Universidade de São Paulo
B R A S I L

Normandes Matos da Silva

Dinâmica de uso das terras nos municípios de Bonito, Jardim e Bodoquena (MS) e o estado de conservação dos recursos biológicos do Parque Nacional da Serra da Bodoquena e de sua zona de amortecimento.

São Paulo

2008

Normandes Matos da Silva

Dinâmica de uso das terras nos municípios de Bonito, Jardim e Bodoquena (MS) e o estado de conservação dos recursos biológicos do Parque Nacional da Serra da Bodoquena e de sua zona de amortecimento.

Tese apresentada ao Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo, para a obtenção de Título de Doutor em Ciências, na Área de Ecologia.

Orientador(a): Profa. Dra. Vânia Regina Pivello

São Paulo

2008

Ficha Catalográfica

Silva, Normandes Matos da

Dinâmica de uso das terras nos municípios de Bonito, Jardim e Bodoquena (MS) e o estado de conservação dos recursos biológicos do Parque Nacional da Serra da Bodoquena e de sua zona de amortecimento.

235 páginas

Tese (Doutorado) - Instituto de Biociências da Universidade de São Paulo. Departamento de Ecologia

1. Dinâmica de uso das terras 2. Conservação Biológica 3. Parque Nacional da Serra da Bodoquena I. Universidade de São Paulo. Instituto de Biociências. Departamento de Ecologia.

Comissão Julgadora:

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).

Prof(a). Dr(a).
Orientador(a)

Aos meus parentes das famílias
Silva & Suli,
em especial
aos Srs. Florentino e Carlos Suli
(*in memoriam*)
Dedico.

Agradecimentos

Aos meus pais e minha irmã pelo apoio nos momentos em que eu mais precisei.

À minha orientadora, Dra. Vânia Regina Pivello, por acreditar em meu potencial e me ensinar o caminho da ciência, da ética e do prazer em trabalhar com Conservação Biológica.

Ao meu orientador do mestrado, Dr. Antônio Vecchiato, pelo treinamento científico e amizade.

Ao meu orientador da graduação, Dr. Juris Jankauskis, que me iniciou no universo da pesquisa científica.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela concessão de bolsa de estudos que foram fundamentais para a concretização da pesquisa.

Agradeço à Universidade de São Paulo, em especial à Coordenação de Curso do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, que deu condições para a realização do meu sonho de fazer o doutorado.

Ao Dr. Paulo César Boggiani que durante a graduação me apresentou à cidade de Bonito MS, onde dediquei parte da minha vida de pesquisador.

Ao Ibama de Bonito MS, especialmente ao analista ambiental Alexandre de Matos Martins Pereira, pelo auxílio importante para a realização das atividades de campo.

À Fundação Neotrópica do Brasil pelo auxílio fundamental (apoio logístico e cessão de banco de dados geográfico) para a realização das atividades de campo.

À Conservation Internacional pela cessão de imagens de satélite da região de Bonito.
À Sylvia Torrecilha pela disponibilização de arquivos em *shape* de UC presentes em Mato Grosso do Sul.

Às Prefeituras Municipais de Bodoquena, Bonito e Jardim, pela liberação de dados importantes para a Tese.

À Secretaria de Estado do Meio Ambiente de Mato Grosso (em especial ao Elder Monteiro e Eliani Fachim) por me liberar parcialmente para a finalização da minha Tese. Agradeço também aos meus amigos da Coordenadoria de Unidades de Conservação (Vera, Margarida, Kátia, Zita, Rosana, Eliani, Marcelo, Alexandre, Nicola, Paula, Máisa e Váva) que me incentivaram a terminar o meu doutorado.

À Pousada Recanto dos Pássaros, em Bonito, que me concedeu apoio nas minhas hospedagens ao longo das campanhas de campo.

Agradeço à Tia Júlia Suli, por me adotar em São Paulo e me abrigar em sua casa por todos esses anos. Obrigado à Tia Júlia e à Coti, pelos momentos agradáveis que, por mim, nunca serão esquecidos.

Agradeço aos meus colegas de Lepac/IB/USP pelo auxílio e trocas de experiências. Em especial à Daniela Petenon, Mariana Vidal, Flávia e Raquel.

Agradeço, também, ao Leandro Tambosi e Giordano Ciocheti, pelo auxílio na utilização e interpretação das métricas de paisagem.

À Cláudia que me apoiou na reta final do meu doutorado, ajudando-me a ter o equilíbrio emocional necessário.

Ao Miltinho, por me ajudar a obter os dados, interpretá-los e a redigir o capítulo 2 desta Tese. Sem o apoio do Miltinho, parte da pesquisa não existiria. Obrigado pai do Camillo!!

Ao George Suli, por me ajudar nas análises estatísticas e tabulação dos dados.

Agradeço à Brenda uma pessoa importante em minha vida, que desde o início foi fundamental para que eu chegasse a esse momento.

Índice

Introdução Geral	01
Capítulo I	08
1- Introdução	08
2- Objetivos e Hipótese de trabalho	13
3- Revisão da Literatura	14
3.1 - Fragmentação de habitats	14
3.2 - Metapopulações	17
3.3 - Efeitos de Borda	19
3.4 - Dinâmica de Uso das Terras	22
3.5 - Histórico de Ocupação e Políticas Públicas para o Cerrado	24
3.6 - Programa Áreas Prioritárias	27
3.7 – Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto aplicado ao estudo do uso e ocupação das terras.	29
4- Metodologia	31
4.1 – Área de estudo	31
4.2 – Banco de dados especializado	33
4.3 – Montagem do banco de dados	36
4.4 – Registro de imagens Landsat e CBERS	38
4.5 – Classificação das imagens	38
4.6 – Classificação imagens CBERS	40
4.7 – Classificação imagens Landsat	41
4.8 – Mapa preliminar	42
4.9 – Elaboração dos mapas de uso e ocupação das terras de 1986/1987	44
4.10 – Atividades de campo	45

4.11 – Mapeamento das áreas de preservação permanente	47
4.12 – Cruzamento entre os mapas de vegetação nativa e uso das terras em 1986/1987 e os mapas de vegetação nativa e uso das terras em 2004.	48
4.13 – Cruzamento entre os mapas de solos e de vegetação nativa e uso das terras	48
4.14 – Geração de Mapas de Habitat e Não Habitat	50
5- Resultados	51
5.1 – Mapeamento da cobertura vegetal e uso das terras	51
5.2 – A vegetação natural da área de estudo	51
5.3 – Mapeamento da vegetação nativa e do Uso e Ocupação das Terras	55
5.4 - Evolução das formas de uso e ocupação das terras	55
5.5 - Áreas de Preservação Permanente	70
5.6 - Cruzamento cobertura vegetal e classes de solo	73
5.7 – Perda de habitat natural	80
6 – Discussão e Considerações Finais	84
Capítulo II	96
1- Introdução	96
2- Objetivos e Hipótese de trabalho	99
3- Revisão da Literatura	100
3.1 - Políticas ambientais no Brasil	100
3.2 - Unidades de conservação no mundo e no Brasil	104
3.3 - Unidades de conservação no Cerrado	112
3.4 - Movimento para a Criação de Unidade de Conservação na Serra da Bodoquena	113
3.5 - Planejamento e gestão em Unidades de Conservação	116
3.6 – A Zona de amortecimento das unidades de Conservação	119
3.7 - O papel da Ecologia de Paisagens na conservação dos recursos naturais	120

4 - Material e Métodos	122
4.1 - Área de Estudo	122
4.2 Metodologia	125
4.2.1- Banco de Dados Georreferenciado	125
4.2.2 - Classificação das Imagens de Satélite	125
4.2.3 - Classificação do uso e cobertura das terras	127
4.2.4 – Trabalho de campo	128
4.2.5 – Análise Espacializada por meio de células Hexagonais	129
4.2.6 - Análises Estatísticas	131
4.2.7 - Análise de importância dos remanescentes e de áreas sensíveis à quebra de conectividade entre as manchas	131
5 – Resultados	135
5.1 – Uso e cobertura das terras e configuração da paisagem na área de estudo entre 1986 e 2004	135
5.2 – Grau de conservação do PNSB e de sua zona de amortecimento	147
5.3 – A importância dos remanescentes de vegetação nativa para a manutenção da biodiversidade na região do Parque Nacional da Serra da Bodoquena	155
6- Discussão e Considerações Finais	164
Considerações Finais	175
Referências Bibliográficas	179
Anexos	208

Abstract

The research approached the process of use and occupation of lands in the cities of Bonito, Bodoquena and Jardim, situated in the edge east of the National Park of the Serra da Bodoquena (NPSB), southwestern region of Mato Grosso do Sul, Brazil. Moreover, the conservation state was studied, in terms of structure and configuration of the landscape, of the contained remainders of cerrado and forest in the interior of the NPSB and its buffer zone. The objective was to analyze the dynamics of occupation of lands in the cities mentioned in last the 18 years, with sights to subsidizing strategies of planning of the use and ideal occupation for the region. Also, it was objectified to analyze the space-temporal dynamics of the landscape that composes the PNSB and its buffer zone, aiming at to the conservation of local biodiversity. For this, geographic information system (GIS) for the classification of images of satellite and elaboration of thematic maps was used. The determination of the NPSB conservation degree and its buffer zone occurred by means of the use and of metrics of landscape ecology and the adoption of Graph Theory. Chapter 1 demonstrated, by the maps generated for the cities of Bonito, Bodoquena and Jardim, of the years of 1986 and 2004, that it occurred a loss of native area and a consequent growth of the composed matrix for pastures (mainly) and agriculture. Only in Bodoquena the vegetal remainders had percentual had been bigger than the areas of pastures and agriculture. It can be observed that the studied region passes for a process of conversion of natural habitats, long ago continuous, for a composed landscape for patches of cerrado and forests in a matrix predominantly represented by planted pasture and agriculture. Chapter 2 showed that the forest and cerrado physiognomy, had been presented in better conservation in 1986 that in 2004. Moreover, it was possible to observe that the remainders of the vegetal formations above cited, had been presented in better conservation in the interior of the NPSB, that in its buffer zone. The map of relevance of the remainders of forest, considering the agreed area and shape notes metric of the spots, had indicated which the priority areas to be

protecting, for possessing characteristics adjusted for the persistence of present forest biodiversity in the NPSB and its buffer zone. The north sector had detached for presenting remainders with high and extremely high values to the relevance. The same north sector possesses a bigger number of points of sensitivity to the break of connectivity between the forest spots. In this region it can be observed that most of the points with high sensitivity deserves some strategy that delays or stop the conversion process of the forest for pasture or agriculture. Regarding the standard of spelling of the vegetal remainders, had been concluded that: the remainders of cerrado and forest, in the interval of eighteen years, had been lesser, more irregular, more distant and more numerous, indicating a worsening in the state of conservation of the landscape between 1986 and 2004. This compromises the maintenance of biodiversity, the species persistence, diminishing its viable minimum populations. The diversification of the forms of use of lands in the matrix is recommended, with the introduction of forestry (mainly composed for native species), for example, also it will be able to assist in the maintenance/sprouting of the space heterogeneity and the structural complexity of the landscape. The Graph Theory, evaluated in this work, was presented as efficient tool to calculate the connectivity in heterogeneous landscapes.

Resumo

A pesquisa abordou o processo de uso e ocupação das terras nos municípios de Bodoquena, Bonito e Jardim, situados na borda leste do Parque Nacional da Serra da Bodoquena (PNSB), região sudoeste de Mato Grosso do Sul. Além disso, foi estudado o estado de conservação, em termos de estrutura e configuração da paisagem, dos remanescentes de cerrado e floresta contidos no interior do PNSB e em sua zona de amortecimento. O objetivo foi o de analisar a dinâmica de ocupação das terras nos municípios mencionados nos últimos 18 anos, com vistas à subsidiar estratégias de planejamento do uso e ocupação das terras ideal para a região. Objetivou-se também analisar a dinâmica espacial e temporal da paisagem que compõe o PNSB e sua zona de amortecimento, visando à conservação da biodiversidade local. Para isso, foi utilizado um sistema de informação geográfica (SIG) para elaboração de mapas temáticos e de um banco de dados georreferenciado. A determinação do grau de conservação do PNSB e da sua zona de amortecimento se deu mediante a utilização de métricas de paisagem, e da adoção dos preceitos da Teoria dos Grafos. O capítulo 1 demonstrou, por meio dos mapas gerados para os municípios de Bodoquena, Jardim e Bonito, dos anos de 1986 e 2004, que ocorreu uma perda de área nativa e um conseqüente crescimento da matriz antrópica composta por pastagens (principalmente) e culturas agrícolas. Apenas em Bodoquena os remanescentes vegetais tiveram maior porcentual que as áreas de pastagens e lavouras. Pode-se observar que a região estudada, passa por um processo de conversão de habitats naturais, outrora contínuos, para uma paisagem composta por fragmentos de cerrados, campos e florestas. O capítulo 2 mostrou que as fisionomias florestais e de cerrado, apresentaram-se em melhor estado de conservação em 1986 que em 2004. Além disso, foi possível observar que os remanescentes das formações vegetais acima citadas, apresentaram-se em melhor estado de conservação no interior do PNSB, que em sua zona de amortecimento. O mapa de relevância dos remanescentes de floresta, considerando as notas combinadas das métricas de forma e área das manchas indicou, quais são as áreas prioritárias

para serem protegidas, por possuírem características adequadas para a persistência da biodiversidade florestal presente no PNSB e em sua zona de amortecimento. O setor norte se destacou por apresentar remanescentes com valores alto e extremamente alto com relação à relevância. O mesmo setor norte possui um maior número de pontos de sensibilidade à quebra de conectividade entre as manchas de floresta. Nesta região pode-se observar que a maior parte dos pontos com alta sensibilidade, merece alguma estratégia que retarde ou mesmo cesse o processo de conversão da floresta para pastagem ou agricultura. Com relação ao padrão de fragmentação dos remanescentes vegetais, conclui-se o seguinte: os remanescentes de cerrado e floresta, no intervalo de dezoito anos, ficaram menores, mais irregulares, mais distantes e mais numerosos, indicando uma piora no estado de conservação da paisagem entre 1986 e 2004. Isso compromete a manutenção da biodiversidade, a persistência de espécies, diminuindo suas populações mínimas viáveis. A diversificação das formas de uso das terras na matriz é recomendada, com a introdução da silvicultura (principalmente composta por espécies nativas), por exemplo, também poderá auxiliar na manutenção/surgimento da heterogeneidade espacial e da complexidade estrutural da paisagem. A Teoria dos Grafos, avaliada neste trabalho, apresentou-se como ferramenta eficiente para se calcular a conectividade em paisagens heterogêneas.

1 – Introdução Geral

Em face da atual perda de espécies, ecossistemas e processos ecológicos, decorrente da expansão de atividades econômicas com potencial de degradação ambiental, alternativas têm sido procuradas para salvaguardar os remanescentes de biodiversidade. Até o momento, a conservação *in situ* é vista como a mais eficaz ação para proteger organismos e seus habitats, incluindo seus processos evolutivos naturais. Nesse caso, a conservação da natureza por meio da criação e manejo eficiente de unidades de conservação (UC), se constitui em uma estratégia imprescindível para se alcançar os objetivos postos na Convenção sobre a Diversidade Biológica, promulgada durante a 2ª Conferência Mundial do Meio Ambiente, Rio de Janeiro, Brasil (RIO 92).

Unidades de conservação representam um passo fundamental para a conservação dos ecossistemas e para a manutenção da qualidade de vida do ser humano, sendo que o grande desafio para sua implementação é assegurar a efetividade do manejo dos seus recursos biofísicos.

Com a aprovação da Lei 9.985 em 18 de julho de 2000, que criou o Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC), e sua regulamentação a partir do Decreto 4.340, de 28 de agosto de 2002, o Brasil ingressou em um novo momento para a criação e consolidação de suas áreas protegidas. O País buscou entre suas diretrizes centrais a efetividade do manejo, a interação positiva das unidades de conservação com seu entorno e a sustentabilidade dessas unidades, em longo prazo (Padovan, 2003). Com vistas a evitar confusões conceituais, o SNUC estabelece como unidade de conservação: o “espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção” (Brasil, 2000).

Para Bernardo & Kelecom (2004), o SNUC apresenta como avanços: a participação da sociedade, a aplicação parcial dos recursos provenientes da cobrança da taxa de visitação nas próprias unidades, a criação de outros mecanismos financeiros, como o uso da imagem da unidade com finalidade comercial, a compensação por significativo impacto ambiental e a divulgação de informações sobre as UC.

Porém, existem críticas ao SNUC, e dentre as principais, pode-se mencionar os conflitos nos objetivos, a falta de um objetivo principal, o excesso e confusão nas categorias de UC e a falta de embasamento legal para as Reservas da Biosfera (Pádua, 2001). Além disso, há o questionamento quanto aos recursos gerados pelas UC, pois os mesmos, considerando inclusive aquele pelo uso de sua imagem, deveriam ficar na própria unidade, ou, quando muito, ser utilizado em outra unidade de conservação, da mesma categoria que a que gerou os recursos e que precise, mas que ainda não tenha seus próprios mecanismos financeiros (Bernardo & Kelecom, 2004).

Considerando os pontos positivos e negativos, observa-se que o SNUC representa um avanço em termos de criação e gestão de UC, que deve ser aprimorado ao longo do tempo, para que se cumpra efetivamente os seus objetivos relacionados à proteção da biodiversidade, bem como proteção de populações humanas tradicionais.

Ao longo das últimas décadas surgiu um consenso entre especialistas em conservação biológica, de que é necessário expandir os territórios especialmente protegidos (Rylands & Brandon, 2005; Ervin, 2003; Hockings & Philips, 1999). E, além de expandir, deve-se melhor gerir as unidades de conservação (Courrau, 1999). Sendo assim, um sistema de unidades de conservação eficiente passa pela expansão das áreas a serem protegidas e da sua gestão adequada, pensando nos contextos político, econômico, social e, principalmente, ambiental.

Inicialmente, as unidades de conservação eram criadas mais pelo critério de beleza cênica, pautado em valores estéticos, que por critérios

biológicos e ecológicos. Estudos técnicos e científicos não eram mencionados como base para a seleção e o desenho de unidades de conservação (Araújo, 2007) até que, em meados da década de 1970, essa situação começou a mudar. Um caráter mais pragmático para a disposição espacial de reservas naturais teve lugar, com a utilização das regras estabelecidas pela Teoria da Biogeografia de Ilhas (TBI), proposta por MacArthur & Wilson (1967). Assim, o tamanho e o formato da área protegida foram eleitos como variáveis de grande importância. Áreas naturais grandes e com forma mais compacta (reservas circulares) eram (e ainda são) vistas como prioritárias. Também o isolamento geográfico entre áreas foi ressaltado, no sentido de impedir ou dificultar migrações.

Em decorrência da TBI, surge a seguinte questão: Uma única reserva grande seria capaz de garantir a conservação de um número maior de espécies, contrapondo-se à proteção oferecida por um conjunto de reservas menores, mas que totalizassem a mesma área? Essa questão, conhecida pela sigla SLOSS (*single large or several small*) provocou grande polêmica (Morsello, 2001; Araújo, 2007; Begon *et al.*, 2006).

Existem regras básicas de conservação, mantidas até hoje, que reforçam a idéia de que é necessário conservar grandes fragmentos mantendo-os conectados por meio de amplos corredores. Porém, segundo Metzger (2006), nem sempre regras óbvias correspondem a verdade absoluta, pois estudos revelaram que a conservação de grandes fragmentos não, necessariamente, permite a conservação de todos os grupos funcionais de espécies.

Com o tempo e com o avanço das pesquisas no campo da Conservação Biológica associada à Ecologia de Paisagens, verificou-se que em regiões compostas por paisagens heterogêneas, onde existem fragmentos de diversas fisionomias vegetais imersas em ambientes antropizados como pastagens, culturas agrícolas e áreas urbanas, um conjunto de pequenas reservas dispostas em locais estratégicos, pode ser mais eficiente que uma ou poucas grandes reservas. Estudos revelaram que vários pequenos parques no leste do

continente africano foram capazes conter mais espécies de aves e mamíferos, que poucos grandes parques (Begon *et al.*, 2006). Simberloff & Abele (1976) consideraram que as regras da TBI ainda tinham sido pouco testadas para serem adotadas para a seleção de UC.

Nos dias atuais poucos discordam que precisamos de grandes reservas e, também, de uma porção de unidades menores, que formariam um mosaico de áreas protegidas (Morsello, 2001; Araújo, 2007), constituindo um conjunto de unidades da paisagem conectadas entre si, propiciando, desse modo, o fluxo biológico entre elas.

Essa percepção não excludente, valorizando as grandes e pequenas reservas, foi reforçada nos anos de 1980 e 1990, quando avançaram os estudos sobre a Teoria de Metapopulações (Hanski & Gilpin, 1997), incluindo a Ecologia de Paisagens (Forman & Grodon, 1986). Segundo essas teorias, populações e comunidades passaram a ser vistas como entidades dinâmicas, inseridas em um mosaico de habitats (*patches*), que se interligam por fluxos de dispersão e padrões de extinção e colonização. O processo de manutenção da biodiversidade local seria mantido pela existência de determinados habitats, em bom estado de conservação, de diferentes tamanhos e próximos entre si.

É importante observar que o SNUC incorpora os conceitos dessas principais teorias de Ecologia de Paisagens, pois, em seu artigo 5º, estabelece como uma das diretrizes do sistema a busca pela “proteção de grandes áreas por meio de um conjunto integrado de unidades de conservação de diferentes categorias, próximas ou contíguas, e suas respectivas zonas de amortecimento e corredores ecológicos...” (Brasil, 2000).

Cabe observar também que, no SNUC, as zonas de amortecimento merecem destaque como uma estratégia de proteção das UC. O SNUC define as zonas de amortecimento como “o entorno de uma unidade de conservação, onde as atividades humanas estão sujeitas a normas e restrições específicas, com o propósito de minimizar os impactos negativos sobre a unidade” (Brasil, 2000).

Uma das principais tentativas de estabelecer zonas de amortecimento foi feita pelo Resolução 013 de 1990 do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), que estabeleceu que as zonas de amortecimento devem ocupar uma faixa de 10 km do entorno da UC. Porém o SNUC, em seu artigo 25 explica que “os limites da zona de amortecimento e dos corredores ecológicos e as respectivas normas de que trata o parágrafo primeiro poderão ser definidas no ato de criação da unidade ou posteriormente”.

Sommerville (2005) coloca que se as zonas de amortecimento não forem manejadas de forma sustentável, colaborando para o cumprimento dos objetivos de criação da unidade de conservação, as mesmas correm um sério risco de se tornarem ilhas isoladas de habitat. Desse modo, o planejamento ideal de uso das terras da zona de amortecimento representa um fator crítico que deve ser considerado no escopo do plano de manejo da unidade de conservação.

Em uma revisão da literatura acerca da importância das zonas de amortecimento, Martino (2001) concluiu que essas áreas de entorno de UC, via de regra, são abordadas como elementos independentes da reserva, e apresentam fortes ameaças e pressões sobre a UC. Ainda de acordo com Martino (2001) existe a necessidade de reconhecer que a zona de amortecimento, tampão, de entorno, de influência, de transição, ou qual nome desejem para a mesma, não é meramente um traçado no entorno da unidade, mas um poderoso componente de planejamento e manejo, que visa minimizar os impactos mútuos entre a UC e a vizinhança imediata.

Por reconhecer a importância do Parque Nacional da Serra da Bodoquena (PNSB) para a proteção da biodiversidade presente nos remanescentes de cerrado e das florestas estacionais existentes no sudoeste de Mato Grosso do Sul, é que a presente tese de doutorado aborda dois temas, com ênfase no PNSB: a) a dinâmica espaço-temporal dos municípios inseridos na borda leste do PNSB, nos quais situa-se sua zona de amortecimento, e b) o estado de conservação e a proposição de critérios, baseados nos preceitos da

Ecologia de Paisagens, para seleção de áreas relevantes à proteção e recuperação, existentes na UC e em sua zona de amortecimento.

Com isso, o primeiro capítulo retrata a evolução espacial e temporal das formas de uso e ocupação das terras na região limítrofe ao PNSB (borda leste), que compreende os municípios de Bodoquena, Bonito e Jardim, localizados no sudoeste de Mato Grosso do Sul. Essa parte da pesquisa foi realizada em uma escala de abordagem mais ampla, a fim de se definir quais são os principais vetores de pressão antrópica que comprometem a integridade dos recursos biológicos presentes na região do PNSB. Para cada município, foram gerados mapas temáticos de cobertura vegetal e uso das terras, numa série temporal, com vistas a um entendimento preliminar da dinâmica de fragmentação das diversas fisionomias vegetais de cerrado e floresta e avanço das áreas de pastagens e culturas agrícolas sobre essas áreas.

No intuito de refinar o estudo, o segundo capítulo da tese abordou, como área de estudo, o limite de dez quilômetros da zona de amortecimento, incluindo o território pertencente ao PNSB e analisou, para essa área, índices ou métricas da paisagem, a fim de determinar o estado de conservação da região, em termos de estrutura e configuração espacial. Além disso, foram estabelecidos critérios para a hierarquização da relevância dos remanescentes vegetais em termos de tamanho e forma, e pontos de sensibilidade à quebra de conectividade, por meio do uso dos preceitos da Teoria dos Grafos. Nesse caso, a presente tese utilizou determinadas métricas da paisagem como duplê de biodiversidade, a fim de estabelecer o estado de conservação e o grau de importância dos remanescentes vegetais nativos existentes na área em estudo (PNSB e sua zona de amortecimento). Em virtude dos múltiplos objetivos apresentados nessa parte da pesquisa, três hipóteses foram propostas no capítulo 2.

A pesquisa aqui apresentada buscou fornecer um subsídio importante para a tomada de decisões referentes ao manejo do PNSB. Como destaca Santos (2004), a tomada de decisão relaciona-se à escolha que é realizada sobre um conjunto de alternativas, mediante o estabelecimento de metas,

meios e fins esperados. Nesse sentido, a pretensão que desde o início motivou a realização desse trabalho foi o de prestar uma contribuição aos gestores do PNSB, no que se refere ao estabelecimento e consolidação de estratégias de conservação, que deverão se traduzir na proteção da biodiversidade de um dos mais importantes remanescentes de cerrado do Mato Grosso do Sul e do Centro-Oeste brasileiro.

Capítulo 1

Dinâmica temporal e espacial de uso das terras nos municípios de Bonito, Jardim e Bodoquena (MS).

1- Introdução

O Cerrado é um tipo de savana tropical que cobre, aproximadamente, 22% do território brasileiro, apresentando características bióticas e abióticas bastante peculiares, que contrastam com os ambientes presentes nos biomas vizinhos (Jepson, 2005).

O Cerrado possui uma formação vegetal antiga e evidências palinológicas e botânicas indicam a sua existência já no Mioceno (entre 27 a 10 milhões de anos atrás), antes dos impactos antropogênicos que, aparentemente, são mais evidentes por volta de 600 anos antes do presente (Prance, 1987; Ledru, 1993).

O Cerrado, enquanto domínio fitogeomorfoclimático, possui uma considerável singularidade, por apresentar fisionomias florestais e savânicas, que se interpenetram e promovem uma riqueza de espécies e diversidade biológica únicas (Coutinho, 2006). De suas 10 mil espécies atuais de plantas, 44% são endêmicas (Machado *et al.*, 2004). As características ambientais diversas do clima, solos, geologia, geomorfologia, bem como da fauna, flora e processos ecológicos, tornam essa região uma das savanas com maior biodiversidade no Planeta. Em decorrência disso, o Cerrado é considerado estratégico para a conservação da biodiversidade.

Deve-se destacar que, enquanto a estratificação vertical da Amazônia ou da Mata Atlântica proporciona oportunidades diversas para o estabelecimento

das espécies, a heterogeneidade espacial – horizontal – no Cerrado é um fator determinante para a ocorrência de um variado número de espécies.

O Cerrado brasileiro vem ganhando destaque nos últimos anos, em virtude da preocupação ambiental relacionada à sua situação de conservação. Há vários motivos que fortalecem essa preocupação. O avanço da pecuária e da agricultura mecanizada provoca a redução e o isolamento dos remanescentes vegetais nativos desse bioma, convertendo-os em ilhas de habitats (Martins *et al.*, 2005). Essa pressão antrópica sobre os recursos biofísicos do Cerrado o colocou, nos últimos anos, como uma área prioritária para a conservação (Mittermeyer, 1999), que em pouco tempo perdeu parcelas significativas da sua biodiversidade, em seus principais níveis - ecossistêmico, específico e genético - graças ao uso das terras intenso e pouco planejado.

Cenários futuros projetados para o Cerrado reforçam a idéia preocupante de que, em poucas décadas, pouco restará desse bioma, excluindo-se, provavelmente, os remanescentes inseridos em unidades de conservação e em outros tipos de áreas protegidas, como as terras indígenas, reservas legais e áreas de preservação permanente. Essa perspectiva está calcada nos indicativos socioeconômicos registrados para a região e em estudos baseados principalmente em imagens de satélite (Machado *et al.* 2004).

A pressão antrópica sobre o Cerrado se intensificou, principalmente, por dois motivos: o surgimento de inovações tecnológicas que tornaram os seus solos agricultáveis, dando suporte à economia nacional exportadora de grãos e carne para o mercado externo e, em segundo lugar, devido a políticas governamentais que, nos últimos 30 anos, aproximadamente, incentivaram a ocupação e o uso acelerado das terras, sem a devida preocupação ambiental. Pouca atenção, em termos de políticas públicas, foi dada ao Cerrado nas décadas que se passaram.

Cabe destacar que Machado *et al.* (2004), ao estimarem a perda de área do Cerrado brasileiro, obtiveram resultados alarmantes com taxas médias

anuais de desmatamento de 1,5%, o que representaria uma perda anual de aproximadamente três milhões de hectares. Usando uma taxa de desmatamento mais conservativa (1,1%), considerando que 34% do Cerrado ainda estão conservados e assumindo que as unidades de conservação e terras indígenas atualmente existentes serão mantidas no futuro, os autores estimam que o Cerrado deverá desaparecer no ano de 2030, caso o atual modelo de desenvolvimento seja mantido.

Nesse contexto, algo em princípio consensual é que é necessário planejar de forma mais racional o uso e a ocupação das terras, para que se satisfaçam as necessidades da população, porém sem comprometer seriamente os processos evolutivos naturais das espécies nativas presentes no bioma.

Para Chhatre & Saberwal (2005), aparentemente, existe uma lacuna entre políticas e práticas de conservação, que garantam a perenidade dos recursos biológicos de regiões chave para a proteção da biodiversidade. Uma resposta para esse problema passa pelo entendimento da incompatibilidade entre interesses econômicos capitalistas e a conservação efetiva da natureza (Ehrenfeld, 2005), que pode levar a um chamado “holocausto biótico”, principalmente nos países em desenvolvimento, que abrigam a maioria dos *hotspots* (Alho, 2005). *Hotspots* são áreas consideradas prioritárias para conservação, com elevada biodiversidade e com alto grau de ameaça. No Brasil existem dois *hotspots*: a Mata Atlântica e o Cerrado (Mittermeyer *et al.*, 2005). Uma tentativa de se evitar esse holocausto biótico é identificar e proteger os ecossistemas de alta biodiversidade e com alto grau de endemismo.

O percentual de proteção do Cerrado é baixo, chegando a um pouco mais de 2% e, considerando-se apenas as unidades de conservação de proteção integral, esse percentual cai para 1,5%, longe da meta governamental de 10% para o bioma (Alho, 2005). Torna-se claro, portanto, que políticas públicas ambientais devem ser elaboradas e colocadas em prática no mais curto intervalo de tempo possível, a fim de aumentar o percentual protegido do

Cerrado. Porém, não se pode esquecer que essas políticas devem ser balizadas por pesquisas científicas básicas e aplicadas, direcionadas ao conhecimento da biodiversidade e a formas corretas de manejo dos recursos naturais.

Pesquisas voltadas ao entendimento do padrão de uso e ocupação das terras fornecem base para uma política de planejamento ambiental que, por sua vez, deve reordenar a forma ideal de utilização dos recursos naturais de uma determinada região, com base em critérios científicos e técnicos. O planejamento e o uso racional da terra, a partir do uso de técnicas de geoprocessamento, surgem como uma das estratégias mais importantes para se propor o reordenamento da ocupação do Cerrado. Para isso, o entendimento da evolução das formas de uso e ocupação das terras ao longo dos anos torna-se fundamental.

Na tentativa de compatibilizar o desenvolvimento econômico dos estados brasileiros com a conservação de determinados recursos naturais, o governo do Brasil tem estimulado o zoneamento ecológico-econômico em nível estadual, que propõe o estabelecimento de zonas produtivas e frágeis do ponto de vista ambiental, adequado às suas características biológicas e físicas (Brasil, 2002). Isso deve ocorrer a partir da identificação das áreas ou zonas frágeis, que possuem limitações ou proibições de uso. Nesse caso, estratégias de conservação serão criadas no intuito de manter a integridade das mesmas.

Outro aspecto a ser considerado no planejamento de uso e ocupação das terras são as consequências dos efeitos que esse uso promove sobre a estrutura espacial da paisagem e seus processos ecológicos (Turner, 1989), como propagação do fogo, dispersão de sementes ou fluxo de animais em paisagens heterogêneas e fragmentadas (Metzger, 2001). Sendo assim, as estratégias de planejamento devem abordar dimensões geográficas, desde escalas mais grosseiras, até escalas mais refinadas.

O estado de Mato Grosso do Sul ainda não possui um zoneamento ecológico-econômico ou um estudo com abordagens mais amplas da ecologia

de paisagens, o que fragiliza a criação e a consolidação de políticas públicas ambientais que sejam eficientes na proteção da sua biodiversidade e garantam, ao mesmo tempo, uma utilização racional dos seus recursos naturais (Silva *et al.*, 2006).

A região sudoeste de Mato Grosso do Sul, onde se localiza os municípios de Bodoquena, Bonito e Jardim, por suas características ecológicas, se mostrou bastante apropriada para estudos desse nível. Essa região possui um dos últimos remanescentes florestais contínuos do bioma Cerrado no Estado. Esse remanescente está inserido sobre a serra da Bodoquena, que se encontra protegida sob a forma de parque nacional, criado em 2000, mediante decreto federal (Brasil, 2005). Sendo assim, trabalhos científicos direcionados à caracterização ambiental e que proponham estratégias de conservação tornam-se ações cruciais para o Estado, como um subsídio a um futuro zoneamento ecológico-econômico.

Deve-se ressaltar que a região sudoeste de Mato Grosso do Sul é considerada pelo Ministério do Meio Ambiente, a partir dos estudos de áreas prioritárias para conservação realizados no âmbito do projeto de “Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira” (PROBIO), como uma área de prioridade extremamente alta para a conservação (MMA, 2007).

Com a finalidade de subsidiar ações para o ordenamento da região onde estão Bodoquena, Bonito e Jardim, a presente pesquisa partiu de estudos que determinam a história de uso dos municípios supracitados, do desmatamento e da situação de conservação geral dos remanescentes vegetais nativos. Para isso, uma série temporal, com o intervalo de 18 anos, foi elaborada para a região, por meio de sistema de informações geográficas (SIG), resultando na geração de mapas temáticos, onde se pode avaliar a situação dos fragmentos de vegetação nativa ao longo desse tempo.

A presente pesquisa trouxe subsídios para a elaboração de estratégias de conservação da paisagem fragmentada existente na borda leste do Parque Nacional da Serra da Bodoquena (PNSB). É pertinente mencionar que é por

meio da sua borda leste que o PNSB mantém contato com o corredor ripário do rio Miranda, importante formador da planície sedimentar pantaneira.

Sendo assim, os dados aqui apresentados deverão subsidiar estratégias que serão fundamentais para contribuir com a conservação de um dos últimos remanescentes florestais contínuos de Mato Grosso do Sul. Principalmente, porque o PNSB ainda não possui plano de manejo que estabeleça os limites e as formas adequadas de uso para a sua zona de amortecimento.

2- Objetivos e hipótese de trabalho

Objetivo Geral:

O objetivo geral deste capítulo é analisar a dinâmica de ocupação das terras nos municípios de Bonito, Jardim e Bodoquena nos últimos 18 anos, por meio de imagens remotas de diferentes datas, com vistas a subsidiar estratégias de planejamento do uso e ocupação ideal para a região.

Objetivos Específicos:

- elucidar os diferentes processos que direcionaram o atual uso das terras da região;
- fornecer bases para diretrizes de conservação dos recursos biológicos da região;
- subsidiar tomadas de decisão com relação ao planejamento territorial ideal para a sua zona de amortecimento do PNSB, tendo sempre como parâmetro fundamental os vetores de pressão antrópica presentes nos municípios estudados.

Desta forma, a seguinte hipótese conduziu esta parte do trabalho: “A pastagem é o principal vetor de pressão antrópica para os três municípios – Bodoquena, Bonito e Jardim - e promove o maior índice de fragmentação dos remanescentes vegetais naturais da região”.

3 – Revisão da literatura

3.1 - Fragmentação de habitats

A fragmentação de habitats (figura 1) é um processo caracterizado pela alteração na configuração espacial e funcional de um determinado habitat que, após intervenções geralmente antrópicas (por exemplo, desmatamento), tenderá a apresentar formato, área e funcionamento diferentes da sua condição original (Lomolino & Perault, 2001). A fragmentação de habitats provoca alterações na diversidade e composição de espécies de uma comunidade, sendo também responsável por consideráveis mudanças em processos ecológicos, tais como ciclos de nutrientes e polinização (Lovejoy *et al.*, 1986; Laurence & Bierregaard, 1997). Harrison *et al.* (1988) argumentam que existem três principais categorias de mudanças que têm se tornado freqüentes nas florestas do mundo:

- 1) a redução na área total da floresta;
- 2) a conversão de florestas, naturalmente estruturadas, em plantações e monoculturas; e
- 3) a fragmentação progressiva de remanescentes de florestas naturais em pequenas manchas, isoladas por plantações ou pelo desenvolvimento agrícola, industrial ou urbano.

Figura 1 – Exemplo de paisagem fragmentada encontrada na zona de amortecimento do Parque Nacional da Serra da Bodoquena (GLCF, 2007)

Os efeitos da fragmentação de habitats trazem consequências negativas para os elementos da paisagem como um todo, que são compostos por manchas, corredores e matriz. Metzger (2003) esclarece que corredor é uma área homogênea e linear da paisagem, se distinguindo das unidades adjacentes. Um corredor deve unir pelo menos dois fragmentos. A mancha é uma área não-linear e relativamente reduzida e homogênea, numa determinada escala, que se diferencia das unidades vizinhas. Já a matriz é considerada como uma unidade da paisagem funcionalmente (e espacialmente) dominante (unidade que controla a dinâmica da paisagem) ou como o conjunto de unidades de não-habitat, sendo feita então uma oposição entre habitat e matriz (Metzger, 2003).

Harrison *et al.* (1988) apontam que a fragmentação de habitats é um processo que ocorre na Europa desde há muito tempo e que aumentou, particularmente, a partir do Século XIX. Este mesmo processo vem ocorrendo no Brasil desde sua conquista pelos europeus. Tendo se acentuado após os anos de 1960.

As conseqüências imediatas da fragmentação são: a redução da área de habitat disponível e a subdivisão do mesmo. Estes processos levam a uma drástica redução na diversidade biológica local, seja imediatamente, a partir da perda da área, ou em longo prazo, por meio dos efeitos do isolamento. A perda da área pode excluir imediatamente algumas espécies se as mesmas forem raras ou estiverem distribuídas em manchas (Primack & Rodrigues, 2001). Além disso, as mudanças microclimáticas resultantes da fragmentação introduzem uma série de novos fatores na história evolutiva de populações naturais de plantas e animais, resultando em mudanças na composição das espécies da comunidade e nos processos ecológicos. A fragmentação de habitats florestais favorece a mortalidade de árvores e danos aos dosséis, aparentemente causados por mudanças microclimáticas e aumento na turbulência de ventos em suas bordas Laurence *et al.* (1997).

Metzger (1999) explica que a fragmentação atua diretamente sobre as chances de persistência de uma determinada população sobreviver em seu habitat, pois com a diminuição do habitat a população tende a se reduzir e se tornar mais sujeita às extinções determinísticas e estocásticas. A riqueza de espécies diminui com a redução da área do habitat em uma relação não linear (Forman & Godron, 1986). De uma forma geral a fragmentação, nesse caso, resulta na restrição da aptidão de certas espécies na área fragmentada. No entanto, áreas ruins para uma espécie podem ser de boa qualidade para outras. Nem todas as espécies são afetadas da mesma forma pelo processo de fragmentação. Porém, este processo muda os mesohabitats e microhabitats disponíveis, bem como as espécies e, portanto, as comunidades são afetadas (Tabarelli & Gascon, 2005).

Ao se analisar os efeitos da fragmentação sobre a biodiversidade, é necessário considerar o tempo decorrido desde a fragmentação e outras perturbações, naturais ou não. Análises limitadas a fragmentos recém-isolados possuem baixo poder preditivo e podem até indicar pouca ou nenhuma alteração na biota. Isso mostra a importância de se estudar habitats fragmentados há décadas ou anos para se conhecer melhor os efeitos da

fragmentação sobre a permanência de espécies no ecossistema (Colli *et al*, 2002).

A estrutura e a dinâmica de um fragmento florestal variam em função de uma série de fatores, tais como o histórico de perturbação, a forma da área, o tipo de vizinhança e o grau de isolamento. O conhecimento e o estudo da história da paisagem são importantes para que conheçamos os fatores limitantes para a sua conservação (Rodrigues *et al*, 2004).

Um dos projetos mais importantes já realizados no Brasil, que versa sobre esse tema, ocorre próximo à Manaus e se chama Projeto da Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF). O PDBFF começou em 1979 e é uma cooperação científica entre o Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA) e o *Smithsonian Institution* dos Estados Unidos da América. Seus objetivos são: determinar as consequências ecológicas do desmatamento e da fragmentação florestas sobre a fauna e flora na Amazônia e transferir a informação gerada a diferentes setores da sociedade para favorecer a conservação e o uso racional dos recursos florestais (INPA, 2007)

Desse modo, considerando a fragmentação como a alteração de habitats, o resultado deste processo é a criação, em larga escala, de habitats ruins, ou negativos, para um grande número de espécies (Rambaldi & Oliveira, 2003).

3.2 - Metapopulações

As populações de uma espécie não se distribuem continuamente, pois só podem subsistir nos habitats que lhe são favoráveis. Em cada mancha de habitat favorável pode existir uma população local. Se numa determinada região existe várias manchas ocupadas pela espécie, cada uma destas populações pode ter uma dinâmica própria. Como a extinção local é um evento que ocorrerá em determinado momento, as populações locais poderão ficar muito pequenas ou mesmo se extinguirem (Akçakaia *et al*, 2007). Ao longo do tempo, haverá manchas ocupadas ou desocupadas pela espécie. As manchas

desocupadas serão colonizadas por migração vinda das manchas vizinhas, ou seja, elas serão recolonizadas mais cedo ou mais tarde. Regionalmente as diversas populações formam uma metapopulação. Este conceito primeiramente formulado por Levins (Hanski & Gilpin, 1997) é muito importante para a compreensão da persistência de uma espécie na paisagem.

O fluxo migratório entre as manchas de habitats favoráveis é dependente da espécie em questão. Algumas se movem com facilidade e por longas distâncias, outras dependem de transporte de uma mancha a outra. Esta capacidade de movimento é característica de cada espécie e a distribuição das manchas pode facilitar ou dificultar a migração (Begon *et al*, 2006).

A distância entre os fragmentos e o isolamento entre eles, são responsáveis pelo grau de conectividade entre os mesmos e o habitat contínuo. Populações de plantas e animais em fragmentos isolados têm menores taxas de migração e dispersão e, em geral, com o tempo sofrem problemas de troca gênica e declínio populacional (Fernandez, 2003).

Rambaldi & Oliveira (2003) explicam que o aumento da área negativa (não-habitat ou matriz antrópica) traz consequências importantes, dificultando, ou mesmo impedindo, os movimentos migratórios na metapopulação. Muitas vezes, as populações locais ficam isoladas e as distâncias são tão grandes que o movimento entre as manchas de habitat mais ou menos favoráveis, pode tornar-se impossível. Assim, na medida em que as populações locais são extintas, não há repovoamento. No limite, muitas espécies podem ficar restritas a uma, ou a algumas manchas e sua extinção torna-se uma questão de tempo.

Alguns estudos mostram que, além da distância, a qualidade do habitat também interfere na dinâmica da metapopulação. Já outras observações mostram que grandes manchas de habitat servem de fonte permanente de emigrantes que podem recolonizar manchas menores. Caso as manchas grandes mantenham populações permanentes, dependendo da espécie, mesmo as manchas mais distantes podem ser recolonizadas. Como em

manchas menores a probabilidade de extinção é maior, estas atuam como ralos onde as populações são mais frequentemente extintas (Rambaldi & Oliveira, 2003).

É importante mencionar que espécies que se organizam em populações ou metapopulações e que residem em habitats mais ou menos fragmentados, estão sujeitas aos efeitos de borda, que alteram a qualidade dos seus habitats, tornando-os, na maioria das vezes, inadequados para a sobrevivência dos organismos.

3.3 - Efeitos de Borda

Além da redução do tamanho do habitat, o desmatamento e a conseqüente fragmentação provocam a modificação do habitat remanescente devido à influência dos habitats alterados criados ao seu redor – o chamado efeito de borda. Estas alterações nas bordas do fragmento podem ser de natureza abiótica (microclimáticas), biótica direta (distribuição e abundância de espécies) ou indireta (alterações nas interações entre organismos), provocadas pelo contato da matriz com os fragmentos, propiciadas pelas condições diferenciadas do meio circundante desta vegetação (Rambaldi & Oliveira, 2003). Evidências sugerem que, pelo menos em médio prazo, estas mudanças qualitativas no habitat remanescente causam alterações nas comunidades biológicas, em muitos casos mais evidentes do que a redução do tamanho das populações (Poudevigne & Baudry, 2003).

Os efeitos de borda podem afetar os compartimentos abiótico e biótico do ecossistema. Forman & Godron (1986) definiram efeitos de borda como uma modificação na abundância relativa e na composição de espécies na parte marginal de um fragmento. Os efeitos abióticos envolvem mudanças nos fatores microclimáticos, como a umidade relativa do ar, a radiação solar e o vento, dentre outros. Os efeitos biológicos diretos envolvem mudanças na abundância e na distribuição de espécies, que são provocados pelos fatores abióticos nas proximidades das bordas, como por exemplo, o aumento da densidade de plantas devido ao aumento da radiação solar (Primack & Rodrigues, 2001).

É importante frisar que os efeitos de borda dependem da qualidade da matriz, que influi na magnitude das mudanças físicas do habitat remanescente. Quanto mais irregular e maior for o perímetro do fragmento maior será a área de contato com a chamada matriz. Quanto maior a área de contato, pior tende a ser os efeitos de borda (Lopes, 2004). Os efeitos de borda dependem do tamanho e da forma dos fragmentos. É menor em remanescentes maiores e com forma mais próxima de circular, ou seja, mais regulares, e tende a ser maior em remanescentes menores com formas irregulares, e cada vez mais isolados (figura 2). A área do fragmento livre do efeito de borda, conhecida como área nuclear, é um alvo de conservação e busca ser mantida ou ampliada em ações de manejo de paisagens fragmentadas (Rowley *et al*, 1999). É importante destacar que os fragmentos de habitat estão imersos em uma matriz inter-habitat.

Figura 2 – a relação entre efeito de borda e formato do fragmento, atuando sobre a área nuclear do mesmo (Rowley *et al*, 1999).

Nas bordas, há o aumento da turbulência de ventos, que leva a um aumento nas taxas de mortalidade e danos de árvores e conseqüente abertura de clareiras (Ferreira & Laurance, 1997; Laurance *et al.*, 1998). Além disso, podem ocorrer alterações na umidade relativa do ar, que é menor nas bordas que em relação ao centro do fragmento, e na temperatura do solo, que tende a aumentar (Rowley *et al.*, 1999). Com a mudança do microclima, a persistência de uma determinada espécie em um dado fragmento vai depender da sua tolerância aos efeitos de borda. As plantas heliófitas como os cipós e lianas, gostam de luz solar e começam a prosperar com rapidez, à custa de outras plantas adaptadas às condições de sombra e umidade presente no interior da mata. Consequentemente as espécies de insetos, especialmente de

borboletas, são bem adaptadas às plantas heliófitas e sua abundância aumenta nos fragmentos (Fernandez, 2000).

Algumas espécies de insetos, anfíbios, mamíferos e aves evitam as bordas e, portanto, são mais sensíveis a fragmentação. No caso de espécies arbóreas, pode ocorrer alterações na abundância de polinizadores, dispersores, predadores e patógenos, aumento nas taxas de mortalidade de árvores, levando ao aumento intenso de clareiras que alteram a estrutura e composição das comunidades (Primack & Rodrigues, 2001).

Queiroga (2005) explica que, no Brasil, uma das causas que aceleram a ação do efeito de borda em fragmentos de habitat é a expansão de pastos plantados, para a formação de pastagens nas atividades pecuárias, onde a vegetação, como a savânica e a florestal são limpas e queimadas e então semeadas com gramíneas exóticas. Esse é o caso do Cerrado brasileiro.

Grande parte das espécies exóticas é capaz de se instalar em fragmentos, devido à sua alta plasticidade no que se refere à adaptação às condições microclimáticas encontradas nas bordas dos fragmentos, podendo tornar-se invasoras biológicas.

No Cerrado, estudos mostram que espécies de gramíneas africanas trazidas como forrageiras se beneficiam da fragmentação e tornam-se invasoras, adentrando cada vez mais para o interior dos habitats naturais. O alto grau de fragmentação do cerrado, que converteu a vegetação nativa em manchas fragmentadas e imersas em uma matriz composta por pastagem plantada, favoreceu sobremaneira a expansão das espécies de gramíneas invasoras (Pivello *et al*, 1999).

3.4 - Dinâmica de Uso das Terras

3.4.1- Uso das terras no Brasil

Mudanças ambientais em nível global estão relacionadas a ações humanas, como o desmatamento. O desmatamento em regiões tropicais, sobretudo de florestas, é determinado por causas variadas, interrelacionadas, que possuem forças direcionadoras que devem ser percebidas em diferentes contextos históricos e geográficos (Geist & Lambim, 2001).

Ainda segundo Geist & Lambim (2001.), a expansão agrícola, aliada à extração de madeira e ao aumento da infra-estrutura em áreas urbanas, se constituem em causas gerais que levam ao desmatamento. Políticas governamentais focadas na expansão econômica acelerada, também representam a mola propulsora que deflagra uma série de ações do Estado para com a região (Guimarães & Leme, 2002).

A compreensão das reais causas do desmatamento – e de seus efeitos – ainda segue em um estágio embrionário (Semwal *et al*, 2004), porém, alguns fatores importantes merecem destaque. Fearnside (2005) aponta que a especulação imobiliária, a construção e a melhoria de rodovias, além da ausência de critérios mais consistentes para a avaliação de impactos ambientais para projetos de desenvolvimento, representam causas primárias relevantes.

É importante frisar nesse contexto que o Brasil, com suas dimensões continentais, imprime considerável influência nas taxas globais de alterações climáticas, principalmente pela escalada de desmatamento que se acentua nas últimas décadas. Ferreira *et al.* (2007) relatam que num intervalo de cinco anos, entre 2000 e 2005, o país desmatou uma área de 31 mil quilômetros quadrados, o que equivale a 74% da área desmatada para toda a América do Sul, que foi de 42 mil quilômetros quadrados.

Esses números reforçam uma tendência histórica. O Brasil buscou nos últimos séculos um fortalecimento de sua economia a base de exploração maciça dos seus recursos naturais, pautado no desmatamento. O desmatamento movimenta a economia através da exploração madeireira e abertura de áreas para pastagens, lavouras ou núcleos urbanos.

Pedlowski *et al* (1997), acrescentam que o desmatamento foi e é impulsionado por políticas públicas (ou pela ausência delas) equivocadas, que incentivaram o intenso fluxo migratório nos últimos 30 anos. Os mesmos autores ainda mencionam que os incentivos fiscais para fazendeiros da Amazônia e do Cerrado contribuíram sobremaneira para a intensificação do desmatamento no Brasil, em um passado recente. Até mesmo em regiões como o Pantanal, onde as condições fisiográficas apresentam várias limitações ao uso intensivo das terras, o desmatamento para a implantação de pastagem plantada já descaracterizou algo entorno 500.000ha nos últimos 25 anos (Browne *et al*, 2003).

Decididamente, a estratégia considerada “ideológica” de ocupar vazios geográficos como a Amazônia e o Cerrado, promoveu degradação ambiental nessas regiões (Diegues, 1997). Essa estratégia de ocupação alia-se ao que Becker (1995) chama de “economia de fronteira”, que é considerado um ideal pautado em crescimento econômico infinito sustentado por um estoque igualmente infinito de recursos naturais.

O preenchimento das regiões consideradas como “áreas a serem ocupadas”, ocorreu de forma não planejada, ou seja, sem uma avaliação de impacto ambiental preliminar. Um exemplo disso é a especulação imobiliária. O Cerrado, por exemplo, experimentou nos últimos 30 anos políticas de ocupação e uso das terras, sem um planejamento adequado que considerasse os riscos ambientais e a evolução de cenários futuros para a região (Muller, 1990).

Estimativas do IBGE para o período de 1975 a 1995 apontam que as áreas de agricultura no Brasil não avançaram no mesmo ritmo que a pecuária

assentada em pasto plantado (IBGE, 2007). Porém, ainda segundo dados de IBGE (2007), a área plantada de soja vem crescendo continuamente.

3.5 - Histórico de Ocupação e Políticas Públicas para o Cerrado

A região central do país teve a intensificação de uso das suas terras no início dos anos 30, que se deu principalmente pelo desenvolvimento industrial e crescimento de áreas urbanas, que demandaram por mais alimentos e matérias primas (Pires, 2000). A região sudeste do Brasil é a que possui maior mercado consumidor e que imprime um aumento na produção de alimentos na região dos cerrados (Bezerra & Cleps Júnior, 2004).

Nas décadas de 1940 e de 1960 a ocupação antrópica começou a se estruturar melhor. Pedroso & Silva (2005) explicam que existem vários os motivos que contribuíram para que isso ocorresse, podendo citar eventos tais como: a “Marcha para o Oeste” de Getúlio Vargas, que buscou a integração regional, ampliando o mercado interno e incentivando a migração para a região; Outro fator foi a criação de Brasília, e a construção de rodovias como a BR- 153 (Belém-Brasília) e a BR-364 (Cuiabá - Porto Velho). Esse período foi caracterizado pela ótica do desenvolvimentismo e trouxe para a região um grande impulso econômico.

A carência de tecnologia específica para o desenvolvimento agrícola dos cerrados representou um impedimento para produtores rurais na região dos cerrados (Pedroso *et. al.* 2004). De acordo com Muller (1990) até o fim desse período, o envolvimento do Estado na evolução da fronteira agrícola manteve-se reduzido, o que representava uma séria ameaça ao desenvolvimento da agricultura comercial. Alho & Martins (1995) explicam que as terras do cerrado tinham pouco valor em face das suas sérias limitações para a mecanização e devido à pobreza nutricional dos solos que, via de regra, são ácidos e oligotróficos.

A Amazônia era o foco dos governos militares, no início dos anos 70, porém uma série de empecilhos relacionados à logística e outros fatores

fizeram a atenção do poder público federal se voltasse para o Cerrado (Pedroso & Silva, 2005). O Cerrado apresentava uma localização geográfica estratégica e foi beneficiado pela presença da capital federal em seus limites. Desse modo, programas governamentais foram deflagrados no intuito de tornar a região um pólo de produção de matérias primas para o sul e sudeste mais desenvolvidos e industrializados.

Várias das limitações de uso das terras do cerrado foram vencidas com o desenvolvimento e a adoção de tecnologia específica para a correção da acidez e fertilidade dos solos do Cerrado, o que precipitou a instalação de monoculturas e extensas áreas de pastagens plantadas na região (Embrapa, 2007). Muller (1990) aponta que foram criados programas especiais de estímulo à agricultura nos Cerrados, de apreciável impacto na evolução das frentes comerciais. Além do mais, foram implantados, com apoio governamental, projetos privados de colonização, especialmente em Mato Grosso. Nesse processo, as frentes comerciais acabaram atingindo partes do norte da região. Daí, a partir de meados da década de 1970, o ritmo de ocupação do Centro-Oeste acelerou, com base em intensa política de expansão da fronteira agrícola, ocorrida com o aproveitamento dos cerrados e a abertura de novas terras para exploração agrícola e pecuária (Silva, 2000). Esse processo de ocupação trouxe à região um enorme fluxo de migração, desordenado e desagregador. A região passava a ser o novo pólo de atração populacional. Entre 1960 e 1970 apresentou o maior crescimento demográfico do país; de 1970 a 2000 só não superou a região Norte (IBGE, 2006).

O desenvolvimento econômico acelerado, pautado na moderna monocultura de grãos e na pecuária, não foi equilibrado por um planejamento ambiental que ordenasse as ações de uso e ocupação das terras, no intuito de mitigar impactos ambientais negativos sobre os ecossistemas e seus processos ecológicos. Aspectos sociais relacionados à condição de vida da população menos favorecida também foram desconsiderados nesse processo.

Cabe aqui destacar alguns programas, específicos para o cerrado, que visavam o desenvolvimento econômico rápido da região. Deve-se citar o

POLOCENTRO (Programa de Desenvolvimento dos Cerrados) e o PRODECER (Programa de Cooperação Nipo-Brasileira para Desenvolvimento dos Cerrados) (Alho & Martins, 1995). Abaixo será descrito algumas características do POLOCENTRO.

Goobi (2004) explica que o POLOCENTRO foi criado em 1975 e teve como objetivo “o desenvolvimento e a modernização das atividades agropecuárias da região Centro-Oeste e do oeste do estado de Minas Gerais, mediante a ocupação racional de áreas com características dos cerrados e seu aproveitamento em escala empresarial”. O POLOCENTRO selecionou áreas específicas para atuação e, posteriormente, forneceu crédito altamente subsidiado a todos os produtores que desejassem investir em exploração agropecuária empresarial. O POLOCENTRO foi um programa voltado para abertura de fronteira agrícola, que favoreceu os grandes e médios produtores em detrimento dos pequenos. Na verdade, o único foco estava na média e grande agricultura empresarial, mediante o fornecimento de crédito subsidiado, de assistência técnica e da remoção do obstáculo ao seu funcionamento. A pequena agricultura das áreas atingidas quase não foi beneficiada.

Atualmente, a região Centro-Oeste vem se destacando, por apresentar uma economia baseada na pecuária extensiva de corte e de leite, na produção intensiva de grãos, especialmente milho e soja e, recentemente, na agroindústria que se utiliza dessa matéria prima - carne e grãos (Pedroso & Silva, 2005).

Os projetos econômicos atuais no Brasil Central ainda apresentam diretrizes essencialmente desenvolvimentistas buscando garantir a elevada produção de carne e grãos, que se mantêm acima da média nacional. Grandes projetos federais são consolidados para melhorar a infra-estrutura e viabilizar o escoamento dos grãos: Corredores de exportação (Centro norte, Noroeste, Nordeste e Centro-Leste); Hidrovias Araguaia-Tocantins e Paraguai-Paraná; programas de desenvolvimento do cerrado (PRODECER) (Cebrac, 2000).

A pouca preocupação do poder público com a criação e consolidação de estratégias de conservação em nível regional ou nacional são evidentes. As taxas anuais de desmatamento no cerrado atingem níveis elevados, que podem reduzir a vegetação desse bioma a pequenos fragmentos contidos em unidades de conservação, terras indígenas, reservas legais e áreas de preservação permanente.

A produção de grãos cresce a cada ano, batendo recordes de produtividade. Para se ter uma idéia, para a safra de 2003/2004 a colheita atingiu, aproximadamente, 130,9 milhões de toneladas de grãos (Alho, 2005). Os próprios órgãos governamentais, como a Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA) reforça a percepção de que o Cerrado tem como principal vocação a agropecuária, ao assumir que o uso dos ecossistemas de Cerrado e de áreas já desmatadas, o que seria viabilizado pela logística já existente na região. Isso frearia um aumento excessivo do desmatamento na Amazônia para a produção de grãos (Nogueira, 2002). Com isso, torna-se de grande importância estabelecer políticas públicas balizadas por ações de planejamento ambiental que torne o agronegócio uma atividade econômica sustentada em bases técnicas e científicas. Para Sawyer (2002), a construção de uma visão integrada que estabelece sinergismos positivos entre população, meio ambiente e desenvolvimento, evitando a degradação do ambiente e dos seres humanos implica, necessariamente, mudar as políticas públicas.

Como uma estratégia de busca pela conservação da biodiversidade com participação dos meios científico e tecnológico e, em maior escala da sociedade civil organizada (ONGs), merece destaque o programa conhecido como “Áreas Prioritárias”.

3.6 - Programa Áreas Prioritárias

Na década de 90, houve várias iniciativas para a identificação de prioridades para posterior proteção, em nível global e para a conservação dos remanescentes de ecossistemas naturais. Nesse sentido, o Projeto de Conservação e Utilização Sustentável da Diversidade Biológica Brasileira

(PROBIO), no âmbito do Programa Nacional da Diversidade Biológica (PRONABIO), foi organizado especialmente para delinear ações regionais de conservação da biodiversidade para os principais ecossistemas do País. Dentre os vários projetos acordados no programa, merece destaque aqui o subprojeto de *Ações Prioritárias para a Conservação da Biodiversidade do Cerrado e do Pantanal*. O conceito de prioridade foi definido a partir de dois critérios básicos: a importância biológica e a urgência das ações para a conservação de áreas.

A determinação de áreas prioritárias vem de encontro com a localização dos remanescentes vegetais nativos de Cerrado, que não foram atingidos pela pecuária e a agricultura, que apresentou um crescimento constante nas últimas décadas, com abertura de novas áreas, principalmente para pastagens plantadas até a primeira metade da década de 90 (figura 3).

Figura 3 – Evolução dos tipos de terra no Brasil entre 1975 e 1995 (Fearnside, 2004).

3.7 – Geoprocessamento e Sensoriamento Remoto aplicado ao estudo do uso e ocupação das terras.

Miranda (2005) esclarece que a década de 80 marcou o mundo da geoinformação, com o crescente interesse em manipulação da informação geográfica, que se relaciona a determinados locais que possuem um sistema de referência ou localização espacial por meio de um sistema de coordenadas.

Neto (2007) acrescenta que o Geoprocessamento é produto da junção da Geomática com a Ciência da Computação, mais precisamente da área de Sistemas de Informação. Sendo assim, os sistemas de informação geográfica ou SIG representam um conjunto de tecnologias de Geoprocessamento que lidam com informação geográfica na forma de dados geográficos.

O SIG não evoluiu isoladamente, mas sim de um esforço conjunto de outras tecnologias e áreas de aplicação. Desse modo, a tecnologia de SIG representa uma convergência de diferentes disciplinas que possuem a localização geográfica como objeto de estudo (Miranda, 1995).

Os dados geográficos podem ser classificados como dados espaciais e dados de atributos. Um SIG fornece ferramentas para que o usuário realize análise, como forma de buscar explicações para as ocorrências que geram problemas no mundo real.

De acordo com Abrantes (2002) é possível distinguir quatro fases distintas na evolução dos SIG. A primeira fase ocorreu no início da década de 60 e indo até meados dos anos 70. Nessa fase ocorreram contribuições individuais por parte de diversos pesquisadores da área computacional e da geografia. A segunda fase, que durou até ao início da década de 80, foi marcada pela realização de diversos trabalhos desenvolvidos e promovidos por organismos oficiais. Na terceira fase, iniciada no final dos anos 80, ocorreu o predomínio da atividade comercial. Na quarta e atual fase, a preocupação dominante centra-se nos utilizadores. Esta perspectiva é facilitada pela grande concorrência existente entre os numerosos vendedores de produtos destinados

à realização de SIG, além do maior uso de programas gratuitos, o que vem de certa forma popularizando o uso dessa tecnologia.

Atualmente, reconhece-se que os SIG podem auxiliar na avaliação de impactos ambientais e fazer simulação de cenários alternativos, tais como, na detecção de condições de mudanças em áreas urbanas ou no campo, além, dentre outras potencialidades, de previsões de potencial de uso de recursos naturais e solos (Miranda, 2005).

O Sensoriamento Remoto representa a utilização de um conjunto de sensores em satélites e aeronaves, e equipamentos para aquisição e processamento desses dados (Rodrigues *et al.*, 2003). Novo (1989) esclarece que o sensoriamento remoto objetiva estudar o ambiente terrestre por meio do registro e análise das interações entre a radiação eletromagnética e os elementos componentes do planeta, em suas mais diversas manifestações.

Rodrigues *et al.*, (2003) explicam que a vantagem da utilização do sensoriamento remoto, reside no fato do seu uso em diversas áreas, tais como o mapeamento e monitoramento de impactos ambientais, do desmatamento, mineração, poluição hídrica, além do estudo de eventos naturais, como enchentes, deslizamentos etc.

O sensoriamento remoto tem como princípio o uso de sistemas sensores, baseados na detecção da radiação eletromagnética, sendo as bandas mais utilizadas as que estão no chamado espectro óptico, que vai do visível (azul, verde, vermelho) até o infravermelho (Rodrigues *et al.*, 2003). Nos últimos quarenta anos, vários satélites foram colocados em órbita, destacando-se os das séries LANDSAT (NASA-EUA), SPOT (França), JERS (Japão), IRS (Índia), IKONOS (EUA) e CBERS (Brasil-China).

Atualmente, com a disponibilidade gratuita de produtos de sensoriamento remoto e de aplicativos de geoprocessamento, torna-se possível qualquer pessoa ou instituição produzir dados de qualidade a um custo muito baixo (Crepani & Medeiros, 2005). Porém, um desafio a ser

superado é compatibilizar a necessidade crescente por mapeamentos mais refinados (i.e, em escalas de detalhe) com as limitações dos sistemas sensores atualmente no mercado. Os produtos dos sistemas sensores com grande resolução espacial, via de regra, são caros e, conseqüentemente, de uso restrito.

A integração de dados provenientes de sistemas sensores tratados e interpretados em aplicativos de geoprocessamento (SIG), representa um incomensurável avanço nos estudos da dinâmica de uso das terras, permitindo mapeamentos rápidos, próximos da realidade, fornecendo assim, um excelente banco de dados para planejamentos e gerenciamentos das atividades agropecuárias, bem como, para a conservação da biodiversidade.

4 - Metodologia

Para cada município, foram gerados mapas temáticos de cobertura vegetal e uso das terras, numa série temporal com vistas a um entendimento preliminar da dinâmica de fragmentação das diversas fisionomias vegetais de Cerrado e avanço das áreas de pastagens e culturas agrícolas sobre essas áreas.

4.1 - Área de Estudo

O presente estudo desenvolveu-se no estado de Mato Grosso do Sul, abrangendo os municípios de Bodoquena, Bonito e Jardim, situados na região sudoeste de Mato Grosso do Sul (figura 4), inserida na bacia hidrográfica do rio Miranda, que possui como rios principais, o rio Perdido, rio Salobra, rio Formoso, rio da Prata, além do próprio rio Miranda.

Os municípios estudados situam-se à margem esquerda do rio Miranda e totalizam uma área de 1.011.640,4 ha, distribuídos da seguinte maneira: 258.535,8 ha pertencentes ao município de Jardim, 499.167,4 ha pertencentes a Bonito e 253.937, 2 ha constituindo o município de Bodoquena. Esses municípios fazem limite com a borda leste do Parque Nacional da Serra da Bodoquena e abrangem a sua zona de amortecimento.

Figura 4 – Localização da área de estudo (Fontes: IBGE, 2005; PCBAP, 1997).

O município de Bodoquena possui uma população de 8.367 habitantes (IBGE, 2006) e foi elevado à categoria de município em 1980. Localiza-se na região sudoeste do estado de Mato Grosso do Sul, a 269 km de Campo Grande, capital do Estado, na micro-região 09, Região da Serra da Bodoquena, tendo como coordenadas geográficas: 20°33'03"S e 56°40'03"W. Bodoquena faz limites com os municípios de Miranda e Corumbá (ao norte), Bonito e Porto Murtinho (ao sul), Miranda e Bonito (ao leste) e Porto Murtinho (ao oeste).

Segundo dados do IBGE (2006), o município de Bonito possui uma população de 16.956 habitantes. As terras onde hoje estão Bonito eram inicialmente ocupadas pelos índios guaicurús, que dominavam uma área que ia das escarpas da serra de Maracaju até o Pantanal (Weingartner, 1995).

A região de Bonito, mesmo apresentando relativa população rural, por muito tempo foi um tímido núcleo habitacional que, posteriormente, se

transformou em município. O distrito de Bonito foi criado mediante a Lei nº 693, de 11 de novembro de 1911. A fundação oficial da cidade de Bonito, entretanto, se deu no dia 24 de fevereiro de 1927 (Behr, 2001). Foi elevado à categoria de município pela Lei nº145, de 02/10/1948, desmembrado de Miranda. As coordenadas da sede município são: 21° 07' 35.45" S e 56° 29' 5.28" W. Seus Limites municipais são Bodoquena (norte e noroeste), Miranda (norte), Anastácio (nordeste), Nioaque (leste), Guia Lopes da Laguna (sudeste), Jardim (sul) e Porto Murtinho (sudoeste e oeste).

O município de Jardim possui uma população de 22.542 habitantes. As coordenadas da sede município são: 21° 28' 50.25" S e 56° 08' 46.29" W. Faz divisa ao norte com Bonito e Guia Lopes da Laguna, ao sul com Bela Vista e Ponta Porá, a leste com Ponta Porá e Guia Lopes da Laguna e a oeste com Caracol, Porto Murtinho e Bela Vista. O comércio é a principal atividade econômica do município, seguido da pecuária e agricultura. O comércio de Jardim está estreitamente relacionado à venda de produtos e equipamentos para a atividade agropecuária.

4.2 - Banco de dados espacializado

O banco de dados espacializado para o desenvolvimento desta tese foi montado sobre o Sistema de Processamento de Informações Georeferenciadas (SPRING) (Câmara, 1996), que representa um aplicativo associado a um gerenciador de banco de dados geográfico, desenvolvido pelo Instituto de Pesquisas Espaciais (INPE), em São José dos Campos/SP.

O Banco de Dados no SPRING corresponde fisicamente a um diretório, onde são armazenados definições de Categorias e Classe e dos Projetos pertencentes ao banco. Os projetos são armazenados em sub-diretórios, juntamente com seus arquivos de dados: pontos, linhas, imagens orbitais e aéreas, imagens temáticas, textos, grades e objetos. Esses projetos representam o segundo nível de hierarquia do SPRING. Para definir um projeto, é necessário estabelecer o limite geográfico da área em estudo ("retângulo envolvente") e a projeção cartográfica mais adequada aos dados geográficos que estarão sendo manipulados. Para cada sistema de projeção,

há diferentes “modelos da terra” e parâmetros como hemisfério, latitude e/ou longitude de origem e paralelos padrão, que deverão ser fornecidos.

O SPRING permite a entrada direta de imagens provenientes dos satélites Landsat, CBERS, SPOT, NOAA, ERS-1, dentre outros. Cada uma destas imagens apresenta características distintas quanto à resolução. A resolução é uma medida da habilidade que um sistema sensor possui de distinguir entre respostas que são semelhantes espectralmente ou próximas espacialmente (Câmara *et al.*, 1996).

O SPRING tem como funções: processamento de imagens, análise espacial, modelagem numérica de terreno e consulta a bancos de dados espaciais, utilizando técnicas de sensoriamento remoto. Esse programa pode ser adquirido pela internet mediante cadastro na página eletrônica do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)¹.

O banco de dados desta pesquisa contou com um projeto com as coordenadas geográficas da área de estudo, bem como o sistema de projeção da terra. Para este banco de dados, adotou-se a projeção UTM, que é um sistema de referência em forma de grade ou reticulado, no qual as coordenadas planas das folhas do mapa se relacionam com as coordenadas geodésicas das posições medidas da Terra (Miranda, 2005).

O *datum* utiliza-se de uma superfície de referência e uma superfície de nível e forma a base para o cálculo dos levantamentos de controle horizontal no qual se considera a curvatura da Terra (Zimback, 2003). O presente trabalho adotou o *datum* SAD 69 (Datum Sul Americano de 1969).

Os projetos apresentaram as seguintes categorias: imagem, temático e cadastral. Cada categoria possuiu um plano de informação com os dados que foram importados de outros sistemas de informações geográficas ou criados no próprio SPRING. Para alguns procedimentos cartográficos utilizou-se o

¹ <http://www.dpi.inpe.br/spring>

programas, ArcMap© e ArcCatalog© (Esri, 2005), principalmente para a inclusão de sistema de projeção nos arquivos em formato *shape file* e edição de mapas

Ao todo, foram utilizadas quatro bases de dados temáticas e cadastrais na pesquisa:

- Mapas de rede hidrográfica e curvas de nível do Departamento de Serviço Geográfico do Ministério do Exército (DSG), em escala 1:100.000 (PCBAP, 1997)
- Mapas cadastrais de geologia, relevo, solos, vegetação, assentamentos, bacias, estradas, municípios, em escala 1:250.000, da Fundação Neotrópica do Brasil; (RADAMBRASIL, 1982; PCBAP, 1997)
- Mapas cadastrais do Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai (PCBAP), de geologia, relevo, solos, vegetação, estradas, potencial de erosão e fragilidade ambiental, em escala 1:250.000 (PCBAP, 1997).

Cabe mencionar aqui que as fontes apresentadas tiveram como origem primária de dados, em maior ou menor importância os mapeamentos do RADAMBRASIL e do próprio PCBAP. (RADAM BRASIL, 1982; PCBAP, 1997). O projeto RADAM, fez uma série de estudos geológicos, geomorfológicos, pedológicos, vegetação, uso potencial da terra, dentre outros, que dentre várias regiões do Brasil, contemplou a área em estudo (serra da Bodoquena e municípios vizinhos), baseados em imagens de radar em escala 1:250.000. O PCBAP merece destaque por contemplar a região da Bodoquena, gerar mapas temáticos, que culminou com um zoneamento ambiental da bacia do alto Paraguai, em escalas de 1:250.000.

O próximo passo foi determinar as categorias de dados, que basicamente foram temáticas, cadastrais, imagens e MNT.

4.3 - Montagem do Banco de Dados

Após a configuração do banco de dados, procedeu-se à importação de dados secundários. Inicialmente, importou-se a rede de drenagem e as curvas de níveis do Departamento de Serviço Geográfico do Exército, em formato digital, na escala 1:100.000. Esse arquivo estava em forma DWG e, como o SPRING não importa esse tipo de arquivo, foi necessário convertê-lo para o formato DXF-12. Para isso, utilizou-se o programa AutoCad®.

A rede hidrográfica foi de grande importância para o registro (georreferenciamento) das imagens de satélite e dos mapas temáticos utilizados na pesquisa. Além disso, a partir dela foi possível estabelecer as áreas de preservação permanente existentes em Jardim, Bonito e Bodoquena.

A próxima etapa foi a correção de possíveis incongruências entre os dados, como um vetor que não se ligava ou polígonos mal fechados. Para isso, foi utilizada a ferramenta de edição topológica do SPRING.

Para todo o trabalho, foram adotadas as resoluções de 20 e 30 m utilizando-se as imagens CBERS e Landsat, respectivamente. Com essas resoluções, as características da cobertura vegetal e de uso e ocupação das terras puderam ser mapeadas para subsidiar a proposição de estratégias de conservação. A impossibilidade de comprar imagens de melhor resolução foi levada em conta.

Após a correção dos vetores, foram importadas as imagens de satélite que dariam origem aos mapas de remanescentes vegetais nativos e de uso e ocupação das terras. Como o estudo abordou uma análise histórica da ocupação e uso das terras e do estado de conservação dos remanescentes

vegetais nativos nesse período, trabalhou-se com imagens Landsat-TM dos anos de 1986 e 1987, assim como imagens CBERS de 2004.

Para o município de Bodoquena foi utilizado imagem Landsat TM de 1987; para Bonito as imagens foram dos anos de 1986 e 1987, e para Jardim se utilizou imagem Landsat TM de 1986.

As imagens Landsat TM foram obtidas gratuitamente por meio da internet, no sítio do Global Landcover Facility (GLCF) – Earth Science Data Interface².

As imagens utilizadas foram as seguintes:

- 226 075 de 26/10/1986
- 225 075 de 10/04/1986
- 226 074 de 22/11/1987

As imagens de órbita 226 e ponto 075 e órbita 225 e ponto 075 já estavam ortorretificadas. Porém, a imagem 226/074 necessitou ser registrada. O processo de registro das imagens ocorreu no programa SPRING. As imagens ortorretificadas foram utilizadas para georeferenciar a cena 226/074. As bandas utilizadas (que foram registradas) foram: 2, 3, 4, 5 e 7.

Do satélite CBERS 2 CCD, foram obtidas imagens via FTP, em formato zipado, por bandas por meio do sítio do INPE³. As cenas utilizadas foram as seguintes:

- Órbita 165/ponto 163 de 15 de agosto de 2004;
- Órbita 164/ponto 124 de 15 de agosto de 2004.
- Órbita 166/ponto 123 de 03 de setembro de 2004.

Essas imagens possuem cinco bandas: 1, 2, 3, 4 e 5, porém, em determinado período de disponibilização das imagens CBERS houve problemas com os dados brutos das imagens, o que dificultou o uso das bandas 1 e 5. Portanto, as bandas aqui utilizadas foram: 2, 3 e 4, que

² <http://glcfapp.umiacs.umd.edu:8080/esdi/index.jsp>

³ www.inpe.br

apresentam características técnicas adequadas para a presente pesquisa. As bandas depois de descompactadas foram registradas no programa SPRING. Para isso, utilizou-se as imagens Landsat georeferenciadas e os mapas já constantes no banco de dados.

4.4 - Registro das imagens de satélite (LANDSAT e CBERS)

Inicialmente, as imagens foram importadas para o IMPIMA, que é um programa acessório do SPRING, onde se pode fazer leitura de imagens digitais (de satélite, fotos *scanerizadas*, etc) para converter para o formato GRIB.

Após a conversão da imagem em formato GRIB no IMPIMA, a mesma foi georeferenciada a partir da ferramenta de registro do SPRING. O registro é uma transformação geométrica que relaciona coordenada da imagem (linha e coluna) com coordenadas geográficas (latitude e longitude) de um mapa. Essa transformação elimina distorções existentes na imagem, causadas no seu processo de formação pelo sistema sensor, e por imprecisão dos dados de posicionamento da plataforma (aeronave ou satélite).

Os erros de controle para as imagens Landsat e CBERS não ultrapassaram o valor de 0.245, com grau de polinômio de primeira ordem, o que é considerado aceitável para a escala de trabalho utilizada. Cada imagem foi registrada por meio de pelo menos 30 pontos de controle, distribuídos de forma a abranger a maior parte das imagens, a fim de diminuir distorções no georeferenciamento.

4.5 - Classificação das imagens:

Após realizado o registro, as imagens passaram pelo processo de classificação, que é a extração de informação para reconhecer padrões e objetos homogêneos nelas contidos.

O método de classificação utilizado foi o supervisionado, pois o intérprete já possuía um conhecimento de campo sobre a área de estudo.

Nesse caso, a partir do conhecimento prévio de campo, foi feita uma seleção de amostras de treinamento mais confiáveis para a classificação (Venturieri & Santos, 1998).

Foram inicialmente obtidas as “assinaturas” das classes, estabelecidas pelo exame dos histogramas, que formam os atributos espectrais individuais dos dados contidos nas amostras de treinamento (Venturieri & Santos, 1998). O classificador utilizado foi o Battacharya, que segundo o tutorial do programa SPRING “é um classificador por regiões, para medir a separabilidade estatística entre um par de classes espectrais. Ou seja, mede a distância média entre as distribuições de probabilidades de classes espectrais”. Esse classificador requer amostras formadas nas regiões segmentadas na imagem. Na realidade, o classificador procura simular o comportamento de um fotointérprete, ao reconhecer áreas homogêneas baseadas nas propriedades espectrais e espaciais da imagem. Após um treinamento prévio, características ou assinaturas espectrais das classes são obtidas e, com base nisso, a classificação é realizada.

Após a classificação houve edição das imagens, pois foram identificados alguns erros de pós-classificação. Assim, o conjunto dos procedimentos para a classificação das imagens reuniu os seguintes passos:

1. criação de classes temáticas com base nas formas de uso predominantes e fisionomias vegetais;
2. realce linear das imagens para melhor identificação visual dos objetos (porém, o algoritmo de classificação foi aplicado sobre a imagem original sem as técnicas de realce ou pré-processamento.) ;
3. criação de um arquivo de contexto de classificação;
4. segmentação das imagens, com similaridade 10 e área 20 (esse valor foi obtido por meio de vários ensaios) ;
5. Extração das regiões identificadas por meio da similaridade e área do *pixel*;
6. seleção das bandas para ambas as imagens utilizadas;

7. treinamento para obtenção de amostras e posteriores análises das amostras para verificações de confusões entre as amostras (matriz de confusão do tema). No treinamento foram criados temas que receberam as amostras selecionadas pelo analista;
8. criação de arquivo para imagem classificada;
9. classificação das imagens utilizando o classificador Battacharya, com limiar de aceitação de 99%;
10. pós-classificação das imagens (eliminação de ruídos);
11. mapeamento para correlação entre os temas obtidos no treinamento e classes temáticas previamente estabelecidas;
12. mapeamento para classes temáticas, para obtenção do mapa temático.

4.6 - Classificação das Imagens CBERS:

Para a classificação supervisionada foi obtida uma média do valor do *pixel* para cada banda. Inicialmente, foi realizada a composição colorida das imagens associando-se cores a cada banda, sendo que para a imagem CBERS utilizou-se: 2B, 3R e 4G. Após o ajuste de contraste da cor para cada banda, fez-se a média dos valores dos pixels para elemento distinguível na imagem.

A partir dessa análise optou-se, pelo agrupamento das classes apresentadas na tabela 1, que possuíam assinaturas muito similares. Nesse caso, os pastos sujo e limpo compuseram a classe “pasto” e o campo sujo e campo limpo/várzea formaram a classe “campo”. Outras classes demonstraram similaridade, como a mata ciliar e a transição entre floresta estacional semidecidual e cerrado típico, porém, optou-se por manter essas fisionomias em classes distintas e que foram mais bem delimitadas com os trabalhos de campo (tabela 1).

Tabela 1 – Classes de uso e ocupação das terras identificadas para os municípios de Bodoquena, Bonito e Jardim com a média de valores de pixel (nível de cinza) por banda para a imagem CBERS 2, para a seleção da legenda final do mapa de uso e ocupação

CLASSE\BANDA	BANDA 2 (Nível de cinza)	BANDA 3 (Nível de cinza)	BANDA 4 (Nível de cinza)
Agricultura	69	46	82
Pasto sujo	74	42	101
Pasto limpo	76	45	108
Cerrado	61	36	97
Cerradão	54	28	106
Campo sujo	69	41	100
Campo limpo/várzea	66	39	95
Transição Mata Seca e Cerradão	59	32	115
Mata seca	56	29	102
Mata ciliar	55	29	123
Floresta estacional semidecidual (FESD)	51	27	114
Transição FESD e cerrado	56	31	122
Água	55	30	83
Sombra	45	22	67
Área urbana	85	53	106

4.7 - Classificação das imagens Landsat TM

A classificação supervisionada se iniciou a partir da obtenção de uma média do valor do *pixel* para cada banda. Inicialmente, foi realizada a composição colorida das imagens, associando cores a cada banda, sendo que para a imagem Landsat utilizou-se: 3B, 4G e 5R. Após o ajuste de contraste da cor para cada banda, fez-se a média dos valores dos pixels para elemento distinguível na imagem (Tabela 2). Essa média foi calculada para 5 bandas: 2, 3, 4, 5 e 7.

Tabela 2 –Classes de uso e ocupação das terras identificadas para os municípios de Bodoquena, Bonito e Jardim com a média de valores de pixel (nível de cinza) por banda para a imagem Landsat TM, para a seleção da legenda final do mapa de uso e ocupação.

CLASSE\BANDA	BANDA 2 (Nível de cinza)	BANDA 3 (Nível de cinza)	BANDA 4 (Nível de cinza)	BANDA 5 (Nível de cinza)	BANDA 7 (Nível de cinza)
Agricultura	37	47	51	84	80
Pasto sujo	39	43	87	122	44
Pasto limpo	44	54	80	150	61
Cerrado	38	42	112	121	39
Cerradão	33	29	115	70	21
Campo sujo	42	40	84	108	52
Campo limpo/várzea	34	39	72	96	33
Transição Mata Seca e Cerradão	34	28	111	71	21
Mata seca	31	31	122	86	16
Mata ciliar	34	30	100	84	17
Floresta estacional semidecidual (FESD)	30	25	103	63	17
Transição FESD e Cerrado	37	29	130	75	29
Água	36	29	49	49	12
Sombra	30	33	87	78	15
Área urbana	58	80	96	152	101

4.8 - Mapa Preliminar

A verificação dos mapas preliminares do uso atual das terras ocorreu através das imagens CBERS classificadas. A partir da primeira campanha de campo, diversos pontos foram visitados, fotografados, e georeferenciados por meio de um receptor GPS eTrex, de doze canais, sendo que os mapas foram impressos em formato A0. Essa primeira atividade de campo ocorreu em setembro de 2004. Procurou-se abranger a maior parte dos três municípios estudados (Bodoquena, Bonito e Jardim). Rodovias, estradas vicinais e caminhos de fazenda foram percorridos.

A partir da campanha de campo (março de 2005), os mapas foram ajustados, estabelecendo-se uma melhor relação entre as classes previamente mapeadas com a verdade terrestre. As imagens CBERS foram reclassificadas, da mesma forma conforme citado anteriormente, porém, as amostras foram obtidas de acordo com os pontos visitados em campo.

Para a obtenção da confiabilidade dos mapas, geraram-se antes da terceira campanha (setembro de 2005) de campo, os pontos que seriam visitados. Esses pontos foram obtidos partir do programa Idrsi Kilimanjaro© (Eastman, 1998). Os mapas foram importados para o programa Idrisi, onde se fez uma amostragem estratificada aleatória.

Para a caracterização fisionômica do ponto amostrado, foi preparada uma ficha de campo (Anexo I) que continha dados como: coordenada geográfica local, a citação das espécies arbóreas mais representativas, que caracterizam determinada fisionomia. Essa atividade contou com o apoio de um taxonomista da Universidade Federal de Mato Grosso. A observação foi visual, e não houve coleta de material botânico.

Em virtude da dimensão da área de estudo (aproximadamente um milhão de hectares), não foi possível averiguar muitos pontos. Foi estimado o coeficiente de Kappa, para determinar a acurácia dos mapas. O coeficiente Kappa (Cohen, 1960) determina a concordância esperada *a posteriori*, ou seja, a concordância esperada somente poderá ser determinada após a construção da matriz de erros, e esta, por sua vez, é obtida após a verificação dos resultados obtidos na classificação digital. Para a distribuição dos pontos, utilizou-se uma amostragem estratificada aleatória. O Coeficiente de Kappa pode ser obtido por meio da seguinte fórmula:

$$\hat{K} = \frac{N \sum_{i=1}^r x_{ii} - \sum_{i=1}^r (x_i + *x + i)}{N^2 - \sum_{i=1}^r (x_i + *x + i)}$$

Onde:

K = Coeficiente Kappa de concordância;

N = Número de observações (pontos amostrais);

r = Número de linhas da matriz de erros;

x_{ij} = Observações na linha i e coluna j ;

x_{i+} = Total marginal da linha i ;

x_{+j} = Total marginal da coluna j .

4.9 - Elaboração dos mapas de uso e ocupação das terras de 1986/1987

Os mapas históricos de uso e ocupação das terras foram elaborados a partir de uma quarta campanha de campo, em fevereiro de 2006, e tiveram como base mapeamentos pretéritos que contemplaram a região, como o projeto RADAM (1982), o mapeamento do PCBAP (1997) e entrevistas com funcionários públicos e moradores antigos da região. Para as entrevistas, uma ficha (anexo II) foi elaborada, principalmente para se determinar os tipos de uso das terras que predominavam nos anos 80.

As imagens Landsat foram impressas em papel no formato A0 e apresentadas aos entrevistados. A cada informação, uma anotação era feita na imagem, destacando se aquela característica observada na imagem correspondia às classes pastagem ou culturas agrícolas.

A partir dessa etapa, os mapas de remanescentes vegetais e uso das terras foram produzidos para Bodoquena, Bonito e Jardim. Esses mapas foram, posteriormente, comparados com os mapas de 2004. Censos do Ministério da Agricultura e do IBGE foram utilizados para analisar as mudanças no uso das terras na área de estudo, entre os anos 1980 e 2000. Para isso, foram consultados anuários estatísticos em meio analógico e digital (IBGE, 2007).

A nomenclatura das classes de vegetação nativa obedeceu à classificação de fitofisionomias proposta por Ribeiro e Walter (1998), que organizam o Cerrado em formações campestres, savânicas e florestais. Na presente pesquisa, as formações campestres são os “campos”, formados pelo

campo sujo e o campo limpo; as formações savânicas são o “cerrado”, que reúne o cerrado típico (*sensu stricto*), e o campo cerrado; já as formações florestais são compostas pelo cerradão, mata seca, floresta estacional semidecidual aluvial (mata ciliar), além da floresta de transição entre mata seca e cerradão. Outra classe mapeada foi a transição entre floresta semidecidual e cerrado *sensu stricto*.

Os mapas de remanescentes vegetais e de uso e ocupação das terras foram comparados quanto às mudanças nos percentuais de classes de vegetação nativa e classes de uso das terras. Além disso, a partir da programação em linguagem espacial para geoprocessamento algébrico (ferramenta “Legal” do SPRING), os mapas de 1986/1987 e de 2004 foram cruzados para se determinar quanto e onde as áreas agrícolas e de pastagem avançaram sobre as classes de vegetação nativa.

4.10 - Atividades de campo

A primeira campanha de campo contou com 23 pontos, que foram visitados e georreferenciados, via receptor GPS, no intuito de verificar a qualidade do mapa preliminar. Após esse campo, houve uma atualização do mapa de remanescentes vegetais e uso das terras de cada município.

Na segunda campanha de campo, 25 pontos foram observados, para um maior ajuste dos mapas preliminares e preparação para a terceira atividade de campo, que aplicou o índice Kappa, atestando assim, a fidedignidade dos mapas. A Figura 5 apresenta a distribuição dos pontos visitados nos três municípios nas duas campanhas de campo. Esses pontos foram eleitos intencionalmente pela facilidade de acesso e por apresentarem classes mapeadas que representavam dúvida em termos fisionômicos ou de limites geográficos. Para esses pontos, foram identificadas espécies arbóreas que compunham as diferentes fisionomias de cerrado e florestas. Esse estudo contou com o apoio de um taxonomista que com a vista desarmada ou com binóculos identificava as espécies arbóreas.

Figura 5 – Pontos da área de estudo (municípios de Bodoquena, Bonito e Jardim) verificados na primeira e segunda campanhas de campo.

Durante a terceira campanha de campo, foi aplicada a metodologia para a obtenção do índice de Kappa. Foram sorteados 44 pontos, a partir de uma amostragem estratificada aleatória, que contemplou todas as classes mapeadas, buscando, porém, independência amostral entre as mesmas. A Figura 6 apresenta os pontos sorteados e visitados em campo.

Figura 6 – Pontos da área de estudo (municípios de Bodoquena, Bonito e Jardim) verificados na terceira campanha de campo.

4.11 - Mapeamento das áreas de preservação permanente (APP)

Além dos mapas de remanescentes de vegetação nativa, elaborou-se também mapas das áreas de preservação permanente (APP), a fim de se verificar seu grau de degradação. Para isso, foram gerados *buffers* da rede hidrográfica dos municípios estudados. Para Bodoquena e Jardim, os *buffers* foram da faixa mínima de 30 m, respeitando a legislação federal. Para Bonito, a faixa mínima foi de 50 m, em respeito à legislação municipal. Como os vetores utilizados na base hidrográfica não possuíam o atributo de largura, optou-se por adotar a faixa mínima de área de preservação permanente permitida (30 metros para Bodoquena e Jardim e 50 metros para Bonito).

No programa SPRING, os planos de informação com as classes de cobertura vegetal e uso das terras de cada município foram cruzados ao plano

de informação dos *buffers*, por meio da ferramenta Legal (Linguagem Espacial para Geoprocessamento Algébrico). Foram quantificadas as áreas de preservação permanente que apresentavam pastagem ou cultura agrícola em seu limite. Para esse mapeamento da cobertura vegetal e uso das terras, utilizou-se imagens CBERS2 – CCD, com resolução de 20 metros.

4.12 – Cruzamento entre os mapas de vegetação nativa e uso das terras em 1986/1987 e os mapas de vegetação nativa e uso das terras em 2004.

Os mapas de vegetação nativa e uso das terras dos anos de 1986/1987 e 2004 foram cruzados entre si, por meio da linguagem de programação Legal (Linguagem Espacial para Geoprocessamento Algébrico) presente no programa SPRING. As classes: culturas agrícolas e pastagem dos mapas de vegetação nativa e uso das terras dos municípios de Bodoquena, Bonito e Jardim do ano de 2004, foram sobrepostos aos mapas de vegetação nativa e uso das terras dos municípios acima citados, referentes ao ano de 1986/1987. Nesse caso, por exemplo, as áreas de campo perdidas para pastagem foram quantificadas, bem como, as áreas de campo, em 2004, que foram mapeadas no lugar de áreas de cerrado, em 1986. Ou seja, houve o mapeamento das áreas antropizadas entre 1986/1987 e 2004, além das áreas em sucessão ecológica.

4.13 - Cruzamento entre os mapas de solos e de vegetação nativa e uso das terras

Os mapas de vegetação nativa e uso das terras foram cruzados com os mapas de solos produzidos pelo Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai (PCBAP). Para o cruzamento, utilizou-se a ferramenta de tabulação cruzada do programa SPRING. Posteriormente, os dados foram exportados para uma planilha em Excel para análises e quantificações.

A presente pesquisa utilizou a nomenclatura de classes de solos adotada pelo PCBAP, que era anterior a nova nomenclatura de solos. O sistema brasileiro de classificação de solos faz um agrupamento, por ordem,

das antigas classes de solos. No intuito de facilitar as comparações entre classes de vegetação e uso e classes de solos, optou-se por manter a nomenclatura antiga das classes de solos, apresentando ao longo dos textos ou nas tabelas a nova nomenclatura de acordo com Embrapa (1999). Abaixo segue a descrição dos tipos de solos, segundo PCBAP (1997):

Tabela 3 - Tipos de solos presentes na área de estudo (PCBAP, 1997) – entre parênteses a Nova Classificação de Solos (em 1º nível) (Embrapa,1999).

BV3 (Chernossolos) - Brunizém Avermelhado textura argilosa relevo plano e suave ondulado + Vertissolo A moderado textura argilosa relevo plano.
PELe5 (Alissolos) - Podzólico Vermelho-Escuro eutrófico latossólico A moderado textura argilosa relevo plano e suave ondulado + Latossolo Vermelho-Escuro distrófico A moderado textura argilosa relevo suave ondulado.
RZ1 (Chernossolos) - Rendzina textura argilosa e média relevo ondulado e forte ondulado + Afloramentos Rochosos relevo ondulado + Brunizém Avermelhado textura média e argilosa relevo plano, suave ondulado e ondulado.
REe1 (Neossolos) - Regossolo eutrófico Ta A moderado textura arenosa cascalhenta relevo suave ondulado e plano.
PEe1 (Luvisolos) - Podzólico Vermelho-Escuro eutrófico Ta A moderado textura média e média/argilosa + Brunizém Avermelhado textura argilosa e média/argilosa relevo plano e suave ondulado.
Re15 (Neossolos) - Solos Litólicos eutróficos A moderado textura indiscriminada relevo forte ondulado e montanhoso + Podzólico Vermelho-Amarelo eutrófico Tb A moderado textura argilosa relevo ondulado e forte ondulado + Afloramentos Rochosos relevo escarpado.
HGPe7 (Geissolos) - Glei Pouco Húmico eutrófico Ta A moderado textura indiscriminada + Vertissolo A moderado textura argilosa + Plintossolo distrófico Ta A moderado textura argilosa relevo plano.
REa3 (Neossolos) - Regossolo álico Tb A moderado textura média muito cascalhenta e arenosa muito cascalhenta relevo suave ondulado e ondulado + Podzólico Vermelho-Amarelo álico Tb A moderado textura média/argilosa cascalhenta relevo suave ondulado + Solos Litólicos álicos A moderado textura média muito cascalhenta relevo ondulado.
V1 (Vertissolos) - Vertissolo A moderado textura argilosa e muito argilosa relevo plano.
SS2 (Planossolos) - Solonetz solodizado Ta A moderado textura arenosa/argilosa + Vertissolo solódico salino A moderado textura argilosa + Planossolo eutrófico solódico Ta A moderado textura arenosa/argilosa relevo plano.
PLe4 (Planossolos) - Planossolo eutrófico Ta A moderado textura arenosa/média e

média/argilosa + Vertissolo A moderado textura argilosa relevo plano.

HGHVe (Gleissolos) - Glei Húmico eutrófico vértico A chernozêmico textura argilosa + Glei Húmico eutrófico Ta carbonático. A chernozêmico textura argilosa relevo plano.

LEa11 (Latossolos) - Latossolo Vermelho-Escuro álico A moderado textura média relevo plano e suave ondulado + Latossolo Vermelho-Escuro álico A moderado textura argilosa relevo plano.

PTSe2 (Plintossolos) - Plintossolo eutrófico solódico Ta abrupto A moderado textura arenosa/média + Solonetz Solodizado Ta A moderado textura arenosa/média relevo plano.

PVa3 (Argissolos) - Podzólico Vermelho-Amarelo álico Tb A moderado textura média e média/argilosa + Solos Concrecionários distróficos B indiscriminado Tb A moderado textura indiscriminada relevo plano e suave ondulado.

LRe2 (Latossolos) - Latossolo Roxo eutrófico A moderado textura argilosa e muito argilosa relevo plano e suave ondulado.

LRa2 (Latossolos) - Latossolo Roxo álico A moderado textura muito argilosa relevo plano e suave ondulado.

LRe3 (Latossolos) - Latossolo Roxo eutrófico A moderado textura argilosa relevo suave ondulado + Latossolo Roxo distrófico A moderado textura argilosa relevo plano e suave ondulado + Terra Roxa Estruturada eutrófica latossólica A moderado textura argilosa relevo suave ondulado.

LEa20 (Latossolos) – Latossolo Vermelho Escuro Álico.

LRd7 (Latossolos) – Latossolo Roxo Distrófico.

LRa1 (Latossolos) - Latossolo Roxo álico A moderado textura muito argilosa relevo plano.

PVd4 (Luvisolos) - Podzólico Vermelho-Amarelo distrófico Tb A moderado textura argilosa + Latossolo Vermelho-Escuro distrófico A moderado textura argilosa relevo plano.

4.14 - Geração de Mapas de Habitat e Não Habitat

Os mapas de cobertura vegetal e uso das terras foram reclassificados em classes de “habitat”, correspondendo aos remanescentes de vegetação nativa, e “não habitat”, que são os ambientes antropogênicos. Para isso, os mapas dos três municípios estudados foram exportados no formato *shapefile* para o programa ArcMap®. No ArcMap®, os polígonos foram rasterizados e codificados. Em seguida, as imagens rasterizadas foram reclassificadas e atribuiu-se o código 1 (um) às classes de remanescentes vegetais e, para as classes de uso das terras (antropogênicas), o código 0 (zero). Após isso, as imagens foram convertidas em *feature* e exportadas no formato *shapefile* para o banco de dados no programa SPRING.

5 - Resultados

5.1 - Mapeamento da cobertura vegetal e uso das terras

A área total mapeada foi de 1.011.640,4 ha, abrangendo os municípios de Bodoquena, Bonito e Jardim. A maior área coube ao município de Bonito, com 499.167,4 ha (49,34% da área mapeada); Bodoquena apresentou a menor área, com 253.937,2 ha (25,10%), muito próximo de Jardim, com 258.535,8 ha (25,56%).

5.2 - A vegetação natural da área de estudo

5.2.1 – Classificação do uso e cobertura das terras

As classes mapeadas obedeceram a classificação proposta por Ribeiro & Walter (1998) para o bioma Cerrado, considerando as diversas fitofisionomias que partem das formas campestres, passando pelas savânicas até as florestais.

Em virtude da confusão gerada na classificação das imagens Landsat e CBERS, houve a necessidade de se realizar uma edição matricial dos mapas. Com isso, as classes pasto sujo e limpo foram unidas, bem como as classes campo sujo e campo limpo/várzea.

Houve a necessidade de se criar uma adaptação para as áreas de transição entre cerradão e mata seca. Uma breve descrição das classes de cobertura de vegetação nativa, mapeadas na área de estudo, é apresentada a seguir (Ribeiro & Walter, 1998):

5.2.1.1 – Campo (Limpo, Sujo e Úmido):

Representa tipos fisionômicos herbáceos e herbáceos-arbustivos, com arbustos e subarbustos esparsos cujas plantas, muitas vezes, são constituídas por indivíduos menos desenvolvidos das espécies arbóreas do cerrado *sensu stricto*. As formações campestres, principalmente o campo limpo, quando em áreas planas contíguas aos rios e inundadas periodicamente, também é chamado de “campo de várzea”, “várzea” ou “brejo”. A fisionomia é encontrada em Neossolos, Cambissolos e Plintossolos.

5.2.1.2 - Cerrado *sensu stricto*:

O Cerrado *sensu stricto* é um subtipo de vegetação predominantemente arbóreo-arbustivo, com cobertura arbórea de 20% a 50% e altura média de três a seis metros. É uma forma comum intermediária entre o cerrado denso e o cerrado ralo. Ocorre em Latossolos, Cambissolos e Neossolos.

5.2.1.3 – Parque de Cerrado

É uma formação savânica caracterizada pela presença de árvores agrupadas em pequenas elevações do terreno, algumas vezes imperceptíveis, conhecidas como murundus. As árvores possuem altura média de três a seis metros e formam uma cobertura arbórea de 5% a 20%. Os solos são do tipo Gleissolos, e melhor drenados nos murundus que nas áreas planas adjacentes.

5.2.1.4 - Cerradão:

É uma formação florestal com aspecto xeromórfico, caracterizada pela presença de espécies que ocorrem no cerrado *sensu stricto* e também por espécies de floresta semidecídua. Embora o cerradão seja uma fisionomia florestal, do ponto de vista florístico, tem maior relação com as formações savânicas. Geralmente ocorre sobre Latossolos, Cambissolos ou Neossolos.

5.2.1.5 - Mata Ciliar/Mata de Galeria:

A mata ciliar compreende a vegetação florestal que acompanha os rios de médio e grande porte, na região do Cerrado, em que a vegetação arbórea não forma galerias. Em geral é uma mata relativamente estreita em ambas as margens, dificilmente ultrapassando 100 m de largura em cada margem. Geralmente ocorre sobre terrenos acidentados, podendo haver uma transição nem sempre evidente para outras fisionomias florestais, como mata seca e o cerradão.

A mata de galeria é uma vegetação florestal que acompanha os rios de pequeno porte e córregos dos planaltos do Brasil Central, formando corredores fechados (galerias) sobre o curso d'água. Está situada geralmente nos fundos de vales ou nas cabeceiras de drenagem, onde o curso d'água ainda não escavou um canal definitivo. A transição é quase imperceptível quando ocorre com mata ciliar, mata seca ou mesmo cerradão, podendo ocorrer a diferenciação pela composição florística.

A mata ciliar diferencia-se da mata de galeria pela deciduidade das árvores e pela composição florística, sendo que na mata ciliar há diferentes graus de caducifolia na estação seca, enquanto que a mata de galeria é perenifolia.

5.2.1.6 - Mata Seca:

Constitui formação florestal caracterizada por diversos níveis de caducifolia durante a estação seca, dependendo das condições químicas, físicas e, principalmente, da profundidade do solo. A mata seca não possui associação com cursos d'água, ocorrendo nos interflúvios, em solos geralmente mais ricos em nutrientes. Em função do tipo de solos, da composição florística e do grau de caducifolia, a mata seca pode ser de três tipos: sempre-verde, semidecidual e decidual.

5.2.1.7 – Floresta Estacional Semidecidual:

O conceito ecológico deste tipo de vegetação está condicionado à dupla estacionalidade climática. É constituída por fanerógamos com gemas foliares protegidas da seca por escamas, folhas esclerófilas decíduais, sendo que a perda de folhas do conjunto florestal (não das espécies) situa-se entre 20 e 50%. Os sub-tipos deste tipo florestal são: aluvial, das terras baixas, submontana e montana.

5.2.1.8 - Floresta de Transição (Cerradão/Mata Seca Decidual):

Essa fisionomia vegetal não faz parte da nomenclatura adotada por Ribeiro e Walter (1998) e foi nomeada pelo Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai (PCBAP, 1997) em seu mapa de vegetação e uso das terras.

Caracteriza-se por ser uma formação florestal constituída por um mosaico de espécies provenientes do cerradão e da mata seca decídua. Está presente principalmente sobre os morros calcários que compõem a serra da Bodoquena. Dada as peculiaridades dessa floresta e da dificuldade em se estabelecer limites entre as fisionomias que se interpenetram, decidiu-se, no presente estudo, mapear essa formação florestal como sendo área de transição.

5.2.1.9 – Transição entre Floresta Estacional Semidecidual e Cerrado stricto sensu

Essa classe foi nomeada pelo PCBAP (1997) e caracteriza as áreas de transição entre o cerrado sensu stricto e determinadas formações florestais. Como as atividades de campo não permitiram realizar uma diferenciação dessas áreas, as mesmas foram mantidas. Porém, quando a interpretação das imagens de satélite possibilitou a separação das classes, foi feita a distinção entre as mesmas.

Nas fisionomias de campo, campo cerrado, cerrado *stricto sensu*, cerradão, mata ciliar/galeria, mata seca, floresta estacional semidecidual e transição florestal entre cerradão e mata seca, foram identificadas 55 espécies

arbóreas, pertencentes a 29 famílias, que serviram para caracterizar as fisionomias, em campo (Anexo I).

Os registros fotográficos das fisionomias vegetais mapeadas estão no Anexo III desta tese.

5.3 – Mapeamento da vegetação nativa e do Uso e Ocupação das Terras

Os valores de exatidão global e o coeficiente de Kappa para os mapas de remanescentes vegetais e de uso das terras elaborados se mostraram satisfatórios (Tabela 4), principalmente levando-se em consideração que as imagens CBERS utilizadas dispunham de três canais (2,3 e 4) nas bandas selecionadas, sendo os canais 2 e 3 bastante correlacionados. De acordo com Mangabeira *et al.* (2003), os valores obtidos para o índice de Kappa são considerados de qualidade excelente quando entre 0,8 e 1,0; muito boa entre 0,6 e 0,8; boa entre 0,4 e 0,6; razoável entre 0,2 e 0,4; ruim entre 0,0 e 0,2 e péssima $<0,0$.

Tabela 4 – Valores de exatidão global e do índice de Kappa para os mapas de uso e ocupação das terras (municípios de Bodoquena, Bonito e Jardim).

Município	Exatidão Global	Coeficiente de Kappa
Jardim	0,84	0,81
Bonito	0,83	0,87
Bodoquena	0,84	0,81

5.4 - Evolução das formas de uso e ocupação das terras

5.4.1 - Bodoquena

As áreas com vegetação nativa em Bodoquena constituíram 179.428,23 ha, em 1987, em detrimento dos 74.509,02 ha de áreas antropizadas presentes no município. Em termos percentuais, as fisionomias naturais atingiram 70,66% e as áreas de pastagem e culturas agrícolas compuseram 29,34%, mostrando que os remanescentes naturais predominavam na paisagem, formando contínuos de habitats florestais e savânicos (Figura 7). A fisionomia vegetal nativa mais representativa foi a mata seca, ocupando aproximadamente 72.000

ha, e a menos representativa foram os campos, que constituíram um pouco mais de 9.500 ha.

As áreas de pastagens superaram em dez vezes as áreas agrícolas. As culturas agrícolas têm localização mais pontual, concentrando-se mais na região central do município. As áreas de pastagem abrangeram 67.700 ha, aproximadamente, enquanto que a agricultura não ultrapassou 6.717 ha (Figura 8).

Figura 7 - Vegetação nativa e uso das terras em 1987, no município de Bodoquena, MS.

Figura 8 – Quantificação (área) das classes de uso e ocupação das terras mapeadas para o município de Bodoquena, MS, em 1987.

No ano de 2004, os remanescentes vegetais em Bodoquena, ocuparam 57,41% da área do município (Figuras 9 e 10). Isso representou um decréscimo de 19,25% na área de cobertura vegetal nativa em relação ao ano de 1987. Destaque cabe à classe “cerradão”, que perdeu 12.150 ha em 18 anos.

A mata seca foi a classe mais representativa em termos de área, abrangendo 64.380,80 ha. Em segundo lugar vem o cerrado com 30.560 ha. Os pastos e culturas agrícolas ocuparam 42,59% do município, e a classe de maior destaque foram as pastagens com 102.784,7ha, superando a culturas agrícolas que apresentou 5.206,56 ha. Entre 1987 e 2004, os pastos apresentaram um acréscimo de 35.088 ha.

Figura 9 - Vegetação nativa e uso das terras em 2004, no município de Bodoquena, MS.

Figura 10 - Quantificação (área) das classes de uso e ocupação das terras mapeadas para o município de Bodoquena, MS, em 2004.

Com relação ao avanço das áreas de culturas agrícolas sobre as formações nativas, as classes campo, cerrado e cerradão perderam mais áreas. A classe campo diminuiu em aproximadamente 1.216,11 ha. O cerrado perdeu 899,2 ha. As fisionomias florestais (mata seca, cerradão, mata ciliar e transição entre mata seca e cerradão) perderam 1.330 ha para culturas agrícolas (2,2 % de conversão) (Tabela 5). As matas ciliares perderam 164,08 ha de área. Nesse caso, dependendo da largura do curso d'água, houve o descumprimento da legislação ambiental em relação à manutenção de APP (Lei 4.771/65).

As pastagens, em 2004, ocuparam um total de 103.165,17 ha nesse município. Houve avanço de pastagem sobre todas as classes de vegetação natural remanescente. O cerrado *sensu stricto* representou a classe que mais foi convertida em pastos, com 22.900,04 ha. A classe que menos apresentou áreas convertidas para pastagem foi a floresta de transição, com 3.203,6 ha (Tabela 5).

Deve-se frisar que os valores de conversão das áreas de culturas agrícolas e pastagens sobre os remanescentes vegetais nativos, expressos nas tabelas 5, 6 e 7, não representam, absolutamente, a área perdida das fisionomias vegetais (cerrado *sensu stricto*, cerradão, mata seca etc.). Por exemplo, a classe campo (Tabela 5), entre 1987 e 2004, perdeu 2.931,03 ha (9.501,03 ha - 6570 ha). De acordo com a mesma tabela, a conversão de campo para culturas agrícolas foi de 1.211,16 ha, e a conversão de campo para pastagem foi de 2.949,88 ha, totalizando 4.161,04 ha. Ou seja, houve mais áreas convertidas para agricultura e pastagem que a área total perdida pela classe campo. Porém, no cruzamento dos mapas, também foi mapeado e quantificado as áreas em sucessão secundária. Assim, a classe campo, ao mesmo tempo em que perdeu área para culturas agrícolas e pastagem, ganhou área de classes como cerrado, mata seca e de pastagens, evidenciando os locais que outrora foram desmatados. Desse modo, as áreas convertidas não foram apenas de uma classe de vegetação nativa para pastagem ou culturas agrícolas. No período em estudo, áreas de cerrado *sensu stricto* poderiam ter sido desmatadas em um determinado ano, foram abandonadas, e em 2004 foram mapeadas como campo.

Tabela 5 – Quantificação (área) das classes mapeadas em 1987 e 2004 e da conversão dos remanescentes vegetais em cultura agrícola e pastagem no período considerado, no município de Bodoquena, MS.

Classe	Área (ha) 1987	Área (ha) 2004	Conversão p/ Cultura Agrícola (ha)	Conversão p/ Pastagem (ha)
Campo	9501,03	6570	1211,16	2949,88
Cerradão	27242,1	15091,36	673,2	9857,4
Cerrado	41164,11	30560	899,2	22900,04
Mata Ciliar	14813,82	16586,36	164,08	2932,92
Mata Seca	72613,08	64380,8	294,8	7602,44
Transicao mata seca/ cerradão	14094,09	12224,36	141,84	3203,6
Pastagem	67696,47	103165,17	-----	-----
Culturas agrícolas	6716,43	5206,56	-----	-----
Área Urbana	96,12	152,64	-----	-----
TOTAL	253937,25	253937,25	3384,28	49446,28

5.4.2 - Bonito

As áreas com vegetação nativa em Bonito constituíram 291.017,79 ha, em 1987, em detrimento dos 208.102,05 ha de áreas antropizadas presentes no município. Em termos percentuais, as fisionomias naturais atingiram 58,30% e as áreas de culturas agrícolas e pastagem compuseram 41,70%, mostrando que os remanescentes naturais predominavam na paisagem (Figuras 11 e 12). A fisionomia vegetal nativa mais representativa foi o cerrado *sensu stricto*, ocupando aproximadamente 67.254 ha, e a menos representativa foi o campo, que ocupou 23.003,37 ha.

Em 1986/1987, as pastagens formaram a classe com maior área dentre todas as outras, ocupando pouco mais de 160.000 ha. As áreas de culturas agrícolas também ocuparam um espaço considerável no município, com 46 926,72ha.

Figura 11 - Vegetação nativa e uso das terras em 1986/1987, no município de Bonito, MS.

Figura 12 - Quantificação (área) das classes de uso e ocupação das terras mapeadas para o município de Bonito, MS, em 1986/1987.

Em 2004 a vegetação passou a ocupar 240.094,4 ha e as áreas antropizadas (culturas agrícolas e pastagem) abrangeram 259.025,40 ha. Com isso, os remanescentes vegetais nativos representaram 48,10% da área do município, já as classes de uso da terra representaram 51,90%.

Sendo assim, entre 1986/1987 e 2004, no município de Bonito, a vegetação nativa diminuiu de 291.017,79 ha para 240.094,4 ha. Já as áreas de pastagem e culturas agrícolas cresceram de 208.102,05 ha para 259.025,40 ha, no mesmo período. Em termos percentuais, isso significa que a vegetação nativa passou de 58,30% para 48,10%, enquanto que as áreas antropizadas aumentaram de 41,70% para 51,90% dentro dos limites do município.

Em 2004, a classe “pastagem” ocupou 226.408 ha, e a classe de “transição entre mata seca e cerradão” representou 53.928,08 ha (tabela 6), sendo as duas classes mais representativas no município, nessa data (figuras 13 e 14).

Figura 13 - Vegetação nativa e uso das terras em 2004, no município de Bonito, MS.

Figura 14 - Quantificação (área) das classes de uso e ocupação das terras mapeadas para o município de Bonito, MS, em 2004.

Em Bonito, as culturas agrícolas avançaram 9.651 ha sobre as diversas classes de vegetação nativa. Esse avanço ocorreu principalmente sobre o cerrado *sensu stricto* e campos (Tabela 6). As matas ciliares e matas secas foram as classes que menos perderam área.

Deve-se levar em conta que as áreas de culturas agrícolas também se expandiram sobre as pastagens, porém, essa expansão não foi considerada na presente análise, que objetivou descobrir apenas sobre quais remanescentes naturais os cultivos agrícolas se expandiram.

Em 2004, houve avanço da pastagem sobre todas as classes de remanescentes vegetais. O cerrado *sensu stricto* representou a classe que mais foi convertida em pastagens, com 32.173,2 ha. A classe que menos apresentou área convertida para pastagem foi o campo, com 4.937,84 ha.

Tabela 6 – Quantificação (área) das classes mapeadas em 1986/1987 e 2004 e da conversão dos remanescentes vegetais em cultura agrícola e pastagem no período considerado, no município de Bonito, MS.

Classe	Área (ha) 1987	Área (ha) 2004	Conversão p/ Culturas agrícolas (ha)	Conversão p/ Pastagem (ha)
Campos	23003,37	23569,84	2599,68	4937,84
Cerradão	24156,72	22459,08	413,36	7102,28
Cerrado	67254,39	25083,96	4849,2	32173,24
Mata Ciliar	38321,91	37424,08	257,68	8937,08
Mata Seca	53452,44	49172,24	112,36	6976,32
Transição Mata Seca/ Cerradão	54155,52	53928,08	662,68	11515,28
Transição FESD e CE	30659,58	28061,2	756,24	11367,08
Pastagem	160805,61	226408	-----	-----
Culturas agrícolas	46926,72	32439,88	-----	-----
Área Urbana	431,14	621,04	-----	-----
TOTAL	499 167,40	499 167,40	9 651,2	83 009,12

5.4.3 - Jardim

As classes de vegetação nativa em Jardim constituíram 159.186,15 ha, em 1986, que superou os 99.349,65 ha de áreas antropizadas presentes no município. Em termos percentuais, as fisionomias naturais atingiram 61,57% e as áreas de culturas agrícolas e pastagem compuseram 38,43%, mostrando que os remanescentes naturais predominavam na paisagem (Figuras 15 e 16). A fisionomia vegetal nativa mais representativa foi o cerradão, que ocupou 50.151,96 ha, e a menos representativa foi a floresta estacional semidecidual, que ocupou 1.608,21 ha (tabela 7).

Em 1986, as pastagens formaram a classe com maior área dentre todas as outras, ocupando 86.429,79 ha. As áreas de culturas agrícolas ocuparam 12. 167,19 ha, da área total do município (tabela 7).

Em 2004 a vegetação nativa passou a ocupar 94.710,56 ha e as áreas antropizadas (culturas agrícolas e pastagem) abrangeram 163.825,20 ha. Com isso, os remanescentes vegetais nativos passaram a representar 36,63% da área do município, já as classes de uso da terra representaram 63,37%.

Figura 15 - Vegetação nativa e uso das terras em 1986, no município de Jardim, MS.

Figura 16 - Quantificação (área) das classes de uso e ocupação das terras mapeadas para o município de Jardim, MS, em 1986.

Em 2004, a pastagem predominou na paisagem ocupando 151.323,24 ha da área do município. Das classes de vegetação nativa o cerrado predominou, com 18.701,72 ha. Deve-se destacar a acentuada queda de área do cerrado, que em 1986 ocupava 50.151,96 ha. Destaque também deve ser feito ao aumento de mata ciliar, que passou de 14.140,17 ha para 14.758,8 ha, representando um aumento de 618,63ha a mais de potenciais áreas de preservação permanente (Figuras 17 e 18).

Figura 17 - Vegetação nativa e uso das terras em 2004, no município de Jardim, MS.

Figura 18 - Quantificação (área) das classes de uso e ocupação das terras mapeadas para o município de Jardim, MS, em 2004.

Analisando os dados de sobreposição dos mapas de 2004 e 1986 (ou seja, o avanço das classes de uso em 2004, sobre as classes de vegetação nativa existentes em 1986), verifica-se que os cultivos agrícolas ocuparam um total de 4.5378 ha nesse município, de áreas convertidas (tabela 7). Os campos representaram a classe que mais foi convertida em culturas agrícolas, com 2.757,68 ha. Em seguida, vem a classe cerrado *sensu stricto*, com menos 901,56 ha. Cabe destacar que não houve avanço de culturas agrícolas sobre as classes “floresta estacional semidecidual” e “floresta de transição entre mata seca e cerradão” (Tabela 7).

As pastagens ocuparam um total de 75.486,88 ha em Jardim de áreas convertidas e 151.323,24 ha de área total (tabela 7) . Assim como nos outros dois municípios, aqui também houve avanço de pastagem sobre todas as classes de vegetação nativa. O cerrado *sensu stricto* representou classe que mais foi convertida em pastos, com 28.469,04 ha. A classe que menos apresentou áreas convertidas para pastagem foi a floresta estacional semidecidual, com 561,68 ha (Tabela 7).

Tabela 7 – Quantificação (área) das classes mapeadas em 1986/1987 e 2004, e os percentuais de conversão dos remanescentes vegetais em culturas agrícolas e pastagem no período considerado, no município de Jardim MS.

Classe	Área (ha) 1987	Área (ha) 2004	Conversão Culturas agrícolas (ha)	Conversão Pastagem (ha)
Campos	20576,61	20138,92	2757,68	7408,08
Cerradao	50151,96	18701,72	541,88	26232,28
Cerrado	43940,52	16414,92	901,56	28469,04
FESD	1608,21	736,4	0	561,68
Mata Ciliar	14140,17	14758,8	26,16	4079,68
Mata Seca	10176,03	7963,8	310,52	890,76
Transicao MS e CD	18464,4	15849,48	0	7845,36
Culturas agrícolas	12167,19	11617,64		
Pastagem	86429,79	151323,24		
Área Urbana	880,92	1030,88		
TOTAL	258 535,8	258 535,8	4 537,8	75 486,88

5.5. Áreas de Preservação Permanente

Nos três municípios estudados, as áreas de preservação permanente (APP) foram analisadas com relação à sua possível ocupação por pastagens ou plantios agrícolas (Figura 19). O mapa abaixo apresentado representa uma inferência acerca de possíveis crimes ambientais, referentes à ocupação ilegal das áreas de preservação permanente (APP). Para esse mapeamento foi considerado como APP, os 50 metros das margens dos rios de Bonito (em respeito à legislação municipal), e os 30 metros de margens de rio dos municípios de Bodoquena e Jardim.

Figura 19 - Faixas de 50 metros para Bonito e 30 metros para Bodoquena e Jardim, de largura delimitada para as Áreas de Preservação Permanente dos rios (APP) nos municípios de Bodoquena, Bonito e Jardim, MS.

Em Bonito, as APP dos rios, em certos trechos, foram ocupadas mais por pastagens que por culturas agrícolas. As pastagens cobriram uma área aproximada de 11.000 ha, enquanto que as culturas agrícolas abrangeram 1000 ha, aproximadamente. A área total de APP mapeada foi de 38.251 ha (Figura 20).

Figura 20 – Avanço das classes de uso das terras sobre as Áreas de Preservação Permanente (APP) em Bonito, MS.

Em Bodoquena, as APP dos rios, em certos trechos, também foram mais ocupadas por pastagens do que por culturas agrícolas. As pastagens cobriram uma área aproximada de 1.800 ha, e as culturas agrícolas, aproximadamente 500ha. A área total de APP conservada foi de 5.029 ha (Figura 21).

Figura 21 – Avanço das classes de uso das terras sobre as Áreas de Preservação Permanente (APP) em Bodoquena, MS.

Em Jardim, parte das APP foram ocupadas por 2.200 ha de pastagens e aproximadamente 100 ha de culturas agrícolas. A área total de área de preservação permanente conservada foi de 6.692 ha (Figura 22).

Figura 22 – Avanço das classes de uso das terras sobre as Áreas de Preservação Permanente (APP) em Jardim, MS.

5.6 - Cruzamento cobertura vegetal e classes de solo

5.6.1 - Bodoquena

O cruzamento dos mapas de cobertura vegetal e uso das terras (2004) com o mapeamento de solos (proveniente do PCBAP) revelou em quais solos as classes de vegetação e de uso estão mais acomodadas. Em Bodoquena o cerradão e as matas ciliares ocorreram principalmente em Regossolos álicos (REa3- Neossolos). Cerrado, campos, mata seca e floresta de transição mata seca/cerradão estão principalmente sobre Rendzinas (RZ1 - Chernossolos). O mesmo ocorreu para as pastagens e culturas agrícolas (Tabela 8).

Tabela 8 – Relação entre classes de vegetação e de uso das terras (2004) com solos, para Bodoquena, MS.

Uso/solo	Cerradao	Mata_Ciliar	Culturas agrícolas	Cerrado	Campos	Pastagem	Area_Urbana	Mata_Seca	Transicao (Mata Seca/Cerradão)
BV3 (Chernossolos)	1447,8	1204,7	683	1468,8	603,2	10366,6	131	717,9	277,4
PELe5 (Alissolos)	668,6	345,4	175,9	2857	1224,7	5746,3	0	1482,1	454,2
RZ1 (Chernossolos)	2545,9	3877,4	1329,6	11506,5	1872	39016,8	21,6	59172,1	11464,2
REe1 (Neossolos)	0	0	0	0	0	348,3	0	42,8	0
PEe1 (Luvissolos)	0	12,4	0	0	0	0	0	0	0
Re15 (Neossolos)	448,8	43,24	0	433,7	0	858,2	0	1607,9	2,6
HGPe7 (Geissolos)	748,2	2349,5	28,3	823,9	779,1	3692,6	0	0	0
REa3 (Neossolos)	9124,9	4560,8	1607,8	11006,4	1756,2	32856	0	476,1	0
V1 (Vertissolos)	0	2667,4	1120,4	828,9	265,7	4601,8	0	394,6	23,7
SS2 (Planossolos)	0	1408,1	256,6	1472,5	60,9	5082,5	0	414,4	0
PLe4 (Planossolos)	96,6	13,9	0	136,2	0	18,6	0	18,4	0

5.6.2 - Bonito

Em Bonito, os remanescentes de vegetação nativa ocorreram em solos mais diversificados. O cerradão ocorreu principalmente em solos do tipo Podzólico Vermelho-Escuro (PELe5 - Alissolos) e Latossolo Vermelho-Escuro (LEa 11 - Latossolos); as matas ciliares nos solos Latossolo Vermelho-Escuro (LEa11 - Latossolos) e Regossolo álico (REa3 - Neossolos). Os campos ocorreram mais nos solos do tipo Latossolo Vermelho-Escuro (LEa11 - Latossolos) e Rendzina (RZ1 - Chernossolos). A transição entre floresta estacional semidecidual e cerrado, foram mais proeminentes nos Regossolos álicos (REa3 - Neossolos). O cerrado *sensu stricto* ocupou basicamente o Podzólico Vermelho-Escuro (PELe5 - Alissolos) e o Latossolo Vermelho-Escuro (LEa11 - Latossolos). As matas secas apresentaram maior presença sobre a Rendzina (RZ1 - Chernossolos); a transição entre esta e o cerradão, ocorreram mais sobre os Regossolos Álicos (REa3 - Neossolos). As pastagens estiveram inseridas principalmente sobre os Regossolos Álicos (REa3 - Neossolos) e os cultivos agrícolas são encontrados, principalmente, nos solos do tipo Podzólicos Vermelho-Escuros eutróficos (PELe5 - Alissolos). Por fim, as pastagens foram localizadas, em sobremaneira, sobre os Regossolos álicos (REa3 - Neossolos) (Tabela 9).

Tabela 9 – Relação entre classes de vegetação e de uso das terras (com base nas imagens de 2004) com solos, para Bonito, MS.

Uso/solo	Cerradao	Mata_Ciliar	Culturas agrícolas	Cerrado	Campos	Pastagem	Area_Urbana	Mata_Seca	Transição (Mata Seca/Cerradão)	Transicao (FESD/Cerrado s.s.)
BV3 (Chernossolos)	77,5	943,6	22,4	136,1	106,9	1235,2	0	272,5	0	0
HGHVe (Gleissolos)	901,4	845,9	8869,7	1301,2	906,7	4025,4	0	148,4	0	0
PELe5 (Alissolos)	7954,4	4898,8	19858,5	6225,7	3380	59091	621	5971,1	6889,6	115,8
RZ1 (Chernossolos)	618,4	2140,4	1815,6	5778,9	4694,6	25968	0	42244,5	9918,8	0
LEa11 (Latosolos)	8295,9	6261,4	7872,0	5853	4994,6	44827	0	0	1417,8	342,2
REe1 (Neossolos)	943,6	773,7	227,2	538,4	185,1	5389,1	0	98,9	4483,4	0
PEe1 (Luvissolos)	828,7	0	794,9	3,9	100,4	228,4	0	0	0	0
Re15 (Neossolos)	33,2	0	2,04	26,6	0	35,4	0	100,0	0	0
HGPe7 (Geissolos)	1,24	5116,1	27,2	89,12	128,4	970,2	0	13,7	0	538
PTSe2 (Plintossolos)	1773	4133,9	278	1150,9	1726,7	8845,7	0	0	0	398,3
REa3 (Neossolos)	989,2	12161,6	2499,7	3903	1762,4	67306	0	258,4	31217,1	26659,8

5.6.1 - Jardim

Em Jardim, o cruzamento dos mapas de cobertura vegetal e uso das terras com os mapas de solos mostrou que as classes de vegetação nativa estão sobre uma diversidade de solos. O cerrado, cerradão, campos e as matas ciliares encontram-se principalmente sobre Podzólico Vermelho-amarelo (PVa3 - Argissolos); as matas secas, sobre Rendzina (RZ1 - Chernossolos); as florestas de transição entre mata seca e cerradão, estão sobre solos Litólicos eutróficos (Re15 - Neossolos). A floresta estacional semidecidual (FESD) situa-se principalmente sobre Rendzina (RZ1 - Chernossolos) (Tabela 10).

Tabela 10 - Relação entre classes de vegetação e de uso das terras (com base nas imagens de 2004) com solos, para Jardim, MS.

Uso/solo	Cerradão	Mata Ciliar	Culturas Agrícolas	Cerrado	Campos	Pastagem	Área Urbana	Mata Seca	Transição Mata Seca/Cerradão	Floresta Estacional Semidecidual
HGHVe (Gleissolos)	505,8	602,8	1217,4	776,5	7031,8	389,7	0	88,4	0	9,9
LEa4 (Latosolos)	2173,7	734,1	0	699,6	4033,6	14033,5	718,6	0	0	0
LEa9 (Latosolos)	321,6	799,3	4135,7	143	895,7	15713,6	0	0	0	0
LEa20 (Latosolos)	457,4	443,5	0	1,6	212,9	3370,4	0	0	0	0
LRa1 (Latosolos)	0	48,2	0	0	203,8	1604,3	0	0	0	0
LRa2 (Latosolos)	3452,5	1694	0	1260,5	4431,7	16815,1	0	0	0	0
LRa3 (Latosolos)	632,4	2570,1	0	147,5	2170,5	8145,5	0	0	0	0
LRd7 (Latosolos)	0	34	0	0	0	296,6	0	0	0	0
PELe3 (Alissolos)	370,3	840,3	5394,2	1085,8	3020,7	2597,7	0	602	0	346,9
PELe4 (Alissolos)	642,8	313	0,4	95,2	193,8	568,8	0	0	0	0
PELe5 (Alissolos)	0	59,7	0	3,9	26,2	422,6	0	0	25	0
PTSe1 (Plintossolos)	899,8	933,1	0	1537,1	1269,2	2790,5	0	0	0	0
PTSe2 (Plintossolos)	443,3	3569,1	0	811,9	2761,3	4805,1	61,8	0	0	0
PVa4 (Argissolos)	6593,9	5276,8	555,4	3110,7	10862,8	42395	103,8	0	0	0
PVd6 (Luvissolos)	31,3	398,1	28,8	412,1	120,2	814	0	160,7	704,4	0
Re1 (Neossolos)	292,5	3510,9	0	0	1228,2	4961,1	0	0	0	0
Re7 (Neossolos)	24,4	265	87,8	924,4	185,2	1225,2	0	805,4	2060	0

Re8 (Neossolos)	3827,2	2098,2	0	1991,3	2893,8	2782,3	0	0	0	0
REe2 (Neossolos)	218,3	1047	0	1805,5	720	3142,3	0	0	93,3	0
RZ3 (Chernossolos)	6,24	27,6	140,2	207	292,8	539,6	0	6306,8	0	379,5

5.7 – Perda de habitat natural

A elaboração dos mapas de habitat e não habitat pode ser entendida como a matriz inter-habitat, composta principalmente por pastagens, culturas agrícolas e áreas urbanas - mostrou que as matas ciliares e o maciço florestal da Serra da Bodoquena representam os principais remanescentes de habitat, incluindo nesse contexto os morros florestados isolados (Figuras 23, 24 e 25). A situação mais crítica em termos de corredores de dispersão de fluxo biológico é em Jardim (Figura 25), onde as atividades agropecuárias ocuparam parte considerável do terço médio do município.

Em termos de área convertida (entre os anos de 1986/187 e 2004) de remanescentes vegetais nativos em culturas agrícolas e pastagens, houve uma perda, para os três municípios, de 225.515,56 ha, o que representa 22,3% da área total dos municípios estudados.

No geral, as fisionomias mais convertidas em Bodoquena, Bonito e Jardim, foram os campos e o cerrado *stricto sensu*. Os campos perderam 13.557 ha, e o cerrado perdeu 83.452 ha.

Figura 23 – Áreas de habitat (vegetação nativa) e não habitat (uso antrópico) no município de Bodoquena, MS.

Figura 24 – Áreas de habitat (vegetação nativa) e não habitat (uso antrópico) no município de Bonito, MS.

Figura 25 – Áreas de habitat (vegetação nativa) e não habitat (uso antrópico) no município de Jardim, MS.

6 – Discussão e Considerações Finais

As imagens de satélite Landsat -TM, utilizadas na presente pesquisa mostraram-se adequadas para a realização do mapeamento aqui apresentado, principalmente devido a série histórica proporcionada e por sua resolução espacial (30m) adequada para estudos em escala de semi-detalhe (Venturieri & Santos, 1998). As imagens CBERS 2, com sua câmera CCD, permitiu um imageamento com resolução espacial de 20m e dada a sua facilidade de aquisição, gratuitamente, via internet, também se mostrou adequada para estudos em nível de microbacia ou municipal (Crepani & Medeiros, 2005).

Apesar das resoluções espaciais das imagens de satélite utilizadas, houve dificuldades para a classificação digital das imagens, principalmente em decorrência da confusão, durante a diferenciação de algumas classes de cobertura vegetal e uso das terras, como por exemplo: as pastagens (suja e limpa) e os campos (sujo, limpo e úmido). Porém, apesar disso, os objetivos ora propostos foram atingidos, apesar das limitações encontradas. Mas, para o refinamento dos mapas elaborados, recomenda-se a utilização de um maior número de amostras de campo, e a utilização de imagens de satélite com maior resolução espacial.

Bodoquena, Bonito e Jardim fazem parte da bacia do alto Paraguai (BAP) que, segundo Harris *et al.* (2005), possui como maiores ameaças a conversão de campos nativos e outras formações vegetais em monoculturas e pastagens com gramíneas exóticas, especialmente espécies do gênero *Urochloa* (Brachiaria), além das carvoarias, que eliminam as espécies lenhosas menos nobres do cerrado.

Essa situação revela os problemas ambientais que existem nas bordas da planície pantaneira. Os três municípios em estudo estão sobre o planalto circundante do Pantanal. Essa região de planalto situada na borda da planície já perdeu cerca de 63% da sua vegetação nativa (Harris *et al.*, 2005).

Deve-se ressaltar que a conversão dos remanescentes naturais significa a fragmentação dos habitats, representando um processo que é caracterizado pela

alteração na configuração espacial e funcional de um determinado habitat que, após uma intervenção antrópica (desmatamento), tenderá a apresentar um formato, área e funcionamento diferentes da sua condição original (Lomolino & Perault, 2001).

A distância que se cria entre os fragmentos, no processo de fragmentação de habitats, é responsável pelo grau de isolamento entre os remanescentes vegetais nativos e o habitat contínuo. Sendo assim, populações de plantas e animais em fragmentos isolados têm menores taxas de migração e dispersão e, em geral, com o tempo, sofrem problemas de troca gênica e declínio populacional (Fernandez *et al.*, 2003).

Quanto ao processo de ocupação que pode levar à fragmentação de habitats, é pertinente verificar que o planalto da Bodoquena passou, ao longo de sua história, por diversos ciclos econômicos, com destaque à agricultura cafeeira, à mineração, à pecuária extensiva e às culturas agrícolas, como a soja. No início dos anos 1970, o IBC (Instituto Brasileiro de Café) declarou a região como propícia à plantação de café, em função da ótima qualidade das terras e da altitude superior a 600 metros. Assim, o IBC incentivou, por meio de financiamentos em longo prazo, o plantio de novos cafezais na área, possibilitando a aquisição, pelos fazendeiros, de grandes porções de terra, de excelente qualidade, a custos muito baixos. Porém, a previsão de boas colheitas não foi correspondida, promovendo uma substituição imediata da cultura cafeeira pelas pastagens, tornando a região favorável a recria e engorda de bovinos (Michels & Oliveira, 2000).

As terras da Serra da Bodoquena já haviam começado a ser ocupadas por rebanhos bovinos, de forma mais intensa, a partir da década de 1950. A migração para essa região acelerou-se em função do processo de ocupação direcionado pela agricultura, proporcionado por empresas colonizadoras, que começaram a desenvolver-se na região de Dourados e, posteriormente, na própria Serra da Bodoquena (Mariani, 2000). Atualmente, os municípios estudados caracterizam-se como área produtora de bovinos de corte, com atividades de cria, a recria e a engorda. O produto geralmente é abatido nos frigoríficos da região, situados em

Guia Lopes da Laguna, Nioaque e Anastácio, quando não é transportado para outros municípios do Estado ou para outros estados da federação (Mariani, 2000).

A tendência de ampliação das áreas de pastagem na região pode ser verificada por dados do IBGE, que apontou um crescimento de 61% do rebanho bovino para os três municípios, entre 1986 e 2004. Já a plantação de soja, cresceu em 50% no mesmo período (IBGE, 2007). Isso está em sintonia com o cenário nacional, onde a produção de grãos que cresce a cada ano e bate recordes de produtividade (Alho, 2005). A safra de grãos de 2003/2004, por exemplo, atingiu aproximadamente 130,9 milhões de toneladas no Brasil.

Considerando-se a proporção do município autorizada para supressão vegetal, em 2004, Bonito ocupava o primeiro lugar, na região da bacia do rio Paraguai; Bodoquena estava em sétimo lugar e Jardim, em décimo sexto lugar.

O crescimento demográfico também deve ser levado em conta nesse cenário. Censos demográficos constataam uma duplicação da população na região central do Cerrado, nos últimos 26 anos, com queda brusca de crescimento nos últimos cinco. Em 1996, a taxa de crescimento populacional na região Centro-Oeste do Brasil (1,38%) foi superior à registrada para o Brasil, no mesmo período. A população rural do Cerrado corresponde a 20% da brasileira (Guimarães & Leme, 2002).

Esse crescimento populacional na região do Cerrado é um reflexo dos incentivos governamentais que ocorreram no passado para a região, como programas especiais de estímulo à agricultura nos Cerrados, que visavam o desenvolvimento econômico rápido da região, de apreciável impacto na evolução das frentes comerciais (Muller, 1990). Destacam-se, dentre esses programas, o POLOCENTRO (Programa de Desenvolvimento dos Cerrados) e o PRODECER (Programa de Cooperação Nipo-Brasileira para Desenvolvimento dos Cerrados) (Alho & Martins, 1995). Além disso, foram implantados, com apoio governamental, projetos privados de colonização. Nesse processo, as frentes comerciais acabaram atingindo partes do Centro-Oeste brasileiro, incluindo-se aí o estado de Mato Grosso do Sul.

Uma característica que está se tornando comum no sudoeste de Mato Grosso do Sul é a substituição da população rural local que pratica atividades econômicas ditas de baixo impacto, por grandes propriedades rurais, que cultivam extensas monolculturas, principalmente de soja, à custa de empréstimos subsidiados pelo Governo (Semwal *et al.*, 2004). Por isso, tem se tornando freqüente nessa região o aumento do estabelecimento de propriedades rurais que possuem entre 1.000 ha e 10.000 ha, além de propriedades com mais de 10.000 ha. Apenas Bodoquena ainda não possui nenhuma propriedade acima de 10.000 ha (IBGE, 2006). Isso pode ser indicativo da maior dinâmica de uso das terras para esses municípios (Harris, 2005).

Os dados levantados por este estudo e expressos nos mapas gerados para os municípios de Bodoquena, Jardim e Bonito, considerando o período de 1986/1987 e 2004, mostram uma considerável perda de área nativa e conseqüente crescimento das áreas antropizadas. Apenas em Bodoquena os remanescentes vegetais tiveram maior porcentual que as áreas de pastagens e culturas agrícolas. Em Jardim e Bonito, os pastos e culturas agrícolas superaram, em 2004, a área coberta por vegetação nativa.

Partindo de uma previsão calcada nos dados aqui apresentados, a região em estudo passa por um processo de conversão de habitats naturais, outrora contínuos, para uma paisagem composta por fragmentos de cerrados, campos e florestas imersas em uma matriz predominantemente representada por pastagem plantada e culturas agrícolas. Os mapas retratam essa situação de avanço das culturas agrícolas e pastagens sobre os remanescentes naturais de cerrado, campo e florestas. Verifica-se que a pastagem plantada representa o principal vetor de pressão antrópica nos três municípios estudados.

Em Bodoquena, a lavoura é incipiente e está dispersa em pequenas manchas. Mas o resultado é diferente com relação às pastagens. O cerrado *sensu stricto* foi a fisionomia nativa mais substituída por pastos, principalmente na região centro-leste do município. As fisionomias florestais perderam, aproximadamente, 10% das suas áreas para culturas agrícolas e pastagens. Já

em Bonito, as culturas agrícolas se concentraram mais na região sul, que apresenta planícies inundáveis. Os pastos, como em Bodoquena, avançaram mais sobre o cerrado *sensu stricto*, sendo a região centro-sul a que representa a maior conversão em área. Nesse município, as fisionomias florestais perderam, aproximadamente, 7,5% das suas áreas para culturas agrícolas e pastagens. Em Jardim, as culturas agrícolas se concentraram na região oeste. O cerrado *sensu stricto* e o cerradão foram os que perderam mais área para a pastagem. As pastagens plantadas ocuparam áreas de cerrado *sensu stricto* na região central e de cerradão na região centro-sul. As fisionomias florestais perderam, aproximadamente, 15,4% das suas áreas para as culturas agrícolas e pastagens.

Mittermeyer *et al.* (1999) explicam que o cerrado é visto como um ambiente sem potencial madeireiro, com exceção da grande oferta de lenha e carvão vegetal. Felfili (2003) ressalta que o cerrado, e suas fisionomias vegetais, são enquadradas no planejamento oficial como cerrado (*sensu lato*), portanto, a exploração madeireira dá-se livremente sem a exigência de planos de manejo florestal e reposição. Ainda de acordo com Felfili (2003), angicos, aroeiras, cedros, cerejeiras e ipês, tombam pelo extrativismo sem métodos de manejo, dando lugar a pastagens plantadas.

É importante avaliar o avanço dos pastos plantados e culturas agrícolas sobre os campos nativos, cerrado *sensu stricto* e cerradão. Segundo Durigan (2005), em face das áreas de cerrado já devastadas, não é mais possível pensar-se em conservação do cerrado apenas sob a forma de unidades de conservação. É necessário restaurar a vegetação de cerrado para posterior estabelecimento de novas áreas sob algum grau de proteção.

Felfili (2003) destaca que as florestas ribeirinhas apresentam a vantagem de serem protegidas por lei, porém, as florestas estacionais não são nem mesmo reconhecidas como uma das formações significativas do Domínio do Cerrado. O extrativismo de produtos não madeireiros em pequena escala e o artesanato ainda são atividades marginais na região, carecendo de um mercado organizado e de capacidade instalada para processamento, estocagem e transporte (Felfili, 2003).

Cabe aqui também destacar o avanço das classes de uso das terras sobre as matas ciliares e matas de galeria. Em Bonito, aproximadamente 10.500 ha de matas ciliares e matas de galeria foram convertidos em pastagens. Dos três municípios, Bodoquena foi o que mais respeitou a legislação de preservação das margens de corpos d'água (APP), porém, mesmo assim, apresentou aproximadamente 1.800 ha de matas ciliares e de galeria convertidas em pastagens, sem considerar o desmatamento das nascentes, onde a faixa de preservação permanente é superior que a registrada para as margens dos cursos d'água (100 metros).

O processo de recuperação das matas de ciliares e de galeria depende de vários fatores, tais como: o grau de modificação em relação ao ambiente natural, as espécies a serem utilizadas, a obtenção de propágulos, a distribuição dessas espécies no novo ambiente e a participação da comunidade humana (Ribeiro e Schiavini, 1998). A preservação desses ecossistemas garante a presença de potenciais corredores de dispersão de organismos e fluxo gênico.

Nesse caso, o planejamento da paisagem considerando a presença de corredores para facilitar o fluxo biológico ganha importância. Os corredores ecológicos permitem o fluxo gênico e de organismos, de um fragmento ao outro, a partir da interligação dos mesmos. No que se refere ao uso de matas ciliares e de galeria como corredores naturais, é necessário levar em conta um aspecto importante. Para que a faixa de vegetação ciliar seja considerada um corredor de fluxo gênico, é necessário que haja uma faixa de terra firme adicional à faixa ciliar, para que as espécies típicas dessa área tenham a probabilidade de ocorrer e funcionar como ponte entre duas populações fragmentadas (Kageyama & Gandara, 2000). Nesse caso, as reservas legais associadas às matas ciliares ganham considerável importância. Ou seja, é importante que se conheça a largura real, não a legal, da mata ciliar, considerando nesse contexto, o gradiente formado pelas matas ciliares e as formações florestais adjacentes.

. Muitas vezes, as populações, de diversas espécies, locais ficam isoladas por distâncias tão grandes que o movimento entre as manchas de habitat mais ou

menos favoráveis pode tornar-se impossível. Assim, na medida em que as populações locais são extintas, não há repovoamento. No limite, muitas espécies podem ficar restritas a uma, ou a algumas manchas e sua extinção torna-se uma questão de tempo (Rambaldi & Oliveira, 2003). Portanto, para impedir esse processo, torna-se necessário criar uma política ambiental para a região, calcada em estratégias de proteção e recuperação de áreas degradadas, e que faça cumprir a legislação ambiental e proteja o acervo de biodiversidade que lá ainda existe.

Estudos revelam que o potencial de regeneração do cerrado geralmente é elevado, porém isso é determinado pela intensidade e duração do impacto (Durigan, 2005). Porém Kageyama & Gandara (2000) reforçam a idéia de que as práticas de regeneração devem levar em conta as variáveis do ambiente físico, biológico e humano presentes no local, pensando em termos de paisagem numa escala mais abrangente. O ideal para a região, no que se refere à recuperação e/ou restauração das áreas degradadas de cerrados, campos e florestas é pensar numa política ambiental para o estado de Mato Grosso do Sul que seja pautado em um planejamento ambiental coerente com as potencialidades e fragilidades do meio físico, biológico e humano.

A ausência de um zoneamento ecológico-econômico consolidado para o estado de Mato Grosso do Sul é um fator a ser considerado, pois os gestores ambientais atuam sobre critérios frágeis no momento de definir políticas de ocupação para a região. Silva *et al.* (2006), argumentam que a ocupação de novas fronteiras agropecuárias, sem o zoneamento ecológico-econômico, que deveria anteceder-las, tem provocado grandes prejuízos na forma de perda de solo por erosão e assoreamento de rios. A continuidade do uso e ocupação das terras, sem a adoção de técnicas que diminuam o impacto causado pelo desmatamento indiscriminado acelera brutalmente uma situação naturalmente preocupante, devido à vocação para perda de solo apresentada pelas áreas mais altas (planaltos) e de acumulação de sedimentos pelas planícies.

A presente pesquisa mostrou que, em Bodoquena e Bonito, solos como a Rendzina (Chernossolos) e Regossolos (Neossolos) merecem atenção especial,

pois representam o tipo de solo onde se estabeleceram, preferencialmente, as culturas agrícolas e pastagens.

A Rendzina (Chernossolos) ocupa o corpo principal da Serra da Bodoquena, nas cotas mais elevadas. É resultante da decomposição de calcários da Formação Bocaina e, raramente, da Formação Cerradinho (PCBAP, 1997). Os afloramentos rochosos e a presença de cascalhos e calhaus impedem uma utilização intensiva destes solos, embora tenha alta fertilidade (Dias, 1998). A alta fertilidade desta classe de solo permitiu o desenvolvimento de floresta como vegetação primária. Sua condição topográfica torna esse solo frágil à ocupação, sendo recomendado que o mesmo seja mantido com sua cobertura vegetal original. Pedron *et al.* (2006), explicam que esses solos, dada às suas características de pouca profundidade, suscetibilidade à erosão e estresse hídricos, não são recomendáveis ao uso agropecuário, tendo sim, vocação para abrigarem cobertura vegetal nativa.

Os Podzólicos (Alissolos) são solos que dão suporte a formações vegetais nativas importantes, principalmente em Bonito e Jardim, como cerrado *stricto sensu*, cerradão, transição entre floresta estacional semidecidual e cerrado, e floresta estacional semidecidual. PCBAP (1997) informa que esses solos merecem atenção especial, principalmente quando inseridos em terrenos mais acidentados.

No intuito de minimizar os problemas ambientais hoje existentes como, por exemplo, conflitos de uso das terras (i.e., tipos de solos frágeis ao uso porém sendo utilizados pela agropecuária) (Sawyer, 2002), propõe a construção de uma política de meio ambiente calcada em uma visão integrada e que estabelece sinergismos positivos entre população, meio ambiente e desenvolvimento, evitando a degradação do ambiente. Porém, para se fazer um uso ordenado dos recursos naturais, é necessário que o Poder Público tenha condições técnicas de fazê-lo. Como exemplo das carências em termos de política ambiental em Mato Grosso do Sul, menciona-se a situação da Secretaria Estadual de Meio Ambiente, atualmente conhecida como Secretaria de Estado do Meio Ambiente, das Cidades, do Planejamento e da Ciência e Tecnologia (SEMAC), não dispõe de

uma base de dados digital georeferenciada e implementada para a gestão ambiental dos recursos naturais. O Instituto de Meio Ambiente do Pantanal (IMAP), responsável por emitir autorizações e licenciamentos ambientais em Mato Grosso do Sul desde 2000, vinha realizando o cadastramento das atividades - como desmatamento- sem que as localidades fossem georeferenciadas. O IMAP emitiu 1.218 licenças de desmatamento apenas entre 2002 e 2004, regularizando uma área desflorestada de aproximadamente 250.700 ha, sendo que, para os municípios aqui estudados, a área desmatada foi de aproximadamente 16.000 ha, contando com 106 licenças expedidas (Harris *et al.*, 2005). Esses dados estão subestimados, pois de acordo com Stephannes *et al.* (2006), em 2006, por meio de um estudo sobre os procedimentos de autorizações ambientais em Mato Grosso do Sul, o IMAP revelou a ausência de uma base de dados georeferenciada para realizar o controle dos desmatamentos no Estado. Fichas cadastrais analógicas, com coordenadas, muitas delas erradas, eram arquivadas e não alimentavam um banco de dados geográficos, como ocorre em Mato Grosso, por exemplo. Apenas em 2006, no intuito de georeferenciar essas fichas é que a SEMA-MS organizou um banco de dados em SIG e espacializou as informações relativas ao desmatamento nesse Estado. Um problema detectado em Mato Grosso do Sul, decorre do fato que as licenças desmatamentos foram tratadas como ponto e não polígonos. Ou seja, não se tem uma dimensão fiel das áreas desmatadas, por meio da SEMA-MS, em Bonito, Bodoquena e Jardim, bem como para todo o estado de Mato Grosso do Sul.

Na região de Bonito, há um total de 66.072 ha de Reservas Particulares do Patrimônio Natural – RPPN além de 76.481ha que compreendem o Parque Nacional da Serra da Bodoquena. Considerando apenas as reservas particulares, o estado de Mato Grosso do Sul torna-se o segundo maior estado do país em superfície protegida na forma de RPPN (Mariani, 2000). Isso torna a região propícia ao desenvolvimento de atividades relacionadas ao ecoturismo.

O ecoturismo é um segmento relativamente novo do chamado turismo sustentável. Furlan (2003) define o ecoturismo como uma atividade que combina as necessidades humanas, com aquisição de conhecimentos sobre a natureza de maneira interpretativa. O crescimento dessa atividade explica-se devido à

necessidade de fuga do estilo de vida urbano, a procura por locais mais tranquilos e de características cênicas de beleza singular. Para o governo brasileiro, o ecoturismo é um segmento da atividade turística que utiliza, de forma sustentável, o patrimônio natural e cultural incentivando a sua conservação e buscando a formação de uma consciência ambientalista a partir da interpretação do ambiente, promovendo o bem – estar das populações envolvidas (BRASIL, 1994).

De acordo com Moraes (2000), o ecoturismo surgiu como oportunidade de gerar receitas para financiar a preservação dos recursos naturais. Esse segmento do turismo assim descrito, apresenta afinidade incontestável com unidades de conservação (UCs), particularmente Parques Nacionais.

Na região que compreende os municípios de Bodoquena, Bonito e Jardim, os atrativos naturais estão presentes, em maior escala, no interior do Parque Nacional da Serra da Bodoquena e em sua zona de amortecimento, que compreende a faixa de 10km de entorno da unidade de conservação.

Apesar dos inegáveis benefícios econômicos, sociais e ambientais gerados pelo ecoturismo é importante perceber que o crescente uso dessas áreas por um número cada vez maior de visitantes, cria diversos impactos negativos no meio ambiente. Esses impactos referem-se a um conjunto de modificações ou de seqüências de eventos, provocados pelo desenvolvimento da atividade nas localidades receptoras (Ruschmann, 1997). Essas modificações podem ocorrer no meio físico como, por exemplo, erosão; e no meio biótico como, por exemplo, a exposição de raízes das árvores que margeiam trilhas.

O fato de ser freqüentemente dirigido a lugares que podem ser frágeis, ou seja, que tenham limitada capacidade de suportar pressões, faz com que se aumente a probabilidade do uso público (visitação em ambientes naturais) causar impactos negativos (Kinker, 2002). Portanto essa atividade deve ser controlada e seus potenciais impactos negativos, devem ser minimizados.

Para Cutler (1980) as áreas silvestres devem ser manejadas de maneira a serem conservadas e de certa maneira protegidas contra o seu uso crescente. É

necessário então manejar e influenciar o uso humano de modo que os processos naturais permaneçam com boa integridade ecológica, respeitando a capacidade de suporte dos ecossistemas.

Capacidade de suporte pode ser entendida como os limites aceitáveis de mudança que um ambiente passa a apresentar a partir de um determinado nível de uso, sem causar danos significativos aos recursos e sistemas ecológicos necessários para o seu equilíbrio (Furlan, 2003). A capacidade de carga além de estar relacionada com o limite máximo de uso de recursos do meio físico (capacidade física), com aspectos sociais (capacidade social), está, também, segundo Washburne (1982), relacionada aos limites de uso biológicos e ecológicos (capacidade de carga biológica ou ecológica). Ou seja, está relacionada com a capacidade do recurso em suportar o uso recreacional sem causar mudanças inaceitáveis aos componentes ecológicos (vegetação, solo, água, fauna, etc.). Tanto a capacidade física como a ecológica estão relacionadas aos recursos, porém a primeira enfoca principalmente o número de usuários, e a segunda se baseia mais nas condições fundamentais desejadas para os recursos naturais.

Desse modo é necessário que os municípios estudados elaborem um planejamento consistente e baseado em critérios técnicos e científicos, para explorar os atrativos naturais presentes na região sem comprometer a integridade ecológica dos ecossistemas da região. Bonito, dentre os três municípios, é o mais avançado nesse aspecto.

Bonito estabeleceu critérios para a implantação de empreendimentos ecoturísticos por meio de exigências legais ao empreendedor, que deve providenciar o licenciamento ambiental (Lei Federal Nº 6.938/81, e Resolução SEMA/MS Nº 331/98). Estas obrigações legais implicam –entre outras condições– na elaboração de um plano de uso turístico e controle dos impactos causados pela visitação, através de um programa de monitoramento ambiental (Sabino & Andrade, 2003). Essa preocupação se faz necessária, pois de acordo com dados oficiais do Conselho Municipal de Turismo de Bonito (COMTUR) ocorreu o

crescimento da atividade turística da região, com aproximadamente 60 mil visitantes em 2002.

Porém, para que a região de Bonito não transforme o ecoturismo em mais uma atividade impactante, é necessário consolidar mecanismos para impedir que interesses econômicos provoquem sérios problemas ambientais.

Sabino & Andrade (2003) em um estudo realizado na Baía Bonita, atrativo natural presente em Bonito, estabeleceram propostas de manejo e de turismo de mínimo impacto, com cuidadoso protocolo de operação e redução da capacidade de carga, que foram rejeitadas pela empresa responsável pela operação no local. Segundo os autores, “este evento indica que, infelizmente, ainda há uma enorme lacuna entre o suporte que a Biologia da Conservação poderia dar à operação turística”, ou seja, “o modelo de atividade turística desenvolvido pelos empresários é balizado essencialmente por parâmetros econômicos em detrimento dos ambientais, que não passam da retórica” (Sabino & Andrade, 2003).

Com isso, é importante que os municípios estabeleçam estratégias de ação direcionadas ao uso racional das terras, respeitando, sobretudo, a legislação ambiental em seus diferentes níveis, e respeitando também os limites de uso dos ecossistemas naturais, para que o cenário, apresentado neste capítulo, de perda de habitats (e atrativos naturais) em decorrência do desmatamento, seja substituído por um cenário marcado pela recuperação de ambientes frágeis e atividades econômicas diversificadas (incluindo o ecoturismo), que garantirão uma adequada qualidade social, econômica e ambiental para essa importante região do Mato Grosso do Sul.

Capítulo 2

Dinâmica da estrutura da paisagem do Parque Nacional da Serra da Bodoquena e sua zona de amortecimento, entre 1986 e 2004.

1- Introdução

A perda de biodiversidade decorrente do crescimento desordenado de atividades humanas tais como a pecuária e as culturas agrícolas, tem se tornado uma das grandes preocupações por parte de ambientalistas e pesquisadores do campo da Conservação Biológica.

Nesse sentido, duas questões principais podem ser apontadas: *onde* a conservação é prioritária, e *como* viabilizar essa conservação em longo prazo. Para responder a essas perguntas, é necessário definir claramente os alvos da conservação: trata-se de espécies, comunidades ou processos ecológicos. Ademais, devido à complexidade dos sistemas ecológicos, é necessário ainda estabelecer *indicadores ecológicos*, i.e., descritores eficientes do estado dos alvos de conservação (Metzger & Casatti, 2006).

Há uma dificuldade em se determinar alvos de conservação, em decorrência do enorme número de variáveis ambientais que podem ser utilizadas. Nem todas as variáveis são de fácil mensuração, sendo necessário selecionar algumas características do ambiente que podem ser estudadas, por exemplo, sob a forma de mapeamento. A caracterização da cobertura vegetal nativa e da sua dinâmica frente à ocupação antrópica tem sido pesquisada nos últimos anos.

Historicamente, esforços têm sido feitos para se determinar áreas ou remanescentes vegetais mais relevantes para a conservação e para a manutenção da biodiversidade. Um dos pontos-chave é que essas áreas sejam

capazes de representar ou proteger a biodiversidade da região na qual estão inseridas (Margules *et al.* 2002). Todavia, um dos grandes desafios tem sido representar a biodiversidade que ainda pouco se conhece, uma vez que é impossível medir-se toda a biodiversidade (Margules & Pressey, 2000).

Com base nessas considerações, algumas estratégias estão sendo utilizadas para se representar a biodiversidade. Informações derivadas de sensoriamento remoto têm contribuído significativamente com esse processo, uma vez que permitem mapear largas extensões, considerando aspectos espaço-temporais, de forma simples e eficiente. As informações derivadas de imagens de satélite e mesmo de fotos aéreas são organizadas em formatos de mapas temáticos, nos quais são discriminadas feições representativas da biodiversidade. Assim sendo, mapas de cobertura vegetal com várias classes fitofisionômicas poder ser considerados como duplês da biodiversidade a eles associada (Flather *et al.* 1997, Spector & Forsyth 1998, Fleishman *et al.* 2000; Higgins *et al.* 2005, Sarkar *et al.* 2005, Trakhtenbrot & Kadmon 2005).

A Ecologia de Paisagens e seu arcabouço teórico apresenta importante contribuição para análises da estrutura dos mosaicos heterogêneos da paisagem, associando-se a estes, tanto quanto possível, condições de biodiversidade. Seguramente, os aspectos de percolação e de conectividade são dois dos fatores que têm despertado grande interesse de pesquisadores, quanto à manutenção da biodiversidade (Tischendorf & Fahrig, 2000a e b).

Apesar de se ter bem claro que tais fatores são relevantes nos estudos de ecologia de paisagens, não existe uma definição clara de como se pode medir ou determinar a percolação e a conectividade (Merriam, 1984; Taylor *et al.*, 1993). Com isto, alguns modos de se medir essas propriedades têm sido desenvolvidos e propostos na literatura (Fahrig & Merriam, 1985; Bunn *et al.*, 2000). O fato é que a Ecologia de Paisagens traz uma contribuição, por meio de suas métricas ou índices, que possibilita estabelecer parâmetros de estrutura e configuração dos remanescentes vegetais com vistas à manutenção da biodiversidade de uma determinada região.

Existem diversos métodos para a seleção e conservação de áreas protegidas, sendo que a maioria das estratégias discutidas na literatura é voltada para extensas áreas naturais, ainda pouco exploradas por atividades antrópicas (Margules & Pressey, 2000, Groves *et al.*, 2002; Wiersma & Urban, 2005). A implantação de ações para a conservação em paisagens fragmentadas no Brasil requer, portanto, um modelo pragmático, embora cientificamente embasado, para a definição de áreas prioritárias em escala local.

Considerando que os últimos remanescentes vegetais ainda bem conservados estão contidos em unidades de conservação (UC), o desenvolvimento de pesquisas em áreas protegidas a partir dos preceitos da Conservação Biológica e da Ecologia de Paisagens está se tornando estratégico para a criação de UC, bem como para a definição de formas de manejo adequadas às UC já existentes.

Por definição, parques nacionais são UC de proteção integral, com o objetivo de preservar os atributos excepcionais da natureza, conciliando a proteção integral da flora, fauna e belezas naturais com o uso educacional, recreativo e/ou científico (Brasil, 2000).

O estabelecimento de ações de manejo coerentes com as características ecológicas dos parques nacionais representa um desafio para pesquisadores de universidades e centros de pesquisa, bem como para técnicos de órgãos ambientais responsáveis pela gestão de UC.

Várias são as críticas às atuais unidades de conservação que visam proteger o Cerrado: são de pequeno tamanho; mal distribuídas, no que tange às categorias de manejo, à representação geográfica das regiões e dos estados e, portanto, têm pouca representatividade frente à enorme heterogeneidade regional do bioma (Hassler, 2005).

No intuito de contribuir para melhorar esse cenário, a presente pesquisa traz contribuições para o manejo do Parque Nacional da Serra da Bodoquena

(PNSB), com base no diagnóstico do estado de conservação dos remanescentes vegetais presentes em seu interior e em sua zona de amortecimento.

Neste trabalho, por meio do mapeamento da dinâmica espaço-temporal dos remanescentes de cerrado e floresta no interior do PNSB e em sua zona de amortecimento, e da seleção e interpretação de métricas da paisagem, foi feito um diagnóstico do estado de conservação da cobertura vegetal nativa dessa área e foram indicados os remanescentes mais relevantes para conservação, além da identificação de áreas sensíveis à quebra de conectividade florestal.

2- Objetivos e Hipóteses de trabalho

Desse modo, o objetivo geral da pesquisa apresentada neste segundo capítulo foi o de verificar as alterações na estrutura da paisagem ao longo do tempo (1986/87-2004) e, além disso, avaliar a importância dos remanescentes vegetais para a conservação da biodiversidade.

Foram então definidos os seguintes objetivos específicos:

- 1) Caracterizar os tipos e a estrutura espacial da cobertura natural do PNSB e de sua zona de amortecimento, para os anos de 1986/87 e 2004;
- 2) Quantificar as mudanças da cobertura natural no PNSB e na sua zona de amortecimento nesse intervalo de tempo;
- 3) Comparar espacialmente a configuração das classes de vegetação nativa do PNSB e de sua zona de amortecimento nas duas datas;
- 4) Identificar os remanescentes vegetais de cerrado mais importantes para a manutenção da biodiversidade na paisagem e os pontos de maior sensibilidade de quebra de conectividade, com base em métricas da paisagem.

Com base nos objetivos específicos, foram estabelecidas as seguintes hipóteses:

Hipótese 1 : A cobertura natural dentro e fora do PNSB está em menor grau de conservação em 2004, quando comparada ao ano de 1986;

Hipótese 2 : Os fragmentos de hábitat estão com melhor configuração espacial (maior área, formas mais compactas e menor isolamento) dentro do PNSB quando comparados à sua zona de amortecimento;

Hipótese 3: Parâmetros de paisagem contribuem para a identificação dos remanescentes mais importantes para a manutenção da biodiversidade, bem como para a manutenção do fluxo entre o PNSB e sua zona de amortecimento.

3 - Revisão da Literatura

3.1 - Políticas ambientais no Brasil

Políticas ambientais abrangem um conjunto de instrumentos que estão ou deveriam estar disponíveis ao Estado para determinar diretrizes que direcionam investimentos voltados à conservação da natureza e proteção de recursos que são essenciais à sociedade (Moraes & Turolla, 2004). Para Gomes (2002), as políticas ambientais representam o resultado da ação pública de agentes civis do poder executivo e membros da burocracia estatal que reagem às condições objetivas de deterioração do meio ambiente em determinado momento histórico, produzindo diretrizes.

Ainda de acordo com Gomes (2002), a consolidação de uma política ambiental não pode ser uma ação isolada, pois ela está associada a outras políticas, tais como a fiscal, regional/urbana, industrial, dentre outras.

Grandes acontecimentos ocorridos no mundo, principalmente a partir da segunda metade do século XX, influenciaram o curso das políticas ambientais em diversos países, incluindo o Brasil. Com relação a isso, Souza (2006) explica que houve o desenvolvimento de três estratégias: a corretiva (preponderante nos anos 70), a preventiva (preponderante nos anos 80) e a estratégia integradora (que teve início nos anos 90), que fornece a base teórica para a elaboração das políticas ambientais atuais.

Ainda segundo Souza (2006), a política ambiental brasileira se desenvolveu de maneira tardia, quando comparada às outras políticas setoriais brasileiras, sendo movida basicamente em resposta às exigências do movimento internacional ambientalista. O modelo econômico pautado no progresso a qualquer custo influenciou na demora para a criação e adoção de uma agenda ambiental no País. A poluição e os impactos eram vistos como um mal necessário em um cenário pontuado pela ânsia de crescimento econômico.

A política ambiental brasileira se desenvolveu nos últimos quarenta anos e foi fruto da ação de movimentos sociais locais e de pressões oriundas fora do país (Souza 2006). Até a Conferência de Estocolmo (Assembléia Geral das Nações Unidas para o Meio Ambiente), em 1972, os temas predominantes nas agendas do governo brasileiro eram a exploração maciça de recursos naturais e o desbravamento do território. Até esse momento, a legislação que dava base a essa política, que minimamente protegia os recursos naturais, era representada pelo Código de Águas (1934), o Código Florestal (1965) e o Código de Caça e Pesca (1967).

Na Conferência de Estocolmo, em 1972, o Brasil defendeu o crescimento econômico e sugeriu que os países desenvolvidos deveriam pagar pelos esforços do controle ambiental. O Brasil também discordou da relação direta entre crescimento populacional e exaustão dos recursos naturais. Outra manifestação da delegação brasileira foi a de defender a soberania nacional contra “interesses ambientais mal-definidos” (Ferreira, 1998). Ou seja, o País negava a nova

tendência que surgia, calcada na recomendação da busca de novas formas de exploração dos recursos do Planeta, a fim de que estes não se extinguissem.

Entretanto, em grande parte devido a pressões internacionais, o Brasil passou a absorver as idéias de proteção ao meio ambiente. O modelo da política ambiental brasileira passou então a apresentar como pilares o controle da poluição e a criação de unidades de conservação (UC) (Souza, 2006). Nessa época, ainda em plena ditadura (anos de 1970-1980), abriu-se um espaço para o surgimento de um movimento ecológico desarticulado, que atuava em torno de questões locais nos centros mais desenvolvidos do país.

Ao longo dos anos de 1990, o modelo de política ambiental executado no Brasil entrou em crise, por não atender à nova pauta política internacional definida na 2ª Conferência das Nações Unidas, realizada em 1992, no Rio de Janeiro (ECO-92), e por não atender também às demandas de cidadania e de consciência ambiental que se generalizava.

Em 2002, ocorreu em Johannesburg na África do Sul, a 3ª Conferência Mundial do Meio Ambiente (ou Cúpula Mundial sobre Desenvolvimento Sustentável, ou RIO+10), que teve como intuito dar continuidade à discussão iniciada durante a ECO-92. A discussão incidiu sobre ações mais voltadas à erradicação da pobreza, à globalização e às questões energéticas, tais como o Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) e o Protocolo de Kyoto, bem como às mudanças climáticas, entre outros. A Rio +10 reconheceu a importância e a urgência da adoção de energias renováveis em todo o Planeta – tendo sido uma das lideranças nesse tema o físico brasileiro José Goldemberg – e considerou legítimo que os blocos regionais de países estabelecessem metas e prazos para cumpri-las. Porém, não conseguiu fixá-las para todos os países, representando uma derrota, minimizada apenas pela decisão de que o progresso na implementação de energias renováveis fosse revisto periodicamente pelas agências e instituições especializadas das Nações Unidas, o que abriu caminhos para futuras negociações. Apesar dos poucos resultados da Rio+10, o Brasil estabeleceu-se como defensor de novos modelos de produção. Em suma, a política ambiental brasileira propriamente dita se desenvolveu de forma tardia em relação às demais políticas setoriais do país e em função das pressões externas

dos países desenvolvidos. Apesar dos atuais progressos na legislação e conscientização da população, a desigualdade social tem sido um impedimento à prática de políticas ambientais mais adequadas.

Dentre os vários instrumentos discutidos nesses últimos anos, cabe destaque aqui, a lei que criou o Sistema Nacional de Unidades de Conservação, o SNUC. A Lei nº 9.985 foi promulgada em 18 de julho de 2000 e criou uma base para políticas ambientais relacionadas às áreas protegidas no Brasil.

De acordo com o SNUC (Lei nº 9.985/2000), unidades de conservação consistem no:

“espaço territorial e seus recursos ambientais, incluindo as águas jurisdicionais, com características naturais relevantes, legalmente instituído pelo Poder Público, com objetivos de conservação e limites definidos, sob regime especial de administração, ao qual se aplicam garantias adequadas de proteção” (Brasil, 2000).

O SNUC representou um marco na política ambiental brasileira pertinente às áreas legalmente protegidas sob a forma de unidades de conservação. Dentre os vários avanços na Lei, cabe destaque a importância de uma gestão mais integrada e participativa para as unidades de conservação, colocando-as como um instrumento de ordenamento territorial. Nesse mesmo documento, é imposta a necessidade de elaboração de plano de manejo para as unidades de conservação (Brasil, 2000).

Acredita-se que todo o atraso na consolidação das unidades de conservação do País deve-se à falta de um aparato integrado de legislação. Ao longo de mais de oito anos de tramitação, o projeto de lei que institui o SNUC foi objeto de inúmeros debates envolvendo instituições do poder público, do terceiro setor e da iniciativa privada. Ainda que o texto final não seja o idealizado por muitos, pode-se afirmar que representa o resultado de negociações estabelecidas com respeito aos princípios democráticos, amparadas em ampla consulta aos diferentes segmentos da sociedade brasileira. Um ponto importante, sob o aspecto da legislação, é que o SNUC consolidou o arcabouço normativo relativo

às unidades de conservação, pois até então havia diversas leis, cada qual sobre determinadas categorias de manejo, o que dificultava o entendimento dos mesmos (Guatura, 2000).

3.2 - Unidades de conservação no mundo e no Brasil

As raízes históricas das áreas protegidas no mundo são antigas. Davenport & Rao (2002) esclarecem que as primeiras diretrizes sobre conservação da vida silvestre ocorreram na Índia, no século IV antes de Cristo. Na época medieval já havia uma preocupação, por parte da classe dominante, com relação a uma possível escassez de alimentos, sobretudo dos animais que eram preferencialmente mais caçados e, a partir disso, surgem as primeiras reservas de caça para a realeza (Thomas, 1989). Na Europa medieval, o termo “parque” se referia a um determinado lugar onde os animais viviam soltos em áreas sob o domínio do rei, e a invasão dessas áreas (como para a caça, por exemplo) implicava em sentença de morte (Morsello, 2001).

Durante o período do Renascimento, na Europa, áreas protegidas foram criadas inicialmente como sítios de caça para a realeza e, posteriormente, foram abertas ao público, fornecendo o que seria um embrião do que entendemos hoje por envolvimento comunitário e turismo em unidades de conservação (Eagles *et al.*, 2002).

Na Era Moderna, o rápido crescimento dos núcleos urbanos industrializados provocou uma revalorização da natureza, devido à proliferação de ambientes insalubres e “feios”, o que reforçou a atitude de contemplação dos espaços naturais (Araújo, 2007). Essa vontade humana vai ao encontro com o que o geógrafo chinês Yi-Fu Tuan intitulou como topofilia, que caracteriza um elo afetivo entre a pessoa, o lugar e o ambiente físico (Vargas & Heeman, 2003). Já a afinidade por outros organismos, certas espécies e habitats que estimulam nossos sentimentos, sintetizam o que se conhece por biofilia (Silva, 2002). A preocupação com os nossos espaços naturais protegidos advém, sobretudo, do estado de “saúde” (Therborg & Van Schaik, 2002) do nosso planeta, que se

encontra bastante deteriorado e em busca soluções que amenizem os impactos ambientais negativos provocados pelo ser humano.

A União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN), no intuito de elucidar terminologias, ainda prematuras no campo dos estudos das áreas protegidas, conceituou o termo da seguinte forma: (Scherl et al, 2006)

“áreas protegidas representam uma superfície de terra ou mar especialmente consagrada à proteção e preservação da diversidade biológica, assim como dos recursos naturais e culturais associados, e gerenciada através de meios legais ou outros meios eficazes.”

Os Estados Unidos são considerados os precursores mundiais na criação e consolidação do que hoje se entende por unidade de conservação, por meio do surgimento do famoso Parque Nacional de Yellowstone, em 1872. Na época de sua criação, imperavam duas idéias a respeito de estratégias de conservação: a corrente preservacionista e a corrente conservacionista. Segundo Araújo (2007), a primeira é caracterizada pelo uso adequado e criterioso dos recursos naturais. Já a segunda, partindo de ideais cristãos, prega o respeito absoluto a todos os elementos da natureza, incluindo os meios bióticos e abióticos.

A concepção original dos parques norte-americanos estava centrada na vontade de oportunizar o acesso público a lugares com extrema beleza cênica, impedindo que essas áreas ficassem sob o desfrute de poucos privilegiados (Runte, 1980). Os norte-americanos tiveram grande influência no estabelecimento do uso público em áreas protegidas e o Parque Nacional de Yellowstone foi uma referência para isso, tendo recebido o seguinte destino (Melo & Saito, 2000):

“Reservado e separado da colonização, ocupação ou venda sob as leis dos Estados Unidos e dedicado e apartado para parque público ou terrenos de recreio para o benefício e desfrute do povo; e toda pessoa que se estabeleça

ou ocupe este parque (...) será considerado infrator e, portanto, será desalojado do lugar”

Morsello (2001) acrescenta que, aproximadamente na mesma época em que o Parque Nacional de Yellowstone foi criado, surgia na Inglaterra um tipo de área protegida que almejava a conservação de habitats naturais em contraposição à transformação urbana que ganhava espaço no país.

Com o passar dos tempos, os parques norte-americanos passaram a ser considerados repositórios importantes de biodiversidade (Runte, 1980), representando um contraponto às políticas econômicas adotadas pelos países do hemisfério norte.

A ampliação dos parques não foi crescente ao longo do século XX. Durante a Segunda Guerra Mundial, houve uma estagnação na consolidação dos parques, porém, nos anos 70 e 80, houve uma retomada na política de criação dessas áreas protegidas (Morsello, 2001).

A União Internacional para a Conservação da Natureza criada em 1948, buscou inventariar e sistematizar informações em nível global acerca das áreas protegidas. Em 1962, a IUCN organizou a primeira Conferência Mundial de Parques, onde se discutiu os critérios de classificação de áreas protegidas (IUCN, 1993). Em sua 10ª Assembléia Geral, em Nova Delhi na Índia, a IUCN se preocupou em definir o conceito de parques nacionais, o que foi efetivamente conseguido em 1972, na II Conferência Mundial de Parques (Melo & Saito, 2000):

“Um parque nacional é uma área relativamente extensa onde:

1. um ou vários ecossistemas não tenham sido alterados materialmente pela exploração e ocupação humana; onde as espécies de plantas e animais, as condições geomorfológicas e os habitats são de especial interesse científico, educacional e recreativo, ou onde existem paisagens naturais de excepcional beleza;
2. as autoridades centrais do país tenham tomado medidas para impedir ou eliminar, o mais rápido possível, a exploração ou ocupação

em toda a área, e para garantir efetivamente o respeito e a conservação dos valores ecológicos, geomorfológicos ou estéticos, que deram origem ao estabelecimento do respectivo parque nacional; e

3. as visitas são permitidas, sob normas especiais, para os fins inspirativos, educativos, culturais e recreativos.”

No III Congresso Mundial de Parques Nacionais e Áreas Protegidas, realizado em Bali, Indonésia, em 1982, os parques nacionais teriam um objetivo a mais, e estratégico: desempenhar papel fundamental no desenvolvimento nacional e na conservação dos recursos naturais. A partir disso, surge a discussão sobre a existência (e permanência) de populações locais em as áreas protegidas (IUCN, 1993). Essas populações ocorreriam principalmente no entorno das unidades de conservação, onde haveria o aproveitamento dos recursos naturais com determinadas restrições. A intensificação desse debate se deu no IV Congresso Mundial de Parques, realizado em Caracas, em 1992 (Melo & Saito, 2000). Esse Congresso visou definir a função das áreas protegidas no relacionamento saudável entre as pessoas e a natureza. A Declaração de Caracas sintetizou as principais considerações (OGPNEA, 2005):

a) o estabelecimento e o manejo efetivo de sistemas de unidades de conservação devem ser realizados de uma forma sensível aos anseios e às preocupações das populações locais;

b) as áreas protegidas devem ser incorporadas como elementos das políticas, programas, planos e projetos de desenvolvimento;

c) as comunidades, organizações não-governamentais e instituições do setor privado devem participar ativamente no estabelecimento e manejo dos parques nacionais, e os governos devem desenvolver mecanismos que permitam a todos os setores da sociedade colaborar no planejamento, estabelecimento e manejo das áreas protegidas;

d) deve-se informar e educar todos os setores da sociedade sobre a importância das áreas protegidas e dos seus benefícios

econômicos, sociais e ambientais, como forma de se obter a colaboração e a participação destes. Essas recomendações devem orientar as principais estratégias de manejo a partir de então.

A participação das populações locais no processo de gestão das áreas protegidas foi considerada fundamental para se chegar ao sucesso na conservação da biodiversidade. Porém, estudos mostram a resistência das populações locais com relação à criação de áreas protegidas (Melo & Saito, 2000; Scherl *et al.*, 2006).

Com relação ao estabelecimento de unidades de conservação no Brasil, menção deve ser feita à criação do primeiro parque nacional brasileiro: o Parque Nacional de Itatiaia em 1937. Porém, deve-se salientar que o ideal de fundação do primeiro parque no Brasil partiu de André Rebouças (1838-1898). Rebouças sugeriu, em 1876, duas regiões para se tornarem parques: a Ilha do Bananal no rio Araguaia e as Sete Quedas no rio Paraná (Araújo, 2007). Mas as condições políticas, sociais, econômicas e culturais do Brasil, não eram favoráveis à criação dessas áreas protegidas (Holanda 1995, *apud* Araújo, 2007).

A primeira república (1889-1930) chegou ao fim do século XIX com uma coleção dispersa e desarticulada de hortos e jardins botânicos, mistos de passeios públicos, que estavam entregues às administrações provinciais e estaduais; além de duas florestas e outras tantas terras públicas na capital brasileira (Rio de Janeiro), consideradas Reservas Florestais, sujeitas a inúmeras mudanças de jurisdição ao longo de meio século e, a isso, soma-se uma iniciativa de reflorestamento indicativa da crescente preocupação das elites com o desmatamento e a conservação das matas (Barreto Filho, 2001).

Mas, já nas décadas iniciais do século XX, a destruição do patrimônio florestal começou, de maneira embrionária, a despertar o interesse pela conservação da natureza. A Constituição Federal de 1934 introduziu na legislação brasileira a categoria de *monumento público natural*, enquanto que o Código Florestal de 1934 introduziu a noção de *área reservada* – ainda que de forma

limitada –, reconhecendo naquele momento três categorias básicas: Parques Nacionais, Florestas Nacionais, Estaduais e Municipais, e Florestas Protetoras (Barreto Filho, 2001).

A segunda metade da década de 1930 assistiu, também, à organização da proteção ao patrimônio histórico e artístico nacional, e à criação dos três primeiros Parques Nacionais brasileiros: Itatiaia (1937), Iguaçu e Serra dos Órgãos (1939) – todos nas regiões Sul e Sudeste. A ênfase concentrou-se na proteção de ecossistemas de grande valor estético ou cultural – os chamados “monumentos públicos naturais” (Dias, 1994).

Araújo (2007) explica que na década de 1940, as atenções estavam voltadas para a guerra e depois para redemocratização do país, mas nessa época ocorreu a criação do primeiro refúgio de vida silvestre, o de Sooretama, no Espírito Santo, em 1945. Mais tarde, em 1946, foi criada Floresta Nacional do Araripe-Apodi, a primeira do país, abrangendo os estados do Ceará, Pernambuco, Piauí e Rio Grande do Norte. Em 1950, foi criado o Parque Nacional de Paulo Afonso (Bahia, Alagoas e Pernambuco). Ainda segundo Araújo (2007), a década de 1950 não apresentou grandes progressos quanto à criação de unidades de conservação.

O autor supracitado ainda revela que a segunda metade da década de 1950 refletiu as repercussões da construção de Brasília, que foi um marco do movimento geopolítico da época e de deslocamento programado e planejado para o interior do país. Em parte, isso explica porque boa parte das UCs criadas na virada da década de 1950 para a de 1960 tenha se concentrado na região Centro-Oeste. Pode-se mesmo falar numa segunda geração de Parques Nacionais e Reservas equivalentes no país, dado o número e a magnitude das áreas estabelecidas.

Barreto Filho (2003) relata que foram criados 13 parques nacionais entre 1959 e 1961, cinco dos quais no Centro-Oeste: Araguaia, Emas, Tocantins, Brasília e Xingu. Em 1959, foram criados três parques nacionais: Ubajara (CE), Aparados da Serra (RS/SC) e Araguaia (GO). Em 1961, foram criados mais dez

parques nacionais: das Emas e do Tocantins, ambos em Goiás, ainda sob o governo de Juscelino Kubitschek, então presidente da república, os parques nacionais de Sete Quedas (PR), Xingu (MT), Caparaó (MG/ES), Sete Cidades (PI), São Joaquim (SC) e Rio de Janeiro – atualmente, da Tijuca – no curto período do governo Jânio Quadros; e os parques nacionais de Brasília (DF) e Monte Pascoal (BA), durante o regime parlamentarista. Somando-se estes às nove reservas florestais decretadas por Jânio Quadros na Amazônia em apenas um dia, 25 de julho de 1961, tem-se uma verdadeira explosão de criação de UC de proteção integral. Isto só voltaria a ocorrer novamente, na virada da década de 1970 para a de 1980, na Amazônia, confirmando a tendência dos parques e reservas equivalentes acompanharem o deslocamento programado rumo à região norte do país.

A partir de 1979 houve um relevante apoio à criação de novas UC de proteção integral no Brasil – e na Amazônia em particular. Somando a área das UC criadas entre 1965 e 1985, constata-se que a superfície do Brasil protegida – aproximadamente 12 milhões e meio de hectares – é seis vezes superior ao que foi resguardado em qualquer período anterior (Guimarães, 1991 *apud* Barreto Filho, 2003). Entre 1979 e 1985, foram criados dez parques nacionais, quatro dos quais na região Amazônica, e 13 Reservas Biológicas, cinco destas na mesma região. Entre 1981 e 1985, foram 15 estações ecológicas, onze na Amazônia Legal. Ao todo, foram criadas vinte UC de proteção integral nesse período, somando aproximadamente 9.732.917 ha. Wetterberg *et al.*, (1985) definem a década de 1974 a 1984 como “a década de progresso para os parques nacionais e outras áreas protegidas”. O Regulamento dos Parques Nacionais do Brasil, a Lei da Política Nacional do Meio Ambiente – que institui o Sistema Nacional do Meio Ambiente e o Conselho Nacional do Meio Ambiente – e a regulamentação das Estações Ecológicas e Áreas de Proteção Ambiental também datam deste período – respectivamente, 1979 e 1981 as duas últimas (Barreto Filho, 2003).

Porém, como ressalta Becker (1988), a relativa facilidade em se estabelecerem unidades de conservação no Brasil, ao longo do regime militar deve-se a um conjunto complexo de fatores, entre os quais, a gestão estatal estratégica do território (a politização da estrutura espacial do país) como

instrumento e condição da via brasileira, eminentemente autoritária, para a modernidade.

A partir da segunda metade da década de 1980, surgem inúmeras organizações não-governamentais que estimularam o estabelecimento e a consolidação de unidades de conservação no Brasil. Com destaque à Fundação SOS Mata Atlântica, a Fundação Pró-Natureza (Funatura), Fundação Biodiversitas, Fundação O Boticário de Proteção à Natureza e o Instituto Socioambiental (ISA).

Cabe destacar nessa década a promulgação da Constituição Brasileira em 1988, que em seu artigo 225, determina que “todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações” (Brasil, 2006). A Floresta Amazônica e, a Mata Atlântica, a Serra do Mar, o Pantanal Mato-Grossense e a Zona Costeira, passaram a ser considerados patrimônios nacionais.

Como avanços nas décadas posteriores (1990 e 2000), torna-se pertinente mencionar, a criação de um instituto único para gerir a política de conservação dos recursos naturais – o Ibama, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis, por meio da junção do Instituto Brasileiro do Desenvolvimento Florestal (IBDF), da Secretaria Especial do Meio Ambiente (SEMA), da Superintendência do Desenvolvimento da Pesca (Sudepe) e da Superintendência da Borracha (Sudhevea).

Em 1991 foi criada a Reserva da Biosfera da Mata Atlântica, a primeira dessa categoria no Brasil e, posteriormente, foram criadas as Reservas da Biosfera do Cerrado (1994); do Pantanal (2000); da Caatinga e da Amazônia Central (2001) e da Serra do espinhaço (2005) (Araújo, 2007). Em 1996 foi estabelecido o Programa Nacional da Diversidade Biológica (Pronabio) que teve como objetivo implementar a Convenção sobre Diversidade Biológica no Brasil. E, em 2000, a criação do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC),

estabeleceu critérios e normas para a criação, implantação e gestão das unidades de conservação.

3.3 - Unidades de conservação no Cerrado

A primeira abordagem sobre UC no Cerrado e no Pantanal está baseada no sistema de unidades de terra desenvolvido pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (EMBRAPA, 2007), que dividiu a região em pouco mais de 100 compartimentos. Como recomendação geral, foi proposto o estabelecimento de, pelo menos, uma UC de uso indireto em cada porção, com tamanho suficiente para garantir sua viabilidade ecológica.

Várias são as críticas de que as unidades de conservação do Cerrado são mal distribuídas no que tange às categorias de manejo, à representação geográfica das regiões e dos estados, sendo as UCs de pequeno tamanho e com pouca representatividade frente a enorme heterogeneidade regional do bioma (Hassler, 2005).

MMA (2007) explica que para a real proteção da biodiversidade, recomenda-se que sejam estabelecidas novas unidades de conservação, voltadas especialmente para fitofisionomias ainda mal representadas, tais como florestas estacionais em afloramentos basálticos e das florestas decíduas em afloramentos calcários como é o caso do Parque Nacional da Serra da Bodoquena. Além desses, é importante conservar os campos rupestres, grameais e carrascos, além da planície pantaneira e dos enclaves de cerrado e faixas de transição com outros biomas.

3.4 - Movimento para a Criação de Unidade de Conservação na Serra da Bodoquena

A região da Serra da Bodoquena, nas proximidades do município de Bonito, viveu, durante a década de 90, intensa discussão com a comunidade (Boggiani, 1999b), no que diz respeito à possibilidade da criação de uma Unidade de Conservação, cuja categoria proposta pelo IBAMA e acatada pela SEMA/MS foi a de Parque Nacional, com uma área de aproximadamente 76.481 ha.

As primeiras iniciativas se basearam nos documentos técnicos realizados pelo IBGE/RADAMBRASIL e subseqüentes Macrozoneamento Geoambiental do Estado de MS, coordenado pela Secretaria de Planejamento em parceria com as equipes do IBGE e a SEMA/MS. Este estudo buscava conhecer melhor as potencialidades e fragilidades dos recursos naturais do Estado, para oferecer bases técnico-científicas sólidas para o planejamento da utilização sustentável dos recursos ambientais regionais. Este documento, pioneiramente, propunha a criação da primeira unidade de conservação do estado, mais precisamente nos domínios da floresta estacional da Serra da Bodoquena, principal aspecto geomorfológico do Planalto da Bodoquena, localizado nos municípios de Bonito, Bodoquena, Porto Murtinho e Jardim. Naquele período, já não restavam, infelizmente, nenhum fragmento significativo de florestas estacionais, o conhecido perobal, na outra metade do estado, compreendida na bacia do rio Paraná (Rede PróUC, 2007). Estas florestas já tinham sido intensamente exploradas e dizimadas pelos madeireiros na região, num período curto de vinte anos.

Assim, já existia, apesar de forma incipiente, a preocupação pelos planejadores do governo em garantir a proteção da única formação expressiva remanescente de floresta no Estado. Além disso, essa floresta ocorre em região privilegiada, nos aspectos paisagísticos, tendo grande potencial para o desenvolvimento de atividades de recreação e ecoturismo.

A preocupação pela criação de um parque na Serra da Bodoquena (Guitton, 2000) saiu da esfera governamental e, a partir de 1990, começou a tomar corpo pela investida das Organizações Não Governamentais e comunidades científicas

locais. Dentre as Organizações Não Governamentais destaca-se a Fundação Neotrópica do Brasil e a Ecoa, além da Fundação o Boticário de Proteção a Natureza e a SOS Mata Atlântica. Cabe destaque também a Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, a EMBRAPA e a equipe técnica do IBAMA. Desta forma surgiu a formulação da primeira proposta de criação de UC federal presente em Mato Grosso do Sul. Ainda em 1990, a Fundação SOS Mata Atlântica publicou um estudo sobre a situação atual e evolução dos remanescentes de florestas do Domínio Atlântico, e indicou, no seu relatório, que as florestas da Serra da Bodoquena representam o principal remanescente de floresta do Domínio Atlântico do interior do Brasil, e uma das oito áreas prioritárias à conservação do país.

As buscas de soluções alternativas para a preservação da Serra da Bodoquena foram várias ao longo desses anos, tendo em vista as dificuldades enfrentadas pelos governos para criarem essa unidade, pelo valor madeireiro das espécies locais, acrescidas pela força política dos proprietários rurais no Estado, bem representados pela bancada ruralista. Bancada esse que persistentemente e estrategicamente ocupa a liderança das Comissões de Meio Ambiente da Assembléia Legislativa e Câmara Federal.

Em 1993, numa política de garantir a proteção das florestas do interior do País, com grandes preocupações com a Serra da Bodoquena, o governo federal, sob pressão das Organizações Não Governamentais e comunidade científica instituiu o Decreto nº 750 em 10 de fevereiro, que definiu que as formações vegetais dessas florestas estavam proibidas de desmatamento ou qualquer outra atividade que pudesse comprometer a integridade de seu ecossistema.

Regionalmente, apesar das ações de fiscalização e denúncias por parte das Organizações Não Governamentais, foram intensificadas as ações de exploração predatória de madeira, seguidas de queimadas e introdução de pastagens, por parte dos proprietários rurais da região, ameaçando a floresta, inclusive a sua capacidade de regeneração. As fortes limitações ambientais relacionadas com o relevo, solos, predisposição a processos erosivos inviabilizam qualquer exploração econômica pautada nos modelos tradicionais.

Entre os anos de 1995 e 1999, acentuaram-se as denúncias de exploração ilegal de madeira na região, principalmente pelas entidades da sociedade civil. Desta forma, fortaleceu-se o movimento pró-criação do Parque Nacional da Serra da Bodoquena, neste momento, com proposta de criação já reformulada pelo Instituto Brasileiro de Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), que agregou, na versão inicial, uma área de 20.000 hectares, localizado no município de Bodoquena, com uma área total de 90.000 hectares.

Em 1999, surgiu um grande impasse na criação da UC. A proposta, que foi encaminhada insistentemente pelo Instituto Brasileiro de Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e a Casa Civil da Presidência da República, esbarrou em diversos problemas de ordem orçamentária e, principalmente, política, para a sua criação. O Parque foi anunciado como decretado, porém, sua assinatura foi suspensa, possibilitando aos proprietários iniciarem um movimento “contra” o Parque, revestido por uma série de audiências públicas lideradas pelo presidente da Comissão de Meio Ambiente da Assembléia Legislativa Estadual, o Deputado Paulo Corrêa, com o apoio da Federação dos Agricultores de Mato Grosso do Sul (FAMASUL).

Apesar da dimensão nacional, no Mato Grosso do Sul, a criação deste Parque prevalece como um movimento fragmentado e de poucos. Iniciou-se em agosto de 99, enquanto comitê pró Parque da Bodoquena, por uma série de palestras em escolas e universidades e, naquele momento, ficou claro o desconhecimento, por parte da sociedade, da importância e do papel ecológico dos parques.

Em 21 de setembro de 2000 foi publicado o Decreto s/n que criou o Parque Nacional da Serra da Bodoquena, com área aproximada de 76.481 ha, com o objetivo de preservar ecossistemas naturais de grande relevância ecológica e beleza cênica, possibilitar a realização de pesquisas científicas e o desenvolvimento de atividades de educação e interpretação ambiental, de recreação em contato com a natureza e de turismo ecológico (Brasil, 2000).

3.5 - Planejamento e gestão em Unidades de Conservação

No Brasil, o conceito de áreas protegidas abrange um conjunto de estratégias de proteção da biodiversidade em seus mais diversos níveis. Sendo assim, as áreas protegidas são representadas por unidades de conservação, terras indígenas, território de quilombos e, complementarmente, as reservas legais, áreas de preservação permanente, corredores ecológicos, reserva da biosfera e outras mais (Drumond *et al*, 2006).

Com isso, uma das estratégias de conservação da natureza, sem dúvida alguma, é a criação de consolidação de unidades de conservação (UC), que devem proteger amostras importantes de biodiversidade. No Cerrado, como em outros biomas, a criação dessas áreas protegidas vem cercada de grande discussão quanto à sua eficácia no cumprimento dos objetivos de conservação, e da posição contrária dos setores produtivos, que enxergam as unidades de conservação como empecilhos ao desenvolvimento econômico da região.

A criação e a consolidação de unidades de conservação devem ser balizadas em estudos científicos e técnicos sólidos para que essas áreas realmente cumpram com seus objetivos de conservação da biodiversidade e, em certos casos, como alternativa de renda às populações de seu entorno.

Não só o interior das unidades de conservação deve merecer a devida atenção, no que se refere ao estabelecimento de pesquisas direcionadas à criação de estratégias de conservação do seu patrimônio natural. O entorno das unidades, que geralmente é constituído por uma paisagem antropizada e que oferece uma série de pressões e ameaças à UC, também é de grande importância.

Sendo assim, pesquisas destinadas ao estudo do ambiente natural e às consequências das intervenções humanas sobre esse ambiente, em termos de perda de biodiversidade, revestem-se de considerável importância. Essa importância se dá por esses estudos serem decisivos para a elaboração e consolidação de políticas públicas ambientais, que têm como principal objetivo o

uso e a ocupação planejados, mediante critérios científicos, e que oferece impactos passíveis de serem mitigados ou até neutralizados.

Como uma forma de direcionar os estudos acima mencionados, o SNUC estabeleceu categorias de proteção para as unidades de conservação, primeiramente determinando se merecem proteção integral ou uso sustentável. Porém, uma questão fundamental referente às unidades de conservação, independentemente de sua categoria, é levá-las a atingir os objetivos para os quais foram criadas (Gomes, 2002). Com isso, o planejamento é fundamental como instrumento norteador para a implantação e gestão das unidades de conservação (Oliva & Magro, 2004). O planejamento deve considerar adequadamente todos os fatores intrínsecos à UC e seu entorno, contextualizando-se no próprio planejamento da região em termos de programas e projetos públicos e privados (Milano, 1997).

O plano de manejo é uma estratégia de planejamento de ações para uma unidade de conservação (UC). Compreende um conjunto de estudos que se traduzem, dentre outros aspectos, no zoneamento da UC, caracterizando cada uma de suas zonas e propondo seu manejo ideal, de acordo com suas finalidades. O plano de manejo estabelece uma metodologia flexível e dinâmica que permite iniciar o processo de planejamento de unidades de conservação, proporcionando as mesmas um instrumento que irá progressivamente evoluir em conhecimento e ações. Sendo assim o plano de manejo é uma ferramenta de planejamento e gestão, e sua elaboração é norteada por um roteiro metodológico desenvolvido em 1996, pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) /Diretoria de Ecossistemas (DIREC)/Departamento de Unidades de Conservação (DEUC) e a *Deutsche Gesellschaft for Technische Zusammenarbeit* (GTZ) (Ibama, 2006). A orientação é estruturar o planejamento em fases, visando implementar as ações de manejo. Cada fase apresenta um enfoque principal, conforme o grau de aprofundamento das informações sobre a UC. É importante ressaltar que a sua linha central é tornar o planejamento um processo participativo, flexível e contínuo. Esse roteiro vem sendo aprimorado, periodicamente, de acordo com as experiências acumuladas pelas equipes de trabalho do IBAMA. Sua última atualização aconteceu em outubro de 2002.

Numa análise abrangente, considerando-se todas as UC em todos os biomas brasileiros, percebe-se que existem fatores que têm afetado e agravado a manutenção das áreas protegidas, principalmente nos países do terceiro mundo. Um dos entraves ocorre na destinação de recursos para as UC. Isso se torna visível quando se constata a diferença de quantias desembolsadas com esta finalidade pelos países desenvolvidos e os subdesenvolvidos. Nesses últimos anos, nos países onde a biodiversidade tende a ser mais alta, o valor destinado às áreas protegidas ficou, em 1993, em torno de apenas US\$1,69/km², enquanto que os países desenvolvidos investiram valores na ordem de US\$161/km² (Green *et al.*, 2005).

No Brasil, os fundos alocados pelo Governo Federal para a implementação e o manejo das UC são insuficientes, e estimativas não oficiais indicam que apenas 20% da quantia requisitada foi realmente investida na implementação e manutenção das áreas protegidas nos últimos anos (Ferreira, 1999). Além dos recursos financeiros serem minguados para a desapropriação das terras, tem-se constatado um forte esquema de corrupção durante esse processo. No estado de São Paulo, como em outros da Federação, as desapropriações em relação às áreas protegidas alcançam valores altíssimos e irreais (Gomes, 2002).

A consolidação e manejo das UC não se restringem apenas ao interior dos seus limites. O seu entorno, que também é protegido por lei passa por sérios conflitos de uso de ocupação das terras, que afetam direta e indiretamente a conservação dos parques nacionais, merecendo assim, a devida atenção por parte dos gestores dessas áreas protegidas.

Com relação à zona de amortecimento do PNSB, uma preocupação premente são os projetos de assentamento, que comportam pessoas em áreas impróprias ao cultivo, promovendo condições sub-humanas de vida, principalmente devido às condições do meio físico local, marcado por solos rasos que encobrem afloramento rochosos, tornando-o impróprio à agricultura e até mesmo à pecuária. Além doenças como leishmaniose, que afetam sobremaneira a população local (Nunes *et al.*, 2001).

3.6 – A Zona de amortecimento das unidades de conservação

Nos últimos anos, a partir da criação do SNUC, que propiciou bases ordenadas para a expansão da rede de UC no Brasil, um conflito já esperado surgiu e tem se mostrado problemático quando se considera a gestão das UC: a relação do poder público, em particular dos gestores de UC, com a população de entorno.

No decorrer da história da implementação das UC no Brasil, muitos termos foram utilizados para definir as áreas de entorno. Em princípio, eram denominadas “zona tampão”, posteriormente passando a se chamar “zona de transição”, sendo reconhecida nos dias de hoje, de acordo com o SNUC, como ‘zona de amortecimento’ (Gomes, 2002).

O SNUC (Brasil, 2000), em seu Artigo 25, estabelece que *“As Unidades de Conservação, exceto Área de Proteção Ambiental e Reserva Particular do Patrimônio Natural, devem possuir uma Zona de Amortecimento e, quando conveniente, corredores ecológicos”*. Em seus parágrafos, estabelece ainda que *“O órgão responsável pela administração da unidade, estabelecerá normas específicas regulamentando a ocupação e o uso dos recursos da Zona de Amortecimento e dos corredores ecológicos de uma unidade de conservação”*... *“Os limites da Zona de Amortecimento e dos corredores ecológicos e as respectivas normas de que trata o parágrafo anterior poderão ser definidos no ato de criação da unidade ou posteriormente”*.

Gomes (2002) esclarece que, no Brasil, a delimitação da zona de amortecimento de uma UC foi estabelecida pela Resolução CONAMA 013 de 1990, abrangendo um raio de 10 km, enquanto que em outros países, outros critérios são utilizados. Uma das dificuldades no estabelecimento das zonas de amortecimento das UC é a definição de seus limites - especialmente onde não existem limites naturais. A melhor alternativa citada na literatura sobre o assunto aponta como critério primordial o uso dos limites das áreas ou bacias de captação hídrica, considerando que as bacias hidrográficas são os principais componentes de impactos para dentro e para fora das unidades de conservação. Outros

critérios como estradas, níveis de urbanização ou desenvolvimento podem ser utilizados quando se julgar apropriado (Dutton & Zolho, 1991).

Além da gestão da própria UC, a zona de amortecimento deve fazer parte de seu plano de manejo, como estratégia de conservação. Dutton & Zolho (1991), afirma que *“a função e sucesso da gestão do Parque está diretamente dependente do sucesso do sistema de manejo (conservação, utilização dos recursos naturais) estabelecido na zona tampão. A sustentabilidade da economia rural regional em volta do Parque depende essencialmente do sistema de manejo dos recursos desenvolvidos e implementados no entorno”*.

Martino (2001) explica que, nos diferentes países, não há um consenso de critérios para determinar os problemas acerca das zonas de amortecimento. Existe uma confusão conceitual e de objetivos acerca das zonas de amortecimento. Por um lado, alguns autores assumem que as zonas de amortecimento representam uma extensão dos parques e reservas, e os serviços indiretos gerados por essas UC devem atingir a população de entorno para evitar conflitos. Por outro lado, outros autores argumentam que as zonas de amortecimento têm o principal papel de integrar a UC às pessoas, sempre que necessário, mesmo que seja para usar alguns recursos de dentro dos parques/reservas.

3.7 - O papel da Ecologia de Paisagens na conservação dos recursos naturais

Forman & Godron (1986) conceituam Ecologia de Paisagens como o estudo da estrutura, função e dinâmica de áreas heterogêneas, compostas por ecossistemas interativos. O estudo da paisagem é tratado como uma área de conhecimento que dá ênfase às escalas espaciais amplas e aos efeitos ecológicos do padrão de distribuição espacial dos ecossistemas (Turner, 1989).

Hanski & Gilpin (1997) explicam que existe uma forte relação entre a Ecologia de Paisagens e as teorias de Metapopulações e de Biogeografia de Ilhas. Essas teorias enfatizam a configuração espacial dos elementos da

paisagem expressa pelo tamanho das manchas (que podem ser fragmentos de vegetação) e pelo grau de isolamento ou de conectividade das manchas de um mesmo tipo de unidade, que pode ser determinante em uma série de processos ecológicos, como as dinâmicas de extinção, migração ou colonização.

Turner (2005) acrescenta que a Ecologia de Paisagens contribui substancialmente com avanços na compreensão das causas e conseqüências ecológicas da heterogeneidade espacial e também na compreensão de como essas relações entre padrões e processos variam em função da escala, oferecendo uma nova perspectiva no funcionamento e manejo de paisagens naturais e paisagens alteradas pela ação humana.

A estrutura da paisagem ou seu padrão espacial podem ser mensurados, isto é, quantificados por vários parâmetros, índices ou métricas da paisagem. De acordo com Metzger (2003), as métricas são, em geral, agrupadas em: índices de composição e índices de disposição. Os parâmetros de composição informam quais unidades estão presentes na paisagem e as áreas ocupadas pelas mesmas. Já os parâmetros de disposição quantificam o arranjo espacial dessas unidades em termos de grau de fragmentação e freqüência de contato entre as diferentes unidades, grau de isolamento e conectividade de manchas de unidades semelhantes e, além disso, a área e a complexidade das formas das manchas que constituem o mosaico da paisagem.

A estrutura da paisagem e sua função estão intimamente relacionadas, pois, ao longo do tempo, uma influencia a outra (Turner, 1989). Particularmente a função da paisagem é influenciada por padrões espaciais e temporais de temperatura, nutrientes e organismos. Já a estrutura da paisagem é influenciada pelo fogo, vento, colonização, competição e, principalmente, a intervenção humana (Couto, 2004).

A Ecologia de Paisagens, então, enfoca os padrões espaciais da paisagem que influenciam os processos ecológicos. A capacidade de quantificar a estrutura da paisagem é um pré-requisito para o estudo de sua função e mudança. Por

isso, grande ênfase é dada atualmente ao desenvolvimento de métodos que quantificam a estrutura da paisagem (Turner & Gardner, 1990).

Apesar da comprovada importância das pesquisas em nível de Ecologia de Paisagens, algumas limitações já foram percebidas. O cálculo das métricas de uma área mapeada, por si só, não faz sentido. Muitos índices só fazem sentido quando comparados ao longo do tempo ou em regiões distintas (Metzger, 2003).

Shafer (1990) ressalta a importância dos planejadores e gestores de unidades da conservação em adotar, em sua rotina de trabalho, questões ecológicas na escala da paisagem, principalmente as relacionadas ao tamanho, formato e conectividade dos habitats, haja vista que muitas áreas protegidas formam um mosaico heterogêneo de manchas de habitat intercaladas por uma matriz inter-habitat. Com isso, pesquisas na área de Ecologia de Paisagens que enfocam o diagnóstico e a proposição de estratégias de proteção para unidades de conservação, incluindo sua zona de amortecimento, são importantes para a gestão dessas áreas protegidas, principalmente para a elaboração de diretrizes dispostas em seus planos de manejo, os quais direcionam a gestão ampla da unidade, com base em estudos técnicos e científicos.

4 - Material e Métodos

4.1 - Área de Estudo

O Parque Nacional da Serra da Bodoquena (PNSB) está localizado na região sudoeste de Mato Grosso do Sul. Em sua porção norte está nas coordenadas: 56°48' 09" de longitude oeste e 21°34' 02" de latitude sul; e na porção sul, nas coordenadas: 56° 44' 15" de longitude oeste e 21° 30' 56" de latitude sul. Faz limite com os municípios de Porto Murtinho (oeste) e com os municípios de Bodoquena, Bonito e Jardim em sua porção leste. Genericamente, a Serra da Bodoquena é um estreito e longo bloco rochoso que se destaca em relação à planície pantaneira, a oeste.

Figura 1 - Localização geográfica do Parque Nacional da Serra da Bodoquena.

Do ponto de vista geomorfológico, a serra da Bodoquena apresenta um conjunto de relevos residuais, com direção sul-norte, em altitudes que oscilam entre 400 m e 650 m sobre o nível do mar, com intensa rugosidade e apresentando-se extremamente dissecada (PCBAP, 1997). Esse conjunto serrano é sustentado principalmente por rochas calcárias e arenitos, sendo contornado por terras baixas e relevos em morros residuais isolados, interpenetrados por

superfície plana ou pouco dissecada, configurando as depressões dos rios Miranda e Apa.

Geologicamente, a área de estudo é composta pela Serra da Bodoquena e seu entorno é representada pelo Grupo Corumbá, que é constituído pelas formações Cerradinho, Bocaina, Tamengo e Guaicurus (Boggiani, 1999a; Silva, 2000). Esse grupo foi considerado uma sucessão sedimentar típica do Neoproterozóico, quando comparada com outras sucessões de diferentes continentes (Boggiani *et al.*, 2003; Boggiani & Coimbra, 1995). Os calcários dessa unidade são os mais indicados para a indústria de cimento (PCBAP, 1997), o que os torna visados do ponto de vista econômico. As litologias mais comuns são os paraconglomerados, calcários calcíferos, calcário dolomíticos e dolomito com vênulas de calcita, quartzito localmente silificados, argilitos, siltitos, arenitos, ardósias, metargilitos, metaconglomerados polimíticos, folhelhos e brechas dolomíticas (PCABP, 1997).

O PNSB e sua zona de amortecimento apresentam uma pedologia diversificada. Cabe destacar a presença de solos do tipo argissolos, chernossolos (que cobre o maciço da serra da Bodoquena), os neossolos, e os gleissolos nas várzeas, e o latossolo. (PCBAP, 1997; Bertoldo, 2001).

Na região do planalto da Bodoquena, é possível encontrar elementos florísticos do Cerrado, Chaco e Floresta Atlântica (Behr, 2001). No PNSB, predomina a vegetação típica do bioma Cerrado, com fisionomias que vão do campo (limpo e sujo), passando pelo campo cerrado, cerrado *sensu stricto*, cerradão, além de floresta estacional semidecidual, mata seca e áreas de transição entre mata seca/cerradão e de cerrado *sensu stricto*/floresta estacional semidecidual. Em relação à composição florística, é possível encontrar espécies como açoita-cavalo (*Luehea divaricata*), cabelo-de-negro (*Erythroxylum suberosum*), pau-terra (*Qualea grandiflora*), pau-terrinha (*Qualea parviflora*), tingui (*Magonia pubescens*), sucupira-preta (*Bowdichia virgiloides*), vinhático (*Plathymentia reticulata*), gonçalo-alves (*Astronium fraxinifolium*), jatobá (*Hymenaea sp.*), faveiro (*Dimorphandra mollis*), angico preto (*Anadanthera falcata*), lixeira (*Curatella americana*), dentre outras.

4.2 Metodologia

4.2.1- Banco de Dados Georreferenciado

Uma base de dados georeferenciada foi organizada utilizando-se o sistema SPRING, disponibilizado gratuitamente pelo Instituto Nacional de Pesquisas espaciais (INPE⁴) (Câmara *et al.*, 1996). Esse sistema foi selecionado devido às suas funções de processamento de imagens, análise espacial, modelagem numérica de terreno e consulta a bancos de dados espaciais, utilizando técnicas de sensoriamento remoto. O sistema de projeção adotado foi o UTM (*Universal Transversal Mercator*), com datum *South of América de 1969*. Os arquivos foram exportados/importados para o formato padrão do software ArcGis © (Esri, 2005) (*shapefile*), quando pertinente.

4.2.2 - Classificação das Imagens de Satélite

Para a elaboração dos mapas de uso e cobertura das terras, foram importadas imagens Landsat TM e CBERS 2-CCD para o banco de dados. A identificação das imagens seguiu a seguinte nomenclatura: Path/Row (órbita-ponto), além da data de aquisição.

As imagens Landsat utilizadas foram: 226/075, de 26/10/1986; 225/075, de 10/04/1986 e 226/074, de 22/11/1987. Para o município de Bodoquena foi utilizada a imagem 226/074 de 1987; para o município de Bonito, as imagens 226/075 (1986) e 226/074 (1987); e a imagem 225/075 cobriu o município de Jardim. Tais imagens foram obtidas por meio digital do sítio do Global Landcover Facility (<http://glcfapp.umiacs.umd.edu:8080/esdi/index.jsp>). As imagens 226/075 e 225/075 já estavam ortorretificadas, enquanto que a imagem 226/074 foi registrada no programa IMPIMA, com posterior georreferenciamento no programa SPRING.

⁴ <http://www.dpi.inpe.br/spring>

As imagens CBERS 2-CCD obtidas gratuitamente por meio do sítio do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais foram as seguintes: 165/ 163, de 15/08/2004; 164/124, de 15/08/2004 e 166/123, de 03/09 2004. O registro das imagens também foi realizado com auxílio do programa IMPIMA e o georreferenciamento foi realizado no programa SPRING.

Foram realizadas análises da precisão dos registros das imagens. Para a “área urbana”, foi determinado que as precisões deveriam estar abaixo do limiar de meio pixel (i.e, <15 m para a imagem Landsat). Já para a classe “floresta”, foram aceitos registros com até 3 pixels de erro. Em termos gerais, os erros de controle para as imagens Landsat e CBERS não ultrapassaram o valor de 0,245 pixel, com grau de polinômio de primeira ordem, o que é considerado aceitável. Cada imagem foi registrada por meio de pelo menos 30 pontos de controle, distribuídos de forma a abranger a maior parte das imagens, a fim de diminuir distorções no georeferenciamento.

A classificação das imagens utilizou o método supervisionado, pois o intérprete já possuía um conhecimento de campo da área de estudo. Assim, partindo do conhecimento de campo, foi feita uma seleção de amostras de treinamento mais confiáveis para a classificação (Venturieri & Santos, 1998). Inicialmente, foram obtidas as “assinaturas espectrais” das classes, estabelecidas pelo exame dos histogramas, que formam os atributos espectrais individuais dos dados contidos nas amostras de treinamento (Venturieri & Santos, 1998).

O classificador utilizado foi o Battacharya, que é um classificador por regiões, para medir a distância média entre as distribuições de probabilidades de classes espectrais (Câmara *et al*, 1996). Esse classificador requer amostras formadas nas regiões segmentadas na imagem. O classificador procura simular o comportamento de um foto-intérprete, ao reconhecer áreas homogêneas baseadas nas propriedades espectrais e espaciais da imagem. Após um treinamento prévio, características ou assinaturas espectrais das classes são obtidas e, com base nisso, a classificação é realizada.

Foram utilizadas as seguintes bandas espectrais: 2, 3, 4, 5 e 7, para as imagens Landsat, e 2, 3 e 4, para as imagens CBERS. Para corrigir classificações que apresentaram confusão entre as classes, procedeu-se com a edição temática. O registro consistiu de um treinamento para obtenção de amostras e posteriores análises dessas amostras, para verificação de confusões entre as amostras (matriz de confusão do tema). Foram criados temas que receberam as amostras selecionadas pelo analista. Houve a criação de arquivo para imagem classificada. O classificador Battacharya foi utilizado com limiar de aceitação de 99%.

A pós-classificação das imagens (eliminação de ruídos) foi adotada para a correlação entre os temas obtidos no treinamento e classes temáticas previamente estabelecidas. Na seqüência, ocorreu o mapeamento para classes temáticas, obtendo-se o mapa temático.

4.2.3 - Classificação do uso e cobertura das terras

As classes mapeadas obedeceram a classificação proposta por Ribeiro & Walter (1998) para o bioma cerrado, considerando as diversas fitofisionomias que partem das formas campestres, passando pelas savânicas até as florestais. Houve a necessidade de se criar uma adaptação para as áreas de transição entre cerradão e mata seca.

3.2.3.1 – Agrupamento das fisionomias em classes

Neste trabalho as diversas fitofisionomias da área de estudo foram agrupadas em duas classes: Floresta e Cerrado. Desse modo, as fisionomias: campo, cerrado *sensu stricto* e parque cerrado, compuseram a classe “Cerrado”. As fisionomias: cerradão, mata ciliar/galeria, mata seca, floresta estacional semidecidual e floresta de transição foram organizadas na classe “Floresta”. Isso se fez necessário para facilitar as análises das métricas de paisagem que, ao invés de serem calculadas para todas as fisionomias, foram calculadas, por classe. As classes formadas pelas pastagens e lavoura foram denominadas “Matriz”. Para essa classe não foram calculadas métricas da paisagem.

4.2.4 – Trabalho de campo:

As verificações em campo foram realizadas em duas etapas. A primeira delas ocorreu em setembro de 2004 e teve o objetivo de mapear os remanescentes vegetais e as formas de uso das terras atuais, a partir das imagens CBERS classificadas. Nessa fase, contou-se com diversos pontos que foram previamente selecionados, visitados e fotografados, além de georeferenciados por meio de um receptor GPS eTrex de doze canais. Os mapas utilizados nessa atividade foram impressos em formato A0. Nesse trabalho de campo, procurou-se abranger a maior parte da zona de amortecimento dos três municípios estudados (Bodoquena, Bonito, Jardim e Porto Murtinho). Rodovias, estradas vicinais e caminhos de fazendas foram percorridos, utilizando-se caminhonete 4x4. A partir dessa campanha de campo, os mapas foram ajustados, estabelecendo-se uma melhor relação entre as classes mapeadas previamente com a verdade terrestre.

Após essa etapa, as imagens CBERS foram re-classificadas, considerando-se a verdade terrestre constatada nos pontos visitados. A partir do mapeamento da vegetação e das formas de uso das terras, surgiu um segundo mapa preliminar, que foi utilizado na segunda campanha de campo, em 2005, para validação do primeiro mapeamento.

Para a validação dos mapas de vegetação e uso das terras para os anos de 2004, antes da terceira campanha de campo, ocorreu o seguinte procedimento: os mapas foram importados para o programa IDRISI KILIMANJARO ©, para a geração de pontos a serem visitados. O sorteio obedeceu ao método de amostragem estratificada aleatória. Assim, na terceira campanha de campo, os pontos sorteados foram verificados quanto à fisionomia vegetal predominante e também em relação às espécies arbóreas que mais caracterizavam a fisionomia. Esses dados foram anotados em ficha de campo apropriada e estão disponíveis no Anexo I.

Para o mapeamento da vegetação nativa e formas de uso pretérito (1986/1987), as imagens Landsat TM classificadas e não classificadas foram impressas, com

limites municipais, estradas, áreas urbanas e hidrografia, e foram levadas na terceira campanha de campo. Esse material foi apresentado a antigos moradores da região, tais como proprietários rurais, funcionários públicos, comerciantes de produtos agropecuários e presidentes de sindicatos rurais, que contribuíram para ajustar o mapa de cobertura vegetal nativa e formas de uso para os anos de 1986/1987. As entrevistas com esses atores sociais se deram a partir da utilização de um questionário previamente elaborado (Anexo II).

Os mapas de vegetação e uso e cobertura vegetal das terras, após validados, passaram por uma série de análises por meio de métricas da paisagem. Para isso foram criadas e projetadas sobre os mapas células hexagonais de 1.000 ha, que representaram unidades de análise espacial.

4.2.5 – Análise Espacializada por meio de células hexagonais

Para se fazer a análise espacializada baseada no cálculo das métricas, toda a região em estudo foi particularizado em hexágonos (Birch *et al*, 2007). Os mapeamentos de 1986 e 2004 foram reorganizados nas seguintes classes temáticas: Floresta e Cerrado.

Adotou-se como unidade de amostragem espacial um conjunto de células hexagonais, com área de 1.000 ha. Este tamanho de célula foi definido considerando-se as hipóteses da pesquisa pertinentes à estrutura e configuração da paisagem, principalmente, e a extensão da área e as propriedades das classes de cobertura (tamanho, forma, isolamento e conectividade). Embora essa estratégia de se definir essas células para a análise encontrar na literatura alguns pontos controversos, alguns autores defendem o uso de células em formato de quadricula, pela facilidade computacional disponibilizada nos Sistemas de Informações Geográficas, que adotam as células em quadriculas como formato padrão. Recentemente, Birch *et al.* (2007) avaliaram os prós e contras de se utilizar quadriculas e hexágonos em estudos de simulações de modelos ecológicos. Para os autores, quando se busca analisar algumas propriedades das paisagens que envolvem aspectos de configuração, como é o caso da conectividade, as células hexagonais são mais indicadas.

Utilizando-se as células hexagonais como unidades amostrais e com o auxílio do programa FRAGSTATS © (McGarigal & Marks, 1995), em sua versão com a extensão “Patch Analyst 3.1” adaptada ao software de SIG ArcView 3.2©, foram selecionadas e calculadas as seguintes métricas de paisagem para as duas classes de cobertura, Floresta e Cerrado:

PLAND: porcentagem de cobertura da classe na paisagem (células de análise) - mede o percentual de áreas de cada classe (no caso Cerrado e Floresta) em relação à área total da paisagem por hexágono;

NP: Número de manchas da classe em cada célula de análise - mede o número de fragmentos de Cerrado ou Floresta presente em cada classe por hexágono;

SHAPE: Forma média dos remanescentes em cada célula de análise - não tem unidade definida e seu domínio é de 1 ao infinito; quanto maior o valor SHAPE, mais irregular é a mancha;

MNN: Distância média entre os remanescentes em cada célula de análise - é expressa em metros, e é a soma de todas as distâncias entre cada fragmento e o vizinho mais próximo de mesma classe, dividido pelo número de fragmentos da classe;

PLANDMED: Relação entre PLAND e NP ($PLAND/NP$) – métrica gerada neste estudo para representar a porcentagem média dos remanescentes na paisagem. Ou seja, em média, qual é o percentual que uma determina mancha representa na paisagem.

As fórmulas de cada métrica encontram-se no Anexo IV.

A partir do cálculo das métricas descritas acima, buscou-se entender o padrão de organização da paisagem do PNSB e de sua zona de amortecimento, em termos de estrutura, configuração, grau de importância das manchas (fragmentos) e localização de pontos de sensibilidade à quebra da conectividade entre manchas. O item referente à quebra de conectividade foi realizado apenas para a classe Floresta, que representa a fisionomia vegetal alvo de proteção no PNSB.

4.2.6 - Análises Estatísticas

Para testar e responder as duas primeiras hipóteses deste capítulo:

Hipótese 1 : A cobertura natural dentro e fora do PNSB está em menor grau de conservação em 2004, quando comparada ao ano de 1986;

Hipótese 2 : Os fragmentos estão com melhor configuração espacial (maior área, formas mais compactas e menor isolamento) dentro do PNSB quando comparados à sua zona de amortecimento.

Foram realizadas análises descritivas e estatísticas das métricas calculadas para as classes Floresta e Cerrado. A partir das tabelas de frequências que foram elaboradas por métrica e por classe, ocorreu a geração de gráficos do tipo histograma. Em alguns casos, foram gerados gráficos do tipo dispersão, onde nos eixos x e y foram incluídas variáveis combinadas.

Para comparar os resultados das métricas por classe ou comparar o interior do PNSB e sua zona de amortecimento, foram feitos testes de Mann-Whitney (U-teste; Zar, 1999) pareados, considerando-se o nível de significância de 5% (Magnussom & Mourão, 2004).

4.2.7 - Análise de importância dos remanescentes e de áreas sensíveis à quebra de conectividade entre as manchas

Utilizou-se a Teoria dos Grafos para responder à hipótese 3:

Hipótese 3: Parâmetros de paisagem contribuem para a identificação dos remanescentes mais importantes para a manutenção da biodiversidade, bem como para a manutenção do fluxo entre o PNSB e sua zona de amortecimento.

Buscou-se identificar, com base nos grafos, os pontos mais sensíveis à quebra de conectividade. Essa conectividade foi avaliada tanto para o interior do PNSB como entre os remanescentes do PNSB e sua zona de amortecimento.

Um grafo representa uma paisagem como um conjunto de nós (i.e. manchas de habitats) conectadas em algum grau por limites que unem pares de nós funcionais (i.e. por meio da dispersão) (Urban & Keitt, 2001). A teoria dos grafos está bem desenvolvida em outros campos da ciência, incluindo a geografia, rede de transportes, aplicações de rotas, e na ciência da computação (otimização de redes e circuitos). Na presente pesquisa, os elementos básicos da teoria dos grafos são aplicadas para questões relacionadas à conectividade em uma paisagem natural.

Neste item, com base no mapa de uso e cobertura das terras para o ano de 2004, selecionou-se exclusivamente os remanescentes de Floresta. Com auxílio do programa de SIG SPRING (Câmara *et al.*, 1996), e do aplicativo Fragstats (McGarigal & Marks, 1995), foi calculado um conjunto de métricas de paisagem, em nível de mancha, que melhor subsidiassem a definição de um critério de hierarquização do grau de relevância para a conservação de biodiversidade.

Dentre as métricas calculadas, destacamos:

- área da mancha (transformada em logaritmo para diminuir o efeito da escala nesta variável que é, por natureza, quadrática);
- forma da mancha (relação perímetro-área);
- proporção de área interior, considerando arbitrariamente uma borda de 50 m;
- distância do vizinho mais próximo;
- distância média dos vizinhos.

Em geral, utiliza-se apenas a distância do vizinho mais próximo, mas por considerar que esta medida é pouco representativa, em especial pelo fato de que o vizinho mais próximo pode ser uma mancha muito pequena, optou-se por calcular a média dos vizinhos. Adicionalmente, foi calculado o índice de proximidade (Gustafson & Parker, 1994). Estas duas últimas métricas são

calculadas com base na teoria dos grafos. A teoria dos grafos foi aplicada, especificamente, para a identificação de pontos de quebra de conectividade.

Considerando-se as métricas calculadas para a classe Floresta, foram realizadas análises preliminares, o que resultou na seleção de duas métricas como sendo as mais relevantes, para a realidade da região em questão: área e forma.

Após calcular-se a área (em ha) de cada mancha, foi necessário fazer uma transformação desta medida, pois como existem desde fragmentos muito pequenos (menores que 5 ha) até maciços florestais com mais de 65.000 ha, o efeito da escala é muito grande. A transformação utilizada foi o duplo log, ou seja $\log(\log(x+1)+1)$. A adição do valor 1 aos termos do log foi feita para se evitar que os resultados apresentassem valores negativos e não interfere na interpretação dos resultados.

A métrica “forma” foi calculada por meio da razão perímetro/área. Novamente utilizou-se o artifício de transformar com auxílio da função log. A forma foi então calculada da seguinte maneira: $\log(\text{perímetro}+1)/\log(\text{área}+1)$. Percebe-se que aqui também foi adicionado o valor +1 nas transformações.

Uma vez calculadas as métricas transformadas da área e da forma, procedeu-se com a definição dos critérios para a hierarquização dos remanescentes. As manchas receberam uma nota para a área, outra para a forma, e uma terceira nota final que contemplou as notas anteriores. Por considerar que a área exerce efeito mais significativo na manutenção da biodiversidade, neste trabalho atribuiu-se como nota final = $(2 \times \text{nota da área}) + (\text{nota da forma})$.

Cada nota (de área ou de forma) variou de 1 a 5, com intervalos de uma unidade (ou seja: 1, 2, 3, 4 e 5). Para se definir os limites de corte das métricas, foram feitas análises dos quartis, sendo que para cada variável foram visualizados os remanescentes que estavam naquelas notas. Cada nota (de 1 a 5) foi

interpretada com cores que variavam de vermelho (pior nota) a verde (melhor nota). Quanto maior o valor da nota, em melhor condição estava o remanescente.

Este mesmo critério foi utilizado tanto para as notas da área como da forma. Como os maiores valores absolutos de forma representam manchas mais irregulares, esses valores maiores de forma foram associados a notas baixas (i. e, 1 ou 2). Contrariamente, quanto menores os valores das formas (formas mais compactas), maiores as notas (i.e., 4 ou 5).

Uma vez interpretadas as métricas isoladamente, procedeu-se a análise combinando as notas de forma e de área, gerando-se uma nota-síntese. Isso foi feito no sentido de que, no escopo deste trabalho, a área exerce um efeito maior do que a forma. Assim sendo, a nota final das manchas deu peso 2 para a área, e peso 1 para a forma.

Foi estudada somente a classe de Floresta em função, principalmente, de ser a fisionomia mais representativa no contexto regional. Para se determinar os pontos potenciais de suscetibilidade à quebra de conectividade, procedeu-se com a aplicação de algoritmos de erosão nos pixels de floresta. Este procedimento foi realizado com auxílio do pacote “LSmetrics” da linguagem R (Ribeiro *et al.*, 2007). De acordo com os autores, a linguagem R é uma das linguagens com grande versatilidade de programação, e permite o desenvolvimento de rotinas de acordo com as necessidades do usuário. O pacote LSmetrics calcula algumas métricas de conectividades e de percolação (ver Ribeiro *et al.*, 2007 para detalhes), considerando-se tanto o nível da mancha como da classe ou da paisagem. Nesse pacote, são tratados aspectos estruturais e funcionais da conectividade e/ou percolação.

Foram adotados os seguintes níveis de quebra de conectividade estrutural: 120 m e 360 m. Considerando que os pixels de Floresta foram mapeados com resolução de 30 m, o primeiro nível de quebra de conectividade (i.e 120 m) ocorreria quando a largura dos “corredores” (i.e, segmentos de mata relativamente estreitos, que conectam duas manchas ou mais) fossem inferiores a

4 pixels. Já no outro nível (i.e. 360 m), a quebra de conectividade aconteceria quando os corredores fossem inferiores a 12 pixels.

De forma arbitrária, definiu-se que corredores inferiores a 120 m apresentam alto nível de sensibilidade à quebra de conectividade. Por outro lado, corredores com larguras superiores a 120 m e inferiores a 360 m foram definidos com de média sensibilidade à quebra de conectividade.

5 - Resultados

5.1 – Uso e cobertura das terras e configuração da paisagem na área de estudo entre 1986 e 2004

5.1.1. Porcentagem de cobertura vegetal (PLAND)-

A Figura 2 apresenta os mapas re-classificados (classes de Cerrado e Floresta) para os anos de 1986 e 2004, superpostos pelas células de análise, sendo que o número total de células é 409. Os mapas de vegetação e uso e ocupação das terras de 1986 e 2004 mostram uma diminuição das áreas de floresta e cerrado bem como um aumento da matriz antropogênica. Entre 1986 e 2004, é possível observar sinais de fragmentação das classes florestas e cerrado, principalmente na zona de amortecimento.

Figura 2 - Cobertura vegetal (florestal, cerrado e antropogênica) e uso das terras sobrepostos à malha de células hexagonais de 1.000 ha (unidades amostrais), para os períodos de 1986 e 2004.

Os valores apresentados na Tabela 1 mostram que, em termos percentuais, a classe Floresta diminuiu de 52% para 49% da paisagem considerada, e que a classe cerrado diminuiu de 17% para 14%, o que equivale a uma redução relativa de 3% para Floresta e de 3% para Cerrado, entre 1986 e 2004. Apesar de, em termos relativos, ter sido detectada diminuição da cobertura das classes, como não foi realizado nenhum teste estatístico, estas informações podem ser analisadas somente de forma descritiva. A diferença de área total entre 1986 e 2004, deve-se a pixels não classificados.

Tabela 1 Área (em hectares) ocupada por cada classe de uso e cobertura das terras analisada, nos dois anos considerados, bem como as referidas porcentagens de cobertura (PLAND) na paisagem considerada.

CLASSE	Área (ha) 1986	PLAND 1986	Área (ha) 2004	PLAND 2004
Floresta	164.768	52%	156.749	49%
Matriz	96.948	30%	119.889	37%
Cerrado	56.627	17%	44.258	14%
Sombra	2.520	1%	-	-
Total	320.863	100%	320.896	100%

Os valores de porcentagem de cobertura (PLAND) para cada célula hexagonal de análise revelaram que a classe Floresta predominou na paisagem estudada (PNSB e sua zona de amortecimento), ficando a matriz antrópica em segundo lugar, composta por pastagem e lavoura, e, por fim, a classe Cerrado.

Figura 3 - Frequência das classes Cerrado e Floresta de porcentagem de cobertura (PLAND), considerando os hexágonos de 1000ha, para os períodos de 1986 e 2004.

A Figura 3 apresenta a frequência de PLAND das classes Floresta e Cerrado, considerando os hexágonos de 1000ha, para os períodos de 1986 e 2004. É possível observar que os remanescentes florestais apresentam-se

bastante representativos na classe 100% (onde a classe ocupa 100% dos hexágonos), tanto em 1986 como em 2004, ocorrendo, porém uma diminuição na classe 100% no último ano.

Já para o cerrado, a classe de frequência de PLAND mais representativa foi a de 0-10% da área dos hexágonos, mostrando possuir menos habitats desta classe quando comparada à classe Floresta. Sua presença absoluta, ocupando 100% dos hexágonos, é mínima. Há uma queda crescente nas classes de maior porcentagem dessa vegetação representada nas células amostrais.

Figura 4 A e B – Variação nas porcentagens de cobertura das classes floresta e Cerrado, nos anos de 1986 e 2004, para a região do PNSB e sua zona de amortecimento.

As informações multi-temporais mostram que houve uma diminuição das classes Cerrado e Floresta, tanto no interior do PNSB como em sua zona de

amortecimento. Para a classe Floresta, as unidades amostrais de 90% e 100% de cobertura apresentaram diminuição na paisagem, indicando perda de habitat (Figura 4 A e B). Para a classe Cerrado, essa diminuição ocorreu principalmente nas unidades de 30% e 40% de cobertura. A diferença entre os valores médios de PLAND em 1986 e 2004 (Figura 4B) é marginalmente significativa (teste U de Mann-Whitney, $p = 0,079$). Sendo assim, a diferença pode ser considerada estatisticamente pouco representativa.

A tabela 2 mostra que houve uma diminuição da vegetação natural entre 1986 e 2004. A maior redução de área foi da classe Cerrado, considerando apenas o interior do PNSB, bem como o PNSB + zona de amortecimento. Porém, a maior perda foi na zona de amortecimento. Considerando-se apenas o interior do PNSB, a classe Cerrado perdeu 1.011,32 ha e, incluindo-se a zona de amortecimento, o decréscimo foi de 12.368, 60 ha. Já a classe Floresta perdeu 260,75 ha, quando considerado apenas o Parque Nacional, e 8.019,00 ha, incluindo-se sua zona de amortecimento (Tabela 2). Sendo assim, é possível observar que o Cerrado apresentou um decréscimo mais acentuado de habitats, principalmente quando se considera o conjunto PNSB + zona de amortecimento.

Tabela 2 – Variação dos remanescentes vegetais (área) das classes Cerrado e Floresta, considerando-se apenas o interior do Parque Nacional da Serra da Bodoquena (PNSB) e o conjunto PNSB+ zona de amortecimento(ZA), entre 1986 e 2004.

Classe (posição)	1986 (ha)	2004 (ha)	Diferença (ha)
Cerrado (PNSB)	3.181, 32	2.170,00	- 1011,32
Cerrado (PNSB + ZA)	56.627, 24	44.258, 64	- 12.368, 60
Floresta (PNSB)	71.397, 99	71.137, 24	- 260, 75
<i>Floresta (PNSB + ZA)</i>	164.768,00	156.749	- 8.019, 00

5.1.2. Estrutura e configuração da paisagem

Com relação à configuração dos fragmentos (SHAPE) de vegetação nativa, a classe Cerrado apresentou mudanças sutis entre os anos de 1986/87 e 2004 (Figura 5). Os fragmentos de cerrado ocuparam principalmente as classes de forma de 1,5 a 2,5. Em 2004, a classe 1,5–2,0 foi mais representativa que em 1986. A Floresta teve uma diminuição da classe 1-1,5 entre 1986 e 2004 (Figura 6), o que é um indicativo de formato mais irregular.

Figura 5: Frequência do índice de forma da paisagem (SHAPE) da classe Cerrado, considerando hexágonos de 1000ha, para os anos de 1986 e 2004.

Figura 6- Frequência do índice de forma da paisagem (SHAPE) da classe Floresta, considerando hexágonos de 1000ha, para os anos de 1986 e 2004.

De forma geral, houve pouca alteração em termos de forma (SHAPE) *versus* porcentagem da classe na paisagem (PLAND), entre 1986 e 2004, (Figura 7). A maioria dos fragmentos de cerrado apresentaram PLAND até 30% e SHAPE entre 1.2 e 3.6. Para Floresta, considerando-se as duas datas, a situação é parecida, com PLAND apresentando ampla variação, porém se concentrando na classe mais 90-100%, com SHAPE entre 1,5 e 3, em média (Figura 8). Comparando-se as classes Cerrado e Floresta, percebe-se que as florestas apresentam melhores valores de PLAND e SHAPE, ou seja, os remanescentes florestais apresentam melhor condição que os remanescentes de cerrado em termos de área (áreas maiores) e formato (mais compacto).

Figura 7 – Dispersão entre as métricas PLAND e SHAPE para a classe Cerrado na paisagem considerada, nos anos 1986 e 2004, onde no eixo Y tem-se a métrica SHAPE para o Cerrado (SAV_SHP), e no eixo X tem-se a métrica PLAND para o Cerrado (SAV_PLAND).

Figura 8 – Dispersão entre as métricas PLAND e SHAPE para a classe Floresta na paisagem considerada, nos anos 1986 e 2004, onde no eixo Y tem-se a métrica SHAPE para a Floresta (FTAL_SHP), e no eixo X tem-se a métrica PLAND para a Floresta (FTAL_PLAND).

Considerando-se a relação entre a distância média dos fragmentos e seus vizinhos mais próximos (MNN) por célula de análise e a porcentagem de cobertura vegetal em cada célula (PLAND), observa-se que, ao se comparar os anos 1986 e 2004, houve pouca diferença para os remanescentes de cerrado. Apenas alguns fragmentos ficaram mais isolados, com a distância máxima aumentando de 2.400 m para 3.600 m, entre 1986 e 2004 (Figura 9). Com relação aos remanescentes florestais há uma situação semelhante. A distância média entre os fragmentos, nos dois períodos, se estabilizou entre os 400 m, aproximadamente (figura 10). Porém, para alguns fragmentos, o valor máximo em 1986 era de 3.000 m e decresceu para 2.200 m em 2004.

Figura 9 – Dispersão entre as métricas MNN e PLAND para a classe Cerrado na paisagem considerada, nos anos 1986 e 2004, onde no eixo Y tem-se a métrica MNN para o Cerrado (SAV_MNN), e no eixo X tem-se a métrica PLAND para o Cerrado (SAV_PLAND).

Figura 10 – Dispersão entre as métricas MNN e PLAND para a classe Floresta na paisagem considerada, nos anos 1986 e 2004, onde no eixo Y tem-se a métrica MNN para a Floresta (FTAL_MNN), e no eixo X tem-se a métrica PLAND para a Floresta (FTAL_PLAND).

Quando se compara a relação entre o número de manchas (NP) Nas células hexagonais e a porcentagem de cobertura vegetal por célula (PLAND) para a classe Cerrado (Figura 11), percebe-se uma tendência de aumento do número de manchas em 2004. O maior número de machas de habitat de cerrado demonstra uma maior fragmentação para essa classe,

Figura 11 – Dispersão entre as métricas NP e PLAND para a classe Cerrado na paisagem considerada, nos anos 1986 e 2004, onde no eixo Y tem-se a métrica NP para o Cerrado (SAV_MNN), e no eixo X tem-se a métrica PLAND para o Cerrado (SAV_PLAND).

A relação entre o número de manchas (NP) nas células hexagonais e PLAND, para a classe Floresta (Figura 12), mostra que também houve um maior número de manchas em 2004, em relação a 1986, principalmente na classe PLAND até 15%. O NP variou, em média, até 20, chegando a valores próximos de 16, em 2004. Isso demonstra um maior número de manchas, principalmente para PLAND até 40%.

Figura 12 – Dispersão entre as métricas NP e PLAND para a classe Floresta na paisagem considerada, nos anos 1986 e 2004, onde no eixo Y tem-se a métrica NP para a Floresta (FTAL_NP), e no eixo X tem-se a métrica PLAND para a Floresta (FTAL_PLAND).

5.2 – Grau de conservação do PNSB e de sua zona de amortecimento

Utilizando-se somente o mapa de uso e cobertura das terras referente ao ano de 2004, comparou-se o grau de conservação dentro dos limites do PNSB com os remanescentes que compõem sua zona de amortecimento.

A partir da Figura 13 A, é possível perceber que os hexágonos que compreendem o interior do Parque Nacional possuem extensos remanescentes de florestas, haja vista que as classes entre 90 e 100% são as mais frequentes. Para a zona de amortecimento (Figura 13.B), as classes de porcentagens de cobertura florestal (PLAND) mais frequentes estão entre 0 e 60%. Portanto, como esperado, a classe Floresta é mais representativa no interior do PNSB que em sua zona de amortecimento.

Comparando-se o PLAND para a classe floresta existente no interior e zona de amortecimento foi observado que esta classe é altamente significativa ($p < 0,01$; Mann Whitney U-teste), assim como ocorreu para a classe cerrado.

Figura 13 – Valores de porcentagem de cobertura (PLAND) para a classe Floresta presente no interior do Parque Nacional da Serra da Bodoquena(A) e na sua zona de amortecimento (B), em 2004. No eixo Y tem-se o número de hexágonos de análise e no eixo X, o PLAND para a classe Floresta.

Com relação à classe Cerrado, observa-se que as classes 10 até 60% apresentaram-se mais representativas na zona de amortecimento que no interior do PNSB. Pode-se observar que o interior do Parque apresenta as classes de até 20% de cobertura com cerrado como mais freqüentes (Figura 14 A), enquanto que, para a zona de amortecimento, as classes mais freqüentes se estendem até 30% (Figura 14 B). São também encontrados para o Cerrado na zona de amortecimento alguns poucos hexágonos com valores elevados de PLAND (70-100%), fato que não acontece no interior do Parque.

A diferença entre os valores de PLAND, para a classe Cerrado, observados no interior do PNSB e na sua zona de amortecimento é altamente significativa ($p < 0,01$; Mann-Whitney, U-teste).

Figura 14 – Valores de porcentagem de cobertura (PLAND) para a classe Cerrado presente no interior do Parque Nacional da Serra da Bodoquena(A) e na sua zona de amortecimento (B), em 2004. No eixo Y tem-se o número de hexágonos de análise e no eixo X, o PLAND para a classe Cerrado.

Para a classe Floresta, os hexágonos de análise que compreendem a zona de amortecimento e o interior do PNSB possuem fragmentos florestais com índices de forma que variam entre 1,2 e 3,15, sendo mais freqüentes os valores até 2,15 para o interior do Parque, e entre 1,7 e 2,5 para a sua zona de amortecimento (Figura 15 A e B). Uma vez que o índice de forma (SHAPE) apresenta valores médios próximos a 1 para manchas relativamente compactas (~circulares), os índices apresentados mostram que as formas dos fragmentos de floresta apresentam-se relativamente compactos tanto no interior do PNSB quanto na zona de amortecimento, entretanto, há uma tendência de ocorrer formas mais irregulares na zona de amortecimento (Figura 15 B)

Para a classe Cerrado, os valores de SHAPE no interior do Parque e na sua zona de amortecimento apresentaram uma certa diferença. Há uma tendência de dos fragmentos de cerrado presentes na zona de amortecimento apresentarem maior irregularidade (Figuras 16 A e B).

Para ambas as classes, Floresta e Cerrado, as formas são mais compactas no interior do Parque, uma vez que os valores de SHAPE são estatisticamente inferiores (formas mais compactas) no interior do Parque, quando comparado com sua zona de amortecimento ($p < 0,01$; Mann Whitney U-teste).

Figura 15 – Valores dos índices de forma (SHAPE) para a classe Floresta obtidos para o interior do PNSB (A) e sua zona de amortecimento (B), em 2004. No eixo Y tem-se o número de hexágonos de análise e no Eixo X, o SHAPE para a classe Floresta.

Figura 16 – Valores dos índices de forma (SHAPE) para a classe Cerrado obtidos para o interior do PNSB (A) e sua zona de amortecimento (B), em 2004. No eixo Y tem-se o número de hexágonos de análise e no Eixo X, o SHAPE para a classe Cerrado.

Os valores médios dos vizinhos mais próximos (MNN) para a classe Floresta dentro do PNSB e em sua zona de amortecimento revelaram consideráveis diferenças (Figuras 17 A e B). Os remanescentes encontrados no Parque Nacional apresentam distâncias médias entre manchas menores concentradas no intervalo de 0-100 m, enquanto que os remanescentes florestais da zona de amortecimento possuem distâncias médias concentradas no intervalo 0- 250 m. Os maiores valores de distâncias médias são de até 1.000 m no interior do Parque e de até 2.000 m na sua zona de amortecimento.

Para os remanescentes de cerrado, a situação é parecida, onde os fragmentos do interior do Parque apresentaram distâncias médias concentradas no intervalo 0-200 m, podendo chegar a pouco mais de 900 m. Já para a zona de amortecimento, a distância média está concentrada no intervalo 0-250 m, com distância máxima de até 2.220 m (Figura 18 A e B).

Os valores do índice MNN para a classe cerrado no interior do Parque e na sua zona de amortecimento apresentaram diferença estatisticamente significativa ($p < 0,06$, Mann Whitney U-teste). O mesmo foi observado para a classe floresta ($p < 0,001$, Mann Whitney U-teste).

Figura 17 – Valores da distância média entre os remanescentes em cada célula de análise (MNN) para a classe Floresta obtidos para o interior do PNSB (A) e sua zona de amortecimento (B), em 2004. No eixo Y tem-se o

número de hexágonos de análise e no eixo X, o MNN para a classe Floresta.

Figura 18. Valores da distância média entre os remanescentes em cada célula de análise (MNN) para a classe Cerrado obtidos para o interior do PNSB (A) e sua zona de amortecimento (B), em 2004. No eixo Y tem-se o número de hexágonos de análise e no eixo X, o MNN para a classe Cerrado.

O número de manchas (NP) florestais nos hexágonos de análise no interior do Parque foi, em média, menor, quando comparado à sua zona de amortecimento (Figuras 19 A e B). A classe Cerrado se encontra mais fragmentada (com maior número de manchas) na zona de amortecimento do que no interior do Parque Nacional (Figuras 20 A e B).

Para ambas as classes de Floresta e Cerrado, os valores de NP diferiram significativamente entre o interior do Parque e sua zona de amortecimento ($p < 0,001$). Esse resultado confirma o maior grau de fragmentação na zona de amortecimento do Parque Nacional, quando comparado ao seu interior.

Figura 19 – Valores de número de manchas em cada célula de análise (NP) para a classe Floresta obtidos para o interior do PNSB (A) e sua zona de amortecimento (B), em 2004. No eixo Y tem-se o número de hexágonos de análise e no Eixo X, o NP para a classe Floresta.

Figura 20 – Valores de número de manchas em cada célula de análise (NP) para a classe Floresta obtidos para o interior do PNSB (A) e sua zona de amortecimento (B), em 2004. No eixo Y tem-se o número de hexágonos de análise e no Eixo X, o NP para a classe Floresta.

O índice PLANDMED da vegetação florestal, que se refere a relação entre PLAND dividido por NP., mostra que as manchas de floresta mais representativas estão no interior do PNSB, sendo a classe mais freqüente ocorreu

no intervalo 90-100% (Figura 21 A). Na zona de amortecimento, as classes mais frequentes vão até 20% (Figura 21 B), aproximadamente. Isso demonstra que as manchas (ou fragmentos) de floresta ocupam maior percentual de área no interior do PNSB, implicando em um predomínio da matriz florestal no interior da UC.

No caso do cerrado, que naturalmente é menos representado na paisagem considerada, a representatividade média das manchas é menor, quando comparada com a classe floresta. Os valores de PLANDMED para o cerrado estão concentrados nos intervalos de 0-10% e 0-20%, respectivamente para o Parque e a zona de amortecimento (Figuras 22 A e B).

Tanto para a classe Cerrado como para a Floresta, os valores médios de PLANDMED, foram estatisticamente maiores para o interior do Parque, quando comparado à sua zona de amortecimento ($p < 0,01$; Mann Whitney U-teste).

Figura 21. – Valores (em %) de representatividade média das manchas (PLANMED) para a classe Floresta obtidos para o interior do PNSB (A) e sua zona de amortecimento (B), em 2004. No eixo Y tem-se a frequência das manchas na paisagem e no eixo X, o PLANDMED para a classe Floresta.

Figura 22 – Valores (em %) de representatividade média das manchas (PLANMED) para a classe Cerrado obtidos para o interior do PNSB (A) e sua zona de amortecimento (B), em 2004. No eixo Y tem-se a frequência das manchas na paisagem e no Eixo X, o PLANDMED para a classe Cerrado.

5.3 – A importância dos remanescentes de vegetação nativa para a manutenção da biodiversidade na região do Parque Nacional da Serra da Bodoquena

A hipótese aqui testada é a de que parâmetros de paisagem contribuem para a identificação dos remanescentes mais importantes para a manutenção da biodiversidade, bem como para a manutenção do fluxo entre o PARNA da Serra da Bodoquena e sua zona de amortecimento.

A Figura 23 apresenta os mapas de relevância das manchas da classe Floresta, com relação ao tamanho e a forma, resultantes das análises de quartis e sua conseqüente hierarquização, para as métricas ÁREA e SHAPE (forma), tratando-se cada métrica de maneira independente. É possível observar que a classe com valor de área extremamente alta predominou na paisagem, seguida das classes com valores altos e médios. Porém há a ocorrência de fragmentos

com áreas pequenas, principalmente nas regiões marginais do PNSB. Quanto à forma, percebe-se que há um predomínio de fragmentos compactos, existindo alguns altamente compactos nas regiões marginais, que devem ser consideradas como prioritárias para a conservação. Aqui cabe lembrar que a variável ÁREA recebeu peso maior que a variável SHAPE.

Figura 23 - Representação das métricas de área (A) e de forma (B) aplicadas ao Parque Nacional da Serra da Bodoquena e sua zona de amortecimento, hierarquizados pelos quartis. As cores mais quentes (vermelho ou laranja) representam manchas menos relevantes; cores mais frias (verde claro ou verde escuro) representam os remanescentes mais relevantes, considerando-se as métricas analisadas.

O mapa que resulta na hierarquização das manchas de floresta conforme sua importância quanto à área e à forma (figura 24) mostra que as áreas com remanescentes mais relevantes para a conservação estão presentes no interior do Parque. A zona de amortecimento também apresenta, principalmente no setor norte, remanescentes com valores alto e extremamente alto, conforme sua área e forma.

Figura 24 - Hierarquização dos remanescentes de floresta existentes no interior do PNSB e em sua zona de amortecimento quanto à relevância, considerando-se a combinação das notas dos índices de área e a forma das manchas. As cores mais quentes (vermelho ou laranja) representam manchas menos relevantes; cores mais frias (azul ou verde escuro) representam os remanescentes mais relevantes.

Numa tentativa de identificar pontos de maior sensibilidade à quebra de conectividade estrutural em diversas escalas, por meio da Teoria dos Grafos, os resultados são apresentados e discutidos de forma descritiva. Não são abordados aspectos relacionados à posição dos remanescentes, ou seja, remanescentes do interior e da zona de amortecimento são tratados de forma contínua.

As figuras 25 e 26 apresentam os resultados para os dois níveis de sensibilidade à quebra de conectividade, para as regiões norte e sul da paisagem, respectivamente. Pode-se observar que a porção noroeste da paisagem (Figura 25) é a que apresenta maior número de pontos com sensibilidade à quebra de conectividade ($n = 619$), independentemente do nível da sensibilidade, seja ele alto ou médio.

A porção nordeste da paisagem (Figura 25) apresenta um número relativamente pequeno de pontos com alta sensibilidade de quebra da conectividade ($n = 64$) e um número não muito expressivo de pontos com média sensibilidade ($n = 95$). O número total de pontos de sensibilidade à quebra de conectividade da porção nordeste é $n = 159$. Há diferença estatisticamente significativa ($p < 0,01$, Chi-quadrado) entre a porção noroeste e nordeste.

Figura 25 - Região norte (subdividida em nordeste e noroeste) da paisagem estudada, apresentando em destaque os pontos de sensibilidade à quebra de conectividade entre as manchas de floresta. Em vermelho: corredores com larguras inferiores a 120 m; em azul: corredores com larguras superiores a 120 m e inferiores a 360 m.

Ao todo, a região norte (incluindo as porções noroeste e nordeste) apresentou 778 pontos de sensibilidade, enquanto que a porção sul (incluindo as porções sudoeste e sudeste) registrou apenas 533. De acordo com o teste de Chi-quadrado, esta diferença foi estatisticamente significativa ($p < 0,01$; Zar, 1999), denotando que a região norte, como um todo, apresenta um número maior de pontos de sensibilidade.

Comparando-se a região sudoeste com a sudeste (figura 26) observou-se que a primeira apresentou 248 pontos de sensibilidade, enquanto a segunda registrou 285 pontos. Esta diferença não foi estatisticamente significativa de acordo com o teste de Chi-quadrado ($p > 0,05$, Zar, 1999), e ao se considerar a abordagem Popperiana (alfa de 5%; Magnussom & Mourão, 2004).

Figura 26 - Região sul (subdividida em sudeste e sudoeste) da paisagem estudada, apresentando em destaque os pontos de sensibilidade à quebra de conectividade entre as manchas de floresta. Em vermelhos: corredores com larguras inferiores a 120 m; em azul: corredores com larguras superiores a 120 m e inferiores a 360 m.

6- Discussão e Considerações Finais

Os dados apresentados no item que trata do uso e cobertura das terras e configuração da paisagem no PNSB (incluindo a sua zona de amortecimento) entre 1986 e 2004, confirmam que, as classes Cerrado e Floresta apresentam-se em melhor estado de conservação em 1986 que em 2004, como já era esperado. Isso pode ser observado por meio da análise dos resultados das métricas PLAND, SHAPE, MNN e NP, que mostraram que os remanescentes de Cerrado e Floresta apresentaram maior percentual de área na paisagem, melhor formato (formas mais compactas), menor distância entre os fragmentos e menor número de manchas, em 1986 que em 2004, significando que havia menos manchas, porém, maiores.

O avanço da matriz antrópica sobre os limites do PNSB e de sua zona de amortecimento diminuiu, em número e área, os remanescentes de Cerrado e Floresta e, além disso, os mesmos tornaram-se mais fragmentados e com formato mais irregular. As pastagens e as lavouras foram os principais vetores de pressão antrópica (vide capítulo 1).

Semwal *et al.* (2004) explicam que os padrões espaço-temporais de expansão das áreas agrícolas e das pastagens variam em função de fatores biofísicos, econômicos e sócio-políticos, que direcionam a dinâmica de uso das terras. No caso do Parque Nacional da Serra da Bodoquena, os fatores biofísicos são determinantes no padrão de uso das terras, principalmente considerando a geomorfologia da região, composta por áreas relativamente planas, entremeadas por um maciço rochoso (Serra da Bodoquena) e por morros isolados. Quanto aos aspectos econômicos e sócio-políticos, cabe destacar que a agropecuária, principalmente a pecuária, ainda é a atividade econômica predominante na região e o aquecimento no mercado nacional e internacional da carne e derivados, motivados pela maior demanda desses produtos no Brasil e no exterior, imprime uma pressão antrópica maior para a área em estudo (IBGE, 2007). A presença de assentamentos rurais no entorno também é um vetor de pressão antrópica para a unidade de conservação, pois, de forma geral, as famílias de assentados apresentam condições de vida precárias (Corrêa, 2006), o que pode promover

atividades ilegais na área, como o avanço das pastagens sobre áreas de preservação permanente, caça e retirada ilegal de madeira.

A diminuição, aumento da irregularidade das manchas (i.e., fragmentos) e fragmentação dos remanescentes de Cerrado e Floresta trazem problemas à conservação dos habitats nativos dessas fisionomias vegetais. Com base nas regras propostas por MacArthur & Wilson (1967), cabendo referência a Preston (1962), que postularam a Teoria de Biogeografia de Ilhas, alguns autores apresentaram uma nova visão para a orientação do desenho (tamanho e forma) das unidades de conservação (Terborgh, 1974; Diamond, 1975; May, 1975). Para Cândido Júnior (1993) os fragmentos com as características encontradas nos remanescentes de Cerrado e Floresta em 2004, na área de estudo, necessitam de ações de manejo para torná-los com formas mais compactas, mais próximos e mais contínuos, o que promoveria maior fluxo biológico entre as áreas de Cerrado e Floresta.

No intuito de minimizar esses impactos negativos sobre a biodiversidade, Diamond (1975) postulou algumas regras para o desenho de áreas protegidas:

- grandes reservas são melhores que pequenas reservas;
 - uma única grande reserva é melhor que um conjunto de pequenas reservas com a mesma área total da grande reserva;
 - reservas próximas são melhores que reservas distantes;
 - reservas agrupadas próximas são melhores que reservas dispostas em linha;
 - reservas conectadas por corredores são melhores que reservas não conectadas;
- e
- reservas circulares são melhores que reservas alongadas.

Então, o tamanho, o grau de proximidade e o formato dos remanescentes de vegetação nativa são de extrema importância para se manter o fluxo biológico entre as populações, evitando seu isolamento, o que acarreta, entre outras consequências negativas, no risco de empobrecimento genético das populações. Rambaldi & Oliveira (2003) explicam que a diversidade genética é fundamental para que uma espécie possa existir no tempo e no espaço. Desta maneira, quando populações que originalmente mantinham contato ficam isoladas, há o

risco eminente de ocorrer perda de variabilidade genética que, em última instância, isola populações de baixa mobilidade ou intolerantes à matriz, implicando em perda de biodiversidade local.

O PNSB, com base nessas regras, apresenta alguns pontos positivos, como proximidade a outras áreas protegidas: RPPNs, Terra Indígena e Monumento Natural. Os morros florestados presentes na zona de amortecimento também funcionam como “reservas”, propiciando o fluxo biológico sob a forma de pontos de ligação, ou *stepping stones* (Metzger, 2001). As matas ciliares e de galeria, como aquelas dos rios Formoso e Prata, têm potencial para atuar como corredores de dispersão de organismos, levando-os ao rio Miranda, que é um importante formador do Pantanal Sul-Matogrossense. Porém, existem pontos negativos, como o formato irregular e alongado, e o tamanho, que para algumas espécies – chave pode ser considerado reduzido (76.481ha).

Grumbine (1990, *apud* Araújo, 2007), demonstrou que, para a maioria das áreas protegidas do mundo, cujo tamanho é de 100.000 ha ou menos, a proteção das espécies de grandes carnívoros e herbívoros está garantida por um pequeno tempo (décadas). Ou seja, em longo prazo (séculos), nenhuma dessas áreas é capaz de suportar populações mínimas viáveis dessas espécies.

Em um estudo feito sobre efetividade de gestão em seis UC estaduais de proteção integral no Paraná encontrou-se que nenhuma das unidades estudadas possuía tamanho suficiente para manter populações mínimas viáveis de onça-parda (*Puma concolor*) (Guapyassú, 2006). Para que as UC tivessem condições mínimas de manter alguns indivíduos de determinadas espécies, necessitaria de áreas pertencentes à zona de amortecimento. Mas a generalização de que pequenas UC são menos importantes que as grandes é um equívoco, pois pequenas reservas podem incluir maior variedade de habitats e, assim, manter maior número de espécies (Araújo, 2007).

No decorrer das três últimas décadas, estudos ligados à Conservação Biológica foram avançando e temas relacionados à Ecologia de Paisagens ganharam importância. A integração dessas duas áreas fez com que fragmentos

de habitat fossem colocados dentro de um contexto mais realista, formado por paisagens heterogêneas, que influenciam a dinâmica de populações e a diversidade de comunidades fragmentadas (Metzger, 1999).

Com relação ao formato, deve-se considerar que a irregularidade dos fragmentos, fruto da fragmentação de habitats, propicia o surgimento de efeitos de borda sobre os remanescentes florestais, o que amplifica um processo conhecido com erosão de biodiversidade (Laurance, 1991). De uma forma geral, quanto maior o contraste entre a estrutura dos fragmentos e da matriz inter-habitat, maior a intensidade dos efeitos de borda, tanto sobre a vegetação quanto sobre a fauna. Como a maior parte das matrizes antrópicas é formada por ambientes abertos, fragmentos de ecossistemas fechados, como florestas, estão mais sujeitos a esses efeitos do que fragmentos de ecossistemas abertos (Rowley, *et al*, 1999). Sendo assim, os remanescentes de cerradão, mata seca, floresta estacional semidecidual, matas ciliares e de galeria, além das florestas de transição, presentes na região deste estudo, estão mais sujeitos aos efeitos de borda, que implica em perdas consideráveis de biodiversidade nesses ecossistemas.

Um fator a ser considerado é que o PNSB foi criado no ano 2000 e que seu efetivo manejo ainda está em fase de implantação. Estudos demonstram que a simples criação de unidades de conservação nem sempre resulta na proteção adequada dos ecossistemas que se deseja proteger (Hockings & Phillips, 1999). Sendo assim, a ausência de um plano de manejo e de sua consolidação prática deve ser levada em conta para compreender a situação dos remanescentes vegetais nativos existentes na área em estudo em 2004. O plano de manejo é um documento técnico que irá estabelecer as diretrizes de pesquisa, proteção e recuperação da UC, sendo pois fundamental para a adequada gestão do Parque Nacional.

As dificuldades na desapropriação das terras existentes no interior do Parque Nacional, o baixo efetivo de pessoal técnico qualificado e a infra-estrutura deficitária do órgão gestor ambiental são elementos a serem contabilizados nesse

cenário. Essa situação é agravada quando não se tem uma política ambiental direcionada à UC.

Porém, como destaca Araújo (2007), os planos de manejo das UC brasileiras, via de regra, são de baixa qualidade, mostrando grande desproporcionalidade entre a parte descritiva - muito extensa - e as partes analíticas - muito breves, genéricas, pouco propositivas e de escassa utilidade prática. Uma outra crítica é que os planos de manejo carecem de realismo, em geral feitos para um mundo ideal, sem limitações de recursos financeiros nem humanos (Dourojeanni, 2003).

Quanto ao que se refere ao grau de conservação do PNSB e de sua zona de amortecimento, foi possível observar que os remanescentes vegetais nativos, apresentaram-se em melhor estado de conservação no interior do PNSB, que na zona de amortecimento. As métricas PLAND, SHAPE, MNN, NP e PLANDMED, respaldados em testes estatísticos, demonstraram que os fragmentos de habitats nativos estão em maior quantidade, com formas mais compactas, mais próximos e com menos manchas (portanto, mais contínuos) dentro do Parque que em sua zona de amortecimento. O melhor estado, em termos de conservação biológica, dos fragmentos de cerrado e floresta no interior do PNSB, que na zona de amortecimento pode ser fruto de determinadas ações de manejo por parte da administração da UC, que contribuiu no sentido de assegurar maior proteção aos ecossistemas ali presentes.

Um aspecto a ser considerado é que a localização das formações florestais no maciço rochoso da serra da Bodoquena e em morros isolados adjacentes (presentes no interior da UC e na zona de amortecimento), ou seja, em locais de difícil ocupação, apresentaram menor desmatamento. Porém os remanescentes florestais situados em áreas mais planas estiveram mais sujeitos à fragmentação. A existência do PNSB protegendo as florestas é um fator que deve ser levado em conta, além da própria legislação ambiental que determina que áreas com declividade igual ou superior a 45°, são consideradas de preservação permanente (Lei 4.771/65).

Os remanescentes de Floresta apresentam-se em melhor estado no interior do PNSB, que em sua zona de amortecimento. Nesse caso, a presença de um único e extenso fragmento nos hexágonos de análise (ver Figura 2, do Capítulo 2) pode explicar essa situação, haja vista que no interior do Parque Nacional é que se encontram remanescentes florestais melhor conservados (maiores, mais próximos e com formas mais compactas). Na zona de amortecimento, os fragmentos de floresta que ainda são encontrados estão, em sua maioria, inseridos em morros isolados e imersos numa matriz composta por pastagens e culturas agrícolas. Porém, a relativa proximidade desses remanescentes com o PNSB, os torna importantes como refúgios de espécies e como facilitadores de dispersão de organismos entre o Parque Nacional e remanescentes vegetais mais distantes.

Quanto à existência de menos remanescentes de Cerrado no interior da UC que na zona de amortecimento, deve-se considerar que a delimitação do Parque Nacional privilegiou o maciço da Serra da Bodoquena, e que naturalmente nesses morros que compõem o maciço, são encontradas as formações vegetais características da mata seca.

No geral, a zona de amortecimento apresenta, em média, fragmentos mais isolados, quando comparados ao interior do Parque, tanto para a classe Floresta como para a classe Cerrado.

O pior estado de conservação da zona de amortecimento, comparado com o interior do PNSB, apesar de ser uma situação esperada, deve receber atenção especial por parte dos gestores do Parque Nacional. A recomposição vegetal das áreas periféricas aos morros, principalmente as reservas legais e áreas de preservação permanente, podem ainda contribuir com a melhoria da qualidade ambiental da paisagem (Magro, 2003). Essas áreas protegidas poderiam (como algumas na região estudada já estão) fazer parte de programas de uso públicos em ambientes naturais, fortalecendo o ecoturismo local.

A existência de propriedades rurais de médio e grande porte e de assentamentos na zona de amortecimento, inseridos em remanescentes de florestas, devem ter provocado vários focos de desmatamento para implantação

de pastos, o que resultou em uma paisagem mais fragmentada para as classes Floresta e Cerrado. Além disso, deve-se considerar que algumas propriedades rurais presentes no interior do Parque ainda não foram desapropriadas, havendo pastagens com gado nas mesmas.

Há a necessidade da ampliação de pesquisas em nível de paisagens na região, com ênfase no melhor conhecimento da biologia e ecologia dos ecossistemas locais, enfocando, por exemplo, a identificação de espécies-chave e a caracterização, em escala de detalhe, das unidades de paisagens presentes no PNSB e em sua zona de amortecimento. Dada as características ambientais da região, que conta com remanescentes vegetais naturais ainda em bom estado de conservação, seria importante fomentar pesquisas no campo da conservação biológica.

A literatura indica que a realização de estudos desse nível em áreas protegidas, já estão sendo desenvolvidos. Por exemplo, o desenvolvimento de pesquisas sobre a conservação das comunidades bióticas resultou no surgimento do chamado “paradigma do não-equilíbrio” (Pickett *et al.*, 1992), que enfatiza que as comunidades são unidades abertas, possuindo constante fluxo de matéria e energia, sem uma estabilidade em longo prazo, sendo aleatoriamente afetadas por uma série de fatores, originados fora da própria comunidade. De acordo com Araújo (2007), uma das implicações do paradigma do não-equilíbrio para a gestão de áreas protegidas é que “uma parcela da natureza não será facilmente conservada em uma reserva isolada de seu entorno, devendo a matriz interhabitat (i.e. zona de amortecimento) ser, obrigatoriamente, incorporada aos planos de conservação”.

A matriz afeta, mediante distúrbios, a composição de espécies e outros processos naturais. Sendo assim, ações de manejo que simplesmente tentem proteger a UC das influências antropogênicas não terão sucesso. A dinâmica temporal e espacial de uso e ocupação das terras deve ser incorporada no conjunto de estratégias de manejo. Essas estratégias devem ser balizadas a partir de programas de fiscalização, de pesquisa, de educação ambiental, dentre outros, que serão estabelecidos no plano de manejo da UC, ou por meio de atividades

incorporadas na rotina de trabalho dos gestores da UC até que o plano de manejo seja concluído.

No que tange ao uso das terras, faltam diretrizes e regulamentações jurisdicionais claras referentes à ocupação e uso das zonas de amortecimento. A ausência de propostas de manejo claras e aplicáveis na zona de amortecimento pode ser considerada como uma das falhas mais graves nos planos de manejo das unidades de conservação. Diversos países da América Central têm buscado mecanismos para reduzir as ameaças de utilização das terras adjacentes às UCs. Como exemplos, pode-se citar o estabelecimento de critérios específicos para o uso das terras nas zonas de amortecimento (adotados oficialmente no México, Guatemala, Honduras, Costa Rica, Panamá e Nicarágua), o estabelecimento de plano diretor municipal com código de ocupação das terras e usos permitidos na zona de amortecimento (México), a existência de funcionários da UC participando do planejamento do uso das terras no entorno de UCs (México, Guatemala, Honduras e Nicarágua) e por fim, a criação de mecanismos financeiros para reflorestamentos, compra de terras ou pagamentos por serviços ambientais com vistas a melhorar o uso das terras vizinhas às UCs (México e Costa Rica) (Wallace *et al.*, 2005).

Com base nos índices de área e forma gerados e analisados para o PNSB e entorno, demonstrou-se a existência de um grande número de remanescentes de floresta relevantes à conservação biológica, tanto no interior do Parque Nacional como em sua zona de amortecimento. No caso desta, os melhores remanescentes encontram-se no setor norte. Por outro lado, esse mesmo setor norte possui maior sensibilidade à quebra de conectividade entre as manchas de floresta. Com isso, em havendo a necessidade de se priorizar determinados setores para a execução de atividades de monitoramento e pesquisa, recomenda-se aqui, que o setor norte receba atenção especial por parte dos gestores da UC.

Os fragmentos inseridos no setor norte encontram-se, em grande parte, com formas mais irregulares e, conseqüentemente, com maior chance de serem desconectados no caso de se promover desmatamento no sentido borda-interior. Sendo assim, para esta região, recomenda-se que a maior parte dos pontos com

alta sensibilidade mereça alguma estratégia que retarde ou mesmo cesse o processo de conversão da floresta para pastagem ou mesmo agricultura.

É pertinente, mencionar que esforços têm sido feito para se determinar ou selecionar as áreas ou remanescentes mais relevantes para a conservação e para a manutenção da biodiversidade. Conforme Margules *et al* (2002) aponta, um dos pontos-chave neste processo é que as áreas prioritárias sejam capazes de representar, tanto quanto possível, a biodiversidade regional. Face às dificuldades de se proteger toda a biodiversidade, estes processos de seleção podem ser considerados como “dublês” de biodiversidade. Até mesmo pelo fato de que, segundo Margules e Pressey (2000), é impossível medir toda a biodiversidade. Nesse caso, o processo de definição da relevância dos remanescentes sempre passará por um filtro subjetivo, no qual se estabelece *a priori* ou mesmo *a posteriori*, um conjunto de metas a serem alcançadas. Cabe ressaltar que neste trabalho não foram estabelecidas metas. Foram somente definidos critérios para uma ordenação relativa das manchas com base nos parâmetros área e forma.

Não apenas fragmentos com boas características de configuração (área e forma), mas também sua situação no contexto da paisagem, especialmente no tocante ao seu grau de conectividade a outros fragmentos de habitat, deve ser objeto de preocupação quanto à conservação dos recursos naturais. A conectividade tem sido amplamente discutida dentro da Ecologia de Paisagens, sendo que a maneira de se medir a conectividade ainda é algo a ser mais bem explorado. A pesquisa aqui apresentada avaliou a contribuição de se utilizar a Teoria dos Grafos (Urban e Keitt, 2001; Urban, 2005; Ribeiro *et al.*, 2007) como método de se medir conectividade. Embora a maioria dos estudos tenha focado a conectividade em seu aspecto estrutural (Goodwin, 2003), poucos estudos têm se dedicado a identificar pontos de sensibilidades à quebra de conectividade, aspecto explorado neste trabalho. Considera-se que a utilização dos preceitos da Teoria dos Grafos foi importante, para se gerar dados capazes de serem utilizados, de forma imediata, por parte dos gestores do PNSB.

Apesar da forma subjetiva com que se definem os limiares de larguras que consideramos com alta e média sensibilidade à quebra de conectividade, há o reconhecimento de que estes valores podem ser praticados em outros trabalhos. Obviamente cada paisagem é única, possui seu próprio histórico (dinâmica de uso, degradação e de conservação) e, por conta disso, os valores praticados neste trabalho podem não ser eficientes em realidades muito diferentes da que foi registrada para a região do PNSB.

Tem-se também a consciência de que conectividade é espécie-específica, e que dependendo do tipo de organismo em foco, os limiares utilizados neste estudo podem ser menores (inferiores a 100 metros, por exemplo), ou mesmo muito superior (alguns quilômetros). No primeiro caso, é pertinente considerar corredores mais estreitos para o caso de estudos em paisagens em níveis elevados de fragmentação, onde o grupo aves de sub-bosque representa as espécies-foco (Uezu *et al.*, 2005; Martensen *et al.*, no prelo). Por outro lado, se o estudo envolve processos em longo prazo, ou em escalas mais amplas, certamente corredores com larguras maiores devem ser considerados como mantenedores da biodiversidade.

Considera-se desta forma, que a Teoria dos Grafos, apresentada e avaliada neste trabalho, apresenta-se como ferramenta eficiente para se calcular a conectividade em paisagens heterogêneas. Estudos envolvendo a definição de limiares mais indicados para outras realidades, isto é, para paisagens com outros níveis de fragmentação ou mesmo de conservação, devem ser explorados. Também deve ser considerado, em estudos posteriores, para se avaliar o potencial da aplicação desta metodologia para outros grupos funcionais, a consideração da abordagem do “caminho do meio” proposta por Metzger & Cassati (2006). Neste trabalho os autores propõem, dentre outras coisas, que se escolham – e mesmo que seja modelado – grupos funcionais com capacidades variáveis de capacidade de deslocamento em matrizes abertas. Por conta disto, seria possível explorar grupos funcionais com padrões distintos de resposta à conectividade, e potencialmente à conectividade com uma abordagem multi-escalar (Wagner & Fortin, 2005; Urban, 2005; Bélisle, 2005; Ribeiro *et al.*, 2007).

Ressalta-se que não é recomendado utilizar apenas uma única métrica como representante da biodiversidade (por exemplo, a área), para se estabelecer o grau de importância dos remanescentes de habitat. Certamente, quanto maior a área e em melhores condições de forma dos remanescentes, maior será a sua contribuição relativa para a manutenção de populações mínimas viáveis, em termos gerais. Por outro lado, quando as áreas não são grandes (de poucos a algumas centenas de hectares), medidas de forma, de proporção de área interior, isolamento ou conectividade podem contribuir significativamente na definição do grau de relevância das manchas em questão.

Nesse contexto, diversas formas têm sido empregadas para se quantificar a conectividade (Tischendorf & Fahrig, 2000a; 2000b), e muitos índices têm sido desenvolvidos, seja em nível da mancha, da classe ou da paisagem (McGarigal & Marks, 1995; Ribeiro *et al.*, 2007). De acordo com Goodwin (2003), tem sido observado crescente interesse em métricas de conectividade. Tanto é que, em sua revisão sobre estudos voltados à Ecologia de Paisagens publicados entre os anos de 1985 e 2000 (Goodwin, 2003), mais de 75% dos estudos consideraram a conectividade como variável independente, enquanto que menos de 25% consideraram a conectividade como variável resposta (i.e, variável dependente). Daqueles estudos que consideraram a conectividade como variável independente, mais de 90% dos trabalhos enfocaram o aspecto estrutural da conectividade, enquanto apenas um percentual diminuto estudou a conectividade em seu papel funcional (Uezu *et al.*, 2005).

Por fim, com base nas métricas utilizadas na presente pesquisa, que enfocou a análise da estrutura e configuração espacial da paisagem associada à porcentagem de cobertura, foi possível realizar um diagnóstico do estado de conservação dos habitats terrestres nativos na região do PNSB. Além disso, deve-se ressaltar a importância do uso das ferramentas da Ecologia de Paisagens na tomada de decisão quanto às estratégias mais adequadas de proteção e restauração dos ambientes naturais. Deve-se, ainda, enfatizar que os dados de Ecologia de Paisagens aqui gerados tiveram o intuito de terem aplicação prática, pois contribuirão com a elaboração das diretrizes conservacionistas para o PNSB, a serem propostas em seu plano de manejo.

Considerações Finais

O capítulo 1 demonstrou, por meio dos mapas gerados para os municípios de Bodoquena, Jardim e Bonito, que, entre os anos de 1986 e 2004, ocorreu uma perda considerável de ecossistemas nativos e um conseqüente crescimento da matriz antrópica composta por pastagens (principalmente) e lavouras, nos municípios. Apenas em Bodoquena, os remanescentes de vegetação nativa tiveram maior porcentual que as áreas de pastagens e lavouras. Destacou-se o avanço das pastagens e culturas agrícolas sobre os campos nativos e cerrado *sensu stricto*. Por exemplo, em Bonito a fisionomia vegetal que mais foi convertida em pastagem e agricultura foi o cerrado *sensu stricto*.

Assim, pode-se observar que a região estudada passa por um processo de conversão dos habitats naturais, outrora contínuos, para uma paisagem composta por fragmentos desses habitats (cerrados, campos e florestas) imersos em uma matriz predominantemente representada por pastagem plantada e lavouras.

O avanço desordenado das fronteiras agrícolas e das pastagens na região é reflexo da ausência de um zoneamento ecológico-econômico consolidado para o estado de Mato Grosso do Sul, o que prejudica a tomada de decisões quanto a políticas públicas por parte dos gestores ambientais. Com isso, torna-se imprescindível que o Estado elabore esse estudo técnico, em escala compatível (semi-detallhe), indicando as áreas frágeis à ocupação e áreas com potencial para a expansão das atividades agropecuárias. Além disso, o zoneamento deve indicar áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade, onde, por conseqüência, devem ser criadas novas unidades de conservação, assim como às existentes deve ser dedicada maior atenção, em termos de implementação das ações de conservação.

A carência estrutural e de corpo técnico em número suficiente e capacitado, por parte dos órgãos ambientais em nível municipal, estadual e federal, também é um fator que contribui para esse cenário, que se reflete no

provável não-cumprimento da legislação ambiental, no que tange ao percentual ideal e localização das reservas legais (RL) e áreas de preservação permanente. Além disso, também deve ser considerado o não-cumprimento do sistema nacional de unidades de conservação em aspectos referentes à gestão unidades de conservação.

É importante que se planeje e se amplie, para o entorno do Parque Nacional da Serra da Bodoquena, o mosaico de áreas protegidas constituídas por unidades de conservação de diferentes tamanhos e categorias, com vistas a evitar o isolamento geográfico (e ecológico) do Parque. Atualmente, o entorno do PNSB, conta com um pequeno número de monumentos naturais (MN) e reservas particulares de proteção à natureza (RPPN), além de uma Terra Indígena. O manejo correto dessas UC já criadas, bem como a criação de novas UC deve ser considerado como uma prioridade em termos de política pública ambiental para a região.

O ICMS Ecológico deve ser mais divulgado e melhor monitorado pelo Estado, por se tratar de um incentivo fiscal que beneficia os municípios que possuem em seus limites unidades de conservação e terras indígenas. A isenção de impostos também deve ser mais divulgada para os proprietários rurais, no sentido de estimulá-los a criarem RPPN em suas propriedades. Porém, é importante reconhecer que Mato Grosso do Sul já apresenta grandes extensões territoriais protegidas sob a forma de RPPN.

O capítulo 2 mostrou que as fisionomias florestais e de cerrado apresentaram-se em melhor estado de conservação em 1986 que em 2004. Além disso, foi possível observar que os remanescentes das formações vegetais acima citadas apresentaram-se em melhor estado de conservação no interior do PNSB que em sua zona de amortecimento. Sendo assim, em dezoito anos, o estado de conservação do Parque Nacional se deteriorou, principalmente na zona de entorno. A carência de estratégias de manejo efetivas (fruto da ausência/não aplicação do plano de manejo da UC), pode ser considerada uma das causas desse cenário. O baixo efetivo de funcionários, considerando a relação entre nº de analistas e agentes versus a área total da UC, também deve ser considerado.

Além disso, os recursos financeiros destinados ao PNSB, considerando os problemas vigentes, demonstram ser escassos.

O mapa que aponta a relevância dos remanescentes de floresta, considerando as notas combinadas das métricas de forma e área das manchas, indicaram, numa escala de semi-detálhe, as áreas prioritárias para a proteção, por possuírem características adequadas para a persistência da biodiversidade presente no PNSB e em sua zona de amortecimento. Essa informação é importante principalmente no que se refere à indicação de estratégias de conservação para a zona de amortecimento. Nesse caso, o setor norte do PNSB se destacou por apresentar remanescentes com valores altos e extremamente alto com relação à relevância. O mesmo setor norte possui um maior número de pontos de sensibilidade à quebra de conectividade entre as manchas de floresta. Nessa região, pode-se observar que a maior parte dos pontos com alta sensibilidade merece alguma estratégia que retarde ou mesmo cesse o processo de conversão da floresta para pastagem ou mesmo agricultura.

Ainda com relação ao estado de conservação da UC, verifica-se que os remanescentes de cerrado e floresta, no intervalo de dezoito anos, ficaram menores, mais irregulares, mais distantes e mais numerosos, indicando uma piora no estado de conservação da paisagem entre 1986 e 2004. Isso compromete a manutenção da biodiversidade e a conseqüente persistência de espécies, devido à diminuição de suas populações mínimas viáveis. Espécies sensíveis aos efeitos de borda são prejudicadas, sendo favorecidas espécies generalistas, por apresentarem, em geral, maior capacidade de se deslocarem em matrizes abertas. Via de regra, as espécies especialistas e sensíveis aos efeitos de borda são os alvos de conservação.

Para as propriedades rurais de médio e grande porte existentes na zona de amortecimento, as estratégias de conservação mais adequadas parecem ser o incentivo à criação de RPPN, a fiscalização para o cumprimento da legislação ambiental quanto à manutenção da integridade ecológica das áreas de preservação permanente e do percentual de reserva legal. Deve-se priorizar a criação e/ou recuperação de reservas legais nas áreas contíguas a outras

reservas legais, áreas de preservação permanente e, sempre que possível, contíguas ao PNSB. Para os assentamentos rurais presentes na zona de amortecimento do PNSB, sugere-se o incentivo à recuperação de áreas de preservação permanente e de reservas legais degradadas, além do incentivo à expansão da agricultura orgânica e da introdução de cultivos agrícolas baseados em espécies de porte arbustivo-arbóreo (principalmente nativas), na zona de amortecimento. Isso poderá auxiliar na manutenção/surgimento da heterogeneidade espacial e da complexidade estrutural da paisagem, o que, por sua vez, poderá garantir a persistência da biodiversidade local.

Referências Bibliográficas

Introdução Geral

ARAÚJO, M. A. R. *Unidades de conservação no Brasil: da república à gestão de classe mundial*. Belo Horizonte: SEGRAC. 272p. 2007.

BEGON, M., TOWNSEND, C.R. & HARPER, J.L. *Ecology: From individuals to ecosystems*. 4 ed. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 2006.

BERNARDO, C e KELECOM, A. *A eficácia da lei do sistema nacional de unidades de conservação – Lei nº 9.985/2000: o caso do parque nacional da serra dos órgãos*. Niterói: UFF. 2004 (Dissertação de Mestrado).

BRASIL. *Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC e dá outras providências*. Publicada no Diário Oficial da União de 19 de julho de 2000.

COURRAU, J. *Strategy for monitoring and management of protected areas in Central America*. USA, PROARCA-CAPAS Program, The Nature Conservancy. 1999.

ERVIN, J. Rapid Assessment of Protected Area Management Effectiveness in Four Countries. *Bioscience* 53(9): 833-842. 2003.

FORMAN, R.T.T. & GODRON, M. *Landscape ecology*. New York, John Wiley. 1986.

HANSKI, I. A. & GILPIN, M. E. *Metapopulation biology: ecology, genetics, and evolution*. San Diego/London: Academic Press. 1997.

HOCKINGS, M. e PHILLIPS, A. How well are we doing? some thoughts on the

effectiveness of protected areas. *Parks* 9(2): 5-14. 1999.

Mac ARTHUR, R.H. e WILSON, E.O. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press (Princeton, NJ). 1967.

MARTINO, D. Buffer Zones Around Protected Areas: A Brief Literature Review. *Eletronic Green Journal*. 15. 2001

METZGER, J. P. How to deal with non-obvious rules for biodiversity conservation in fragmented landscapes?. *Natureza e Conservação*. Curitiba. 4(2). p. 11-23. 2006.

MORSELLO, C. *Áreas protegidas públicas e privadas: seleção e manejo*. São Paulo:Anablume/ Fapesp. 2001.

PADOVAN, M. P. *Certificação de unidades de conservação*. São Paulo: Conselho Nacional da Reserva da Biosfera da Mata Altântica. (série políticas públicas). 2003.

PÁDUA, M.T.J. Área de Proteção Ambiental. In: *Direito Ambiental das áreas protegidas*. Rio de Janeiro: Forense Universitária. p. 425-433. 2001.

PÁDUA, M. T. J. "Efetividade das políticas de conservação da biodiversidade. In: *Anais do II Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*. Vol I. Campo Grande.: Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação/ Fundação o Boticário. p. 104-116. 2000.

RYLANDS, A. B.; BRANDON, K. Brazilian protected areas. *Conservation Biology*. v. 19 (3). p. 612-618. 2005.

SANTOS. R. F. *Planejamento Ambiental: teoria e prática*. São Paulo: Oficinas de Textos. 2004.

SIMBERLOFF, D. & ABELE, L.G. Island biogeography theory and conservation practice. *Science*. 191: 285-286.1976.

SOMMERVILLE, M. *Protected Areas, Buffer Zones and High Conservation Value Areas: Do Madagascar's Reserves Deliver?*. London: Oxford University (Dissertação). 2005.

Capítulo 1

ABRANTES, G. *Sistemas de informações geográficas: conceitos*. [on line]. Disponível em: <http://www.isa.utl.pt/dm/sig/sig/SIGconceitos.html>. Capturado em: 20/04/2002.

AKÇAKAYA, H. R., MILLS, G. e DONCASTER, P. The Role of Metapopulations in Conservation. *Key Topics in Conservation Biology*. Eds D. W. Macdonald & K. Service. pp 64-84. 2007.

ALHO, C. J. R. Desafios para a conservação do Cerrado face às atuais tendências de uso e ocupação. In: SCARIOT, A., SOUSA-SILVA, J. C., FELFILI, J. M. (Orgs.). *Cerrado: Ecologia, Biodiversidade e Conservação*. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente (MMA). p. 367-382. 2005.

ALHO, C.J.R. & MARTINS, E.S. *De Grão em Grão, o Cerrado Perde Espaço (Cerrado - Impactos do Processo de Ocupação)*. WWF- Fundo Mundial para a Natureza. Brasília. 1995.

BECKER, B. K.A Amazônia nos Cenários para o Planejamento Ambiental. In: *Atlas: Os Ecossistemas Brasileiros e os Principais Macrovetores de Desenvolvimento*. Brasília: MMA. 1995.

BEGON, M., TOWNSEND, C.R. & HARPER, J.L. *Ecology: From individuals to ecosystems*. 4 ed. Blackwell Scientific Publications, Oxford. 2006.

BEZERRA, L. M. C.; CLEPS JÚNIOR, J. O desenvolvimento agrícola da região Centro-Oeste e as transformações no espaço agrário do estado de Goiás. *Caminhos da Geografia*. [on line]. Disponível em: http://www.ig.uf.br/caminhos_de_geografia.html. Capturado em: 29 jul. 2004.

BRASIL. Decreto sem número de criação do Parque Nacional da Serra da Bodoquena. [on line]. Disponível em: www.ibama.gov.br. Capturado em 15/05/2005.

BRASIL. Ministério das Minas e Energia. Secretaria Geral. Projeto RADAMBRASIL. Folha Se. 21 Corumbá. *Geologia, geomorfologia pedologia, vegetação e uso potencial da terra*. Rio de Janeiro. 544 p. il. 5 mapas. 1982.

BRASIL. *Diretrizes e Bases para uma política Nacional de Ecoturismo*. Brasília, EMBRATUR. 48 p. 1994

BRASIL. *Decreto nº 4.297, de 10 de julho de 2002. Sobre critérios para o Zoneamento Ecológico-Econômico no Brasil e dá outras providências*. Publicado no Diário Oficial da União de 10 de julho de 2002.

BROWNE, D., CARBONELL, M. e KEMPKA, D. *Upper Paraguay River Basin GIS Database - Pilot Project I* -. Memphis: Ducks Unlimited, Inc.2003.

CÂMARA, G. SOUZA, R.C.M., FREITAS, U. M. e GARRIDO, J. Spring: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling. *Computers & Graphics*, 20: (3) 395-423, May-Jun 1996.

CENTRO BRASILEIRO DE REFERÊNCIA E APOIO CULTURAL (CEBRAC). *Analysis of the Environmental Impact Study (EIA/RIMA) For the Araguaia-Tocantins Hidrovia Project :A Report by a Blue-Ribbon Panel of Independent Experts*. Brasília: CEBRAC. 2000.

CHHATRE, A. e SABERWAL, V. Political Incentives for Biodiversity Conservation. *Conservation Biology* 19(2): 310-317. 2005.

COHEN, J. A Coefficient of Agreement for Nominal Scales. *Educational and Psychological Measurement*. v. 20. n. 1. p. 37-46. 1960.

COLLI, G.R., BASTOS, R.P. & ARAÚJO, A.F.B. 2002. The Character and Dynamics of the Cerrado. In *The Cerrados of Brazil: Ecology and Natural History of a Neotropical Savanna*. Columbia University Press, New York, p. 223-241. 2002.

COUTINHO, L.M. 2006. O conceito de bioma. *Acta bot. bras.* 20(1): 1-11.

CREPANI, E. e MEDEIROS, J. S. Imagens CBERS + Imagens SRTM + Mosaicos GeoCover LANDSAT em ambiente SPRING e TerraView: Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento gratuitos aplicados ao desenvolvimento sustentável. In: *Simpósio brasileiro de sensoriamento remoto. (SBSR)*. Goiânia/São José dos Campos: INPE. p. 2637-2644. CD-ROM. [on-line]. ISBN 85-17-00018-8. Disponível em: <http://urlib.net/ltid.inpe.br/sbsr/2004/11.19.18.07>. Capturado em: 13/12/2005.

CUTLER, M.R. Wilderness Decisions: Values and Challenges to Science. *Journal of Forestry*, v.78, n.2. 1980.

DIAS, J. *As potencialidades paisagísticas de uma região cárstica: o exemplo de Bonito-MS*. Presidente Prudente: Unesp. 1998. (Dissertação de Mestrado)

DIEGUES, A.C. Repensando e recriando as formas de apropriação comum dos espaços e recursos naturais. In: VIEIRA, P.F.; WEBER, J. (org.). *Novos desafios para a pesquisa ambiental*. São Paulo: Cortez. p. 407-432. 1997.

DURIGAN, G. . Restauração da Cobertura Vegetal em Região de Domínio do Cerrado. In: GALVÃO, A. P. M. e PORFÍRIO-DA-SILVA, V. (Orgs.). *Restauração Florestal: Fundamentos e Estudos de Caso*. 1 ed. Colombo: Embrapa Florestas. v. p. 103-118. 2005.

EASTMAN, J.R. *Idrisi for Windows: Introdução e Exercícios Tutoriais*. (Editores da versão em português Heinrich Hasenack e Eliseu Weber). Porto Alegre, UFRGS. Centro de Recursos Idrisi. 1998.

EHRENFELD, D. Sustainability: living with imperfection. *Cons. Biol.* 19 (1) 33-35. 2005.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). *Monoculturas no cerrado do centro-oeste brasileiro*. [on line]. Disponível em: <http://www.cnps.embrapa.br/>. Capturado em: 04/05/2007.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). *Sistema brasileiro de classificação de solos*. Brasília: Embrapa. 412p. 1999.

ESRI. *Intelligent GIS*. [on line]. Disponível em: <http://www.esri.com/software/arcgis/concepts/intelligent.html>. Capturado em: 08.03.2005.

FEARNSIDE, P.M. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, rates and consequences. *Conservation Biology* 19(3): 680-688. 2005.

FEARNSIDE, Philip M. *Global implications of Amazon frontier settlement: carbon, Kyoto and the role of Amazonian deforestation*. 2004.

FELFILI, J. M. . Fragmentos de florestas estacionais do Brasil Central: diagnóstico e proposta de corredores ecológicos.. In: COSTA, R. B. C. (Org.). *Fragmentação florestal e alternativas de desenvolvimento rural na região Centro-Oeste*.. 1 ed. Campo Grande: UCDB. v. 1. p. 139-160. 2003.

FERNANDEZ, F. A. S. *As ações humanas sobre a natureza pré-histórica, ou o poema imperfeito*. In: Anais do II Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação, Volume I (Conferências e Palestras): 162-173. 2000.

FERNANDEZ, F. A. S., ALMEIDA, L. E.A.B. CULLEN JR., C.S. MARTINS, P.P. O, VALLADARES PÁDUA, C., RAMBALDI, A. SCARIOT,, F.A. SILVEIRA, T.H.D.A. VIDIGAL e VIEIRA, D.L.M.. Manejo das populações naturais nos fragmentos. Capítulo 13 In Rambaldi, D. & D. Oliveira (orgs.), *-Fragmentação de Ecossistemas: Causas, Efeitos sobre a Biodiversidade e Recomendações de Políticas Públicas*. Ministério do Meio Ambiente / Secretaria de Biodiversidade e Florestas, Brasília, pp. 327-346. 2003.

FERREIRA, L. V.; LAURENCE, W. F. Effects of forest fragmentation on mortality and damage of selected tree in central Amazonia. *Conservation Biology*, 20: 243-246. 1997.

FERREIRA, N. C., FERREIRA JR, L. G., HUETE, A., MIZIARA, F. e FERREIRA, M. E. *Causas e Efeitos dos Desmatamentos na Amazônia: Uma análise a partir de dados orbitais, cartográficos e censitários*. In: Anais XIII Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto. Florianópolis: INPE, p. 6721-6728. 2007

FORMAN, R.T.T. & GODRON, M. *Landscape ecology*. New York, John Wiley. 1986.

FURLAN, A. S. . Ecoturismo: do sujeito ecológico ao consumidor da natureza. In: BALASTRERI RODRIGUES, A. (Org.). *Ecoturismo no Brasil*. 1 ed. São Paulo: Editora Contexto.v. p. 47-58. 2003.

GEIST, H. e LAMBIM, E. *What drives tropical deforestation? A meta-analysis of proximate causes and underlying sources of deforestation based on subnational case study evidence*. LUCC Report Series No. 4. 2001.

GLOBAL LANDCOVER FACILITY (GLCF). Imagem Landsat TM⁺. Path/row: 226/074. [on line]. Disponível em: <http://glcf.umiacs.umd.edu/data/>. Capturado em 02/02/2007.

GOBBI, W.A.O. Modernização agrícola no cerrado mineiro: os programas governamentais da década de 1970. *Caminhos de Geografia*. [on line]. p. 130-149. Disponível em: http://www.ig.uf.br/caminhos_de_geografia.html. Capturado em: 29/07/ 2004.

GUIMARÃES, E.N., LEME, H.J.de C. Caracterização histórica e configuração espacial da estrutura produtiva do Centro-Oeste. HOGAN, Daniel Joseph *et al* (orgs.). *Migração e ambiente no Centro-Oeste*. Campinas: Núcleo de Estudos de População/UNICAMP: PRONEX, pp. 17-85, 2002.

HANSKI, I.A. e GILPIN, M.E. *Metapopulation Biology- Ecology, Genetics, and Evolution*. San Diego: Academic press. 1997.

HARRIS, M.B.; ARCANGELO, C.; PINTO, E.C.T.; CAMARGO, G.; RAMOS NETO, M.B. e SILVA, S. M. *Estimativas de perda da área natural da Bacia do Alto Paraguai e Pantanal Brasileiro*. Campo Grande: Conservação Internacional. Relatório técnico não publicado. 2005.

HARRISON, S., MURPHY, D. D. & EHRLICH, P. R. Distribution of the Bay Chekerpot Butterfly *Euphydryas editha bayensis*: evidence for a metapopulation model. *Am. Nat.* 132:360-382. 1988.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Levantamento sistemático da produção agrícola*. [on line]. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/lspa/default.shtm>. Capturado em: 13/06/2007.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). Censo Demográfico 2000: Características da População e dos Domicílios: Resultados do universo. [on line]. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2000/>. Capturado em: 23/04/2006.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *mapas/malhas_digiais/municipio_2005/E500/Proj_Geografica/ArcView_shp/Uf/M S*. [on line]. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home>. Capturado em: 22/010/2005.

INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS DA AMAZÔNIA (INPA). Projeto Dinâmica Biológica de Fragmentos Florestais (PDBFF). [on line]. Disponível em: <http://pdbff.inpa.gov.br/instituto1p.htm>. Capturado em 13/03/2007.

JEPSON, W. A disappearing biome? Reconsidering land-cover change in the brasilian savanna. *The Geographic Journal*. 171 (2):99-111. 2005.

KAGEYAMA, P. e GANDARA, F. B. Recuperação de áreas ciliares. Pp. 249-269. In: RODRIGUES, R. R. & LEITÃO FILHO, H. F. (eds.). *Matas ciliares: conservação e recuperação*. EDUSP, São Paulo. 2000.

KINKER, S. *Conservação da natureza em Parques Nacionais*. Campinas: Papirus. 2002.

LAURANCE, W.F. & R.O. BIERREGAARD JR. *Tropical forest remnants: ecology, management, and conservation of fragmented communities*. The University of Chicago Press, Chicago. 1997.

LEDRU, M. P. Late quaternary environmental and climate changes in Central Brazil. *Quaternary Research*. 39: 90-98. 1993.

LOMOLINO, M. V., e PERAULT, D. R. Island biogeography and landscape ecology of mammals inhabiting fragmented, temperate rainforests. *Global Ecology and Biogeography* 10:113-132. 2001.

LOPES, R.J. *Diversidade aos pedaços: Levantamento mostra os perigos que a fragmentação de ecossistemas em áreas pequenas e isoladas traz para a fauna e a flora brasileiras*. [on line]. Disponível em http://www2.uol.com.br/sciam/conteudo/materia/materia_53.html. Capturado em 23/05/2004.

LOVEJOY, T. E.; BIERREGAARD, R. O.; RYLANDS, A. B.; MALCOLM, J. R.; QUINTELA, C. E.; HARPER, L. H.; BROWN, K. S.; POWELL, A. H.; POWELL, G. V. N.; SCHUBART, H. O. R. e HAYS, M. B. Edge and other effects of isolation on Amazon forest fragments. In: Soulé, M. E. (Ed.). *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer, Sunderland, Massachusetts, USA. p. 257-285. 1986.

MACHADO, R.B., M.B. RAMOS NETO, P.G.P. PEREIRA, E.F. CALDAS, D.A. GONÇALVES, N.S. SANTOS, K. TABOR e M. STEININGER. *Estimativas de*

perda da área do Cerrado brasileiro. Brasília: Relatório técnico não publicado. Conservação Internacional. 2004

MANGABEIRA, J. A. C., AZEVEDO, E. C. e LAMPARELLI, R.A.C. Avaliação do levantamento de uso das terras por imagens de satélite de alta e média resolução espacial. Campinas: Embrapa. *Comunicado técnico*. 11:1-15. 2003.

MARIANI, M. A. P. *Geografia e turismo no paraíso das águas: o caso de Bonito*. São Paulo. Faculdade de Filosofia, Letras e Ciências Humanas. Universidade de São Paulo (Tese de Doutorado). 265p. 2000.

MARTINS, I. C. M., BRITO, C. F. P., MARTINS, A. K. E. e VIANA, R. H. O. *Análise temporal da dinâmica do uso e cobertura da terra nas Fazendas Lago Verde e Barreirinha, localizadas no município da Lagoa da Confusão-TO*. Florianópolis: INPE. p 2833-2839.

METZGER, J.P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* . 71:445-463. 1999.

METZGER, J.P. O que é ecologia de paisagens?. *Biota Neotropica*. [on line]. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br>. Capturado em 20/12/2001.

METZGER, J. P. Delineamento de experimentos numa perspectiva de ecologia da paisagem.. In: CULLEN JÚNIOR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Orgs.). *Métodos de estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre*. 1 ed. Curitiba: Editora UFPR e Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. p. 539-553. 2003.

MICHELS, I. L. e OLIVEIRA, T. C. M. Bordas do Pantanal: ocupação, dinamismo e meio ambiente. *Geosul*. Florianópolis. v. 5. n. 30. p. 65-89. 2000.

MINISTÉRIO DO MEI AMBIENTE (MMA). Atualização das áreas prioritárias2006: *Processo de atualização das áreas prioritárias para a conservação, uso*

sustentável e repartição de benefícios da biodiversidade brasileira. [on line]. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/index.php?ido=conteudo.monta&idEstrutura=72&idMenu=3812>. Capturado em 10/08/2007.

MIRANDA, J. I. *Fundamentos de Sistemas de Informações Geográficas*. Brasília: Embrapa, 2005

MIRANDA, E.E. DE; DORADO, A.J.; GUIMARÃES, M.; MANGABEIRA, J.A.; MIRANDA, J.R.; LOURENÇO, F.A. e MONTEIRO, N.A. *Sistemas de informaciones geográficas como instrumento complementario para la evaluación de sistemas de producción sostenibles*. Campinas: ECOFORÇA. 1995.

MITTERMEYER, R.A.; MYERS, N. e MITTERMEIER, C.G. *Hotspots Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions*. CEMEX Conservation International. 1999.

MITTERMEIER, R. A., PATRICIO R. G, HOFFMAN, M. THOMAS, P., BROOKS, C. G. M., LAMOREUX, J. e FONSECA, G. A. B. *Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Endangered Terrestrial Ecoregions*. Conservation International. 2005.

MORAES, W. V. *Ecoturismo: um bom negócio com a natureza*. Viçosa: UFV. v. 1. (Série Ecoturismo). 2000.

MULLER, C.C. Políticas governamentais e expansão recente da agropecuária no Centro-Oeste. In: MULLER, C. C. *Planejamento e políticas Públicas*. Brasília: IPEA. n.3. p.45-74.1990.

NETO, S. L. R. *Sistemas de informação geográfica*. [on line]. Disponível em: <http://www.cav.udesc.br/~engrural/ie/eventos/cursosig.html>. Capturado em: 9/2/2007.

NOGUEIRA, J. M. *Estudo da sustentabilidade da soja no Brasil*. Relatório Técnico parte I. Brasília: WWF, 2002.

NOVO, M.E.M.L. *Sensoriamento Remoto: princípios e aplicações*. São Paulo, Edgard Blucher, 1989.

QUEIROGA, L.J e RODRIGUES, E. *Efeito de Borda em fragmentos de Cerrado em áreas de Agricultura do Maranhão, Brasil*. [on line]. Disponível em: www.uel.br/cca/agro/ecologia_da_paisagem/_tese/joel.pdf. Capturado em 18/05/05

PEDLOWSKI, M. A., DALE, V. H., MATRICARDI, E. A.T., SILVA FILHO, E.P. Patterns and impacts of deforestation in Rondônia, Brazil. *Landscape and Urban Planning*. v. 38, p. 149-157, 1997.

PEDROSO, I. L. P. B. e SILVA, A. R. P. O papel das políticas públicas no desenvolvimento agroindustrial de Rio Verde – GO. *Caminhos de Geografia*. [on line]. Disponível em: http://www.ig.ufu.br/revista/volume15/artigo3_vol15.pdf. Capturado em: 17/08/2005.

PEDRON, F. A., POELKING, E.L., DALMOLIN, R.S.D., AZEVEDO, A. C. e KLAMT, E. A aptidão do uso da terra como base para o planejamento da utilização do uso de recursos naturais no município de São João da Polêsine RS. *Ciência Rural*. 36 (01). pp 105-112. 2006.

PEDROSO, I. L. P. B.; GOBBI, W. A. O.; CLEPS JÚNIOR, J.; PESSOA, V. L. S. Modernização e Agronegócio: as transformações socioeconômicas recentes em Rio Verde (GO). In: *Anais do 2º Encontro dos Povos do Cerrado, Pirapora (MG)*. Em CD Rom. 2004.

PIRES, M. O. *Região Centro Oeste: Consolidando a Fronteira, aspectos da região relevantes para atuação conjunta das organizações não governamentais..* Brasília: IFAS. 2000.

PIVELLO, V.R.; BITENCOURT, M.D.; MESQUITA JÚNIOR, H. N. e BATALHA, M.A. Banco de dados em SIG para ecologia aplicada: exemplo do Cerrado Pé-de-Gigante, SP. *Caderno de Informações Georreferenciadas – CIG*. 1 (3): artigo 4. [on line]. Disponível em <http://www.cpa.unicamp.br/revista/cigv1n3a4.html>. Capturado em 05/12/1999.

PLANO DE CONSERVAÇÃO DA BACIA DO ALTO PARAGUAI. PROGRAMA NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (PCBAP). *Análise integrada e prognóstico da bacia do Alto Paraguai*. Brasília: MMA/SEMAM/PNMA. v.3. 370p.1997.

POUDEVIGNE, I. e BAUDRY, J. The implication of past and present landscape patterns for biodiversity research: introduction and overview. *Landscape Ecology*. 3(18): 223-225. 2003.

PRANCE, G.T. 1987. Vegetation. Pp. 28-44. In: T.C. Whitmore & G.T. Prance (eds.). *Biogeography and Quaternary History in Tropical America*. Oxford, Clarendon Press.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. *Biologia da conservação*. Londrina: E. Rodrigues. 328 p. 2001.

RAMBALDI, D.M. & OLIVEIRA, D.A.S. *Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a Biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. MMA/SBF, Brasília. 2003.

RIBEIRO, J. F. ; SCHIAVINI, Ivan . Recuperação de Matas de Galeria na região do Cerrado: A integração da oferta ambiental e com a biologia das espécies.. In: RIBEIRO, J. F. (Org.). *Cerrado Mata de Galeria*. 1 ed. Planaltina: Embrapa Cerrados. v. p. 137-153. 1998.

RIBEIRO, J. F. e WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma cerrado. Pp. 89-166. In: SANO, S. M. e ALMEIDA, S. P. (eds.). *Cerrado: ambiente e flora*. Planaltina: EMBRAPA - CPAC. 1998.

RODRIGUES, A.S.L., ANDELMAN, S.J., BAKARR, M.I., BOITANI, L., BROOKS, T.M., COWLING, R.M., FISHPOOL, L.D.C., FONSECA, G.A.B., GASTON, K.J., HOFFMANN, M., LONG, J.S., MARQUET, P.A., PILGRIM, J.D., PRESSEY, R.L., SCHIPPER, J., SECHREST, W., STUART, S.N., UNDERHILL, L.G., WALLER, R.W., WATTS, M.E.J. E YAN, X. Effectiveness of the global protected area network in representing species diversity. *Nature*, 428, 640-643. 2004.

RODRIGUES, E. Conservação em Paisagens fragmentadas. In: Laury CULLEN JR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PÁDUA, C.. (Orgs.). *Métodos de estudos em Biologia da conservação e Manejo da vida Silvestre*. 1 ed. Curitiba: Editora Universidade Federal do Paraná. p. 481-511. 2003.

ROWLEY, L., EDWARDS, P. K. Edges – their effect on vegetation and wildlife. *Land for Wildlife Note*. 4. November.1999

RUSCHMANN, D. *Turismo e planejamento sustentável: a proteção do meio ambiente*. Campinas: Papirus.(Coleção Turismo). 1997.

SABINO, J., ANDRADE, L. P. Uso e conservação da ictiofauna no ecoturismo da região de Bonito, Mato Grosso do Sul: O mito da sustentabilidade ecológica no Rio Baía Bonita (aquário natural de bonito). *Biota Neotropica*. v 3. n 2. 2003. [online]. Disponível em <http://www.biotaneotropica.org.br>. Capturado em 25/06/2006.

SAWYER, D. População, Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável no Cerrado. In: _____. *Migrações e ambiente no Centro-Oeste*. Campinas: Núcleos de Estudos de População/UNICAMP: PRONEX, 2002.

SEMWAL, R.L., NAUTIYAL, S, SEN, K.K., RANA, U., MAIKHURI, R.K., RAO, K.S. e SAXENA, K.G. 2004. Patterns and ecological implications of agricultural land-use changes: a case study from central Himalaya, India. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 102: 81-92. 2004.

SILVA, J. S. V., VENDRUSCULO, L. G., SANTOS, E. H., CRUZ, S.A. B e MAURO, R. A. Zoneamento ecológico-econômico do Mato Grosso do Sul: uma proposta. In: EMBRAPA. *Anais 1º Simpósio de Geotecnologias no Pantanal*. Campo Grande: Embrapa Informática Agropecuária/INPE. p.700-709. 2006.

STEFANES, M., SORIANI, R. R., SOUZA, L. A., TEIXEIRA, R. C., FERREIRA, E. e PARANHOS FILHO, A. C. Organização e espacialização das autorizações ambientais para desmatamento emitidas pelo IMAP em Mato Grosso do Sul. In: Embrapa/INPE. *Anais do 1º Simpósio de Geotecnologias do Pantanal*. Campo Grande: Embrapa/INPE. p.549-558. 2006.

TABARELLI, M.; GASCON, C. Lessons from fragmentation research: improving management and policy guidelines for biodiversity conservation. *Conservation Biology*. 19 (3): 734-739. 2005.

TURNER, M. G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 20: 171-197. 1989.

VENTURIERI, A. e SANTOS, J.R. Técnicas de classificação de imagens para análise de cobertura vegetal. In: Assad, E. D; Sano, E.E. *Sistema de informações geográficas. Aplicações na agricultura*. 2 ed., Brasília: Embrapa - SPI/ Embrapa – CPAC. p.351-371. 1998.

WEINGARTNER, A. A. S. *Movimento divisionista em Mato Grosso do Sul (1889-1930)*. Porto Alegre: Ed. EST. 1995.

WASHBURNE, R. F. Wilderness Recreation Carrying Capacity: Are Numbers Necessary? *Journal of Forestry*. 80(1):726-728. 1982.

ZIMBACK, C. R. L. *Cartografia*. Botucatu: Unesp. 2003. [on line]. Disponível em: <http://www.fca.unesp.br/intranet/arquivos/Apostila%20Cartografia.pdf>. Capturado em 20/12/2003.

Capítulo 2

ARAÚJO, M. A. R. *Unidades de conservação no Brasil: da república à gestão de classe mundial*. Belo Horizonte: SEGRAC. 272p. 2007.

BARRETO FILHO, H. T. *Da Nação ao Planeta através da Natureza: uma abordagem antropológica das unidades de conservação de proteção integral na Amazônia brasileira*. São Paulo: Universidade de São Paulo. (Tese de Doutorado). 2001.

BARRETTO FILHO, H. T. Notas para uma história social das áreas de proteção integral no Brasil. In: RICARDO, F. (org.) *Terras Indígenas e Unidades de Conservação*. São Paulo: Instituto Sócioambiental. pp.53-63. 2004.

BECKER, B. K. A geografia e o resgate da geopolítica. *Revista Brasileira de Geografia*. 50. pp. 99-125. 1988.

BEHR, M. V. *Serra da Bodoquena: História, Cultura, Natureza*. Campo Grande: Free. 2001.

BÉLISLE, M. Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology. *Ecology* 86:1988-1995. 2005.

BERTOLDO, J. O novo sistema brasileiro de classificação de solos. *O Agrônomo*. 53(1). 2001.

BIRCH, C.P.D.; OOM, S.P.; BEECHAM, J.A. Rectangular and hexagonal grids used for observation, experiment and simulation in ecology. *Ecological Modelling* 206(3-4):347-359. 2007.

BOGGIANI, P. C. ; FAIRCHILD, T. R. e COIMBRA, A. M. . O Grupo Corumbá (Neoproterozóico-Cambriano) na região Central da Serra da Bodoquena, Mato Grosso do Sul (Faixa Paraguai). *Revista Brasileira de Geociências*. 23(3). p. 301-305. 1993.

BOGGIANI, P. C. ; COIMBRA, A. M. . Quaternary limestone of the Pantanal area, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*. 67 (3). p. 343-349. 1995.

BOGGIANI, P. C. Geologia da Bodoquena: Por que Bonito é bonito? In: SCREMIN-DIAS, E.; POTT, J. A.; HORA, R. C. e SOUZA, P. R. *Nos jardins submersos da Bodoquena: um guia de identificação de plantas aquáticas de Bonito e região*. Campo Grande: Ed. UFMS. p.10-23. 1999a.

BOGGIANI, Paulo C. Serra da Bodoquena: Parque Nacional ou APA? Campo Grande, *Folha do Povo*, 11.11.1999 b.

BRASIL. *Lei Federal nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC e dá outras providências*. Publicada no Diário Oficial da União de 19 de julho de 2000.

BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil de 1988. Cap. IV (do meio ambiente). [on line]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Constituicao/Constitui%C3%A7ao.htm.

Capturado em: 13/04/2006.

BUNN, A.G.; URBAN, D.L.; KEITT, T.H. Landscape connectivity: a conservation application of graph theory. *Journal of Environmental Management* 59:265-278. 2000.

CÂMARA, G. SOUZA, R.C.M., FREITAS, U. M. e GARRIDO, J. Spring: Integrating remote sensing and GIS by object-oriented data modelling. *Computers & Graphics*, 20: (3) 395-423, May-Jun 1996.

CÂNDIDO JUNIOR, J. F. The contribution of community ecology to choice and design of natural reserves. *Ciência e Cultura*. 45(2):100-103. 1993

CORRÊA, M. S. *De sem-terra a com-pedra*. [on line]. Disponível em: <http://arruda.rits.org.br/oeco/servlet/newstorm.ns.presentation.NavigationServlet?publicationCode=6&pageCode=77&textCode=16025>. Capturado em: 27/10/2006.

COUTO, P. Análise factorial aplicada a métricas da paisagem definidas em Fragstats. In: *Investigação Operacional*. 24(1). p. 109-137. 2004.

DAVENPORT, L.; RAO, A história da proteção: paradoxos do passado e desafios do futuro. In: TERBORGH J. *et al.* (orgs.) *Tornando os parques mais eficientes: estratégias para a preservação da natureza nos trópicos*. Curitiba: Ed. UFPR. p. 52-73. 2002.

DIAMOND, J.M. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for design of natural reserves. *Biological Conservation*. 7: 129-145. 1975.

DIAS, Bráulio F. S. O papel das unidades de conservação face à convenção sobre diversidade biológica e à Constituição Federal de 1988: uma análise conceitual hierarquizada. Brasília: Mimeo. 1994.

DOUROJEANNI, M. J. Análise crítica dos planos de manejo de áreas protegidas no Brasil. In: BAGER, A. (Ed.). *Áreas Protegidas: Conservação no Âmbito do Cone Sul*. Pelotas. 2003. .

DRUMMOND, J.A., FRANCO, J.L.A. e NINIS, A. B. *O estado das áreas protegidas no Brasil*. Brasília. 2006.

DUTTON, T.P. e ZOLHO, A. *The master plan for conservation and development of Archipelago of Bazaruto (Plano director de conservação para o desenvolvimento do Arquipelago do Bazaruto)*. Maputo. Ministry of Agriculture. 109pp. 1991.

EAGLES, P.F.J., McCOOL, S.F. e HAYNES, C.D.A. *Sustainable tourism in protected areas: guideline for planning and management*. Best practice protected area guideline series nº8. Switzerland: IUCN. 183p. 2002.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA (EMBRAPA). *Unidades de conservação no cerrado brasileiro*. [on line]. Disponível em: <http://www.embrapa.gov.br/>. Capturado em: 05/05/2007.

ESRI. *Intelligent GIS*. [on line]. Disponível em: <http://www.esri.com/software/arcgis/concepts/intelligent.html>. Capturado em: 08.03.2005.

FAHRIG, L. e MERRIAM, G. 1985. Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 66: 1762-1768.

FERREIRA, L. C. *A Questão Ambiental: Sustentabilidade e Políticas Públicas no Brasil*. São Paulo: Ed. Bomtempo. 1998.

FERREIRA, L. C. *Conflitos de uso de recursos naturais: Análise e Conservação de Recursos Naturais*. NEPAM, UNICAMP/PADCT, CIAMB. 9 p. (Curso de especialização).1999.

FLATHER, C. H., WILSON, K. R., DEAN, D. J. e MCCOMB, W. C. 1997. Identifying gaps in conservation networks: of indicators and uncertainty in geographic-based analysis. *Ecol. Appl.* 7(2): 531-542.

FLEISHMAN, E., MURPHY, D. D. e BRUSSARD, P. F. 2000. A new method for selection of umbrella species for conservation planning. *Ecol. Appl.* 10(2): 569-579.

FORMAN, R.T.T. & GODRON, M. *Landscape ecology*. New York, John Wiley. 1986.

GOODWIN, B. J. Is a landscape connectivity a dependent or independent variable?. *Landscape Ecology*. 18: 687-699. 2003.

GOMES, L. J. *Conflitos entre a conservação e o uso da terras em comunidades rurais no entorno do parque nacional da serra da Bocaina: uma análise interpretativa*. Campinas: Unicamp. 2002. (Tese de doutorado)

GREEN, R.E., BALMFORD, A.P., CRANE, P.R., MACE, G.M., REYNOLDS, J.D. e TURNER, R. K. A Framework for Improved Monitoring of Biodiversity: Responses to the World Summit on Sustainable Development. *Conservation Biology* 19, 56-65. 2005.

GROVES, C.R., JENSEN, D.B., VALUTIS, L.L., REDFORD, K.H., SHAFFER, M.L., SCOTT, J.M., BAUMGARTNER, J.V., HIGGINS, J.V., BECK, M.W. e ANDERSON, M.G. Planning for biodiversity conservation: Putting conservation science into practice. *Bioscience*. 52:499-512. 2002.

GUAPYASSÚ, S. M . S. *Análise da efetividade das ações de manejo e da proteção da biodiversidade em seis parques do estado do Paraná, Brasil*. Curitiba: UFPR. 2006. (Dissertação de Mestrado).

GUATURA, I. S. Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC –Lei nº 9.985, de 18/07/00. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE UNIDADES DE CONSERVAÇÃO, II. *Anais...*Campo Grande: Rede Nacional Pró - Unidades de Conservação / Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. v.1, p. 26-56. 2000.

GUIMARÃES, R. P. *The ecopolitics of development in the third world: politics and environment in Brazil*. Boulder (CO): Lynn Rienner.1991.

GUITON, T. L. Parque da Bodoquena inviabiliza ecoturismo rural. *Informativo Técnico Revista Gleba*. [on line]. Disponível em: <http://www.cna.org.br/Gleba99/2000/Set/mambientel00.htm>. Capturado em 03/12/2000.

GUSTAFSON, E. J. e PARKER, G. R. Using an index of habitat patch proximity for landscape design. *Journal of Landscape and Urban Planning* 29:117-130. 1994.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). *Levantamento sistemático da produção agrícola*. [on line]. Disponível em:

<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/indicadores/agropecuaria/lspa/default.shtm>. Capturado em: 13/06/2007.

INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS (Ibama) e FUNDO MUNDIAL PARA A NATUREZA (WWF). *Guia de Chefe: Manual de apoio e gerenciamento de unidades de conservação federais*. [on line]. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/siucweb/guiadechefe/java.htm>. Capturado em: 25/05/2006.

IUCN. *Parks for Life: Report of the IVth World Congress on Natinal Parks and Protected Areas*. Gland (Suíça): IUCN.1993.

HANSKI, I.A. e GILPIN, M.E. *Metapopulation Biology- Ecology, Genetics, and Evolution*. San Diego: Academic press. 1997.

HASSLER, M. L. The importance of the units of conservation in Brazil. *Sociedade & Natureza*. 17(33): p79-89.2005a.

HASSLER, M. L. Legislação ambiental e unidades de conservação no Brasil. *Rev. El. Mestr. Ed. Amb.*14. p 1.-17. 2005b.

HIGGINS, J., BRYER, M., KHOURY, M. e FITZHUGH, T. 2005. A freshwater classification approach for biodiversity conservation planning. *Cons. Biol.* 19(2): 432-445.

HOCKINGS, M. e PHILLIPS, A. How well are we doing? some thoughts on the effectiveness of protected areas. *Parks* 9(2): 5-14. 1999.

Mac ARTHUR, R.H. e WILSON, E.O. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton University Press (Princeton, NJ). 1967.

LAURENCE, W.F. Edge effects in tropical forest fragments: application of a model for the design of nature reserves. *Biological Conservation*. 57:205-219. 1991.

MAGRO, T. C. Percepções do Uso Público em UCs de Proteção Integral. In: Alex Barger. (Org.). *Áreas Protegidas: Conservação no Âmbito do Cone Sul*. Pelotas. 1 ed. Pelotas: edição do editor. v. 1.p. 87-98.2003.

MAGNUSSON, W.e MOURÃO, G. *Statistics without mathematics*. Editora Planta. 136 p. 2004.

MARGULES, C.R., PRESSEY, R.L. e WILLIAMS, P.H. Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation. *J. Biosc.* 27:309-26. 2002.

MARGULES, C.R. e PRESSEY, R.L. Systematic conservation planning. *Nature* 405:243-53. 2000.

MARTENSEN, A. C. DEVELEY, P e METZGER, J. P. W. Variação da abundância e riqueza de espécies de aves de sub-bosque numa paisagem fragmentada. In: *SIMBIOTA I - I Simpósio do Programa Biota/Fapesp*. 2000.

MARTINO, D. Buffer Zones Around Protected Areas: A Brief Literature Review. *Electronic Green Journal*. 15. 2001

MAY, R. M. Island biogeography and the design of wildlife preserves. *Nature*. 254: 177-178. 1975

McGARIGAL, K.e MARKS, B. J. *Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure*. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351. Portland, OR: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 122p.1995.

MERRIAM, G. Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. Pages 5-16. In: J. Brandt and P. Agger, editors. *Proceedings of the First International Seminar on Methodology in Landscape Ecological Research and Planning*. Theme I: Landscape Ecological Concepts. v 1. Roskilde University Centre Book Company, Roskilde, Denmark. 1984.

METZGER, J.P. Estrutura da paisagem e fragmentação: análise bibliográfica. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* . 71:445-463. 1999.

METZGER, J.P. O que é ecologia de paisagens?. *Biota Neotropica*. [on line]. Disponível em: <http://www.biotaneotropica.org.br>. Capturado em 20/12/2001.

METZGER, J. P. Delineamento de experimentos numa perspectiva de ecologia da paisagem.. In: CULLEN JÚNIOR, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. (Orgs.). *Métodos de estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre*. 1 ed. Curitiba: Editora UFPR e Fundação O Boticário de Proteção à Natureza. p. 539-553. 2003.

METZGER, J. P. e CASATTI, L. Do diagnóstico à conservação da Biodiversidade: o estado da arte do programa BIOTA/FAPESP. *Biota neotropica*.Campinas.6 (2). p. 1-14. 2006.

MILANO, M. S. Planejamento em unidades de conservação: um meio e não um fim. In: *Anais do Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*. Curitiba: IAP. v.1, p.150-165. 1997.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. O Brasil e a convenção sobre diversidade biológica. [on line}. Disponível em <http://www.mma.gov.br/index.php?ido=conteudo.monta&idEstrutura=72&idMenu=2337>. Capturado em 13/08/2007.

MELO, M. M. ; SAITO, C. H. . Análise de Conteúdo aplicada ao estudo da relação Unidade de Conservação-comunidade no Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros. In: 22a Reunião Brasileira de Antropologia. *Anais da 22a Reunião Brasileira de Antropologia*. Brasília : Associação Brasileira de Antropologia. 2000.

MORAES, S. R. R. e TUROLLA, F. A. *Visão geral dos problemas e da política ambiental no Brasil*. *Informações Econômicas*. 34(4). 2004.

MORSELLO, C. *Áreas protegidas públicas e privadas: seleção e manejo*. São Paulo:Anablume/ Fapesp. 2001.

NUNES, V. L. B., GALATI, E. A. B., NUNES, D. B., ZINEZZI, R. O., SAVANI, E. S. M. M., ISHIKAWA, E., CAMARGO, M. C. G. O., D'ÁURIA, S. R. N., CRISTALDO, G. e ROCHA, H. C. Ocorrência de leishmaniose visceral canina em assentamento agrícola no Estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. *Rev. Soc. Bras. Med. Trop.* .34(3). 2001

ÓRGÃO GESTOR DA POLÍTICA NACIONAL DE EDUCAÇÃO AMBIENTAL (OGPNEA). *Programa Latino-americano e caribenho de educação ambiental: série documentos técnicos nº5*. Brasília: OGPNEA. 2005.

OLIVA, A. e MAGRO, T. C. A evolução do planejamento do entorno das unidades de conservação de proteção integral. In: *Anais do IV Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação*. Curitiba: Fundação O Boticário de Proteção à Natureza/Rede Nacional de Unidades de Conservação. v. 1. p. 462-473. 2004.

PICKETT, S.T.A; PARKER, V.T. e FIEDLER, L. The New Paradigm In Ecology: Implications For Conservation Biology Above The Species Level. In: Fiedler, L.; Jain, S.K. (Ed.). *Conservation Biology: The Theory And Practice Of Nature Conservation, And Management*. New York: Chapman And Hall, pp.65 –68. 1992.

PLANO DE CONSERVAÇÃO DA BACIA DO ALTO PARAGUAI. PROGRAMA NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (PCBAP). *Análise integrada e prognóstico da bacia do Alto Paraguai*. Brasília: MMA/SEMAM/PNMA. v.3. 370p.1997.

PRESTON, F. W. The canonical distribution of commonness and rarity: Part I. *Ecology* 43: 185-215. 1962.

RAMBALDI, D.M. e OLIVEIRA, D.A.S. *Fragmentação de ecossistemas: causas, efeitos sobre a Biodiversidade e recomendações de políticas públicas*. MMA/SBF, Brasília. 2003.

REDE PRÓ UNIDADES DE CONSERVAÇÃO (Rede PróUC). Parque Nacional da Serra da Bodoquena. [on line]. Disponível em: <http://www.redeprouc.org.br/publicacoes/grupoiguacu/06.pdf>. Capturado em: 03/03/2007.

RIBEIRO, M. C. ; METZGER, J.P. ; CALENGE, C. ; MARTENSEN, A.C. ; LINHARES, C.A. ; LIMA, A. e CIOCHETI, G. . Programa LSmetrics para cálculo de índices de conectividade e percolação. In: *VIII Congresso Brasileiro de Ecologia do Brasil - Ecologia em tempo de mudanças Globais* . Caxambú, MG. (Publicado - CDROM). 2007.

RIBEIRO, J. F. e WALTER, B. M. T. Fitofisionomias do bioma cerrado. Pp. 89-166. In: SANO, S. M. e ALMEIDA, S. P. (eds.). *Cerrado: ambiente e flora*. Planaltina: EMBRAPA - CPAC. 1998.

ROWLEY, L. EDWARDS, R. e KELLY, P. Edges – their effects on vegetation and wildlife. *Land for Wildlife Note*. 4: 1-2. 1999.

RUNTE, A. National Parks: The American Experience. *The Journal of Applied Ecology*. 17(2). pp. 520-521. 1980.

SHAFER, C. L. *Nature reserves: island theory and conservation practice*. Smithsonian Institution Press, Washington. 1990.

SARKAR, S., JUSTUS, J., FULLER, T., KELLEY, C., GARSON, J. e MAYFIELD, M. 2005. Effectiveness of environmental surrogates for the selection of conservation area networks. *Cons. Biol*. 19(3): 815-825.

SCHERL, L.M., WILSON, A., WILD, R., BLOCKHUS, J., FRANKS, P., McNEELY, J. A. e McSHANE, T.O. *As áreas protegidas podem contribuir para a redução da pobreza? Oportunidades e limitações*. Gland (Suíça)/Cambridge (Reino Unido): IUCN. 60pp. 2006.

SEMWAL, R.L., NAUTIYAL, S., SEN, K. K., RANA, U., MAIKHURI, R.K., RAO, K. S., SAXENA, K. G. Patterns and ecological implications of agricultural land-use changes: a case study from central Himalaya, India. *Agriculture, Ecos. and Environ*. 102: 81-92. 2004.

SILVA, M. F. da. *Impactos Ambientais do Ecoturismo: o caso de Bonito-MS*. Curitiba: UFPR (Tese de Doutorado). 2002.

SILVA, N. M. *Caracterização morfoopedológica da bacia do rio Formoso, Bonito-MS, e suas implicações ecológico-ambientais*. Cuiabá: UFMT. 2000. (Dissertação de Mestrado).

SOUSA, A. C. A. A evolução da política ambiental no Brasil do século XX. *Rev.de Ciência Política*. 26. 2006.

SPECTOR, S. e FORSYTH, A. B. 1998. *Indicator taxa for biodiversity assessment in the vanishing tropics*. Cambridge, Cambridge University Press.

TAYLOR, P. D., L. FAHRIG, K. HENEIN, e G. MERRIAM. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68(3):571-573. 1993.

THERBORG, J. e VAN SCHAIK, C. Por que o mundo necessita de Parques. In: THERBORG, J.; VAN SCHAIK, C.; DAVENPORT, L.; RAO, M. (orgs.). *Tornando os parques eficientes: estratégias para a conservação da natureza nos trópicos*. Curitiba: Fundação O Boticário/UFPR. 2002.

THERBORG, J. Preservation of natural diversity: the problem of extinction prone species. *Bioscience* 24: 715-722. 1974.

THOMAS, K. *O homem e o mundo natural*. São Paulo: Companhia das Letras. 1989.

TISCHENDORF, L. e FAHRIG, L. On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos* 90:7–19. 2000a.

TISCHENDORF, L.e FAHRIG, L. How should we measure landscape connectivity? *Landscape Ecology* 15:633-641. 2000b.

TRAKHTENBROT, A. e KADMON, R. 2005. Environmental cluster analysis as a tool for selecting complementary networks of conservation sites. *Ecol. Appl.* 15(1): 335-345.

TURNER, M. G. Landscape ecology: the effect of pattern on process. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 20: 171-197. 1989.

TURNER, M.G. Landscape Ecology: What is the State of the Science? *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 36: 319-44.2005.

TURNER, M. G. e GARDENER, R H. Quantitative methods in landscape ecology: an introduction. In: *Quantitative methods in landscape ecology: The analysis and interpretation of landscape heterogeneity*. New York: Springer Verlag. p. 3 – 14. 1990.

VARGAS, I. A. DE e HEEMANN, A. Sentir o paraíso no Pantanal: reflexões sobre percepção e valoração ambientais. In: *Desenvolvimento e Meio Ambiente: Diálogo de saberes e percepção ambiental*. Curitiba, PR: Editora da UFPR, n.7, 2003. (p. 135-148).

VENTURIERI, A. e SANTOS, J.R. Técnicas de classificação de imagens para análise de cobertura vegetal. In: Assad, E. D; Sano, E.E. *Sistema de informações geográficas. Aplicações na agricultura*. 2 ed., Brasília: Embrapa - SPI/ Embrapa – CPAC. p.351-371. 1998.

WAGNER, H.H. e FORTIN, M. J. Spatial analysis of landscapes: concepts and statistics. *Ecology* 86: 1975-1987. 2005.

WALLACE, G. N., BARBORAK, J. R., MacFARLAND, C. Land use planning and regulation in and around protected areas: a study of legal framework, best practices and capacity building needs in Mexico and Central America. *Natureza & Conservação*. 3(2). pp 147-167. 2005.

WETTERBERG, J. M. T.; QUINTÃO, A. T. B. e PRADO, C. F. P. D. *Decade of progress for south American National Parks: 1974- 1984*. Washington: International Affairs of the National Park Service, U. S. 1985.

WIERSMA, Y.F.e URBAN, D.L. Beta diversity and nature reserve system design in the Yukon , Canada . *Cons. Biol.* 19:1-11. 2005.

ZAR, J.H. *Biostatistical analysis*. 4^aed. New Jersey: Prentice-Hall, Inc.. 663p +212App. 1999.

UEZU, A., METZGER, J.P. e VIELLIARD, J.M.E. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven atlantic forest bird species. *Biological Conservation* 123:507-519. 2005.

URBAN, D.e KEITT, T. Landscape connectivity: a graph-theoretic perspective. *Ecology*. 82(5):1205-1218. 2001.

URBAN, D.L. Modeling ecological processes across scales. *Ecology*. 86(8):1996-2006. 2005.

Anexos

Anexo I

Lista de espécies observadas na área de estudo:

Fitofisionomia	Espécies representativas	Nome vulgar	Familia	Estádio sucessional	Coordenadas (UTM) X;Y
Cerradão	<i>Bowdichia virgiloides</i>	Sucupira-preta	Leguminosae-	Inicial-médio	561936;7623303
	<i>Qualea grandiflora</i>	Pau-terra	Papilionidae.		
			Vochysiaceae		
	<i>Anandanthera falcata</i>	Angico-preto	Leguminosae-		
			Mimosaceae		
	<i>Diptychandra arantiaca</i>	carvão-vermelho	Leguminose-		
			Caesalpinioideae		
Cerradão	<i>Terminalia argentea</i>	Capitão	Combretaceae		5758;7647000
	<i>Curatella americana</i>	Lixeira	Dilleniaceae		
	<i>Sclerolobium paniculatum</i>	Justa-conta	Leguminose-		
	<i>Tapirira guianensis</i>	Peito-de-pomba	Caesalpinioideae		
			Anacardiaceae		
Cerradão	<i>Stryphnodendron adstringens</i>	Barbatimão	Leguminosae-	Médio-avanzado	585508;7613343
			Mimosaceae		
	<i>Copaifera langsdorffii</i>	Copaiba	Leguminose-		
	<i>Tabebuia impetiginosa</i>	Ipê-amarelo	Caesalpinioideae		
	<i>Anadenanthera colubrina</i>	Angico-branco	Bignoniaceae		
			Leguminosae-		
			Mimosaceae		
Cerradão	<i>Sclerolobium paniculatum</i>	Justa-conta	Leguminose-	Inicial-médio	575624;7646821
	<i>Simarouba versicolor</i>	Pau-de-perdiz	Caesalpinioideae		
	<i>Caryocar basiliense</i>	Pequi	Simaroubaceae		
			Caryocaraceae		

	<i>Stryphnodendron adstringens</i>	Barbatimão	Leguminosae-Mimosaceae		
Cerradão	<i>Callisthene fasciculata</i> <i>Qualea parviflora</i> <i>Lafoensia pacari</i> <i>Sclerolobium paniculatum</i>	Carvoeiro Pau-terrinha Mangaba-brava Justa-conta	Vochysiaceae Vochysiaceae Lythraceae Leguminosae-Caesalpinioideae	Inicial-médio	560452;7663993
Cerrado	<i>Astronium fraxinifolium</i> <i>Dimorphandra molis</i> <i>Casearia sylvestris</i> <i>Curatella americana</i> <i>Qualea parviflora</i> <i>Myracrodruon urundeuva</i>	Gonçaleiro Faveira Cha-de-frade Lixeira Pau-terrinha Aroeira	Anacardiaceae Leguminosae-Mimosaceae Flacourtiaceae Dilleniaceae Vochysiaceae Anacardiaceae	Inicial-médio	563589;7664795
Cerrado	<i>Cecropia sp</i> <i>Astronium fraxinifolium</i> <i>Ficus sp</i> <i>Ocotea curymbosa</i>	Embaúba Gonçaleiro Canela-preta	Cecropiaceae Anacardiaceae Moraceae Lauraceae	Inicial-médio	564019;7665057
Cerrado	<i>Cordia sellowiana</i> <i>Enterolobium timbouva</i> <i>Astronium fraxinifolium</i>	Loro Tamborui Gonçaleiro	Boraginaceae Leguminosae-Mimosaceae Anacardiaceae	Médio-avanzado	567645;7664211
Pastagem (em regeneração)				Inicial-médio	550202;7655628

Cerradão	<i>Plathymenia reticulata</i> <i>Aspidosperma subincanum</i> <i>Terminalia argentia</i> <i>Acacia polyphylla</i> <i>Dimorphandra molis</i> <i>Astronium fraxinifolium</i> <i>Jacarandá mimosifolium</i>	Vinhático Guatambu Capitão Monjoleiro Faveira Gonçalves Caroba	Leguminosae-Mimosaceae Apocynaceae Combretaceae Leguminosae-Mimosaceae Leguminosae-Mimosaceae Anacardiaceae Bignoniaceae	medio-avaçado	548601;7651087
Mata ciliar	<i>Unonopsis Lindimanii</i> <i>Rapanea umbellata</i> <i>Trichilia catigua</i> <i>Tapirira guianensis</i> <i>Alibertia verrucosa</i>	Imbira-preta Pororoca Cachua Peito-de-pomba Marmelada-espino	Annonaceae Myrsinaceae Meliaceae Anacardiaceae Rubiaceae	Inicial-médio	545665;7649748
Cerradão	<i>Rapanea umbellata</i> <i>Luehea divaricata</i> <i>Terminalia argentia</i> <i>Pseudobombax tomentosum</i> <i>Tabebuia ochracea</i>	Pororoca Açoita-cavalo Capitão imbirussu Ipê-amarelo	Myrsinaceae Tiliaceae Combretaceae Bombacaceae Bignoniaceae	Inicial-médio	542475;7689401
Cerrado	<i>Cecropia sp</i> <i>Sclerolobium paniculatum</i>	Embauba Justa-conta	Cecropiaceae Leguminose-Caesalpinioideae	Inicial-médio	539807;7693426

Cerradão	<i>Aspidosperma cylindrocarpon</i> <i>Pseudobombax tomentosum</i> <i>Rollinia mucosa</i> <i>Tabebuia ochracea</i> <i>Tabebuia roseo-alba</i>	Peroba-rosa Imbirussu Ata Ipê-amarelo Tertinga	Apocynaceae Bombacaceae Annonaceae Bignoniaceae Bignoniaceae	Médio-avanzado	553743;7683816
Mata ciliar	<i>Miracrodum urundeuva</i> <i>Cecropia pachystachya</i> <i>Gazuma ulmefolia</i>	Aroeira Embaúba Mutamba Taboca	Anacardiaceae Cecropiaceae Sterculiaceae Poaceae	Inicial-médio	556809;7673991
Cerrado	<i>Myracrodruom urundeuva</i> <i>Rapanea umbellata</i> <i>Curatella americana</i>	Aroeira Pororoca Lixeira	Anacardiaceae Myrsinaceae Dilleniaceae	Inicial-médio	557572;7680483
Cerradão	<i>Anadenanthera colubrina</i> <i>Ficus sp</i> <i>Guazuma ulmifolia</i> <i>Pseudobombax tomentosum</i> <i>Cordia sellowiana</i>	Angico-branco Chico-magro Imbirussu Loro	Leg. Mimosaceae Moraceae Sterculiaceae Bombacaceae Boraginaceae	Avanzado	542927;7671243
Cerradão	<i>Terminalia argentea</i> <i>Guettarda viburnoides</i> <i>Dilodendron</i>	Capitão Veludo-branco Mulher-pobre	Combretaceae Rubiaceae Sapindaceae	Inicial-médio	528831;7673626

	<i>bipinnatum</i>				
	<i>Rapanea umbellata</i>	Pororoca	Myrsinaceae		
	<i>Cecropia</i>				
	<i>pachystachya</i>	Embaúba	Cecropiaceae		
	<i>Machaerium</i>	Jacarandá-de-	Leguminosae-		
	<i>aculeatum</i>	espinho	Papilionidae.		
Mata seca	<i>Sterculia striata</i>	Manduvi	Sterculiaceae	Médio-	527589;7668318
	<i>Ceiba sp</i>	Painera	Bombacaceae	avançado	
	<i>Anadanthera colubrina</i>	Angico-branco	Leguminosae-		
	<i>Myracrodruom</i>		Mimosaceae		
	<i>urundeuva</i>	Aroeira	Anacardiaceae		
	<i>Tabebuia roseo-alba</i>	Tertinga	Bignoniaceae		
		Ipê-roxo	Bignoniaceae		
Mata seca	<i>Priogymnanthus</i>			Médio-	523969;7664486
	<i>hasslerianos</i>	Pau-vidro	Oleaceae	avançado	
	<i>Myracrodruom</i>				
	<i>urundeuva</i>	Aroeira	Anacardiaceae		
	<i>Plathymenia foliolosa</i>	Vinhatico	Leguminosae-		
		Ipê-roxo	Mimosaceae		
	<i>Ficus sp</i>				
	<i>Peltigyne confertiflora</i>	Coração-de-	Leguminose-		
		negro	Caesalpinioideae		
Campo					524010;7664622
Cerrado	<i>Rapanea umbellata</i>	Pororoca	Myrsinaceae	Médio-	546317;76844104

	<i>Terminalia argenia</i> <i>Sclerolobium paniculatum</i> <i>Qualea grandiflora</i>	Capitão Justa-conta Pau-terra	Combretaceae Leguminosae- Caesalpinioideae Vochysiaceae	avanzado	
Mata seca	<i>Ceiba sp</i> <i>Anadenanthera colubrina</i>	Painera Angico-branco	Bombacaceae Leguminosae- Mimosaceae		527539;7728181
Cerradão	<i>Scheelea phalerata</i> <i>Combretum leprosum</i> <i>Tapirira guianensis</i> <i>Chrysophyllum emarginatus</i> <i>Ficus sp</i> <i>Cecropia sp</i> <i>Croton urucurana</i>	Acuri Carne-de-vaca Peito-de-pomba Leiterinho Embaúba Sangra d'água	Palmae Combretaceae Anacardiaceae Sapotaceae Moraceae Cecropiaceae Euphorbiaceae	Médio- avanzado	557412;7658676

Anexo II

**Universidade de São Paulo
Instituto de Biociências
Programa de Pós-Graduação em Ecologia**

**Questionário para determinação das formas de uso e ocupação das terras (1986/1987)
em Bodoquena, Bonito e Jardim, MS.**

Data: ____/____/____

Local da entrevista: _____

Nome: _____

Profissão/ocupação: _____

Nome da
propriedade: _____

Tamanho da propriedade: _____

- 1) Qual é a sua escolaridade? Até que ano o(a) senhor(a) estudou? _____
- 2) O(A) senhor(a) mora na propriedade? Sim (☐) Não (☐) Há quanto tempo? _____
- 3) Há quanto tempo a propriedade pertence à sua família? _____
- 4) Quais são os tipos de uso da terra atuais na propriedade? Quanto cada um deles representa em porcentagem da área total da propriedade?

- 5) Nos últimos vinte anos quem mais atuou nos negócios e na administração da propriedade? Qual é a idade desta pessoa?

Esta pessoa morou quanto tempo na zona rural? _____

- 6) Na década de 80, mais precisamente entre 1986 e 1987, quais eram os tipos de uso da terra na propriedade? Quanto cada um deles representou em porcentagem da área total da propriedade?

- 7) Na época (1986 e 1987), qual era atividade econômica (pecuária, lavoura etc) mais lucrativa no município?

Na época (1986 e 1987), qual era atividade econômica (pecuária, lavoura etc) mais lucrativa na propriedade?

- 8) Nesses últimos vinte anos, o (a) senhor (a) já participou de algum trabalho (como entrevistado) parecido com este? Sim () Não ()

- 9) O (A) senhor (a) já ouviu falar do parque nacional da serra da Bodoquena?

Sim () Não ()

Espaço para sugestões, críticas (entrevistados) e demais apontamentos (pesquisador):

Anexo III

Figura 27 – Campo sujo em Bodoquena, MS. (Foto: Silva, N. M.da, 2004).

Figura 28 – Cerrado *sensu stricto* em Bodoquena, MS. (Foto: Silva, N. M.da, 2004).

Figura 29 – Cerradão em Bodoquena, MS. (Foto: Silva, N. M.da, 2004).

Figura 30 – Mata de Galeria em Bonito (Foto: Silva, N. M.da, 2005).

Figura 31 – Mata Seca em Bonito (Foto: Silva, N. M.da, 2004).

Figura 32 – Floresta Estacional Semidecidual em Jardim (Foto: Silva, N. M.da, 2005).

Figura 33 – Transição ecológica entre Mata Seca e Cerradão em Bonito (Foto: Silva, N. M.da, 2005).

Figura 34 – Transição ecológica entre Floresta Estacional Semidecidual e Cerrado *sensu stricto* em Bonito (Foto: Silva, N. M.da, 2005).

Figura 35 – Pastagem em Bonito (Foto: Silva, N. M.da, 2005).

Figura 36 – Cultura agrícola em Jardim (Foto: Silva, N. M.da, 2005).

Anexo IV

Métricas adotadas na pesquisa:

PLAND:

Porcentagem de cobertura da classe na paisagem (PLAND) - mede o percentual de áreas de cada classe.

$$PLAND = P_i = \frac{\sum_{j=1}^n a_{ij}}{A} (100)$$

Onde:

Pi = proporção da paisagem ocupada por uma determinada mancha;

a_{ij} = área (m²) da mancha;

A = área (m²) total da paisagem.

Unidade = em percentual.

NP:

Número de fragmentos (NP): quantifica o número de fragmentos existentes em cada classe

$$NP = n_i$$

Onde:

n_i = número de fragmentos da classe.

Unidade: número de fragmentos de uma determinada classe.

Limite: NP ≥ 1, sem limite.

SHAPE:

Índice de forma (SHAPE): é uma medida da complexidade da forma dos fragmentos, comparada a uma forma padrão.

$$SHAPE = \frac{0,25p_{ij}}{\sqrt{a_{ij}}}$$

Onde:

p_{ij} = perímetro do fragmento ij; e

a_{ij} = área do fragmento i na classe j .

Unidade: adimensional.

Limite: $SHAPE \geq 1$, sem limite.

MNN

$$MNN = \frac{\sum_{j=1}^{n'} h_{ij}}{n'_i}$$

Onde:

h_{ij} = distância (m) do fragmento ij ao vizinho mais próximo de mesma classe; e

$n' = n'_i$ = número de fragmentos da classe i na paisagem, que tenham vizinho próximo.

Unidade: metros (m).

Limite: $MNN > 0$, sem limite.

PLANDMED:

Relação entre PLAND e NP, métrica gerada neste estudo para representar a porcentagem média dos remanescentes na paisagem.

PLAND / NP