa densidade, com vales abertos e fechados, planícies aluviais restritas e eventuais lagoas perenes e intermitentes. Sua maior representação está no interflúvio Peixe – Aguapeí e Santo Anastácio, sobre os arenitos da Formação Adamantina (CBH-AP, 1997), (CBH-PP, 1999) e (ROSS e MOROZ, 1997).

Os morrotes são constituídos por morros alongados e espigões, onde predominam interflúvios sem orientação preferencial, com topos angulosos e achatados e vertentes ravinadas, de perfis retilíneos. A drenagem apresenta ordem de média a alta densidade, padrão dendrítico e vales fechados. Esse tipo de relevo prevalece nas cabeceiras do Rio do Peixe, do Aguapeí e do Santo Anastácio (ROSS e MOROZ, 1997).

Os morros sedimentares, de topos arredondados, apresentam vertentes retilíneas a convexas, com espigões curtos locais. A densidade de drenagem é média, com padrões que vão de subparalelo a dendrítico e vales fechados. Localizam-se em áreas pequenas e restritas no Rio do Peixe, desenvolvendo-se sobre a Formação Adamantina (CBH-AP, 1997 e CBH-PP, 1999).

As encostas sulcadas por vales subparalelos possuem interflúvios lineares de topos angulosos a arredondados, com vertentes de perfis retilíneos. Sua drenagem é de média intensidade, padrão subparalelo a dendrítico e vales fechados, restrito ao flanco sul do Planalto de Marília (CBH-AP, 1997 e CBH-PP, 1999).

As encostas festonadas são desfeitas em anfiteatros separados por espigões, com topos angulosos e vertentes retilíneas. A drenagem apresenta alta densidade, com padrão dendrítico e vales fechados. É um tipo de relevo restrito a alguns setores (sul, centro e norte) do Planalto de Marília (CBH-AP, 1997 e CBH-PP, 1999).

2.3.5 Caracterização regional dos solos

Os solos do Oeste paulista são oriundos das rochas areníticas do Grupo Bauru, em grande parte de sua extensão, e de rochas básicas do Grupo São Bento (Formação Serra Geral), na porção sudoeste da área estudada (IPT, 1981).

Devido aos processos físico-químicos atuantes nas rochas, a região apresenta solos do tipo podzólico, latossolos (vermelho escuro, terra roxa) e solos hidromórficos (BOIN, 2000). Segundo a nova classificação pedológica feita pela Embrapa, esses solos são designados como argissolos, gleissolos, latossolos, neossolos e planossolos (EMBRAPA, 2006).

Os argissolos são compostos por material mineral, apresentando horizonte B textural logo abaixo do A ou E, com argila de atividade baixa ou alta e conjugada com saturação por

bases baixa e/ou caráter alítico na maior parte do horizonte B. São de profundidade variável, desde forte a imperfeitamente drenados, de cores avermelhadas ou amareladas e, mais raramente, brunadas ou acinzentadas (EMBRAPA, 2006).

Os gleissolos são solos hidromórficos, constituídos por material mineral com horizonte glei iniciando-se dentro dos primeiros 150cm da superfície, imediatamente abaixo dos horizontes A ou E. Geralmente, os solos dessa classe encontram-se saturados por água; portanto, pode ocorrer fluxo lateral ou ascensão capilar, atingindo a superfície. São solos mal drenados, de textura arenosa nos horizontes superficiais. Desenvolvem-se em sedimentos recentes, nas proximidades dos cursos d'água e em materiais colúvio-aluviais, podendo formar-se também em áreas de relevo plano de terraços fluviais. Esses solos aparecem sob vegetação hidrófila, herbácea, arbustiva e arbórea (EMBRAPA, 2006).

Os latossolos são formados por material mineral, com horizonte B latossólico, imediatamente debaixo de qualquer tipo de horizonte diagnóstico superficial, exceto hístico. Possuem alto grau de intemperização e são muito evoluídos, com fortes transformações no material constitutivo. São encontrados em regiões equatoriais e tropicais, mas também podem ser vistos em zonas subtropicais, distribuídos sob amplas e antigas superfícies oriundas de erosão, pedimentos ou terraços fluviais antigos (EMBRAPA, 2006).

Neossolos são constituídos por material mineral ou por material orgânico pouco espesso, com menos de 20cm, quando sobrejacente à rocha, ou horizonte A húmico ou proeminente com mais de 50cm, quando sobrejacente à camada R, C ou Cr (EMBRAPA, 2006, p.84). Não apresentam alterações significativas no material originário, devido à baixa intensidade de ação dos processos pedogenéticos (EMBRAPA, 2006).

Os planossolos compreendem solos minerais imperfeitamente drenados, com horizontes superficial ou subsuperficial eluvial, de textura mais leve, que contrastam abruptamente com a textura do A para o horizonte B imediatamente subjacente, adensado,

geralmente de acentuada concentração de argila, com permeabilidade lenta à muito lenta. Possuem um horizonte pã, que condiciona a percolação de água, independente da variação do lençol freático, refletindo em feições associadas à elevada umidade (EMBRAPA, 2006).

2.3.6 Caracterização regional da vegetação

A vegetação dominante na região estudada é a Floresta Estacional Semidecidual sub-montana, em diversos estágios de regeneração e vegetação arbórea, arbustiva e herbácea de várzea (AB'SABER, 2003). Essa floresta faz parte dos domínios da Mata Atlântica e é submetida a dupla estacionalidade climática: tropical e subtropical. Na região tropical, temos dois períodos pluviométricos, um chuvoso e outro seco, com temperaturas médias anuais de 21°C. E na região subtropical, tem-se um período curto de seca, acompanhado de quedas bruscas de temperatura, com médias que ficam abaixo de 15°C (CAMPANILI & SCHAFFER, 2010). Sua vegetação é constituída por fanerófitos, com gemas foliares protegidas da seca por escamas (catáfilos ou pelos) e folhas adultas esclerófilas ou membranáceas decíduais (IBGE, 2012).

Cabe ressaltar que a Floresta Estacionária Semidecidual está dividida em: 1) formação aluvial, presente nas planícies e em alguns terraços mais antigos das calhas dos rios; 2) formação das terras baixas, geralmente em depressões sedimentares entre 5m e 100m; 3) formação sub-montana, situada na faixa altimétrica que varia de 50m a 500m, entre 16° e 24° de latitude Sul; e 4) a formação Montana (IBGE, 2012).

O que vemos hoje na região são resquícios da Floresta Estacional Semidecidual, localizados às margens dos corpos d'água e em áreas isoladas, e uma predominância da cana-de-açúcar e de campos de pastagem.

2.4 MATERIAIS E PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

2.4.1 Materiais

Os materiais utilizados para a composição deste capítulo partiram da coleta de dados de diferentes fontes, a saber: informações secundárias, livros, artigos, teses e sites que abordavam a formação do meio físico do Pontal do Paranapanema e das Bacias dos Rios Aguapeí e do Peixe.

Para a identificação dos padrões de forma e matriz de dissecação, recorreremos aos dados de modelagem do terreno obtidos no *Shuttle Radar Topography Mission* SRTM/Nasa, com resolução espacial de 30m e a base da drenagem abstraída das imagens de satélite Alos, sensor Avnir-2, com resolução espacial de 2,5m, disponibilizadas pelo laboratório GADIS/Unesp e adquiridas em fevereiro de 2010.

Os mapas de hipsometria e declividade foram gerados a partir dos dados SRTM/NASA, com resolução espacial de 30m.

Para avaliar a distribuição dos solos, recorreremos ao Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT) e aos dados do Comitê de Bacias Hidrográficas do Paranapanema (CBH-PP), dos Rios Aguapeí e do Peixe (CBH-AP).

No mapeamento de usos e cobertura da terra dos anos de 1975 e de 2010 foram utilizadas as imagens Landsat1/MSS dos respectivos meses de julho, adquiridas no Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), com resolução de 80m, composição colorida RGB, 6R (800-1100nm), 5G (700-800nm) e 4B (600–700nm). Também utilizamos imagens de satélite Alos, sensor Avnir-2, com resolução espacial de 2,5m, disponibilizadas pelo laboratório GADIS/Unesp e obtidas em fevereiro de 2010 .

Para identificar a distribuição espacial da rede de drenagem, utilizamos informações obtidas pelo modelo digital de elevação (MDE), desenvolvido a partir de curvas de nível das

cartas de 1:50.000, do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), do Instituto Geográfico e Geológico (IGG) e Departamento de Serviços Geográficos do Exército (DSG).

Os dados recentes de drenagem foram extraídos das imagens de satélite Alos, sensor Avnir-2 (fevereiro de 2010).

Para compreender a malha viária, consultamos a base cartográfica do Departamento Nacional de Infraestrutura de Transporte (DNIT) e as imagens de satélite Alos.

A identificação da presença da fauna silvestre foram identificadas através registros fotográficos fornecidas pelo Acervo do Parque Estadual Aguapeí e imagens tirar durante os trabalhos de campo.

Para a identificação da fragilidade ambiental, analisamos o Mapa de índice de dissecação do relevo das unidades geomorfológicas e o Mapa de declividade (elaborados a partir dos dados SRTM/NASA), o Mapa de solos, elaborado com base nos dados do Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT), dados dos Comitês de Bacias Hidrográficas do Paranapanema (CBH-PP), do Rios Aguapeí e Peixe (CBH-AP) e o Mapa de Uso e Cobertura da terra de 2010, além de imagens de satélite Alos.

Informações sobre as Unidades de Conservação foram obtidas nos sites institucionais, como: do Instituto Florestal de São Paulo (IF-SP); do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (Icmbio); dados de erosão e solos foram obtidos no Instituto de Pesquisas Tecnológicas (IPT) e dos Comitês de Bacias Hidrográficas do Paranapanema (CBH-PP) e dos Rios Aguapeí e Peixe (CBH-AP).

Adotou-se em todas as bases cartográficas obtidas e nos mapas elaborados privilegiamos o uso do sistema de Projeção Universal transversa de Mercator (UTM), utilizando o Datum Horizontal Sirgas 2000 (Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas e Vertical Marégrafo Imbituba – SC). E, para finalizar, todos os produtos

cartográficos foram elaborados no software ArcGis 10.3, sendo, em seguida, tabulados no *software Excel* para a criação dos gráficos e das tabelas.

O reconhecimento da área teve por base três trabalhos de campo, realizados nos meses de janeiro de 2016 e de 2017. Os materiais utilizados para a coleta de dados foram GPS de navegação Garmim, caderneta de campo, notebook Acer com software Google Earth, caneta, máquina fotográfica Canon-EOS 50mm e imagens analógicas da área pesquisada.

De posse dos dados, os Mapas de padrões de forma e matriz de dissecação do relevo, hipsometria, declividade, solos, uso e cobertura da terra de 1975 e de 2010, drenagem e malha viária, dados da presença de fauna silvestre e de fragilidade ambiental foram gerados e organizados no software ArcGis 10.3. A seguir, expomos as etapas de execução de cada mapa.

2.4.2 Procedimentos metodológicos

Para elaborar o Mapa geomorfológico foram utilizados os dados SRTM/NASA, com resolução de 30m, e a matriz dos índices de dissecação do relevo proposta por Ross (1994), conforme Quadro 1.

Quadro 1 – Matriz dos índices de dissecação do relevo

Dimensão interfluvial (classes) Graus de entalhamento dos vales	Muito Baixa (1)	Baixa (2)	Média (3)	Alta (4)	Muito Alta (5)
	>3750 m >15mm	1750 a 3750m 5 a 15mm	750 a 1750m 3 a 5mm	250 a 750m (1 a 3mm)	<250m 1mm
Muito fraco (1) (< de 20m)	11	12	13	14	15
Fraco (2) (20 a 40m)	21	22	23	24	25
Médio (3) 40 a 80m)	31	32	33	34	35
Forte (4) (80 a 160m)	41	42	43	44	45
Muito forte (5) (>160m)	51	52	53	54	55

Fonte: ROSS (1994)
Org: SANTOS, C.R (2015)

A matriz aponta o desgaste do relevo. A coluna horizontal varia de um a cinco, indicando a dimensão interfluvial média entre os canais; a coluna vertical, de mesma variação, indica o entalhamento das formas dos vales (ROSS, 1992).

Ross (1992) classifica os padrões de semelhança do relevo em formas denudacionais ou erosivas, representadas pela letra D. Quanto às informações sobre o tipo de modelado predominante, o autor descreve tipos convexo (c) e tabular (t). As formas de acumulação, ou seja, o material é depositado em áreas baixas é indicado pela letra A e o detalhamento de sua origem pode ser fluvial (f). Existem outras classificações; no entanto, priorizamos apenas as formas encontradas na área de estudo.

Em seguida, fizemos o sombreamento do relevo para delimitar os compartimentos geomorfológicos, com a ferramenta *Hillshade*, e mensuramos e calculamos os índices de dissecação. A partir disso, classificamos as formas do relevo, o que permitiu a elaboração do Mapa de dissecação. Logo, fizemos o cálculo de área de cada classe.

O Mapa hipsométrico foi elaborado a partir de dados da *Shuttle Radar Topography Mission* SRTM/NASA, com resolução espacial de 30m. Em seguida, classificamos as categorias de hipsometria de 30 em 30 metros, iniciando com a classe < 270m e finalizando com a classe > 420m. A seguir, procedemos ao layout final e ao cálculo daquela área.

Para a geração do Mapa clinográfico (ou de declividade), utilizamos os dados da SRTM/NASA – *Shuttle Radar Topography Mission*, com resolução espacial de 30m. E posteriormente, realizamos o cálculo de declividade da área e o fatiamento da grade de declividade gerada em intervalos de 0–3%; 3%–6%, 6%–12% e 12%–20%. Adotamos somente essas três classes por que as demais (20%–45% e >45%) não contemplavam a área pesquisada. Por fim, executamos o layout final e o cálculo de área.

O Mapa pedológico (de solos) foi elaborado a partir dos dados do IPT (1987), do Relatório Zero CBH do Paranapanema (1999) e do Relatório Zero do CBH Aguapeí e Peixe

(1997), na escala 1:250.000. Em seguida, fizemos o recorte espacial dos dados da área de estudo.

Na preparação do Mapa de uso e cobertura da terra de 1975 usamos as imagens Landsat1/MSS do mês de julho, com resolução de 80m, e fizemos a composição colorida RGB, 6R (800–1100nm), 5G (700–800nm) e 4B (600–700nm). Feito isso, criamos uma chave de fotointerpretação (Quadro 2) e realizamos a segmentação da imagem, a fim de agrupar os pixels que possuem características espectrais semelhantes

Quadro 2 – Chave de fotointerpretação de uso e cobertura da terra de 1975

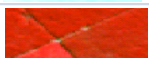
Identificação topológica	Tonalidade	Textura	Forma	Amostra
Água	claro	liso	heterogênea	
Área Úmida	escuro	liso	heterogênea	
Ilha	escuro	rugoso	heterogênea	
Vegetação		rugoso	alveolar	
Pastagem	cian claro	liso	retangular	
Agricultura	vermelho claro	liso	retangular	
Mancha Urbana	cian claro	traçada heterogênea	quadriculada	

Org: SANTOS, C.R (2015)

A criação do Mapa de uso e cobertura da terra de 2010 foi baseada nas imagens Alos/Avnir-2, com resolução de 2,5m. Em seguida, fizemos a composição colorida RGB, 2R (0,52 – 060µm), 4R (0,76 – 0,89µm), 3B (0,61 – 0,69µm). Após isso, montamos o mosaico das imagens analisadas.

Posteriormente, especificamos uma chave de fotointerpretação (Quadro 3) para diagnosticar os usos da terra na área pesquisada. Depois, segmentamos a imagem, a fim de separar e identificar as classes mapeadas. Para apurar o processo de mapeamento, nos servimos da técnica de interpretação visual, que permitiu separar as classes de uso e cobertura da terra. Realizamos, ainda, trabalhos de campo no intuito de conferir o mapeamento, constatar e ratificar as classes mapeadas.

Quadro 3 – Chave de fotointerpretação de uso e cobertura da terra de 2010

Identificação topológica	Tonalidade	Textura	Forma	Amostra
Água	escuro (azul ou preto)	liso	heterogênea	
Área Úmida	escuro	liso	heterogênea	
Ilha	escuro	rugoso	heterogênea	
Vegetação	vermelho	rugoso	alveolar	
Pastagem	claro	liso	retangular	
Agricultura	vermelho claro e cian	liso	retangular	
Silvicultura	vermelho escuro	rugoso	retangular	
Mancha Urbana	cian claro	traçada heterogênea	quadriculada	

Org: SANTOS, C.R (2015)

Quanto à drenagem, foi gerada a partir do modelo digital de elevação (MDE) desenvolvido a partir de curvas de nível das cartas de 1: 50.000, do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE).. Em seguida, efetuamos o recorte da área de estudo.

Continuando o processo com as imagens Alos de 2010, fizemos a vetorização das drenagens, através da interpretação visual, a fim de verificar se ainda existiam, em meados da década de 1970, todos os cursos d'água editados. Foram adotadas Áreas de Preservação Permanente (APPs) de 30m, para os rios que tinham aproximadamente 10m de largura. Para quantificar se a área estava de acordo com o Código Florestal vigente, realizamos a tabulação cruzada do uso de 2010 com as APPs de 30m.

Os Mapas viários, por sua vez, foram elaborados a partir da base cartográfica do DNIT. Realizamos, posteriormente, o recorte espacial da área de estudo e o refinamento da malha viária, através da interpretação visual.

O dados da fauna silvestre foram referentes a registros fotográficos do acervo do Parque Aguapeí e de campo.

Para o do Mapa de fragilidade ambiental, levamos em conta as seguintes variáveis: índice de dissecação do relevo das unidades geomorfológicas; declividade; solos; uso e

cobertura da terra. Em seguida, atribuímos os graus de fragilidade para cada categoria, como representam os Quadros 4, 5, 6 e 7, e processamos o resultado final no software ArcGis.

Quadro 4 – Classes de fragilidade para os índices de dissecação do relevo

Graus de fragilidade	Índice de Dissecação - Morfometria	Valor
Muito forte	Apf	2
Médio	Dc (11, 13, 14, 21, 22, 23)	3
Fraca	Dt (11, 12, 13, 24)	2

Fonte: Adaptado, Ross (1994)

Quadro 5 – Classe de fragilidade para a declividade

Graus de fragilidade	Declividade (%)	Valor
Muito Baixo	< 6	1
Baixo	6 -12	2
Médio	>12	3

Fonte: Adaptado, Ross (1994)

Quadro 6 – Classes de fragilidade para os tipos de solos

Graus de fragilidade	Tipos de Solos	Valor
Forte	Argissolos	4
Muito forte	Gleissolos	5
Baixa	Latossolos	2
Muito forte	Neossolos	5
Forte	Planossolos	4
Nula	Corpos d'água	0

Fonte: Adaptado, Ross (1994) e Crepani et al., (2001).

Quadro 7 – Novos valores de uso e cobertura da terra

Graus de Fragilidade	Graus de proteção	Tipos de usos da terra	Valor
Nula	Muito Alta	Água	1
Muito Fraca	Muito Alta	Área Úmida	1
Muito Fraca	Muito Alta	Ilha	1
Muito Fraca	Muito Alta	Vegetação	1
Fraca	Alta	Silvicultura	2
Médio	Médio	Pastagem	3
Alta	Baixa	Agricultura	4
Muito Alta a Nula	Muito Baixa a Nula	Mancha Urbana	5
Nula	Nula	Mato Grosso do Sul	0

Fonte: Adaptado, Ross (1994)

2.5- Análise do meio físico e uso e cobertura da terra

2.5.1 Padrões de forma do relevo e matriz de dissecação

Os padrões de forma do relevo permitiram a sua compartimentação em planícies e terraços fluviais (Apfs), relevos de denudação com colinas amplas e baixas (Dc11, Dc 13, Dc14 e Dc21, Dc22 e Dc23) e relevos de denudação com formas de topos tabulares (Dt11, Dt12, Dt13, Dt24), conforme metodologia apresentada por Ross e Moroz (1997).

As formas de compartimentação do relevo na área de pesquisa estão divididas em: Apf (30,18%), Dc11, Dc13, Dc14 e Dc21, Dc22 e Dc23 (37,97%) e Dt11, Dt12, Dt13, Dt24 (31,84%). Ao compararmos as três formas de índices do relevo, podemos concluir que estão bem distribuídas na área estudada, destacando-se a porcentagem de relevos denudacionais com colinas amplas e baixas (Tabela 1 e figura 5).

As planícies de terraços fluviais (Apfs) também ocupam grande parte da área pesquisada. Nesses locais ocorrem inundações periódicas e, por isso, são considerados ambientes terrestre-aquáticos, favorecidos pela baixa profundidade do lençol freático. Ao longo dos interflúvios dos rios, formam-se as planícies de inundação ou planícies fluviais. As Apfs pertencem à morfoestrutura da Bacia Sedimentar do Paraná, sendo áreas planas,

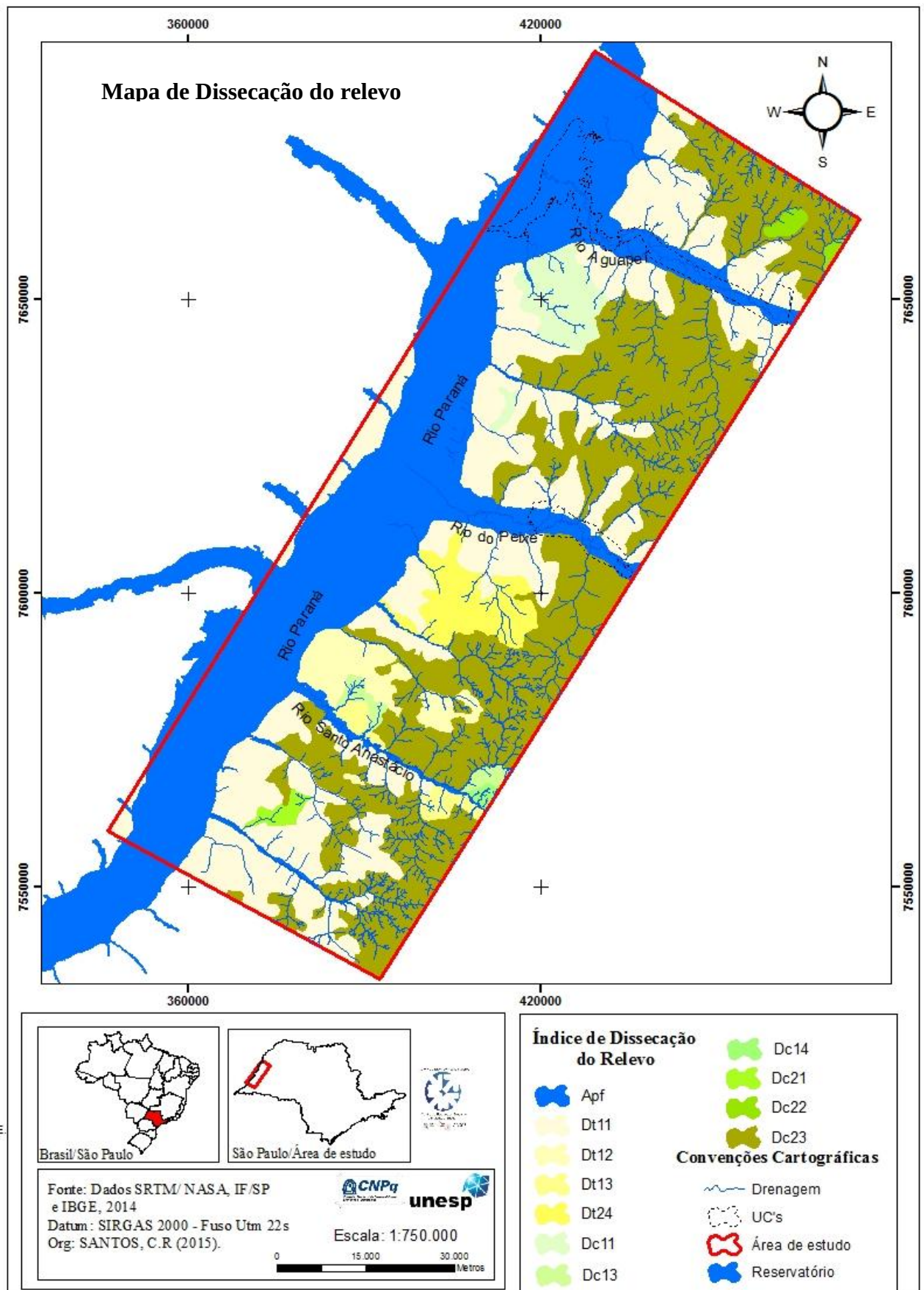
originárias de processos de deposição de origem fluvial, onde ocorrem processos agradacionais (ROSS, 1997).

Tabela 1 – Valores do índice de dissecação do relevo

Classes de Dissecação	Área (ha)	%
Apf	247515,24	30,18
Dc11	20329,70	2,48
Dc13	5909,11	0,72
Dc14	1322,85	0,16
Dc21	3558,54	0,43
Dc22	3701,82	0,45
Dc 23	276567,13	33,73
Dt11	212558,47	25,92
Dt12	19726,8	2,41
Dt13	6420,63	0,78
Dt24	22409,71	2,73
Total	820020,00	100

Org: SANTOS, C.R (2015)

Figura 5 – Mapa de dissecação do relevo da área de estudo



2.5.2 Hipsometria do relevo na área de estudos

A hipsometria representa a elevação do terreno, da foz ao topo, em diferentes tonalidades das cores. Ao compreender a variação da altitude do terreno de uma determinada área, teremos mais conhecimento das características do meio físico, na dinâmica de ocupação do uso e cobertura da terra, o que auxiliará nas possíveis tomadas de decisões.

A hipsometria da área investigada apresenta cotas de altitude que variam entre 220m e 480m . É composta por relevo plano e pouco dissecado, caracterizado por canais de drenagem (córregos e rios) escassos e pouco profundos. A variação altimétrica das classes analisadas é: < 270m (23,17%), nas proximidades da calha do Rio Paraná; de 270m – 300m (15,04%); de 300m a 330m (17,94%); de 330m a 360m (21,72%), a altitude margeia os fundos dos vales dos rios principais e seus afluentes, de 360m a 390m (14,82%); de 390 a 420m (5,80%), e >420m (1,51%) nos relevos mais planos (Tabela 2 e figura 6).

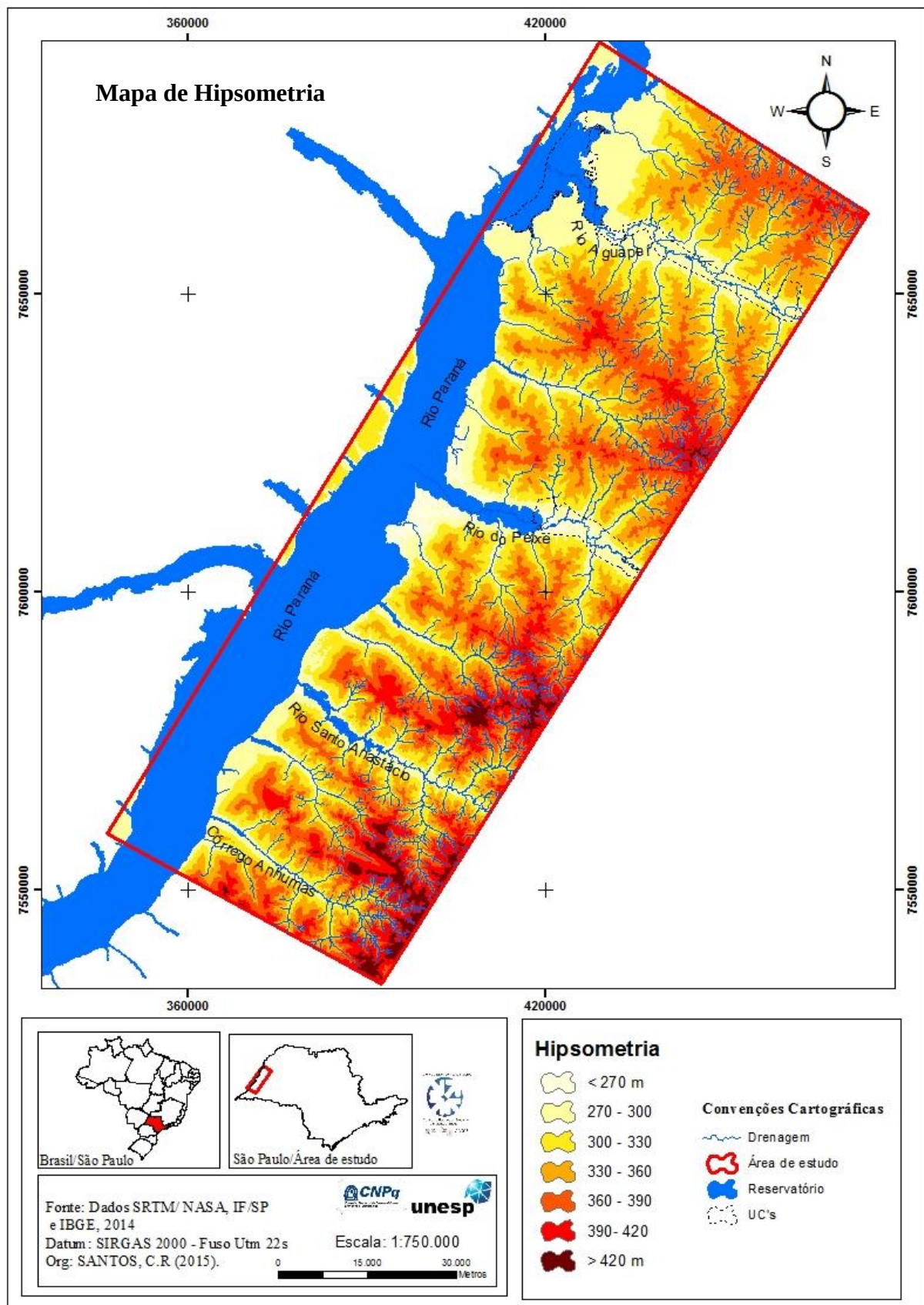
Esses dados indicam que o relevo da região estudada é predominantemente suave e ondulado, haja vista estar a maior variação altimétrica no intervalo de 270m a 390m. As altitudes acima de 390m constituem a menor porcentagem de área, somando 7,31% do total.

Tabela 2 – Valores de área e percentual de hipsometria

Classes de hipsometria	Área (ha)	%
< 270 m	190029,25	23,17
270 - 300	123321,73	15,04
300 - 330	147148,32	17,94
330 - 360	178082,44	21,72
360 - 390	121492,32	14,82
390 - 420	47532,10	5,80
> 420 m	12413,86	1,51
Total	820020,00	100

Org: SANTOS, C.R (2016)

Figura 6 – Mapa Hipsometria da área de estudo



2.5.3 Classificação da clinografia ou declividade

Segundo Di Biasi (1992), a declividade é utilizada no levantamento e na quantificação da inclinação do relevo, bem como em estudos relacionados à ciência da terra e ao planejamento ambiental, urbano e agrário, haja visto que o relevo é de grande importância para a gestão ambiental.

A definição das classes de declividade pode ter um caráter eminentemente particular, ou seja, o autor pode escolher as classes que deseja representar no seu trabalho, mas isso só é recomendável quando não existe uma classificação já pré-estabelecida, que atenda aos diferentes usos e formas de ocupação territorial.

Adotamos os intervalos de declividade proposta por Salomão (1999) que classifica a capacidade de uso das terras da seguinte maneira:

- 0 a 3% – correspondem a áreas planas ou quase planas, onde o escoamento superficial é lento, não oferecendo dificuldades ao uso de maquinários agrícolas ;
- 3% a 6% – são áreas de declives suaves, onde o escoamento superficial é lento ou médio. Recomendam-se práticas de conservação em solos de textura média, com rampas muito longas;
- 6% a 12% – representam as áreas de relevo ondulado, cujo escoamento superficial é médio ou rápido. Possuem grandes probabilidades de erosão, exceto em solos argilosos ou muito argilosos.

Ao analisar o Mapa de declividade (Tabela 3 e figura 7), identificamos as seguintes classes, com suas respectivas porcentagens na área estudada: < 3% (37,62%), de 3% a 6% (41,64%), de 6% a 12% (19,13%) e, por fim, a classe > 12% (1,61%). Verificamos que as maiores porcentagens estão nas classes de declividade entre 3% e 12%, onde aparecem declives suaves e de fácil mecanização. Como a exploração agropecuária dessa região é

bastante facilitada, são necessárias práticas conservacionistas, a fim de minimizar os impactos decorrentes da má utilização das terras.

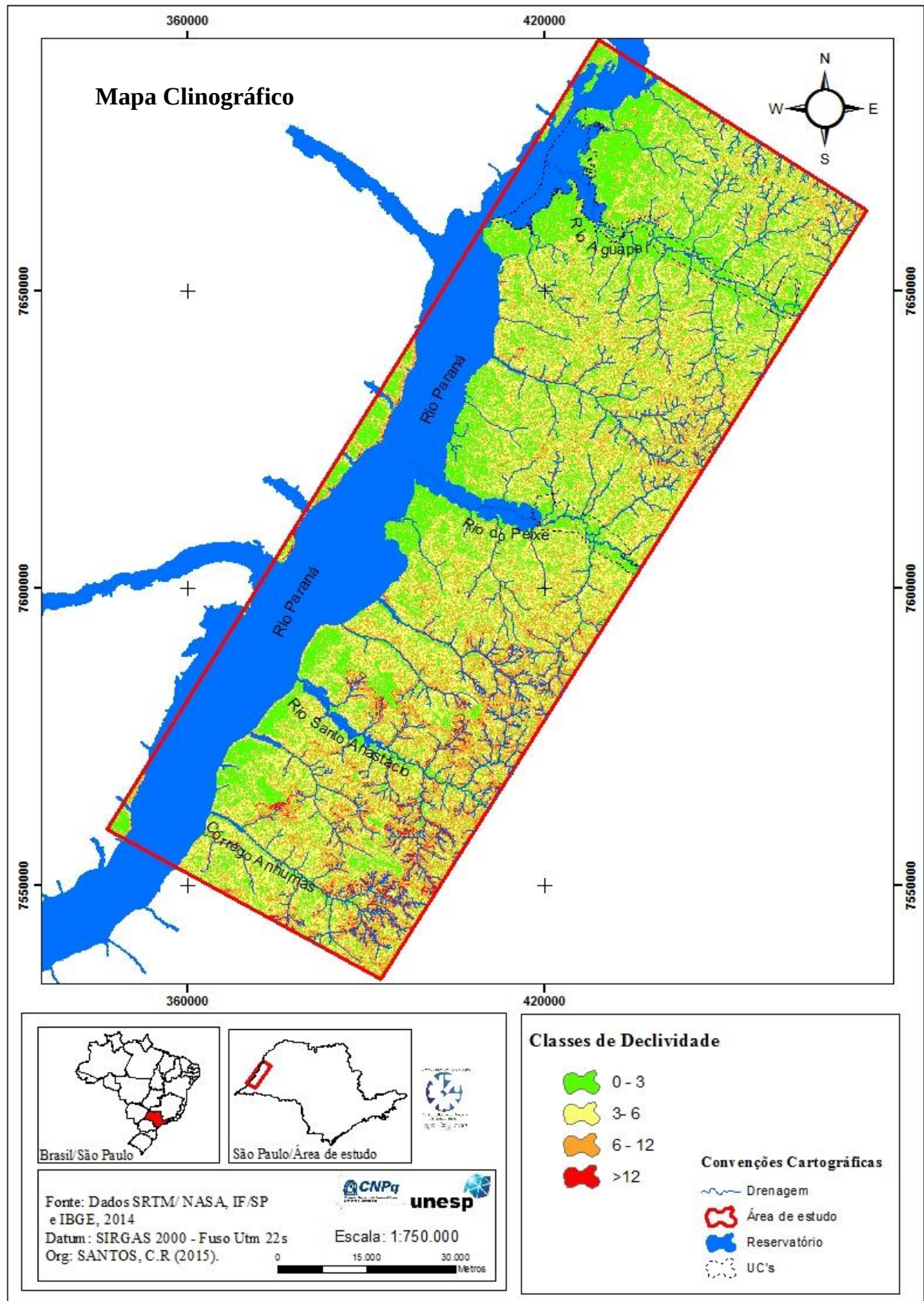
Tabela 3 – Valores de área e percentual de declividade

Classes de declividade (%)	Área (ha)	%
< 3	308487,90	37,62
3 -6	341461,52	41,64
6 -12	156875,22	19,13
>12	13195,36	1,61
Total	820020,00	100

Org: SANTOS, C.R (2016)

É importante frisar que, ao percorrer a área nos trabalhos de campo, observamos a ocorrência de muitos processos erosivos.

Figura 7 – Mapa Clinográfico ou de declividade da área de estudo



2.5.4 Solos predominantes na área de estudo

Para a caracterização dos solos, foram utilizados dados dos mapas do Relatório Zero dos CBHs do Pontal do Paranapanema, Aguapeí e Peixe, elaborados pelo IPT em 1987, a partir de cartas-base em escala de 1:250.000. Esses mapas são resultantes do levantamento do projeto Radambrasil e foram adaptados conforme as categorias pedológicas da Embrapa (2006), a saber: argissolos, gleissolos, latossolos, neossolos e planossolo.

Os argissolos, encontrados em grande parte da área estudada, localizam-se nas zonas de relevo suave a ondulado; são imperfeitamente drenados, de cores avermelhadas, amareladas e, mais raramente, brunadas ou acinzentadas (CBH-AP, 1997; CBH-PP, 1999 e EMBRAPA, 2006).

Os gleissolos situam-se nas margens do Rio do Peixe e do Aguapeí, mas também são encontrados nas proximidades do Rio Paraná e em outros pontos do Rio do Peixe, especificamente na região das planícies aluviais, sendo limitados a áreas de agradação. São solos mal drenados, com horizontes glei, o que implica em coloração acinzentada, azulada ou esverdeada, devido à redução de ferro (CBH-AP, 1997; CBH-PP, 1999 e EMBRAPA, 2006).

Os latossolos aparecem perto dos Rios Aguapeí, do Peixe, Santo Anastácio e do Rio Paraná. Possuem textura arenosa/média, com relevo suave e ondulado (CBH-AP, 1997; CBH-PP, 1999 e EMBRAPA, 2006).

Os neossolos flúvico são encontrados nas proximidades do Rio Paraná e do Rio do Peixe, especificamente, na região várzeas, junto ao lençol freático. São considerados solos rasos, apresentando de baixa a alta permeabilidade. Seus materiais podem estar associados a sedimentos aluviais provenientes da decomposição de rochas (CBH-AP, 1997; CBH-PP, 1999 e EMBRAPA, 2006). Os neossolos flúvicos são solos minerais não hidromórficos oriundos de sedimentos recentes do período Quaternário. São constituídos por justaposição de

camadas de sedimentos aluviais recentes sem relações pedogenéticas entre elas, devido ao seu baixo desenvolvimento pedogenético (EMBRAPA, 2006).

Encontram-se os planossolos nos arredores do Rio Aguapeí. Eles apresentam coloração dos horizontes subsuperficiais, com tonalidades brunadas e acinzentadas, reflexos da drenagem imperfeita do perfil, dada a topografia baixa, com excesso de umidade durante o período de chuvas (CBH-AP, 1997 e CBH-PP, 1999 e EMBRAPA, 2006).

De acordo com o mapeamento, a área de estudo tem seus tipos de solo distribuídos nas seguintes proporções: argissolos (43,27%), gleissolos (4,89%), latossolos (34,13%), neossolos flúvios (1,14%) e planossolos (1,02%). O restante da área é recoberto por reservatório, que ocupa 15,54%, conforme Tabela 4 e figura 8.

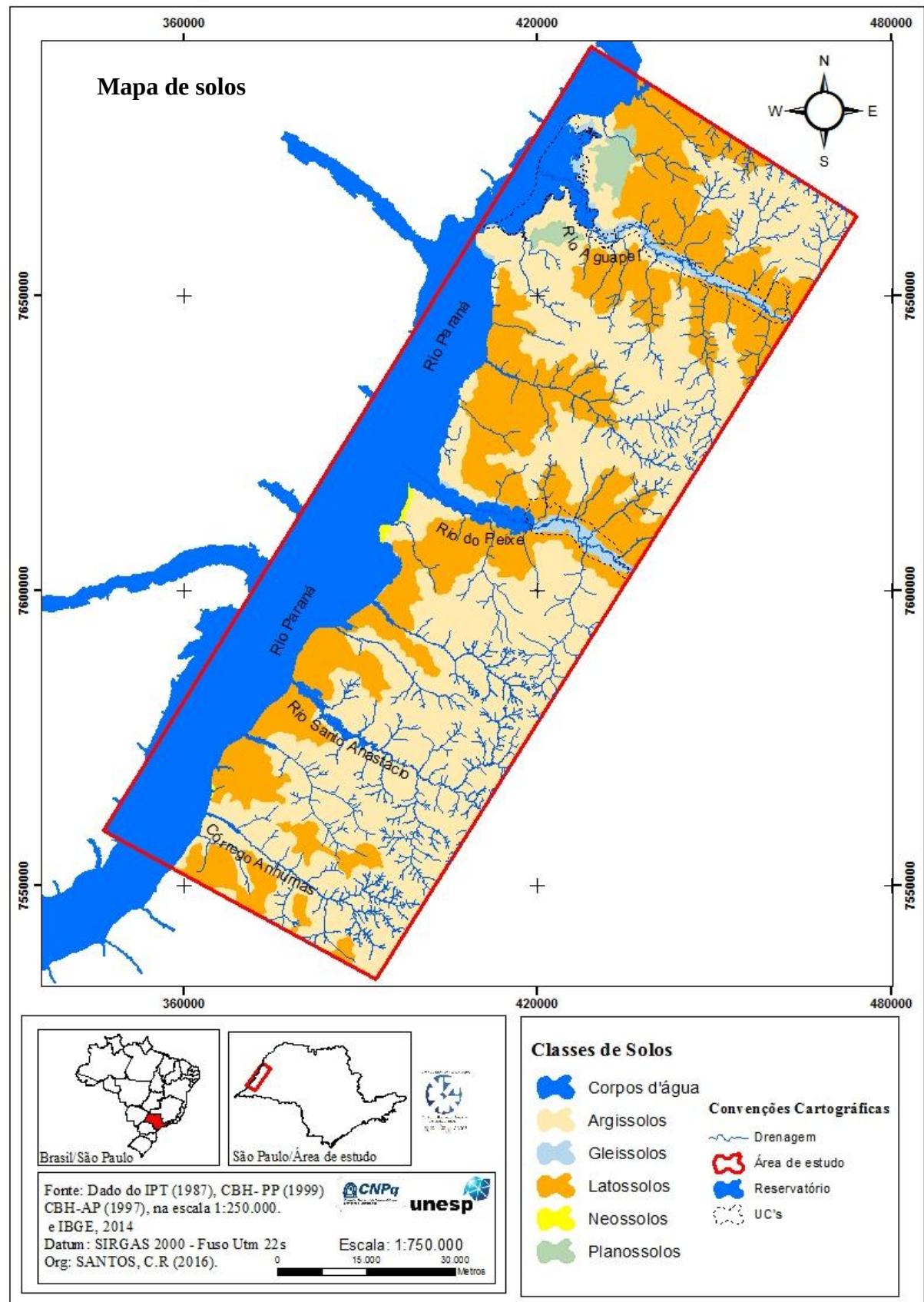
Os solos areníticos são considerados de baixa produtividade e são majoritariamente ocupados por plantações de cana-de-açúcar e pastagem.

Tabela 4 – Valores de área e porcentagem da variável solo

Classes de Solos	Área (ha)	%
Argissolos	354831,01	43,27
Gleissolos	40137,86	4,89
Latossolos	279835,38	34,13
Neossolos	9382,85	1,14
Planossolos	8396,00	1,02
Corpos d'água	127436,90	15,54
Total	820020,00	100

Org: SANTOS, C.R (2016)

Figura 8- Mapa de Solos da área de estudo



2.5.5 Uso e cobertura da terra da área pesquisada

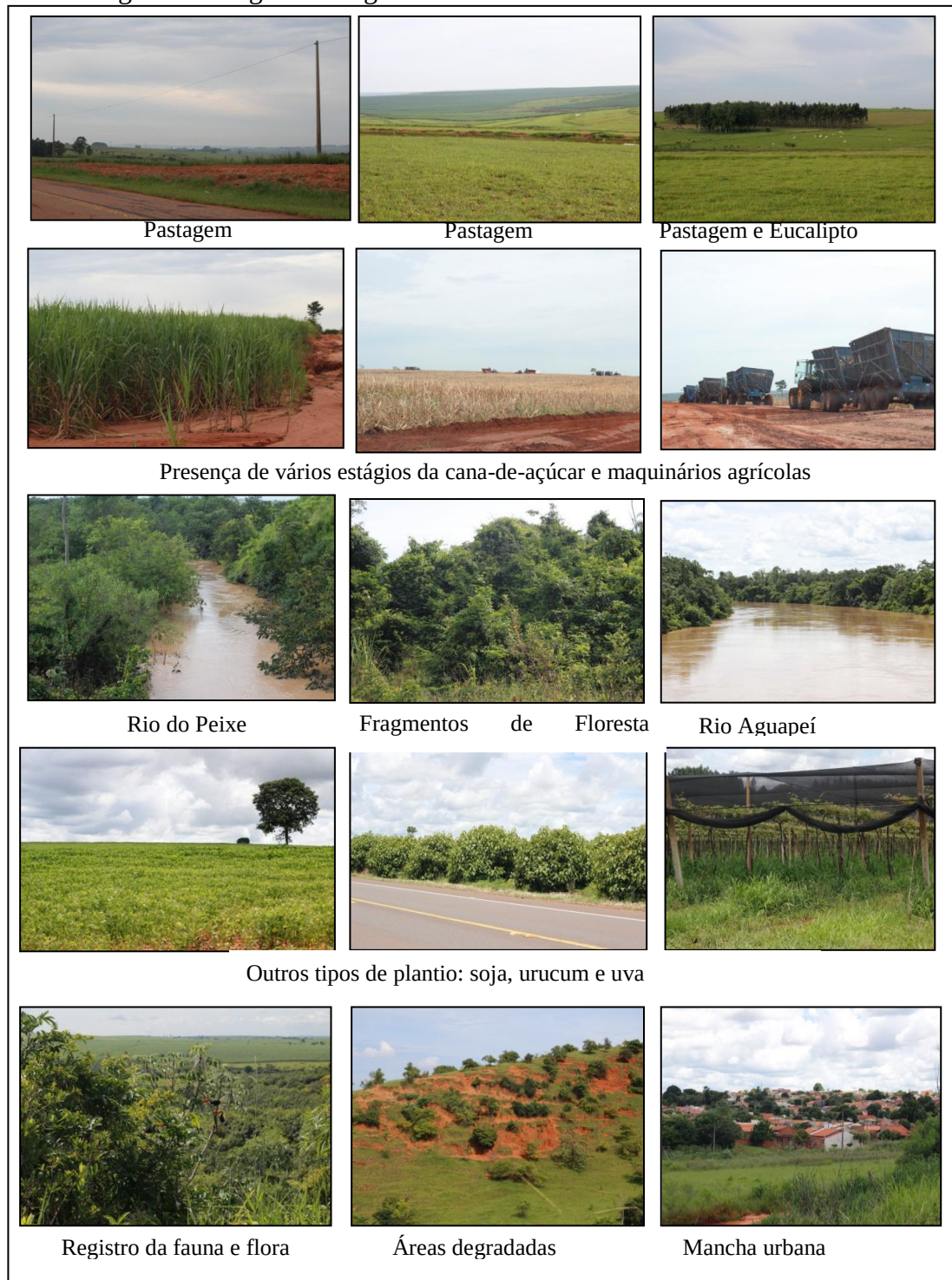
O Mapa de uso e cobertura da terra é importante para conhecermos qualitativa e quantitativamente as classes presentes na área de estudo. A comparação entre a realidade do uso dos anos de 1975 e 2010 permitiu que tivéssemos uma melhor compreensão das possíveis mudanças na paisagem, como ilustram os figuras 10 e 11.

No mapeamento, foram consideradas as seguintes classes de uso e cobertura da terra:

- a) Água – reservatórios naturais ou artificiais (rios, córregos, lagos e represas), que visam atender à população e ao setor agrícola;
- b) Área úmida fluvial – zonas recobertas por inundações periódicas devido à baixa profundidade do lençol freático;
- c) Ilha – áreas isoladas por rio ou represa.
- d) Fragmentos florestais– áreas de vegetação natural de diversos tipos (arbórea/arbustiva/herbácea de várzea) ou em estágios de regeneração, às vezes interrompidas por barreiras antrópicas ou naturais;
- e) Pastagem – áreas voltadas ao pastoreio do gado, compostas por pastos naturais ou manejados, degradados ou melhorados;
- f) Agricultura – áreas de culturas agrícolas permanentes ou temporárias destinadas a suprir as necessidades do mercado consumidor ou cultivadas para consumo próprio.
- g) Silvicultura – áreas reflorestadas, seja visando à recomposição da flora, seja para fins comerciais;
- h) Mancha Urbana – áreas estruturadas por edificações (cidades, distritos, vilas, complexos industriais, entre outros) que, na maioria das vezes, possuem sistema viário para atender ao fluxo intenso de pessoas, mercadorias e serviços.

A Figura 9 mostra o registro fotográfico de todas as classes mapeadas de uso e cobertura da terra de 2010.

Figura 9 – Registro fotográfico das classes de uso e cobertura da terra



Autor: SANTOS, C.R (2016)

No ano de 1975 (Tabela 5), a região estudada possuía 66,70% de área antropizada, classificada em pastagem, agricultura e mancha urbana. Já em 2010, as áreas antrópicas abrangiam 71,97% do total, sendo utilizadas em pastagem, agricultura, plantações de silvicultura e mancha urbana. Ao observar a porcentagem das áreas naturais entre os anos analisados, verifica-se que havia 14,27% da região com fragmentos florestais e áreas úmidas no ano de 1975. Devido ao processo de ocupação do Pontal do Paranapanema, houve um decréscimo para 9,74% em 2010, considerando as mesmas classes de usos.

Tabela 5 – Valores de uso e cobertura da terra de 1975 e 2010

Classes de Uso e Cobertura da terra	1975		2010	
	Área (ha)	%	Área (ha)	%
Água	23350,57	2,85	128353,77	15,65
Área Úmida	31737,08	3,87	37022,3	4,51
Ilha	5966,10	0,73	3795,94	0,46
Fragmentos florestais	85270,66	10,40	42850,81	5,23
Pastagem	666870,41	81,32	366434,09	44,69
Agricultura	5629,26	0,69	234339,39	28,58
Silvicultura	0	0,00	1040,54	0,13
Mancha Urbana	1195,92	0,15	6183,16	0,75
Total	820020,00	100,00	820020,00	100

Org: SANTOS, C.R (2016)

Nota-se que o início do processo de ocupação da região estudada se deu em 1975; a pastagem começava a ser ocupada pela pecuária extensiva e pouco se falava sobre práticas conservacionistas para minimizar os impactos. Em 2010 houve uma redução nas áreas de pastagem, e várias técnicas capazes de atenuar os impactos no solo, como o melhoramento genético das forrageiras, a associação integrada de agricultura e pecuária, entre outras.

Em algumas áreas, identificamos uma pastagem melhorada, onde a cobertura do solo por forrageiras auxilia na sua proteção. Mas também existem, ao longo da área, pastagens totalmente degradadas, com início de sulcos e ravinamentos. Esses processos erosivos acabam levando grande parte dos sedimentos para os leitos dos rios.

Outra problemática que vimos foi a grande área ocupada pela agricultura. Houve um aumento considerável dessa classe de uso em 2010, se comparado com o ano de 1975, provavelmente devido à intensificação da produção de cana-de-açúcar. O Oeste paulista tem uma grande quantidade de plantações de cana destinadas à produção de álcool. Dessa maneira, em alguns períodos do ano, o solo acaba ficando desprovido de qualquer tipo de cobertura, o que leva ao aumento dos processos erosivos.

Figura 10 – Mapa de Uso e cobertura da terra de 1975 da área de estudo.

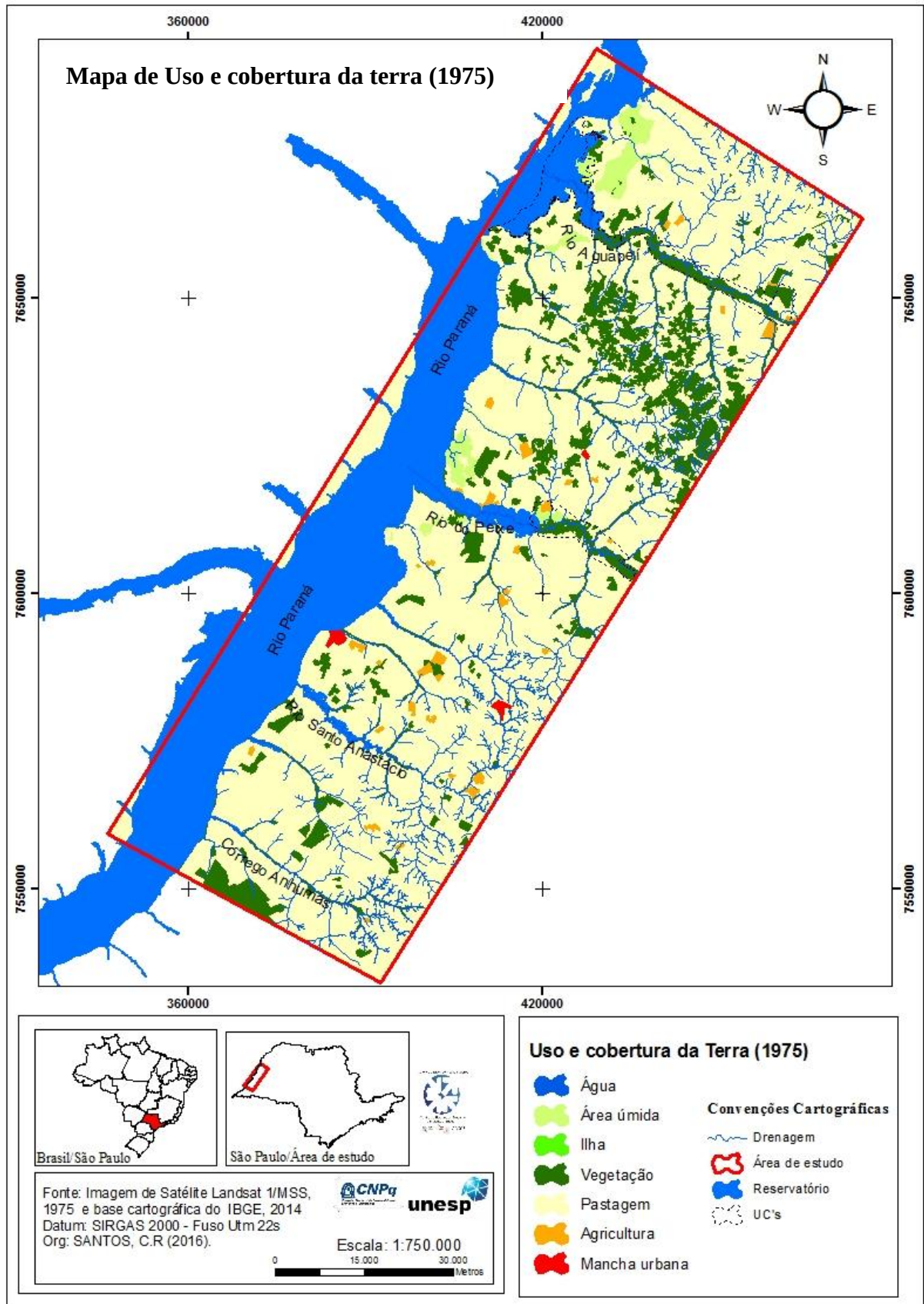
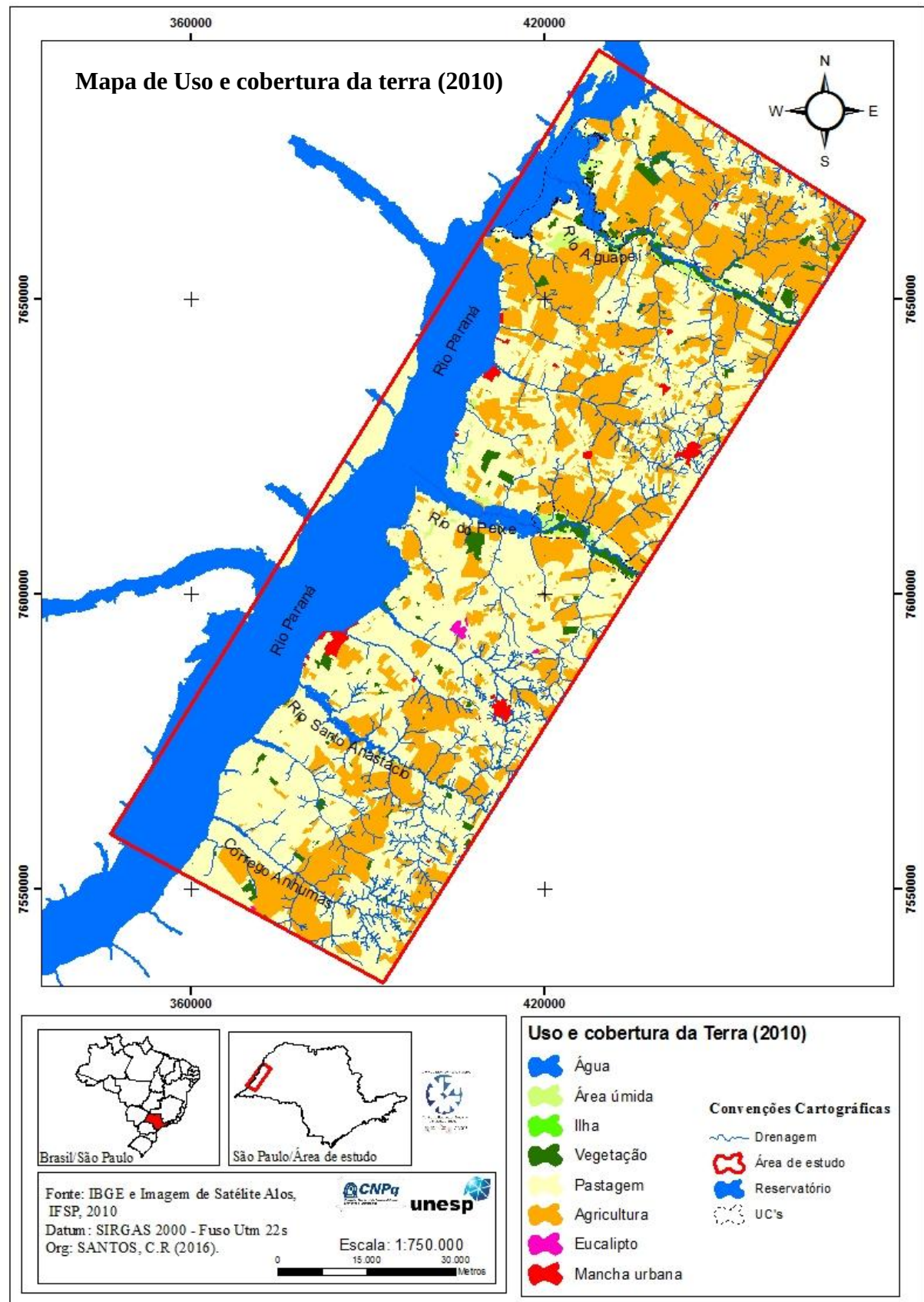


Figura 11 - Mapa de Uso e cobertura da terra de 2010 da área de estudo



Vale destacar, no entanto, que a cana-de-açúcar não será menos prejudicial ao solo se os agricultores fizerem um manejo adequado da terra, com sistema de plantio direto, rotação de culturas, correção e manutenção da fertilidade do solo, respeitando os limites estabelecidos pelas leis ambientais e preservando os fragmentos florestais existentes. Se tais medidas fossem adotadas, a área poderia ser utilizada sem grandes danos à natureza.

2.5.6 Caracterização da drenagem e dos pontos de nascentes

A área pesquisada possuía, em 1975, 6.354,37km de drenagem e 5.305 pontos de nascentes. No mapeamento efetuado com as imagens Alos, de 2010, estão registrados 2.775,26km de drenagem e 1.075 pontos de nascentes. Sabe-se que, ao longo dos anos, algumas drenagens podem variar seus cursos d'água, mas também consta que a maioria dos cursos d'água analisados sucumbiu à pastagem e à agricultura, o que atualmente traz prejuízos ambientais para a região, ocasionando o assoreamento dos rios e o desaparecimento de nascentes nas áreas de agricultura.

Verifica-se, na Tabela 6 e no figura 12, que as áreas ocupadas pelos cursos d'água nas APPs de 30m apresentam um percentual de 42,30% de áreas úmidas e 17% de fragmentos florestais. Essas áreas são importantes para a delimitação dos corredores ecológicos, pois auxiliam na preservação do ecossistema local.

As áreas de pastagem e agricultura cobrem 28,3% e 10,4% das APPs, respectivamente. Somadas, portanto, ocupam 38,7% das Áreas de Preservação Permanente, um valor alto demais para lugares que, na teoria, deveriam ser ocupados por vegetação ou áreas úmidas.

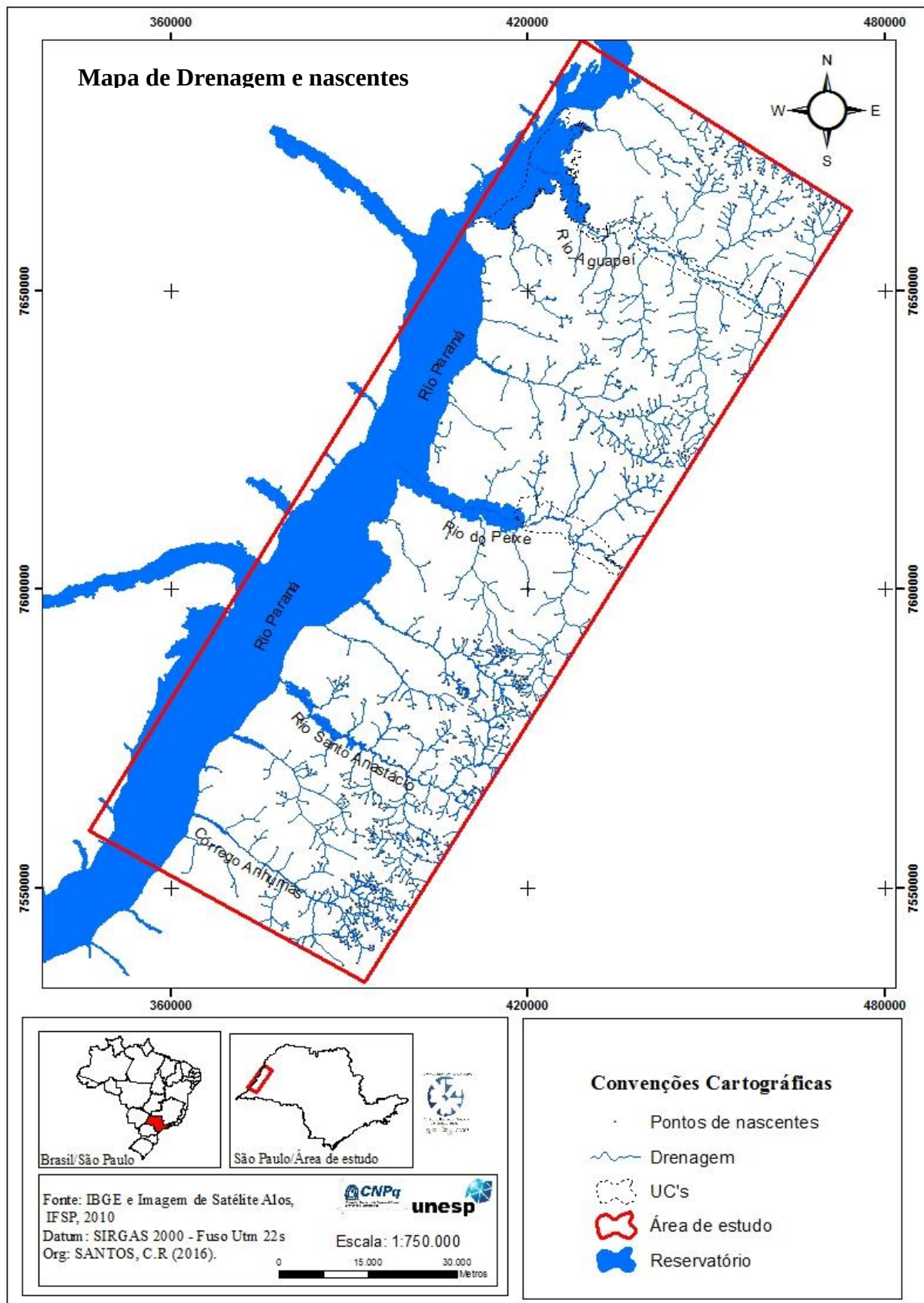
Esses indicadores revelam a necessidade de medidas conservacionistas que colaborem para conter o uso antrópico, bem como a urgência de medidas de recuperação das Áreas de Preservação Permanente.

Tabela 6 – Tabulação cruzada entre uso e cobertura de 2010 versus APPs de 30m.

Uso e cobertura da terra (2010) X App's 30	2010	
	Área (km²)	%
Água	2,46	1,6
Área Úmida	64,68	42,3
Ilha	0,00	0,0
Fragmentos florestais	25,98	17,0
Pastagem	43,20	28,3
Agricultura	15,90	10,4
Silvicultura	0,07	0,0
Mancha Urbana	0,55	0,4
Total	152,84	100,0

Org: SANTOS, C.R (2016)

Figura 12- Mapa de Drenagem e pontos de nascentes da área de estudo



2.5.7 Caracterização da Malha Viária

O Oeste paulista é bem servido de rodovias e ferrovias (figura 14), o que facilitou sua exploração. Hoje, são 110,59km de ferrovias, gerenciadas pela Companhia Bandeiras S.A/ Ferrovia Norte e Sul, além de uma parte da Ferrovia que liga Panorama–SP a Porto Murtinho – MS. As rodovias compreendem 580,19km e a maioria das federais e estaduais são pavimentadas, contando, em alguns pontos, com pistas duplas. Mas ao longo do percurso de campo encontram-se também rodovias não pavimentadas, algumas das quais em situação precária (Figura 13).

Figura 13 – Rodovias estaduais da área de estudo

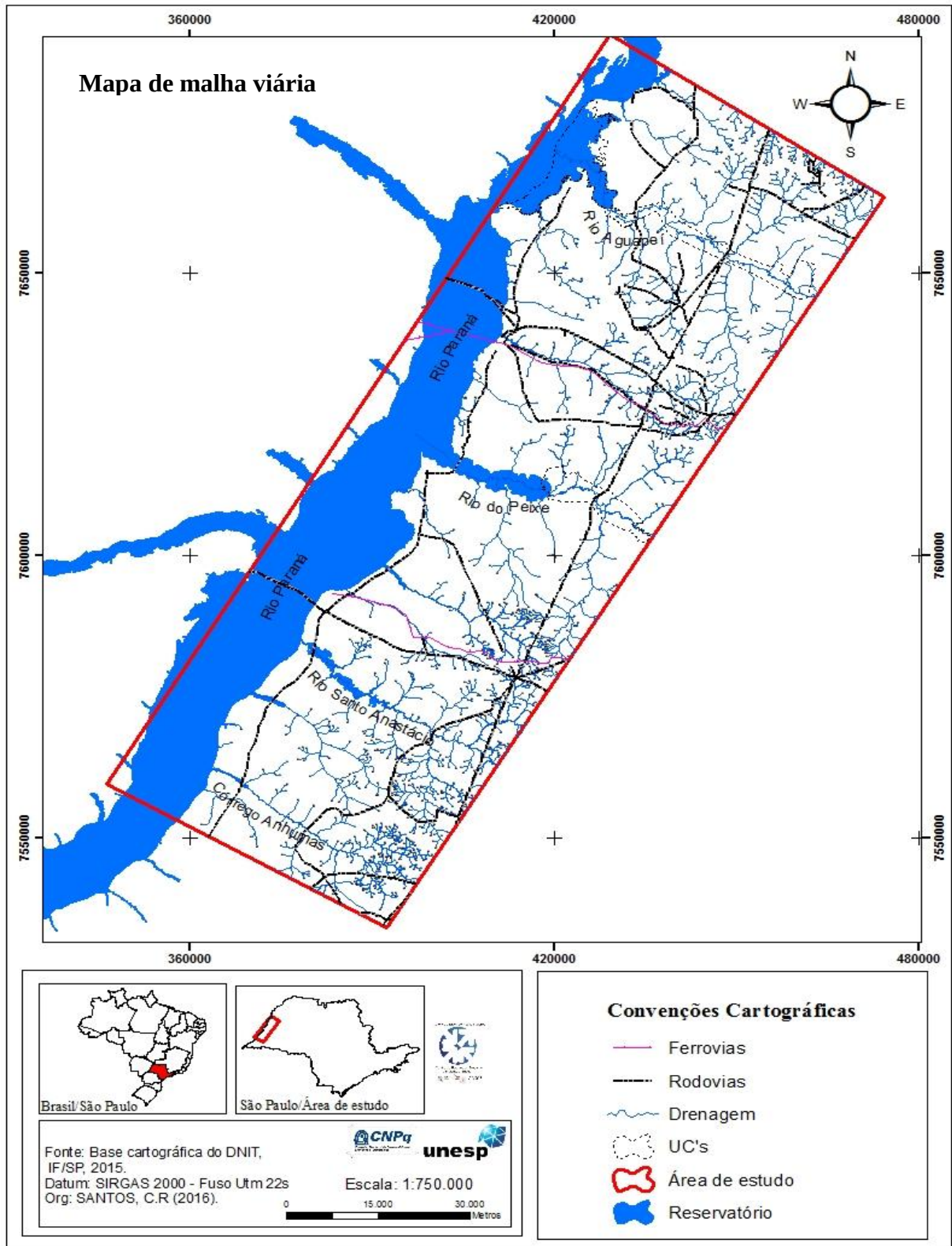


Rodovia Porto São Paulo Novo – SP-038
Autor: SANTOS, C.R (2016)



Rodovia estadual não pavimentada
Autor: SANTOS, C.R (2016)

Figura 14 - Mapa de Malha viária da área de estudo



2.5.8 Considerações sobre a diversidade da fauna silvestre

A fauna silvestre na área de estudo é bem diversificada, segundo dados do Projeto de Ações de Governança Participativa, da Rede Gestora de Biodiversidade do Corredor do Rio Paraná, e do Plano de Manejo do Parque do Aguapeí e Peixe.

O alto grau de fragmentação da paisagem e o isolamento dos resquícios florestais têm sido fatores de ameaça à fauna silvestre local. O entorno das Unidades de Conservação encontra-se ocupado por pastagem, cana-de-açúcar e outros tipos de culturas, interferindo na funcionalidade natural das comunidades biológicas (CBH-AP, 2013).

Grande parte das espécies registradas no Oeste paulista vive em ambientes de formação nativa florestada. A partir do levantamento feito por CBh-AP (2008) apud Dotta (2005), verificamos que a maior concentração de mamíferos está em ambientes nativos e nas áreas agrossilvapostoris. Notamos, também, que há mais espécies entre as plantações de eucalipto e nas áreas de canaviais do que em áreas de pastagem.

Dados do acervo do Parque (CBH- AP, 1997) registram a presença dos seguintes animais silvestres: *Hydrochoerus hydrochaeris* (cavivara), *Theristicus caudatus* (curicaca), *Dasyprocta aguti* (cutia), *Boa constrictor* (jiboia), *Cebus libidinosus* (macaco prego), *Eunectes murinus* (sucuri), *Myrmecophaga trydactyla* (tamanduá bandeira), *Blastocerus dichotomus* (cervo-do-pantanal), *Aratinga aurea* (periquito-rei), entre outros. A Figura 15 traz registros fotográficos de alguns desses animais. Nos trabalhos de campo pudemos encontrar outras espécies, como *Ramphastos* (tucano), *Nasua nasua* (quati), *Cavia sp.* (preá), *Circus buffoni* (gavião), *Caracara plancus* (carcará), *Dasypus* (tatu), *Dasyprocta aguti* (cutia), *Didelphis albiventris* (gambá). Esses animais foram encontrados, muitas vezes, nas bordas dos fragmentos florestais, perto delas ou tentando atravessar rodovias.

Figura 15 – Registros fotográficos

*Blastocerus dichotomus* - Cervo-do-pantanal

Acervo do Parque – Autor Nelson Antonio Gallo

*Dasyprocta aguti* - Cutia*Aratinga aurea* - Periquito-rei

Acervo do Parque – Autor Nelson Antonio Gallo

*Theristicus caudatus* Curicaca*Boa constrictor* - Jiboia

Acervo do Parque – Autor Nelson Antonio Gallo

*Ramphastos* - Tucano

Autor: SANTOS, C.R. (2016)

As alterações antrópicas e a caça predatória fizeram com que o *Blastocerus dichotomus* (cervo-do-pantanal), encontrado no Cerrado e no Planalto Central brasileiro, desaparecesse, especialmente em áreas de pequenos cursos d'água, como as veredas. No estado de São Paulo,

o cervo-do-pantanal vive no Parque Estadual do Rio Aguapeí e no Parque Estadual do Rio do Peixe, locais que representam alguns dos últimos habitats dessa espécie ameaçada de extinção (CBH-AP, 2013).

2.5.9 Análise do Mapa de fragilidade ambiental

O Mapa de fragilidade ambiental (figura 16) permitiu identificar as áreas consideradas mais frágeis no Oeste paulista, as quais precisam de maior atenção no quesito conservação.

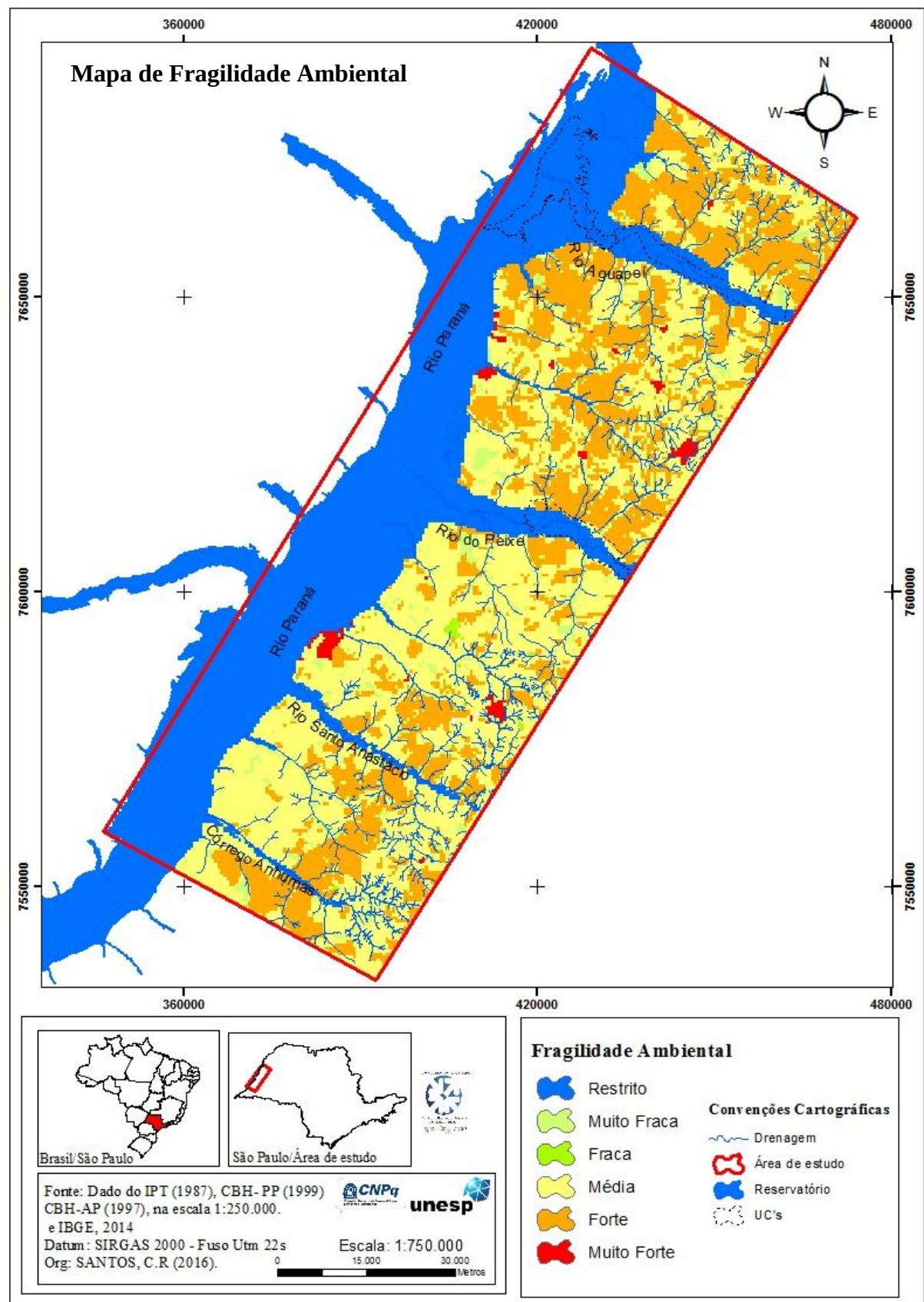
Ao analisar a fragilidade ambiental percebemos que os maiores percentuais se concentram nas classes média (37,43%) e forte (25,64). Somadas, representam um percentual de 63,07% da área total, como ilustra a Tabela 7.

Tabela 7 – Fragilidade ambiental da região do Oeste paulista

Fragilidade Ambiental	Área (ha)	%
Restrito	224615,08	28,00
Muito Fraca	64752,30	8,07
Fraca	924,93	0,12
Média	300270,50	37,43
Forte	205696,09	25,64
Muito Forte	5916,75	0,74
Total	802175,65	100,0

Org: Santos, C.R (2016)

Figura 16 - Mapa de Fragilidade ambiental na região do Oeste Paulista



Nos pontos de fragilidade muito fraca e fraca, o uso e a cobertura da terra acabam sendo influenciados pela pastagem e por alguns fragmentos de vegetação espalhados em toda a área. Apresentam, também, estruturas de relevo denudacionais do tipo modelado tabular (Dt), indicando áreas mais planas, se comparadas com outras formas de relevo existentes na região. Nesses locais, a incidência dos processos erosivos ocasionados, principalmente, pelo escoamento superficial, vai de muito baixa à alta, na escala de criticidade (IPT, 2012).

As classes de fragilidade média e forte há uma maior propensão aos processos erosivos. Nesses pontos, predomina o uso e a cobertura da terra ligados à agricultura e áreas urbanas. Existe, portanto, uma pressão antrópica constante.

Nessas áreas, a erosão atua de forma intensa, sendo suas principais causas ocasionadas pelo desmatamento nas margens de rios, o uso inadequado de maquinários e a implementação agrícola (IPT, 2012).

A fragilidade restrita estão localizadas nas planícies e terraços fluviais, nesses locais temos áreas úmidas e terraços fluviais que passam por processos de assoreamento e maior acúmulo de sedimentos, resultantes das erosões que ocorrem ao longo dos rios Rio Aguapeí, Rio do Peixe e Rio Santo Anastásio.

Esses locais, portanto, merecem atenção, pois tendem a alagar em alguns períodos do ano, devido à dinâmica fluvial. Além disso, abrigam intensos processos físicos e biológicos que necessitam de prioridades para conservação e recuperação, principalmente quando o foco é a preservação da biodiversidade e dos recursos hídricos.

CONSIDERAÇÕES

A análise do meio físico permitiu conhecer melhor o Oeste paulista, indicando os pontos positivos e negativos na representação do funcionamento do ecossistema estudado. Os diversos elementos do meio físico vão auxiliar na escolha das melhores táticas de cruzamento

das informações, a fim de possibilitar uma identificação mais consistente das áreas prioritárias para a delimitação dos corredores ecológicos.

A análise permitiu constatar que a área pesquisada possui baixa altitude (não ultrapassa os 480m) e predominante declividade menores que 12% . Assim, é considerada de relevo praticamente suave ondulado. Seus solos são de baixa fertilidade, mas a maior parte deles é ocupada por agricultura e pecuária, sobretudo, por cana-de-açúcar e áreas pastagem. Nessas últimas, é possível identificar alguns tipos de danos ambientais relacionados, principalmente, a processos erosivos.

A partir de alguns componentes apresentados na análise, verificamos que os terraços fluviais abrangem uma área considerável. No cruzamento dos dados referentes às APPs de 30m, aos cursos d'água e considerando o Mapa de uso e cobertura da terra de 2010, nota-se que as áreas úmidas e a vegetação apresentam um relevante percentual.

A quantificação dos fragmentos de paisagem existentes nas APPs evidencia a importância destas para a formação de corredores ecológicos, possibilitando a conexão entre diversas Unidades de Conservação,, além da relevância do seu papel dentro dos ecossistemas ribeirinhos.

O Sistema de Informações Geográficas (SIG) foi uma ferramenta útil na representação qualitativa e quantitativa dos dados analisados, além ter fornecido subsídios eficientes para facilitar o gerenciamento, monitoramento e a atualização dos dados espaciais para o inventário.

No trabalho de campo, foram identificados vários espécies ao longo dos fragmentos florestais ou nas proximidades de rios e córregos, principalmente nas áreas úmidas, onde há vegetação ripária, o que reafirma a importância da preservação desses ecótopos para a conservação da biodiversidade e que há potencial para formação de corredores.

Concluimos que os dados analisados foram bastante significativos para a pesquisa e serão utilizados nos capítulos subsequentes.

REFERÊNCIAS

- ARRUDA, M. B.; NOQUEIRA DE SÁ, L. F. S. **Corredores ecológicos. Uma abordagem integradora de ecossistemas no Brasil.** Ministério do Meio Ambiente. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Brasília: Ibama, 2004. 220p.
- BOIN, M. N.. **Chuvas e erosões no oeste paulista:** uma análise climatológica aplicada. 2000. 264f. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente). Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro, 2000.
- BENNETT, A.F. **Linkages in the landscape. The role of corridors and connectivity in Wildlife Conservation.** IUCN The World Conservation Union, 2003. In: <http://www.ecolex.org/server2.php/libcat/docs/LI/MON-080215.pdf>. Acessado 24 ago, 2015
- BRASIL. **Decreto 4.421, de 28 de dezembro de 1921.** Cria o Serviço Florestal do Brasil. Disponível em <http://www2.camara.gov.br/legin/fed/decret/1920-1929/decreto-4421-28-dezembro-1921-567912-publicacaooriginal-91264-pl.html>. Acesso em 1 de maio 2015.
- _____. **Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981.** Política Nacional do Meio Ambiente. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L6938.htm. Acessado em 5 de maio de 2015.
- _____. **Decreto nº 99.274, de 06 de junho de 1990.** Regulamenta a Lei nº 6.902, de 27 de abril de 1981, e a Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981. <http://www2.camara.leg.br/>. Acesso em 5 de maio de 2015.
- _____. **Lei nº 9.795, de 27 de abril de 1999.** Da Educação Ambiental. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9795.htm. Acessado em 5 de maio de 2015.
- _____. **Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000.** Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=322>. Acessado em 25 de junho de 2015.
- _____. **Resolução nº 9, de 24 de outubro de 1996.** Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res96/res0996.html>. Acessado em 25. jun.. 2015.
- _____. **Decreto nº 1.905, de maio de 1996.** Convenção sobre zonas úmidas de importância internacional, RAMSAR, de 2. fev.1971.
- _____. **Convenção Ramsar. Convenção Relativa às áreas úmidas de importância internacional,** 21.dez.1975 Ministério do Meio Ambiente. Disponível em <http://www.mma.gov.br/biodiversidade/biodiversidade-aquatica/zonas-umidas-convencao-de-ramsar>. Acessado em 15.jan. 2013
- CAMPANILI, M. & SCHAFFER, W.B. 2010. **Mata Atlântica: patrimônio nacional dos brasileiros.** MMA, Brasília
- CESPE. **Companhia Energética de São Paulo.** s/d. Disponível em: [http://www.cesp.com.br/portalCesp/biblio.nsf/V03.01/unidades_conservacao/\\$file/unidade_conservacao.pdf?OpenElement&FileName=unidade_conservacao.pdf](http://www.cesp.com.br/portalCesp/biblio.nsf/V03.01/unidades_conservacao/$file/unidade_conservacao.pdf?OpenElement&FileName=unidade_conservacao.pdf). Acessado em dez, 2014.
- CBH-AP. Comitê das bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe. **Relatório de Situação dos recursos hídricos das UGRHIs 20 e 21,** 1997. Disponível em: <http://cbhap.org/publicacoes/relatorioz/>. Acessado em 4.abr.2013.

CBH-AP. Comitê das bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe. **Relatório de Situação dos recursos hídricos das UGRHIs 20 e 21**, 2001. Disponível em: <http://cbhap.org/publicacoes/relatorioz/>. Acessado em 4 de abril de 2013.

CBH-AP. Comitê das Bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe. **Plano das bacias hidrográficas dos rios Aguapeí e Peixe**. Unidade de Gerenciamento de Recursos hídricos – UGRHIs – 2011. São Paulo, 2008.

CBH-PP. Cooperativa de Serviços, Pesquisas Tecnológicas e Industriais/CPTI. **Relatório da situação dos recursos hídricos da bacia CBH-PP: Relatório Zero**. SP: CBH-PP, 1999.

DE BIASI, M. . **A carta clinográfica: os métodos de representação e sua confecção**. 1992. In: <http://www.revistas.usp.br/rdg/article/viewFile/47110/50831>. Acessado em: 2 dez, 2015.

DITT, E. H. **Fragmentos florestais no pontal do Paranapanema**. São Paulo. Annablume. Ipê, 140p. 2002.

FAPESP. Fundação de amparo à pesquisa do estado de São Paulo. O programa biota Fapesp. Conhecimento e uso sustentável da biodiversidade Brasileira. São Paulo, 2008. Disponível em: http://www.fapesp.br/publicacoes/biota_port.pdf. Acessado em 15.dez.2015

FISCHER, J.; LINDENMAYER, D. B. **Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis**. In: Global ecology and Biogeography, 16, 265- 280. 2007

HOBBS, R. **The role of corridors in conservation: solution or bandwagon?** Trends in Ecology and Evolution, 7, n°11. 389-392, 1992. Disponível em: <http://www.elkhornsloughctp.org/uploads/files/1169251895Hobbs%201992.pdf>.

LEAL, A. C. **Meio Ambiente e Urbanização nas Microbacias do Areia e Areia Branca. Campinas/SP. 1995**. 169f. Dissertação (Mestrado em Geociência – Geociências e Meio Ambiente) – IGCE, Unesp, Rio Claro, 1995.

LAURANCE, W.F. **Hyper-disturbed Parks: Edgel effects and teh ecology of isolated rainforest reserves in tropical Australia**. In Laurance, W. F. e Bierregaard, R. O. Tropical Forest Remanats: Ecology, Management and Conservationn of Fragmented Comunities. The University of Chicago Press, Chicago, 1997.

LEITE, J. F. **A Ocupação do Pontal do Paranapanema**. São Paulo: Editora Hucitec,1998

KRONKA, F. J. N. et al. **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo**. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente/Instituto Florestal, 2005. 200p.

METZGER, J.P. **O que é ecologia de paisagem?** Revista Biota Neotropica. Vol 15. n 2. 2001. Disponível em <http://www.biotaneotropica.org.br/v15n2/pt/>. Acessado em 20.fev.2015

MMA – Ministério do Meio Ambiente. **Monitoramento do Desmatamento dos Biomas Brasileiros por Satélite - Mata Atlântica**, 2010. Disponível em: www.mma.gov.br/.../relatorio_tecnico_mata_atlantica.

MONBEIG, P. **Pioneiros e Fazendeiros de São Paulo**. São Paulo: Editora Hucitec, 1884.

SÃO PAULO . **Secretaria do Meio Ambiente. Fundação para conservação e a produção florestal do Estado de São Paulo. Instituto Florestal**. 2010. Disponível em: <http://fflorestal.sp.gov.br/planos-de-manejo/planos-de-manejo-planos-concluidos/>. Acessado em: 12 março 2015.

_____. **Resolução nº116, de 3 de dezembro de 2013**. Secretaria do meio ambiente Disponível em: <http://www.ambiente.sp.gov.br/legislacao/resolucoes-sma/resolucao-sma-116-2013>. Acessado em 10 de janeiro, 2016.

THOMAZ JUNIOR, A.. **Nova Face do Conflito pela Posse da Terra no Pontal do Paranapanema: Estratégia de Classe entre Latifúndio e Capital Agroindustrial Canavieiro**. Revista Pegada Eletrônica, Presidente Prudente, Vol. 10, n. 2, 2009.

VALLADARES-PADUA, C.; CULLER, JR. L. **Distribuição, abundância and Minimum Viable Metapopulation of The Black Lion Tamarin**. Journal of The Wildlife preservation trusts. 1994. Disponível em:

VICTOR, M. A. M.; CAVALLI, A.C.; GUILLAUMON, J.R.; FILHO, R.S. **Cem anos de devastação: revisitada 30 anos depois**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005.

Sites de pesquisa

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. http://downloads.ibge.gov.br/downloads_geociencias.htm

IFSP - Instituto florestal de São Paulo. <http://iflorestal.sp.gov.br/>

ICMBIO - Instituto Chico Mendes de Conservação da biodiversidade. <http://www.icmbio.gov.br/portal>.

INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. www.inpe.br

IPT - Instituto de Pesquisas Tecnológicas. <http://www.ipt.br/>

DNIT - Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes. <http://www.dnit.gov.br/mapas-multimodais/shapefiles>

NASA - National Aeronautics and Space Administration <http://earthexplorer.usgs.gov/>

**A
R
T
I
G
O
2**

3 - A PAISAGEM E A CONSERVAÇÃO DA VEGETAÇÃO RIPÁRIA

Resumo: A paisagem passa por sucessivas mudanças que interferem de forma negativa na cadeia produtiva ecológica primária. Por isso, é importante conservar os ecossistemas florestais ripários. O presente capítulo tem como objetivo discutir como a paisagem e a legislação ambiental podem influenciar na proteção da vegetação ripária. Para tanto, buscamos um referencial teórico sobre os conceitos relativos à paisagem e consultamos a legislação ambiental. No decorrer das leituras, verificamos que o conceito de paisagem já foi visto como a descrição das formas físicas da superfície terrestre, mas, com o passar do tempo, a incorporação das ações humanas no ambiente fez com que o conceito de paisagem, além de compreender as formas naturais, passasse a abarcar também as transformações antrópicas. Esse conceito ganha força na fundamentação da Teoria Geossistêmica, desenvolvida por Sotchava a partir da Teoria Geral dos Sistemas de Bertalanffy (1930). A noção de “geossistema”, proposta por Sotchava, também foi fundamental para a integração da dimensão espacial e funcional, no direcionamento da ciência da paisagem. Por sua vez, Gregory et al. (1991) afirmam a importância da vegetação ripária nas áreas mais dinâmicas da paisagem, ressaltando a necessidade de proteger as Áreas de Preservação Permanente (APPs). Sendo assim, a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012 atribuiu às APPs a função de preservar os recursos hídricos, a paisagem e os demais elementos do ambiente. No entanto, sabe-se que essa não é bem a realidade, visto que o novo Código Florestal representa a conjuntura econômica brasileira atual, em que a pressão exercida sobre grandes áreas cultiváveis, a demanda dos mercados e o lucro imediato são prioridades, em detrimento da sustentabilidade e da preservação dos recursos naturais para futuras gerações. As mudanças propostas na legislação prejudicam os rios das zonas de vegetação ripária, pois não atendem às faixas de eficiência da vegetação, necessárias para a conservação dos recursos hídricos. A nova Lei mantém as APPs, mas o ideal seria que ela determinasse o respeito aos limites das planícies de inundação, abarcando a largura da APP e preservando, assim, a vegetação ripária e o fluxo de biodiversidade existentes no local.

Palavra chave: paisagem, vegetação ripária e legislação ambiental

3.1 INTRODUÇÃO

As vegetações ripárias, na visão ecológica, têm sido valorizadas para a formação de corredores ecológicos, devido sua capacidade de promover o fluxo de fauna e a dispersão vegetal (LIMA, et al., 2000). Em regiões com problemas de desequilíbrio ecológico, a vegetação ripária pode ser aliada na contenção de progressivos processos erosivos nas margens dos rios.

A paisagem passa por sucessivas mudanças antrópica que interferem de forma negativa na cadeia produtiva (NIN, et al. 2007). Portanto, é importante conservar esses

ecossistemas florestais ripários, pois é devido a eles a cadeia alimentar se mantém estável e o ciclo hidrológico funciona sem anomalias, pois a água das chuvas pode ser absorvida e liberada lentamente para os cursos d'água.

As matas ciliares ocupam as áreas mais diversas da paisagem, tanto em termos hidrológicos, como ecológicos e geomorfológicos. As margens dos rios (ou zonas ripárias) representam bem tal diversidade de condições ecológicas. Essas áreas estão intrinsecamente ligadas aos cursos d'água, mas suas fronteiras não são preestabelecidas facilmente; em tese, os limites se estenderiam até o alcance das planícies de inundação (TELES, 2010).

Dessa maneira, a conservação dos ambientes de vegetação ripária é essencial para que se mantenha o equilíbrio do ecossistema, protegendo os cursos d'água contra assoreamentos, contaminação por defensivos agrícolas, além da preservação da fauna local, contribuindo assim, no equilíbrio ambiental

3.2 OBJETIVO

O objetivo do presente capítulo é verificar como a paisagem e a legislação ambiental podem influenciar na proteção da vegetação ripária.

3.3 MATERIAIS E PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Para a construção deste capítulo, buscamos um referencial teórico sobre conceitos relativos à paisagem, bem como a abordagem sistêmica pode auxiliar nas transformações ocasionadas pela ação humana, segundo Ab'SAber (1997), Bertalanffy (1930) Rodriguez (2001), dentre outros autores. Em seguida, tecemos uma breve discussão sobre a legislação ambiental, baseada no Código Florestal Brasileiro, no Conselho Nacional do Meio Ambiente e em outras fontes.

3.3.1 A paisagem e a visão geossistêmica

Abrimos esta discussão com as sábias palavras de Ab'Saber (1997):

“A paisagem é sempre uma herança. Na verdade, ela é uma herança em todo o sentido da palavra: herança de processos fisiográficos e biológicos, e patrimônio coletivo dos povos que historicamente as herdaram como território de atuação de suas comunidades.”
(AB'SABER (1997, p.9))

O autor considera que as nações herdaram fatias da composição paisagística de longa e complicada elaboração fisiográfica e ecológica. Para ele, essas fatias são mais que um espaço territorial, visto que:

“... os povos herdaram paisagens e ecologias, pelas quais certamente são responsáveis, ou deveriam ser responsáveis. Desde os mais altos escalões do governo e da administração até o mais simples cidadão, todos têm uma parcela de responsabilidade permanente, no sentido da utilização não predatória dessa herança única que é a paisagem terrestre” (AB'SABER (1997, p.10))

O estudo da paisagem já foi visto como a descrição das formas físicas da superfície terrestre, mas, com o passar do tempo, a incorporação das ações humanas no ambiente fez com que a paisagem, além de compreender as formas naturais, passasse a abarcar também as transformações antrópicas. Salgueiro (2001) entende a ação humana como fator primordial de transformação e reconhece que as paisagens verdadeiramente naturais não existem, ou talvez possam existir nas calotas glaciárias, como admite Hartshorne .

A paisagem é estudada na Geografia desde a sua herança estética romântica naturalista, evidenciada por Humboldt no século XIX, na escultura dos quadros da natureza. Para Humboldt, a paisagem remete à realidade físico-espacial, indicando o “gosto da natureza” provocado pelo livre contato do viajante com o mundo visualizado e experimentado. O saber descritivo e a prática da descrição estão sempre presentes na forma e

na técnica de conhecimento. A arte de ver, divulgar e representar pictoricamente a imagem visual está além da forma teórico-explicativa (PEDRAS, 2000).

A visão da Geografia Física de Humboldt caracterizava-se pela descrição das formas terrestres com base na vida humana, correlacionada à dinâmica morfológica da paisagem. Seu pensamento se apoia na Geologia, na Climatologia, na Hidrologia, na Fitogeografia, na Zoogeografia, na sociedade e na Economia, a fim de desvendar as interconexões (BECK e SCHOENWALDT, 1999).

É na escola de Besançon, com raiz na Geografia Física, que se procura sistematizar o estudo da paisagem, envolvendo os elementos abióticos, bióticos e antrópicos. Recorre-se, então, a um método de análise que procura visualizar o espaço e suas transformações através das imagens. Com isso, as fotografias, a cartografia e o tratamento informático dos dados assumem grande importância (SALGUEIRO, 2001).

A paisagem passa a ser tão importante que começam a surgir inúmeras publicações abordando o tema. Um dos primeiros livros sobre o conceito, o *Grundlagen der Landschaftskunde*, foi escrito por Hamburgo, em 1919. Por sua vez, em 1939, Troll elabora o termo Ecologia da Paisagem (*Landschaftsökologie*), bastante utilizado atualmente, e Geoecologia (*Geo-ökologie*), separando a paisagem em ecótopos (*Landschaftszellen*).

Em 1937, a visão da Ecologia foi enriquecida pela a Teoria Geral dos Sistemas, elaborada por Bertalanffy (1901–1972) no intuito de compreender a inter-relação e interdependência dos elementos de um sistema, os quais, numa análise integrada, não podem ser estudados isoladamente.

A concepção de “geossistema”, presente nas publicações de Monteiro (2001), Ross (2006), Rodriguez (2001), entre outros autores, abre várias possibilidades de análise integrada entre os meios físico, biológico e antrópico para a identificação das possíveis unidades a serem delimitadas.

O conceito de “paisagem” ganha força na Teoria Geossistêmica, desenvolvida por Sotchava a partir da Teoria Geral dos Sistemas de Bertalanffy (1930), aplicada aos estudos das planícies siberianas soviéticas. Para Sotchava, o geossistema é um modelo global, territorial e dinâmico que abrange todos os atributos de paisagem e pode ser utilizado em qualquer tipo de paisagem concreta (PASSOS, 2006 -2008).

A Teoria Geossistêmica de Sotchava liga as formações biogeográficas às categorias de “geômeros” e “geócoros”, como unidades superiores (MONTEIRO, 2001, p.24). Nessa perspectiva, o estudo dos solos, dos microrganismos e da Geoquímica, associado aos estudos botânicos e zoológicos, acaba aproximando geógrafos e biólogos (MONTEIRO, 2001).

Sotchava (1977) afirma que a dinâmica dos fatores econômicos e sociais interfere na estrutura espacial e, conseqüentemente, formam uma nova paisagem, denominada “paisagem antropogênica”.

Para Rodriguez et al. (2013, p.20), com a consolidação da concepção ambiental, viu-se a necessidade de “integrar as correntes espacial (geográfica) e funcional (ecológica) ao estudar a paisagem”. E o conceito de “geossistema” proposto por Sotchava foi fundamental para essa integração.

A paisagem passa a ser concebida por Rodriguez (2013) como um geossistema, onde os componentes da natureza interagem com as partes do sistema, ou seja, o cósmico e a sociedade humana são interdependentes (RODRIGUEZ, 2013). A partir dessa visão, o autor propõe, no livro *Geoecologia das Paisagens*, alguns procedimentos metodológicos e práticos. Nesse contexto, a Geoecologia da Paisagem se enquadra como uma ciência ambiental que oferece contribuições essenciais ao conhecimento da base natural do meio ambiente, fornecendo fundamentos sólidos à elaboração de teorias e métodos para um planejamento sustentável e, ao mesmo tempo, compatível com o processo de desenvolvimento.

Em ambientes fluviais existe um mosaico vegetacional derivado das características hidrogeomorfológicas, atuantes como modeladoras da paisagem. A dinâmica constante desses ambientes escapa aos instrumentos de mensuração do pesquisador, pela falta de uma análise integrada de seus elementos. Nesse sentido, Rodriguez (2013) ressalta a importância dos modelos de estudo para a adequação de propostas baseadas na Geoecologia da Paisagem. Ab'Saber (2000), vê na base geológica das florestas ripárias e na dinâmica dos processos hidrogeomorfológicos componentes econômicos fundamentais para a proteção do meio ambiente.

Agostinho et al., (1996), numa visão mais ecológica, definem as planícies de inundação como áreas sujeitas a drásticas modificações em seus aspectos biótico e abiótico, decorrentes do regime de cheias. Essas áreas passam por uma alternância contínua de períodos de inundação e seca e, conseqüentemente, sofrem várias transformações nos habitats, que passam de lênticos para lóticos e voltam a lênticos; de terrestre para aquático e de volta para terrestre (ROCHA, 2002).

O fluxo de diversidade genética ou biológica e os processos sedimentologias disposto nos rios e nas planícies de inundação passam por modificações ocasionadas principalmente pelos eventos de inundação, um dos principais fatores de transformação do sistema.

As planícies de inundação desenvolvem-se às margens dos canais, sendo compostas por diques marginais. Em alguns pontos, acontece o rompimento desses diques, formando aberturas que permitem a entrada da água do canal nos locais mais baixos das planícies (CORRADINI et al., 2006). Rios que apresentam planícies de inundação são altamente complexos no sentido da hidrodinâmica, da conectividade e dos processos geoecológicos (ROCHA, 2002).

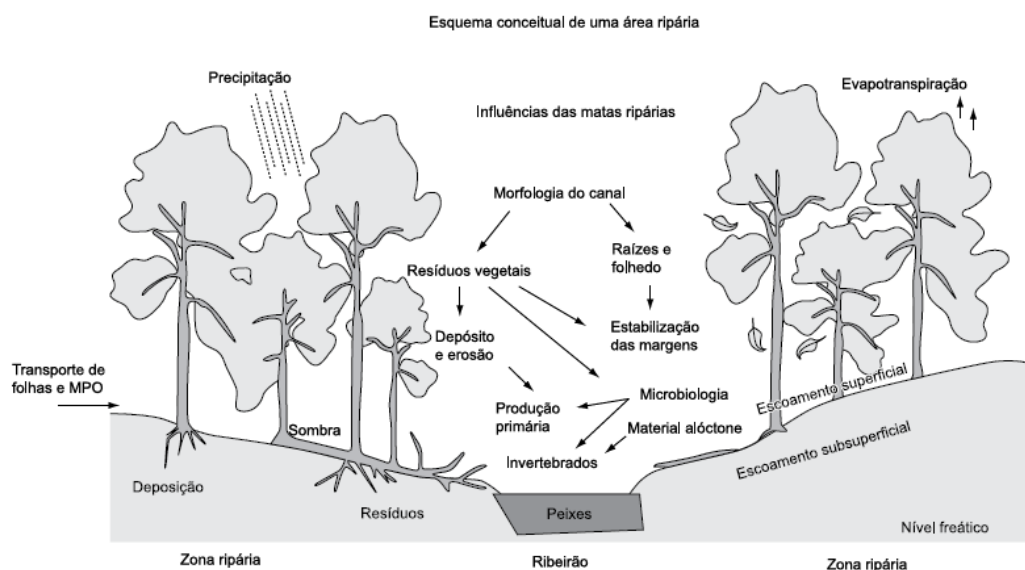
O ecossistema ripário, em sua integridade, inclui a dinâmica da zona ripária, sua vegetação e suas interações, além de promover estabilidade ao longo das margens dos canais,

equilíbrio térmico da água e formação e manutenção de corredores ecológicos (LIMA E ZAKIA, 2006). Suas funções vinculam-se também ao fornecimento de alimentos para a fauna aquática e terrestre e o desenvolvimento de espécies locais (SEDELL et al. (1980). É considerado, portanto, um ecossistema importante para os habitats terrestres e aquáticos (ROCHA, 2002).

Kobiyama et al. (2003) nos estudos sobre a vegetação, afirmam ser o termo “zona ripária” o mais adequado para nomear o espaço próximo ao corpos d’água, definindo-o como um espaço tridimensional que contém vegetação, solo e rio. Sua extensão é determinada pelo alcance da inundação, no plano horizontal, e do regolito até o topo da copa da floresta, na extensão vertical.

O autor concebe a expressão "vegetação ripária" como qualquer vegetação relacionada aos corpos d’água ou localizada nas suas margens. A vegetação ripária ocupa uma das áreas mais dinâmicas da paisagem, e a distribuição e formação das comunidades de plantas ripárias são reflexos do histórico de inundação (GREGORY et al., 1991). Na Figura 8 é possível entender os processos ligados à floresta ripária.

Figura 17 – Representação dos processos dependentes das florestas ripárias



Fonte: LIKENS (1992) e LIMA E ZAKIA (2001) apud TUNDISI E MATSUMURA TUNDISI (2010)

Nesse sentido, as vegetações ripárias ocupam áreas importantes para a preservação permanente, além de serem fundamentais para o equilíbrio biótico e abiótico do meio.

3.3.2 Legislação ambiental e Áreas de Preservação Permanente

As vegetações naturais distribuídas das margens dos cursos d'água recebem diversas denominações, como “mata ciliar”, “floresta ciliar”, “mata de galeria”, “vegetação ripária”, “mata aluvial” ou “várzea”. Segundo Ab'Saber (2000), as matas ciliares são formações florestais que se localizam ao longo dos cursos d'água. Na classificação do IBGE (1992), a vegetação que corre nos cursos d'água recebe distintos nomes, como “floresta ombrófila mista aluvial”, “formação ribeirinha”, “floresta estacional decidual aluvial”, entre outros.

As diversas nomenclaturas associadas à vegetação de cursos d'água não causam divergência à correta implantação das leis ambientais. No entanto, ao tratarmos a legislação nacional, é necessário ficarmos atentos às faixas marginais mínimas para a proteção de rios ou cursos d'água, pois a largura dessas faixas precisa contemplar o conjunto de interações e funções exercidas pela dinâmica do rio.

O Código Florestal Brasileiro, instituído em 15 de setembro de 1965, pela Lei nº 4.771, atribuiu às Áreas de Preservação Permanente (APPs) a função de conservar os recursos hídricos, a paisagem e os demais elementos do ambiente.

O Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) interpretou a verificação das faixas marginais de rios e cursos d'água nas APPs da seguinte forma: na Resolução 04/85 (revogada pela Resolução nº 303/02), o leito maior sazonal referia-se à calha alagada ou maior de um rio, ocupada nos períodos anuais de cheia; a Resolução Conama nº 303/02 passa a definir o nível mais alto como o ponto alcançado pela cheia sazonal do curso d'água perene ou intermitente.

Em 1986, a Lei n° 7.511 modificou o Código Florestal, ampliando a faixa de proteção, e isso se repetiu com as Leis n° 7.803/1989 e n° 12.651/2012. No entanto, as mudanças do novo Código Florestal quanto à proteção da vegetação nativa, determinadas pela Lei n° 12.651, de 25 de maio de 2012, alterada pela Lei n° 12.727, em 17 de outubro do mesmo ano, geraram vários conflitos entre as comunidades científica, ruralista e ambientalista.

As mudanças propostas no novo Código Florestal representam a conjuntura econômica brasileira atual, em que a pressão exercida sobre grandes áreas cultiváveis, a demanda dos mercados e o lucro imediato são prioridades, em detrimento da sustentabilidade e preservação dos recursos naturais para futuras gerações.

Ao tratar das APPs, no Artigo 3°, a Lei 12.651 reafirma a ideia de

Área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de proteger os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas (BRASIL, 2012).

A própria Lei se compromete ao dizer que as APPs incluem as áreas cobertas ou não por vegetação arbórea, com o que a legislação abre uma brecha para o desmatamento, quando a obrigatoriedade de vegetação em todos os rios existentes é que protegeria sua área.

No Artigo 4°, a Lei n° 12.727 reza que, nas faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene ou intermitente, excluídos os efêmeros, sejam preservadas as bordas da calha do leito regular, obedecendo também o entorno das nascentes e dos olhos d'água perenes, qualquer que seja sua situação topográfica, no raio mínimo de 50m.

Cabe esclarecer que os rios intermitentes representam cursos d'água que cessam seu fluxo durante um ou mais períodos do ciclo hidrológico, por isso, muitas vezes são confundidos com rios temporários ou efêmeros. Os temporários apresentam entrada de água

superficial durante vários meses, enquanto que o fluxo dos efêmeros pode permanecer constante por alguns dias ou semanas.

Assim, vale ressaltar que o novo Código não prevê a preservação dos cursos d'água efêmeros; daí abrirem-se brechas de interpretação, pois em anos de muita chuva, os rios efêmeros podem tornar-se temporários e, em períodos de seca, rios temporários podem tornar-se efêmeros (MEDEIROS, 2012).

Além disso, a demarcação das APPs se inicia, atualmente, a partir da calha do leito do rio regular. Conforme o Artigo 3º do novo Código, se *"deve preservar as matas ciliares partindo do leito regular, local onde correm regularmente as águas do curso d'água durante o ano"*. Nota-se que a demarcação sazonal é ignorada, como nos códigos anteriores, e as novas mudanças prejudicam os rios que possuem as zonas de vegetação ripária.

A Lei também determina que a vegetação de propriedades particulares situadas dentro dos limites das APPs deve ser mantida e, se suprimida, deve ser recomposta. No entanto, alguns cientistas afirmam que a nova Lei trouxe um retrocesso para a caracterização das faixas e funções da preservação dos corpos d'água, pois ela não atende às faixas de eficiência da vegetação, necessárias para a conservação dos recursos hídricos (ZANATTA, CUNHA e BOIN, 2014).

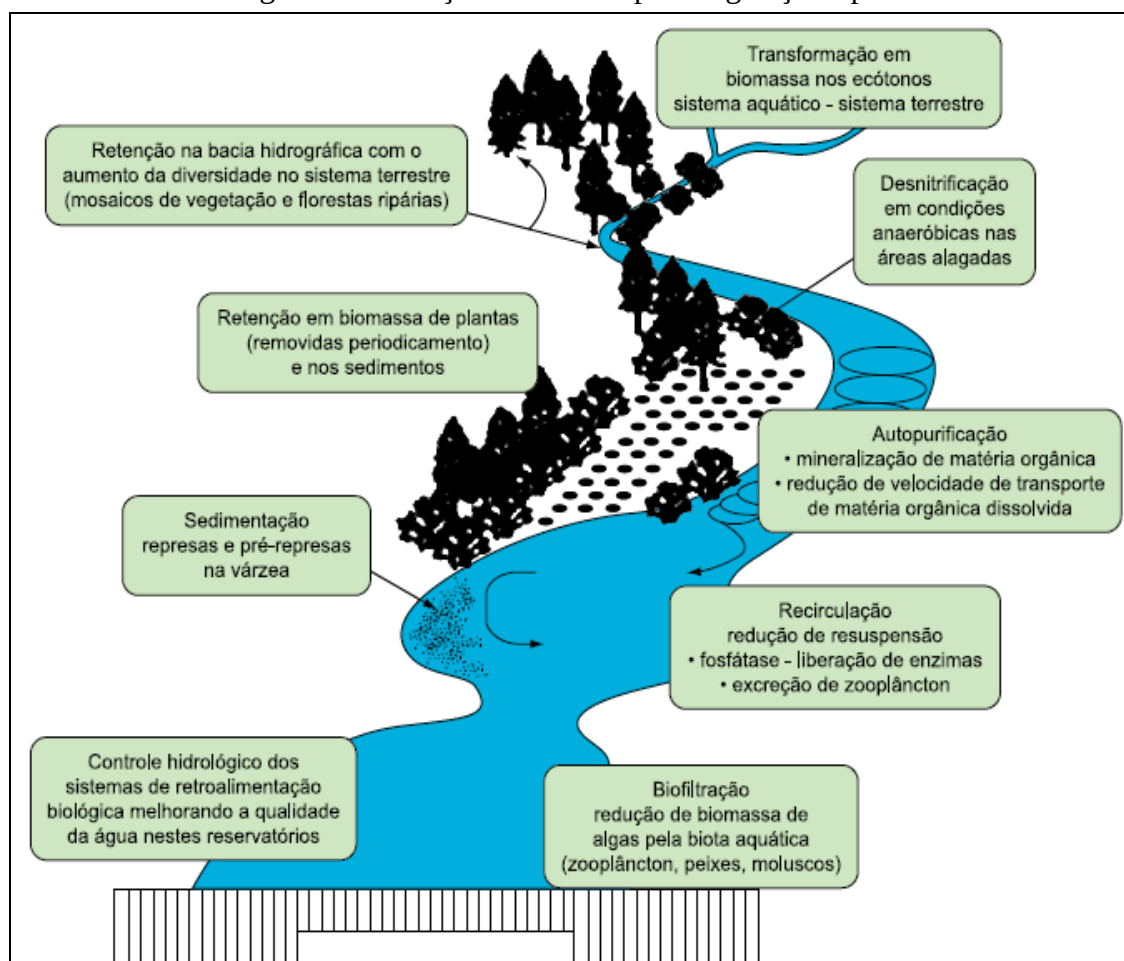
Segundo Medeiros (2012), a redução ou a remoção das matas ciliares dos rios intermitentes pode provocar o aumento do assoreamento, pois as raízes das plantas e a cobertura do solo contribuem para a sua sustentação. O autor também afirma que os nutrientes oriundos da vegetação ciliar formam uma parcela importante do carbono de origem ripária, que entra na rede alimentar aquática, dando sustentação à produção primária e secundária nesses rios.

O novo Código prejudica também as APPs de nascentes, definindo estas, em seu Artigo 3º, como “afloramento natural do lençol freático que apresenta perenidade e dá início a um curso d’água” e olho d’água como “afloramento natural do lençol freático, mesmo que intermitente”. O Código institui que as regiões sem olhos d’água bem definidos não precisam ser consideradas, esquecendo-se que existem áreas úmidas capazes de abrigar nascentes, as quais são denominadas “nascentes difusas”. Muitas delas são cobertas pela agricultura intensiva e acabam desaparecendo com o passar do tempo. Como Medeiros (2013) afirma, zonas úmidas de todo o mundo continuam a ser perdidas em ritmo acelerado, devido à poluição de fontes difusas ou pontuais, principalmente pela agricultura.

Assim, verificamos que a influência da dinâmica fluvial depende dos fatores geomorfológicos e das mudanças na paisagem. Nesse sentido, verificamos que a fragilidade da legislação conduz à necessidade de priorizar a proteção de determinadas regiões, que possam contribuir para compor um cenário de maior complexidade natural para a formação dos corredores ecológicos.

Ressaltamos a necessidade do aumento das APPs em áreas de vegetação ripária, cujo estreitamento da faixa pode condicionar grandes perdas ambientais, visto que essa vegetação colabora para fixação de carbono, conservação da biodiversidade, manter os processos evolutivos nos ecossistemas ripários e áreas alagadas, manter o ciclo hidrológico, a qualidade da água e promover a recarga do aquífero, conforme representado na Figura 9 (TUNDISI e TUNDIS MATSUMURA, 2010).

Figura 18 – Funções exercidas pela vegetação ripária



Fonte: ZALEWSKI (2000) apud TUNDISI E MATSUMURA TUNDISI (2010)

A nova Lei mantém as APPs, mas o ideal seria que ela determinasse o respeito aos limites das planícies de inundação, abarcando a área do leito sazonal e preservando, assim, a vegetação ripária e o fluxo de biodiversidade existentes no local.

Diante disso, Souza et al. (2003) defendem a necessidade da recuperação da vegetação ripária, o que demanda um conhecimento da topografia, do solo e da cobertura da terra. Por isso, Mascarenhas et al. (2009) citam a importância das imagens de satélites no monitoramento terrestre – ambiental das áreas degradadas e ameaçadas.

A partir desse esboço vimos a importância da delimitação dos corredores ecológicos em áreas que possuem vegetação ripária, pois ela é essencial na proteção e movimentação da

fauna e flora, promovendo o equilíbrio ecológico e contribuindo para o desenvolvimento sustentável, sobretudo onde há culturas agropecuárias em expansão.

CONSIDERAÇÕES

As transformações no meio natural ocasionadas pela ação antrópica nos impulsionaram a entender como a vegetação ripária responde a essas mudanças ao longo de sua cadeia e qual o respaldo da legislação para manter o equilíbrio dinâmico desses ambientes.

A vegetação ripária é considerada de extrema importância para os ecossistemas terrestres e aquáticos; sua retirada ocasiona sérios problemas na cadeia ecológica, como alterações no ciclo hidrológico e na cadeia alimentar dos animais, instabilidade do solo nas margens dos rios, aumento de processos erosivos, mau uso e ocupação da terra, entre outros.

O novo Código Florestal Brasileiro, que deveria ser mais rígido com a preservação dessas áreas, permite várias brechas de interpretação opostas ao que deveria ser exigido na legislação ambiental. Ou seja, está ocorrendo um retrocesso no que se refere à preservação das APPs, à valorização da faixa de eficiência da vegetação do leito sazonal e à conservação de nascentes e áreas úmidas.

É primordial para a recuperação dessas áreas que se estabeleçam políticas públicas e leis que promovam sua estabilidade e dos seus ecossistemas. Dados recentes da Política Nacional de Recuperação da vegetação nativa, conforme o Decreto nº 8.972, de 23 de janeiro de 2017, indicam como meta a recuperação das áreas de vegetação nativa até 2030, e isso inclui a recuperação de Áreas de Preservação Permanente. Ou seja, dá-se o início do processo de recuperação, mas é muito importante que haja a sensibilização da sociedade para os benefícios que podem surgir com a recuperação dessas áreas.

As medidas impostas pelas leis, reconhecendo a relevância da vegetação ripária, são fundamentais para que a população esteja ciente dos seus deveres com o meio ambiente. No entanto, o rigor na fiscalização também é essencial para promover o bem-estar da sociedade de forma geral.

REFERÊNCIAS

AB'SABER, Aziz Nacib. **Potencialidades paisagísticas brasileiras.** Boletim Geomorfologia, São Paulo, Inst. de Geografia da USP, n. 55, 1997

AB'SABER, A.N. **O suporte geocológico das florestas beiradeiras (ciliares).** In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. (Ed.). Matas Ciliares: conservação e recuperação. São Paulo: EDUSP/ FAPESP, 2000. p. 15-25.

_____. **Os Domínios da Natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas.** São Paulo: Ateliê Editorial, 2003..

AGOSTINHO, A.A. et al. **A planície alagável do alto rio Paraná: importância e preservação.** Upper Paraná floodplain river: importance and preservation. Maringá,PR: Eduem. 1996.

BECK, H.; SCHOENWALDT, P. **O último dos grandes.** Alexander von Humboldt. Bonn: Inter Naciones, 1999, 48 p.

BERTALANFLY, L. V. **General system theory foundations, development, applications.** 1901-1972. Tradução Francisco M. Guimarães. Teoria Geral dos sistemas: fudamentos, desenvolvimento e aplicações. Petrópolis, RJ. 2012.

RASIL. **Lei nº. 12.651, de 25 de maio de 2012.** Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências. Brasília: Palácio do Planalto. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm>. Acesso em: 05 out. 2015.

_____. **Lei nº. 12.727, de 17 de outubro de 2012.** Altera a Lei nº. 12.651 de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências. Brasília: Palácio do Planalto. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/L12727.htm>. Acesso em: 05 out. 2015.

_____. **Lei nº. 4.771, de 15 de setembro de 1965.** Institui o novo Código Florestal. Brasília: Palácio do Planalto. Disponível em:<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l4771.htm>. Acesso em: 05 out. 2015.

_____. **Lei nº. 7.511, de 7 de julho de 1986.** Altera dispositivos da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, que institui o novo Código Florestal. Brasília: Palácio do Planalto. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l7511.htm>. Acesso em: 05 out. 2015.

_____. **Lei nº. 7.803, de 18 de julho de 1989.** Altera a redação da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, e revoga as Leis nº.6.535, de 15 de junho de 1978, e 7.511, de 7 de julho de 1986. Brasília: Palácio do Planalto. Disponível em: b<http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l7803.htm>. Acesso em: 05 ago. 2014.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução Conama nº4, de 18 de setembro de 1985.**

_____. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 303, de 20 de março de 2002**

CORRADINI, F. A.; FACHINI, M. P. STEVAUX, J. C. Controle geomorfológico da Distribuição da vegetação riparia do Rio Paraná: Parte I - Unidades Geomórficas da Planície de Inundação. **Revista, UnG - Geociências** V.5, n.1, 13 - 21. 2006.

GREGORY, S. V.; SWANSON, F. J.; McKEE, W. A.; CUMMINS, K. W. **An ecosystem perspective of riparian zones. Focus on links between land and water.** BioScience, Washington, v. 41, p. 540- 551, 1991.

IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira.** Manuais técnicos em geociências. Rio de Janeiro: Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 1992. 92 p.

IBGE. 2012. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira. Série Manuais Técnicos em Geociências 1, 2ª edição revista e ampliada.** IBGE, Rio de Janeiro.

KOBIYAMA, M. **Conceitos de zona ripária e seus aspectos geobiohidrológicos.** In: SEMINÁRIO DE HIDROLOGIA FLORESTAL: ZONAS RIPÁRIAS, I, 2003, Alfredo Wagner. Anais... Pós-Graduação em Engenharia Ambiental – PPGEAUFSC, Florianópolis. 2003. Versão eletrônica.

KOBIYAMA, M.; GENZ, F.; MENDIONDO, E. M. **Geo-BioHidrologia.** FÓRUM GEO-BIO-HIDROLOGIA: ESTUDO EM VERTENTE E MICROBACIAS HIDROGRÁFICAS. 1998, Curitiba. Anais... Curitiba: Curso de Pós-Graduação em Solos – UFPR. 1998. Versão eletrônica.

LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. O papel do ecossistema ripário. In: LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. (Org.). **As florestas plantadas e a água:** Implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento. São Carlos: Rima, 2006, p. 77-87.

MASCARENHAS, M. H. T. et al. Flora infestante em pastagem degradada sob recuperação, pelo sistema de integração lavoura-pecuária, em região de cerrado. R. Bras. Milho Sorgo, v. 8, n. 1, p. 41-55, 2009.

MEDEIROS, E. S. **Redução de APPs compromete rios e biomas brasileiros.** 2012. Disponível em: <http://www.ihu.unisinos.br/entrevistas/512882-reducao-de-apps-compromete-rios-e-biomas-brasileiros-entrevista-especial-com-elvio-sergio-medeiros>. Acessado em; 22 de jan, de 2016.

MEDEIROS, J. de. DEUS. A demarcação de áreas de preservação permanente ao longo dos rios. **Revista Biotemas**, 26 (2); 261-270, junho de 2013

MONTEIRO, C. A. F. **A dinâmica climática e as chuvas no Estado de São Paulo.** Atlas. São Paulo: Universidade de São Paulo/Instituto de Geografia, 1973. 129 p

MONTEIRO, C. A. de. F. **Geossistemas a história de uma procura.** 2.ed. São Paulo, 2001.

PASSOS, M. M. dos. A raia divisória: geossistema, paisagem e eco-história. Maringá: Eduem, 2006- 2008.

PEDRAS, L. R.V. A paisagem em Alexander von Humboldt: modo descritivos dos quadros da natureza. Revista USP, São Paulo, n.46, p.97-114, junho/agosto, 2000. Disponível em: <http://www.usp.br/revistausp/46/08-luciaricotta.pdf>. Acessado em: 10 fev. 2015.

ROCHA, P. C. **Dinâmica dos canais no sistema rio-planície fluvial do Alto rio Paraná, nas proximidades de Porto Rico-PR.** Tese de doutorado em ecologia de Ambientes Aquáticos continentais. Departamento de Biologia, Universidade de Maringá, 2002.

RODRIGUEZ, C. A teoria geossistêmica e sua contribuição aos estudos geográficos e ambientais. **Revista do Departamento de Geografia**, São Paulo, Depto de Geografia, USP, nº 14, p. 69-77. 2001.

RODRIGUEZ, J. M. M. **Planejamento ambiental como campo de ação da geografia**. In: 5º Congresso Brasileiro de Geógrafos, 1994, Curitiba/PR. Anais... Curitiba: AGB, 1994, v.1, p.582-594..

RODRIGUEZ, J. M. M.; SILVA, E. V.; CAVALCANTI, A. P. B. **Geoeecologia das paisagens: Uma visão geossistêmica da análise ambiental**. 4.ed. Edições UFC, Fortaleza,CE, 2013.

RODRIGUEZ, J. M. M., SILVA, E.V., **Planejamento e Gestão Ambiental** . Fortaleza,CE: Editora UFC, Ceará 2013, 346p.

TELES, V. M. B. A (In)consciência dos Riscos Naturais em Meio Urbano. Estudo de Caso: O Risco de Inundação no Concelho de Braga. Tese de Doutoramento. Portugal: Uminho, 2010.

SALGUEIRO, T. B. **Paisagem e Geografia**. Finisterra, XXXVI, 72, p. 37-53, 2001. Disponível em http://www.ceb.ulg.pt/finisterra/numeros/2001-72/72_04.pdf. Acessado em: 2 maio 2014.

SALOMÃO, F.X.T. Erosão e a ocupação rural e urbana. In: 3º Curso de Geologia de Engenharia Aplicada a Problemas Ambientais. AGAMA-DIGEM: São Paulo/SP. Pág. 44-71. (1992).

SEDELL, L. R.; CUSHING, C. E. **The river continuum concept**. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, Ottawa, v. 37, p. 130-137, 1980.

SOTCHAVA, V. B. **O Estudo de Geossistemas**. Métodos em Questão nº 16, São Paulo: Instituto de Geografia/USP, 1977, p.01-52.

SOUZA, J. S. et al. **Análise das variações florísticas e estruturais da comunidade arbórea de um fragmento de floresta semidecídua às margens do Rio Capivari, Lavras - MG**. Árvore, Viçosa, MG, v. 27, n. 2, p. 185-206, 2003.

TUNDISI, J.G. e MATSUMURA-TUNDISI, T.M. **Impactos potenciais das alterações do Código Florestal nos recursos hídricos**. In: Biota Neotrop. 2010, volume 10 nº4: 67-76. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br/v10n4/pt/abstract?article+bn01110042010>

ZAKIA, M.J.B.; FERRAZ, F.F.B.; RIGHETTO, A.M.; LIMA, W.P. Delimitação da Zona Ripária em uma microbacia. In: LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. (Org.). **As florestas plantadas e a água**. São Carlos: Rima, 2006. p.89-106.

ZANATTA, F. A. S.; CUNHA, C. M. L. da; BOIN, M. N. Análise da aplicação do atual e antigo código florestal na Alta Bacia do Ribeirão Areia Dourada, Marabá Paulista (SP) (BR). **Caderno Prudentino de Geografia**, n.36, p.203-214, 2014.

**A
R
T
I
G
O
3**

4 – ANÁLISE DA FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM

Resumo: O conceito de estrutura da paisagem visa à medição e quantificação de paisagens sob determinados aspectos estruturais e espaciais, com seus respectivos valores de medição, os quais denominamos “medidas da estrutura da paisagem” ou “métricas da paisagem”. O objetivo deste capítulo é avaliar as mudanças na estrutura da paisagem do extremo Oeste paulista em 2010. Para isso, foram utilizados o Sistema de Informação Geográfica e métodos quantitativos, a fim de identificar o grau de retalhamento da paisagem e o isolamento dos fragmentos florestais remanescentes distribuídos na área, bem como suas possíveis correlações. Também utilizamos imagens Alos, sensor Avnir-2, bases cartográficas do IBGE e do Instituto Florestal de São Paulo e índices de Ecologia da Paisagem e os índices de estrutura da paisagem: área (CA), densidade, tamanho e variabilidade (MPS, NUMP, PSSD e PSCoV), de borda (TE e ED), de forma (MSI, AWMSI e MPFD). Como resultados, verificamos que a maior parte da área é recoberta por usos antrópicos, que representavam 71,97% no ano de 2010, e o restante está distribuído em áreas naturais (área úmida, ilha e fragmentos florestais). Existem algumas manchas de fragmentos florestais espalhadas ao longo de todo o extremo Oeste paulista, mas a maioria delas está próxima ou dentro das Unidades de Conservação. Ao analisar o índice CA, referente ao tamanho dos fragmentos, podemos identificar que os maiores percentuais estão concentrados na pastagem (42,51%), seguida pela agricultura (28,58%) e pelos fragmentos florestais (5,23%). O tamanho médio das manchas de fragmentos florestais encontradas é de 8,91ha, com muitas manchas pequenas, indicando que o ambiente passou por um processo de supressão vegetacional. O alto índice de MSI para as áreas úmidas é de extrema importância para a paisagem local, sendo que o padrão alongado e linear formado por vegetação rasteira com resquícios de Floresta Estacionária Semidecidual constitui um ambiente favorável para a formação de corredores ecológicos. Ao avaliarmos os índices de métrica de paisagem somente para as classes de área úmida e fragmentos florestais do ano de 2010, constatamos que o maior percentual de área de mancha de fragmento da paisagem (CA) encontra-se nas classes de tamanho muito pequeno (< 50 ha), os fragmentos pequenos (de 50ha a 200ha) possuem, aproximadamente, 26% de CA, os fragmentos médios (de 200ha a 600ha) possuem área de 22,09% de CA e a classe grande (> 600ha) possui a menor área 21,15% de CA. O índice de forma médio (MSI) e o índice de média ponderada da forma (AWMSI) conferem os seguintes valores para as classes de fragmentos: muito pequenos (entre 1,39 e 1,90), pequenos (entre 1,94 e 2,38), médios (entre 2,11 e 3,16) e grandes (entre 2,55 e 5,33). Esses dados indicam que o desvio de forma foge do padrão circular para outros formatos de geometria, como formas alongadas, sendo importante para identificar o relacionamento com o efeito de borda. Os índices analisados confirmam que a fragmentação da paisagem é expressiva, revelando que o desmatamento ao longo dos anos de ocupação propiciou a formação de um ambiente modificado, que sofre perturbações intensas ocasionadas pelo sistema agropastoril. A metodologia baseada nos índices de estrutura da paisagem, utilizando o SIG e técnicas de sensoriamento remoto, auxilia para uma melhor compreensão e análise da área de estudo.

Palavras-chave: fragmentação da paisagem, métrica da paisagem e sistema de informação geográfica

4.1 INTRODUÇÃO

Neste capítulo abordaremos a estrutura e a fragmentação da paisagem como instrumento espacial na qualificação e quantificação dos seus elementos. O estudo mostra-se relevante, haja vista que o arranjo espacial dos fragmentos da paisagem passa por interações e alterações constantes ao longo dos anos.

Os estudos da composição da paisagem e de seus respectivos arranjos espaciais mostram-se como reflexos gerados pela influência das mudanças históricas e modernas, nos âmbitos natural e antrópico (RICKLEFS, 2011).

Uma das ciências que têm contribuído para a compreensão desse novo arranjo espacial é a Ecologia da Paisagem, que se ocupa de analisar o meio ambiente, salientando a distribuição e a compreensão da dinâmica espacial, bem como os possíveis efeitos da ação humana na organização da paisagem (SOARES FILHO, 1998).

As paisagens são classificadas, segundo Dolfuss (1978) e Rodriguez et al. (2013), conforme o grau de intervenção antrópica, ou seja: paisagem natural é aquela que não teve nenhuma interferência humana; paisagem modificada é onde houve influência humana; e a paisagem cultural é onde se combinam a interferência contínua do Homem e o ambiente. Estas últimas são consideradas também como paisagens rurais, caracterizadas pelas atividades agropastoris ou urbanas, formadas pela aglomeração humana.

Para Soares Filho (1998), ao analisar uma paisagem, seja ela natural, modificada ou cultural, devemos levar em consideração as diferentes escalas dos elementos da paisagem, os quais aparecem como manchas ou retalhos, variando em tamanho, forma, tipo, heterogeneidade e outras características.

Segundo Volotão (1998), as paisagens são formadas por uma emenda de fragmentos, que recebem diversas denominações, como: “unidade da paisagem”, “componente da

paisagem”, “elemento da paisagem”, “célula da paisagem”, “ecótopo” (menor unidade possível da paisagem), “geótopo”, “fácies”, “*habitat*” e “geossistema”.

A estrutura da paisagem baseia-se numa matriz composta por um grupo de ecossistemas dominantes, contendo manchas ou fragmentos de outros ecossistemas, arrançados em padrões variáveis, conectados entre si ou isolados. As conexões entre os fragmentos são denominados “corredores ecológicos”, pois funcionam como meio de passagem entre um fragmento e outro. (FORMAN, 1995; HOBBS, 1997; PUTZ et al., 2001).

Estudos realizados por Bierregaard et al. (1992) demonstram que os efeitos biológicos e físicos da fragmentação da paisagem podem ser mal compreendidos. Por isso, é essencial que se analise o tamanho dos fragmentos, a estabilidade e a capacidade de transporte de espécies, além do efeito de borda, para que se tenha uma noção dos fatores que afetam os fragmentos da paisagem.

A observação, descrição e quantificação da estrutura da paisagem têm ajudado a identificar as mudanças ocorridas ao longo dos anos, as quais têm sido tomadas como objeto de estudo por vários pesquisadores, de diferentes áreas, entre elas, a Ecologia, a Geografia e a Biologia, a fim de diagnosticar o grau do retalhamento e isolamento dos fragmentos florestais remanescentes (LANG e BLASCHKE, 2009).

Neste trabalho, para a análise e a quantificação da estrutura da paisagem são utilizados diversos índices que permitem descrever o nível de igualdade ou fragmentação de uma paisagem. Segundo Volotão (1998) e Lang & Blaschke (2009), as diferentes métricas podem ser dispostas em oito grupos de parâmetros: 1) métricas de área; 2) de borda; 3) de forma; 4) de área núcleo (área core); 5) de contágio; 6) de mistura; 7) de vizinho mais próximo; e 8) de diversidade.

A obtenção de métricas ou índices de paisagem tem permitido realizar avaliações em diferentes escalas espaciais e temporais, o que contribui significativamente para o entendimento dos padrões e processos envolvidos na manutenção de paisagens fragmentadas, e para estabelecer estratégias que visem à conservação da biodiversidade (ALMEIDA, 2008).

De acordo com Volotão (1998), um estudo minucioso das métricas da paisagem é importante para a caracterização espacial de cada local. Mas é necessário que o pesquisador tenha um conhecimento apurado das métricas para saber interpretar o significado de cada variável.

Casimiro (2002) baseia-se firmemente na ideia de que os padrões dos elementos da paisagem (manchas – patches) influenciam forte e determinantemente as características ecológicas. Assim, ao quantificar a estrutura da paisagem, é importante entender as mudanças nela ocorrentes.

Nesse contexto, vamos analisar as mudanças da paisagem do extremo Oeste paulista, utilizando a quantificação da estrutura da paisagem.

4.2 OBJETIVOS

O objetivo geral deste capítulo é avaliar as mudanças na estrutura da paisagem do extremo Oeste paulista em 2010, usando o de SIG e aplicando métodos quantitativos, a fim de identificar o grau de retalhamento e o isolamento dos fragmentos remanescentes florestais distribuídos na área e suas possíveis correlações, por meio de índices de Ecologia da Paisagem.

4.3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

4.3.1 A estruturação da paisagem

Estudos demonstram que a Ecologia da Paisagem foi a precursora na exploração de técnicas e métodos para avaliar a paisagem. No entanto, a Geografia também possui um respaldo teórico e tecnicista nesse sentido, dispondo de métodos e técnicas favoráveis para tal avaliação. Ambas as ciências, portanto, são capazes de avaliar e testar sua metodologia quantitativa de análise espacial da paisagem.

O conceito de estrutura da paisagem visa à medição e quantificação de paisagens sob determinados aspectos estruturais e espaciais, com seus respectivos valores de medição, os quais denominamos “medidas da estrutura da paisagem” ou “métricas da paisagem”. Ao caracterizar tais medidas, deve-se levar em consideração os processos que atuam ou atuaram na determinação de suas mudanças estruturais (LANG & BLASCHKE, 2009).

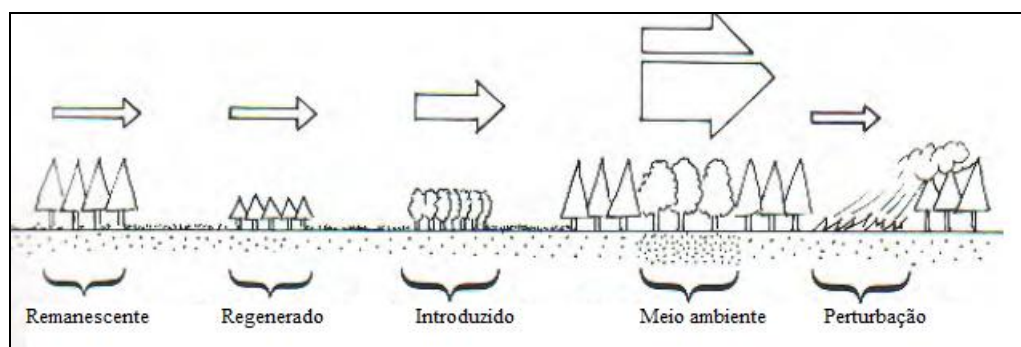
As várias formas de alteração no padrão espacial das paisagens resultam, predominantemente, das interações humanas, ou seja, derivam da extração de recursos naturais, do desenvolvimento de áreas agrícolas, da construção de cidades ou, ainda, da infraestrutura dos transportes (FORMAN & GODRON, 1986), fatores que ocasionaram a fragmentação e, conseqüentemente, provocaram alterações no aumento das taxas de extinção, no ciclo hidrológico, na degradação do solo e no declínio da qualidade do hábitat humano (SOARES FILHO, 1998).

A caracterização das estruturas da paisagem é elencada, segundo o conceito de “manchas”, em áreas, polígonos (*patches*), corredores (*corridors*) e matriz (*matrix*). A combinação desses elementos forma a variedade de mosaicos na terra, os quais são determinantes na caracterização ecológica ((FORMAN & GODRON, 1986 apud CASIMIRO, 2002).

As manchas são comunidades de plantas ou de animais, constituindo um conjunto de espécies (CASIMIRO, 2002). “Contudo, algumas manchas podem não apresentar vida, ou conter somente microrganismos, sendo então caracterizadas mais proeminentemente pela presença, por exemplo, de rocha, solo, pavimento ou edifícios” (FORMAN & GODRON, 1986, p.83).

Uma mancha (ou patch) é considerada uma área homogênea, não linear e que se diferencia da matriz na qual está inserida. Segundo Soares Filho (1998), existem quatro tipos de manchas que são definidas de acordo com suas origens ou mecanismos de atuação: manchas de perturbação, manchas remanescentes, manchas de distribuição de recursos ambientais e aquelas causadas pela alteração antrópica (CASIMIRO, 2002). É o que ilustra a Figura 19.

Figura 19– Tipos de manchas, sua origem e persistência A Paisagem original era Floresta de Coníferas. Dimensão da seta é proporcional à persistência (FORMAN, 1995, p.45 apud CASIMIRO, 2002, p.403).



Fonte: FORMAN, 1995, p.45 apud CASIMIRO, 2002, p.403

Casimiro (2002) descreve as manchas da seguinte forma:

- Manchas de perturbação – aquelas originárias de vários tipos de fenômeno, tais como distúrbios naturais, sobrepastoreio, exploração florestal, queimadas, praga de insetos, prática agrícola, entre outros (SOARES FILHO, 1998). Alguns tipos de manchas são dependentes da perturbação, principalmente quando tratamos de perturbações antrópicas. Na maioria dos casos, a fauna presente está adaptada ao regime de

perturbação, encontrando-se em equilíbrio com a matriz envolvente, como acontece bastante em áreas agrícolas.

Uma mancha de perturbação ocasiona mudanças significativas no padrão normal de um ecossistema ou paisagem.

- Manchas remanescentes – são áreas provenientes de vegetação natural, interrompidas por barreiras antrópicas ou naturais, as quais são capazes de diminuir o fluxo de genético de fauna e flora local, criando condições ambientais diferentes.
- Manchas de regeneração – formadas em áreas que sofreram perturbações e estão no estágio de recuperação. Exemplo disso são as montanhas abandonadas ou zonas agrícolas abandonadas, que se assemelham às manchas remanescentes, embora derivem de origens diversas.
- Manchas de recurso ambiental – áreas que não passaram por nenhum tipo de perturbação. Normalmente, encontra-se esse tipo de mancha em vales mais encaixados. O fluxo dinâmico de imigrações e extinção de espécies é muito baixo nessas áreas.
- Manchas introduzidas – são áreas que sofreram interferência humana e de organismos como plantas, animais.

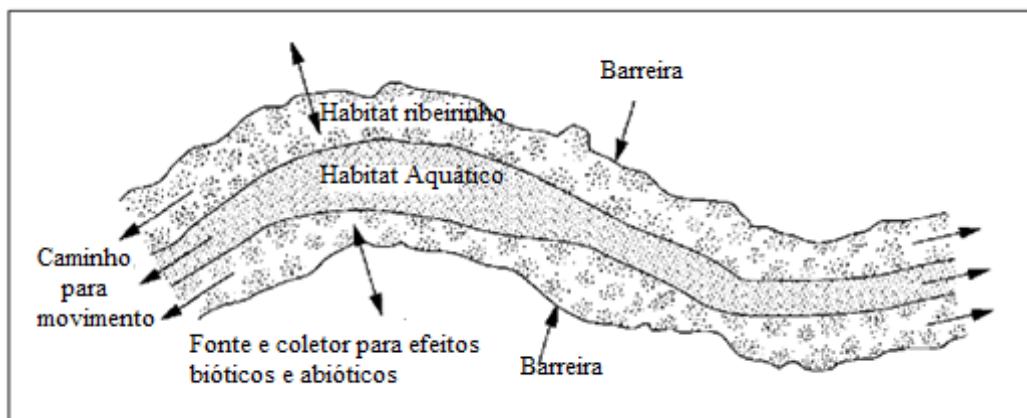
Segundo Ricklefs (2011), os corredores são faixas estreitas de hábitat que facilitam o movimento dos organismos entre os fragmentos adjacentes. Conectando as manchas de uma paisagem, propiciam o aumento de fluxo de genes e, conseqüentemente, da diversidade genética. No entanto, os corredores também podem facilitar o movimento de predadores, competidores e patógenos, em benefício de alguma espécie para conservação.

Os corredores de zonas ripárias, localizados ao longo de redes hidrológicas, atuam como zonas de amortecimento, realizando a filtração de sedimentos, o controle de erosão, a regulação da temperatura e a manutenção da qualidade da água, a proteção do

habitat de perturbações externas, o movimento de materiais e organismos e o fluxo de nutrientes (FORMAN, GODRON, 1986, p.146).

É o que representa a Figura 20:

Figura 20 – Diagrama de fluxo em zonas ripárias



Representação diagramática de um fluxo que ilustra quatro funções principais de um sistema articulado na paisagem. As zonas ribeirinhas e aquáticas fornecem um habitat para plantas e animais; fornecem caminho para o movimento de animais através do ambiente envolvente; representam uma barreira ou um filtro para os movimentos de certos animais e são uma fonte de travessia e interações com o ambiente circundante (BENNETT, 1990).

A função dos corredores é fornecer recursos suficientes para sustentar a residência de um indivíduo ou uma população, a fim de manter a continuidade das populações entre os habitats e a comunidade faunística, ao invés de apenas sustentar os movimentos frequentes dos indivíduos (BENNETT, 2003).

Segundo Forman & Godron (1986), existem diferentes tipos de corredores ecológicos que possibilitam a composição e recomposição da qualidade do habitat, cada um com sua origem específica: a) corredores de habitats naturais, como os rios associados à vegetação ripária, geralmente seguem os contornos topográficos e ambientais e são resultantes de processos naturais; b) corredores de habitats remanescentes, como fragmentos de floresta que não foram explorados dentro de uma área de desmatamento, ou de habitats naturais mantidos como ligação entre reservas naturais; e c) corredores de habitats de regeneração, resultantes de rebrota de uma faixa de vegetação que antes era limpa ou perturbada pela ação do homem.

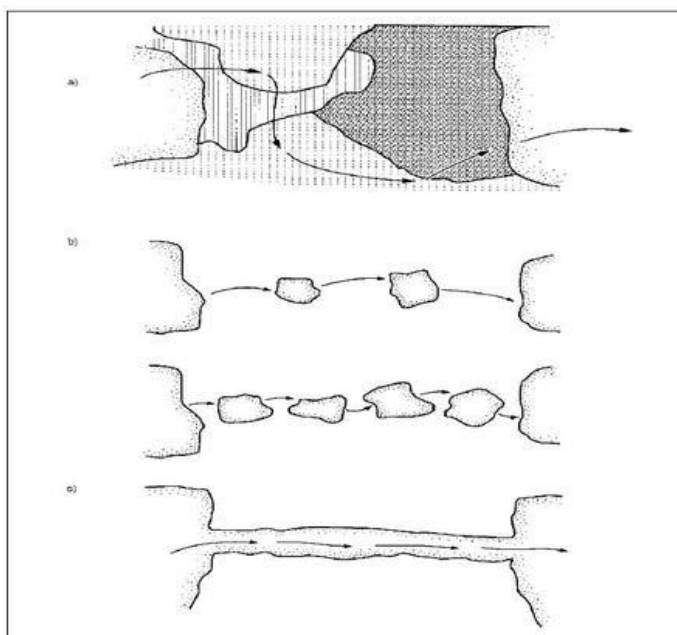
Para Forman & Godron (1986, p.205), a ocupação da paisagem deve ser planejada a partir dos conceitos espaciais de mancha e corredor. Importantes manchas de cobertura vegetal devem estar espacialmente conectadas, de modo a combater ou mitigar os efeitos da fragmentação.

Outro elemento importante é a matriz, considerada o elemento mais extenso da paisagem. É representada por uma superfície homogênea sobre a qual estão dispostas as manchas e os corredores, abrigando tipos de ecossistemas similares (FORMAN & GODRON, 1986). Portanto, a matriz é formada por uma variedade de habitats, que são influenciados pelo movimento de organismos e de materiais através da paisagem. “Uma matriz que contém habitats que são relativamente favoráveis às espécies promoverá o movimento de espécies entre os fragmentos mais favoráveis” (RICHKLEFS, 2011, p.478).

Alguns padrões espaciais na paisagem são considerados fundamentais para a conservação ambiental. As grandes manchas de vegetação nativa e suas possíveis conexões, através dos corredores ao longo dos cursos d’água, aos fragmentos de vegetação nativa de menor qualidade ecológica são determinantes para entender as mudanças que ocorrem no padrão espacial natural da paisagem e no equilíbrio dos ecossistemas (FORMAN & GODRON (1986).

A ligação entre os elementos de uma mesma classe estabelece, numa paisagem, um fator de conectividade, numa configuração de rede em que os corredores permitem o movimento e intercâmbio genético de animais e plantas, enquanto que as barreiras inibem tais trocas (SOARES FILHO, 1998, p.20). Diante disso, ao estudarmos os corredores, é necessário pensarmos na conectividade da paisagem, conforme Figura 21.

Figura 21 – Conectividade da paisagem



Conectividade da paisagem pode ser conseguida de três formas principais: (a) através da gestão de todo o mosaico paisagem para facilitar a circulação; (b) trampolins de várias dimensões e espaçamentos; ou (c) corredores ecológicos que forneçam uma conexão contínua de habitat favorável. (BENNETT, 2003).

A conectividade dos fragmentos da paisagem pode ser representada em três escalas: a local (a menos de 1km); a paisagem (de 1km a 10km); e a regional ou biogeográfica (de 100km e 1000km). Para que haja conexão entre espécies animais e processos ecológicos na escala de paisagem, um corredor adequado seria um rio com vasta vegetação ou uma ampla faixa delimitada para essa finalidade (BRIDGEWATER, 1987 apud BENNETT, 2003, p.60).

No entanto, é na escala da paisagem regional e continental que a conectividade é considerada particularmente importante na estratégia de conservação. Muitas propostas de manejo da terra estão sendo feitas, nessa escala, para conectar reservas de conservação ou desenvolver redes de reservas de conservação (HARRIS & SCHECK, 1991; KUBE, 1996).

A escala temporal também tem grande relevância para a conectividade da paisagem natural. Quando ocorrem mudanças bruscas no ambiente ou algum tipo de perturbação no ambiente circundante, principalmente em paisagens fortemente modificadas, o

comportamento das espécies animais tende a variar quantitativamente e elas podem até mesmo desaparecer do local (THOMAS, 1994).

A compreensão do arranjo espacial e temporal da paisagem auxilia na identificação dos processos atuantes em determinado instante, além de possibilitar a reflexão dos processos determinantes no seu desenvolvimento, sejam eles físicos, ecológicos ou físico-ecológicos.

Conforme Volotão (1998), a capacidade de quantificar a estrutura da paisagem é fundamental para o estudo das modificações dela, além de facilitar na compreensão de sua configuração, bem como da disposição das classes na paisagem.

4.3.2 As métricas da paisagem

A caracterização das métricas da paisagem visa identificar as origens ou os mecanismos causais das texturas ou padrões, para desenvolver modelos de paisagem (SOARES FILHO, p.22). Diante disso, é necessário que se analise a interação espacial e temporal dos padrões espaciais pelos métodos quantitativos.

Alguns autores que estudam a paisagem criaram métodos e índices que descrevem a configuração espacial da paisagem. Desses trabalhos, citamos os de Bowen & Burgess (1981), Forman & Godron (1986), Soares Filho (1998), Lang & Blaschke (2009) Casimiro (2002), entre outros. A seguir, abordaremos algumas medidas da estrutura da paisagem.

4.3.2.1 Métrica relativa a áreas

A métrica relativa à área (*patch*) é considerada a medida da estrutura mais próxima da realidade e mais difundida entre os pesquisadores, e, por isso, talvez seja a mais importante,

haja vista que muitas outras medidas são efetuadas direta ou indiretamente sobre ela (FORMAN & GODRON, 1986).

A área total de uma classe é calculada somando-se todas as áreas de manchas de uma determinada classe numa paisagem. O atributo espacial “área” possui uma grande importância na ecologia, principalmente quando relacionado com outros atributos (LANG & BLASCHKE, 2009).

Para Bennett (2003), a área é um forte parâmetro para medir a diversidade de habitats: a relação espécie-área indica que as áreas maiores abrigam mais espécies do que as menores. Argumenta, também, que os habitats mais largos são benéficos no quesito espaço e na disponibilidade de alimentos para as espécies.

A perda de espécies em ambientes fragmentados da paisagem é mais evidente em áreas que possuem a redução do tamanho de fragmentos de extensões maiores, para dois ou mais blocos isolados de tamanhos menores. Existem, também, evidências de que as áreas menores geralmente suportam menos espécies do que as maiores áreas do mesmo tipo de vegetação (BENNETT, 2013).

4.3.2.2 Métrica relativa ao tamanho das manchas

A área de cada mancha tem influência direta no nível de energia e troca de nutrientes disponíveis, além de determinar o fluxo de espécies (CASIMIRO, 2002). De acordo com Forman (1995, p.47), os benefícios ecológicos das manchas grandes e pequenas podem ser sintetizados da seguinte forma:

4.3.2.3 Manchas grandes

- Proteção da qualidade da água para aquíferos e lagos;
- Conectividade de uma baixa ordem na rede de drenagem, bom para movimento geral e para as comunidades piscícolas;
- Hábitat capaz de sustentar populações de espécies interiores (de manchas);
- Hábitat interior núcleo e área de fuga para grandes vertebrados;
- Fonte de espécies em dispersão na matriz;
- Proximidade de micro-hábitat para espécies multi-hábitat;
- Regimes de perturbação próximos do normal. Algumas espécies que evoluíram e requerem perturbação vivem, sobretudo, nas margens;
- Efeito tampão contra processos de extinção durante modificações ambientais.

4.3.2.4 Manchas Pequenas

- Hábitat e pontos de passagem para dispersão de espécies; recolonização após extinção de espécies interiores;
- Alta densidade de espécies e grande dimensão das populações de margem;
- Heterogeneidade da matriz que reduz a amplitude dos processos (e.g. a erosão) e permite refúgio dos predadores;
- Hábitats para espécies restritas a pequenas manchas. Algumas espécies não persistem em manchas grandes;
- Protegem pequenos hábitats dispersos e espécies raras.

O índice de manchas indica a heterogeneidade de um hábitat e auxilia na determinação espacial do número de subpopulações dispersas. Quanto maior o número de manchas, maior será a resistência potencial à propagação de perturbações (doenças, fogo, entre outras); assim,

podem as manchas persistir mais facilmente do que se o seu número fosse reduzido (CASIMIRO, 2002).

Para Figueiró (2015, p.138), quanto menor o tamanho dos fragmentos, maior a quantidade proporcional de borda por unidade de área do hábitat.

O tamanho médio dos fragmentos (MPS) é um bom indicador do grau de fragmentação. Calcula-se o número de fragmentos a partir da área total ocupada pela classe. Isso indica que as paisagens que apresentarem os menores índices para o tamanho médio de fragmentos devem ser consideradas mais fragmentadas (MCGARIGAL et al., 2002).

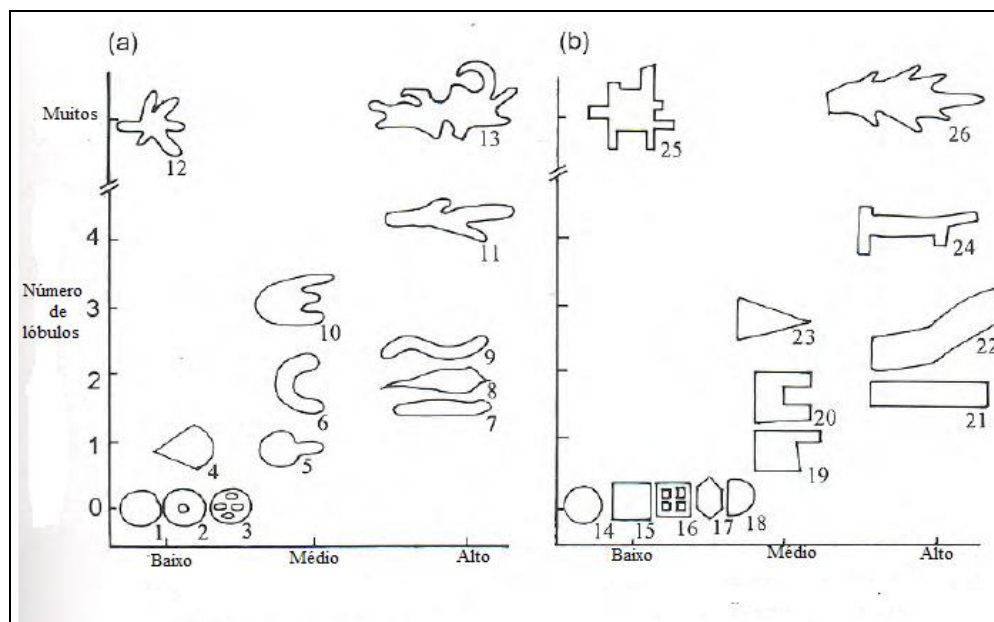
Segundo Odum (1983) e Soares Filho (1996), o tamanho das manchas determina a circulação de nutrientes, bem como a distribuição e quantidade de espécies na paisagem. A riqueza de espécies tem a tendência de diminuir à medida que a área do fragmento fica menor (FORMAN et al. 1976).

4.3.2.5 Métrica relativa à forma

De acordo com Casimiro (2002), a forma da mancha está diretamente relacionada ao efeito de margem, ou seja, quanto mais irregular, maior será a extensão de áreas de margem. As manchas alongadas são mais favoráveis para o funcionamento de corredores, pois abrigam maior diversidade no interior, e as manchas circulares, por sua vez, possuem maior diversidade de espécies e menos barreiras no seu interior (CASIMIRO, 2002).

O autor afirma que a forma das manchas se correlaciona à intensidade da ação antrópica, ou seja, quanto mais lineares e angulares são as margens, maior é a atuação da ação humana no elemento da paisagem. A Figura 22 apresenta alguns exemplos de formas naturais e antrópicas.

Figura 22: Formas de manchas na paisagem, ordenadas por origem e forma



FORMAN 1995, p.117 apud CASIMIRO, 2002a

Como se nota, as formas das manchas na paisagem são representadas em: a) Manchas naturais; e b) Manchas de origem humana (geométricas). Em A, temos: 1) Pântano; 2) Vertente em torno de um topo; 3) Perturbação no interior de uma mancha; 4) Delta; 5) Deslizamento, avalanche, mancha de floresta ao longo de curso de água; 6) Lago de origem glacial em forma de ferradura ou leito abandonado (duna barkan); 7) Área úmida; 8) Ilha num rio; 9) Manchas florestais ao longo de linha de água ou rio; 10) Topo com coada de lava; 11) Manchas florestais ao longo de rio com tributários; 12) Vegetação num topo estendendo-se pelas cumeadas adjacentes, perturbação por pisoteio de mamíferos em volta de um ponto de água; 13) Perturbação devida a incêndio; e 14) Povoação em torno de um poço. Em B, temos 15) Corte de um lote de árvores em florestas; 16) Manchas de árvores em terreno agrícola; 17) Padrões de uso e cobertura da terra em torno de uma localidade central; 18) Pequena barragem numa exploração agrícola; 19) Mancha de árvores em terreno agrícola; 21) Campo cultivado; 22) Pista de Esqui; 23) Campo cortado diagonalmente por estrada posterior; 24) Mancha de árvores na área de intersecção de várias explorações agrícolas; 25) Vila ou cidade

em crescimento ao longo dos principais eixos de transporte; 26) Albufeira de uma barragem (FORMAN, 1995, p.117 apud CASIMIRO, 2002a).

O índice de forma, para Lang e Blaschke (2009, p.269), possibilita avaliar a complexidade da forma de uma mancha, por meio da comparação com uma feição padrão, ou seja, quanto mais a forma do elemento da paisagem se desviar do padrão redondo, maior será o valor do índice de forma.

4.3.2.6 Métricas relativas a bordas

A substituição de grandes áreas de vegetação natural por ecossistemas diferentes, como pastagens e agricultura, acarreta a criação de fragmentos isolados, inseridos numa matriz antrópica (FORMAN & GODRON, 1986).

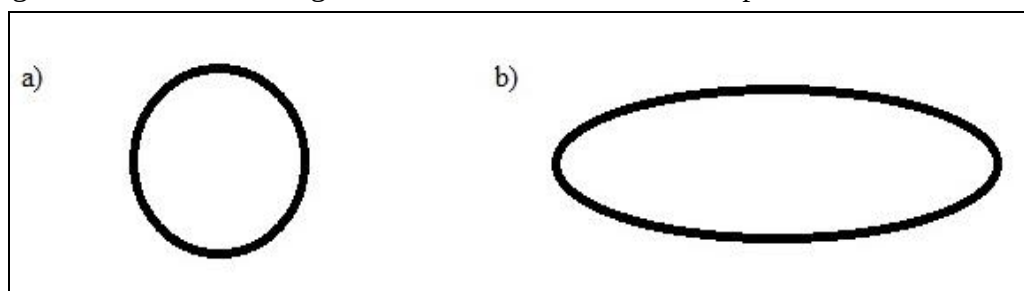
Os fragmentos florestais formam uma borda que está diretamente em contato com a matriz antrópica, promovendo alterações nos parâmetros físicos, químicos e biológicos dos sistemas ambientais. São os chamados de “efeitos de borda” (WIENS et al. 1993; PRIMAK & RODRIGUES, 2001).

Segundo Murcia (1995), os efeitos de borda podem ser divididos em “abióticos”, “biológicos diretos” e “biológicos indiretos”. Os primeiros envolvem mudanças ambientais onde a faixa de influência das bordas é mais exposta ao vento, às altas temperaturas, à baixa umidade e à alta radiação solar (REDDING et al., 2003). Já os efeitos biológicos diretos envolvem mudanças na distribuição de espécies provocadas pelos fatores abióticos nas proximidades das bordas. Os efeitos biológicos indiretos, por fim, compreendem alterações na forma de interação entre as espécies, tais como predação, parasitismo etc. (GALETTI, et al., 2003).

O comprimento, ou densidade de borda, é relevante para a concepção de “ecótono”. Ele é calculado utilizando a área correspondente ao seu perímetro. Nos modelos de dados vetoriais, obtém-se o perímetro pela somatória dos segmentos da fronteira do polígono. De fato, os:

"fragmentos de habitat tem diversos tamanhos e formas. Os fragmentos de diferentes formas têm diferentes razões de borda para interior. Um fragmento circular contém a quantidade mínima de borda, enquanto um longo e esguio, de mesma área, teria uma proporção muito mais alta de borda" (RICHKLEFS, 2011. p.477)

Figura 23 – Forma do fragmento e sua influência de borda para o interior de hábitat



a) Um fragmento circular tem uma quantidade baixa de borda. b) um fragmento de forma elíptica tem duas vezes a quantidade máxima de borda.

Org: Santos (2016), adaptado de RichkLEFS (2011).

Várias pesquisas indicam que diferentes efeitos de borda, sejam eles físicos ou biológicos, podem afetar direta ou indiretamente a vida selvagem (HARRIS, 1988; BIERREGARD et al., 1992 e MURCIA, 1995). O efeito de borda favorece alterações nas condições climáticas e no nicho das espécie que habitam as áreas de transição, as quais se tornam susceptíveis à colonização de espécies pioneiras capazes de modificar a composição florística e faunística desses ambientes(FIGUEIRÓ, 2015).

4.3.2.7 Dimensão fractal

A dimensão fractal tem a função de medir a relação entre áreas interiores e áreas de borda das manchas, evidenciando a extensão dos hábitats ou ambientes de margem presentes

em uma paisagem. Quanto mais extensas as áreas de margem, menor a resistência da paisagem a um evento de perturbação (SOARES FILHO, 1998).

Se a paisagem é composta por formas geométricas simples, como quadrados e retângulos, a dimensão fractal tende a ser pequena, aproximando-se de 1. Mas se a paisagem abriga muitos fragmentos de formas variadas e complexas, a dimensão fractal será grande (KRUMREEL et al., 1987).

Alguns autores, como Forman & Godron (1986) e Soares Filho (1998), sugerem que, ao aplicar os índices, é necessário considerar sua interdependência e eficiência. Para isso, recomendam a seleção de um grupo menor de índices, que seja capaz de capturar os importantes aspectos da heterogeneidade da paisagem.

Para Forman & Godron (1986) e O'Neill et al. (1988), o fator topográfico possui forte influência no controle da forma, do número de manchas e do tamanho de remanescentes florestais.

Outro fator que influencia na dimensão fractal é o grau de modificação da paisagem pelo homem. Nesse aspecto, as áreas agrícolas assumem, em geral, geometria mais simples, resultando em um baixo valor de dimensão fractal, enquanto as florestas possuem formas mais complexas e, conseqüentemente, uma alta dimensão fractal (O'NEILL, 1988).

4.3.4 A quantificação da paisagem usando um Sistema de Informação Geográfica (SIG) e Sensoriamento Remoto

Abordagens da Ecologia da Paisagem, com técnicas de sensoriamento remoto e uso do Sistema de Informação Geográfica (SIG), são necessárias quando o desafio é quantificar os mosaicos da paisagem no tempo e no espaço.

A identificação das tendências dos padrões da paisagem fornece um conjunto de indicadores fundamentais para avaliar o status ecológico e as disposições em escalas variadas, admitindo comparações entre diferentes tipos de risco ecológico na paisagem, tais como erosão, prejuízo da produtividade do solo, perda da função hidrológica e da biodiversidade (JENSEN, 2011). Nesse sentido, o SIG auxilia na identificação dos parâmetros explicativos do uso da cobertura vegetal através de uma análise estatística (LANG e BLASCHKE, 2009).

Os indicadores essenciais para monitorar a integridade da paisagem são os seguintes: “composição e padrão da cobertura vegetal terrestre, distribuição e extensão da mata ciliar, água subterrânea, padrão de vigor da vegetação, grau de limitações biofísicas e potencial de erosão” (JONES et al., 1998 apud JENSEN, 2011, p. 397).

As métricas de paisagem, associadas ao SIG e ao Sensoriamento Remoto no monitoramento da vegetação em manchas da paisagem, são componentes essenciais em avaliações de ecossistemas e têm sido bastante utilizadas em estudos ecológicos.

4.4 MATERIAIS E PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

4.4.1 Materiais

Para a realização deste trabalho recorreu-se a imagens Alos, sensor Avnir-2, com resolução de 10m, composição colorida 2R (0,52 – 0,60 μ m) 4R (0,76 – 0,89 μ m) 3B (0,61 – 0,69 μ m), de fevereiro de 2010, adquiridas no laboratório de Gadis/Unesp – Presidente Prudente. As bases cartográficas foram adquiridas no site do IBGE, e os dados das unidades de conservação, no Instituto Florestal de São Paulo. Todas as etapas de trabalho foram executadas nos *softwares* ArcGis 10.3. e Excel.

4.4.2 Procedimentos Metodológicos

A execução do trabalho seguiu as etapas ora descritas.

Para identificar o grau de retalhamento da paisagem e o isolamento dos fragmentos florestais remanescentes distribuídos na área, fizemos a composição colorida RGB, 2R (0,52 – 0,60 μ m) 4R (0,76 – 0,89 μ m) 3B (0,61 – 0,69 μ m) e elaboramos o mosaico das imagens analisadas para unir as imagens referentes a área de estudo. Em seguida, preparamos uma chave de fotointerpretação (Quadro 3) para identificar os usos existentes na área pesquisada. Feito isso, procedemos à segmentação da imagem, a fim de separar e identificar as classes mapeadas. Para refinar o processo de mapeamento, nos servimos da técnica de interpretação visual para abstrair as classes de uso e cobertura da terra.. Para verificar a acurácia do mapeamento, realizamos trabalhos de campo, com o intuito de averiguar e validar as classes mapeadas.

Os usos foram organizados nas seguintes classes: área úmida; ilha; fragmentos florestais; pastagem; agricultura; silvicultura; e mancha urbana.

Em seguida, quantificamos a área de cada fragmento florestal, a fim de comparar os tamanhos dos diversos fragmentos encontrados na área. Logo, foi realizado o cálculo das métricas da paisagem, através da extensão *Patch Analyst*, adaptada para o *software ArcGis*. Ela possibilita realizar análise espacial de fragmentos da paisagem, calculando o índice estatístico da estrutura da paisagem. As métricas obtidas são bastante utilizadas em estudos de Ecologia da Paisagem e Biogeografia, para tratar assuntos como área, densidade, tamanho, borda e forma (MCGARIGAL e MARKS, 1995; LANG & BLASCHKE, 2009), conforme Quadro 8.

Após organizar as tabelas no *software Excel*, o próximo passo foi identificar os fragmentos florestais. Optamos, então, por separar os fragmentos de área úmida e os de vegetação do ano de 2010, nas seguintes classes de tamanhos: muito pequenos (< 50ha);

pequenos (50ha – 200ha); médios (200ha – 600ha); e grandes (> 600ha). Para isso, utilizamos o critério de agrupamentos naturais inerentes aos dados, os quais os intervalos de classes são identificados e agrupados conforme a semelhança de valores e diferença entre eles.

Em seguida, foram calculadas as métricas das manchas da paisagem, utilizando o Mapa de fragmentos florestais de 2010. Por fim, os dados foram organizados no *Excel*.

Quadro 8 – Índices de Ecologia da Paisagem utilizados para identificar os fragmentos da paisagem, gerados no *Patch Analyst*.

Estrutura da paisagem	Métrica (unidade)	Siglas em Inglês	Definição
Métricas de Área	Área de todas as manchas da Classe (ha)	CA	Área de todos os fragmentos de cada classe
Métricas de Densidade, Tamanho e Variabilidade	Tamanho médio da mancha dos fragmentos (ha)	MPS	Média aritmética do tamanho de todos os fragmentos de cada classe
	Número de manchas dos fragmentos	NUMP	Número total de fragmentos
	Desvio Padrão do Tamanho das manchas dos Fragmentos (ha)	PSSD	Desvio padrão de todos os tamanhos de fragmentos de cada classe
	Coefficiente de variação do tamanho da mancha	PSCoV	Desvio Padrão do tamanho da mancha dividido pelo tamanho médio da mancha, multiplicado por 100
Métricas de Borda	Total de Bordas da Paisagem (m)	TE	Extensão total das bordas da paisagem
	Densidade das Bordas (m/ha)	ED	Densidade do total de bordas de cada classe em relação a área total
Métricas de Forma	Índice de Forma	MSI	Médias das formas dos fragmentos da paisagem
	Índice Média ponderada de Forma	AWMSI	Média ponderada das classes pela área total
	Dimensão fractal da mancha média	MPFD	Os valores se aproximam de 1 para formas de perímetros simples e 2 para as formas mais complexas

Fonte: Adaptado de McGarigal & Marks, 1995; Lang & Blascke, 2009
Org: SANTOS, C.R. (2016).

4.5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

A análise das mudanças na estrutura da paisagem aqui apresentada serviu como base para entendermos o processo de ocupação da área estudada, permitindo identificar o grau de

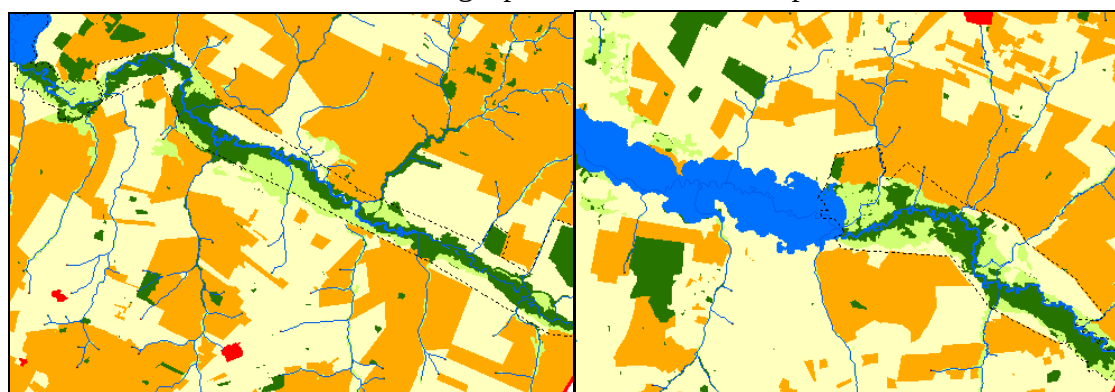
retalhamento e isolamento dos fragmentos remanescentes, bem como suas possíveis relações de conectividade, através dos índices de Ecologia da Paisagem.

Como vimos no capítulo 3, a maior parte do extremo Oeste paulista (71,97%) é recoberta por usos antrópicos no ano de 2010, enquanto que o restante da superfície é composta por área úmida, ilha e fragmentos florestais.

Esses valores da distribuição espacial permitem inferir que as áreas antrópicas estão distribuídas de forma contínua, caracterizando-se como uma matriz. Por outro lado, as áreas naturais estão mais próximas às planícies de inundação ou a córregos d'água, constituindo as *patches*: manchas de fragmentos da paisagem.

Existem algumas manchas de fragmentos florestais espalhadas ao longo de todo o extremo Oeste paulista, mas a maioria se encontra disposta perto ou dentro das Unidades de Conservação (UCs), do Parque Estadual Aguapeí e Peixe e da Reserva Particular do Patrimônio Natural do Aguapeí, localizadas nas planícies de inundação (Figura 24).

Figura 24 – Matriz antrópica com presença de fragmentos florestais no entorno dos Parques Estaduais do Aguapeí e Rio do Peixe, respectivamente



A - Foz do Rio Aguapeí

B - Foz do rio do Peixe

Autor: SANTOS, C.R (2016)

Os índices da estrutura da paisagem apresentados na Tabela 8 permitem avaliar as condições dos fragmentos em relação à distribuição espacial no ano de 2010.

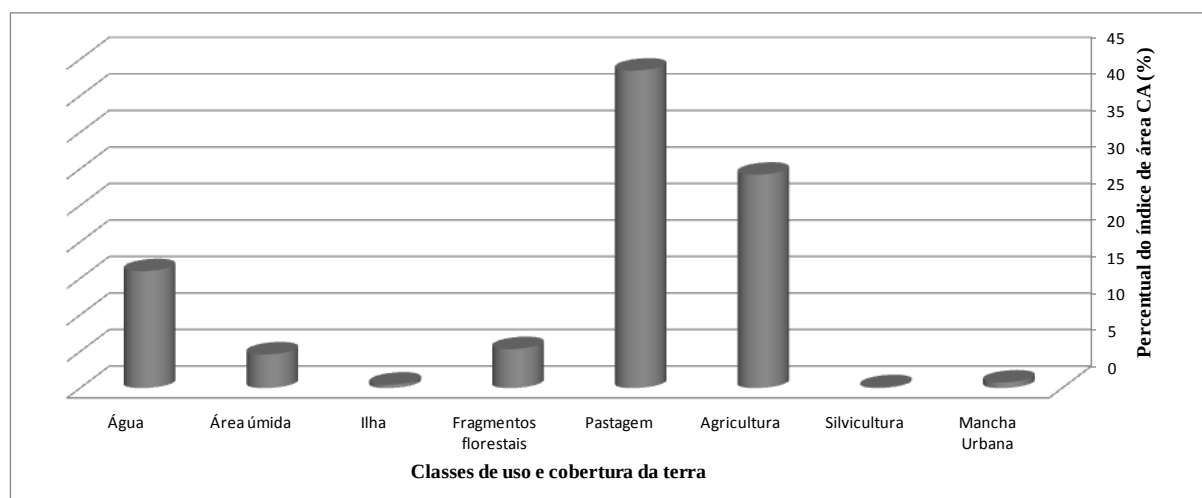
Tabela 8 – Cálculo do índice de Ecologia da Paisagem para as classes de uso e cobertura da terra de 2010

Estrutura da paisagem	Índice	Unidade	Uso e cobertura da terra - 2010								Todas as Classes
			Água	Área úmida	Ilha	Fragmentos florestais	Pastagem	Agricultura	Silvicultura	Mancha Urbana	
Área	CA	Hectares (ha)	128353,77	37022,30	3795,94	42850,81	348589,74	234339,39	1040,54	6183,16	802175,65
Densidade e tamanho	MPS 2010	Hectares (ha)	573,01	29,74	632,66	8,91	755,78	350,53	74,32	229,01	110,73
	NUMP	Adimensional	224,00	1245	6	4810	448	640	14	27	7416,00
	PSSD 2010	Hectares (ha)	4804,77	115,73	960,67	54,09	2477,13	874,36	153,04	386,62	1145,02
	PSCoV 2010	Porcentagem	838,52	389,17	151,85	607,12	327,76	249,44	205,90	168,82	1034,09
Borda	TE	Metros (m)	1428303,20	5824554,65	70606,56	5978520,73	8550207,60	5677129,76	48395,46	188037,43	28069857,58
	ED	m/ha	1,74	7,09	0,09	7,28	10,41	6,91	0,06	0,23	34,18
Forma	MSI-2010	Adimensional	2,47	2,66	1,74	1,53	2,17	1,65	1,46	1,47	1,79
	AWMSI-2010	Adimensional	2,18	4,76	1,55	3,49	4,13	2,27	1,49	1,91	3,23
	MPFD-2010	Adimensional	1,38	1,52	1,25	1,38	1,32	1,27	1,26	1,24	1,39

CA (Área de todas as manchas da classe); MPS (Tamanho médio da mancha); NumP (Número de manchas); PSSD (Desvio padrão do tamanho da mancha); PSCoV (Coeficiente de variação do tamanho da mancha); TE (Total de bordas); ED (Densidade de Borda); MSI (Índice de forma médio); AWMSI (Índice de forma de área média ponderada) e MPFD (Dimensão fractal da mancha média).

Ao analisar o índice CA (Gráfico 1), que informa o tamanho das classes, podemos identificar que, em 2010, os maiores percentuais estão concentrados na pastagem (42,51%), seguidos pela agricultura (28,58%) e pelos fragmentos florestais (5,23%).

Gráfico 1 – Índice de área de todas as manchas da paisagem de uso e cobertura da terra de 2010



Autor: SANTOS (2016)

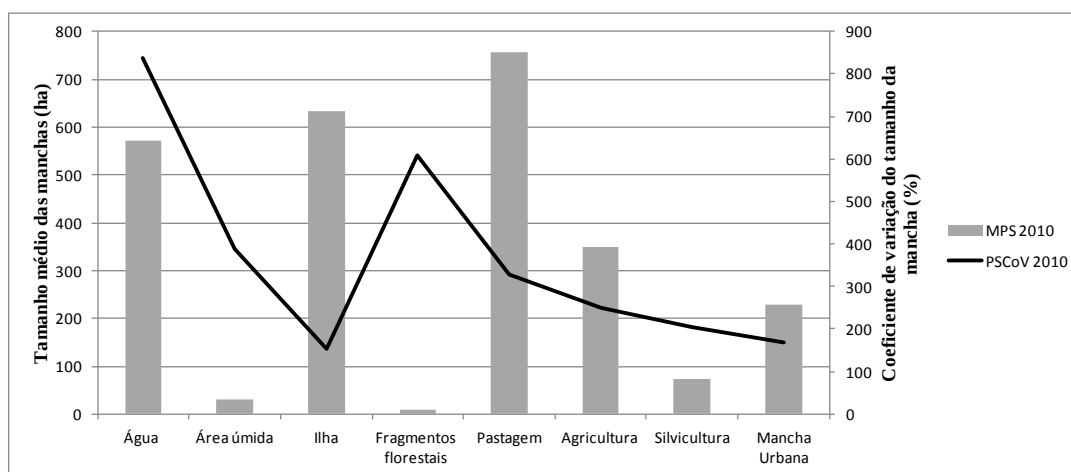
De acordo com Pinto et al. (2005), quando a pastagem é bem manejada, pode oferecer proteção do solo durante o ano todo, ao contrário das culturas agrícolas, que expõem o solo na época do plantio. A pastagem só passa a ser problema quando uma matriz circundante é exposta a práticas inadequadas de manejo, como compactação do solo, superpastejo e grandes áreas de solo exposto (PINTO et al., 2005).

Em 2010, os fragmentos florestais apresentavam-se rodeados, em grande parte, por áreas agrícolas, principalmente por plantações de cana-de-açúcar. Essas áreas sofreram processos intensos de modificação (solo exposto, plantio, colheita), que afetaram diretamente a proteção do solo.

Ao analisar cada classe separadamente (Gráfico 2), podemos verificar que o tamanho médio das manchas (MPS) é maior na classe de pastagem (755,78ha), ao passo que o tamanho médio das manchas para fragmentos florestais é de 8,91ha, com um grande número de manchas pequenas, indicando que o ambiente passou por um processo de supressão vegetal.

As métricas de bordas (Tabela 8) estão relacionadas ao perímetro/área do fragmento: o índice (TE) refere-se à densidade do total de bordas e o índice (ED), à densidade do total de bordas em relação à área total, mostrando, assim, o grau de fragmentação do ambiente. No ano analisado, ressaltou-se que o (TE) mede 28.069.857,58m e o (ED), 34,18m/ha, reforçando a tese de que a paisagem da região do Oeste paulista passa por um processo intenso de fragmentação e sofre perturbações externas, principalmente quando se nota um índice de 10,41m/ha (ED) para pastagem.

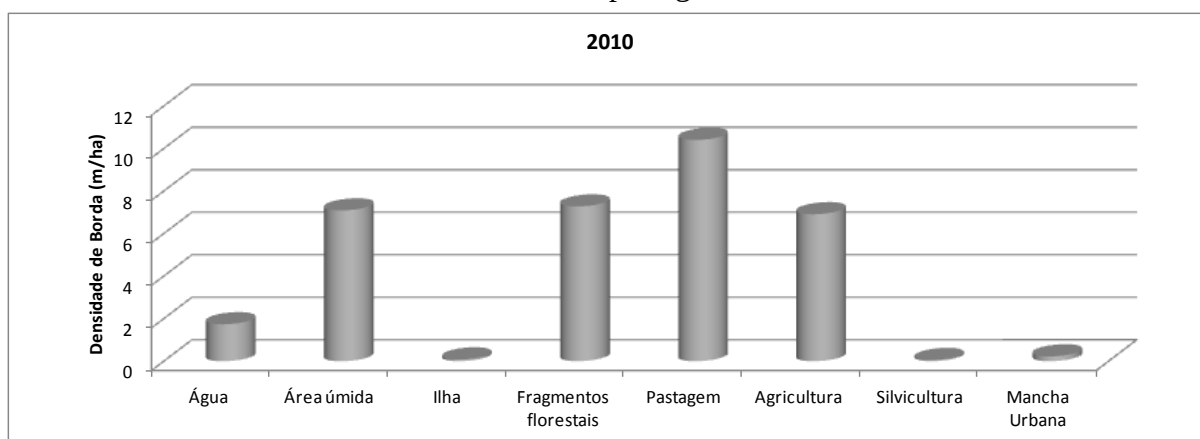
Gráfico 2 – Índice do tamanho médio das manchas e coeficiente da variação do tamanho das manchas na paisagem de uso e cobertura da terra de 2010



Autor: SANTOS, C.R. (2016)

Ao analisar o índice (ED) no Gráfico 3 para as categorias “fragmentos florestais” e “áreas úmidas”, temos 7,28m/ha (ED) e 7,09m/ha (ED), respectivamente. Nas duas classes analisadas existe um expressivo aumento de densidade de bordas. Segundo Valente e Vettorzzi (2002), o ampliação do efeito de borda tende a diminuir proporcionalmente à área dos fragmentos, o que influenciará na qualidade da estrutura desses ecossistemas.

Gráfico 3 – Índice de densidade de borda na paisagem de uso e cobertura da terra de 2010



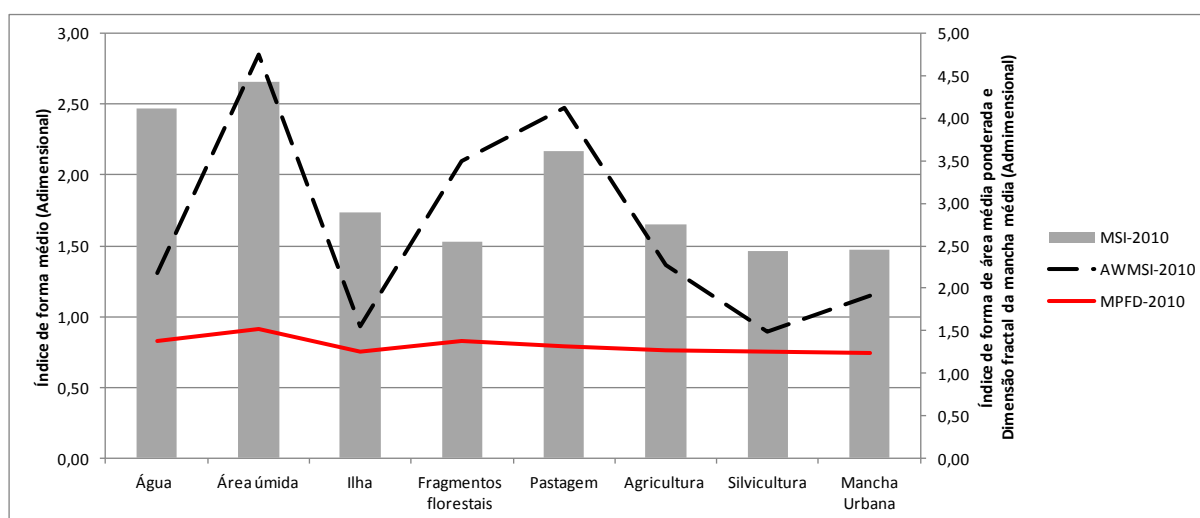
Autor: SANTOS, C.R. (2016)

O índice de forma médio (MSI) e o índice de forma de área média ponderada (AWMSI) mostram como os fragmentos estão distribuídos na paisagem e, quanto mais próximos de 1, menor é a complexidade da forma (PIRES, 1995). Diante disso, ao analisar o índice de forma MSI, no Gráfico 4, percebe-se que as classes “áreas úmidas” e “fragmentos florestais” apresentam um alto índice de forma médio, com 2,66 e 1,53, respectivamente. Para a categoria “áreas úmidas”, o índice analisado indica uma fragmentação com formatos mais irregulares; no entanto, o índice de fragmentos florestais diminui, fazendo com que os contornos dos fragmentos passem de irregulares para formas mais simples, tendendo para circulares.

O alto índice de MSI para as áreas úmidas (Gráfico 4) é de extrema importância para a paisagem local. O padrão alongado e linear formado por vegetação rasteira, com resquícios de

Floresta Estacionaria semidecidual, é um ambiente favorável à formação de corredores ecológicos, além de contribuir para a troca de fluxo genético entre os fragmentos maiores, a proteção dos cursos d'água, na manutenção das cheias e vazantes, e para a redução dos processos erosivos.

Gráfico 4 – Índices de Forma das manchas da paisagem de uso e cobertura da terra de 2010



Autor: SANTOS, C.R. (2016)

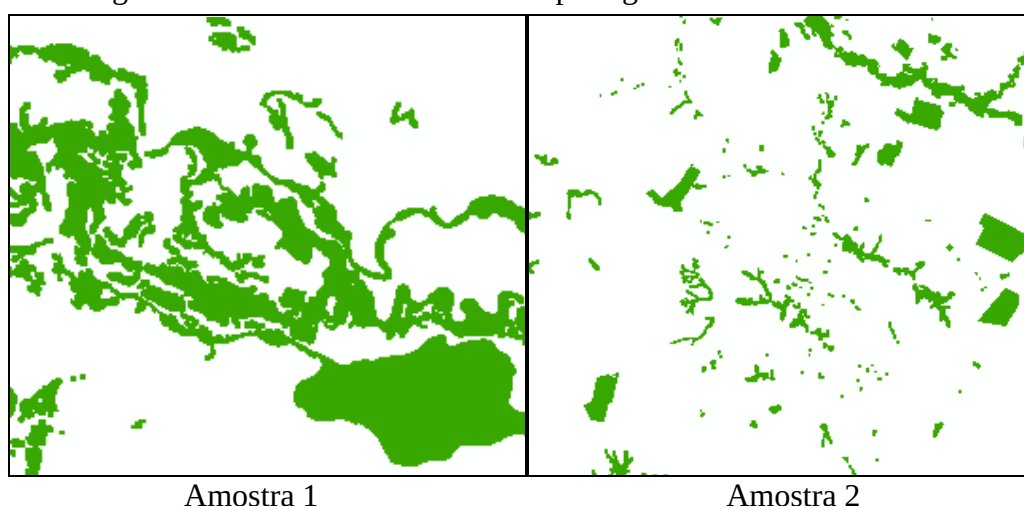
Os fragmentos de áreas úmidas, ilhas e florestas apresentavam, em 2010, um índice de forma de área média ponderada (AWMSI) de 4,76; 1,55 e 3,49, respectivamente. Para Pirovani et al. (2015), quando pensamos na conservação das espécies que se localizam no interior dos fragmentos, é mais benéfica a existência de fragmentos de maiores áreas, com formas irregulares, do que um fragmento de forma circular com menor área, pois este estaria mais propenso ao efeito de borda.

A dimensão fractal (MPFD) indica que os formatos se tornaram mais irregulares. Na área escolhida para estudo, é evidente que as manchas da paisagem se mostram pouco irregulares, pois apresentam valores muito próximos de 1, e isso se vale para todas as classes, como se pode visualizar no Gráfico 4. Em paisagem altamente fragmentada, muitas vezes a dimensão fractal pode não ser aplicável para determinar a forma de florestas remanescentes,

devido ao limiar de amplitude (1-2), que torna essa dimensão menos sensível a variações que o índice de forma MSI, segundo Mcgarigal & Marks (1995).

A Figura 25 mostra os tipos de manchas encontradas na paisagem. Na amostra 1, identificam-se manchas naturais, como áreas úmidas e manchas florestais ao longo de linhas de água ou rios. Na amostra 2, verifica-se um ambiente modificado, com ocorrência simultânea de fragmentos florestais e outras atividades de uso da terra (pastagem e agricultura).

Figura 25 – Formas das manchas na paisagem na área de estudo



Amostra 1 - Manchas em áreas úmidas e Mata ciliares ao longo de linhas de água ou rios. Amostra 2- Manchas de fragmentos florestais circundados pelas atividades agrícolas e pecuária .
Autor: SANTOS . (2016)

No figura 26 é notável o processo de fragmentação da paisagem, confirmando os dados apresentados. Diante disso, foi calculado também o índice de métrica de paisagem somente para as classes de área úmida e fragmentos florestais do ano de 2010, a fim de selecionar as manchas de fragmentos da paisagem passíveis de implantação dos corredores ecológicos.

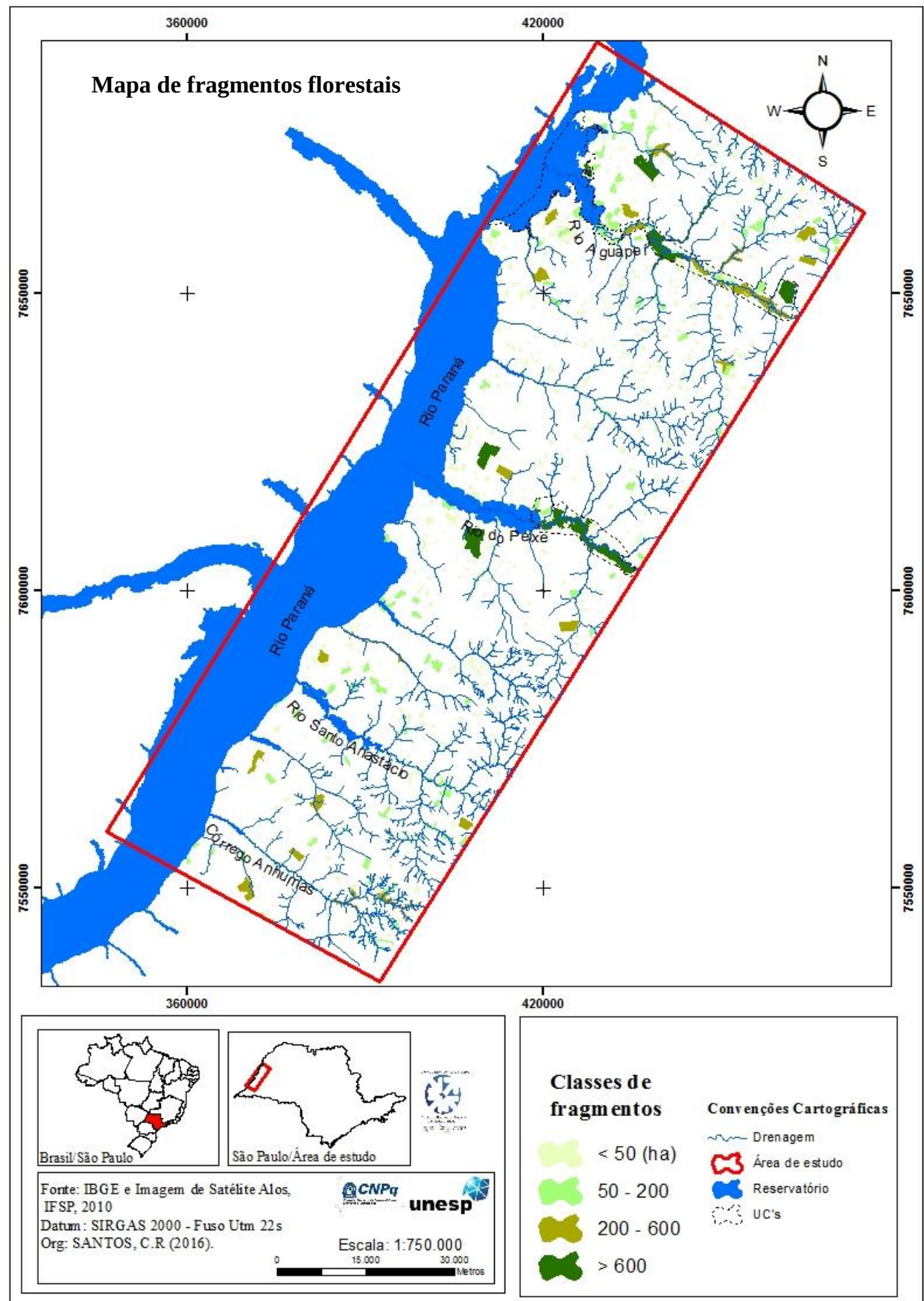
Ao analisar a Tabela 9 e o Gráfico 5, é possível identificar que o maior percentual de área de mancha de fragmento da paisagem (CA) encontra-se nas classes de tamanho muito

pequeno ($< 50\text{ha}$). A mesma classe, porém, possui o menor tamanho médio de manchas de fragmentos (MPS), com $2,99\text{ha}$, e a maior quantidade de número de fragmentos, 4.358 (NUMP).

Os fragmentos pequenos (de 50ha a 200ha) possuem, aproximadamente, 26% de área relacionada à mancha de fragmento; todavia, possui um tamanho médio de manchas de $50,95\text{ha}$ (MPS) e um total de 218 manchas de fragmentos (NUMP) (Tabela 9).

Esses fragmentos encontram-se dispersos em toda a área de estudo, principalmente nos relevos de suaves e ondulados, onde o processo agropastoril é bastante intenso. Isso se explica pelo modo como se deu o processo de ocupação do Oeste paulista, conforme relatado no capítulo 1.

Figura 26 – Mapa de Fragmentos florestais



Os fragmentos médios (de 200ha a 600ha) possuem área de 22,09% de CA, um tamanho médio de 123,55ha (MPS) e um total de 76 manchas. A classe grande (> 600ha) possui a menor área, 21,15% de CA, mas conta com um tamanho médio de 390,77ha e com um total de 23 manchas (Tabela 9 e Gráfico 5).

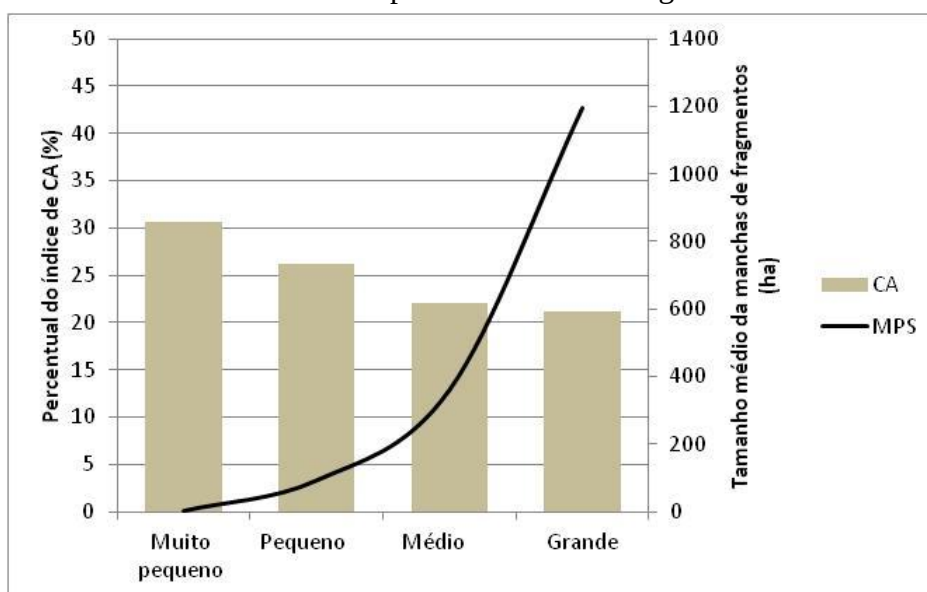
Observa-se que a maioria desses fragmentos se situa nas proximidades dos corpos d'água, nos relevos de planícies e terraços fluviais e também em relevos de colinas com topos tabulares.

Tabela 9 – Cálculo do índice de Ecologia da Paisagem para os fragmentos florestais

Estrutura da paisagem	Índice	Unidade	Tamanho das Classes				
			Muito pequeno (< 50 ha)	Pequeno (50 - 200 ha)	Médio (200 - 600 ha)	Grande (> 600 ha)	Todos de (0 a > 600 ha)
Área	CA	Hectares (ha)	13020,09	11106,31	9389,70	8987,76	42503,86
Densidade e tamanho	MPS	Hectares (ha)	2,99	50,95	123,55	390,77	9,09
	NUMP	Adimensional	4358	218	76	23	4675,00
	PSSD	Hectares (ha)	7,59	56,21	159,76	611,23	59,16
	PSCoV	Porcentagem	253,89	110,335	129,31	156,42	650,71
Borda	TE	Metros (m)	2960266,84	982438,21	614218,16	473707,64	5030630,85
	ED	m/ha	69,65	23,11	14,45	11,15	118,36
Forma	MSI	Adimensional	1,39	1,94	2,11	2,55	1,43
	AWMSI	Adimensional	1,90	2,38	3,16	5,33	3,03
	MPFD	Adimensional	1,37	1,34	1,35	1,35	1,37

CA (Área de todas as manchas da classe); MPS (Tamanho médio da mancha); NumP (Número de manchas); PSSD (Desvio padrão do tamanho da mancha); PSCoV (Coeficiente de variação do tamanho da mancha); TE (Total de bordas); ED (Densidade de Borda); MSI (Índice de forma médio); AWMSI (Índice de forma de área média ponderada) e MPFD (Dimensão fractal da mancha média).

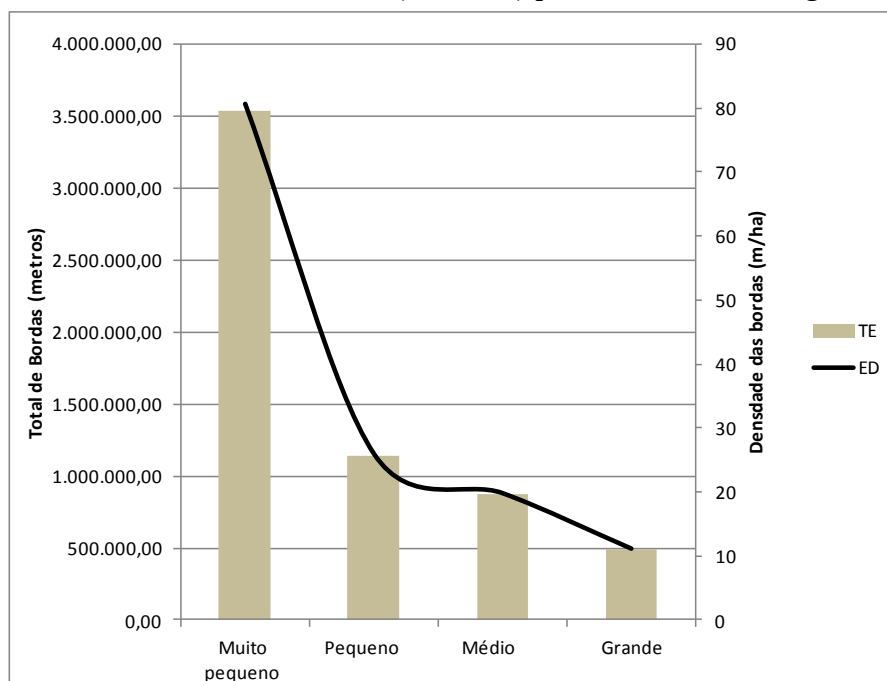
Gráfico 5 – Índice de CA para as classes de fragmentos florestais



Autor: SANTOS (2016)

As métricas de borda (Tabela 9 e Gráfico 6) revelam que as classes de tamanho grande (> 600ha) e médio (entre 200ha e 600ha) possuem o menor valor total de borda (TE), com 614.218,16m e 473.707,64m, respectivamente. Quanto aos fragmentos pequenos, apresentam o maior valor total de borda (2.960.266,84m) e a maior densidade de bordas (ED), com 69,65 m/ha. Ao somar as duas classes (“muito pequeno” e “pequeno”), obtém-se ED de 92,76m de borda por hectare, enquanto a ED dos fragmentos médio e grande somam 25,60m/ha, conforme Tabela 9 e Gráfico 6.

Gráfico 6 – Gráfico da métrica de borda (TE e ED) para as classes de fragmentos florestais



Autor: SANTOS, (2016).

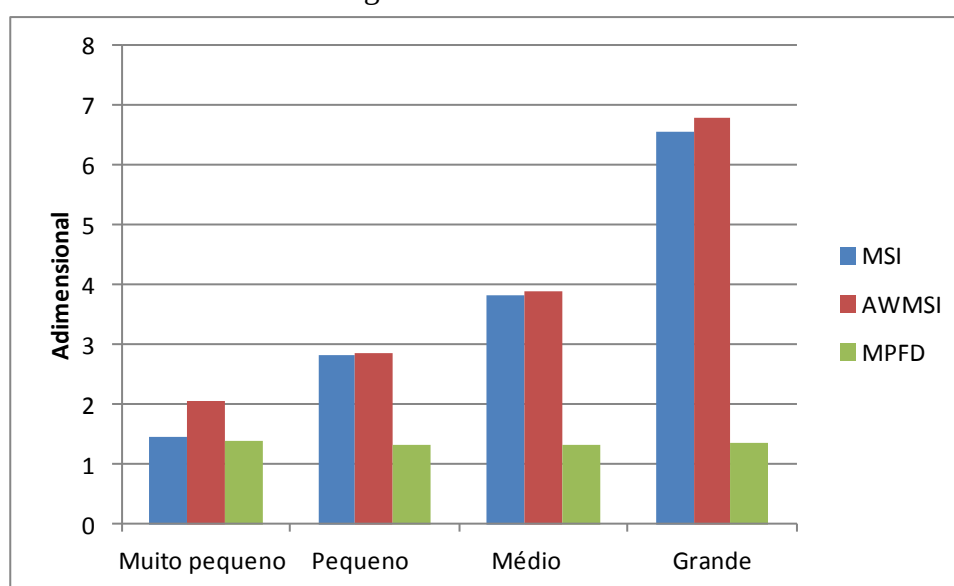
Os resultados indicam um menor efeito de borda nos fragmentos médio e grande, que apresentam, portanto, maior potencial para serem adotados como fragmentos indicados para conservação. Os fragmentos menores, por outro lado, são mais susceptíveis de sofrer bruscas mudanças no seu ambiente de transição, como a variação no microclima, aumento de temperatura e *déficit* hídrico, efeitos que podem acarretar alterações significativas na estrutura da vegetação e nos habitats das espécies; além disso, essas áreas são mais vulneráveis a modificações decorridas da ação antrópica.

No extremo Oeste paulista, é alta a introdução de fertilizantes químicos nas lavouras de cana-de-açúcar e o pisoteio do gado também é recorrente, principalmente nas bordas das florestas e nas planícies de inundação. Como a região abriga algumas Unidades de Conservação, percebe-se que as bordas também podem sofrer perturbações de âmbito recreativo, com acúmulo de lixo no seu entorno ou até mesmo dentro de seu espaço.

O efeito de borda diminui com o aumento da largura ou do tamanho dos habitats ao longo dos fragmentos florestais.

Ao analisar a Tabela 9 e o Gráfico 7, quanto ao índice de forma médio (MSI) e ao índice de média ponderada da forma (AWMSI), verificamos os seguintes valores, com suas respectivas as classes: “muito pequeno” (1,39 e 1,90), “pequeno” (1,94 e 2,38), “médio” (2,11 e 3,16) e “grande” (2,55 e 5,33). Esses dados indicam o desvio de forma do padrão circular para outros contornos de geometria, como formas alongadas. Apenas os fragmentos muito pequenos possuem um padrão mais circular, tendo o índice mais próximo de 1. Assim, entendemos que a forma também é um bom indicativo para entender a fragmentação da paisagem analisada, sendo os fragmentos médios e grandes mais propícios para a conexão dos corredores.

Gráfico 7 – Gráfico da métrica de forma (MSI, AWMSI e MPFD) para as classes de fragmentos florestais



Autor: SANTOS (2016).

O formato dos fragmentos florestais é um importante parâmetro a ser analisado, pois está inteiramente relacionado ao efeito de borda, evidenciando o grau do seu impacto sobre o fragmento e a maior ou menor influência dos fatores externos sobre a sua biodiversidade (PIRES, 1995).

A dimensão fractal das manchas de fragmentos apresentou pouca variação entre elas. Todas as classes apresentam uma dimensão fractal média de 1,37, indicando que a maior parte da área sofreu alteração nas dimensões dos seus fragmentos pela ação antrópica, as quais submeteram os fragmentos a processos de perturbações intensas.

CONSIDERAÇÕES

Concluimos que são notáveis as transformações ocorridas na foz dos rios do Oeste paulista. Os índices analisados confirmam que a fragmentação da paisagem é expressiva; o desmatamento ao longo dos anos de ocupação da área propiciou a formação de um ambiente modificado, que sofre perturbações ocasionadas pelo sistema agropastoril.

Num ambiente fortemente degradado ou desmatado, é mais difícil escolher os melhores locais para estabelecer a conectividade dos fragmentos. Mas a opção dessa conectividade existe, reforçando a ideia de novas estratégias de conservação para propiciar a vida selvagem, os mananciais e a qualidade hídrica. Isso é possível através da proteção e infiltração da água no solo e do fornecimento de nutrientes essenciais, que controlam e contribuem para as cadeias alimentares aquáticas.

Além de contribuir na redução da erosão do solo e na conservação de plantas endêmicas, entre outras medidas. As ligações também têm um papel contra as alterações climáticas, na medida em que interligam reservas e áreas protegidas já existentes.

Entre as alternativas para minimizar ou tentar inibir o aumento da fragmentação de habitats, está a expansão das áreas de fragmentos disponíveis, pois as áreas maiores têm uma capacidade também maior de reter riquezas de espécies e manter processos ecológicos naturais (FORMAN, 1995). Outra possibilidade seria melhorar a qualidade dos habitats

fazendo um controle racional dos usos da terra, principalmente o uso intensivo da pastagem e a monocultura, evitando, assim, o desequilíbrio do ambiente. (BENNETT, 2003).

O planejamento é essencial na integração da paisagem, pois um dos desafios de hoje é conciliar a conservação da natureza e os múltiplos usos da terra. Uma possível estratégia de conservação para as áreas agrícolas seria a conexão entre os fragmentos florestais, com reservas de conservação combinadas a conexões de matas ciliares, a fim de ligar as áreas menores de todo o hábitat circulado por terras agrícolas.

A metodologia dos índices de estrutura da paisagem, com utilização do SIG e de técnicas de sensoriamento remoto, auxiliaram na compreensão e na análise da área de estudo. Como demonstramos, essas técnicas podem ajudar a entender as condições ambientais e suas implicações ecológicas em nível local e regional.

REFERÊNCIAS

- AB' SABER, A. N. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo: Ateliê, 2003.
- ALMEIDA, C.G. **Análise espacial dos fragmentos florestais na área do Parque Nacional dos Campos Gerais**, Paraná/PR. 72 f. Dissertação (Mestrado em Gestão do território), Universidade Estadual de Ponta Grossa, Paraná, 2008.
- BENNETT, A.F. **Habitat Corridors: Their Role in Wildlife Management and Conservation**. (Department of Conservation and Environment: Melbourne/AUS. 1990
- BENNETT, A.F. **Linkages in the landscape**. The role of corridors and connectivity in Wildlife Conservation. IUCN The World Conservation Union, 2003. In: <http://www.ecolex.org/server2.php/libcat/docs/LI/MON-080215.pdf>. Acessado em 24 ago., 2015.
- BIERREGAARD, R. O., LOVEJOY, T. E., KAPOV, V., SANTOS, A. A.; HUTCHINGS, W. The biological dynamics of tropical rainforest fragments. **BioSciences**, n. 42, p. 859-866, 1992. Disponível em: <<http://www.jstor.org/stable/1312085>>. Acesso em: 26 jan. 2013
- BOWEN, G. W. e BURGESS, R. L., 1981. A quantitative analysis of forest island pattern in selected Ohio landscapes. Knoxville, ORNL **Environmental Sciences Division**, ORNTUTM-7759.
- BRIDGEWATER, P.B., 1987. **Connectivity: an Australian perspective**. pp. 195–200 in Nature Conservation: The Role of Remnants of Native Vegetation. (Eds. D.A. Saunders, G.W. Arnold, A.A. Burbidge, and A.J.M. Hopkins). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).
- CARVALHO, W.A. (Coord.). **Levantamento semidetalhado dos solos da bacia do rio Santo Anastácio-SP. Presidente Prudente/SP: FCT-UNESP**, (Boletim científico, n.2), 1997
- CASIMIRO, P.C. **Uso do Solo, Teledetecção e Ecologia da Paisagem - Ensaio Metodológico, Conselho de Mértola**. Tese de Doutorado, Lisboa/PT, DGPR – FCSH – UNL, 585 p. 2002
- CASIMIRO, P.C. **Uso do Solo – Ecologia da Paisagem: Quantificação da Estrutura da Paisagem para Análise de Padrões Espaciais – Conselho de Mértola. Revista GeoInova – Revista do Departamento de Geografia e Planeamento Regional**, Nº 4 – 2002, F.C.S.H. – U.N.L., pp. 125-157, 2002a
- CASIMIRO, P.C. **Análise Quantitativa da Paisagem, Evolução Temporal de Padrões Espaciais – Conselho de Mértola. Revista GeoInova – Revista do Departamento de Geografia e Planeamento Regional**, Nº 6 - 2003, F.C.S.H. – U.N.L., p. 59-84. 2003.
- D'ALGE, J. C. L. Geoprocessamento - Teoria e Aplicações - Parte I - Cap. 6 - **Cartografia para Geoprocessamento**. INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2001. Disponível em www.dpi.inpe.br/gilberto/livro/introd/. Acesso em 3 fev. 2014.
- DOLFFUS, O. **O espaço geográfico**. 3ed. São Paulo, Difel, 1978
- FELFILI, J.M., 1997. Dynamics of natural regeneration in the Gama gallery forest in central Brazil. **Forest Ecology and Management** 91: 235–45.
- FIQUEIRÓ, A. **Biogeografia: dinâmicas e transformações da natureza**. São Paulo, Oficina de Textos, 2015.

- FLORENZANO, T. G. **Imagens de satélite para estudos ambientais**. Oficina de textos, São Paulo. 2002. 97 p.
- FORMAN, R. T. T. **Land mosaics: the ecology of landscape and regions**. Cambridge University Press. 1995. 632p. Disponível em: <www.fundaj.gov.br/rtec/res/res-001.html>. Acesso em: 30 out. 2011.
- FORMAN, R.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. Nova Iorque, EUA, John Wiley & Sons. 1986. 619p.
- FORMAN, R. T. T.; GALLI, A.E, LECK, C. F. Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some land use implications. **O ecologic**, p.26, 1-8, 1976.
- FORMAN, R.T.T.; COLLINGE, S. K. 1997. Nature conserved in changing landscapes with and without spatial planning. **Landscape and urban planning**, 37, p. 129 – 135. 1997.
- GALERI, L.; MARTINS, S.V. GLERIANI, J.M.; SILVA, E.; BUSATO, L.C. **Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal**. Revista Árvore. Viçosa-MG, v.34, n.5, p.871-880, 2010
- GALETTI, M.; ALVES-COSTA, C.P. & CAZETTA, E. 2003. **Effects of forest fragmentation, anthropogenic edges and fruit color on the consumption of ornithocoric fruits**. Biological Conservation 111: 269-273.
- HARRIS, L.D. Edge effects and the conservation of **biotic diversity**. Conservation Biology 2: 330–32. 1988. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/2386291>
- HARRIS, L.D. and SCHECK, J., 1991. **From implications to applications: the dispersal corridor principle applied to the conservation of biological diversity**. pp. 189–220 in Nature Conservation 2: The Role of Corridors. (Eds. D.A. Saunders and R.J. Hobbs). (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales). APUD
- HOBBS, R. Future landscape and the future of landscape ecology. **Landscape and Urban Planning**. v.37, n.1-2, p. 1-9, June 1997
- HOBBS, R.J. Effects of landscape fragmentation on ecosystem processes in the Western Australian wheatbelt. **Biological Conservation** 64. 1993.p.193–201.
- JENSEN, J.R. Sensoriamento remoto do ambiente. Uma perspectiva em recursos terrestres. São José dos Campos, 2ª edição, SP. 2011
- KRUMMEL, J.R., GARDNER, R.H., SUGIHARA, G., O'NEILL, R.V. AND COLEMAN, P.R. **Landscape pattern in a disturbed environment**. Oikos 48: 321-324.1987
- KUBE, J. Biocentres and corridors in a cultural landscape. A critical assessment of the 'territorial system of ecological stability'. **Landscape and Urban Planning** 35: 231–40. 1996
- LANG, S. & T. BLASCHKE. **Análise da Paisagem com SIG. Tradução Hermann Kux**. São Paulo. Oficina de Textos, p.423, 2009.
- LAURANCE, W.F. Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves. **Biological Conservation** 59: 205-19. 1991
- LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. O papel do ecossistema ripário. In: LIMA, W.P.; ZAKIA, M.J.B. (Org.). **As florestas plantadas e a água: Implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento**. São Carlos: Rima, 2006, p. 77-87.

LONGLEY, P.; GOODCHILD, M.F.; MAGUIRE, D.J.; RHIND, D.W. **Sistemas e ciência da informação geográfica**, Porto Alegre, Bookman. 540p. 2013 .

MALCOLM, J.R. Edge effects in central Amazonian forest fragments. **Ecology** 75: 2438-45. 1994. 1994

MCGARIGAL AND MARKS. **Fragstats: Spatial pattern analysis program for quantify in landscape structure**. Portland (OR): USDA Forest Service, Pacific Northwest Research Station; General Technical Report PNW-GTR-351. 59 p. 1995.

METZGER, J. P. Relationships between landscape structure and tree species diversity in tropical forests of South-East Brazil. **Landscape & Urban Planning**. v. 37, p. 29-35, 1997. Disponível em: www.researchgate.net/...Relationships_between_land. Acessado: 4 out. 2014.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology and Evolution** 10: 58–62. 1995.

NOVO, e. M. L. DE M. **Sensoriamento Remoto Princípios e aplicações**. 3ª. Edição. São Paulo, 2008

O'NEILL, R.V.; KRUMMEL, J.R.; GARDNER, R.H.; SUGIHARA, G.; JACKSON, B.; DEANGELIS, D.L.; MILNE, B.T.; TURNER, M.G.; ZYGMUNT, B.; CHRISTENSEN, S.W.; DALE, V.H.; GRAHAM, R.L. Indice of landscape pattern. **Landscape Ecology**, v.1, n.3, p.153-162. 1988.

ODUM, H.T. **Systems ecology**. New York, Wiley Interscience, 1983.

O'NEILL, R.V., HUNSAKER, C.T., JONES, K.B., RIITTERS, K.H., WICKHAM, J.D.,

PINTO, L.V.A.; FERREIRA, E.; BOTELHO, S.A.; DAVIDE, A.C. Caracterização física da bacia hidrográfica do ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG e uso conflitante da terra em suas áreas de preservação permanente. **Cerne**, Lavras, v.11, p.49-60, jan./mar. 2005.

PIRES, J. S. R. **Análise Ambiental voltada ao Planejamento e Gerenciamento do Ambiente Rural**: Abordagem Metodológica aplicada ao Município de Luiz Antônio – SP. 1995. 166 f. Tese (Doutorado)-Universidade Federal de São Carlos, São Carlos/SP, 1995. Disponível em: http://www.lapa.ufscar.br/pdf/tese_jose_salatiel_r_pires_1995.pdf. Acessado em 4 out. 2014.

PIROVANI, D.B.; SILVA da, A. G.; SANTOS, dos, A. R. **Análise da Paisagem e mudanças no uso da terra no entorno da RPPN Cafundé**, ES. In: *Cerne*, v.12 n. 1, p. 27 -35, 2015.

PRIMAK, R.B. & RODRIGUES, E. 2001. **Biologia da Conservação**. Londrina, Midiograf.

PUTZ, F. E.; BLATE, G. M.; REDFORD, K. H.; FIMBEL, R.; ROBINSON, J. Tropical forest management and conservation of biodiversity: an overview. **Conservation Biology**, v. 15, n. 1, p. 7-20, Feb. 2001.

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.

REDDING, T.E.; HOPE, G.D.; FORTIN, M.J.; SCHMIDT, M.G. & BAILEY, W.G. **Spatial patterns of soil temperature and moisture across subalpine forest-clearcut edges in the southern interior of British Columbia**. *Canadian Journal of Soil Science* 83: 121-130, 2003

REMPEL, RS, D. KAUKINEN. , E AP CARR. **Analista de patch e patch Grade**. Ontário Ministério dos Recursos Naturais. Centro de Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario 2012.

RICKLEFS, R.E. **A economia da Natureza**. Tradutor: Pedro P. de Lima e Silva. Rio de Janeiro, 2011. p.546.

RODRIGUEZ, J. M. M.; SILVA, E. V.; CAVALCANTI, A. P. B. **Geoecologia das paisagens**: Uma visão geossistêmica da análise ambiental. 4.ed. Edições UFC, Fortaleza/CE, 2013.

ROSA, R. Geotecnologias na Geografia aplicada. **RDG Revista do Departamento de Geografia** - USP, 16, 2005, p. 81-90. Disponível em:

http://www.geografia.fflch.usp.br/publicacoes/RDG/RDG_16/Roberto_Rosa.pdf. Acessado set. 2015.

SANT'ANNA NETO, J. L. 1995. **As chuvas no Estado de São Paulo: Contribuição ao estudo da variabilidade e tendência da pluviosidade na perspectiva da análise geográfica**. 252f. São Paulo, Tese (Doutorado), FFLCH, USP.

SAUNDERS, D.A. AND HOBBS, R. (Eds.), 1991. **Nature Conservation 2: The Role of Corridors**. (Surrey Beatty & Sons: Chipping Norton, New South Wales).1991

SILVA, C.B. Dinâmica atmosférica e análise geoestatística do clima da área de integração paisagística “Raia Divisória”SP/PR/MS: Uma proposta de tipologia climática. **Revista Brasileira de Climatologia**, v.2, p. 53-70, 2006

SOARES FILHO, B.S.S. **Análise de paisagem**: fragmentação e mudanças. Departamento de Cartografia, Centro de Sensoriamento Remoto . Instituto de Geociências, UFMG. 1998. In: www.csr.ufmg.br. Acessado em abril 2013

THOMAS, C.D. Extinction, colonization and metapopulations: environmental tracking by rare species. **Conservation Biology** 8: 373-78, 1994

VALENTE, R. O. A.; VETTORAZZI, C. A. Análise da estrutura da paisagem na Bacia do Rio Corumbataí. **Scientia Florestalis**, Piracicaba/SP, n. 62, p. 114-119, 2002.

VOLOTÃO, C.F. DE SÁ. **Trabalho de análise espacial**: Métricas do Fragstats. INPE, São José dos Campos, São Paulo – SP, 1998 . Disponível em:

<http://www.dpi.inpe.br/cursos/ser431/trabalhos/fragstats.pdf>. Acessado em: 8 out. 2014.

WARD, J.V. AND STANFORD, J.A., 1995. **Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation**. *Regulated Rivers: Research and Management* 11: 105–19.

WIENS, J.A.; STENSETH, N.C.; VAN HORNE, B. & IMS, R.A. 1993. **Ecological mechanisms and landscape ecology**. *Oikos* 66: 369-380.

**A
R
T
I
G
O
4**

5 – INTEGRAÇÃO DOS DADOS ESPACIAIS UTILIZANDO MULTICRITÉRIOS E LÓGICA *FUZZY* PARA A DELIMITAÇÃO DE CORREDORES ECOLÓGICOS

Resumo: O objetivo deste capítulo é analisar a integração das variáveis processos erosivos, drenagens, Unidades de Conservação, áreas úmidas, nascentes, fragmentos de vegetação, rodovias, fragmentos florestais, áreas urbanas e assentamento, e produzir a matriz de viabilidade para delimitação dos corredores ecológicos. Para isso, utilizamos dados de padrões de forma e matriz de dissecação, extraídos da modelagem do terreno e adquiridos via SRTM/NASA; dados de drenagem, áreas úmidas, nascentes e fragmentos florestais, extraídos das imagens Alos, e informações das Unidades de Conservação, do Instituto Florestal de São Paulo (IF-SP) e das rodovias do DNIT. Na análise das distâncias, a planície fluvial (Apf) recebeu índice 1, por ser uma área de extrema importância para a conservação da biodiversidade, além de receber aporte de material fluvial advindo da montante dos rios tributários. Nos relevos denudacionais de topos tabulares ou convexos (Dt14 e Dc14), encontramos áreas com níveis de fragilidade forte até processos erosivos; por isso, atribuímos um índice 0,8. As distâncias das variáveis drenagem, Unidades de Conservação, áreas úmidas, nascentes e fragmentos florestais são de extrema importância para que a conexão dos corredores entre as UCs possa ocorrer. Para as distâncias entre variáveis que, supostamente, podem ser consideradas como negativas, (“rodovias”, “áreas urbanas” e “assentamentos”), adotamos um limiar reverso, pois podem ser consideradas como barreiras artificiais para efetivação dos corredores. A análise da matriz de potencialidade para delimitação dos corredores ecológicos permite afirmar que os melhores locais se encontram nas classes de potencialidade Extremamente Alta (3,3%), Muito Alta (4,5%), Alta (6,9%) e Média Alta (11%), que, somadas, representam 25,8% da região de estudo. Essas áreas são ideais para criar conexões transversais entre as Unidades de Conservação, em especial, os Parques Estaduais Aguapeí, Peixe e a RPPN do Aguapeí. Na classe de potencialidade Extremamente Alta temos 36,22% de fragmentos florestais, facilitando assim a delimitação dos corredores. Nas classes que variam de “alta” até “extremamente alta”, há muitas áreas úmidas, que são fundamentais para a conexão. Nota-se que tais índices foram bons condutores para pensar a delimitação de corredores de forma transversal, uma vez que, ao combinar os mapas de distâncias com as outras variáveis, pudemos perceber o forte potencial de ligação que possuem. Conclui-se que a metodologia baseada na decisão por níveis hierárquicos se mostrou satisfatória para identificar os melhores caminhos para a demarcação dos corredores ecológicos.

Palavras-chave: corredores ecológicos, multicritérios e lógica *fuzzy*

5.1 INTRODUÇÃO

Os processos de tomada de decisão contam com diversas técnicas de interpretação análise espacial, tais como análise de multicritérios e a lógica *fuzzy*, no reconhecimento do espaço geográfico, definindo metas e alternativas que forneçam informações adequadas para o sucesso do planejamento ambiental.

O planejamento é um processo contínuo, que envolve escolhas acerca de formas alternativas de usufruir os recursos disponíveis, com o intuito de atingir metas específicas no futuro (CONYERS e HILLS, 1984).

A adoção de técnicas de Análise Espacial aplicadas à Geografia, com ênfase para o Sistema de Informações Geográficas, permite descrever e avaliar os diversos tipos de interações, que podem fornecer subsídios para as tomadas de decisão.

As informações coletadas durante todo o desenvolvimento da Tese serviram de base para compor as etapas seguintes. O processo de tomada de decisão aqui escolhido deve auxiliar na identificação dos aspectos positivos e negativos para a implementação dos corredores ecológicos.

5.2 OBJETIVOS

O objetivo deste capítulo é analisar a integração das variáveis processos erosivos, drenagens, Unidades de Conservação, área úmidas, nascentes, fragmentos de vegetação, rodovias, fragmentos florestais, áreas urbanas e assentamento, e produzir a matriz de viabilidade para delimitação dos corredores ecológicos.

5.3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

A análise de multicritérios e a lógica *fuzzy* nos possibilitam incorporar informações diversas da realidade geográfica, oferecendo maior confiabilidade na tomada de decisão sobre a natureza das variáveis.

5.3.1 Análise de multicritérios

A análise de multicritérios (AMC) teve início no cenário militar inglês e norte-americano, durante a Segunda Grande Guerra, sendo utilizada como recurso no planejamento ambiental e territorial. A partir desse período, uma variedade de ferramentas matemáticas tem sido desenvolvidas e aplicadas a diferentes atividades (ZUFFO, et al., 2002).

Charnes e Cooper (1961) desenvolveram o método multicriterial conhecido como “Programação por Metas”, que, posteriormente, foi aprimorado por Ijiri (1965), Lee (1972) entre outros autores.

Em meados dos anos 70, a AMC viu a necessidade de avaliar e descrever critérios que fossem qualitativos e também quantitativos. Nos anos 80 já havia mais de quarenta métodos de análise empregados em diversas áreas de conhecimento, como planejamento urbano, avaliação ambiental, entre outras (MIRANDA, 2005). No Brasil, o método multicriterial é bastante utilizado em estudos que envolvam tomadas de decisão em cenários complexos e nas etapas de diagnóstico para planejamentos ambientais, por autores como Fidalgo (2004), Zutto et al. (2002), Gomes et al. (2004), entre outros.

Nos anos subsequentes, o desenvolvimento da AMC foi associado com o SIG. Essa associação se baseia no mapeamento de variáveis por plano de informação e na definição do grau de pertinência de cada plano de informação com seus componentes, a fim de construir um resultado (MOURA, 2007).

O método auxilia os tomadores de decisões a integrarem diferentes escolhas nas suas ações, refletindo as ideias de diferentes atores envolvidos, em condições nas quais há a necessidade de identificar prioridades sob a ótica de múltiplos critérios (GOMES, 1999).

O objetivo do sistema de suporte à decisão multicritérios é fornecer ao usuário ferramentas que o levem a explorar o problema, com o objetivo de encontrar uma solução onde vários pontos de vista, às vezes contraditórios, são considerados (VINCKE, 1992 e OLSON, 1996).

A representação dos dados nesse tipo de análise pode ser armazenada em formato vetorial ou matricial. Mas, ao efetuar as operações dos modelos, é dada preferência para o formato matricial (*raster*), que otimiza o cruzamento de dados (MOURA, 2007).

A análise multicritérios é efetuada conjuntamente com as técnicas de álgebra de mapas, ou seja, um conjunto de operações matemáticas sobre mapas e estatística tradicional, que produz novos dados, a partir de funções de manipulação, aplicadas a um ou vários mapas (CÂMARA et al., 1998).

De acordo com Moura (2007), a lógica de combinação de variáveis é expressa da seguinte forma:

O emprego da média Ponderada cria um espaço classificatório, ordinal, que pode ser também entendido com uma escala de intervalo. Esse processo pode também ser utilizado e escala nominal, desde que os eventos sejam hierarquizados segundo algum critério de valor. A ponderação deve ser feita por "*Knowledge driven evaluation*", ou seja, por conhecedores dos fenômenos e das variáveis da situação avaliada, ou por "*data-drive evaluation*" que se refere ao conhecimento prévio de situações semelhantes (MOURA, 2007, p 2902).

Existem vários métodos de análise multicritérios com suporte à decisão, como o método de Média Ponderada (MOREIRA, et al., 2001) e a Análise Hierárquica de Pesos – AHP (SAATY, 1980). O primeiro corresponde a uma das técnicas mais usadas em projetos que envolvam análise espacial. Nele, cada mapa de entrada é utilizado como uma evidência

que receberá um peso diferente, dependendo da sua importância em relação à hipótese que está sendo considerada, bem como suas respectivas classes dos planos de informação, cujos pesos levarão em conta sua importância relativa (MOREIRA, et al., 2001)

A *Analytic Hierarchy Process* (AHP), desenvolvida por Thomas L. Saaty por volta de 1970, tem como objetivo promover a superação das limitações cognitivas dos tomadores de decisão (ABREU, et al., 2000). Esse método é aplicado na sistematização de decisões de vários problemas, sejam eles relacionados ao contexto econômico, político, social ou ambiental (BARBAROSOGLU e PINHAS, 1995). A AHP envolve julgamento subjetivo mas baseado em dados quantitativos e qualitativos, que proveem medidas de consistência das preferências, sendo bastante utilizado em tomadas de decisão. (JIANYUAN, 1992).

Esse método decide, por meio da síntese dos valores dos agentes de decisão, uma medida global para cada alternativa, priorizando-as ou classificando-as, ao finalizar o método (GOMES et al., 2004). A aplicação dessa técnica é demonstrada a partir da relação de importância relativa entre as evidências encontradas. Moreira et al. (2001, p.28) afirmam que:

Essa relação é utilizada como dado de entrada em uma matriz de comparação pareada, onde são calculados os autovalores e autovetores da matriz. Os pesos de cada membro Fuzzy equivalem, então, aos autovetores da matriz de comparação pareada. (MOREIRA et al (2001, p.28)

O método da AHP permite organizar e avaliar a importância relativa entre os critérios estabelecidos e possibilita medir a consistência dos julgamentos efetuados, além de oferecer critérios de comparação para cada combinação efetuada, sendo possível determinar um conjunto ótimo de pesos utilizados para a combinação dos diferentes mapas (MOREIRA et al., 2001).

A avaliação de multicritérios é frequentemente empregada para avaliação de impactos ambientais no planejamento urbano e regional, além ser uma das técnicas decisivas para o processo de delimitação dos corredores ecológicos.

5.3.2 Análise espacial utilizando a Lógica *Fuzzy*

Entender a distribuição espacial de dados relativos a diversos tipos de fenômeno que ocorrem no espaço tornou-se mais fácil com a atual disponibilidade de acesso, gratuito ou pago, aos vários tipos de Sistemas de Informações Geográficas (SIGs).

Moreira et al. (2001) destacam que o objetivo da análise espacial é mensurar as propriedades de relacionamento, levando em consideração a localização espacial do fenômeno em estudo na forma explícita dos fenômenos geográficos.

Segundo Longley et al. (2013), a análise espacial é o ponto crucial dos SIGs, pois abrange todas as transformações, manipulações e métodos passíveis de ser aplicados aos dados geográficos, dando-lhes valor, transformando-os em informações úteis, além de fornecer subsídios para a tomada de decisão de padrões que não são detectados à primeira vista.

A noção de “informação espacial” está relacionada à existência de objetos com propriedades que compreendem a sua localização no espaço e a sua relação com outros objetos (CÂMARA et al., 1998). Ao trabalhar com análise espacial, devemos ficar atentos aos tipos de dados que caracterizam o problema analisado. Para Moreira et al. (2001, p.3), existem três tipos de dados:

- Eventos ou padrões pontuais – fenômenos expressos através de ocorrências identificadas como pontos localizados no espaço. Ex: localização de crimes e de espécies vegetais.

- Superfícies contínuas – estimadas a partir de um conjunto de amostras de campo, que podem estar regularmente ou irregularmente distribuídas. Ex: recursos naturais, como os ecológicos, fitogeográficos, entre outros.
- Áreas com contagens e taxas agregadas – dados associados a levantamentos populacionais, como censos e estatísticas de saúde, e que, originalmente, se referem a indivíduos localizados em pontos específicos. Ex: municípios e setores censitários.

A lógica *fuzzy* foi desenvolvida por Jan Lukasiewicz (1878 – 1956), em 1920, mas foi somente na década de 60 que Lofti Asker, professor de Ciências da Computação na Universidade da Califórnia, publicou a primeira obra sobre lógica *fuzzy* (RUSS, 1996).

Posteriormente, Zadeh notou que muitas práticas presentes no cotidiano da população não eram explicáveis pelas pessoas que as usavam; como, por exemplo, a atitude de olhar para alguém e imaginar sua idade.. Essa ideia levou Zadeh a desenvolver a lógica *fuzzy* (RUSS, 1996).

O sistema *fuzzy* começou a ser aplicado em 1985, para realizar simulações de sistemas em uma estrada de ferro de Sendai, no Japão. Daí em diante, vários trabalhos foram realizados utilizando essa metodologia, a qual consiste em caracterizar classes que, por diversos motivos, não estabelecem limites rígidos (bordas de interrupção) entre suas classes (CAMARA et. al, 2001).

Diferente da lógica booleana, que admite apenas valores como verdadeiro ou falso, a lógica *fuzzy* permite que os valores possuam graus de pertinência entre si, ou seja, em relação ao seu conjunto. Assim, uma atribuição pode ter um valor 0.5 para representar meio verdade (SILVA, 2005). Essas regras auxiliam na modelagem dos problemas, tornando-os menos complexos.

De acordo com Burrough e Heuvelink (1992), a lógica *fuzzy* é mais adequada que a booleana, pois admite que os usuários definam classes de funções de pertinência com base em experiências práticas, reduzindo drasticamente a propagação de erros.

A análise espacial conta com um conjunto de procedimentos encadeados, cuja finalidade é escolher o melhor modelo para explicar o relacionamento presente no fenômeno (MOREIRA et al., 2001), principalmente quando trabalhamos com informações espaciais contínuas (precipitação, temperatura, umidade, entre outras), em que as propriedades das variáveis mudam suavemente, ou seja, a mudança deve ocorrer de forma gradual, transitória e probabilística (FERREIRA, 2014).

Na lógica booleana, consideramos que os limites entre categorias são bruscos e exatos, omitindo a incerteza na transição espacial entre polígonos ou categorias vizinhas. Na lógica *fuzzy*, os limites espaciais entre duas categorias ou mais são representados por zonas transitórias e os valores, distribuídos de forma contínua (FERREIRA, 2014).

A pertinência fuzzy é tratada por um conjunto de princípios matemáticos para a representação do conhecimento baseado no grau de pertinência fuzzy, com ele é possível representar graus de pertinência os quais podem ser usados para representar o grau de dependência espacial ou de influência espacial das variáveis.

Segundo a teoria clássica dos conjuntos, o conceito de pertinência de um elemento a um conjunto fica bem definido quando um conjunto **A** em um universo **X**, os elementos deste universo simplesmente pertencem ou não pertencem àquele conjunto (GONÇALVES, 2007, p.1). Isso é expresso pela equação 1:

$$f(x)=\begin{cases} 1 & \text{Se e somente se } x \in A \\ 0 & \text{Se e somente se } x \notin A \end{cases} \quad (1)$$

Zadeh sugeriu uma caracterização de modo que os valores assumam número infinitos no intervalo $[0, 1]$. Sendo que um conjunto fuzzy A definido no universo de discurso X é caracterizado por uma função de pertinência μ_A , a qual mapeia os elementos de X para o intervalo $[0,1]$, conforme a equação 2.

$$\mu_{A:X} \rightarrow [0,1] \quad (2)$$

Onde $\mu(x)_A$ indica o quanto x é compatível com o conjunto A . Sendo que um determinado elemento pode pertencer a mais de um conjunto fuzzy, com diferentes graus de pertinência (GONÇALVES, 2007).

A função de pertinência indica os valores **zero** para os elementos não pertencente ao conjunto, ou **um** para o elemento pertencente ao conjunto, na teoria de conjuntos fuzzy, os elementos podem estar associados a graus de pertinência entre zero e um indicando que os mesmos podem pertencer parcialmente a um conjunto (GONÇALVES, 2007).

De acordo com Gonçalves (2007), o conjunto fuzzy pode ser representado em um universo contínuo ou discreto. Se o universo X for discreto e finito, o conjunto fuzzy A é normamente representado por um vetor contendo os graus de pertinência no conjunto A dos elementos correspondentes de X ou por meio da seguinte equação 3:

$$\sum_{i=1}^n \mu_{A(x_i)/x_i} \quad (3)$$

Mas se o universo X for contínuo, utiliza-se a equação :

$$\int_x \mu_{A(x_i)/x_i} dx \quad (4)$$

Notamos que os valores da função *fuzzy* indicam que a classificação contínua não abre precedentes para uma afirmação do tipo “não pertence à classe” ou “pertence somente à classe” (FERREIRA, 2014). Nesse contexto, a aplicação da lógica *fuzzy* na representação das variáveis analisadas para compor o estudo sobre os corredores ecológicos é primordial para compreendermos o relacionamento espacial das informações.

Nesse sentido, utilizamos a função de pertinência 5

$$\mu_A(X) = 1/(1 + \text{EXP}(10 \cdot (x-y)/x^2)) \quad (5)$$

O uso dos SIG tornou-se um grande aliado no desenvolvimento das pesquisas, pois há vários tipos de análises a serem efetuadas, dentre elas, a baseada na localização, bem como a análise de tabelas de atributos, junção espacial, operações de sobreposição e a baseada em lógica *fuzzy*, como geração de distância e comprimento, geração de faixas de distâncias, interpolação espacial, entre outras (LONGLEY et al., 2013).¹

Com o uso da análise espacial e do SIG, é possível caracterizar adequadamente a forma de organização do espaço, bem como definir estratégias viáveis para um bom planejamento territorial e ambiental.

5.4 MATERIAIS E PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

5.4.1 Materiais

Para efetuar a análise de multicritérios, foram utilizados os dados referidos no capítulo 3, no subitem “materiais”. Trata-se de dados de padrões de forma e matriz de dissecação, extraídos da modelagem do terreno e adquiridos no *Shuttle Radar Topography Mission* SRTM/NASA, em resolução espacial de 30m, além de dados de processos erosivos, adquiridos no IPT (2002).

¹ Para obter mais informações sobre a análise baseada na localização e a análise baseada na distância, buscar referências em Longley et al., 2013, p. 352-401.

Utilizamos a drenagem extraída das imagens de satélite Alos, sensor Avnir-2, com resolução espacial de 2,5m; as informações referentes às Unidades de Conservação, ao Instituto Florestal de São Paulo (IF-SP), às áreas úmidas, nascentes e aos fragmentos florestais foram extraídas das imagens Alos. Também incluímos nas análises as rodovias, cujas representações foram retiradas da base cartográfica do Departamento Nacional de Infraestrutura de Transporte (DNIT) e melhoradas usando as imagens de satélite Alos. As áreas urbanas nós extraímos das imagens Alos e os dados de assentamentos foram adquiridos no banco de dados do Cetas.

Também fundamentamos nossa pesquisa na metodologia proposta por Saaty (1997), que consiste na abordagem do problema em níveis hierárquicos (AHP). Sendo, todos os dados foram processados nos *softwares* ArcGis e Qgis.

Nessa etapa, o levantamento teórico, já exposto nos capítulos pregressos, e os trabalhos de campo foram as técnicas empregadas na escolha da escala de comparação entre as variáveis investigadas. As variáveis uso e cobertura da terra e fragilidade ambiental ficaram fora deste capítulo, sendo utilizadas com instrumento de validação dos corredores.

5.4.2 Procedimentos metodológicos

A etapa metodológica iniciou-se com a transformação dos dados vetoriais disponíveis para o formato *raster*.

Para as classes de índice de dissecação do relevo das unidades geomorfológicas, foram atribuídas as categorias morfométricas representadas no Quadro 9. Em seguida, reclassificamos os dados e atribuímos os novos valores e suas descrições.

Quadro 9 – Classes de índices de dissecação do relevo

Graus de fragilidade	Índice de Dissecação - Morfometria	Valor
Restrito	Apf	1
Forte	Dc14, Dt14	0,8
Médio	Dc13, Dc23, Dt13	0,6
Fraca	Dc21, Dc22, Dt12	0,4
Muito Fraca	Dc11, Dt11	0,2
Apf - Planícies fluviais, Dc - relevos de colinas amplas e baixas, Dt - relevos de topos tabulares		

Fonte: Adaptado, Ross (1993)

A análise da matriz de variação potencial permitiu identificarmos os melhores caminhos para a implementação dos corredores ecológicos, objetivo desta pesquisa, utilizando o grau de pertinência *fuzzy*.

Assim, criamos uma escala de zero a um, em que as classes capazes de viabilizar a implantação dos corredores ecológicos receberam o maior valor potencial, o valor um; e, gradualmente, o valor vai decrescendo, até atingir o menor, que é zero. Para as variáveis que, supostamente, podem ser consideradas negativas para a implantação dos corredores ecológicos, conferimos um valor inverso; iniciamos em zero e os valores foram crescendo até atingir o valor um.

O próximo passo foi calcular a distância das variáveis “processos erosivos”, “drenagens”, “Unidades de Conservação”, “área úmidas”, “nascentes”, “rodovias”, “áreas urbanas”, “assentamento” e “fragmentos florestais. Em seguida, reclassificamos as imagens, calculando o índice de variação de um a zero, para variáveis positivas, e de zero a um, para variáveis negativas.

De posse de todos os arquivos matriciais reclassificados, a próxima etapa foi estabelecer os pesos estatísticos, de acordo com o método AHP, proposto por Saaty (1977) e adaptado por Santos et al. (2010).

Nessa etapa, foi necessário ponderar os dados a serem analisados. Para isso, utilizamos o já citado método AHP, que consiste em avaliar decisão o problema em níveis hierárquicos,

com base na matriz de comparação par a par, ou matriz de decisão, empregando a escala fundamental de Saaty (1997). É o que ilustra o Quadro 10.

Quadro 10 – Escala de comparação de critérios

Valores	Importância mútua
1/9	Extremamente menos importante que
1/7	Muito fortemente menos importante que
1/5	Fortemente menos importante que
1/3	Moderadamente menos importante que
1	Igualmente importante a
3	Moderadamente mais importante que
5	Fortemente mais importante que
7	Muito fortemente mais importante que
9	Extremamente mais importante que
2,4,6,8	Quando se procura uma condição de compromisso entre duas definições

Fonte: Saaty (1997)

Em seguida, calculamos a matriz de comparação pareada e determinamos seus respectivos pesos estatísticos para cada variável analisada. Assim, avaliamos os pesos gerados através do cálculo da razão de consistência (RC), que deverá apresentar um valor de consistência menor que 0,10. Para efetuar a averiguação, utilizamos a equação 6.

$$RC = IC/IR \quad (6)$$

Em que

RC = razão de consistência

IR = índices randômicos de matrizes de ordem de um a onze, calculados em laboratório, de acordo com o Quadro 11.

Quadro 11 – Valores de IR para matrizes quadradas de ordem n, segundo o Laboratório de Oak Ridge, EUA

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11
0.00	0.00	0.58	0.90	1.12	1.24	1.32	1.41	1.45	1.49	1.51

Fonte: Adaptado de Oliveira et al., (2010)

IC = índice de consistência, calculado pela equação 7

$$IC = (\lambda_{max} - n) / (n - 1) \quad (7)$$

Em que

n = número de variáveis testadas (sendo número de coluna ou de linhas)

$\lambda_{\max}$ = autovalor, calculado pela equação 8

$$\lambda_{\max} = 1/n \sum_{i=1}^n [Aw]_i / w_i \quad (8)$$

$[Aw]_i$ matriz resultante do produto da matriz de comparação pela matriz dos pesos calculados

w_i ,

w_i = pesos calculados

Depois de efetuado o cálculo dos pesos e a razão de consistência ser considerada menor que 0,10, calculamos a matriz de potencialidade, utilizando a ferramenta *Raster Calculator* (equação 9).

Cálculo da potencialidade= ((índice de dissecação)*peso) + (processos erosivos)*peso) + (distância drenagem)*peso) + (distância UCs)*peso) + (distância área úmida)*peso) + (distância nascentes)*peso)+(distância de rodovias não pavimentadas) *peso)+(distâncias rodovias pavimentadas)*peso)+(distância dos fragmentos menores de 50ha)*peso)+(distância fragmentos entre 50 a 200ha)*peso)+(distância dos fragmentos entre 200 a 600ha)*peso)+(distância dos fragmentos maiores que 600ha)*peso)) equação (9)

Por fim, os mapas, gráficos e tabelas foram preparados nos *softwares* ArcGis e Excel.

5.5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

5.5.1 Análise dos mapas de distâncias das variáveis

O Mapa de índice de dissecação do relevo, categoria proposta por Ross (1992), possibilitou classificarmos o compartimento morfométrico do relevo em cinco classes (Figura 19). A classe morfométrica planície fluvial (Apf) recebeu um índice um, por ser uma área de

extrema importância para a conservação da biodiversidade, além de receber aporte de material fluvial advindo da montante dos rios tributários; é onde, segundo Ross, ocorrem os processos agradacionais (processos acumulativos/deposicionais). São considerados também ambientes instáveis, que se modificam constantemente e passam por processos hidrossedimentológicos bastante dinâmicos, os quais modelam o relevo, criando novas formas junto ao canal fluvial.

Nas formas de relevo denudacionais com topos tabulares ou convexos (Dt14 e Dc14), encontramos áreas com níveis de fragilidade forte a processos erosivos, por isso adotamos um índice de 0,8. Os índices de dissecação Dc13, Dc23 e Dt13, que correspondem a áreas com média fragilidade para processos erosivos, receberam um índice de 0,6. De modo geral, essas áreas sofrem influência de perturbações antrópicas exercidas pelos diversos usos e ocupações das terras, principalmente pastagem e agricultura, além de apresentarem um valor alto de densidade de drenagem, com várias cabeceiras de drenagem.

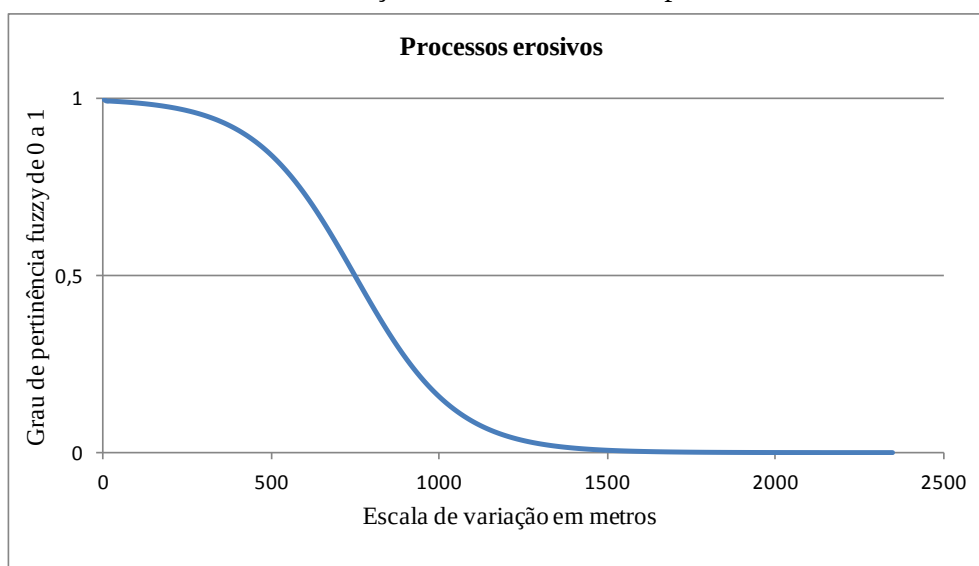
As áreas de fragilidade fraca possuem índices de dissecação Dc21, Dc22 e Dc12, recebendo um índice de 0,4 . Já os locais com índices de dissecação equivalentes à Dc11 e Dt11 são considerados de fragilidade muito fraca e para eles adotamos um índice de 0,2. Essas áreas também são ocupadas por pastagem e agricultura, mas possuem baixa densidade de drenagem, com vales rasos e vertentes de baixa declividade.

As distâncias das variáveis analisadas nas Figuras 27, 28 e 29 e nos Gráficos 8, 9, 10, 11,12,13,14, 15 e 16 são de extrema importância para que a conexão dos corredores entre as UCs possa ocorrer. Assim, determinamos um valor de distância prioritária para as variáveis dissecação do relevo, processos erosivos, drenagens, UC's, áreas úmidas, nascentes e os fragmentos florestais da, a fim de delimitarmos com maior precisão os corredores ecológicos, adotando para as variáveis já citadas os escalonamentos detalhados a seguir.

Para os processos erosivos (gráfico 8), indicamos uma distância máxima de 1.500m, isto porque na área de estudo verificamos a ocorrência de dois tipos de processos erosivos, as

voçorocas e as ravinas. A maioria desses processos encontra-se numa situação entre crítica e muito crítica. Isso se justifica pelas condições físicas do ambiente, que geram uma predisposição para os processos erosivos naturais. Estes, por sua vez, são ocasionados pela ação dos agentes exógenos, tais como chuvas, ventos, águas dos rios, entre outros, mas se intensificaram em virtude das ações antrópicas, como desmatamento, intensificação da pecuária e da agricultura e impermeabilização do solo, que gradativamente foram destruindo várias nascentes.

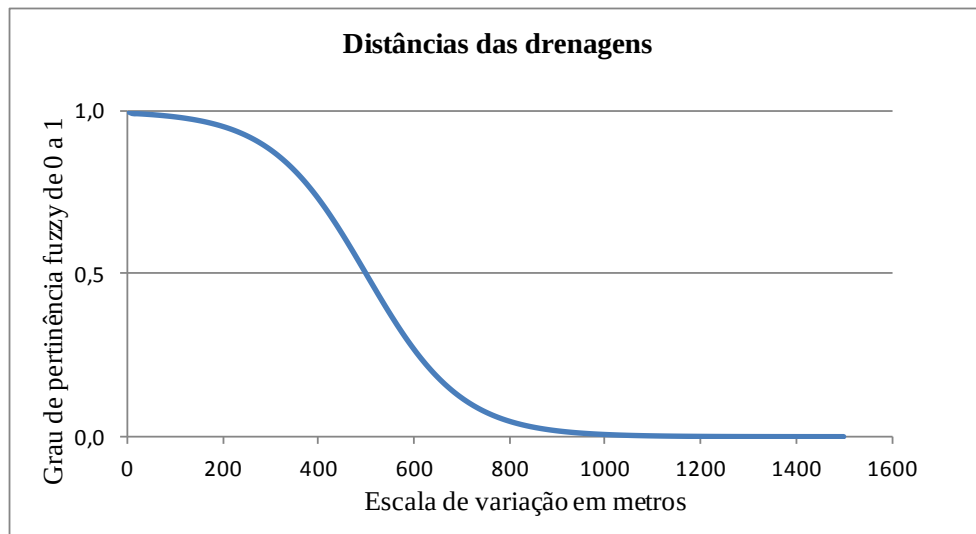
Gráfico 8 - Padronização das distâncias dos processos erosivos



Org: Santos, C.R (2016)

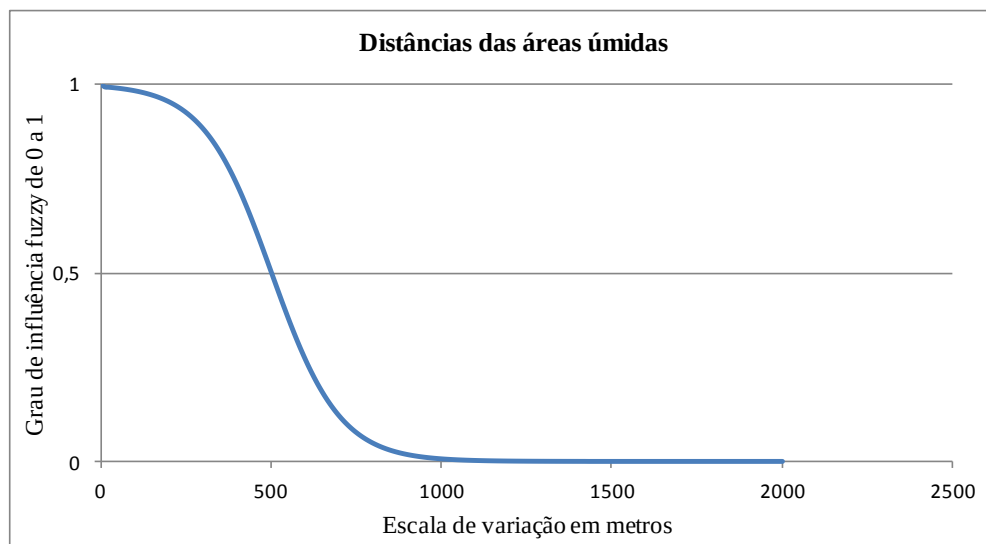
Às variáveis drenagens (gráfico 9), áreas úmidas (gráfico 10), fragmentos menores que 50ha (gráfico 11) e fragmentos de 50ha a 200ha (gráfico 12) hectares consideramos que a máxima distância sob sua influência é de 1.000m. Esses fragmentos passaram por grandes perturbações e devem abrigar pequenas populações de espécies ameaçadas de extinção (VIANA e PINHEIRO, 1998). São áreas importantes para a conexão dos corredores e estão presentes em grande parte da região de estudo.

Gráfico 9 - Padronização das distâncias das drenagens



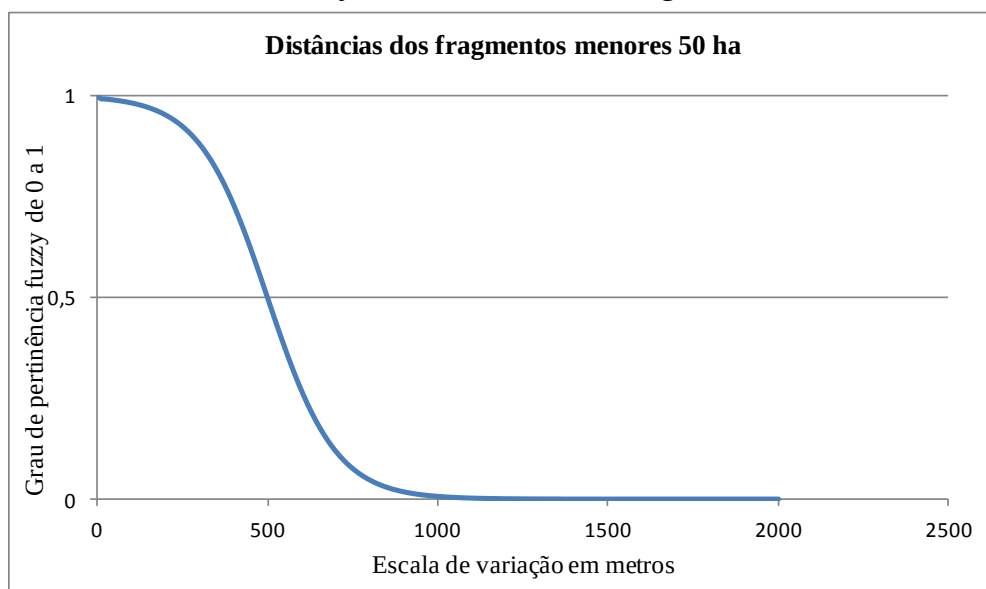
Org: Santos, C.R (2016)

Gráfico 10 - Padronização das distâncias das áreas úmidas



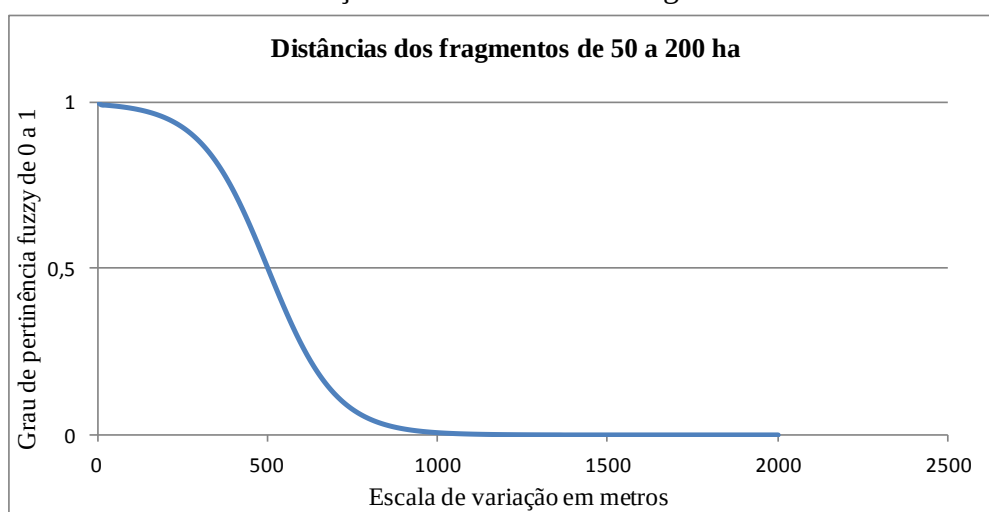
Org: Santos, C.R (2016)

Gráfico 11 - Padronização das distâncias dos fragmentos menores 50 ha



Org: Santos, C.R (2016)

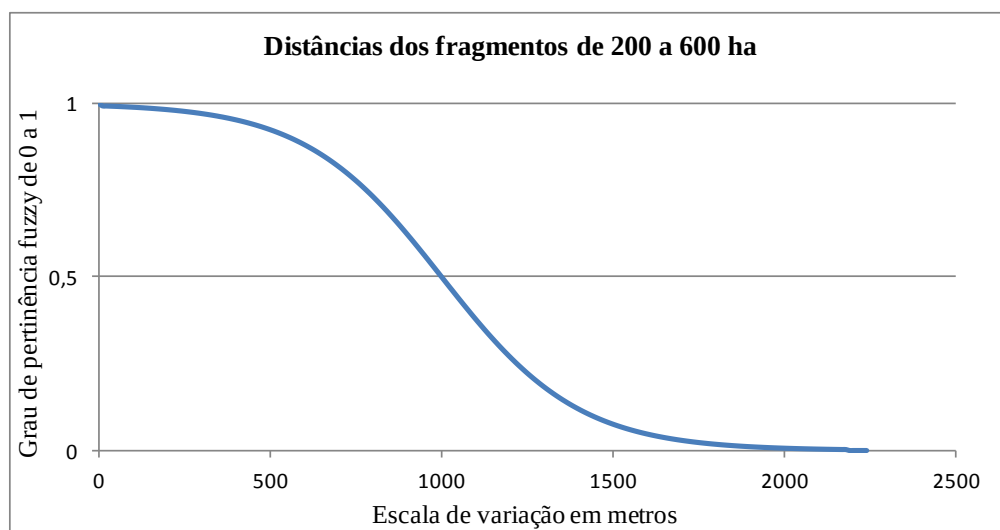
Gráfico 12 - Padronização das distâncias dos fragmentos de 50 a 200 ha



Org: Santos, C.R (2016)

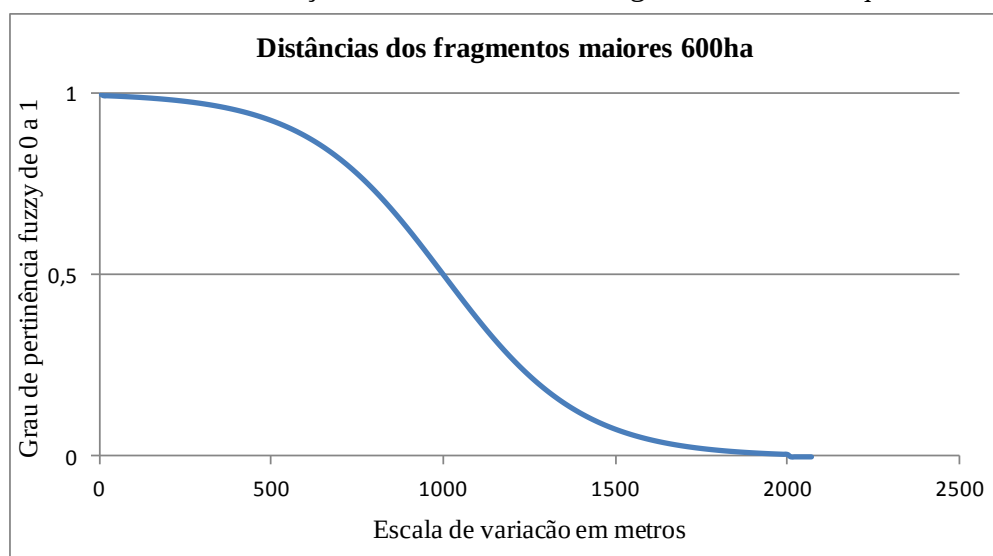
Os fragmentos de 200ha a 600ha (gráfico 13) e os maiores que 600ha (gráfico 14) são de extrema importância para a conexão dos corredores ecológicos. Dessa forma, distância máxima de influência máxima de 2.000m é justificável, visto que, se tratam de fragmentos de maior potencial para a conexão e recuperação das áreas desmatadas.

Gráfico 13 - Padronização das distâncias dos fragmentos de 200 a 600 ha



Org: Santos, C.R (2016)

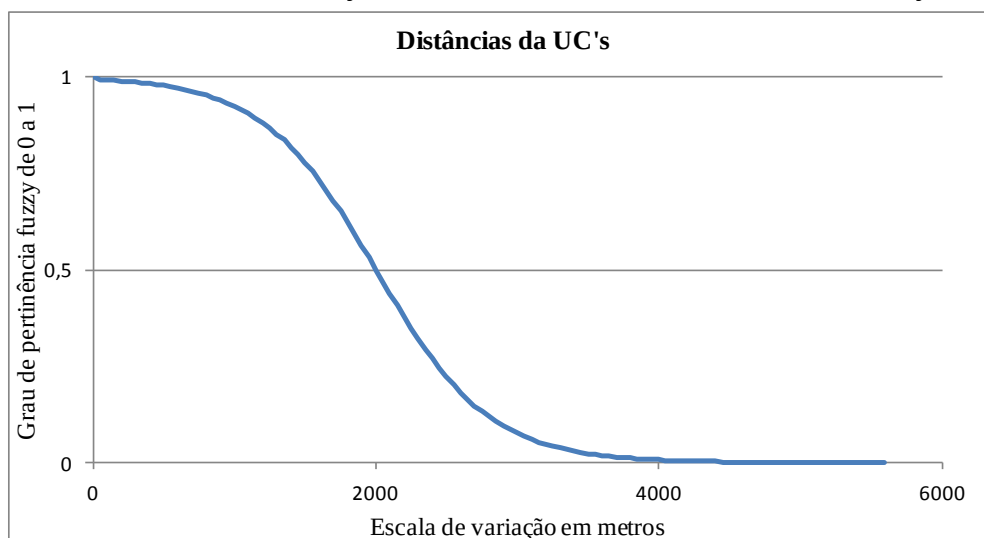
Gráfico 14 - Padronização das distâncias dos fragmentos maiores que 600 ha



Org: Santos, C.R (2016)

Para as Unidades de Conservação (gráfico 15) estabelecemos um valor de distância máximo de 4.000m. A escolha de uma distância alta para as UCs se deu em virtude de considerá-las como variáveis prioritárias para conexão dos corredores, haja vista sua valor ecológica e sua vasta biodiversidade.

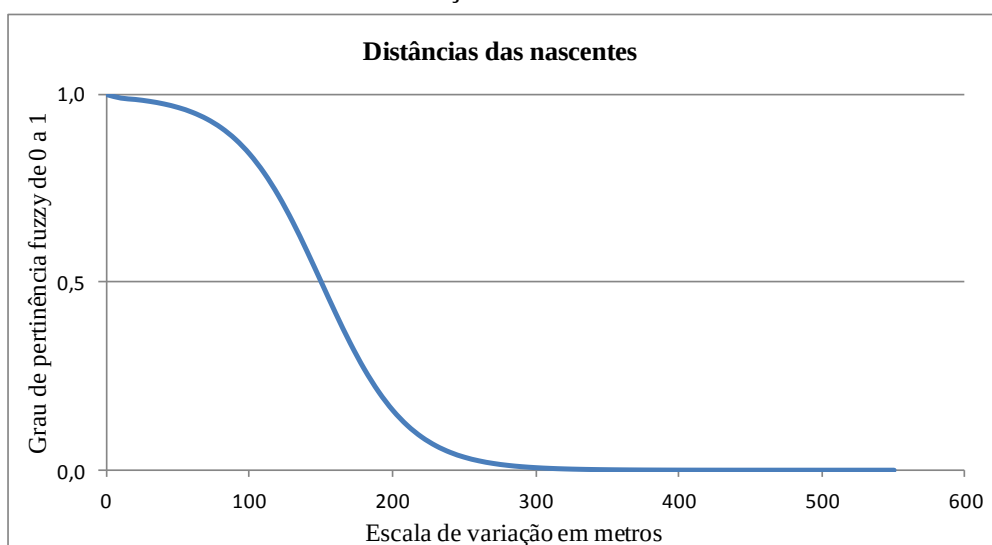
Gráfico 15 - Padronização das distâncias das Unidades de conservação



Org: Santos, C.R (2016)

Para as distâncias das nascentes (gráfico 16) tomamos como base um limiar de 300m. Essas áreas são consideradas de extrema relevância, ao passo que a grande maioria das nascentes foi suprimida pelas atividades agrícolas e pecuárias. A opção por uma abrangência de área maior do que aquela que vigora em lei deve-se à necessidade de utilizar, nessas áreas, medidas mitigadoras mais eficientes para a recuperação das nascentes.

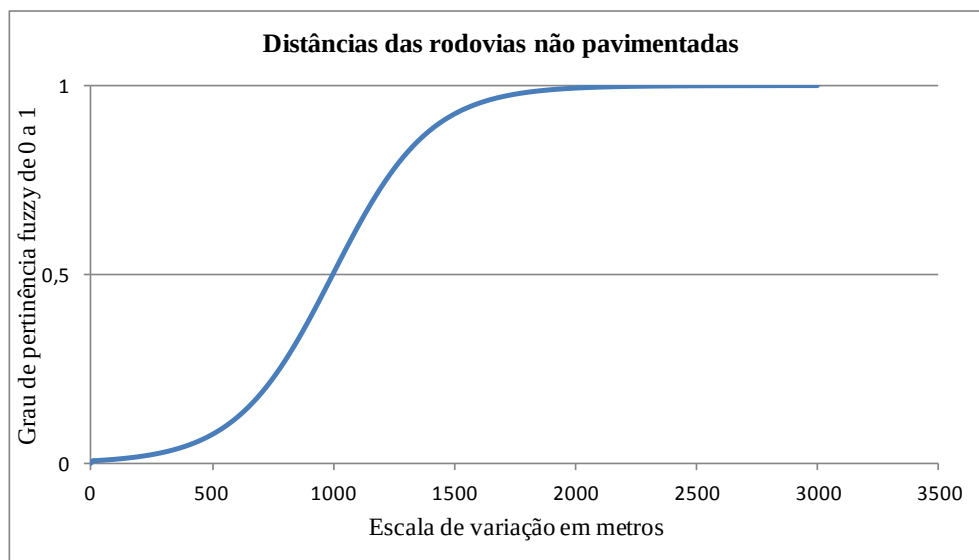
Gráfico 16 - Padronização das distâncias das nascentes



Org: Santos, C.R (2016)

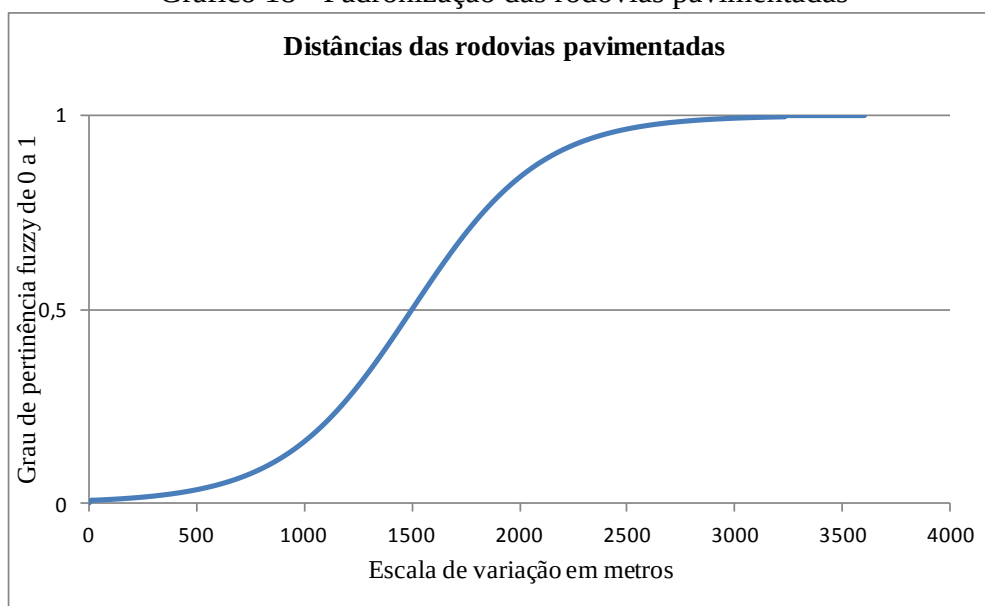
Por fim, para as distâncias de variáveis supostamente negativas (Gráficos 17, 18, 19 e 20), definimos um limiar reverso, que se inicia em zero até chegar ao limiar máximo, que é um. Essas distâncias adotadas para as variáveis ditas negativas se justificam por priorizarmos a efetivação dos corredores, e tais variáveis são consideradas barreiras artificiais.

Gráfico 17 - Padronização das distâncias das rodovias não pavimentadas



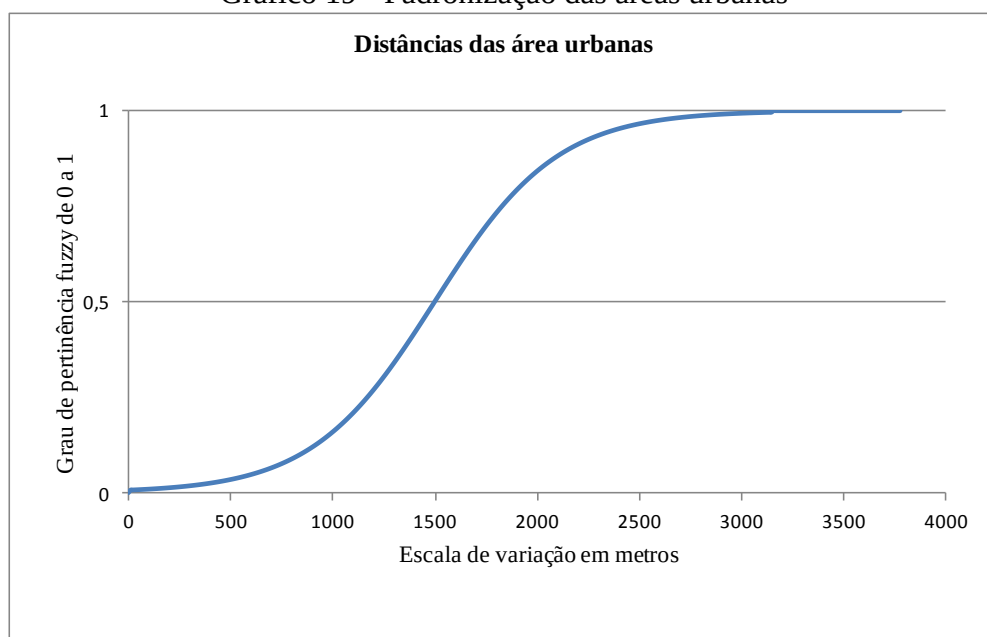
Org: Santos, C.R (2016)

Gráfico 18 - Padronização das rodovias pavimentadas



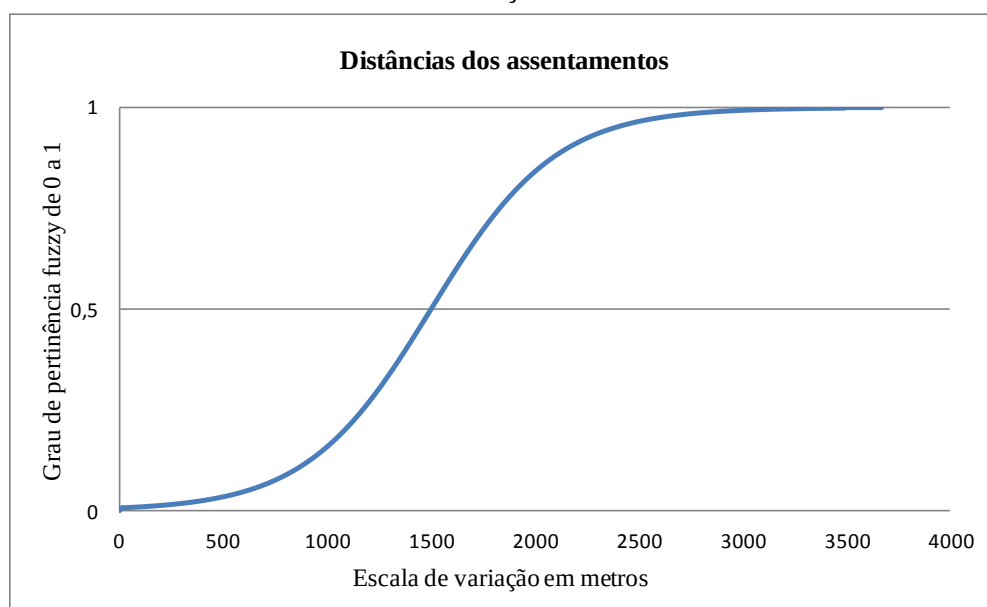
Org: Santos, C.R (2016)

Gráfico 19 - Padronização das áreas urbanas



Org: Santos, C.R (2016)

Gráfico 20 - Padronização dos assentamentos



Org: Santos, C.R (2016)

As estradas influenciam diretamente na alteração do hábitat, pois produzem um ambiente físico e químico diferente daqueles das áreas adjacentes (FREITAS, 2009), através da alteração da estrutura da paisagem. Nesses lugares, encontramos animais que buscam abrigo, água, alimento e espaços que permitam a reprodução da espécie. Na maioria das

vezes, o atropelamento é a maior causa de mortalidade dos animais silvestres, sendo a fragmentação da área, o deslocamento natural das espécies e a disponibilidade de alimentos ao longo das rodovias os principais fatores dos atropelamentos de fauna (SANTOS, et al., 2012).

Segundo Weiss e Vianna (2012), muitos animais que são atropelados não morrem imediatamente, no momento da colisão; alguns morrem depois do impacto, ao adentrarem na vegetação, ou até mesmo são carregados por outros vertebrados de maior porte para consumo. Esses animais acabam não entrando na estatística de atropelados.

É importante manter uma distância considerável dos assentamentos, pois foi constatado, em estudos realizados por Nava (2008), que animais domésticos oriundos de assentamentos, regularmente acabam adentrando as áreas de matas para caçar, demarcar território, ou acompanhar os donos nas caçadas dentro dos fragmentos. Existem também animais silvestres (onças, jaguatiricas e gato do mato) em busca de presas, sendo as maiores vítimas os animais de pequeno porte. Além disso, há vários tipos de doença que podem ser transmitidos de animais domésticos para animais silvestres, ou destes para os humanos e vice-versa. Os estudos de Nava (2008) constataram a presença de reagente positivo para a leptospirose, brucelose em animais silvestres e domésticos.

O potencial de transmissão de doenças tem progressivamente recebido atenção de muitos pesquisadores, que afirmam a possibilidade de contágio de carnívoros domésticos para animais silvestres raras (RUPPRECHT et al. 1995.; CHANG et al., 2002). Nos assentamentos, há uma maior densidade de animais domésticos, sendo que o risco de surgimento de males infectocontagiosas é superior ao das grandes propriedades (NAVA, 2008), além do surgimento de epidemias de determinadas doenças em populações de carnívoros ameaçados (LAURENSEN et al., 1998).

Uma das doenças que reapareceu em regiões onde supostamente tinha sido eliminada foi a malária. Atualmente essa doença vem sendo encontrada até em outras regiões que nunca tinham registrado casos de contágio. Na região da Floresta Amazônica atribui-se o aumento dos casos de malária aos projetos agropecuários, à mineração e à construção de usinas hidrelétricas e rodovias, que facilitaram o acesso à região (PIGNATTI, 2004).

A doença de *Lyme* e a febre amarela também estão relacionadas com a alteração da ecologia da região, principalmente pela derrubada das florestas durante os séculos anteriores, para dar lugar à agricultura (PIGNATTI, 2004). Segundo Forattini (1993), esses projetos desenvolvimentistas influenciam no aumento de todas as doenças infectoparasitárias. De acordo com Veronesi (1996), foram registrados casos dessas doenças no Brasil em áreas próximas à vegetação, que provavelmente serviam de hábitat para animais silvestres.

A fragmentação da paisagem e a degradação ambiental vêm contribuindo consideravelmente para o surgimento de novas doenças infecciosas. As intervenções do Homem no ambiente cooperam para o deslocamento dos vetores ou dos agentes etiológicos, que atingem populações de assentados em áreas próximas e chegam até mesmo a zonas urbanas (PIGNATTI, 2004).

Diante desse contexto, verificamos que a proposta de critérios e pesos das distâncias deferidas proporcionou uma combinação das variáveis ambientais para a identificação e definição das melhores alternativas para a implantação dos corredores ecológicos. .

Figura 27 – Cálculo de distância das variáveis

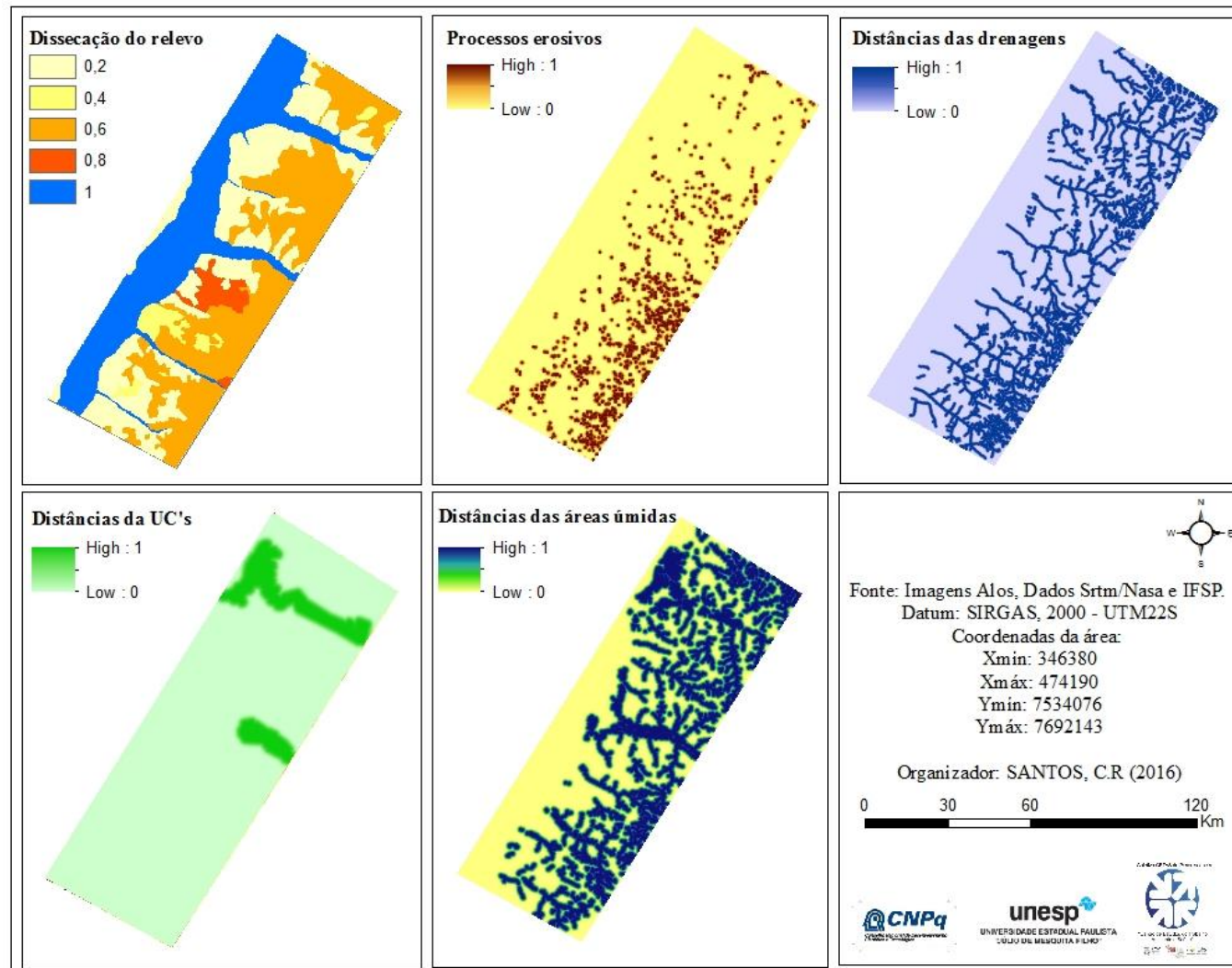


Figura 28 – Cálculo de distância das variáveis

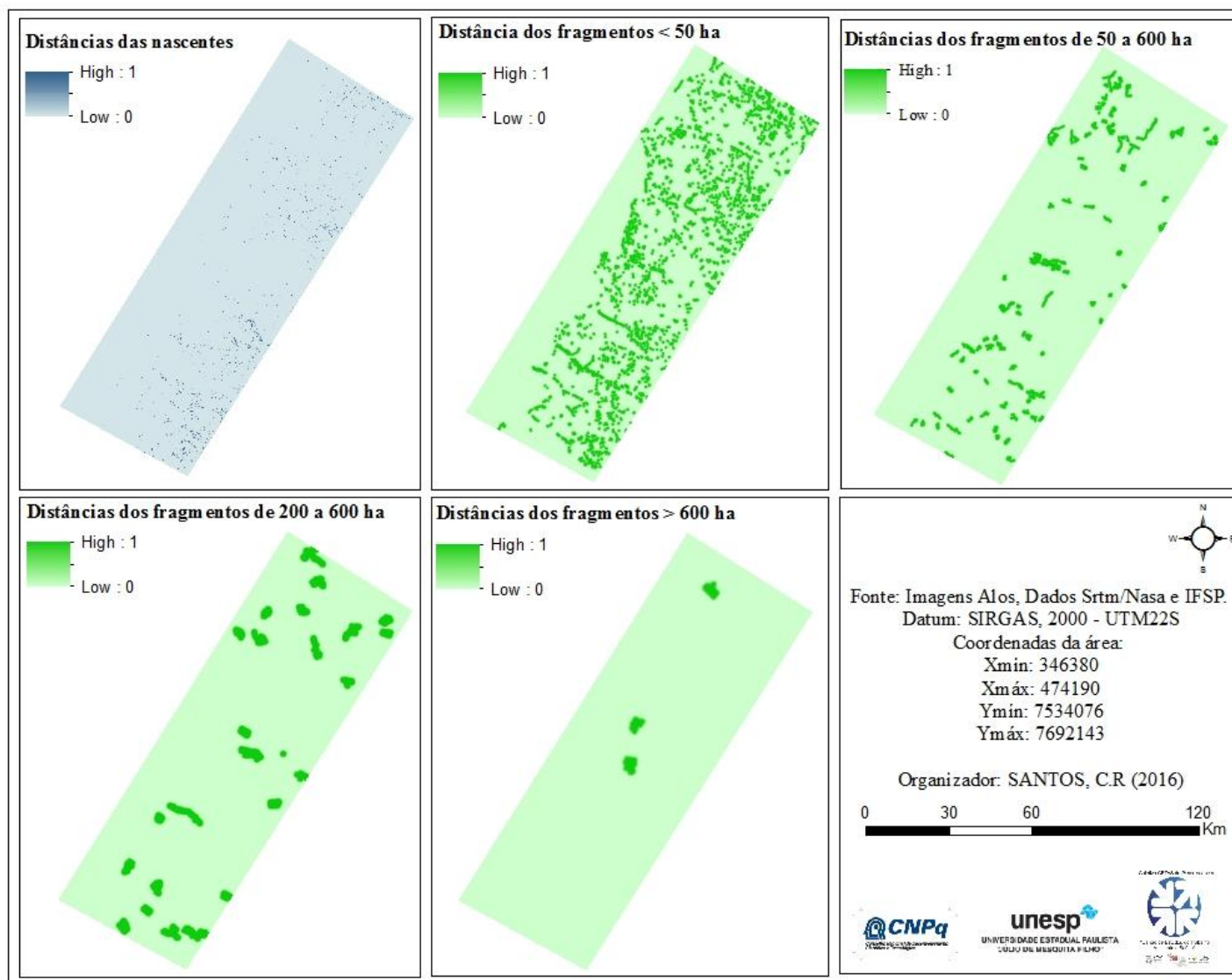
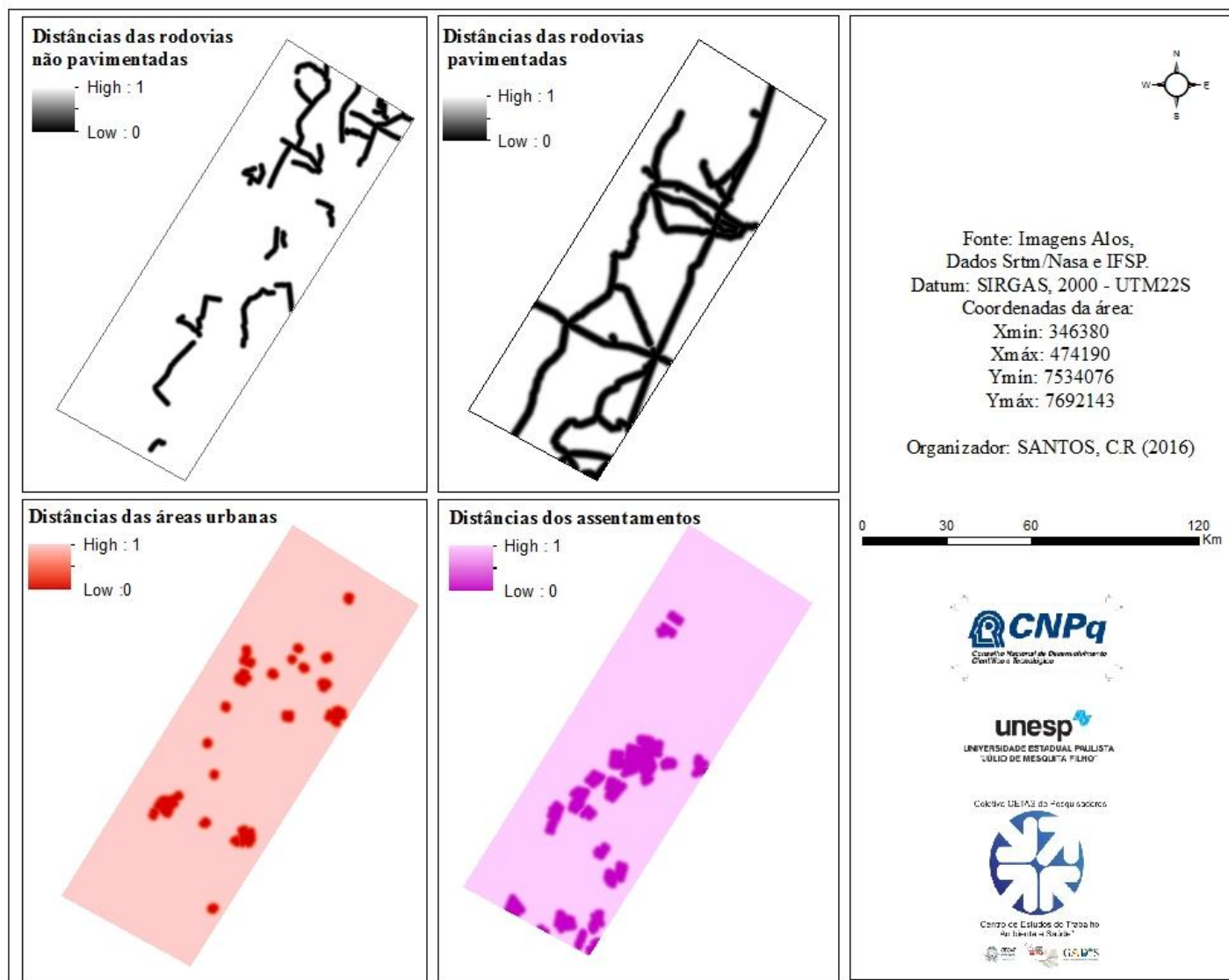


Figura 29 – Cálculo de distância das variáveis



5.5.2 Análise da matriz de potencialidades para delimitação de corredores ecológicos

Ao avaliarmos a aplicação da matriz de comparação pareada como estratégia na escolha das melhores áreas para a implementação de corredores ecológicos, chegamos aos seguintes pesos:

Quadro 12 – Valores resultantes da matriz de comparação pareada

Variáveis	PESOS	AW
Índice de dissecação	0,05313	0,85
Erosão	0,09412	1,69
Distância drenagem	0,11516	2,00
Distância UC's	0,12768	1,93
Distância area umida	0,12329	2,05
Distância nascentes	0,13233	2,14
Distâncias de rodovias não pavimentadas	0,03093	0,47
Distâncias de rodovias pavimentadas	0,01967	0,29
Distâncias das áreas urbanas	0,01554	0,24
Distâncias dos assentamentos	0,02713	0,42
Distâncias dos fragmentos menores de 50 ha	0,10944	1,84
Distâncias dos fragmentos entre 50 a 200 ha	0,11610	1,95
Distâncias dos fragmentos entre 200 a 600 ha	0,12103	1,82
Distâncias dos fragmentos maiores que 600 ha	0,13345	1,93
IC	0,150	
RC	0,095	

Org: Santos, C.R (2016)

O valor da razão de consistência resultou em 0,095, indicando que os valores da matriz de comparação pareada são consistentes. Então prosseguimos calculando a potencialidade para a delimitação de corredores ecológicos e chegamos ao resultado descrito a seguir.

Os melhores locais para a implementação de corredores ecológicos estão nas seguintes classes de potencialidade: Extremamente Alta (3,3%), Muito Alta (4,5%), Alta (6,9%), Média Alta (11%), que, somadas, representam um total de 25,8% da área de estudo (Tabela 10 e figura 30). Essas áreas são ideais para que se possam criar conexões transversais entre as Unidades de Conservação, em especial. os Parques Estaduais Aguapeí, Peixe e a RPPN do Aguapeí.

Tabela 10 – Classes de potencialidade para delimitação de corredores ecológicos

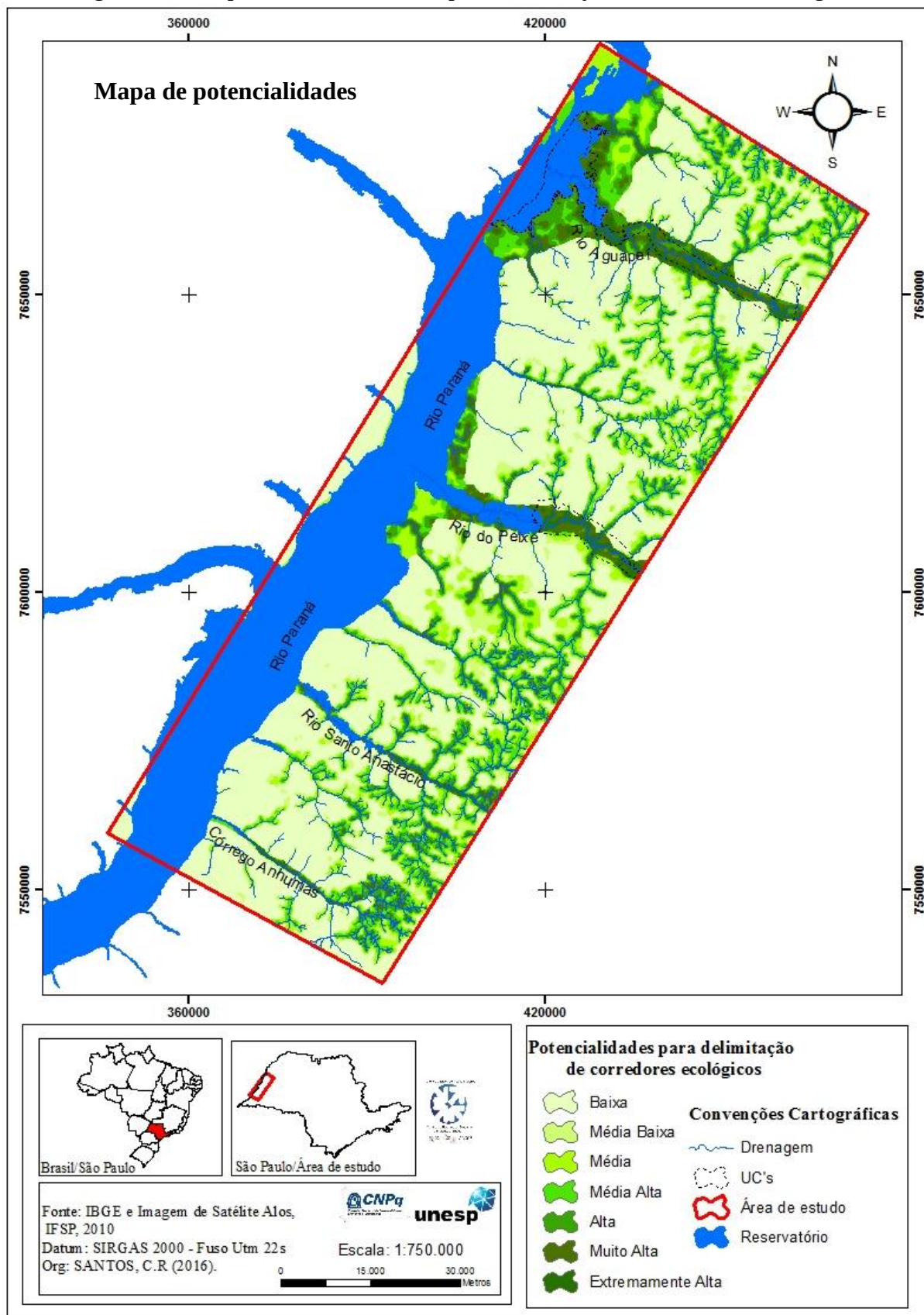
Potencialidades para delimitação dos corredores ecológicos	Área (ha)	%
Baixa	337052,78	41,10
Média Baixa	51118,77	6,23
Média	220437,93	26,88
Média Alta	90569,97	11,04
Alta	56475,36	6,89
Muito Alta	36933,13	4,50
Extremamente Alta	27432,06	3,35
Total	820020,00	100,0

Org: Santos (2016).

As áreas de potencialidade Média (26,9%) e Média Baixa (6,2%) também podem ser utilizadas, quando necessário, para a implementação dos corredores, pois o seu índice de variação potencial está no intervalo de 0,5 a 0,65.

Já a classe de potencialidade Baixa, corresponde às áreas consideradas, neste contexto, como impróprias para a implementação dos corredores, já que o nosso foco é realizar uma ligação transversal entre o Nordeste o Sudoeste da área de estudo.

Figura 30 – Mapa de Potencialidades para delimitação de corredores ecológicos



As classes de potencialidade Extremamente Alta, Muito Alta e Alta estão localizadas, principalmente, em superfícies aplainadas, onde se encontram as formas de relevo denudacionais do tipo modelado convexo (Dc), com densidade de drenagem alta e grau de entalhamento dos vales considerado fraco. O uso e a cobertura da terra nessas classes pertencem, em grande parte, à pecuária, mas apresentam também alguns pontos com agricultura e manchas urbanas. Esses usos e ocupações podem impor algumas restrições ou servirem como facilitadores para a implantação de corredores ecológicos, o que vai depender do custo da terra; ou seja, as áreas com maior potencialidade, na maioria das vezes, são as que apresentam menores custos.

Na classe de potencialidade Extremamente Alta (figura 30 e Tabela 11) há uma prevalência considerável da classe fragmentos florestais, ou seja, 36,22% de fragmentos florestais se situam em locais de ótima potencialidade para a delimitação de corredores, facilitando assim a implantação.

Nas classes de potencialidade entre Alta e Extremamente Alta, existem bastante áreas úmidas, que são fundamentais para a conexão de corredores por se tratarem de áreas sujeitas a modificações constantes nos períodos de cheias e secas, além de serem importantes para a preservação dos habitats terrestres e aquáticos.

As classes de potencialidade entre Média Baixa e Média Alta abrigam uma maior porcentagem de agricultura e pastagem, principalmente, as classes Média Baixa, cujas áreas apresentam 35,72% de agricultura e 53,80% de pastagem. As classes de potencialidade Média Alta apresentam 28,35% de agricultura e 51,88% de pastagem (Tabela 11). Essas áreas podem servir como alternativas de conectores para interligarem lugares que não possuem prioridade como conectores. É bom salientar que nessas classes temos baixo percentual de fragmentos florestais e áreas úmidas.

Os índices de distância entre as variáveis selecionadas foram bons condutores para que a delimitação de corredores pudesse ocorrer de forma transversal, uma vez que, ao combinar os mapas de distâncias com as outras variáveis pudemos perceber o forte potencial de ligação que possuem. Além disso, por serem consideradas áreas prioritárias para conservação da fauna e flora locais, apresentam também os maiores pesos da matriz de comparação, facilitando a conexão, e permitem que se estruture a delimitação de corredores tomando como base algumas regras da legislação ambiental.

Tabela 11 – Uso e cobertura da terra e Potencialidade para delimitação de corredores ecológicos

Potencialidades p/ delimitação dos corredores Uso e cobertura da terra	Baixa	%	Média Baixa	%	Média	%	Média Alta	%	Alta (ha)	%	Muito Alta	%	Extremamente Alta	%	Área total (ha)	%
Água	2874,28	0,78	79,38	0,15	112568,13	57,47	5967,65	6,86	2681,80	4,75	1817,14	5,45	2202,71	8,00	128191,07	15,63
Área Úmida	2586,32	0,70	1440,62	2,80	2411,35	1,23	6042,49	6,95	6361,59	11,26	10793,66	32,35	7373,70	26,77	37009,71	4,51
Ilha	0,00	0,00	0,00	0,00	2736,78	1,40	832,14	0,96	185,07	0,33	37,45	0,11	1,24	0,00	3792,67	0,46
Fragmentos florestais	9374,99	2,55	3253,75	6,32	3271,79	1,67	4008,47	4,61	5609,25	9,93	7313,00	21,92	9978,39	36,22	42809,65	5,22
Pastagem	211789,61	57,51	27683,22	53,80	46425,15	23,70	45136,98	51,88	30295,26	53,63	13363,43	40,05	5820,53	21,13	380514,18	46,40
Agricultura	136359,15	37,03	18377,02	35,72	27649,11	14,12	24664,03	28,35	11260,14	19,93	0,00	0,00	2169,93	7,88	220479,37	26,89
Silvicultura	655,20	0,18	196,32	0,38	88,68	0,05	51,83	0,06	39,88	0,07	8,63	0,03	0,00	0,00	1040,54	0,13
Mancha Urbana	4643,10	1,26	423,45	0,82	731,39	0,37	295,43	0,34	58,13	0,10	31,31	0,09	0,00	0,00	6182,80	0,75
Área total	368282,64		51453,76		195882,37		86999,01		56491,10		33364,62		27546,50		820020,00	
% (Total)	44,91		6,27		23,89		10,61		6,89		4,07		3,36		100,00	

CONSIDERAÇÕES

Neste capítulo verificamos que o índice de dissecação do relevo foi primordial para determinarmos os níveis de fragilidade. Demonstramos que as planícies fluviais são ambientes vulneráveis a modificações constantes no leito do rio e que os índices de dissecação Dc13, Dc 23 e Dt13 correspondem às áreas que sofrem fortes perturbações antrópicas, as quais instabilizam o processo natural de fragilidade do relevo.

As classes de potencialidade para delimitação de corredores ecológicos apresentaram alternativas suficientes para que a conexão entre as Unidades de Conservação e os fragmentos de vegetação pudesse ocorrer.

A metodologia aplicada, utilizando decisão por níveis hierárquicos, mostrou-se satisfatória para identificar os melhores caminhos para a demarcação dos corredores ecológicos. Mas é necessário que se tenha cuidado na escolha dos critérios e de seus inter-relacionamentos, pois isso é fundamental no resultado final para a tomada de decisão.

Apesar de os resultados se mostrarem satisfatórios, são necessários estudos mais aprofundados que visem a um melhor refinamento do tema, chegando, assim, a possibilidades concretas de delimitação ou de futura implantação de corredores ecológicos. Se assim for, os corredores podem promover melhorias na qualidade dos ecossistemas, trazendo benefícios ao homem e ao ambiente.

Sabemos que seleção das áreas e os tipos de ação que devemos estabelecer para a proteção da biodiversidade é uma tarefa complexa, pois estamos nos apoiando em decisões que prezem o equilíbrio entre a sustentabilidade e a crescente demanda da sociedade por recursos naturais.

No próximo capítulo vamos analisar onde é possível fazer a conexão dos corredores ecológicos entre as Unidades de Conservação e os fragmentos florestais.

REFERÊNCIAS

- AB' SABER, AZIZ NACIB. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. Editora Ateliê, São Paulo, 2003
- ABREU, L. M. de; GRANEMANN, S. R.; GARTNER, I.; BERNARDES, R. S. (2000). **Escolha de um programa de controle da qualidade da água para consumo humano: aplicação do método AHP**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 4, n. 2, pp. 257 - 262.
- AMORIM, M. C.C.T; DUBREUIL, V.; QUENOL, H; SANT'ANA NETO, J.L. **Características das ilhas de calor em cidades de porte médio: exemplos de Presidente Prudente (Brasil) e Rennes (França)**. Confins [Online], Número 7. (2009)
- BARBAROSOGLU, G.; PINHAS, D. **Capital rationing in the public sector using the analytic hierarchy process**. Disponível em: <<http://bw-www.ie.uryukyu.ac.jp/~j94033/study/finalpeper2.html>>. 1995. Acesso em: 14 fev de 2016
- BOIN, M. N.. **Chuvas e erosões no oeste paulista: uma análise climatológica aplicada**. 2000. 264f. Tese (Doutorado em Geociências e Meio Ambiente). Universidade Estadual Paulista, Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Rio Claro / SP, 2000
- BURROUGH, P. A.; HEUVELINK, G. B. M. **The sensitivity of boolean and continuous (Fuzzy) logical modelling to uncertain data**. In European Conference and Exhibition on Geographical Information Systems Munich, 3. (EGIS'92). Munich, Germany, 1992. Proceedings: Munich, Germany: EGIS'92. p. 1032-1041.
- CÂMARA & MEDEIROS. **Geoprocessamento para Projetos Ambientais**. INPE, 1998. [online] Disponível em: <http://www.dpi.inpe.br/teses/gilberto>
- CÂMARA, G.; MONTEIRO, A.M.; DRUCK, S.; SÁ CARVALHO, M. **Análise espacial e geoprocessamento**. Disponível em <http://www.dpi.inpe.br/gilberto/tutoriais/analise/cap1.pdf>. Acessado em 10 set 2016.
- CARVALHO, J. A.; TEIXEIRA, S.R.F.; CARVALHO, M.P.; VIEIRA, V.; ALVES, F.A. Doencas Emergentes: uma Análise sobre a relação do Homem com o seu Ambiente. Revista Práxis, ano1, n1, janeiro 2009.
- CHANG, H.H.; EIDSON, M.; NOONAN-TOLY, C.; TRIMARCHI, C.V.; RUDD, R.; WALLACE, B.J.; SMITH, P.F.'MORSE, D.L. Public health impact of reemergence of rabies, New York. Emerging Infectious Disease, v.8, p. 909-913. 2002
- CHARNES, A.; COOPER, W.W. "**Management Models and Industrial Applications of Linear Programming**", John Wiley and Sons, New York. 1961
- CONYERS, D.; HILLS, P. **An introduction to development planning in the third world**. New York/ EUA: John Wiley & Sons, 1984. (Public Administration in Developing Countries).
- CREPANI, E.; MEDEIROS, J.S.; L.G.; AZEVEDO, L.G.; HERNANDEZ FILHO, P.; LORENZANO, T.G.; DUARTE, V. **Sensoriamento remoto aplicado ao zoneamento Ecológico-Econômico**. São José dos Campos/SP. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2001, 18p. (INPE-8454- RPQ/722).
- FERREIRA, M. C. **Iniciação à análise geoespacial: teoria, técnicas e exemplos para geoprocessamento**. Editora Unesp, São Paulo, 2014.
- FIDALGO, E. C. C. **Critérios para a análise de métodos e indicadores ambientais usados na etapa de diagnóstico de planejamentos ambientais**. Biblioteca digital da UNICAMP.

Disponível em <http://www.bibliotecadigital.unicamp.br/document/?code=vtls000303237>. Acessado em 2 fev., 2016.

FORATTINI, O. P. F. Psychodidae. In: **Entomologia médica**. São Paulo: Ed.Universidade de São Paulo, 1973. v. 4, p. 213-569.

FREITAS, C. H. **Atropelamento de vertebrados nas rodovias MG-428 e SP-334 com análise dos fatores condicionantes e valoração econômica da fauna**. 85p. Tese (Doutorado), Instituto de Biociências da Universidade Estadual Paulista “Julio de Mesquita Filho”, Campus de Rio Claro. 2009.

GOMES, E. G. **Integração entre sistemas de informação geográfica e métodos multicritério no apoio à decisão espacial**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Produção) – Instituto Alberto Luiz Coimbra de Pós-Graduação e Pesquisa em Engenharia/Universidade Federal do Rio de Janeiro (COPPE/UFRJ), Rio de Janeiro, 1999.

GOMES, L.F.A.M.; ARAYA, M.C.G.; CARIGNANO, C. **Tomada de decisão em cenários complexos: introdução aos métodos discretos do apoio multicritério à decisão**. Pioneira Thompson Learning, 2004.

GONÇALVES, A. P. **Aplicação de lógica fuzzy em Guerra Eletrônica**. 2007. Disponível em: http://www.logicafuzzy.com.br/wp-content/uploads/2013/04/logica_fuzzy_em_guerra_eletronica.pdf. Acessado em 20 abr, 2017.

IJIRI, Y. **Management goals and accounting for control**. Rand McNally, Chicago, Illinois/EUA 1965

IPT - INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO (IPT) **Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo**. Escala 1:1.000.000 .PROMOCET., São Paulo, 1981. 94 p,

IPT – Instituto de Pesquisas Tecnológicas. **Cadastramento de pontos de erosão e inundação no Estado de São Paulo**, RELATÓRIO TÉCNICO 131.057 – 205 Departamento de Águas e Energia Elétrica – DAEE, 2012.

JIANYUAN, Y. (1992). **Using Analytic Hierarchy Process as the auxiliary decision of computer integrated system for library management (CISLM)**. Nankai University, China. Disponível em: <<http://web.simmons.edu/~chen/nit/NIT'92/387-yan.htm>>. Acesso em: 07 abr. 2005.

LAURENSEN, K.; SILLERO-ZUBIRI, C.; THOMPSON, H.; SHIFERAW, F.; THIRGOOD, S.; MALCOLM, J. Disease as a threat to endangered species; ethiopian wolves, domestic dogs, and canine pathogens. *Animal Conservation*, v.1, p. 273-280, 1998.

LEE, S. M. **Goal programming for decision analysis**, Auerbach Publishers, Philadelphia/EUA. 1972

LONGLEY, P. A. et al., **Sistemas e Ciência da Informação Geográfica**, 3ª Ed., Porto Alegre/RS: Bookman, 2013

LOUZADA, F. L. de. O.; SANTOS, A. R. DOS. SILVA, A. G. DA. **Delimitação de corredores ecológicos no Arcgis 9.3**. Caufes, 2010.

MIRANDA, J. I. **Fundamentos de Sistemas de informações geográficas**. Embrapa Informação Tecnológica. Brasília, DF. 2005. p.425

MONTEIRO, C. A. F. **A dinâmica climática e as chuvas no Estado de São Paulo**. Atlas. São Paulo: Universidade de São Paulo/Instituto de Geografia, 1973. 129 p.

MOREIRA, F. R.; BARBOSA, C.; CÂMARA, G.; ALMEIDA FILHO, R. **Inferência geográfica e suporte à decisão**. In: CÂMARA, G., DAVIS, C., MONTEIRO,

A.M.,D'ALGE, J.C. Introdução à Ciência da Geoinformação. São José dos Campos/SP, INPE, 2001(on-line, 2ª edição, revisada e ampliada)

MOURA, A. C. M. **Reflexões metodológicas como subsídio para estudos ambientais baseados em análise de multicritérios.** Anais do XIII Simpósio de Sensoriamento Remoto (SBSR), Florianópolis/SC, Anais... São José dos Campos/SP: INPE, 2007. Artigos, p. 2899-2906. CD-ROM.

NAVA, A. F. D. **Espécies sentinelas para a Mata Atlântica: as consequências epidemiológicas da fragmentação no Pontal do Paranapanema, São Paulo.** Tese (Doutorado) Universidade de São Paulo, Faculdade de Medicina Veterinária e Zootécnica. Departamento de Medicina Preventiva e Saúde Animal. São Paulo, 2008.p.

OLSON, D.L. **Decision Aids for Election Problems.** Springer 1996.

PAMPLONA, Edson de Oliveira. **Avaliação qualitativa de cost drivers pelo método AHP.** (1999). Escola Federal de Engenharia de Itajubá, Itajubá. Disponível em: <<http://www.iem.efei.br/edson/download/Artavalahp.pdf>>. Acesso em: 20 abr. 2016.

PIGNATTI, M. G., **Saúde e Ambiente: as doenças emergentes no Brasil.** Rev. Ambiente & Sociedade, vol.7, n.1, Campinas, Jan./June 2004.

ROSS, Jurandyr Luciano Sanches. **Geomorfologia: ambiente e planejamento.** São Paulo: Contexto, 1990.

ROSS, J. L. S.. O registro cartográfico dos fatos geomórficos e a questão da taxonomia do relevo. **Revista do Departamento de Geografia.** V.6, 1992.

ROSS, J.L.S. Análise Empírica da Fragilidade dos Ambientes Naturais e Antropizados. **Revista do Departamento de Geografia,** n. 8, p. 63-74. (1993).

ROSS, J.L.S. **Geomorfologia: ambiente e planejamento.** 8 ed. São Paulo: Contexto. 2007

RUPPREHT, C.E.; SMITH, J.S.; FEKADU, M.; CHILDS, J.E. **The ascension of wildlife rabies: a cause for public health concern or intervention?** Emerging Infectious Disease, v.1, p.107-114, 1995.

RUSS, E.; SIMPSON, P; DOBBINS, R. **Computational Intelligence PC tool.** London: AP Professional, 1996

SAATY, T.L.. The analytic hierarchy process. New York: McGraw-Hill, 1980.

_____. **A Scaling Method for Priorities in Hierarchical Structures.** Journal of Mathematical Psychology, 15(3), 234-281. 1997

_____. **Decision Making with Dependence and Feedback - The Analytic Network Process;** RWS Publications, 2001.

SAATY, T. L.; VARGAS, L. G.; **Models, Methods, Concepts & Application of the Analytic Hierarchic Process.** Kluwer Academic Publishers, 2001.

SÁNCHEZ, L. E. **Avaliação de impactos ambiental: conceitos e métodos.** 2. ed. Oficina de textos, 2013.

SANTOS DOS, R. F. **Planejamento Ambiental: teoria e prática.** Oficina de textos. São Paulo, 2004.

SANTOS, A. L. P. G DOS.; ROSA, C. A.; BAGER, A. **Variação sazonal da fauna selvagem atropelada na rodovia MG 354, Sul de Minas Gerais - Brasil.** Revista Biotemas, 25 (1), março de 2012.

SANTOS, A. R.; LOUZADA, F. L. R. O.; EUGENIO, F. C. **ArcGis 9.3 total: aplicações para dados espaciais.** Alegre, ES. CAUFES, 2010.

- SILVA, R.A.C.. **Inteligência artificial aplicada à ambientes de Engenharia de Software: Uma visão geral**. Universidade Federal de Viçosa, 2005.
- TRICART, J. **Ecodinâmica**. Rio de Janeiro IBGE/SUPREN. 1977. 91 p.
- VERONESI, R., FOCACCIA, R.; **Tratado de Infectologia**., Ateneu, São Paulo; 1996.
- VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. **Conservação da Biodiversidade em Fragmentos Florestais**. Série técnica IPEF. v 12, n 32, páginas 25-42, dezembro de 1998.
- VINCKE, PHILIPPE. **Decision – AID**. Univsersité Libre de Bruxelles/ BE, 1992.
- WEISS, L. P.; VIANNA, V O. **Levantamento do impacto das rodovias BR 367, BR-373 e BR-277 trecho de Apucarana a Curitiba, Paraná, no atropelamento de animais silvestres**. Biologia Saúde, Ponta Grossa, v.18, n.2, p.121-133, jul/dez. 2012. Disponível em <<http://www.revistas2.uepg.br/index.php/biologica>>. Acessado em; 26 dezembro, 2016.
- XIMENES, A. C.; ALMEIDA, C. M.; AMARAL, S.; ESCADA, M. I. S.; AGUIAR, A. P. A. **Modelagem dinâmica do desmatamento na Amazônia**. Boletim de Ciências Geodésicas, v. 14, n. 3, Curitiba, p. 370-391. 2008.
- ZADEH, L, *Fuzzy sets*. **Information Control**, N.8, 1965
- ZUFFO, A. C.; SANTOS DOS, R. F.; CHAUDHRY, F. H. Aplicação de métodos multicriteriais ao Planejamento de Recursos Hídricos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Volume 7, n.1. Jan/Mar. p/ 81-102. 2002

**A
R
T
I
G
O
S**

6 – CENÁRIOS ALTERNATIVOS DE CORREDORES ECOLÓGICOS NA REGIÃO OESTE PAULISTA

Resumo: A função dos corredores ecológicos é propiciar uma proteção efetiva da natureza, reduzindo ou prevenindo a fragmentação das florestas existentes por meio da interligação entre diferentes modalidades de áreas protegidas e outros espaços com diferentes usos do solo. Dessa forma, o objetivo geral deste capítulo é delimitar cenários alternativos de corredores ecológicos para a região estudada, utilizando modelagem ambiental. Para o desenvolvimento e a aplicação da metodologia, escolheu-se como área de pesquisa o Oeste paulista. Foram considerados neste estudo os Mapas de potencialidade para delimitação de corredores ecológicos e uso e cobertura da terra de 2010. A área pesquisada tem potencialidade para a delimitação de três corredores ecológicos interligando os fragmentos existentes ao longo do seu trajeto, entre eles, o corredor do Parque Estadual Aguapeí até o Parque Estadual do Rio do Peixe (CEAP); o corredor Parque Estadual do Rio do Peixe até o Rio Santo Anastácio (CEPSA) e o corredor do Rio Santo Anastácio até o Córrego Anhumas (CESAA). Ao analisarmos a somatória desses três corredores, verificamos que a área possui um total de 11.6236,00ha (ou 1.162,35km²) e 907.417,99m de comprimento, com uma largura média de 1.200m. Nos três corredores percebemos a possibilidade de ligação entre os fragmentos florestais, mas somente através dos fragmentos isso não é totalmente possível; é necessário agregar outros usos, como áreas úmidas, pastagens e agriculturas. Constatamos que, em todos os corredores, as potencialidades prioritárias estão próximas das drenagens, nascentes e áreas úmidas. Como são consideradas regiões importantes na delimitação dos corredores, julgamos relevante a recuperação das matas ciliares, atualmente desmatadas. A tabulação cruzada entre os corredores delimitados e as classes de fragilidade do ambiente indica predominância das classes de fragilidade Fraca e Média. Esse nível de fragilidade está associado ao tipo de uso e cobertura da terra na área (pastagem e agricultura). Os resultados apresentados nos três corredores delimitados permitiram planejar significativas conexões transversais entre os fragmentos florestais e a sua implementação resultaria na recuperação de aproximadamente 14% da paisagem degradada.

Palavras-chave: corredores ecológicos; fragmentação da paisagem e cenários alternativos.

6.1 INTRODUÇÃO

A conservação da biodiversidade de modo sustentável é um dos maiores desafios da Humanidade nos tempos atuais, em função do elevado nível de perturbações antrópicas nos ecossistemas naturais. Na Mata Atlântica, por exemplo, a maior parte dos remanescentes florestais se encontram na forma de pequenos fragmentos, o que é ocasionado por diversos tipos de perturbação, (VIANA, 1995).

Em vários ecossistemas naturais brasileiros, a fragmentação da paisagem tem se mostrado como o principal agente de redução e extinção da biodiversidade. As mudanças nos

sistemas florestais estão associadas à expansão de fronteiras de desenvolvimento econômico, principalmente pela agricultura e pela pecuária extensiva (VIANA, 1995).

A retirada dos fragmentos florestais, em virtude do crescimento econômico, acaba influenciando no isolamento dos mesmos, impossibilitando uma conexão eficiente entre os fragmentos florestais (VIANA, 1995).

6.2 OBJETIVO

O objetivo geral deste capítulo é delimitar cenários alternativos de corredores ecológicos para a área de estudo, utilizando modelagem ambiental.

6.3 FUNDAMENTAÇÃO TEÓRICA

Como já abordado anteriormente, a aplicação da modelagem em ambientes terrestres é cada vez mais frequente; mas para alcançar os resultados esperados é importante que se entenda o quê e para quê modelar. Por isso, as seções seguintes apresentam uma revisão de literatura sobre os conceitos de corredores ecológicos e modelagem ambiental.

6.3.1 Corredores ecológicos

A função dos corredores ecológicos é propiciar uma proteção efetiva da natureza, reduzindo ou prevenindo a fragmentação das florestas existentes por meio da interligação entre diferentes modalidades de áreas protegidas e outros espaços com diferentes usos do solo (MMA, 2007, p. 10).

Trata-se de porções de ecossistemas naturais ou seminaturais que ligam Unidades de Conservação e possibilitam que haja entre elas o fluxo de genes e o movimento da biota, facilitando a dispersão de espécies e a recolonização de áreas degradadas (Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000).

Segundo Metzger (1999), a implantação de corredores em larga escala é uma das contribuições que visam reduzir e/ou controlar a fragmentação da paisagem, proporcionar o aumento da vegetação e o fluxo de animais e sementes, permitindo que espécies de plantas e animais colonizem as áreas degradadas.

Laurance e Bierregard (1997) afirmam que as mudanças nos fragmentos florestais podem modificar algumas espécies arbóreas, como alterações na abundância de polinizadores, dispersores, predadores e patógenos, além de variações no microclima e incêndios, que atingem de forma mais intensiva as bordas dos fragmentos, alteram as taxas de mortalidade de árvores.

Segundo Vianna (1998), a ligação dos fragmentos através de corredores atraem os dispersores da biodiversidade, como pássaros, mamíferos, insetos e anfíbios. Estudos realizados por Vianna e Pinheiro (1998) identificaram duas estratégias de passagens ecológicas eficientes. Uma delas é o aumento da conectividade entre os fragmentos através do estabelecimento de corredores em matas ciliares e encostas, o que já é previsto em lei. A outra partiria da regeneração natural de espécies arbóreas. Ou seja, a adoção da estratégia mais apropriada vai depender da análise de custo-benefício.

Os principais benefícios da formação de corredores ecológicos consistem em: contribuição para a efetiva preservação da diversidade biológica, adotando técnicas de conservação e táticas de planejamento e gestão socioambiental de forma compartilhada, participativa e descentralizada; redução da fragmentação e manutenção da cobertura vegetal para a conectividade da paisagem; aumento do fluxo genético entre as populações; introdução de estratégias de uso da terra; criação de oportunidades de negócios e incentivos a atividades que promovam a conservação dos atributos naturais, além da educação ambiental e mudanças no comportamento da comunidade local (MMA, 2007).

Diante disso, o Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2007, p.47) deve admitir a importância de políticas públicas de conservação, agregando à sua estratégia as terras

privadas, transformando-as em um dos pilares das ações de implementação de corredores ecológicos.

As táticas utilizadas para a formação de corredores ecológicos estão focadas na criação de espaços públicos protegidos, na implementação das áreas protegidas já existentes e no manejo de locais situadas entre os espaços protegidos. Os corredores também devem promover a restauração de ambientes degradados em áreas de interesse para a conectividade e que estejam em consonância com os desejos das comunidades locais (MMA, 2015).

O incentivo à adoção de ações que prezem a conservação de áreas privadas e o reconhecimento das RPPNs são medidas eficientes para a consolidação dos corredores ecológicos, pois garantem a inclusão de fragmentos florestais isolados num planejamento territorial e desenvolvimento sustentável (MMA, 2007).

6.3.2 Modelagem ambiental

No ambiente de pesquisa geográfica, deparamos com várias fontes de dados e informações espaciais, tais como pesquisa de campo, imagens de sensoriamento remoto, banco de dados governamentais etc. Essas informações e as possíveis combinações entre elas nos permitem realizar inúmeros procedimentos de análise geoespacial, dentre eles, a modelagem ambiental (FERREIRA, 2014).

Atualmente, muitos fenômenos estão sendo analisados por modelagem matemática, pois ela nos possibilita quantificar e analisar os processos dinâmicos dos ecossistemas naturais.

Segundo Odum (1992), os modelos matemáticos são versões simplificadas do mundo real que possibilitam reproduzir alguns fenômenos, a fim de que se possa compreender as situações complexas do mundo real (ODUM, 1992). Esses modelos se referem a técnica de pesquisa que resulta na representação de um sistema, a partir da definição de um conjunto de

hipóteses ou previsões, que geram resultados passíveis de serem aceitos, rejeitados ou modificados conforme a visualização do pesquisador (SOARES FILHO, 1998).

Um modelo matemático que represente um fenômeno natural ou relacionamento entre esses fenômenos, no contexto de um Sistema de Informação Geográfica, pode ser classificado em lógico, empírico e conceitual (FELGUEIRAS, 2001 apud HEUVELINK, 1998).

Segundo Felgueiras (2001) apud Heuvelink (1998), os modelos lógicos resultam de um atributo de saída, através da aplicação de regras lógicas simples sobre os atributos de entrada (exemplo: Mapa de risco de erosão). Os modelos empíricos, por sua vez, se valem da experiência ou do conhecimento do pesquisador, por meio da observação dos fenômenos (exemplo: perda de solo por erosão). Por fim, os modelos conceituais, que são idealizados a partir do entendimento dos processos físicos do fenômeno a ser modelado (exemplo: modelo atmosférico).

Portanto, nota-se que a modelagem permite representar os processos ambientais e suas interações no espaço e no tempo, de forma contínua ou discreta, através de operações aritméticas ou lógicas, a fim de compreender melhor o ambiente, e futuramente atuar sobre ele de forma cooperativa (FELGUEIRAS, 2001).

De acordo com Ferreira (2014), os critérios espaciais se dividem em dois tipos: os que contribuem positivamente e os que atuam negativamente para a alocação espacial. Daí a necessidade de criar um modelo ambiental que represente adequadamente o fenômeno em estudo, relacionando vários atributos ambientais, na tentativa de simular como se dá a formação de corredores ecológicos na área delimitada.

6.4 MATERIAIS E PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

6.4.1 Materiais

Para a construção do presente capítulo foram retomados os Mapas de potencialidade para delimitação de corredores ecológicos, Uso e cobertura da terra de 2010 e fragilidade ambiental, elaborados nos capítulos anteriores.

6.4.2 Procedimentos metodológicos

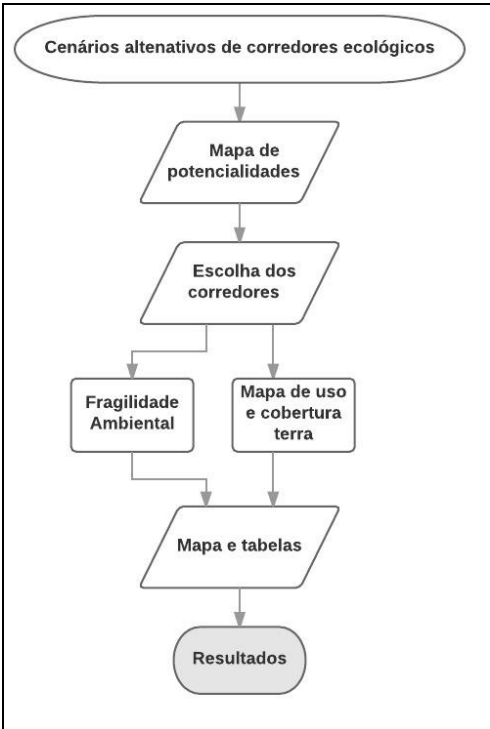
Diante do Mapa de potencialidade para corredores ecológicos, foram delimitados os corredores interligando as Unidades de Conservação Parque Estadual Aguapeí e Reserva Particular do Patrimônio Natural Foz do Rio Aguapeí, passando pelo Parque Estadual do Rio do Peixe e Rio Santo Anastácio, até o Córrego Anhumas.

Os critérios de seleção partiram das classes de potencialidade Extremamente Alta até a classe Média Baixa, que equivalem ao intervalo de 1,5 a 0,5, respectivamente. Somente em algumas áreas foi preciso selecionar um intervalo de classe Baixa, na faixa de 0.495, a fim de interligar as áreas prioritárias.

Em seguida, fizemos uma tabulação cruzada entre os corredores delimitados com os Mapas de uso e cobertura da terra e fragilidade ambiental, utilizando a ferramenta *tabulate intersection*.

O fluxograma apresentado na Figura 31 sintetiza as principais etapas do desenvolvimento deste capítulo.

Figura 31 – Fluxograma



Autor: SANTOS, C.R (2016)

No caso estudado, temos de encontrar locais com potencialidade para corredores ecológicos. Para atingirmos o nosso objetivo, montamos um ambiente de SIG, que possibilita fazer alocações espaciais a partir de modelos lógicos de decisão baseados em critérios espaciais (FERREIRA, 2014).

6.5 RESULTADOS E DISCUSSÕES

6.5.1 Avaliação da potencialidade de corredores

Os resultados encontrados apontam que a área pesquisada tem potencialidade para a delimitação de três corredores ecológicos. A passagem do primeiro inicia-se no Parque Estadual do Aguapeí e termina no Parque Estadual do Rio do Peixe (CEAP), interligando os dois parques estaduais. O segundo corredor começa no Parque Estadual do Rio do Peixe, indo até o Rio Santo Anastácio (CEPSA). E o terceiro vai do Rio Santo Anastácio até o Córrego Anhumas (CESAA), esses interligam os fragmentos existentes ao longo do seu trajeto, conforme o figura 32 .

Os três corredores delimitados estão numa sequência contínua, de modo que fiquem interligados entre si, a fim de conectar o maior número de fragmentos possível. Segundo Bergher (2008), os corredores contínuos privilegiam um maior número de elementos da fauna e flora.

Ao analisarmos a somatória dos três corredores (tabela 12 e gráfico 21), verificamos que a área possui um total de 11.6236,00ha ou (1.162,35km²) e 907.417,99m de comprimento, com uma largura média de 1.200m. O corredor CEAP possui 26914,00ha (269,14km) de área e 38.6262,24m comprimento; o corredor CEPESA abrange uma área de 51260,00ha (512,60km²), com comprimento de 620.532,57m; e o corredor CESAA tem 38061,00ha (380,61km²) de área e 45.9103,18m de comprimento. Ou seja, num total de 820.020,00ha da região pesquisada, temos 14,17% ocupado pelos corredores ecológicos.

Tabela 12 – Corredores delimitados da área de estudo

Corredor	Área (ha)	Área (Km²)	Comprimento (m)	%
CEAP	26914,00	269,14	386262,24	3,28
CEPSA	51260,00	512,60	62052,57	6,25
CESAA	38061,00	380,61	459103,18	4,64
Total	116235,00	1162,35	907417,99	14,17

Autor: SANTOS, C.R (2016)

A resolução do Conama nº 9, de 24 de outubro de 1996, define que os corredores de vegetação entre remanescentes florestais devem possuir uma largura de 10% do seu comprimento total, sendo a largura mínima de 100m, para que ocorra o trânsito faunístico. Alguns autores defendem que a largura mínima dos corredores ecológicos, para que eles sejam eficientes, em função do efeito de borda, pode ser de 200m (TEMPLE e CARY, 1998) a 600m da borda física (SCHROTH et al., 2004) e a 1,2km, estão livre dos efeitos de borda (SEOVANE et al., 2010). Como os corredores aqui projetados possuem uma largura média de 1.200m, estamos considerando que eles estão livres dos efeitos de borda.

Os corredores propostos conectam os fragmentos com menor potencial de ligação espacial: os fragmentos menores de 50ha apresentaram uma maior porcentagem (5,90%) quando comparados aos outros fragmentos analisados (Tabela 13). Isso confirma os resultados encontrados por Calegari et al. (2010), segundo os quais os fragmentos pequenos são fundamentais para a conexão; independentemente de sua diversidade ou área, eles acabam servindo como trampolins ecológicos, além de servirem como refúgio para espécies que requerem ambientes particulares.

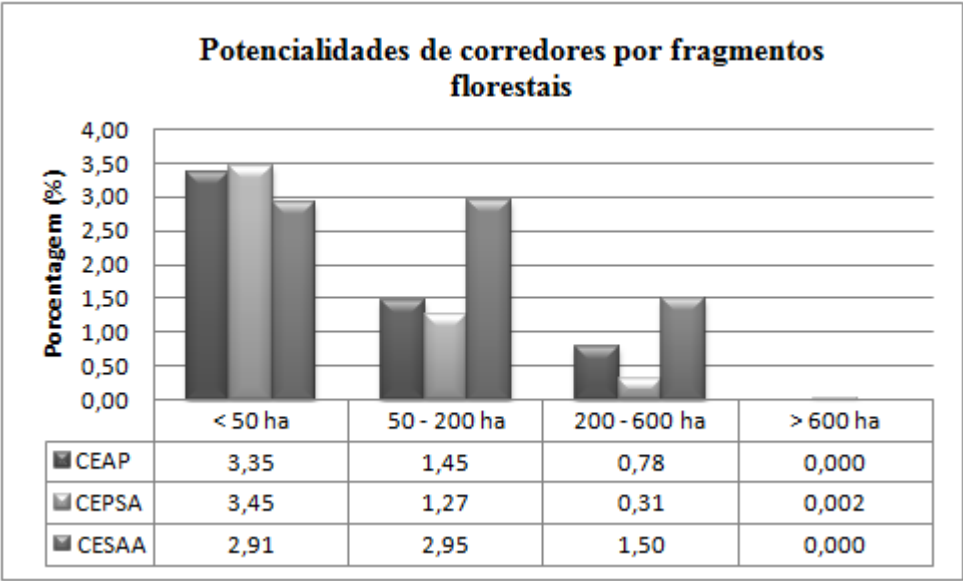
Tabela 13 – Área ocupada pelas classes de fragmentos nos corredores delimitados

Corredor	Classes de fragmentos florestais								Total	
	< 50 ha		50 - 200 ha		200 - 600 ha		> 600 ha			
	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%	Área (ha)	%
CEAP	902,86	3,35	391,12	1,45	208,94	0,78	0	0	1508,504157	5,60
CEPSA	1768,54	3,45	651,49	1,27	156,78	0,31	0,783	0,001527507	2582,619941	4,16
CESAA	1108,09	2,91	1123,39	2,95	571,56	1,50	0	0	2810,404599	7,38

Autor: SANTOS, C.R (2016)

A classe de fragmentos de 50 – 200ha também apresentou uma porcentagem considerável, sendo que 4,16% de sua área está dentro da proposta dos corredores (Tabela 13 e Gráfico 21).

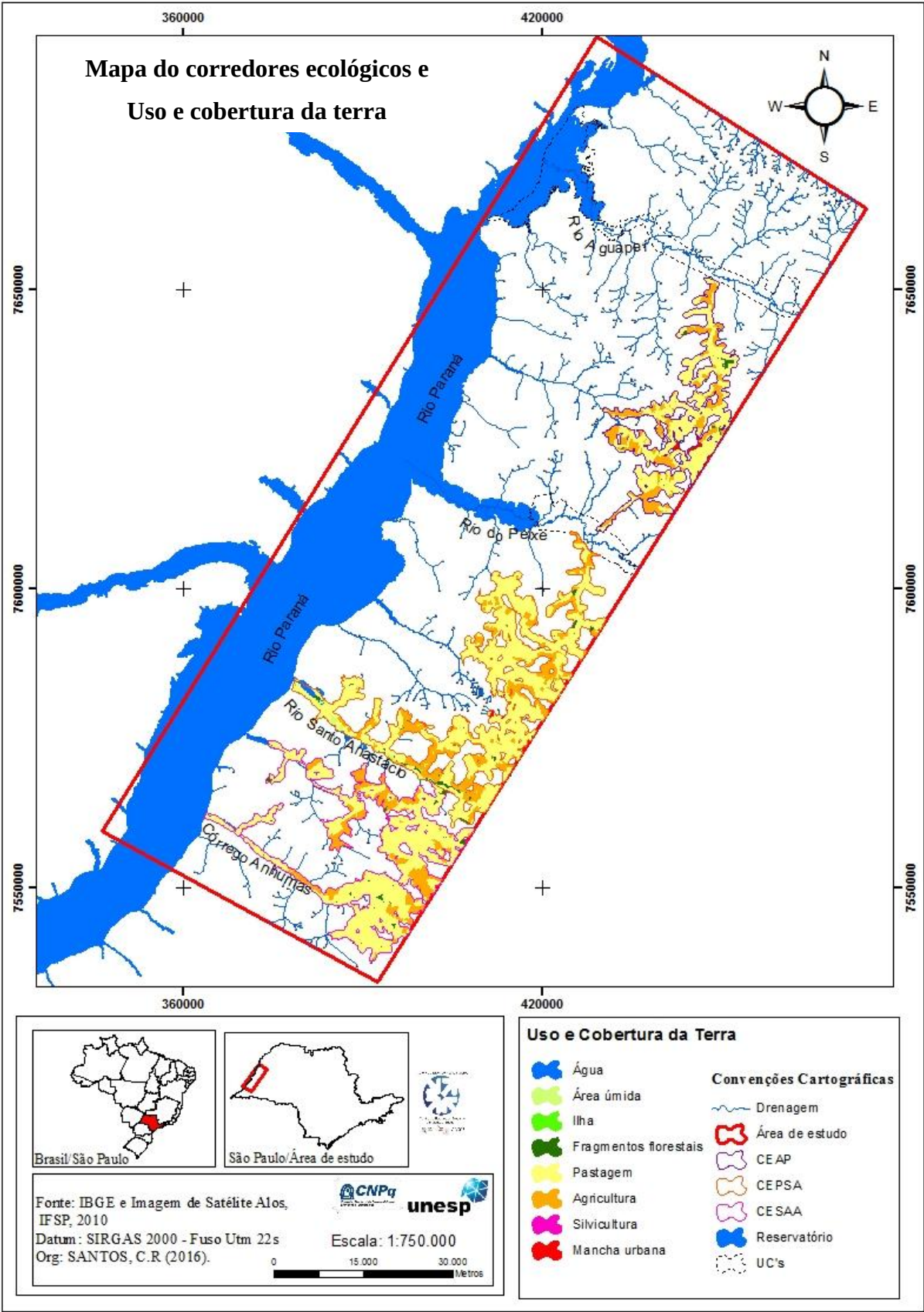
Gráfico 21 – Área ocupada pelas classes de fragmentos nos corredores delimitados



Autor: SANTOS, C.R (2016)

Ao analisar os fragmentos que eram considerados relevantes para a conexão dos corredores, percebemos que, embora fossem vistos como prioritários e, por isso, tenham recebido um peso mais alto na análise de multicritérios, eles não foram adequados como elemento de conexão. Assim, outras variáveis influenciaram na decisão, como as distâncias das Unidades de Conservação, drenagens, nascentes, processos erosivos e áreas úmidas.

Figura 32 - Mapa de Alternativas de corredores ecológicos no Mapa de uso e cobertura da terra.



6.5.2 Avaliação da potencialidade de corredores pelas classes de uso e cobertura da terra

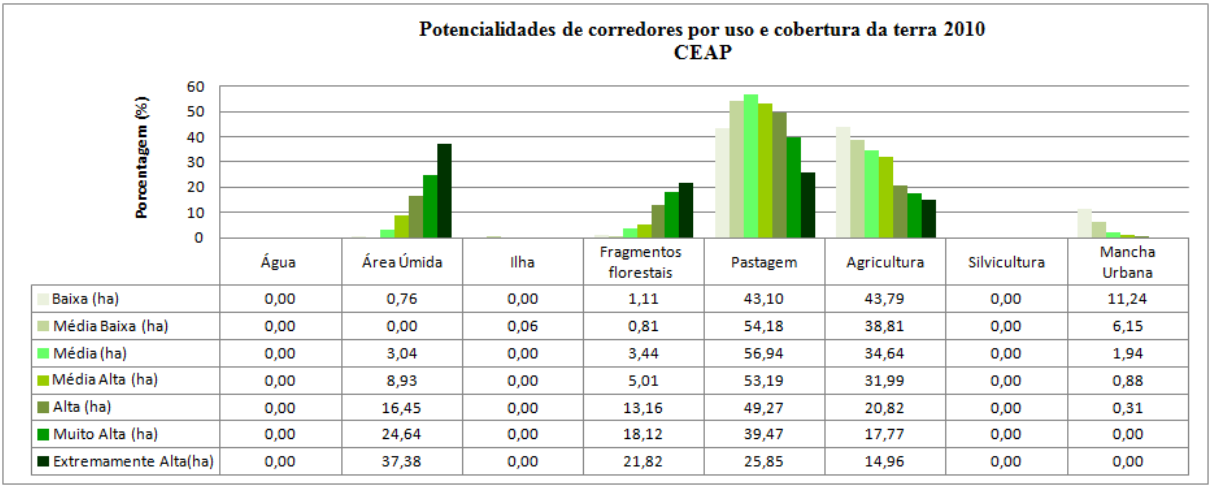
Ao avaliar o trajeto dos corredores e os tipos de uso e cobertura da terra para cada corredor, obtivemos os resultados expressos nas Tabelas 14, 15 e 16 nos Gráficos 22, 23 e 24 e figura 33.

Tabela 14 - Área das classes de potencialidade de corredores com as classes de uso e cobertura da terra do corredor Rio Aguapeí ao Rio do Peixe

Corredor Rio Aguapeí ao Rio do Peixe																
Potencialidades para corredor	Baixa (ha)		Média Baixa (ha)		Média (ha)		Média Alta (ha)		Alta (ha)		Muito Alta (ha)		Extremamente Alta(ha)		Área total (ha)	%
Uso e cobertura da terra		%		%		%		%		%		%		%		%
Água	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Área Úmida	0,24	0,76	0,00	0,00	295,87	3,04	928,80	8,96	747,12	16,45	76,57	24,64	5,64	37,38	2054,22	7,63
Ilha	0,00	0,00	1,10	0,06	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,10	0,00
Fragmentos florestais	0,35	1,11	15,42	0,81	334,91	3,44	520,88	5,02	597,37	13,16	56,30	18,12	3,29	21,82	1528,51	5,68
Pastagem	13,41	43,10	1033,44	54,18	5545,61	56,94	5500,38	53,04	2237,17	49,27	122,65	39,47	3,90	25,85	14456,56	53,71
Agricultura	13,63	43,79	740,33	38,81	3373,61	34,64	3327,85	32,09	945,39	20,82	55,21	17,77	2,26	14,96	8458,28	31,43
Silvicultura	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Mancha Urbana	3,50	11,24	117,25	6,15	188,96	1,94	91,76	0,88	13,88	0,31	0,00	0,00	0,00	0,00	415,34	1,54
Área total	31,11		1907,55		9738,95		10369,66		4540,92		310,73		15,09		26914,01	100,00
% (Total)	0,12		7,09		36,19		38,53		16,87		1,15		0,06			

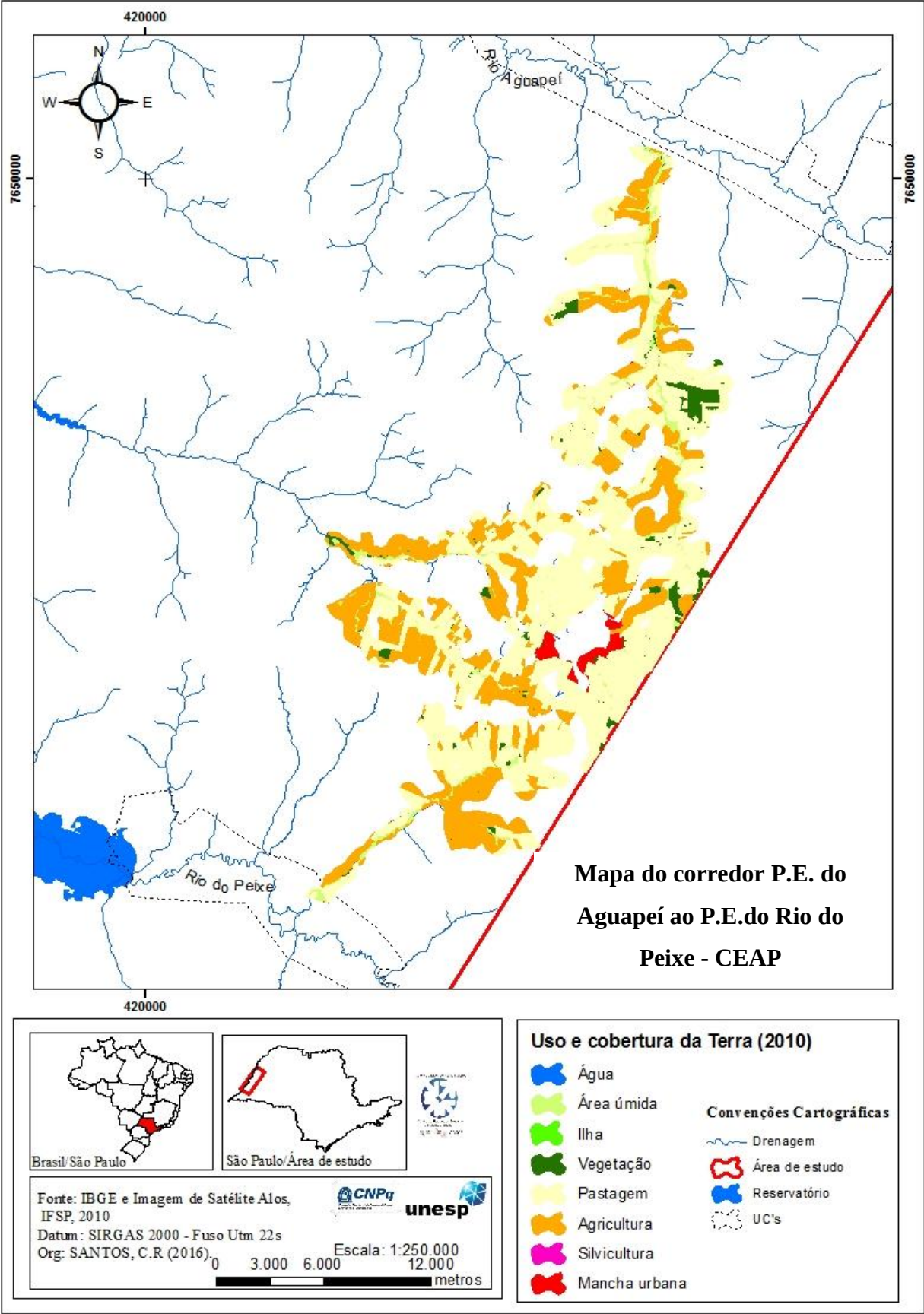
Autor: SANTOS, C.R (2016)

Gráfico 22 -Distribuição percentual das classes de potencialidade de corredores por classes de uso e cobertura da terra do corredor Rio Aguapeí ao Rio do Peixe



Autor: SANTOS, C.R (2016)

Figura 33 - Mapa de potencialidade de corredores com as classes de uso e cobertura da terra do corredor Rio Aguapeí ao Rio do Peixe



Ao realizar a tabulação cruzada entre o mapeamento de potencialidade de corredores e o uso e cobertura da terra, permitiu verificar que às classes de potencialidade se concentra nas classes de média à média alta, com 36,19% e 38,53% de potencialidade. Neste intervalo de potencialidade, predominam no corredor delimitado, as classe de uso pastagem, sendo 56,94% (potencialidade média) e 53,04% (potencialidade média alta).

Essas áreas não são prioritárias para a formação dos corredores, porém são consideradas como áreas favoráveis para a conexão, pois apresentam um menor custo econômico se comparadas à agricultura e mancha urbana, no quesito desapropriação. No corredor CEAP, grande parte da área delimitada é coberta por pastagem e agricultura em todas as categorias de potencialidades de corredores.

A análise dos dados da Tabela 14 e do Gráfico 22 nos revela que o corredor CEAP abarca áreas úmidas, ilhas, fragmentos florestais, pastagem, agricultura e mancha urbana. Mas somente as classes de áreas úmidas (com 16,45%; 24,64% e 37,38%) e fragmentos florestais (com 13,16%; 18,12% e 21,85%) apresentam uma potencialidade crescente para conectividade, indo desde Alta até a Extremamente Alta. São consideradas, portanto, importantes para delimitação de corredores.

Ao avaliarmos os dados da Tabela 15, Gráfico 23 e figura 34, referentes ao corredor CEPSE, verificamos que a área possui as seguintes classes de usos: água; área úmida; fragmentos florestais; pastagem; agricultura; e mancha urbana.

No corredor CEPSE, permitiu verificarmos que as classes de potencialidade média e média alta continuam predominando em relação as outras classes, com 31,60% e 34,89% de área delimitada pelo corredor. As classes de uso e cobertura da terra que continuam predominam ainda é a pastagem, com 71,41% de potencialidade média e 68,92% de potencialidade média alta (Tabela 15 e Gráfico 23).

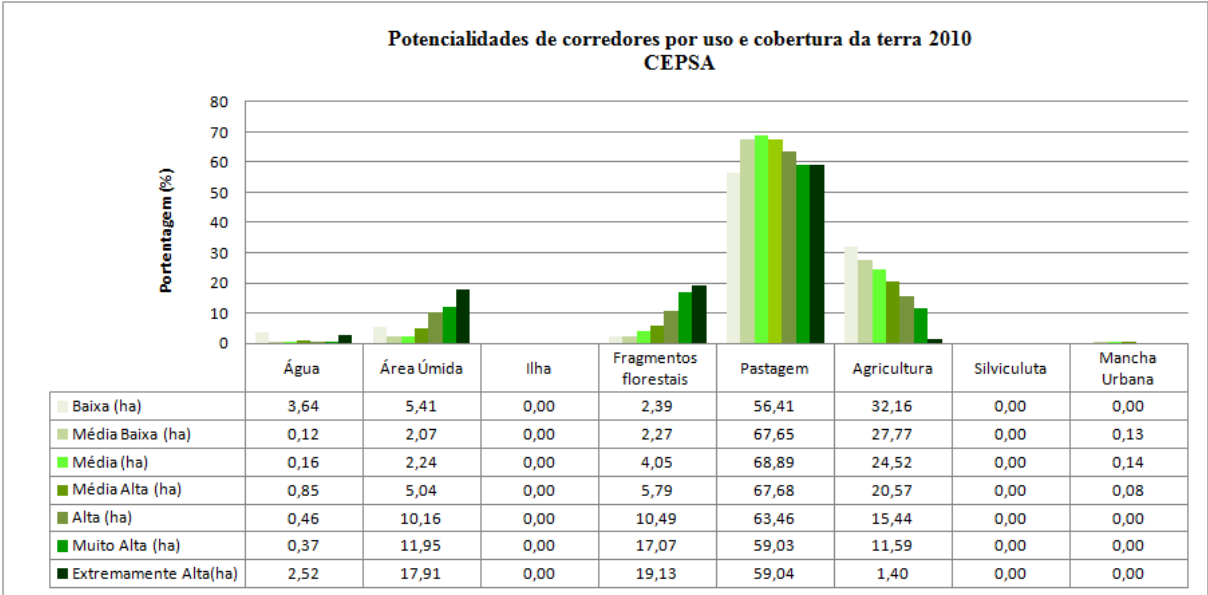
As áreas úmidas e de fragmentos florestais também apresentam um crescente potencial para a delimitação dos corredores, mas a maior parte da área do corredor se situa nas pastagem e agricultura.

Tabela 15 - Área das classes de potencialidade de corredores com as classes de uso e cobertura da terra do corredor Rio do Peixe ao Rio Santo Anastácio

Potencialidades para corredor	Corredor Rio do Peixe ao Rio Santo Anastácio															
	Baixa (ha)	%	Média Baixa (ha)	%	Média (ha)	%	Média Alta (ha)	%	Alta (ha)	%	Muito Alta (ha)	%	Extrema mente Alta(ha)	%	Área total (ha)	%
Uso e cobertura da terra																
Água	0,45	0,05	0,76	0,34	9,81	0,06	28,01	0,16	32,78	0,30	207,10	6,55	284,89	13,68	563,80	1,10
Área Úmida	1,48	0,16	2,73	1,21	192,87	1,19	1211,40	6,77	1263,13	11,75	535,38	16,93	506,75	24,33	3713,74	7,24
Ilha	0,00	0,00	0,00	0,00		0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Fragmentos florestais	1,11	0,12	7,05	3,12	431,43	2,66	527,13	2,95	579,59	5,39	414,90	13,12	641,47	30,79	2602,68	5,08
Pastagem	941,22	98,90	153,49	68,02	11565,86	71,41	12326,76	68,92	6978,76	64,89	1655,60	52,36	542,26	26,03	34163,96	66,65
Agricultura	7,42	0,78	57,26	25,37	3753,13	23,17	3748,20	20,96	1899,82	17,67	348,95	11,04	107,81	5,18	9922,58	19,36
Silvicultura	0,00	0,00	0,57	0,25	27,38	0,17	1,01	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	28,95	0,06
Mancha Urbana	0,00	0,00	3,80	1,69	216,85	1,34	43,63	0,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	264,29	0,52
Área total	951,67		225,67		16197,33		17886,13		10754,08		3161,93		2083,17		51260,00	
% (Total)	1,86		0,44		31,60		34,89		20,98		6,17		4,06			100,00

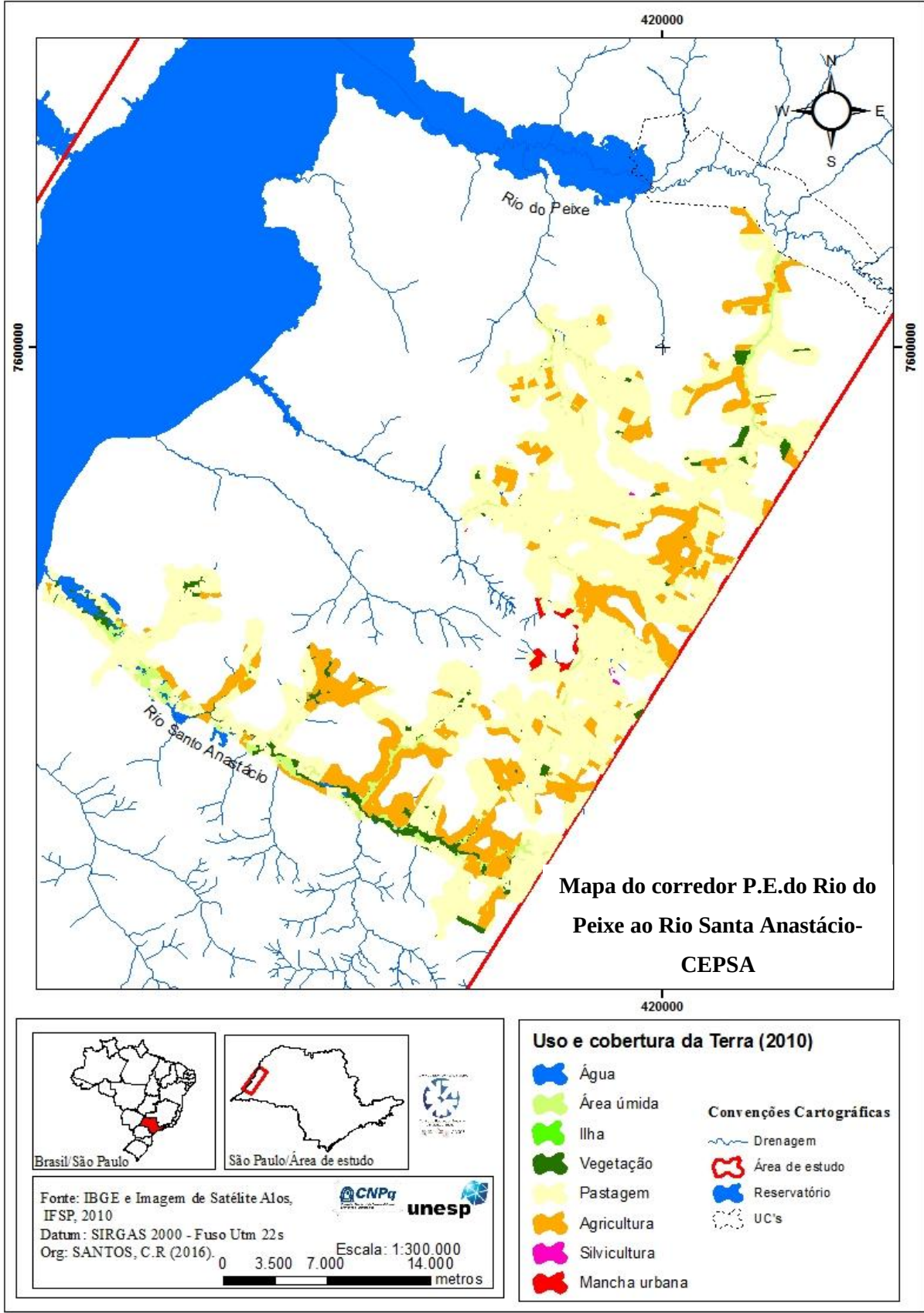
Autor: SANTOS, C.R (2016)

Gráfico 23 - Distribuição percentual das classes de potencialidade de corredores por classes de uso e cobertura da terra do corredor Rio do Peixe ao Rio Santo Anastácio



Autor: SANTOS, C.R (2016)

Figura 34 - Mapa de potencialidade de corredores com as classes de uso e cobertura da terra do corredor Rio do Peixe ao Rio Santo Anastácio



Ao aferir os dados da Tabela 16, Gráfico 24 e figura 35, referentes ao corredor CESAA, constata-se que ele abrange áreas úmidas, fragmentos florestais, agricultura, silvicultura e mancha urbana. No corredor CESAA a classe de potencialidade predominante é a média alta, com 37,14% da área do corredor. E a pastagem continua sendo o uso predominante, com 67,65%.

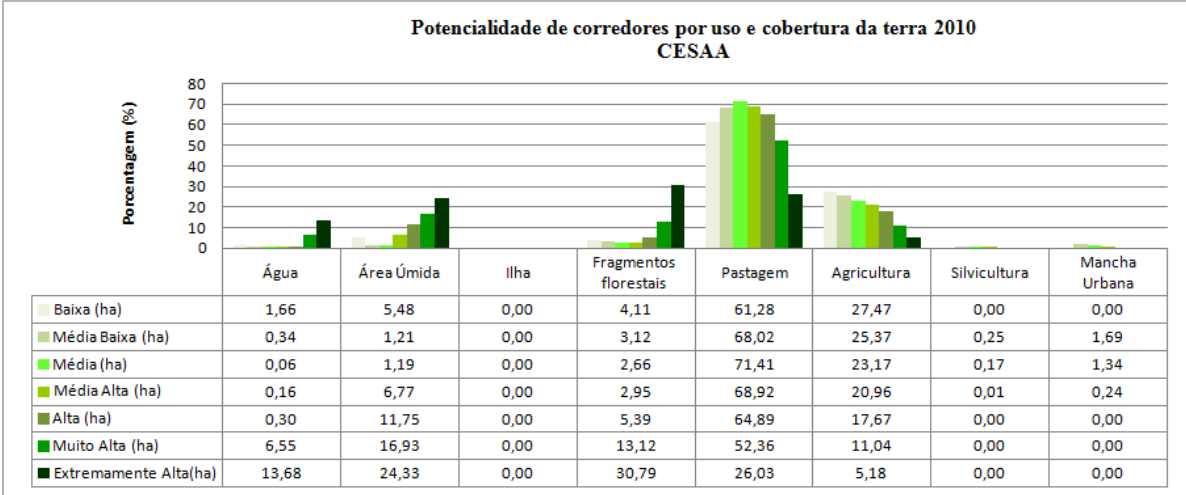
Tabela 16 - Área das classes de potencialidade de corredores com as classes de uso e cobertura da terra do corredor Rio Santo Anastácio ao córrego Anhumas

Corredor Rio Santo Anastácio ao Córrego Anhumas																
Potencialidades para corredor	Baixa (ha)	%	Média Baixa (ha)	%	Média (ha)	%	Média Alta (ha)	%	Alta (ha)	%	Muito Alta (ha)	%	Extremamente Alta(ha)	%	Área total (ha)	%
Uso e cobertura da terra																
Água	0,63	3,64	0,13	0,12	17,22	0,16	119,82	0,85	44,76	0,46	8,75	0,37	19,33	2,52	210,64	0,55
Área Úmida	0,94	5,41	2,24	2,07	244,73	2,24	713,56	5,05	989,29	10,16	283,13	11,95	137,55	17,91	2371,43	6,23
Ilha	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Fragmentos florestais	0,42	2,39	2,45	2,27	442,37	4,05	818,90	5,79	1022,33	10,49	404,42	17,07	146,89	19,13	2837,77	7,46
Pastagem	9,83	56,41	73,15	67,65	7522,86	68,89	9563,88	67,65	6181,62	63,46	1398,66	59,03	453,29	59,04	25203,30	66,22
Agricultura	5,60	32,16	30,03	27,77	2677,57	24,52	2909,35	20,58	1503,63	15,44	274,57	11,59	10,73	1,40	7411,48	19,47
Silvicultura	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00
Mancha Urbana	0,00	0,00	0,14	0,13	15,43	0,14	10,81	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	26,38	0,07
Área total	17,43		108,14		10920,17		14136,31		9741,63		2369,54		767,79		38061,00	100,00
% (Total)	0,05		0,28		28,69		37,14		25,59		6,23		2,02			

Autor: SANTOS, C.R (2016)

As áreas úmidas apresentam uma alta relevância nas classes de potencialidade Alta até Extremamente Alta, com 10,16%; 11,95% e 17,91%, com um área total de 6,23%. A maioria dos fragmentos se concentra nas potencialidade entre Muito Alta (17,07%) e Extremamente Alta (19,13%) e ocupa 7,46% do corredor delimitado. Mas a pastagem e a agricultura continuam ocupando os maiores percentuais de área de potencialidade de corredores, tais como as potencialidades Alta até a Extremamente Alta, conforme Tabela 16 e Gráfico 24.

Gráfico 24 - Distribuição percentual das classes de potencialidade de corredores por classes de uso e cobertura da terra do corredor Rio Santo Anastácio ao Córrego Anhumas



Autor: SANTOS, C.R (2016)

Constatamos que nos três corredores analisados temos um baixo valor de áreas úmidas e fragmentos florestais, isso demonstra o processo de fragmentação da paisagem. Se todos os proprietários seguissem corretamente o código florestal e conservassem a mata ciliar das drenagem e cabeceiras de nascentes, talvez tivéssemos um valor mais expressivo para as categorias relacionadas.

Bennet (2003) afirma que a ligação entre vegetações na paisagem deve se dar por vegetação natural. Como isso quase nunca é possível, ele sugere que se realize a restauração de áreas adjacentes, objetivando a união entre fragmentos isolados. Foi o que ocorreu nos três corredores propostos, pois percebemos que existe a possibilidade de conexão entre os fragmentos florestais; contudo, é necessário o aumento de vegetação para o sucesso da implantação de corredores ecológicos. Para aumentar a vegetação nessa área será necessário suprimir pastagens e agricultura.

Constatamos que em todos os corredores as potencialidades prioritárias estão próximas das drenagens, nascentes e áreas úmidas. Como são consideradas variáveis importantes na delimitação dos corredores vigentes, julgamos relevante a recuperação das matas ciliares, que atualmente encontram-se desmatadas. Um fator essencial a ser destacado é que tanto as áreas

dentro dos corredores quanto as áreas ao seu redor estão passando por forte pressão antrópica, principalmente pela exploração agropecuária, que, de forma gradativa, invade as Áreas de Preservação Permanente, contribuindo para a degradação do meio ambiente.

Os corredores delimitados acabam passando por áreas de pastagem e agricultura, o que muitas vezes pode ser considerado como um empecilho para sua implantação, devido o alto custo de implantação (indenizações) e a perda de área agricultável.

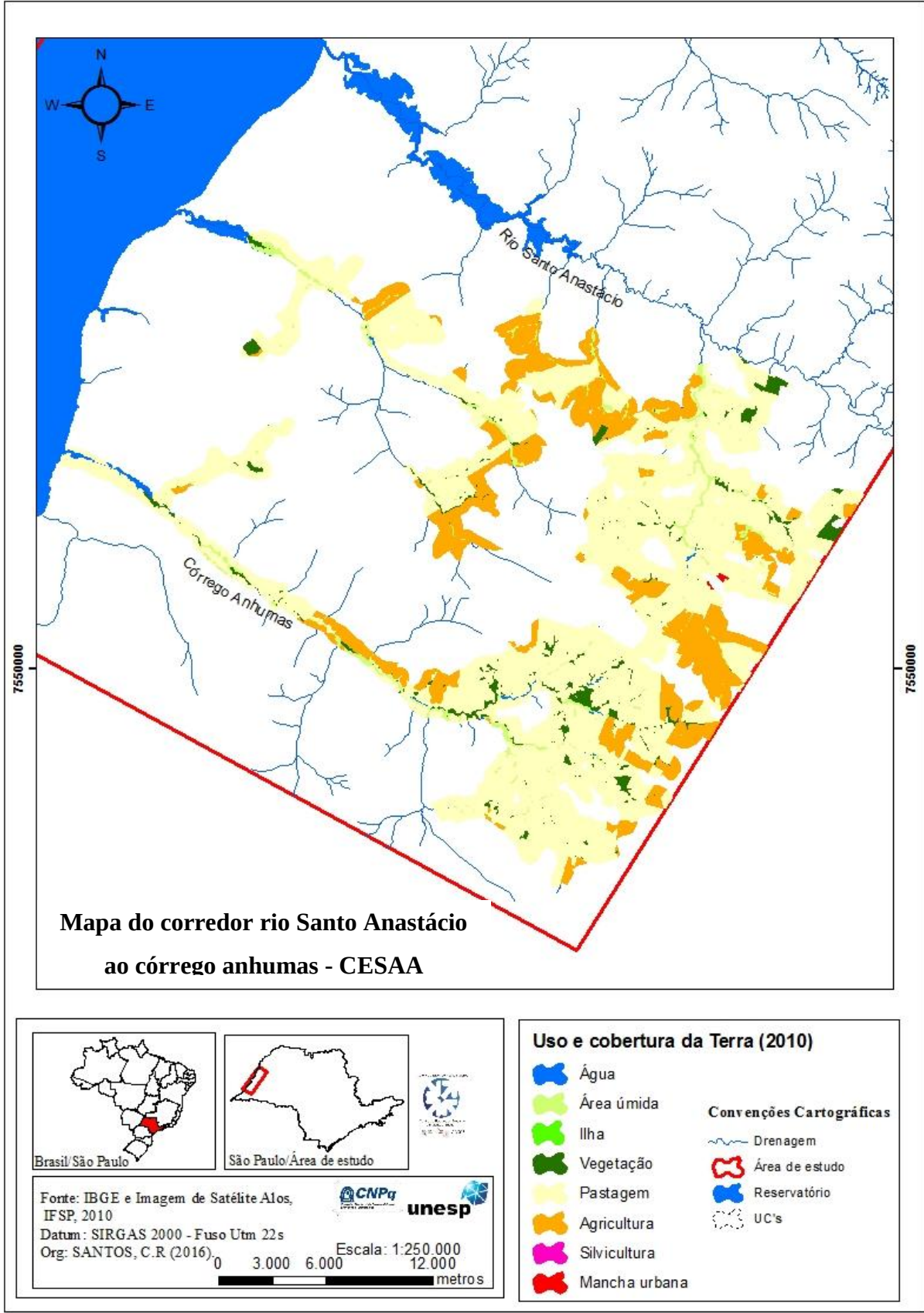
Segundo Thiago et al. (2015), as áreas de agricultura podem ser utilizadas como a implementação de sistemas silvipastoris, pois são potencialmente mais sustentáveis que os sistemas tradicionais, favorecendo os CEs. E se for utilizar a prática agrícola perto dos corredores ecológicos, recomendamos os sistemas agroflorestais.

As atividades de reflorestamento atenuam o efeito de borda em fragmentos florestais, além de diminuir o risco de incêndios florestais, uma vez que os proprietários passam a adotar práticas conservacionistas de prevenção. O reflorestamento é, então, benéfico para a conservação de fragmentos florestais (VIANA e PINHEIROS, 1998).

Segundo relatos de Gabriel et al. (2013), o plantio de eucalipto pode interferir diretamente na presença ou ausência de algumas espécies arbustivo-arbóreas, e os variados estágios da regeneração natural podem abrigar diversas espécies da flora e da fauna. (CASSOLA, 2010).

Concluimos essas reflexões com a afirmação, feita por Seoane et al. (2010, p.22), de que *“o maior argumento em favor da implantação e restauração de corredores ecológicos nas florestas tropicais é o fato de eles serem, se não a única, a estratégia mais viável para a desfragmentação florestal”*.

Figura 35 - Mapa de potencialidade de corredores com as classes de uso e cobertura da terra do corredor Rio Santo Anastácio ao córrego Anhumas



6.5.3 Avaliação da potencialidades dos corredores pelas classes de fragilidade ambiental

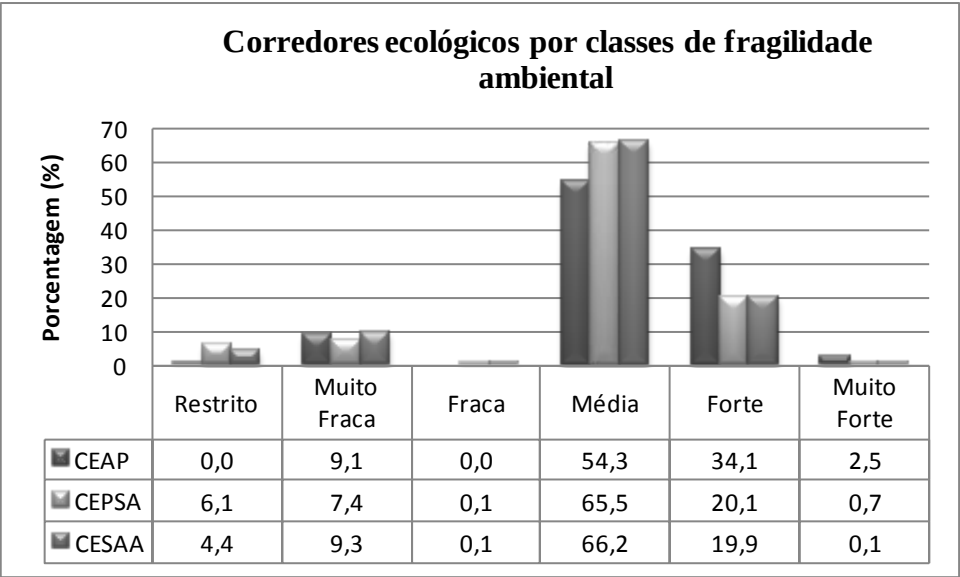
A tabulação cruzada entre os corredores delimitados e as classes de fragilidade do ambiente indica que, nos três corredores, as classes de fragilidade Média e Forte são predominantes (Tabela 17 e Gráfico 24). Essa fragilidade está associada à vulnerabilidade do terreno, que é natural, mas também ao tipo de uso e cobertura da terra presentes na área (pastagem e agricultura para as fragilidades médias e urbano para a fragilidade forte). Segundo Ross (1994), as pastagens possuem um médio grau de proteção ao solo e os cultivos agrícolas, um baixo grau.

Tabela 17 - Corredores ecológicos delimitados por classes de fragilidade ambiental

Fragilidade do corredor Rio Aguapeí ao Rio do Peixe	Área (ha)	%	Fragilidade do corredor Rio do Peixe ao Santo Anastácio	Área (ha)	%	Fragilidade do corredor Rio Santo Anastácio ao Córrego Anhumas	Área (ha)	%
Restrito	0,91	0,00	Restrito	3064,71	6,09	Restrito	1679,31	4,41
Muito Fraca	2440,21	9,07	Muito Fraca	3730,58	7,41	Muito Fraca	3533,97	9,29
Fraca	0,00	0,00	Fraca	74,36	0,15	Fraca	31,76	0,08
Média	14626,54	54,35	Média	32960,47	65,50	Média	25200,54	66,24
Forte	9182,94	34,12	Forte	10133,67	20,14	Forte	7578,04	19,92
Muito Forte	662,62	2,46	Muito Forte	355,97	0,71	Muito Forte	20,61	0,05
Total	26913,22	100,00	Total	50319,76	100,00	Total	38044,22	100,00

Autor: SANTOS, C.R (2016)

Gráficos 24 - Corredores ecológicos delimitados por classes de fragilidade ambiental



Autor: SANTOS, C.R (2016)

Tanto a pastagem como a agricultura, se utilizadas de forma indiscriminada, podem acarretar intensos processos erosivos. Em geral as mudanças no uso e na ocupação do solo de áreas florestais para culturas agrícolas e pastagens tornam os ambientes mais susceptíveis a erosão (IPT, 2012).

Quando ainda existia a cobertura vegetal na região estudada, os processos erosivos atuavam de forma mais amena. A substituição da área natural por atividades ligadas à agropecuária, a abertura de estradas e a instalação de áreas urbanas favoreceram a intensificação da ação erosiva superficial.

Segundo dados do IPT (2012), nossa área de estudo possui uma alta suscetibilidade a erosão, principalmente ao longo da formação dos corredores delimitados. Os processos erosivos são ocasionados pelo escoamento superficial que, conseqüentemente, formam ravinas e boçorocas. A maioria das boçorocas na área pesquisada surgem ao longo das drenagens, principalmente nas cabeceiras das nascentes, no entanto, o desenvolvimento acelerado desses processos erosivos está mais aparente perto das rodovias pavimentadas e não pavimentadas.

Ao percorrer a área de estudo após a delimitação dos corredores, fizemos alguns registros fotográficos para identificar como os processos erosivos atuam nessas áreas identificadas como prioritárias para alternativas de corredores ecológicos, conforme ilustra a Figura 36.

Figura 36 – Processos erosivos identificados ao longo da área delimitada



Local: Fazenda Santo Antônio de Pádua
Autor: SANTOS, C.R (2017)



Autor: SANTOS, C.R (2017)

CONSIDERAÇÕES

Os resultados apresentados nos três corredores delimitados permitiram pensar significativas conexões transversais entre os fragmentos florestais. Defendemos que sua implementação resultaria na recuperação da paisagem degradada.

Os fragmentos florestais mais significativos para propiciar essa conexão foram os menores de 200ha; no entanto, outras variáveis adotadas no modelo foram fundamentais no critério de decisão, como as distâncias das Unidades de Conservação, drenagens, nascentes, processos erosivos e áreas úmidas.

O estímulo ao estabelecimento de corredores em matas ciliares, através da regeneração de espécies arbóreas, é essencial no entorno das drenagens e das áreas úmidas. Talvez a implantação de sistemas agroflorestais e silvopastoris em zonas de pecuária e agricultura fosse bom para conectar os fragmentos que estão fora do trajeto dos corredores propostos.

Percebemos que é pertinente a ampliação da cobertura vegetal. O cruzamento de dados de potencialidades dos corredores, classes de uso e cobertura da terra e classes de fragilidade ambiental permitiu que tivéssemos uma visão integrada do grau de perturbação antrópica a que os fragmentos florestais são submetidos.

Com a modelagem ambiental, entendemos que não existe a possibilidade de conexão somente utilizando a vegetação natural dessa área, pois a fragmentação dela é muito alta. Sendo assim, para o sucesso da implementação de corredores ecológicos, é fundamental que se invista na regeneração dos ecossistemas naturais.

A utilização das geotecnologias, por fim, permitiu analisar o ambiente sob diversas perspectivas, possibilitando uma interpretação mais precisa das condições ambientais às quais a área de estudo está submetida.

REFERENCIAS

- AB'SABER, A. N. **Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. Ateliê Editorial: São Paulo, 2003.
- AMORIM, M. C.C.T; DUBREUIL, V.; QUENOL, H; SANT'ANA NETO, J.L. **Características das ilhas de calor em cidades de porte médio: exemplos de Presidente Prudente (Brasil) e Rennes (França)**. Confins [Online], Número 7. (2009)
- BENNETT, A. F. **Design and management of linkages for conservation**. 2003. In: Linkages in the landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation. 2. ed. Cambridge: IUCN. cap. 7. p. 125-151.
- BERGHER, I. S. B. **Estratégias para edificação de micro-corredores ecológicos entre fragmentos de Mata Atlântica no Sul do Espírito Santo**: Alegre, UFES, 2008. 110 f. Dissertação (Mestrado em Produção Vegetal)- Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Espírito Santo. Brasil, Alegre, 2008.
- CALEGARI, L.; MARTINS, S.V.; GLEARIANI, J.M.; SILVA, E.; BUSATO, L.C. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal / 871 **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.34, n.5, p.871-880, 2010.
- CARVALHO, J. A.; TEIXEIRA, S.R.F.; CARVALHO, M.P.; VIEIRA, V.; ALVES, F.A. **Doenças Emergentes: uma Análise sobre a relação do Homem com o seu Ambiente**. Revista Práxis, ano1, n1, janeiro 2009.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Dispõe sobre os corredores de vegetação entre remanescentes como área de trânsito para a fauna**. Resolução n. 09, de 24 de outubro de 1996. Diário Oficial da União, n. 217, p. 23070, 1996.
- FELGUEIRAS, C.A. **Modelagem Ambiental com tratamento de incertezas em sistemas de informação geográfica: o paradigma geoestatístico por indicação**. 213 f. Tese (Doutorado em Computação Aplicada) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2001. Disponível em: . Acesso em: 04 jan. 2016.
- FERREIRA, M. C. **Iniciação à análise geoespacial: teoria, técnicas e exemplos para geoprocessamento**. Editora Unesp, São Paulo, 2014.
- GABRIEL, V. A.; VASCONCELOS, A. A.; DE LIMA, E. F.; CASSOLA, H.; BARRETTO, K. D.; DE BRITO, M. C. 2013. **A importância das plantações de eucalipto na conservação da biodiversidade**. Pesquisa Florestal Brasileira 33(74): 203-213.
- IBAMA; GTZ. **Roteiro Metodológico para o Planejamento de Unidades de Conservação de Uso Indireto**. Versão 3.0. Brasília, 1996
- IPT - INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO (IPT) **Mapa Geomorfológico do Estado de São Paulo**. Escala 1:1.000.000 .PROMOCET., São Paulo, 1981. 94 p.
- IPT – INSTITUTO DE PESQUISAS TECNOLÓGICAS DO ESTADO DE SÃO PAULO. **Cadastramento de pontos de erosão e inundação no Estado de São Paulo, RELATÓRIO TÉCNICO 131.057 – 205** Departamento de Águas e Energia Elétrica – DAEE, 2012.
- LAURANCE, W.F., BIERREGAARD, R.O. **Tropical Forest Remnants: Ecology, Management, and Conservation of Fragmented Communities**. University of Chicago Press, Chicag. 1997.
- MARTINS, A.K.E.;SARTORI NETO, A.; MARTINS, I.C.M.; BRITES, R.S.; SOARES, V.P. **Uso de um sistema de informação geográficas para indicação de corredores ecológicos no município de Viçosa-MG**. Revista Árvore., Viçosa -MG, v.22, n.3, p.373-380, 1998.

METZGER, J. P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 71, n. 3-I, p. 445-463, 1999.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE . **Série corredores ecológicos: 12 anos de trabalho pela conservação da biodiversidade nacional**. Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. Brasília: MMA, 2015.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Corredores ecológicos: experiências em planejamento e implementação** . Secretaria de Biodiversidade e Floresta. Brasília, MMA, 2007.

MONTEIRO, C. A. F. **A dinâmica climática e as chuvas no Estado de São Paulo**. Atlas. São Paulo: Universidade de São Paulo/Instituto de Geografia, 1973. 129 p.

ODUM, E. P. **Ecología: bases científicas para un nuevo paradigma**. Barcelona: Ediciones Vedral, 1992.

ROSS, Jurandyr Luciano Sanches. “Análise Empírica da Fragilidade dos Ambientes Naturais e Antropizados”. In: **Revista do Departamento de Geografia** nº8, FFLCH-USP, São Paulo, 1994.

SANTOS, J. S. M. **Análise da Paisagem de um Corredor Ecológico na Serra do Mantiqueira**. INPE, São José dos Campos, 2004.

SANTOS, A. R.; LOUZADA, F. L. R. O.; SILVA, A. G.; COELHO, A. L. N.; EUGENIO, F. C.; SAITO, N. S.; PELUZIO, T. M. O.; TULER, T. O.; TEBALDI, A. L. C.; GARCIA, G. O. **Delimitação de Corredores Ecológicos no ArcGIS 9.3**. Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), Alegre, 2010.

SCHROTH, G.; FONSECA, G.A.B.; HARVEY, C.A.; GASCON, C.; VASCONCELOS, H.L.; IZAC, A.N. *Agroforestry and Biodiversity Conservation in Tropical Landscape*. Island Press. 2004. 537p.

SEOVANE, C.E.; DIAZ, V.S.; SANTOS, T.L.; FROUFE, L.C.M. **Corredores ecológicos como ferramenta para a desfragmentação de florestas tropicais**. Pesquisa Florestal Brasileira, Colombo, v.30, n. 63, p.207-216, ago/out. 2010.

SOAREAS FILHO, B.S. **Modelagem dinâmica de paisagem de um região de fronteira de colonização amazônica**. Tese (Doutorado Engenharia Civil). Escola politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 1998, 299f.

TEMPLE, S.A.; CARY, J.R. Modeling dynamics of as an edge effect in habitat islands: experimental evidence habitat-interior bird populations in fragmented landscape. *Ecology*, v.69, p.544-547, 1998.

THIAGO, C.R.L.; SANTOS, A.R. DOS.; MAGALHÃES, I.A.L.; PENA, F.E.R. **Proposta de corredor ecológico para Bacia hidrográfica do rio Itapemirim Estado o Espírito Santo**. In: SANTOS, A.R. DOS et al. *Geotecnologias & análise ambiental*. Alegre, ES, CAUFES,230p. 2015.

VIANA, V.M. **Conservação da biodiversidade de fragmentos de florestas tropicais em paisagens intensivamente cultivadas**. In: *Abordagens interdisciplinares para a conservação da biodiversidade e dinâmica do uso da terra no novo mundo*. Belo Horizonte/Gainesville: Conservation International do Brasil/Universidade Federal de Minas Gerais/ University of Florida, 1995. p. 135-154.

VIANA, V. M.; PINHEIRO, L. A. F. V. **Conservação da Biodiversidade em Fragmentos Florestais**. Série técnica IPEF. v 12, n 32, páginas 25-42, dezembro de 1998.

7 - AVALIAÇÃO DA PROPOSTA METODOLÓGICA ADOTADA E A EFICIÊNCIA DO MODELO MATEMÁTICO

A presente pesquisa se propôs analisar uma metodologia para a delimitação de corredores ecológicos, utilizando métrica da paisagem, análise de multicritérios e lógica *fuzzy*, através da modelagem computacional em ambiente de SIG. Essa proposta teve vantagens que foram apresentadas e discutidas no decorrer dos capítulos anteriores.

A análise do meio físico quanto à cobertura da terra permitiu identificar as características da área analisada, bem como suas potencialidades e fragilidades. No entanto, sentimos falta de imagens de alta resolução para o ano de 1975 ou antes dele, para que pudéssemos fazer uma apreciação mais aprofundada das dinâmicas da paisagem no período analisado. Também, sentimos falta de incluir no modelo dados referentes ao monitoramento da fauna local; mas isso só seria possível se tivéssemos feito parceria com pesquisadores que estudam a fauna local, talvez com órgãos de pesquisas ou ONGs.

Entender os conceitos de paisagem e a conservação da vegetação ripária foi importante para compreendermos melhor como as transformações ocorridas podem influenciar no entendimento da lei 12.651. Além disso, o capítulo em que abordamos tais conceitos foi fundamental para identificarmos quais seriam as metodologias que iríamos adotar ao longo dos demais capítulos.

A análise da métrica da paisagem foi primordial para compreendermos como os fragmentos florestais estão dispostos na paisagem, e, associada às possibilidades oferecidas pelo Sistema de Informação Geográfica, possibilitou especificar o tipo de métrica mais eficaz para a nossa área. Os critérios adotados e as tomadas de decisão estão atrelados, sobretudo, aos objetivos da pesquisa e às características físicas da área de estudo. A escolha de algumas variáveis em detrimento de outras se deveu à percepção de que algumas delas poderiam atender melhor as potencialidades naturais da paisagem, de modo que pudéssemos reduzir

possíveis conflitos e tornar mais confiável o processo de conectividade entre os remanescentes florestais.

Mesmo adotando distâncias diferentes para as variáveis negativas, verificamos que os corredores traçados passaram por áreas urbanas e algumas estradas, tornando o custo de implantação alto. A passagem dos corredores pelas estradas é justificável pelo fato da área delimitada possuir uma malha viária densa.

A definição dos pesos foi um ponto crucial para que o traçado dos corredores buscasse ambientes diferentes para a conexão, mas julgamos que os procedimentos adotados podem ser aperfeiçoados com a inserção de novas variáveis.

A proposta adotada ofereceu maior flexibilidade para estabelecer os melhores traçados dos corredores ecológicos, uma vez que tínhamos em mente as áreas com maior aptidão para isso. Por essa razão, atribuímos os maiores pesos às variáveis próximas das Unidades de Conservação. Assim, obtivemos um bom resultado ao permitir que a ligação transversal das Unidades de Conservação ocorresse com alguns fragmentos florestais localizados ao longo da área pesquisada.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A proposta de alternativa metodológica para delimitação de corredores ecológicos utilizando modelagem ambiental, a partir da análise da fragmentação e da avaliação intergrada dos dados espaciais, usando multicritérios e lógica *fuzzy* apresentou resultados satisfatórios ao término desta pesquisa.

A análise do meio físico e cobertura da terra permitiu compreender as possíveis potencialidades e fragilidades do meio físico, bem como identificar quais seriam as variáveis que possibilitariam uma boa conexão de corredores ecológicos. Nesse sentido, as planícies de terraços fluviais e os relevos denudacionais (colinas ampla e baixa) são locais favoráveis para a delimitação dos corredores. A predominância de agricultura e pastagem é evidente no uso e na cobertura da terra, sendo identificados diversos tipos de processos erosivos decorrentes desse uso, como ravinas e boçorocas.

Na análise da paisagem e da conservação da vegetação ripária foram fundamentais para que pudéssemos entender como o conceito de “paisagem” e a legislação ambiental influenciam na proteção das Áreas de Preservação Permanente, em especial, a vegetação ripária. No transcorrer das leituras, identificamos que a paisagem, além de descrever as formas físicas da superfície terrestre, nos possibilita perceber as transformações feitas pela ação humana.

Para isso, foi fundamental entender a legislação ambiental quando discutimos a importância da preservação das APPs e as mudanças que o novo Código Florestal impõe, ao afirmar que a demarcação das APPs se inicia, atualmente, a partir da calha do leito do rio regular, ignorando a demarcação sazonal. Essas alterações prejudicam os rios que possuem as zonas de vegetação ripária e também as APPs de nascentes, pois as regiões que não possuem olhos d'água bem definidos, não precisam ser consideradas, desconsiderando que existem áreas úmidas que podem abrigar nascentes, denominadas “nascentes difusas”.

A análise da fragmentação da paisagem através do índice de Ecologia da Paisagem foi importante para identificar o nível de retalhamento em que a paisagem se encontra e suas possíveis correlações de conectividade. Constatamos que 71,97% da área é revestida por usos antrópicos. Grande parte dos fragmentos florestais estava cercada por áreas agrícolas, em especial, por plantações de cana-de-açúcar. As áreas úmidas e os fragmentos florestais possuem um alto índice de forma médio, com 2,66 para as primeiras e 1,53 para os segundos, o que indica um bom resultado, pois apresentam um padrão alongado e linear, formando ambientes favoráveis para a formação dos corredores ecológicos. O cálculo do índice de métrica de paisagem, somente para as classes de área úmida e fragmentos florestais do ano de 2010, revelou que os fragmentos médio e grande apresentam maior potencial para serem adotados como grau de conservação.

Na avaliação integrada dos dados espaciais utilizando multicritérios e lógica *fuzzy* para a delimitação de corredores ecológicos, identificamos que a planície fluvial (Apf) recebeu um índice de valor um, por ser uma área de extrema importância para a conservação da biodiversidade. Constatamos também que os topos tabulares ou convexos se localizam em áreas com níveis de fragilidade forte no que se refere a processos erosivos, recebendo, por isso, um índice de 0.8. As variáveis “processos erosivos”, “drenagens”, “áreas úmidas”, “fragmentos florestais” receberam valores que indicaram a possibilidade de uma melhor conexão. Para as distâncias supostamente consideradas negativas, adotamos limiares diferenciados, por se tratarem de barreiras artificiais para as conexões. Logo, a proposta de critérios e pesos das distâncias proporcionou uma análise essencial na identificação e definição das melhores alternativas para a implantação dos corredores ecológicos.

Identificamos que os melhores locais para a implementação de corredores ecológicos estão nas seguintes classes de potencialidade: Extremamente Alta (3,3%), Muito Alta (4,5%), Alta (6,9%), Média Alta (11%). Somadas, chegam ao percentual de 25,8% da área de estudo. As áreas de potencialidades Média (26,9%) e Média Baixa (6,2%) também podem ser

utilizadas, quando necessário, para a implementação dos corredores. E que os índices de distâncias de drenagem, fragmentos florestais, UCs, áreas úmidas e das nascentes foram bons condutores para que a delimitação de corredores pudesse ocorrer de forma transversal, uma vez que, ao cruzar os mapas de distâncias com as outras variáveis, percebemos o forte potencial de ligação que possuem.

Na identificação dos cenários alternativos de corredores ecológicos na região Oeste paulista foi possível apontar três corredores, sendo eles: o corredor do Parque Estadual do Aguapeí até o Parque Estadual do Rio do Peixe (CEAP), o corredor do Parque Estadual do Rio do Peixe até o Rio Santo Anastácio (CEPSA) e o corredor do Rio Santo Anastácio até o Córrego Anhumas (CESAA), que ocupam uma área de 11.6236,00ha e 907.417,99m de comprimento, com uma largura média de 1.200m. No CEAP, grande parte da área delimitada é coberta por pastagem e agricultura em todas as categorias de potencialidades de corredores. No CEPSA predomina o uso de pastagem para as classes de prioridade e no CESAA, a pastagem e agricultura continuam ocupando os maiores percentuais de área de potencialidade. Averiguamos que em todos os corredores as potencialidades prioritárias estão próximas das drenagens, nascentes e áreas úmidas, por isso, julgamos relevante a recuperação das matas ciliares que atualmente se encontram desmatadas.

Embora a metodologia proposta tenha apresentado um bom desempenho na delimitação de alternativas para corredores ecológicos, é essencial aprimorá-la, com a inclusão de novas informações que ainda não tenham sido utilizadas, tais como dados de monitoramento da fauna, de erosão laminar, precipitação, entre outros. E, se possível, adquirir imagens de alta resolução para que viabilizar uma análise temporal das mudanças da paisagem numa faixa de trinta anos, de modo a propor medidas mais eficientes para a delimitação dos corredores.

Enfim, ressalte-se que o desenvolvimento da metodologia foi significativo para delimitar alternativas para a delimitação de corredores ecológicos. O pensamento construído ao longo dos capítulos e as abordagens adotadas mostram-se eficientes para entendermos como o processo de fragmentação da paisagem ocorreu na área pesquisada.

Sugestões para futuras investigações

Obviamente, esta pesquisa precisa ser aprofundada e buscar outros tipos de modelo que representem novos caminhos para a delimitação dos corredores ecológicos. Para isso, propõe-se mais investigação envolvendo trabalhos de campo e entrevistas com os proprietários próximos às rotas pré-estabelecidas, a fim de direcionar as possíveis atuações para implantação desses corredores da biodiversidade.

Ressaltamos a importância de complementar o estudo de alternativas de corredores ecológicos, utilizando modelagem, por outras variáveis do meio biótico, tais como o mapeamento da fauna e da flora locais, garantindo assim a sobrevivência e reprodução das espécies.

Também é relevante verificar com órgãos competentes e ONGs a possibilidade de recuperação da biodiversidade, usando espécies vegetais locais. Mas isso implica custos e demanda interesse por parte dos órgãos competentes.

Ressalta-se que somente as estratégias de corredores não são suficientes para a conservação do ecossistema natural. É necessária uma política pública que alie corredores numa rede de proteção às áreas de preservação, como as Unidades de Conservação.