



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
AGROECOLOGIA E DESENVOLVIMENTO RURAL**

**ANÁLISE DA DINÂMICA DA PAISAGEM EM UMA REGIÃO DA BACIA DO
RIO CORUMBATAÍ-SP E SUAS CONSEQUÊNCIAS PARA O FLUXO
GÊNICO ENTRE POPULAÇÕES**

JULIANA BAGGIO CARROCCI

**Araras
2011**



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
AGROECOLOGIA E DESENVOLVIMENTO RURAL**

**ANÁLISE DA DINÂMICA DA PAISAGEM EM UMA REGIÃO DA BACIA DO
RIO CORUMBATAÍ-SP E SUAS CONSEQUÊNCIAS PARA O FLUXO
GÊNICO ENTRE POPULAÇÕES**

JULIANA BAGGIO CARROCCI

**ORIENTADOR: PROF. Dra. FATIMA C. MÁRQUEZ PIÑA-RODRIGUES
CO-ORIENTADOR: PROF. Dra. ROSEANA CORREA GRILO**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agroecologia e Desenvolvimento Rural como requisito parcial à obtenção do título de **MESTRE EM AGROECOLOGIA E DESENVOLVIMENTO RURAL**.

Araras

2011

**Ficha catalográfica elaborada pelo DePT da
Biblioteca Comunitária da UFSCar**

C319ad

Carrocci, Juliana Baggio.

Análise da dinâmica da paisagem em uma região da
bacia do rio Corumbataí-SP e suas consequências para o
fluxo gênico entre populações / Juliana Baggio Carrocci. --
São Carlos : UFSCar, 2011.
89 f.

Dissertação (Mestrado) -- Universidade Federal de São
Carlos, 2011.

1. Agroecologia. 2. Habitat (Ecologia) - fragmentação. 3.
Abelhas euglossina. 4. Conservação da biodiversidade. I.
Título.

CDD: 630 (20^a)

MEMBROS DA BANCA EXAMINADORA DA DISSERTAÇÃO DE MESTRADO
DE

JULIANA BAGGIO CARROCI

APRESENTADA AO PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM
AGROECOLOGIA E DESENVOLVIMENTO RURAL, DA UNIVERSIDADE
FEDERAL DE SÃO CARLOS, **EM 03 DE AGOSTO DE 2011.**

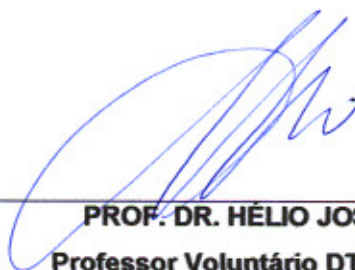
BANCA EXAMINADORA:



PROFA. DRA. ROSEANA CORRÊA GRILO

UNAR-ARARAS

CO-ORIENTADORA



PROF. DR. HÉLIO JOSÉ CASTILHO

Professor Voluntário DTAiSER - UFSCar



PROFA. DRA. MARIA VICTÓRIA RAMOS BALLESTER

CENA/USP

AGRADECIMENTOS

Ao meu companheiro Pedro, a quem dedico este trabalho, pela paciência e motivação, estando sempre ao meu lado. Sua ajuda e presença foram essenciais diante dos desafios desta pesquisa;

À minha mãe, a quem também dedico este trabalho, por todo o apoio e carinho;

À professora e orientadora Fatima, pelos ensinamentos, dedicação e paciência nestes anos de trabalho conjunto;

À professora e co-orientadora Roseana, pela convivência e ensinamentos desde a especialização, sempre me incentivando e me apoiando;

À pesquisadora Maria Jose de Oliveira Campos, pela ajuda na realização desta pesquisa;

À secretária Claudia, pela paciência e boa vontade em sanar dúvidas e resolver problemas;

Aos professores Jose Salatiel, Maria Victoria Ballester e Maria Jose pelas contribuições durante o processo de qualificação;

Aos amigos do PPGADR, especialmente Juliana, Diana e Aínda, pela convivência, amizade e troca de experiências;

Aos docentes do PPGADR, especialmente à professora Anastácia Fontanetti, que contribuíram para minha formação e crescimento profissional;

À CAPES pelo auxílio financeiro.

SUMÁRIO

	Página
ÍNDICE DE TABELAS	i
ÍNDICE DE FIGURAS	iii
RESUMO	v
ABSTRACT	vii
Capítulo 1. INTRODUÇÃO GERAL.....	1
Agricultura e o contexto da paisagem na conservação da biodiversidade	2
Fluxo gênico no contexto da paisagem	5
O uso de espécies indicadoras nos estudos sobre fragmentação florestal.....	8
O contexto da paisagem na Bacia do rio Corumbataí-SP	12
Referências Bibliográficas.....	15
Capítulo 2. ANÁLISE DA DINÂMICA DA PAISAGEM NA REGIÃO DA RESERVA DE CERRADO DE CORUMBATAÍ-SP	25
RESUMO	26
ABSTRACT	26
Introdução	27
Materiais e Métodos.....	30
Resultados e Discussão.....	34
Conclusões	47
Referências Bibliográficas.....	48

Capítulo 3. ANÁLISE TEMPORAL DA ESTRUTURA E CONECTIVIDADE DA PAISAGEM NA REGIÃO DA RESERVA DE CERRADO DE CORUMBATAÍ: CONSEQUÊNCIAS PARA O FLUXO GÊNICO ENTRE POPULAÇÕES	54
RESUMO	55
ABSTRACT	56
Introdução	56
Materiais e Métodos.....	61
Resultados e Discussão.....	66
Conclusões	80
Referências Bibliográficas.....	81
CONSIDERAÇÕES FINAIS	87

ÍNDICE DE TABELAS

Página

CAPÍTULO 2

Tabela 1: Classes utilizadas na fotointerpretação realizada para os anos de 1978, 1988 e 2000, com suas respectivas definições, na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, Corumbataí-SP.....	33
Tabela 2: Porcentagem das classes pertencentes à matriz agrícola e cobertura vegetal nos anos de 1978, 1988 e 2000 na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, Corumbataí-SP.....	37
Tabela 3: Uso e cobertura da terra entre os períodos de 1978, 1988 e 2000 na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, Corumbataí-SP.....	39

CAPÍTULO 3

Tabela 1: Métricas da paisagem utilizadas na quantificação da estrutura da paisagem entre os anos de 1978, 1988 e 2000, na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, Corumbataí-SP.....	62
Tabela 2: Classes utilizadas na fotointerpretação nos anos de 1978, 1988 e 2000 (CAPÍTULO 2), com suas respectivas reclassificações para o emprego das métricas propostas neste estudo: diversidade da paisagem (SHDI); equitabilidade (SHEI); área média do fragmento (AREA_MN); isolamento entre habitats (ENN_MN); proporção da paisagem (PLAND); conectividade da paisagem (CONNECT), na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, Corumbataí-SP.	64
Tabela 3: Indicadores utilizados para a análise da complexidade do mosaico da paisagem nos anos de 1978, 1988 e 2000, na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, Corumbataí-SP.....	65

Tabela 4: Dados de conectividade da Reserva de Cerrado de Corumbataí no ano de 2000, em função das distâncias de borda expandida.	78
---	----

ÍNDICE DE FIGURAS

Página

CAPÍTULO 2

Figura 1: Localização da Reserva de Cerrado de Corumbataí e da área de estudo na Bacia do rio Corumbataí, Estado de São Paulo.	31
Figura 2: Uso e cobertura da terra na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, Corumbataí-SP, no ano de 1978.	35
Figura 3: Uso e cobertura da terra na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, Corumbataí-SP, no ano de 1988.	36
Figura 4: Uso e cobertura da terra na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, Corumbataí-SP, no ano de 2000.	36
Figura 5: Dados de percentagem de áreas cobertas com culturas agrícolas (matriz agrícola) e florestal (cobertura vegetal) e número de fragmentos em diferentes tipologias florestais observadas nos anos de 1978, 1988 e 2000 na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, Corumbataí-SP.	38

CAPÍTULO 3

Figura 1: Evolução dos valores das métricas de complexidade do mosaico da paisagem ao longo do tempo (1978, 1988 e 2000) e entre as diferentes distâncias do centro do fragmento (<i>buffers</i>) de análise (de 250 a 3000 metros), na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, Corumbataí-SP: (a) diversidade da paisagem (SHDI); (b) proporção da paisagem (PLAND); (c) equitabilidade da paisagem (SHEI).	67
Figura 2: Evolução dos valores das métricas de estrutura da paisagem ao longo do tempo (1978, 1988 e 2000) e entre as diferentes distâncias do centro	

do fragmento (*buffers*) de análise (em metros), na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, Corumbataí-SP: (a) área média dos fragmentos (AREA_MN); (b) isolamento entre habitats (ENN_MN).....71

Figura 3: Curva de tendência para a distância média entre fragmentos e área média dos fragmentos (ha) observada nos diferentes anos de estudo (1978, 1988 e 2000) na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, Corumbataí-SP.72

Figura 4: Valores de proporção de habitats ao longo do tempo (1978, 1988 e 2000) na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, Corumbataí-SP.....74

Figura 5: (a) Evolução dos valores de conectividade funcional da paisagem (CONNECT) nas diferentes distâncias entre fragmentos (10, 50, 100, 250 e 500 metros) nos anos de 1978, 1988 e 2000, na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, Corumbataí-SP. (b) Resultado da análise de regressão para a proporção de conectividade funcional (%) e a distância entre os fragmentos. .76

ANÁLISE DA DINÂMICA DA PAISAGEM EM UMA REGIÃO DA BACIA DO RIO CORUMBATAÍ-SP E SUAS CONSEQUÊNCIAS PARA O FLUXO GÊNICO ENTRE POPULAÇÕES

Autor: JULIANA BAGGIO CARROCCI

Orientador: PROF. Dra. FATIMA C. MÁRQUEZ PIÑA-RODRIGUES

Co-orientador: PROF. Dra. ROSEANA CORREA GRILO

RESUMO

A Bacia do rio Corumbataí é uma das áreas mais degradadas do Estado de São Paulo em função do processo histórico de uso e ocupação de suas terras. Como resultado, a paisagem sofreu processo de fragmentação florestal estrutural. Nestas condições, a composição e diversidade das comunidades são alteradas assim como as interações bióticas, interferindo no fluxo gênico entre populações isoladas e na sustentabilidade dos remanescentes florestais. O objetivo deste trabalho foi avaliar as mudanças no uso e cobertura da terra na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, entre os anos de 1978, 1988 e 2000 e suas consequências teóricas para o fluxo gênico via pólen entre populações, utilizando-se como biondicadores as abelhas da sub-tribo *Euglossina*. Como procedimentos metodológicos foram utilizadas técnicas de geoprocessamento e métricas da paisagem. Os resultados mostraram que o processo de expansão e intensificação da agricultura, sobretudo da cultura da cana-de-açúcar, entre os anos analisados foi a principal causa do desmatamento verificado na região entre o período de 1978 a 2000, sendo o Cerrado a formação florestal que mais sofreu. Este processo agiu na conectividade estrutural da paisagem com a simplificação do mosaico da paisagem, redução da área média dos fragmentos e aumento no isolamento, influenciando a conectividade funcional da área ao fluxo de *Euglossina*. Isto ocorreu principalmente devido ao aumento na proporção da área ocupada por cana-de-açúcar, cultura considerada impermeável ao fluxo destas abelhas,

somada à redução da proporção de habitats. Os resultados permitem concluir que a região sofreu processo de fragmentação estrutural com consequências para a conectividade da paisagem devido ao processo inadequado de uso e ocupação das terras, mesmo após o estabelecimento de políticas públicas conservacionistas.

Palavras-chave: Fragmentação de habitat; abelhas Euglossina; conservação da biodiversidade.

ANALYSIS OF THE LANDSCAPE DYNAMICS IN A REGION OF CORUMBATAI RIVER WATERSHED-SP AND ITS IMPLICATIONS FOR GENE FLOW BETWEEN POPULATIONS

Autor: JULIANA BAGGIO CARROCCI

Orientador: PROF. Dra. FATIMA C. MÁRQUEZ PIÑA-RODRIGUES

Co-orientador: PROF. Dra. ROSEANA CORREA GRILO

ABSTRACT

The Corumbataí River watershed is one of the most degraded areas of the Sao Paulo State due to historical process of use and occupation of their lands. As a result, structural forest fragmentation occurred. These conditions the communities composition and diversity are changed as well as biotic interactions, interfering in gene flow between isolated populations and thus the sustainability of forest remnants. The purpose of this study was to evaluate the changes in land use and cover in the region of Savannah Reserve of Corumbatai, between the years 1978, 1988 and 2000, and its theoretical consequences for gene flow via pollen between populations, using as indicators of habitat quality *Euglossina* bees. As methodological procedures were used geoprocessing techniques and landscape metrics. The results showed that the process of expansion and intensification of agriculture, especially of sugar cane crop, between the years analyzed was the main cause of deforestation in the region between the period 1978 to 2000, and the savannah was to forest formation the most affected. This process acted in the landscape structural connectivity due to simplify the landscape mosaic, reducing the average size of fragments and increasing isolation among fragments, influencing the functional connectivity of the area to the *Euglossina* flow. This was mainly due to increasing in the proportion of sugar cane area, crop considered as a barrier to the flow of *Euglossina* and the reduction of habitats. The results showed that in the study area occurred structural fragmentation process, reflecting in the

landscape connectivity. This occurred due to inadequate process for use and occupation of land, even after the establishment of conservationists public politics.

Key words: Habitat fragmentation; Euglossina bees; biodiversity conservation.

CAPÍTULO 1

INTRODUÇÃO GERAL

Agricultura e o contexto da paisagem na conservação da biodiversidade

A expansão e intensificação da agricultura estão entre as principais mudanças globais da atualidade (TSCHARNTKE *et al.*, 2005). Estas interferências na paisagem convertem extensas e contínuas áreas com cobertura florestal em um conjunto de manchas (fragmentos) remanescentes menor entremeadas por uma matriz inter-habitat diferente da cobertura original, causando diversos problemas ambientais (FAHRIG, 2003; TSCHARNTKE *et al.*, 2005).

A conversão de habitats contínuos em áreas fragmentadas altera a composição e diversidade das populações e comunidades (METZGER, 1999), resultando em alterações nas interações bióticas (STEFFAN-DEWENTER, 2003) e danos aos serviços do ecossistema como predação, parasitismo, dispersão de sementes, polinização e ciclagem de nutrientes (CUNNINGHAM, 2000; STEFFAN-DEWENTER *et al.*, 2001; STEFFAN-DEWENTER e KUHN, 2003; STEFFAN-DEWENTER, 2003 e HANADA, 2004). Como resultado, a conversão de áreas naturais em agricultura afeta a disponibilidade e qualidade de recursos naturais nos ecossistemas, podendo gerar sérias consequências tanto em escalas locais e regionais quanto globais (MATSON *et al.*, 1997). Tais alterações estão diretamente relacionadas às modificações na estrutura da paisagem decorrente do processo de fragmentação florestal.

Fahrig (2003) cita que a fragmentação florestal caracteriza-se pela modificação na composição e configuração da paisagem tendo como resultado a redução do habitat, o aumento do número de fragmentos, a redução do seu tamanho e o aumento do isolamento. Estes efeitos promovem, por sua vez, a redução da biodiversidade, a qual é responsável por manter a estabilidade e o funcionamento dos ecossistemas (BALVANERA *et al.*, 2006; WINFREE e KREMEN, 2009).

Logo, com a conversão de áreas naturais em agricultura, a estrutura da paisagem é modificada, diminuindo e isolando as áreas propícias à sobrevivência das espécies (METZGER, 1999), ocorrendo o isolamento das espécies em fragmentos de vegetação nativa, inseridos em uma matriz pouco

permeável, característica dos sistemas intensivos de produção. Tais consequências estão diretamente associadas, em um primeiro momento, à extinção local de espécies devido à perda de habitat (FAHRIG, 2003) e, em longo prazo, ao aumento potencial nas taxas de extinção como consequência das alterações genético-demográficas nas populações, decorrentes da redução populacional e isolamento (KAGEYAMA *et al.*, 1998). Nestas condições encontram-se as duas formações florestais mais ameaçadas do Brasil, a Floresta Atlântica e o Cerrado, as quais vêm sofrendo mudanças rápidas e significativas na cobertura e uso da terra, devido, principalmente, ao desenvolvimento associado à expansão e intensificação da agricultura (VALENTE, 2005; GALINDO-LEAL e CÂMARA, 2005; KLINK e MACHADO, 2005; SAWAKUCHI, 2010).

A Floresta Atlântica, originalmente, cobria área de aproximadamente 1.300.000 km², correspondente a cerca de 15% do território brasileiro sendo que, deste total, restam apenas 11,41% (FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE, 2009). Além da baixa representatividade, a Floresta Atlântica atual sofre as consequências da fragmentação florestal, estando subdivida em pequenos fragmentos, na sua maioria isolados, alterados e inseridos em uma matriz altamente antropizada (HIROTA, 2005). Frente a esta dinâmica, muito se tem perdido de sua biodiversidade, estando entre as florestas tropicais mais ameaçadas do mundo (MYERS *et al.*, 2000; GALINDO-LEAL e CÂMARA, 2005).

Assim como na Floresta Atlântica, a ocupação do Cerrado tem resultado em diversos problemas ambientais devido ao manejo inadequado dos solos e a grande extensão das ocupações (KLINK e MACHADO, 2005; SAWAKUCHI, 2010). O Cerrado constitui-se na segunda formação florestal brasileira em extensão territorial, ocupando, originalmente, cerca de dois milhões de km², o que corresponde a 23% do território nacional (MACHADO *et al.*, 2004). De acordo com estes autores, o Cerrado é, atualmente, o ecossistema que vem sofrendo a conversão mais rápida da cobertura da terra observada no Brasil, sendo sua taxa anual de desmatamento estimada em 1,5%, ou três milhões de hectares ao ano, dez vezes maior que a da Floresta Atlântica. Como resultado,

55% da vegetação original do Cerrado já foram desmatadas e a metade das áreas remanescentes está bastante alterada (MACHADO *et al.*, 2004).

Diante deste quadro, a manutenção da biodiversidade na Floresta Atlântica e no Cerrado, ecossistemas considerados áreas críticas para a conservação mundial (“hotspots”), devido ao elevado grau de endemismo e alto nível de degradação e ameaça à biodiversidade (MYERS *et al.*, 2000), depende atualmente de estratégias de conservação que considerem os remanescentes florestais no contexto da paisagem. Neste sentido, a Ecologia da Paisagem tem sido considerada uma abordagem promissora nos estudos sobre a fragmentação florestal e conservação de espécies e ecossistemas. Isto se deve, em parte, ao seu caráter holístico e interdisciplinar, permitindo a integração da heterogeneidade espacial e do conceito de escala na análise ecológica, tornando os trabalhos sobre fragmentação ainda mais aplicados para a resolução de problemas ambientais (METZGER, 2001). Assim, ao considerar as relações entre os processos ecológicos e os padrões espaciais no contexto da paisagem, a ecologia da paisagem colocou os estudos sobre a fragmentação florestal em um contexto mais realista, considerando a paisagem como um todo, formada por uma matriz heterogênea composta por uma variedade de unidades de paisagem modificadas ou introduzidas (e.g., áreas agrícolas, centros urbanos, rodovias, florestas) (METZGER, 2006). Desta maneira, segundo este autor, é dada ênfase maior na noção de conectividade da paisagem, ou seja, na capacidade da paisagem como um todo de facilitar os fluxos biológicos de organismos, sementes e grãos de pólen, reconhecendo que todas as unidades têm influência sobre esses fluxos.

Nesta perspectiva, a matriz inter-habitat tem recebido muita atenção nos últimos anos devido a influência que esta exerce na conectividade funcional da paisagem, ou seja, o grau de coesão entre populações de diferentes fragmentos (METZGER, 1999, 2006; UMETSU, 2005; MARTENSEN, 2008). Estudos têm demonstrado que a matriz agrícola possui papel fundamental na manutenção da biodiversidade em paisagens fragmentadas, constatando-se que a maior permeabilidade da matriz aos fluxos biológicos pode atenuar os efeitos deletérios da fragmentação, servindo como alternativa de manejo para

aumentar a conectividade de paisagens fragmentadas (MARLIN e LABERGE, 2001; TSCHARNTKE *et al.*, 2005; METZGER, 2006). Desta forma, os sistemas agroecológicos, caracterizados por práticas agrícolas fundamentadas nos princípios de funcionamento dos ecossistemas (ALTIERI, 1999, GLIESSMAN, 2001) têm recebido atenção especial das organizações conservacionistas nos últimos anos (FERREIRA, 2008). Sua maior semelhança com o ambiente natural e a ausência de agrotóxicos propicia características ambientais menos inóspitas a muitas espécies, preservando não apenas a biodiversidade como também os chamados serviços do ecossistema (RICKETTS *et al.*, 2004; OLSCHESKI *et al.*, 2006; VANDERMEER e PERFECTO, 2007).

Fluxo gênico no contexto da paisagem

O conceito de conectividade é essencial ao se considerar os efeitos da fragmentação de habitats nos processos evolucionários básicos como, deriva genética, seleção, migração e reprodução. Alterações nestes processos resultam em mudanças na diversidade genética, a qual é considerada uma pré-condição necessária à manutenção de todos os outros níveis da biodiversidade, e é um componente essencial da sustentabilidade das populações (NAMKOONG *et al.*, 2002).

Em plantas, a variabilidade genética é decorrente do sistema reprodutivo, da forma de cruzamento e da síndrome de dispersão de pólen e sementes (PIÑA-RODRIGUES *et al.*, 2007). Estudos empíricos e teóricos sobre os efeitos da fragmentação em populações de plantas têm demonstrado que a redução dos habitats naturais e o subsequente isolamento espacial e redução no número de indivíduos das populações trazem consequências tanto para o sucesso reprodutivo quanto para o fluxo gênico das espécies (KAGEYAMA *et al.*, 1998; SEOANE *et al.*, 2000, 2005; BITTENCOURT, 2007; MAUÉS e OLIVEIRA, 2010). As principais consequências são a deriva genética, aumento da endogamia e diminuição do fluxo gênico, limitando a habilidade das

espécies responderem às mudanças devido à ação de forças seletivas (KAGEYAMA *et al.*, 1998).

As consequências da fragmentação no sucesso reprodutivo a que as espécies estão expostas não diferem, no entanto, a magnitude dos efeitos está relacionada com a biologia reprodutiva da espécie, especialmente as espécies polinizadas e dispersas por animais (YOUNG *et al.*, 1996). A probabilidade dos padrões de fluxo gênico serem mantidos após a fragmentação dependerá da habilidade da espécie em dispersar seus propágulos através da matriz inter-habitat. As espécies polinizadas e dispersas pelo vento são menos afetadas que as polinizadas e dispersas pela fauna, pois para as primeiras, a habilidade pode ser apenas em função da distância entre fragmentos, enquanto as espécies que dependem da fauna para a polinização e dispersão, os padrões de fluxo gênico dependerão da resposta dos polinizadores e dispersores de sementes, especialmente sua capacidade de movimentação na nova matriz (YOUNG e BOYLE, 2000).

O sucesso reprodutivo das espécies vegetais em paisagens fragmentadas dependerá, portanto, da habilidade dos vetores de polinização e dispersão de sementes em manter, ao longo do tempo, o fluxo gênico entre fragmentos. Neste sentido, estudos voltados à conservação genética de espécies arbóreas tropicais têm enfatizado a questão do fluxo gênico entre populações como demonstram os trabalhos de Martins (1987); Kageyama *et al.* (1998); Ribas e Kageyama (2004); Martins (2005); Maués e Oliveira (2010).

Os padrões de variabilidade genética estão correlacionados ao sistema reprodutivo, o que torna essencial no manejo da conservação genética o conhecimento da estrutura e comportamento reprodutivo das populações. Em espécies autógamas, por exemplo, o fluxo gênico, através de sementes é mais importante do que através do pólen, enquanto o contrário pode ocorrer para espécies alógamas (MARTINS, 1987). O fluxo gênico via pólen e sementes também pode apresentar importância diferenciada de acordo com as condições da área ou da paisagem (PIÑA-RODRIGUES e FREIRE, 2009).

Em florestas tropicais, a grande maioria das espécies arbóreas são alógamas, sendo a troca de pólen fundamentalmente realizada por animais

(BAWA, 1974; BAWA *et al.*, 1985; KRESS e BEACH, 1994; RAMALHO e BATISTA, 2005), indicando a importância do fluxo gênico via pólen nestes ecossistemas (KAGEYAMA *et al.*, 1998; RAMALHO e BATISTA, 2005). Outros estudos em ecossistemas tropicais, como a Floresta Atlântica e o Cerrado, mostraram ainda a dominância da polinização por entomofilia, realizada principalmente por abelhas (GOTTSBERG e SILBERBAUER-GOTTSBERG, 2005; PIÑA-RODRIGUES *et al.*, 2005 e PIÑA-RODRIGUES e FREIRE, 2009).

Sabe-se que o fluxo gênico via pólen em populações naturais, onde predomina a entomofilia, é determinado principalmente pelos padrões de voo do polinizador, incluindo as distâncias de voo e a direcionalidade. Ao mesmo tempo em que o comportamento do polinizador afeta a estrutura reprodutiva e a organização da variabilidade genética dentro e entre populações de plantas, o próprio polinizador é influenciado pela distribuição espacial das plantas e distribuição de recursos (COLLEVATTI *et al.*, 2000). Com base nestes dados, Piña-Rodrigues e Freire (2009) sugerem que a modelagem da distância de forrageio não dependeria apenas da capacidade de alcance do polinizador, mas seria função da abundância de recursos e da distribuição espacial, não apenas localmente, mas também na paisagem.

De fato, estudos focando os efeitos da fragmentação sobre comunidades de abelhas revelam que a estrutura da paisagem pode influenciar o comportamento de forrageamento desses polinizadores, com consequentes alterações nas interações planta-polinizador, competitividade e fluxo gênico no contexto da paisagem, reduzindo a taxa de movimento de pólen entre populações (AIZEN e FEINSINGER, 1994; CUNNINGHAM, 2000; STEFFAN-DEWENTER *et al.*, 2001; STEFFAN-DEWENTER e KUHN, 2003). Além disto, pode também provocar redução na diversidade de abelhas, resultando em menor taxa de visitação e, conseqüentemente, na redução da produção de frutos e sementes (AIZEN e FEINSINGER, 1994; STEFFAN-DEWENTER e TSCHARNTKE, 1999).

Juntos, estes estudos chamam a atenção para um problema de conservação muito mais sutil do que a extinção de espécies: a perda de interações bióticas em áreas sujeitas às perturbações antrópicas, como já

havia alertado Janzen (1974) na década de 1970. As interações bióticas são importantes para a produção de certos serviços ambientais fundamentais à humanidade, além de serem críticas para a manutenção das comunidades onde ocorrem. Por exemplo, a ruptura das relações mutualísticas devido à limitação de polinizadores pode levar à extinção de espécies vegetais (BIESMEIJER *et al.*, 2006) e ao declínio na produção agrícola (RICHARDS, 2001; KREMEN *et al.*, 2002; KLEIN *et al.*, 2003; KLEIN *et al.*, 2007; WINFREE *et al.*, 2008). Desta forma, pesquisadores enfatizam a importância de se analisar não apenas os padrões de diversidade, mas também as interações bióticas dos organismos envolvidos (RATHCKE e JULES, 1993 e STEFFAN-DEWENTER e TSCHARNTKE, 1999).

Considerando-se, portanto, a necessidade de ações que visem a conservação florestal e manutenção da biodiversidade em paisagens altamente fragmentadas como é o caso das áreas sob o domínio da Floresta Atlântica e do Cerrado, questões como a conectividade da paisagem, o fluxo gênico entre populações e as interações planta-polinizador no contexto da paisagem são fundamentais para o planejamento regional voltado à preservação e conservação florestal mais eficiente.

O uso de espécies indicadoras nos estudos sobre fragmentação florestal

Um dos maiores desafios dos estudos sobre os efeitos da fragmentação florestal na biodiversidade consiste na seleção de espécies indicadoras uma vez que os estudos sobre fragmentação, seja ele mais focado nos processos ecológicos ou na estrutura de comunidades, cobrirá uma pequena parcela da biodiversidade o que se torna necessário extrapolar o conhecimento adquirido de algumas espécies ou processos, de algum modo, para todo o sistema (METZGER, 2006). Neste sentido, as estratégias de conservação são baseadas no estudo de espécies representativas ou no estudo de grupos funcionais (SILVESTRE e SILVA, 2001; METZGER, 2006).

Os polinizadores, em especial as abelhas, são considerados bioindicadores relevantes (KEVAN, 1999), uma vez que a extinção de uma espécie que mantém relações de dependência com outras pode promover o desaparecimento das espécies com as quais ela interage (BIESMEIJER *et al.*, 2006). Além disto, a polinização é considerada um processo ecológico chave nos ecossistemas terrestres, porque determina o sucesso reprodutivo da flora e, portanto, a variabilidade genética das plantas e a capacidade de auto-regeneração da vegetação (RAMALHO e BATISTA, 2005). Desta maneira, os polinizadores são considerados essenciais na manutenção da biodiversidade e dos ecossistemas (KEVAN, 1999; SCHLINDWEIN, 2000).

Dentre as abelhas, as da subtribo *Euglossina* vêm recebendo papel de destaque como indicadoras das condições ambientais de áreas naturais ou com influência antrópica (PERUQUETTI *et al.*, 1999; TONHASCA *et al.*, 2002; AGUIAR e GAGLIANONE, 2008). Isto ocorre devido à facilidade de coleta associada a sua grande diversificação ecológica e taxonômica, abundância e importância em alguns ecossistemas como o Cerrado e a Floresta Atlântica (PERUQUETTI *et al.*, 1999).

A sub-tribo *Euglossina* é composta por cinco gêneros: *Eulaema*, *Eufriesea*, *Euglossa*, *Exaerete* e *Aglae*, com distribuição principalmente na região Neotropical, onde são consideradas polinizadores chave, responsáveis pela polinização de muitos grupos de plantas, algumas com importância econômica, cuja reprodução é completamente dependente destas abelhas (DRESSLER, 1982; SCHLINDWEIN, 2000; CAMERON, 2004).

As *Euglossina* ocorrem em diferentes formações florestais, com destaque para as florestas tropicais úmidas como, por exemplo, a Floresta Atlântica (SILVEIRA *et al.*, 2002), sendo deste modo consideradas abelhas florestais (DRESSLER, 1982; MORATO *et al.*, 1992). Contudo, algumas espécies são comumente encontradas em áreas savânicas (SILVA e REBÊLO, 2002; NEMÉSIO e FARIA, 2004; ALVARENGA *et al.*, 2007; SILVEIRA, 2010), demonstrando a importância destes polinizadores em ecossistemas como o Cerrado.

O padrão de dispersão de *Euglossina* aliado à sua grande capacidade de voo contribui significativamente para o fluxo de pólen a longa distância e as torna um dos grupos de insetos tropicais mais importantes na polinização de espécies de plantas que possuem indivíduos com distribuição esparsa (JANZEN, 1971; REBÊLO, 2001). No entanto, isto não significa que estas abelhas sejam também capazes de promover o fluxo de pólen a longas distâncias através de áreas desmatadas. Estudos focando os efeitos da fragmentação sobre o deslocamento de *Euglossina* têm revelado que apesar de algumas espécies serem capazes de se deslocar entre fragmentos, separados por algumas centenas de metros, a maioria das espécies apresenta grande fidelidade à floresta e, apesar de seu amplo raio de voo, evitam percorrer mesmo pequenas distâncias em áreas abertas (PERUQUETTI *et al.*, 1999; MILET-PINEHIRO e SCHILINDWEIN, 2005). Por outro lado, os estudos de Rebêlo e Garófalo (1997), Tonhasca *et al.* (2002, 2003), Sofia e Suzuki (2004) e Aguiar e Gaglianone (2008) demonstraram grande similaridade na riqueza de espécies de *Euglossina* entre fragmentos próximos, indicando possível deslocamento entre fragmentos, mostrando a importância da matriz inter-habitat para a conectividade física e funcional da paisagem.

Além disto, estudos conduzidos em fragmentos com diferentes estados de conservação e graus de transtorno em uma região fragmentada de Floresta Atlântica não demonstraram preferências distintas das espécies de *Euglossina* pela floresta secundária preservada e floresta degradada, indicando que os fragmentos encontram-se interconectados com respeito à dispersão destas abelhas (TONHASCA *et al.*, 2002, 2003; BLACKMER *et al.*, 2007; AGUIAR e GAGLIANONE, 2008). Baseados nos resultados, estes autores sugerem que as espécies de *Euglossina* são capazes de colonizar áreas com cobertura vegetal em diferentes estados de conservação e interferência antrópica sem prejuízos à diversidade de sua comunidade, desde que estas áreas ofereçam recursos florais e de nidificação essenciais à sobrevivência das espécies e estejam inseridas em uma matriz permeável ao fluxo da referida abelha.

Neste contexto, a matriz do entorno dos fragmentos tem sido discutida como um dos fatores determinantes no deslocamento das *Euglossina* na

paisagem assim como na composição de suas populações e comunidades nos fragmentos (TONHASCA *et al.*, 2003; SOFIA e SUZUKI, 2004; MILET-PINEHIRO e SCHILINDWEIN, 2005; WALDSCHMIDT *et al.*, 2005; STORCK-TONON *et al.*, 2005; AGUIAR e GAGLIANONE, 2008; RAMALHO *et al.*, 2009a). Estes estudos sugerem que uma matriz inter-habitat permeável ao fluxo de *Euglossina* poderia atenuar os efeitos deletérios da fragmentação sobre as populações e comunidades destes importantes polinizadores e das plantas associadas a eles. Ademais, áreas degradadas devido a ação antrópica podem ser favorecidas pela conexão com outras áreas em melhor estado de conservação, assegurando desta forma, a manutenção da diversidade de polinizadores (TONHASCA *et al.*, 2002; AGUIAR e GAGLIANONE, 2008) assim como a capacidade de regeneração natural da vegetação (RAMALHO e BATISTA, 2005).

Portanto, a presença de fragmentos de vegetação nativa e a distribuição espacial dos mesmos, bem como a conectividade entre estes fragmentos e a natureza da matriz na qual estão inseridos, são aspectos importantes para a determinação da qualidade dos habitats para *Euglossina*. Estas abelhas são comuns à fragmentos remanescentes de vegetação nativa, habitats secundários e áreas alteradas por atividades antrópicas (BEZERRA e MARTINS, 2001; TONHASCA *et al.*, 2002, 2003; BLACKMER *et al.*, 2007; AGUIAR e GAGLIANONE, 2008; RAMALHO *et al.*, 2009b), além de serem associadas à espécies de plantas especializadas em polinizadores (DRESSLER, 1982; SCHLINDWEIN, 2000; CAMERON, 2004), o que as tornam bastante adequadas para estudos que visem o entendimento dos efeitos da fragmentação e alterações da estrutura da paisagem sobre as interações planta-polinizador e suas consequências para o fluxo gênico via pólen entre populações.

O contexto da paisagem na Bacia do rio Corumbataí-SP

A Bacia do rio Corumbataí, localizada na porção centro-oeste do Estado de São Paulo, entre os paralelos 22°04'46''S e 22°41'28''S e os meridianos 47°26'23''O e 47°56'15''O, caracteriza-se como uma zona de encontro (ecótono) entre o Cerrado e a Floresta Atlântica (IPEF, 2002), sendo que as características edafo-climáticas condicionaram esta vegetação natural no passado (KOFFLER, 1993). Seu processo de fragmentação florestal teve início no final do século 19 e começo do 20, com a implantação da cultura do café. Posteriormente, o café foi substituído por pastagens e culturas de subsistência, e mais, recentemente, tem-se a presença das culturas da cana-de-açúcar, reflorestamentos comerciais e fruticultura (GARCIA, 2005).

Este processo de substituição da vegetação natural por áreas agrícolas resultou em uma fragmentação florestal estrutural, com uma matriz de uso e cobertura predominantemente agrícola, restando apenas 11% da floresta nativa e 0,7% do cerrado (VALENTE, 2005). Segundo a autora, esta vegetação remanescente encontra-se altamente fragmentada, representada predominantemente por fragmentos de tamanho reduzido, quase que restritos somente a terrenos muito declivosos e trechos isolados de mata ciliar.

Nas últimas décadas, a expansão da cultura canavieira na Bacia do rio Corumbataí, sendo a região de Piracicaba um dos principais núcleos canavieiro de São Paulo, tornou esta bacia uma das áreas mais degradadas do estado (IPEF, 2002). Isto se deve ao domínio da cultura da cana-de-açúcar, que utiliza o fogo no seu manejo, geralmente atingindo parte ou o todo dos poucos fragmentos remanescentes de vegetação nativa (RODRIGUES, 1999; VALENTE, 2001; IPEF, 2002). Ademais, a cana-de-açúcar se constitui em vegetação de baixa permeabilidade, diminuindo ou até mesmo inibindo o fluxo de polinizadores (MILET-PINHEIRO e SCHLINDWEIN, 2005) com consequências para o fluxo gênico via pólen e dispersão de sementes, fatores importantes para a conexão florestal e sustentabilidade dos remanescentes. Desta forma, a manutenção da biodiversidade na Bacia do rio Corumbataí pode estar diretamente ligada às características da estrutura da paisagem, incluindo

a natureza e o grau de resistência à dispersão causada pela nova matriz. No entanto, apesar do avançado estado de degradação, a Bacia do rio Corumbataí ainda apresenta fragmentos remanescentes com forma e área nuclear suficiente para manter sua estrutura interna e a estabilidade da estrutura florestal da paisagem em que estão inseridos (VALENTE, 2001). Este é o caso da Reserva de Cerrado de Corumbataí, considerada importante fragmento de cerrado neste setor da paisagem, com alto valor de conservação (FERREIRA, 2010), constituindo-se a única área de proteção integral nesta região. Além disto, ainda que a Reserva de Cerrado de Corumbataí ocupe apenas 38,7 ha, estudos mostraram grande diversidade de insetos visitantes florais, como vespas *Aculeata* sp. (MECHI, 1996) e abelhas (ANDENA *et al.*, 2005), indicando a importância deste fragmento assim como da matriz circundante para a manutenção das comunidades de polinizadores e das plantas associadas à eles (ANDENA *et al.*, 2005; ANDENA *et al.*, 2009). Todavia, embora a Reserva de Cerrado de Corumbataí apresente fauna apícola diversificada como demonstraram Andena *et al.* (2005), a comparação entre o levantamento realizado por estes autores e o realizado por Campos (1989) dezesseis anos antes indicaram alterações na comunidade de abelhas, mesmo sem a área da Reserva ter sofrido alteração (ANDENA *et al.*, 2005).

Compreender o processo de fragmentação, frente à suas causas e consequências, envolve tanto o entendimento quanto a relação entre os processos ecológicos e os padrões espaciais no contexto da paisagem, assim como a influencia das transformações no uso e cobertura da terra nestes processos e padrões (TEIXEIRA, 2005; SAWAKUCHI, 2010). Sabe-se que o histórico de fragmentação assim como a nova matriz ambiental resultante tem influencia na dispersão das espécies de abelhas, agindo no grau de isolamento das populações e nas interações planta-polinizador no contexto da paisagem, interferindo na sua conectividade funcional (CANE, 2001; MARLIN e LABERGE, 2001; STEFFAN-DEWENTER *et al.*, 2001, 2002; TONHASCA *et al.*, 2003; TSCHARNTKE *et al.*, 2005; MILET-PINHEIRO e CHLINDWEIN, 2005). Refletindo neste sentido, acredita-se que a consequência direta do histórico de fragmentação florestal na região da Reserva de Cerrado de

Corumbataí é a perda da conectividade da paisagem, afetando com isso, a comunidade de abelhas no fragmento, assim como as interações planta-polinizador e fluxo gênico na paisagem.

A importância regional da Bacia do rio Corumbataí para o abastecimento de água, somado ao elevado nível de desmatamento e degradação de sua cobertura vegetal, levam à necessidade de estudos sobre as causas e consequências da fragmentação florestal na região, o que fundamenta a análise dos processos relacionados à conservação e preservação de sua cobertura florestal. Com isto, o objetivo geral desta pesquisa foi avaliar a dinâmica da paisagem na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí entre os anos de 1978, 1988 e 2000 e suas consequências teóricas para o fluxo gênico via pólen entre populações, utilizando-se como bioindicadores as abelhas *Euglossina*.

Como objetivos específicos foram feitos os seguintes questionamentos: (a) Como o histórico de fragmentação na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí afetou a conectividade da paisagem? e (b) Quais alterações na paisagem apresentaram potencial teórico para interferir no fluxo gênico via pólen, realizado por abelhas *Euglossina*?

Para responder estas questões, a presente dissertação de mestrado foi organizada na forma de capítulos. Esta introdução (Capítulo 1) faz uma contextualização geral do trabalho. Os capítulos seguintes são artigos correspondentes aos objetivos da proposta de estudo. O capítulo 2 aborda a análise das mudanças no uso e cobertura da terra na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí nos anos de 1978, 1988 e 2000. No capítulo 3 são apresentados os resultados das alterações na estrutura da paisagem na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí entre os anos 1978, 1988 e 2000 e suas consequências para o fluxo gênico via pólen, respondendo assim, às questões formuladas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, W.M.; GAGLIANONE, M.C. Comunidade de Abelhas Euglossina (*Hymenoptera: Apidae*) em Remanescentes de Mata Estacional Semidecidual sobre Tabuleiro no Estado do Rio de Janeiro. **Neotropical Entomology**, v.37, n.2, p.118-125, 2008.

AIZEN, M. A.; FEINSINGER, P. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a chaco dry forest, Argentina. **Ecology**, Tempe, Ariz., US, v. 75, p. 330-351, 1994.

ALTIERI, M.A. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. **Agriculture Ecosystems & Environment**, v.74, p. 19-31, 1999.

ALVARENGA, P.E.F.; FREITAS, R.F.; AUGUSTO, S.C. DIVERSIDADE DE *Euglossini* (Hymenoptera: Apidae) EM ÁREAS DE CERRADO DO TRIÂNGULO MINEIRO, MG. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v.23, n.1, p.30-37, nov. 2007.

ANDENA, S.R.; BEGO, L.R.; MECCHI, M.R. A comunidade de abelhas (Hymenoptera, Apoidea) de uma área de cerrado (Corumbataí, SP) e suas visitas às flores. **Revista Brasileira de Zociências**, Juiz de Fora, v. 7, n. 1, p. 55-91, jun. 2005.

ANDENA, S.R.; NASCIMENTO, F.S.; BISPO, P.C.; MECCHI, M.R.; MATEUS, S.; BEGO, L.R. Bee communities (Hymenoptera: Anthophila) of the “Cerrado” ecosystem in São Paulo State, Brazil. **Genetics and Molecular Research**, v. 8, n. 2, p. 766-774, 2009.

BALVANERA, P.; PFISTERER, A.B.; BUCHMANN, N.; HE, J.S.; NAKASHIZUKA, T.; RAFFAELLI, D. SCHMID, B. Quantifying the evidence for biodiversity effects on ecosystem functioning and services. **Ecology Letters**, v. 9, p. 1146–1156, 2006.

BAWA, K.S. Breeding systems of tree species of a lowland tropical community. **Evolution**, v. 28, p. 85-92, 1974.

BAWA, K.S.; PERRY, D.R.; BEACH, J.H. Reproductive biology of tropical lowland rain forest trees. I. Sexual systems and incompatibility mechanisms.. **American Journal of Botany**, v. 72, n. 3, p. 331-345, 1985.

BEZERRA, C.P.; MARTINS, C.F. Diversidade de Euglossinae (Hymenoptera, Apidae) em dois fragmentos de Mata Atlântica localizados na região urbana de João Pessoa, Paraíba, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.18, n. 3, p.823-835, 2001.

BIESMEIJER, J. C.; SLAA, E. J.; CASTRO, M. S.; VIANA, B. F.; KLEINERT, A.

M. P.; IMPERATRIZ-FONSECA, V. L. Connectance of Brazilian social bee – food plant net – works is influenced by habitat, but not by latitude, altitude or network size. **Biota Neotropica**, Campinas, SP, v. 5., n. 1, p. 1-9. 2006.

BITTENCOURT, J.V.M. Proposta para conservação genética da *Araucaria angustifolia*. **Pesq. Flor. Bras**, Colombo, n. 55, p.87-93, jul./dez. 2007.

BLACKMER, J.L.; TONHASCA, A.; ALBUQUERQUE, G.S. Behavioral ecology of euglossine bees of the Atlantic rain forest. **Perspectivas Online**, Campos dos Goytacazes, v.1, n.4, p.98-114, 2007.

CAMERON, S.A. Phylogeny and biology of neotropical orchid bees (Euglossini). **Annual Review of Entomology**, Palo Alto, v. 493, p.377-404, 2004.

CAMPOS, M. J. O. **Estudo das interações entre a comunidade de Apoidea, na procura de recursos alimentares, e a vegetação de cerrado da reserva de Corumbataí, SP**. 144f. 1989. Tese (Doutorado em Ecologia). CCBS – Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 1989.

CANE, J. H. Habitat fragmentation and native bees: a premature verdict? **Conservation Ecology**, v.5, n.1, art. 3, 2001. Disponível em: <<http://www.consecol.org/vol5/iss1/art3/>>. Acesso em: 20 de julho de 2010.

COLLEVATTI, R.G.; SCHOEREDER, J.H.; CAMPOS, L.A.O. Foraging behavior of bee pollinators on the tropical weed *Triunfetta semitriloba*: flight distance and directionality. **Revista Brasileira de Biologia**, v. 60, n. 1, p. 29-37, fev. 2000.

CUNNINGHAM, S.A. Depressed pollination in habitat fragments causes low fruit set. **Proceedings of the Royal Society London. Series B. Biological Sciences**, London, GB, v. 267, p. 1149-1152, fev. 2000.

DRESSLER, R.L. Biology of orchid bees (Euglossini). **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.13, p.373-394. 1982.

FAHRIG, L. EFFECTS OF HABITAT FRAGMENTATION ON BIODIVERSITY. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**. v. 34, p. 487–515, 2003.

FERREIRA, F.M.C. **A polinização como um serviço do ecossistema: uma estratégia econômica para a conservação**, 2008, 97 f. Tese (Doutorado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre) – Instituto de Ciências Biológicas, Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2008.

FERREIRA, B. **O efeito do contexto da paisagem e da estrutura de habitat sobre abelhas e vespas silvestres em fragmentos de cerrado**, 2010, 96 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro, 2010.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica - Período 2005-2008**. Relatório Parcial, São Paulo, 2009.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica/Conservação Internacional, p. 3-11, 2005.

GARCIA, L.B.R. **Ocupação e desenvolvimento econômico da Bacia do Corumbataí – Séculos XVIII a XX**. DEPLAN/IGCE/UNESP, Rio Claro, Versão 2, 2005. Disponível em: <<http://ceapla.rc.unesp.br/atlas/atlas.html>>. Acesso em: 18 de novembro de 2010.

GLIESSMAN, S.R. **Agroecologia: processos ecológicos em agricultura sustentável**. 2. ed. Porto Alegre: Ed. Universidade/UFRGS, 2001. 653p.

GOTTSBERG, G.; SILBERBAUER-GOTTSBERG, I. Is stratification of cerrado vegetation related to pollination and seed dispersal systems? Quantitative studies in a cerrado woodland in Brazil, and a comparison with Neotropical lowland rainforests. In: International Canopy Conference “tropical versus temperate forests”, 4º, 2005, Leipzig, Germany. **Anais...** International Canopy Conference: Leipzig, 2005.

HANADA, L.C. **Mudanças no uso e cobertura do solo na fronteira agrícola da Amazônia Ocidental Bacia do Ji-Paraná-Rondônia**. 2004. 74p. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Agroecossistema) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2004.

HIROTA, M.M. Monitoramento da cobertura da Mata Atlântica brasileira. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica/Conservação Internacional, p. 60-65, 2005.

Instituto de Pesquisas e Estudos Florestais - IPEF. **Plano Diretor: Conservação dos recursos hídricos por meio da recuperação e da conservação da cobertura florestal da Bacia do rio Corumbataí**. 2002.

JANZEN, D. H. Euglossine bees as long-distance pollinators of tropical plants. **Science**, v. 171, p. 203-205, 1971.

JANZEN, D. H. The deflowering of Central America. **Natural History**, n. 83, p. 49-53, 1974.

KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B.; SOUZA, L.M.I. de. Consequências genéticas da fragmentação sobre populações de espécies arbóreas. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 65-70, dez. 1998.

KEVAN, P.G. Pollinators as bioindicators of the state of the environment: species, activity and diversity. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.74, p.373-393, 1999.

KLEIN, A. M.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. **Proceedings of the Royal Society of London. Series B. Biological Sciences**, London, GB, v. 270, p. 955–961, 2003.

KLEIN, A. M.; VAISSIÈRE, B.; CANE, J. H.; STEFFAN-DEWENTER, I.; CUNNINGHAM, S. A.; KREMEN, C.; TSCHARNTKE, T. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. **Proceedings of the Royal Society of London. Series B. Biological Sciences**, London, GB, v. 274, p. 303-313, 2007.

KLINK, C.A.; MACHADO, R.B. A conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, v.1, n.1, p.147-155, jul.2005.

KOFFLER, N.F. Uso das terras da bacia do rio Corumbataí em 1990. **Geografia**, Rio Claro, v. 18, n. 1, p. 135-150, abr. 1993

KREMEN, C.; WILLIAMS, N.M.; THORP, R.W. Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, US, v. 99, p. 16812-16816, 2002.

KRESS, W.J.; BEACH, J.H. Flowering plant reproductive systems. In: MCDADE, L.A.; BAWA, K.S.; HESPENHEIDE, H.A.; HARTSHORN, G.S, (orgs). **La Selva. Ecology and Natural History of a Neotropical Rain Forest**, Chicago: The University of Chicago Press, p.161-182, 1994.

MACHADO, R.B; RAMOS NETO, M.B.; PEREIRA, P.G.P.; CALDAS, E.F.; GONÇALVES, D.A.; SANTOS, N.S.; TABOR, K.; STEININGER, M. Estimativas de perda da área do cerrado brasileiro. Relatório Técnico. **Conservation International**, Brasília. 2004. 24 f.

MARLIN, J.C.; LABERGE, W.E. The native bee fauna of Carlinville, Illinois, revisited after 75 years: a case for persistence. **Conservation Ecology**, v.5, n.1, art. 9, 2001. Disponível em: <<http://www.consecol.org/vol5/iss1/art9/>>. Acesso em: 20 de julho de 2010.

MARTENSEN, A.C. **Conservação de aves de sub-bosque em paisagens fragmentadas: Importância da cobertura e da configuração do habitat**. 2008. 160 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Instituto de Biociências, Departamento de Ecologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2008.

MARTINS, P.S. Estrutura populacional, fluxo gênico e conservação “in situ”. **IPEF**, n. 35, p. 71-78, abr. 1987.

MARTINS, K. **Diversidade genética e fluxo gênico via pólen e semente em populações de *Solanum lycocarpum* ST.HIL. (Solanaceae) no Sudeste de Goiás.** Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

MATSON, P.A.; PARTON, W.J.; POWER, A.G.; SWIFT, M.J. Agricultural Intensification and Ecosystem Properties. **Science**, v. 277, p. 504-509, 1997.

MAUÉS, M.M.; OLIVEIRA, P.E.A.M. de. Consequências da fragmentação do habitat na ecologia reprodutiva de espécies arbóreas em florestas tropicais, com ênfase na Amazônia. **Oecologia Australis**, v.14, n.1, p.238-250, 2010.

MECHI, M.R. **Levantamento da fauna de vespas aculeata na vegetação de duas áreas de cerrado.** 1996. 237 f. Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 1996.

METZGER, J.P. Estrutura da Paisagem e Fragmentação: Análise Bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 71, n. 3-I, p. 445-462, 1999.

METZGER, J.P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, Campinas-SP, v. 1, n. 1 e 2, p. 1-9, dez. 2001.

METZGER, J.P. Como lidar com regras pouco óbvias para conservação da biodiversidade em paisagens fragmentadas. **Natureza & Conservação**, v. 4, n. 2, p. 11-23, out. 2006.

MILET-PINHEIRO, P.; SCHLINDWEIN, C. Do euglossine males (Apidae, Euglossini) leave tropical rainforest to collect fragrances in sugarcane monocultures? **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 853-858, 2005.

MORATO, E.F.; CAMPOS, L.A.O.; MOURE, J.S. As abelhas Euglossini (Hymenoptera: Apidae) coletadas na Amazônia Central. **Revista Brasileira de Entomologia**, v.36, n.4, p.767-771, 1992.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B de.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

NAMKOONG, G.; BOYLE, T.; EL-KASSABY, Y.A.; PALMBERG-LERCHE, C.; ERIKSSON, G.; GREGORIUS, H.R.; JOLY, H.; KREMER, J.A.; SAVOLAINEN, O.; WICKNESWARI, R.; YOUNG, A.; ZEH-NLO, M.; PRABHU, R. **Criteria and indicators sustainable forest management: assessment and monitoring of genetic variation.** Roma: FAO, 2002, 29f.

NEMÉSIO, A.; FARIA, L.R.R. First assessment of the orchid-bee fauna (Hymenoptera: Apidae) at Parque Estadual do Rio Preto, a cerrado area in southeastern Brazil. **Lundiana**, v.5, n.2, p.113-117, 2004.

OLSCHEWSKI, R.; TSCHARNTKE, T.; BENÍTEZ, P.C.; SCHWARZE, S.; KLEIN, A.M. Economic evaluation of pollination services comparing coffee landscapes in Ecuador and Indonesia. **Ecology and Society**, v. 11, n. 1, art.7, 2006. Disponível em: <<http://www.ecologyandsociety.org/vol11/iss1/art7>>. Acesso em: 20 de julho de 2010.

PERUQUETTI, R.C.; CAMPOS, L.A.O.; COELHO, C.D.P.; ABRANTES, C.V.M.; LISBOA, L.C.O. Abelhas Euglossini (*Apidae*) de áreas de Mata Atlântica: abundância, riqueza e aspectos biológicos. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.16, n.2, p.101-118, 1999.

PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.; LOISELLE, B.; LOUAYZA, A. Plant functional types, dispersion mode, pollination syndrome and spatial assemblage in na Amazon Forest Community, Brazil. In:International Botanical Congress, 17º, 2005, Viena. **Anais...** International Botanic Congress: Viena, 2005. v. 1.

PIÑA-RODRIGUES, F.C.M; FREIRE, J.M.; SILVA. L.D. Parâmetros técnicos para a colheita de sementes florestais. In: PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.; FREIRE,J.M.; LELES, P.S.; BREIER, T.B. **Parâmetros técnicos para a produção de sementes florestais**. Seropédica: EDUR, p.50-101, 2007.

PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.; FREIRE, J.M. Biologia da polinização e sua aplicação na colheita de sementes florestais. In: Simpósio sobre recuperação de áreas degradadas, 3º, 2009, São Paulo. **Anais...** Simpósio sobre recuperação de áreas degradadas. São Paulo: Instituto de Botânica, 2009. v. 1. p. 155-172.

RAMALHO, M.; BATISTA, M.A. Polinização na Mata Atlântica: perspectiva ecológica da fragmentação. In: FRANKE, C.R.; ROCHA, P.L.B.; KLEIN, W.; GOMES, S.L. (orgs). **Mata Atlântica e Biodiversidade**. Salvador: Edufba, 2005, p.93-141.

RAMALHO, M.; SILVA, L.O.I.; SILVA, M.; ROSA, J.F. Abelhas Euglossina e conectividade no corredor central da Mata Atlântica. In: Congresso de Ecologia do Brasil, 9º, 2009, São Lourenço. **Anais...** Congresso de Ecologia do Brasil: São Lourenço, 2009a.

RAMALHO, A.V.; GAGLIANONE, M.C.; OLIVEIRA, M.L. Comunidades der abelhas Euglossina (Hymenoptera, Apidae) em fragmentos de Mata Atlântica no Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v.53, n.1, p.95-101, março 2009b.

RATHCKE, B. J.; JULES, E. S. Habitat fragmentation and plant-pollinator interactions. **Current Science**, Bangalore, Índia, v. 65, p. 273-77, 1993.

REBÊLO, J.M.M. **História natural das Euglossineas. As abelhas das orquídeas**. São Luiz: Lithograf editora, 2001, 152p.

REBÊLO, J.M.M.; GARÓFALO, C.A. Comunidades de Machos de Euglossini (Hymenoptera: Apidae) em Matas Semidecíduas do Nordeste do Estado de São Paulo. **Anais da Sociedade Entomológica Brasileira**, v.26, n.2, p.243-255, 1997.

RIBAS, L.A.; KAGEYAMA, P.Y. Diversidade e estrutura genética em populações naturais de *Trema micrantha* (L.) B. **Scientia Forestalis**, n. 66, p. 66-75, dez. 2004.

RICHARDS, A. J. Does Low Biodiversity Resulting from Modern Agricultural Practice Affect Crop Pollination and Yield? **Annals of Botany**, London, GB, v. 88, p. 165-172. 2001.

RICKETTS, T.H.; DAILY, G.C.; EHRLICH, P.R.; MICHENER, C.D. Economic value of tropical forest to coffee production. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, Washington, US, v. 101, n.34, p. 12579-12582, 2004.

RODRIGUES, R.R. A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno. **Circular Técnico IPEF**, n. 189, p. 1-18, ago. 1999.

SAWAKUCHI, H.O. **Alteração no uso e cobertura do solo na bacia do médio rio Araguaia, Brasil central**. 2010. 132 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

SEOANE, C.E.S.; KAGEYAMA, P.Y.; SEBBENN, A.M. Efeitos da fragmentação florestal na estrutura genética de populações de *Esenbeckia leiocarpa* Engl. (Guarantã). **Scientia Forestalis**, n. 57, p. 123-139, jun. 2000.

SEOANE, C.E.S.; KAGEYAMA, P.Y.; RIBEIRO, A.; MATIAS, R.; REIS, M.S.dos.; BAWA, K.; SEBBENN, A.M. Efeitos da fragmentação florestal sobre a migração de sementes e a estrutura genética temporal de populações de *Euterpe edulis* Mart. **Revista do Instituto Florestal**, São Paulo, v. 17, n. 1, p. 25-43, jun. 2005.

SCHLINDWEIN, C. A importância de abelhas especializadas na polinização de plantas nativas e conservação do meio ambiente. In: Encontro sobre abelhas, 4º, 2000. **Anais... IV Encontro sobre Abelhas: Ribeirão Preto**, p.131-141, 2000.

SILVA, F.S.; REBÊLO, J.M.M. Population dynamics of Euglossinae bees (Hymenoptera: Apidae) in an early second-growth forest of Cajual Island, in the state of Maranhão, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v.62, n.1, p.15-23, 2002.

SILVEIRA, F.; MELO, G.A.R.; ALMEIDA, E.A.B. **ABELHAS BRASILEIRAS: Sistemática e Identificação**. Belo Horizonte: Fernando A. Silveira, 2002, 254p.

SILVEIRA, G.C. **A fauna de abelhas da subtribo Euglossina Latreille (Hymenoptera: Apidae) em duas áreas de mata estacional semidecidual no domínio do Cerrado em Uberlândia, MG.** 2010. 68f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais) – Instituto de Biologia, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2010.

SILVESTRE, R.; SILVA, R.R. Guildas de formigas da Estação Ecológica Jataí, Luiz Antônio-SP-sugestões para aplicação do modelo de guildas como bio-indicadores ambientais. **Biotemas**, v.14, n.1, p.37-69, 2001.

SOFIA, S.H.; SUZUKI, K.M. Comunidades de Machos de Abelhas Euglossina (Hymenoptera: Apidae) em Fragmentos Florestais no Sul do Brasil. **Neotropical Entomology**, v.33, n.6, p.693-702, 2004.

STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set. **Oecologia**, n. 121, p. 432-440, jul. 1999.

STEFFAN-DEWENTER, I.; MÜNZENBERG, U.; TSCHARNTKE, T. Pollination, seed set and seed predation on a landscape scale. **Proceedings of the Royal Society London. Series B. Biological Sciences**, London, GB, v. 268, p. 1685-1690, 2001.

STEFFAN-DEWENTER, I.; MÜNZENBERG, U.; BÜRGER, C.; THIES, C.; TSCHARNTKE, T. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. **Ecology**, v. 83, n. 5, p. 1421-1432, 2002.

STEFFAN-DEWENTER, I.; KUHN, A. honeybee foraging in differentially structured landscapes. **Proceedings of the Royal Society London. Series B. Biological Sciences**, London, GB, v. 270, p. 569-575, 2003.

STEFFAN-DEWENTER, I. Importance of Habitat Area and Landscape Context for Species Richness of Bees and Wasps in Fragmented Orchard Meadows. **Conservation Biology**, v. 17, n. 4, p. 1036-1044, 2003.

STORCK-TONON, D.; MORATO, E.F.; MELO, A.W.F.; OLIVEIRA, M.L. Efeitos da fragmentação florestal sobre abelhas Euglossina (Hymenoptera: Apidae) na Amazônia sul ocidental. In: Congresso de Ecologia do Brasil, 8^o, 2007, Caxambu. **Anais...** Congresso de Ecologia do Brasil: Caxambu, 2007.

TEIXEIRA, A.M.G. **Modelagem da dinâmica de uma paisagem do Planalto de Ibiúna (1962-2000) e inferências sobre a sua estrutura futura (2019).** 2005. 118 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

TONHASCA, A.; BLACKMER, J.L.; ALBUQUERQUE, G.S. Abundance and Diversity of Euglossine Bees in the Fragmented Landscape of the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v.34, n.3, p.416-422, 2002.

TONHASCA, A.; AIBUQUERQUE, G.S.; BLACKMER, J.L. Dispersal of euglossine bees between fragments of the Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Tropical Ecology**, n. 19, p.99-102, 2003.

TSCHARNTKE, T; KLEIN, A.M.; KRUESS, A.; STEFFAN-DEWENTER, I.; THIES, C. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. **Ecology Letters**, n. 8, p. 857-874, 2005.

UMETSU, F. **Pequenos mamíferos em um mosaico de habitats remanescentes e antropogênicos: qualidade da matriz e conectividade em uma paisagem fragmentada de Mata Atlântica**. 2005, 125 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

VALENTE, R. de O.A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do rio Corumbataí, SP**. 2001. 161 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

VALENTE, R. de O.A. **Definição de áreas prioritárias para conservação e preservação florestal por meio da abordagem multicriterial em ambiente SIG**. 2005. 137 f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

VANDERMEER, J.; PERFECTO, I. The Agricultural Matrix and a Future Paradigm for Conservation. **Conservation Biology**, v. 21, p. 274-277, 2007.

YOUNG, A.G.; BOYLE, T.; BROWN, T. The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. **Trends in Ecology and Evolution**, Oxford, v. 11, n. 10, p. 413-418, 1996.

YOUNG, A.G.; BOYLE, T. Forest fragmentation. In: YOUNG, A.G.; BOSHIER, D.; BOYLE, T. (Orgs). **Forest conservation genetics: principles and practice**. Wallingford: CABI Publishing, 2000. p. 123-134.

WALDSCHMIDT, A.M.; LOPES, L.A.; MARCO JR., P.; CAMPOS, L.A.O. Genetics of Euglossini bees (Hymenoptera) in fragments of the Atlantic Forest in the region of Viçosa, MG. **Brazilian Journal of Biology**, v.65, n.3, p.541-549, 2005.

WINFREE, R.; WILLIAMS, N.M.; GAINES, H.; ASCHER, J.S.; KREMEN, C. Wild bee pollinators provide the majority of crop visitation across land-use gradients in New Jersey and Pennsylvania, USA. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, p. 793-802, 2008.

WINFREE, R.; KREMEN, C. Are ecosystem services stabilized by differences among species? A test using crop pollination. **Proceedings of the Royal**

Society London. Series B. Biological Sciences, London, GB, v. 276, n. 229-237, 2009.

CAPÍTULO 2

ANÁLISE DA DINÂMICA DA PAISAGEM NA REGIÃO DA RESERVA DE CERRADO DE CORUMBATAÍ-SP

ANÁLISE DA DINÂMICA DA PAISAGEM NA REGIÃO DA RESERVA DE CERRADO DE CORUMBATAÍ-SP

ANALYSIS OF THE LANDSCAPE DYNAMICS IN THE SAVANNAH RESERVE OF CORUMBATAÍ-SP

RESUMO: O objetivo deste trabalho foi avaliar as mudanças no uso e cobertura da terra na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí entre os anos de 1978, 1988 e 2000, utilizando-se técnicas de geoprocessamento e métricas da paisagem. Os resultados mostraram a expansão da agricultura sobre o Cerrado, o qual sofreu redução de 7,7%. Em contrapartida, as áreas de Floresta Atlântica aumentaram em 4,2%, como consequência da regeneração da vegetação inicial. Constatou-se também a intensificação da agricultura com aumento expressivo da cultura da cana-de-açúcar, a qual expandiu sua área em 47,4%. Esta dinâmica resultou em uma fragmentação estrutural, com 72% da paisagem representada por matriz agrícola e 25% por áreas de vegetação natural. Os resultados permitem concluir que a região teve sua cobertura vegetal fragmentada, devido ao processo inadequado de uso e ocupação das terras, sendo o cerrado a formação florestal que mais sofreu com este processo requerendo ações conservacionistas tanto nos fragmentos, quanto na paisagem.

Palavras-chave: ecologia da paisagem; geoprocessamento; fragmentação de habitat.

ABSTRACT: The purpose of this study was to evaluate the changes in use and cover of the land in the region of Savanna Reserve of Corumbatai between in the years 1978, 1988 and 2000, using geoprocessing techniques and landscape metrics. The results show the expansion of agriculture on the Savanna which suffered a reduction of 7,7%. On the other hand, Atlantic Forest areas increased by 4,2% as a result of the regeneration of areas with initial vegetation. Also observed the intensification of agriculture with the increase of

sugar cane crop, which increased by 47,4%. As a result of this dynamic, the region went through a process of structural fragmentation, with an agricultural matrix that comprises 72% of the landscape, while areas covered by natural vegetation represent 25%. The results indicate that the region was submitted to a process of forest fragmentation due to inadequate land use and occupation, especially in the savanna forest formation; remaining fragments and also savannah areas require conservation actions.

Key words: landscape ecology; geoprocessing; habitat fragmentation.

INTRODUÇÃO

O termo “dinâmica” envolve, *per se*, a variação temporal intrínseca, dentro da qual se observam mudanças nos elementos que compõem determinada paisagem (TEIXEIRA, 2005). Nas diversas conceituações existentes em função da abordagem (geográfica ou ecológica), a noção básica de paisagem é a de heterogeneidade espacial, considerando a ideia de espaço de inter-relação do homem com o seu ambiente (METZGER, 2001). Nos diferentes ecossistemas brasileiros, processos de ocupação desordenados têm ocasionado impactos negativos na paisagem. As formações florestais, Cerrado e Floresta Atlântica, vêm sofrendo mudanças rápidas e significativas na cobertura da terra, devido, principalmente, ao desenvolvimento associado à expansão e intensificação da agricultura (GALINDO-LEAL e CÂMARA, 2005; KLINK e MACHADO, 2005). Assim, além da baixa representatividade, a Floresta Atlântica e o Cerrado sofrem as consequências da fragmentação florestal, estando subdivididos em fragmentos remanescentes, em sua maioria isolados, alterados e inseridos em uma matriz altamente antropizada (MACHADO *et al.*, 2004; HIROTA, 2005; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE, 2009).

A Bacia do rio Corumbataí está localizada na região centro oeste do Estado de São Paulo, em uma área de transição entre a Floresta Atlântica e o Cerrado (IPEF, 2002). A paisagem que se observa nesta região é resultante do

desmatamento de extensas áreas destas formações florestais para a expansão da agricultura e desenvolvimento de áreas urbanas. Como resultado, a paisagem é composta predominantemente por pequenos fragmentos de vegetação nativa inseridos em uma matriz agrário-urbana (VALENTE, 2001).

Originalmente a Bacia do rio Corumbataí era coberta por florestas, cerrados e campos cerrados, sendo que as características dos solos e do clima condicionaram essa vegetação natural (KOFFLER, 1993). Os remanescentes florestais da bacia descritos por Rodrigues (1999) pertencem às seguintes formações: floresta estacional semidecidual, florestas ripárias, florestas paludosas, floresta estacional decidual e cerrado "*latu sensu*". De acordo com Coutinho (1978), o cerrado "*latu sensu*" inclui os campos limpos, campos sujos, campos cerrados, os cerrados "*stricto sensu*" e também os cerradões. O histórico de uso e ocupação da terra na Bacia do rio Corumbataí eliminou de forma gradativa e acentuada a vegetação natural, restringindo a Floresta Atlântica a pequenos fragmentos remanescentes encravados em áreas de difícil acesso, consideradas inaptas para a agricultura e levando o Cerrado à quase sua extinção (IPEF, 2002).

Nas sub-bacias do Alto Corumbataí e Passa-Cinco, encontra-se a maior concentração de cerrado da Bacia, representando uma área de 78,24% e 18,32% do total, respectivamente. Nestas sub-bacias também se observam os maiores fragmentos de cerrado, com área média de 6,4 ha na sub-bacia do Passa-Cinco e 5,4 ha na do Alto Corumbataí (VALENTE, 2001). Em função disto, a Reserva de Cerrado de Corumbataí é considerada importante fragmento neste setor da paisagem da Bacia (VALENTE, 2001), constituindo-se como a única área de proteção integral nesta região. Além disto, apesar da Reserva de Cerrado de Corumbataí ocupar apenas 38,7 ha, estudos mostraram grande diversidade de insetos visitantes florais, como vespas *Aculeata* sp. (MECHI, 1996) e abelhas (CAMPOS, 1989; ANDENA *et al.*, 2005), indicando a importância deste fragmento, bem como da matriz circundante, para a manutenção das comunidades de polinizadores e das plantas associadas à eles (ANDENA *et al.*, 2005; ANDENA *et al.*, 2009).

Tanto na Floresta Atlântica (PIÑA-RODRIGUES *et al.*, 2005; PIÑA-RODRIGUES e FREIRE, 2009) quanto no Cerrado, a polinização por abelhas pequenas é a mais frequente, sendo estes os principais polinizadores em ecossistemas tropicais (GOTTSBERG e SILBERBAUER-GOTTSBERG, 2005). Contudo, o processo de fragmentação interfere no movimento de pólen entre plantas e influencia a estrutura genética das populações e a distância em que ocorre o fluxo gênico. Embora 90% dos cruzamentos ocorram entre as plantas co-específicas mais próximas, a polinização por abelhas tem sido reportada como de curta a média distância, variando de 750 a 8000 m (HAMRICK e MURAWSKI, 1990; BEEKMAN e RATNIEKS, 2000; DUTECH *et al.*, 2002), porém com maior proporção de cruzamentos ocorrendo até 3 km (OSBORNE *et al.*, 1999; STEFFAN-DEWENTER e TSCHARNTKE, 2000; STEFFAN-DEWENTER *et al.*, 2002). Portanto, é de se esperar que a fragmentação altere as distâncias e a permeabilidade da matriz ambiental a estes importantes polinizadores.

A região da Bacia do rio Corumbataí vem sofrendo intenso processo de desmatamento e fragmentação florestal, como consequência da expansão da fronteira agrícola como demonstram os trabalhos de Koffler (1993), Valente (2001; 2005), Pereira e Pinto (2007). As consequências diretas esperadas desta fragmentação são alterações na estrutura da paisagem, com a perda da conectividade, dificultando o fluxo gênico e a reprodução das plantas, afetando a sustentabilidade dos remanescentes. Portanto, quantificar a estrutura da paisagem é pré-requisito para o estudo da função e das alterações de uma paisagem (MCGARIGAL e MARKS, 1995). Neste sentido, o uso de dados de sensores remotos, como fotografias aéreas, aliado às técnicas de geoprocessamento, proporcionam meio rápido e sistemático de avaliar as condições da cobertura e uso da terra e, posteriormente, quantificar a estrutura da paisagem (SAWAKUCHI, 2010). Dentro deste contexto, o conhecimento da dinâmica espaço-temporal da cobertura e uso da terra, assim como das alterações resultantes na estrutura da paisagem, fornece subsídios para entender a dinâmica de ocupação de uma região e avaliar os impactos

ambientais resultantes das atividades humanas (SAWAKUCHI, 2010), norteando, assim, o planejamento territorial (TEIXEIRA, 2005).

Para Câmara (1995), um Sistema de Informação Geográfica (SIG), constitui-se em importante ferramenta para a produção de mapas, como suporte para a análise espacial de fenômenos como a fragmentação e como banco de dados geográficos. Vários estudiosos utilizaram as geotecnologias (cartografia digital, sensoriamento remoto e geoprocessamento) como ferramenta auxiliar na identificação de elementos da paisagem, no monitoramento de alterações ambientais, no levantamento de uso e ocupação da terra e sua dinâmica, como destacam Koffler (1993), Valente (2001), Teixeira (2005) e Sawakuchi (2010).

A importância regional da Bacia do rio Corumbataí para o abastecimento de água somado à necessidade de conservação de sua cobertura vegetal, a qual compreende as duas formações florestais mais ameaçadas do Brasil, indicam, portanto, a importância de estudos empregando as geotecnologias como ferramenta que permita analisar os processos, causas e consequências da fragmentação florestal na região. Com isto, o objetivo deste estudo foi avaliar as mudanças na cobertura e uso da terra entre os anos de 1978, 1988 e 2000 em uma região da Bacia do rio Corumbataí abrangendo a Reserva de Cerrado de Corumbataí, a fim de fornecer subsídios para o melhor entendimento do processo de ocupação da área e dos impactos ambientais resultantes desta ocupação.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo abrange a Reserva de Cerrado de Corumbataí e um raio de cerca de 5 km no seu entorno, com uma área de aproximadamente 106 km², localizada entre as latitudes 22°14'S e 22°15'S e longitudes 47°42'W e 47°40' W. A Reserva de Cerrado de Corumbataí, com uma área de 38,7 ha, foi

adquirida pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) em 1962 e encontra-se sob responsabilidade da Universidade Estadual Paulista (UNESP) (MECHI, 1996). A reserva está localizada no município de Corumbataí-SP, na porção norte da Bacia do rio Corumbataí, nos divisores de água das sub-bacias Passa-Cinco e Alto Corumbataí (Figura 1), abrangendo parte das sub-bacias do Passa-Cinco, Alto Corumbataí e Médio Corumbataí. A presença de fragmentos florestais nos divisores de água das sub-bacias é uma situação comum na Bacia do rio Corumbataí, assim como na maioria das paisagens (VALENTE, 2001).

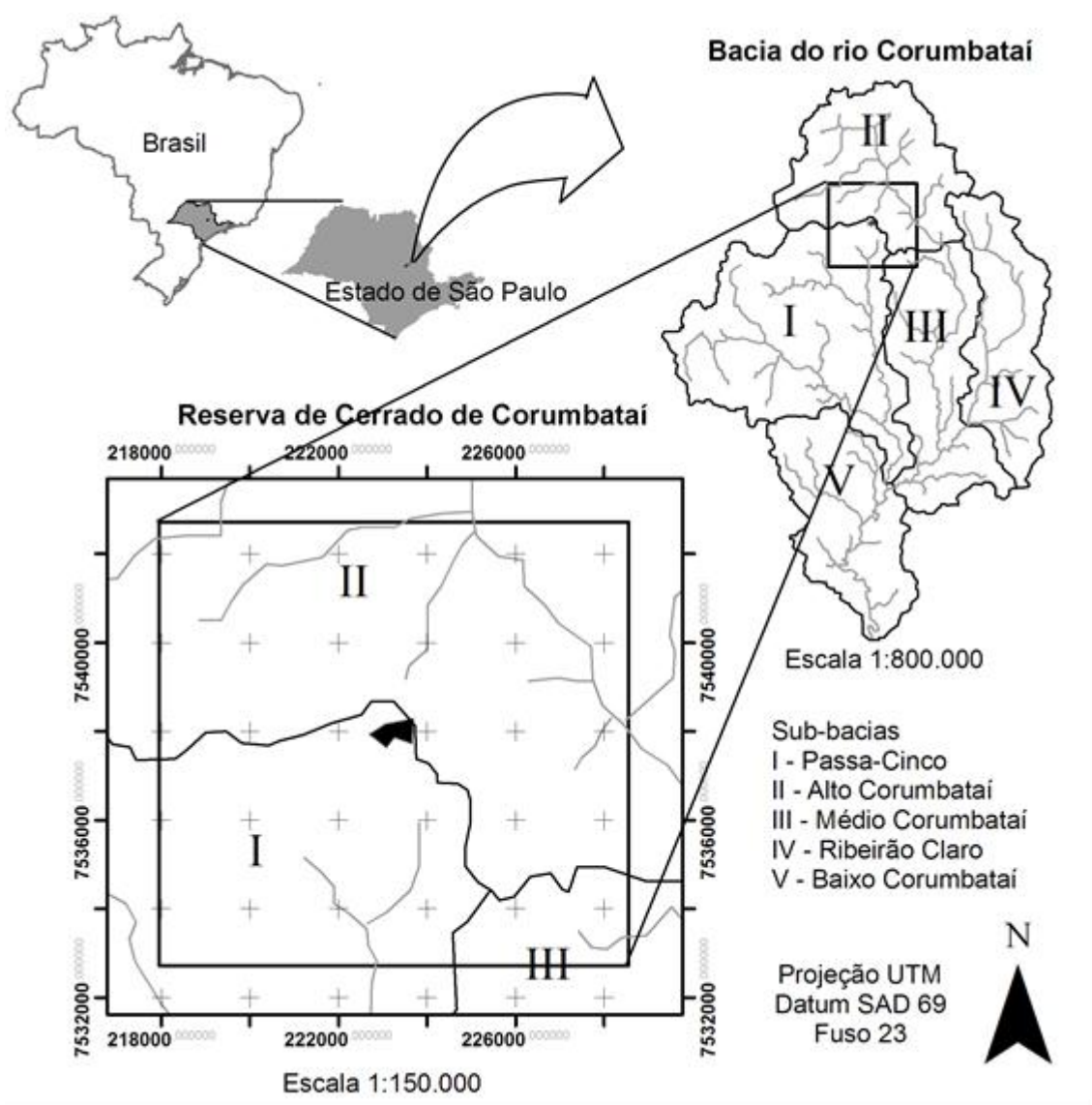


Figura 1: Localização da Reserva de Cerrado de Corumbataí e da área de estudo na Bacia do rio Corumbataí, Estado de São Paulo.

Mapeamento do uso e cobertura da terra com o uso de geotecnologias

A análise da dinâmica do uso e cobertura da terra da área de estudo foi efetuada utilizando-se técnicas de sensoriamento remoto, cartografia digital e geoprocessamento. Os dados foram adquiridos, georreferenciados, armazenados, processados e analisados com o auxílio do Sistema de Informação Geográfica ArcGIS, versão 9.3 e o Processador de Imagens Erdas Imagine, versão 9.1.

Como fonte de imagens para o mapeamento do uso e cobertura da terra, foram utilizadas fotografias aéreas vinculadas aos aerolevantamentos efetuados pela empresa Base Aerofotogrametria e Projetos S/A nos anos de 1978 (1:35.000, 4 fotos), 1988 (1:40.000, 4 fotos) e 2000 (1:30.000, 4 fotos). A escolha das datas foi baseada na disponibilidade das imagens.

As fotografias aéreas referentes ao ano de 1978 foram georreferenciadas no programa Erdas 9.1, utilizando-se como base cartas planialtimétricas na escala 1:10.000, ano 1979, produzidas pelo Instituto Geográfico e Cartográfico do Estado de São Paulo (IGC, 1979). O georreferenciamento foi realizado a partir da função polinômio de 2º grau, com 30 pontos de controle, em média, bem distribuídos em cada fotografia, com erro médio de georreferenciamento de 8,8 metros.

A correção geométrica das fotografias aéreas referentes aos anos de 1988 e 2000 foi feita baseando-se no fotomosaico de 1978. Os desvios médios referentes aos resíduos nos registros das fotografias aéreas isoladas em relação ao georreferenciamento feito para o ano de 1978, foram equivalentes a 7,6m para o ano de 1988 e 5,5m para o ano de 2000. As coordenadas foram padronizadas para o sistema de coordenadas UTM (Universal Transversa de Mercator) e *Datum* SAD (South American) 69, zona 23S. As imagens corrigidas correspondentes a cada ano foram sobrepostas, ainda no Erdas, dando origem a três fotomosaicos distintos, comparáveis entre si.

O levantamento de uso e cobertura da terra foi realizado por meio da fotointerpretação dos fotomosaicos no programa ArcGIS 9.3. Nos casos em que nem todas as classes de uso e ocupação puderam ser interpretadas com

igual confiabilidade somente a partir das fotografias aéreas, dados complementares foram utilizados, tais como cartas planialtimétricas (IBGE, 1969, 1971; IGC, 1979) e inventários florestais (IF, 2001). Como base para o estabelecimento das classes utilizou-se o fotomosaico de 1988, por apresentar a maior escala.

Como suporte metodológico para o levantamento das classes de uso e cobertura da terra, utilizou-se o Manual Técnico de Uso da Terra, do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2006). Após a definição das classes realizaram-se algumas adaptações visando os objetivos propostos. As classes estabelecidas foram: cana-de-açúcar, pastagem, reflorestamento, floresta, cerrado, vegetação inicial, campo agrícola, fruticultura, solo exposto, estrada e instalações rurais (Tabela 1).

Tabela 1: Classes utilizadas na fotointerpretação realizada para os anos de 1978, 1988 e 2000, com suas respectivas definições, na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, Corumbataí-SP.

Classes	Definição
Cana-de-açúcar	Áreas onde o solo estava coberto com a cultura da cana-de-açúcar.
Pastagem	Abrange as áreas cobertas por pastos limpo e sujo e também áreas cobertas por vegetação herbácea rala a herbácea-arbustiva, contudo sem uso definido, estando sujeitas à regeneração de sua vegetação original ou posterior uso com outro tipo de cultura.
Reflorestamento	Florestas plantadas com espécies exóticas, e.g. <i>Pinus spp.</i> e <i>Eucalyptus spp.</i>
Floresta	Abrange as áreas ocupadas pelas diferentes formações florestais do domínio Floresta Atlântica existentes na bacia.
Cerrado	Áreas cobertas com vegetação de cerrado “ <i>latu sensu</i> ”.
Vegetação inicial	Abrange as áreas com vegetação natural em estágio inicial, médio ou avançado de sucessão secundária.
Campo agrícola	Áreas ocupadas com culturas temporárias.
Fruticultura	Áreas cobertas com citricultura.
Solo exposto	Diz respeito à condição do solo no momento do aerofotolevantamento. Contudo, para uma melhor caracterização, esta classe foi posteriormente reclassificada de acordo com a cultura correspondente (cana-de-açúcar, cultura temporária, reflorestamento) com base em dados auxiliares, restando somente nesta classe as áreas que não puderam ser reclassificadas.
Estrada	Abrange a malha viária, compreendendo auto estradas, estradas pavimentadas, sem pavimentação, em construção.
Instalações rurais	Compreendem edificações isoladas ou agrupadas, condomínios, loteamentos.

Para a obtenção dos mapas finais de uso e cobertura da terra da região de estudo para cada ano analisado (1978, 1988 e 2000), os quais foram posteriormente empregados na análise quantitativa da paisagem, realizou-se a reclassificação das classes definidas *a priori* na fotointerpretação, de maneira a obter-se 10 classes: cana-de-açúcar, pastagem, reflorestamento, floresta, cerrado, vegetação inicial, campo agrícola, fruticultura, solo exposto e outros. A categoria “outros” contemplou as classes “não analisadas”, como estrada e instalações rurais.

Quantificação da dinâmica da paisagem

A dinâmica da paisagem foi avaliada utilizando-se índices quantitativos de ecologia da paisagem, que descrevem a composição da paisagem para cada ano analisado (1978, 1988 e 2000), tendo como base os mapas de uso e cobertura da terra, elaborados anteriormente para a série de anos. Para cada ano, foram determinadas as quantidades totais e percentuais correspondentes à área de cada uma das classes definidas e o número de fragmentos para cada classe analisada. Todos os índices foram calculados utilizando o software FRAGSTATS 3.3 (MCGARIGAL e MARKS, 1995).

A fim de simplificar as análises, optou-se, inicialmente, por agrupar as classes referentes às culturas agrícolas (cana-de-açúcar, pastagem, reflorestamento, campo agrícola e fruticultura) em apenas uma classe denominada matriz agrícola. Da mesma forma procedeu-se com as classes florestais (floresta, cerrado e vegetação inicial), as quais foram agrupadas como pertencentes à cobertura vegetal.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O mapeamento da dinâmica espaço-temporal da paisagem entre os três anos analisados ilustra o avanço das áreas agrícolas sobre o cerrado, assim como o processo de intensificação da agricultura (Figuras 2, 3 e 4). O cálculo

das métricas da paisagem mostra que, em 1978, a paisagem na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí já havia sofrido processo de fragmentação florestal, com uma matriz predominantemente agrícola, representando, aproximadamente, 63% da paisagem, enquanto a área ocupada por cobertura vegetal representou, aproximadamente, 34%. No ano de 1988, este processo de expansão da fronteira agrícola continuou e como resultado, a paisagem foi representada em 74% por uma matriz agrícola e em 23% pela cobertura vegetal. Já na comparação entre 1988 e 2000, os valores relativos à matriz agrícola e cobertura vegetal mantiveram-se muito semelhantes, registrando-se pequena redução da matriz agrícola e aumento na área com cobertura vegetal, compreendendo, aproximadamente, 72% e 25%, respectivamente (Figura 5a). Os dados referentes à porcentagem de cada classe pertencente à matriz agrícola e à cobertura vegetal podem ser visualizados na tabela 2.

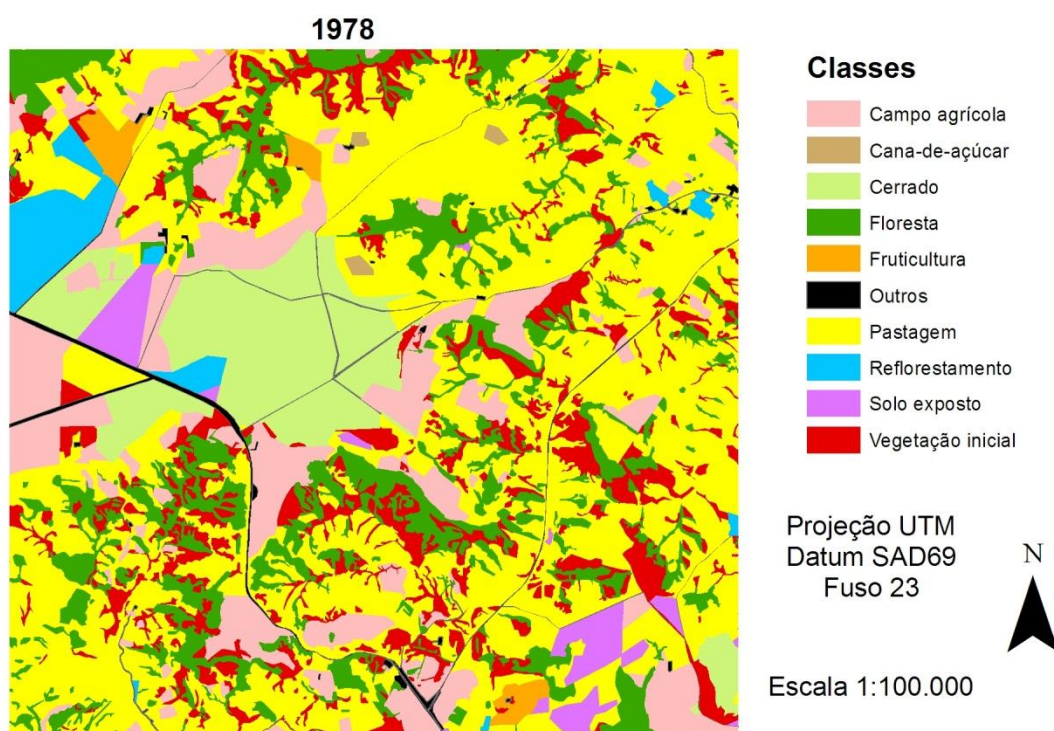


Figura 2: Uso e cobertura da terra na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, Corumbataí-SP, no ano de 1978.

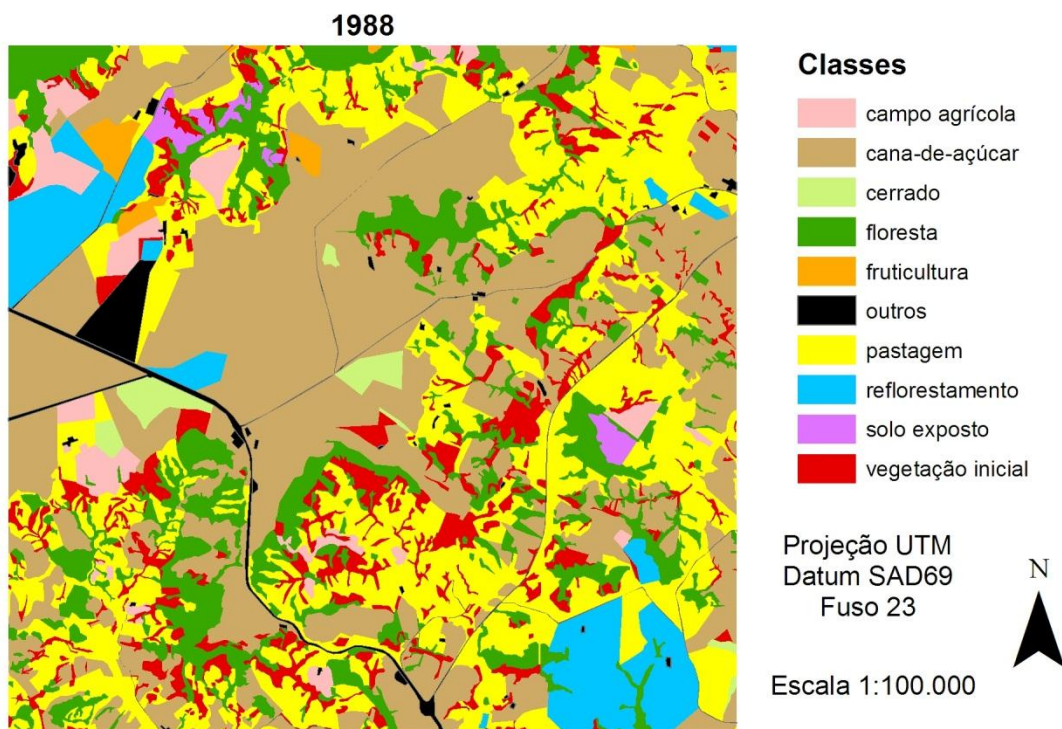


Figura 3: Uso e cobertura da terra na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, Corumbataí-SP, no ano de 1988.

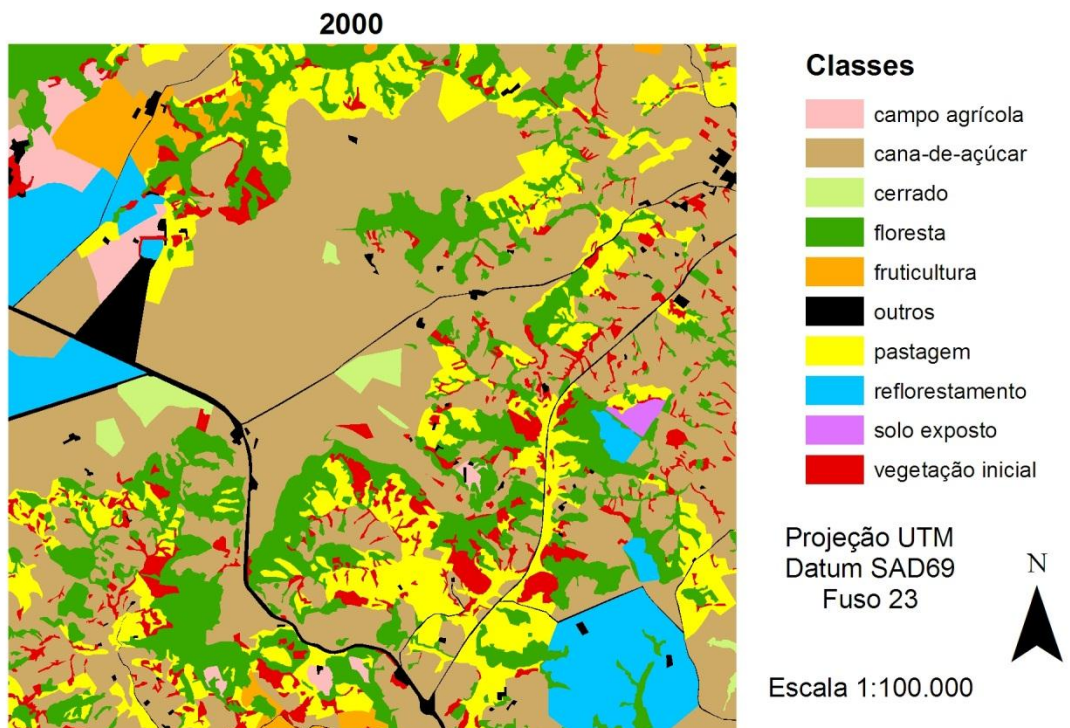


Figura 4: Uso e cobertura da terra na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, Corumbataí-SP, no ano de 2000.

Tabela 2: Porcentagem das classes pertencentes à matriz agrícola e cobertura vegetal nos anos de 1978, 1988 e 2000 na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, Corumbataí-SP.

Matriz agrícola classes	1978	1988	2000	Cobertura vegetal Classes	1978	1988	2000
	Área (%)				Área (%)		
Cana-de-açúcar	0,19	36,89	47,61	Floresta	13,95	13,73	18,17
Pastagem	46,37	27,22	13,99	Vegetação inicial	10,84	8,45	5,52
Reflorestamento	2,44	5,76	6,72	Cerrado	8,79	1,13	1,13
Fruticultura	1,07	0,84	2,19				
Campo agrícola	12,84	2,88	1,8				
Total	62,91	73,59	72,31	Total	33,58	23,31	24,82

Quanto ao número de fragmentos, as três paisagens analisadas, apresentaram elevado número para as classes floresta e vegetação inicial - 1978 com 238 fragmentos para floresta e 349 para vegetação inicial; 1988 com 187-floresta e 295-vegetação inicial e 2000 com 210-floresta e 345-vegetação inicial (Figura 5b). Estes dados mostram que estas duas classes sofreram redução no número de fragmentos no período de 1978-1988, voltando a aumentar no período seguinte, 1988-2000. Em relação ao cerrado, o número de fragmentos foi pequeno para os três anos analisados (1978 com 10 fragmentos; 1988 e 2000 com 7), sofrendo redução no período entre 1978-1988, e estabilizando-se no segundo período analisado (1988-2000) (Figura 5b). A proporção de matriz agrícola aliada ao elevado número de fragmentos florestais indicam, portanto, que a paisagem na região de estudo sofreu processo de fragmentação estrutural.

Entre os dois intervalos de tempo analisados, o período de 1978 a 1988 foi bastante dinâmico, enquanto de 1988 a 2000 não se observou alterações significantes. No primeiro intervalo temporal analisado (1978-1988), a dinâmica foi marcada pela redução acentuada nas áreas de cerrado, passando de 8,45% em 1978 para 1,13% em 1988, ou seja, sofreu redução de 7,66%. Este desmatamento ocorreu, sobretudo para a instalação da cana-de-açúcar. Já as áreas ocupadas por floresta mantiveram suas áreas neste período (13,95% em 1978 e 13,73% em 1988), apesar da análise dos mapas (Figuras 2 e 3) mostrar a ocorrência de desmatamento em algumas áreas para a instalação de culturas agrícolas e florestais. Além disto, houve redução no número de fragmentos,

passando de 238 em 1978 para 187 em 1988 (Figura 5b). Isto pode ser explicado pela redução tanto na área quanto no número de fragmentos da classe vegetação inicial, a qual representava 10,84% da paisagem com 349 fragmentos em 1978, passando para 8,45% com 295 fragmentos em 1988. Estes dados, assim como a análise dos mapas, mostram ter ocorrido regeneração de áreas com vegetação inicial, principalmente em locais de entorno ou próximos a remanescentes florestais.

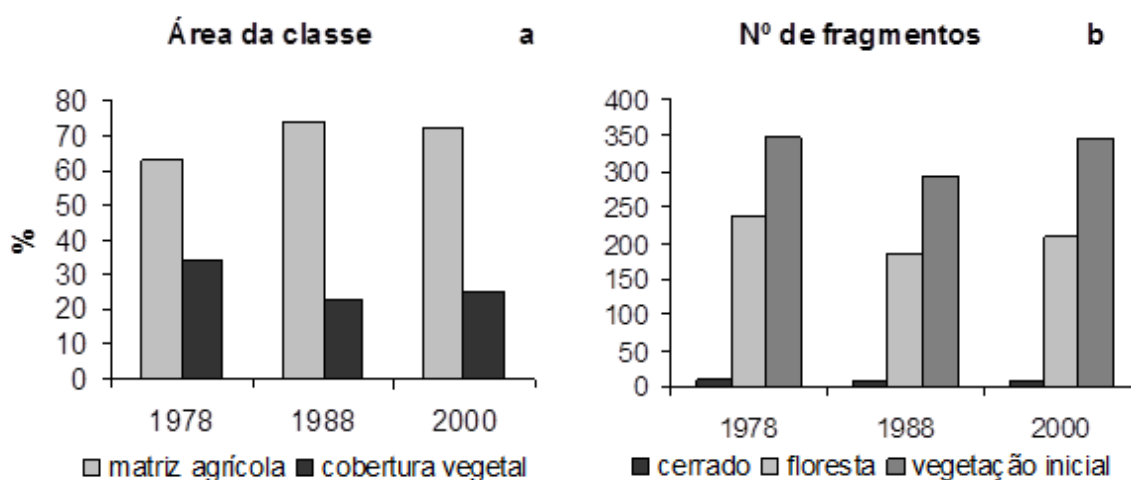


Figura 5: Dados de percentagem de áreas cobertas com culturas agrícolas (matriz agrícola) e florestal (cobertura vegetal) e número de fragmentos em diferentes tipologias florestais observadas nos anos de 1978, 1988 e 2000 na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, Corumbataí-SP.

Outro processo marcante no período entre 1978 e 1988, foi a intensificação da agricultura, com as classes pastagem e campo agrícola, cedendo espaço para a cana-de-açúcar, a qual aumentou sua área em aproximadamente 37%, passando de 0,19%, em 1978, para 36,89%, em 1988. Também foi observada a expansão das áreas de reflorestamento, passando de 2,44% para 5,76% (Tabela 3). Este aumento ocorreu em detrimento das áreas com solo exposto, pastagem, campo agrícola e floresta (Figuras 2 e 3).

Em relação ao segundo período analisado (1988-2000), pode-se observar também a tendência em direção à intensificação da agricultura, mais uma vez com as classes pastagem e campo agrícola cedendo espaço para

cana-de-açúcar, a qual passou a representar 47,61% da paisagem em 2000, seguida pelo aumento das áreas de reflorestamento e fruticultura, representando, 6,72% e 2,19% respectivamente (Tabela 3). O aumento da área de cana-de-açúcar ocorreu essencialmente ocupando as classes pastagem e campo agrícola (Figuras 3 e 4), bem como também sobre áreas de vegetação inicial. Por outro lado, o aumento das classes reflorestamento ocorreu principalmente sobre as áreas de pastagem, e no caso da fruticultura, sobre as áreas com solo exposto. Neste período, assim como no primeiro intervalo de tempo analisado, observou-se a dinâmica de regeneração da vegetação inicial, com aumento de 4,44% na área coberta por floresta e redução de 2,93% para vegetação inicial. A análise das métricas da paisagem juntamente com os mapas, também mostrou a conversão de áreas de pastagem para vegetação inicial, assim como a conversão de pastagens para floresta observando-se, com isso, o aumento no número de fragmentos tanto para a classe floresta quanto para a classe vegetação inicial (Figura 5b). Neste período não foi detectada alteração nas áreas de cerrado (Tabela 3).

Tabela 3: Uso e cobertura da terra entre os períodos de 1978, 1988 e 2000 na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, Corumbataí-SP.

Uso e cobertura da terra	1978		1988		2000	
	Área (ha)	(%)	Área (ha)	(%)	Área (ha)	(%)
Cana-de-açúcar	20,29	0,19	3913,87	36,89	5051,35	47,61
Floresta	1480,31	13,95	1457,36	13,73	1927,95	18,17
Pastagem	4920,10	46,37	2888,74	27,22	1484,05	13,99
Reflorestamento	259,46	2,44	611,66	5,76	712,77	6,72
Vegetação inicial	1150,33	10,84	896,20	8,45	586,15	5,52
Outros	148,10	1,4	252,61	2,38	282,35	2,66
Fruticultura	113,47	1,07	88,66	0,84	233,36	2,19
Campo agrícola	1362,58	12,84	305,98	2,88	191,19	1,8
Cerrado	932,33	8,79	119,54	1,13	119,49	1,13
Solo exposto	223,61	2,11	75,96	0,72	21,92	0,21
Total	10610,58	100,00	10610,58	100,00	10610,58	100,00

A paisagem na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí vem se mostrando, desde 1978, muito dinâmica, porém com padrões de transição, no que tange ao desmatamento e regeneração, contrastantes para os dois

períodos analisados. No primeiro período, entre 1978 e 1988, houve predomínio do desmatamento em relação à regeneração florestal, enquanto a situação inversa ocorreu no período seguinte, de 1988 a 2000. Vale destacar que os desmatamentos observados no primeiro período ocorreram sobretudo no Cerrado, como resultado da implantação da cultura canavieira, enquanto a regeneração observada no segundo período ocorreu em áreas de Floresta Atlântica. Esta alteração na dinâmica da paisagem assim como o expressivo avanço da cultura canavieira na região podem ser melhor entendidos à luz das mudanças socioeconômicas e na política agrária ocorrida nos últimos 40 anos e pela aplicação da legislação ambiental.

Antes, porém é necessário contextualizar o quadro de uso e cobertura da terra observado em 1978. Neste ano, os dados obtidos neste estudo revelam que a Floresta Atlântica já se encontrava em avançado processo de desmatamento e fragmentação, ao passo que o Cerrado ainda continha áreas relativamente extensas e contínuas. O uso da terra consistia basicamente em áreas de pastagem e campo agrícola (Figura 2, Tabela 3). Este quadro pode ter suas raízes na complexa interação entre fatores socioeconômicos e ambientais. De acordo com Garcia (2005), a Bacia do rio Corumbataí historicamente caracteriza-se pela intensa atividade agrícola, sendo a introdução da cultura cafeeira no século 19 o principal agente responsável pelo intenso povoamento e o progresso destas terras. Ainda neste século, as ferrovias e numerosas serrarias se instalaram na bacia, demandando cada vez mais recursos florestais madeireiros. Assim, Garcia (2005) cita que durante o século 19, a cafeicultura aliada à intensa extração madeireira foram responsáveis pelo desmatamento da vegetação. Também o café vai ser responsável pela decadência econômica que atingiu a bacia no início deste século, prolongando-se por várias décadas. Em consequência, as crises que se sucederam ao apogeu do café tornaram a bacia do rio Corumbataí dominada por atividades agropastoris e pela agricultura com base na pequena produção e na policultura, perdurando este modelo de produção até a década de 1980, quando a paisagem é transformada pela expansão da cultura canavieira (GARCIA, op. cit.). O que também se observa na região da Reserva de

Cerrado de Corumbataí na redução das culturas temporárias (Campo Agrícola) como consequência do avanço da cultura da cana-de-açúcar entre o período de 1978 e 1988 (Figuras 2 e 3; Tabela 3).

Originalmente, a Floresta Atlântica ocupava a maior parte das terras delimitadas pela Bacia do rio Corumbataí, sendo a sua distribuição concentrada principalmente nos domínios da Depressão Periférica e predominava em solos profundos, argilosos e férteis em nutrientes (RODRIGUES, 1999; IPEF, 2002). Esta floresta, pela situação topográfica dominante e solos mais férteis, foram historicamente as primeiras a serem substituídas para a expansão da fronteira agrícola (RODRIGUES, 1999), estando restrita hoje a pequenos fragmentos remanescentes encravados em áreas de difícil acesso, consideradas inaptas para a agricultura e ao longo dos cursos d'água (VALENTE, 2001). O Cerrado por sua vez, ocupava originalmente áreas fora da influencia de cursos d'água, localizadas especialmente nas partes mais elevadas das colinas da Depressão Periférica e em maior expressão nas regiões englobadas pelo Planalto Ocidental, com predomínio em solos mais profundos, muito permeáveis e mais pobres em nutrientes (IPEF, 2002). Vale destacar que este ecossistema foi por muitos anos considerado inadequado à agricultura devido à acidez de seus solos (FERNANDES, 2006). Sendo assim, o processo de uso e ocupação da terra na Bacia do rio Corumbataí se deu inicialmente sobre a Floresta Atlântica, principalmente para a expansão do café, e posteriormente sobre o Cerrado, devido à necessidade de mais áreas para a expansão de pastagens (ANTONELLO *et al.*, 2008), uma vez que seu solo não era adequado para a agricultura. O que elucida a paisagem observada no ano de 1978 no que diz respeito ao estado de conservação e interferência antrópica nas áreas sob o domínio da Floresta Atlântica e do Cerrado na região deste estudo (Figura 2).

A integração entre fatores ambientais (relacionados ao relevo e solo) e socioeconômicos determinou, portanto, a paisagem encontrada em 1978 na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí. As alterações na dinâmica desta paisagem que se seguiram vão ser reflexo especialmente de mudanças nas políticas agrária e ambiental brasileira, impulsionadas por sua vez por crises

econômicas e discussões acerca do modelo de desenvolvimento no cenário mundial.

Na década de 1970, a grande crise mundial do petróleo propiciou a criação em 1975 do Programa Nacional do Alcool ou Proálcool (BRASIL, 1975), com o objetivo de produzir álcool carburante a partir de matéria prima renovável, com destaque à cana-de-açúcar. Com isso, o uso do solo para o cultivo da cana-de-açúcar foi ampliado, sendo o Estado de São Paulo pioneiro no setor sucro-alcooleiro, com a região de Piracicaba o mais importante núcleo canavieiro do Estado (RODRIGUES, 1999). Ainda durante os anos de 1970, a agricultura brasileira passou por uma intensa transformação, no processo que ficou conhecido como modernização conservadora, caracterizada por mudanças na base técnica da agricultura (fertilizantes, sementes melhoradas, mecanização, agrotóxicos), possibilitando o incremento da produtividade da terra e a produção em áreas até então consideradas inadequadas à agricultura. A política agrária foi focada então na modernização da agricultura e na expansão de novas fronteiras agrícolas (GAVIOLI, 2010). Esta expansão da fronteira agrícola ocorreu nas áreas de Cerrado, impulsionada especialmente pela alteração no padrão tecnológico no meio rural, permitindo que áreas antes consideradas inadequadas, como os cerrados, fossem agora exploradas pela agricultura (FERNANDES, 2006).

Este contexto vai determinar o desmatamento observado em nosso estudo na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí no período entre 1978 e 1988, impulsionado pelas demandas por cana-de-açúcar das usinas açucareiras de regiões próximas, como o município de Piracicaba. No entanto, as taxas de desmatamento observadas no período entre 1978 e 1988 na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí desafiam a legislação ambiental brasileira. O Código Florestal de 1965, instituído pela Lei Federal nº 4.771, requer que 20% da área de qualquer propriedade rural nesta região seja manejada como reserva legal e que as matas ao longo dos cursos d'água (determinada pela largura do rio), em nascentes e encostas íngremes, por exemplo, sejam áreas de preservação permanente e preservadas como tal (BRASIL, 1965). Dados históricos sobre o uso e cobertura da terra na Bacia do

rio Corumbataí, registrados em Pereira e Pinto (2007), também apontam a dinâmica de desmatamento por toda a área da bacia até o final da década de 1980, motivada pelo avanço das fronteiras agrícolas, condicionada principalmente pelas atividades realizadas em grandes propriedades caracterizadas pelos cultivos de cana-de-açúcar. Este avanço eliminou gradativamente a cobertura vegetal na bacia, com o Cerrado obtendo a maior amplitude de redução de área no período em questão, determinando a sua quase extinção na Bacia do rio Corumbataí (PEREIRA e PINTO, 2007).

Contudo, a partir da década de 1990, este cenário se inverte. Para o período entre 1988 e 2000, foi constatado aumento da cobertura vegetal, no que tange às áreas de Floresta Atlântica, na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, passando de 13,73% da paisagem coberta por esta formação florestal, em 1988, para 18,17% em 2000 (Tabela 3). Esta tendência de aumento na última década da área ocupada por Floresta Atlântica também foi constatada na área total da bacia, como demonstram os trabalhos de Koffler (1993) e Valente (2005). Vale destacar que em âmbito mundial, as décadas de 1980 e 1990 são marcadas pela emergência do debate acerca do desenvolvimento sustentável, em função da crise ambiental e social que começa a se sentir devido ao modelo de crescimento econômico vigente (DIEGUES, 1992). Estas discussões culminaram na II Conferência Mundial das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e Desenvolvimento (UNCED), realizada em 1992, no Rio de Janeiro, Brasil, conhecida como Rio-92, resultando em importantes documentos como a Agenda 21 e a Convenção da Diversidade Biológica.

Portanto, não foi por acaso que a partir da década de 1990 houve maior rigor nos cumprimentos das leis ambientais, como destaca Antonello *et al.* (2008), permitindo a retomada de parte da vegetação na Bacia do rio Corumbataí. Neste cenário, é importante ressaltar que a regeneração observada para o período de 1988 a 2000 na região deste estudo ocorre em áreas de Floresta Atlântica, não sendo documentado avanço nas áreas de Cerrado, a qual se manteve em 1,13% da paisagem durante este período analisado (Tabela 3), embora estas áreas também tenham sido alvo de

proteção e de legislação. Padrões similares foram observados na bacia como um todo conforme registram os trabalhos de Koffler (1993) e Valente (2001, 2005). Isto pode ter relação com a maior visibilidade e preocupação em relação à conservação da Floresta Atlântica, devido ao seu estágio avançado de degradação em todo o país, sendo a primeira floresta a sofrer os impactos da colonização europeia (DEAN, 1996), enquanto o Cerrado, com sua ocupação recente na história do país, ainda não possuía esta visibilidade, o que veio a acontecer somente na década de 2000, como resultado de sua ocupação acelerada e desordenada. Desta maneira, instrumentos legais específicos de proteção à Floresta Atlântica, como o Decreto Federal 750 de 1993 (BRASIL, 1993), com critérios mais rígidos para a utilização desta formação florestal do que o próprio Código Florestal Brasileiro possibilitaram maior proteção desta floresta em detrimento do Cerrado, como observado na região deste estudo, indicando a necessidade de mecanismos e instrumentos legais específicos como os da Floresta Atlântica para o Cerrado, o que se tornou possível com a regulamentação, em 2009, da primeira lei específica de proteção ao Cerrado, criada pelo governo do Estado de São Paulo em uma iniciativa pioneira no país no que diz respeito à utilização e proteção do Cerrado (SÃO PAULO, 2009), uma vez que o próprio Código Florestal não assegurou a proteção desta formação florestal como observado neste estudo.

Em um momento em que se discute o abrandamento do Código Florestal no Congresso, os resultados encontrados nesta pesquisa mostram que o recrudescimento da legislação promoveu a conservação dos remanescentes de Floresta Atlântica apontando a necessidade de renovação do Código Florestal, contudo com instrumentos e mecanismos de proteção da cobertura vegetal mais eficientes e fortalecidos possibilitando a efetiva conservação da cobertura existente e retomada da vegetação em áreas protegidas. Caso as alterações propostas para o novo Código Florestal venham a ser aprovadas e regulamentadas isto poderia marcar um retrocesso na legislação ambiental brasileira, com prejuízos à retomada da vegetação em áreas até então protegidas e até mesmo legalizando o desmatamento.

Segundo Coutinho (1978), muitas áreas abandonadas no passado pela agricultura, devido ao esgotamento do solo dado pelo cultivo intensivo, se confundem entre um estágio pioneiro de formação florestal e campo sujo, que é uma forma de expressão do cerrado "*latu sensu*". Neste trabalho, em especial devido à semelhança entre áreas de pastagem e áreas de Cerrado como o campo limpo e campo sujo, assim como a semelhança entre estas áreas e as de vegetação inicial em estágio inicial de regeneração tornou difícil determinar qual o grau exato de degradação e fragmentação do Cerrado e da Floresta Atlântica. Contudo, nesta perspectiva, vale destacar ainda que, apesar destas dificuldades de identificação e separação das classes a pesquisa mostrou um nítido padrão de desmatamento e regeneração diferenciados entre os períodos analisados (Figuras 2, 3, 4 e 5; Tabela 3). Foi possível verificar também que o processo de uso e ocupação da terra na região de estudo ocorreu inicialmente sobre a Floresta Atlântica e, posteriormente, sobre o Cerrado. Conforme ilustra o mapa de 1978 (Figura 2), nesta data a Floresta Atlântica já se encontrava em avançado estado de fragmentação florestal, com fragmentos remanescentes inseridos em uma matriz inter-habitat com predomínio de áreas de pastagem. Por outro lado, o Cerrado passou pelo processo de desmatamento e fragmentação entre o período de 1978 e 1988, como mostram os dados obtidos neste trabalho (Figura 2 e 3; Tabela 3). A paisagem, em 2000, resultante desta dinâmica caracterizou-se pela presença de pequenos fragmentos de Floresta Atlântica e de Cerrado inseridos em uma matriz agrícola formada predominantemente por cana-de-açúcar (Figura 4). Estes resultados têm implicações sob o ponto de vista da manutenção da biodiversidade e conservação dos recursos florestais.

Em ecossistemas terrestres, a polinização é considerada um processo ecológico chave para a manutenção da biodiversidade, porque determina o sucesso reprodutivo da flora e, portanto, a capacidade de auto-regeneração natural da vegetação (RAMALHO e BATISTA, 2005). No entanto, a dinâmica da paisagem observada neste estudo afeta os polinizadores, as plantas associadas à eles e suas interações. Uma matriz suficientemente grande, sem a ocorrência de flores, como é o caso da cultura da cana-de-açúcar, espécie

agrícola tipicamente anemófila, pode atuar como uma barreira para os polinizadores (MILET-PINHEIRO e SCHLINDWEIN, 2005), diminuindo ou até mesmo inibindo o fluxo de indivíduos pela paisagem com consequências para o fluxo gênico via pólen, fator fundamental para a sustentabilidade dos fragmentos remanescentes. Por outro lado, áreas agrícolas ocupadas por um grupo de plantas florescendo em massa pode promover conectividade e fornecer recursos durante períodos de escassez floral nos habitats remanescentes (WESTPHAL *et al.*, 2003; WINFREE *et al.*, 2008). No caso da região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, a cana-de-açúcar vem substituindo outras formas de uso da terra como, por exemplo, extensas áreas de pastagens, que na época de chuva apresentam muitas espécies de plantas ruderais em florescimento, o que garante o fluxo de indivíduos entre os fragmentos de vegetação nativa, contribuindo assim para a conservação da comunidade de polinizadores e da função desempenhada por eles (PATRÍCIO *et al.*, 2007).

Portanto, a constatação da presença de fragmentos florestais em uma matriz de cana-de-açúcar representa a perda de conectividade física e funcional destas áreas no que diz respeito às interações planta-polinizador. Ademais, a colheita da cana-de-açúcar envolve operações como a utilização do fogo, que contribui para o aumento do efeito de borda nos fragmentos (VALENTE, 2001), sendo o fogo considerado um dos principais fatores de degradação florestal na Bacia do rio Corumbataí (IPEF, 2002). Desta forma, na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, onde há predomínio da cultura da cana-de-açúcar, a qualidade dos fragmentos, bem como a conectividade da paisagem, podem estar em constante ameaçada. Neste contexto, são necessárias ações conservacionistas tanto nos fragmentos, quanto na paisagem como destaca Valente (2001), estimulando o desenvolvimento das estruturas internas dos fragmentos e a diminuição do grau de isolamento entre fragmentos.

CONCLUSÕES

A região da Reserva de Cerrado de Corumbataí sofreu ao longo do período temporal analisado (1978-2000) dinâmicas diferenciadas, uma vez que, no primeiro intervalo (1978-1988), observou-se marcante processo de desmatamento, sendo este devido à substituição da cobertura vegetal, principalmente as formações de cerrado, por agricultura. O segundo intervalo temporal analisado (1988-2000), por sua vez, apresentou transições relacionadas a processos de regeneração maiores do que aqueles relacionados ao desmatamento, com expansão da cobertura vegetal. Contudo esta expansão ocorreu apenas para áreas de Floresta Atlântica, não sendo verificado para o Cerrado. Tal dinâmica leva à conclusão de que a expansão da agricultura é a principal responsável pelas transições assistidas entre os anos de 1978 e 1988 e que o maior rigor na aplicação da legislação ambiental na última década provavelmente foi responsável pela transição entre os anos de 1988 e 2000.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANDENA, S.R.; BEGO, L.R.; MECCHI, M.R. A comunidade de abelhas (Hymenoptera, Apoidea) de uma área de cerrado (Corumbataí, SP) e suas visitas às flores. **Revista Brasileira de Zoociências**, Juiz de Fora, v. 7, n. 1, p. 55-91, jun. 2005.

ANDENA, S.R.; NASCIMENTO, F.S.; BISPO, P.C.; MECCHI, M.R.; MATEUS, S.; BEGO, L.R. Bee communities (Hymenoptera: Anthophila) of the "Cerrado" ecosystem in São Paulo State, Brazil. **Genetics and Molecular Research**, v. 8, n. 2, p. 766-774, 2009.

ANTONELLO, S.L.; PINTO, S.dos A.F.; GARCIA, G.J.; PEREIRA, L.H. Análise contextual do uso da terra e cobertura vegetal. In: TAUK-TORNISIELO, S.M.; ESQUIERRO, J.C. (Orgs). **Bacia do Rio Corumbataí**. Aspectos socioeconômicos e ambientais, Consórcio PCJ. 2008, p. 32-45.

BEEKMAN, M.; RATNIEKS, F.L.W. Long-range foraging by the honey-bee, *Apis mellifera* L. **Functional Ecology**, v. 14, p. 490-496, 2000.

BRASIL. Lei Federal n. 4.771, de 15 de dezembro de 1965. Institui o novo Código Florestal. **Diário Oficial da União**, Brasília, 16 set. 1965, n. 9529.

BRASIL. Decreto Federal n. 76.593, de 14 de novembro de 1975. Institui o Programa Nacional do Alcool e dá outras Providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 14 nov. 1975, n. 76593.

BRASIL. Decreto Federal n. 750, de 10 de fevereiro de 1993. Dispõe sobre o corte, a exploração e a supressão de vegetação primária ou nos estágios avançado e médio de regeneração da Mata Atlântica, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, 11 fev. 1993, n.1801

CAMARA, G. **MODELOS, LINGUAGENS E ARQUITETURAS PARA BANCOS DE DADOS GEOGRÁFICOS**. Tese (Doutorado em Computação Aplicada). São José dos Campos: INPE. 1995.

CAMPOS, M..J.de O. **Estudo das interações entre comunidade de Apoidea, na procura de recursos alimentares, e a vegetação de cerrado da Reserva de Corumbataí-SP**. 1989. 114 f. Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 1989.

COUTINHO, L.M. O conceito do cerrado. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 1, n. 1, p. 17-25, 1978.

DEAN, W. **A Ferro e Fogo**. A história e a Devastação da Mata Atlântica. São Paulo: Companhia das Letras, 1996, 484p.

DIEGUES, A.C. Desenvolvimento Sustentável ou Sociedades Sustentáveis: da crítica dos modelos aos novos paradigmas. **São Paulo em Perspectiva**, n.1-2, jan./jul. 1992.

DUTECH, C.; SEITER, J.; PETRONELLI, P.; JOLY, H.I.; JARNE, P. Evidence of low gene flow in a neotropical clustered tree species in two rainforest stands of French Guiana. **Molecular Ecology**, v. 11, n.4, p. 725-738, abril 2002.

FERNANDES, A.D. Algumas considerações acerca da expansão da fronteira agrícola no cerrado brasileiro. **Revista História Hoje**, v. 4, n. 11, p. 1-11, dez. 2006.

FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA/INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da Mata Atlântica - Período 2005-2008**. Relatório Parcial, São Paulo, 2009.

GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. Status do hotspot Mata Atlântica: uma síntese. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica/Conservação Internacional, p. 3-11, 2005.

GARCIA, L.B.R. **Ocupação e desenvolvimento econômico da Bacia do Corumbataí – Séculos XVIII a XX**. DEPLAN/IGCE/UNESP, Rio Claro, Versão 2, 2005. Disponível em: <<http://ceapla.rc.unesp.br/atlas/atlas.html>>. Acesso em: 18 de novembro de 2010.

GAVIOLI, F.R. **As múltiplas funções da agricultura familiar: um estudo no assentamento Monte-Alegre – Araraquara/SP**. Dissertação (Mestrado em Agroecologia e Desenvolvimento Rural) – Centro de Ciências Agrárias, Universidade Federal de São Carlos, Araras, 2010.

GOTTSBERG, G.; SILBERBAUER-GOTTSBERG, I. Is stratification of cerrado vegetation related to pollination and seed dispersal systems? Quantitative studies in a cerrado woodland in Brazil, and a comparison with Neotropical lowland rainforests. In: International Canopy Conference “tropical versus temperate forests”, 4º, 2005, Leipzig, Germany. **Anais...** International Canopy Conference: Leipzig, 2005.

HAMRICK, J.L.Y, MURAWSKI, D.A. The breeding structure of tropical tree populations. **Plant Species Biology**, v.5, p. 157-165, 1990.

HIROTA, M.M. Monitoramento da cobertura da Mata Atlântica brasileira. In: GALINDO-LEAL, C.; CÂMARA, I.G. **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas**. Belo Horizonte: Fundação SOS Mata Atlântica/Conservação Internacional, p. 60-65, 2005.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Folha Itirapina (SF-23-M-I-3)**. Escala 1:50.000. 1969.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Folha Rio Claro (SF-23-M-I-4)**. Escala 1:50.000. 1969.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Folha Corumbataí (SF-23-Y-A-I-2)**. Escala 1:50.000. 1971.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Folha São Carlos (SF-23-Y-A-I-1)**. Escala 1:50.000. 1971.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Manuais Técnicos em Geociências**: Manual Técnico de Uso da Terra. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2006, 91 p.

INSTITUTO FLORESTAL – IF. **Inventário Florestal do Estado de São Paulo, município Corumbataí**. Escala 1:140.000. 2001. Disponível em: <<http://www.iflorestal.sp.gov.br/sifesp>>. Acesso em: 18 de outubro de 2010.

INSTITUTO FLORESTAL – IF. **Inventário Florestal do Estado de São Paulo, município Analândia**. Escala 1:150.000. 2001. Disponível em: <<http://www.iflorestal.sp.gov.br/sifesp>>. Acesso em: 18 de outubro de 2010.

INSTITUTO FLORESTAL – IF. **Inventário Florestal do Estado de São Paulo, município Ipeúna**. Escala 1:110.000. 2001. Disponível em: <<http://www.iflorestal.sp.gov.br/sifesp>>. Acesso em: 18 de outubro de 2010.

INSTITUTO FLORESTAL – IF. **Inventário Florestal do Estado de São Paulo, município Itirapina**. Escala 1:170.000. 2001. Disponível em: <<http://www.iflorestal.sp.gov.br/sifesp>>. Acesso em: 18 de outubro de 2010.

INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO DO ESTADO DE SÃO PAULO - IGC. **Folha Fazenda Santa Eulália (SF-23-Y-A-I-2-SO-C)**. Escala 1:10.000. 1979.

INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO DO ESTADO DE SÃO PAULO - IGC. **Folha Fazenda São Luiz do Cuscuzeiro (SF-23-Y-A-I-2-SO-D)**. Escala 1:10.000. 1979.

INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO DO ESTADO DE SÃO PAULO - IGC. **Folha Fazenda da Toca (SF-23-Y-A-I-2-SO-E)**. Escala 1:10.000. 1979.

INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO DO ESTADO DE SÃO PAULO - IGC. **Folha Corumbataí I (SF-23-Y-A-I-2-SO-F)**. Escala 1:10.000. 1979.

INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO DO ESTADO DE SÃO PAULO - IGC. **Folha Córrego Sant'Ana (SF-23-Y-A-I-4-NO-A)**. Escala 1:10.000. 1979.

INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO DO ESTADO DE SÃO PAULO - IGC. **Folha Fazenda Sant'Ana de Baixo (SF-23-Y-A-I-4-NO-B)**. Escala 1:10.000. 1979.

INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO DO ESTADO DE SÃO PAULO - IGC. **Folha Bairro Itapé (SF-23-Y-A-I-4-NO-C)**. Escala 1:10.000. 1979.

INSTITUTO GEOGRÁFICO E CARTOGRÁFICO DO ESTADO DE SÃO PAULO - IGC. **Folha Bairro Boa Vista (SF-23-Y-A-I-4-NO-D)**. Escala 1:10.000. 1979.

INSTITUTO DE PESQUISAS E ESTUDOS FLORESTAIS - IPEF. **Plano Diretor**: Conservação dos recursos hídricos por meio da recuperação e da conservação da cobertura florestal da Bacia do rio Corumbataí. 2002.

KLINK, C.A.; MACHADO, R.B. A conservação do Cerrado brasileiro. **Megadiversidade**, v.1, n.1, p.147-155, jul.2005.

KOFFLER, N.F. Uso das terras da bacia do rio Corumbataí em 1990. **Geografia**, Rio Claro, v. 18, n. 1, p. 135-150, abr. 1993.

MACHADO, R.B.; RAMOS NETO, M.B.; PEREIRA, P.G.P.; CALDAS, E.F.; GONÇALVES, D.A.; SANTOS, N.S.; TABOR, K.; STEININGER, M. Estimativas de perda da área do cerrado brasileiro. Relatório Técnico. **Conservation International**, Brasília. 2004. 24 f.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B.J. **FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Portland: Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 1995. 122f.

MECHI, M.R. **Levantamento da fauna de vespas aculeata na vegetação de duas áreas de cerrado**. 1996. 237 f. Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 1996.

METZGER, J.P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, Campinas, v. 1, n. 1, p. 1-9, dez. 2001.

MILET-PINHEIRO, P.; SCHLINDWEIN, C. Do euglossine males (Apidae, Euglossini) leave tropical rainforest to collect fragrances in sugarcane monocultures? **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 853-858, 2005.

OSBORNE, J.L.; CLARK, S.J.; MORRIS, R.J.; WILLIAMS, I.H.; RILEY, J.R.; SMITH, A.D.; REYNOLDS, D.R.; EDWARDS, A.S. A landscape-scale study of bumble bees foraging range and constancy, using harmonic radar. **Journal of Applied Ecology**, v. 36, p. 519-533, 1999.

PATRÍCIO, G.B.; CAMPOS, M.J.de O.; MALASPINA, O. O efeito da heterogeneidade de habitats sobre as interações planta-polinizador na região da bacia do rio Corumbataí-SP. In: Congresso de Ecologia do Brasil, 8º, 2007, Caxambu. **Anais...** Congresso de Ecologia do Brasil: Caxambu, 2007.

PEREIRA, L.H.; PINTO, S.A.F. Utilização de imagens aerofotográficas no mapeamento multitemporal do uso da terra e cobertura vegetal na bacia do rio Corumbataí-SP, com o suporte de sistemas de informações geográficas. In: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, 13º, 2007, Florianópolis. **Anais...** Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto: Florianópolis, 2007. p. 1321-1328.

PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.; LOISELLE, B.; LOUAYZA, A. Plant functional types, dispersion mode, pollination syndrome and spatial assemblage in the Amazon Forest Community, Brazil. In: International Botanical Congress, 17º, 2005, Viena. **Anais...** International Botanic Congress: Viena, 2005. v. 1.

PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.; FREIRE, J.M. Biologia da polinização e sua aplicação na colheita de sementes florestais. In: Simpósio sobre recuperação de áreas degradadas, 3º, 2009, São Paulo. **Anais...** Simpósio sobre recuperação de áreas degradadas. São Paulo: Instituto de Botânica, 2009. v. 1. p. 155-172.

RAMALHO, M.; BATISTA, M.A. Polinização na Mata Atlântica: perspectiva ecológica da fragmentação. In: FRANKE, C.R.; ROCHA, P.L.B.; KLEIN, W.; GOMES, S.L. (orgs). **Mata Atlântica e Biodiversidade**. Salvador: Edufba, 2005, p.93-141.

RODRIGUES, R.R.A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno. **Circular Técnico IPEF**, n. 189, p. 1-18, ago. 1999.

SÃO PAULO. Lei Estadual n. 13.550, de 2 de junho de 2009. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do Bioma Cerrado no Estado, e dá providências correlatas. São Paulo, 2 jun. 2009.

SAWAKUCHI, H.O. **Alteração no uso e cobertura do solo na bacia do médio rio Araguaia, Brasil central**. 2010. 132 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) – Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2010.

STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Resource overlap and possible competition between honey bees and wild bees in central Europe. **Oecologia**, v. 122, p. 288-296, 2000.

STEFFAN-DEWENTER, I.; MÜNZENBERG, U.; BÜRGER, C.; THIES, C.; TSCHARNTKE, T. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. **Ecology**, v. 83, n. 5, p. 1421-1432, 2002.

TEIXEIRA, A.M.G. **Modelagem da dinâmica de uma paisagem do Planalto de Ibiúna (1962-2000) e inferências sobre a sua estrutura futura (2019)**. 2005. 118 f. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo, 2005.

VALENTE, R.O.A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do rio Corumbataí, SP**. 2001. 161 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

VALENTE, R.O.A. **Definição de áreas prioritárias para conservação e preservação florestal por meio da abordagem multicriterial em ambiente SIG**. 2005. 137 f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

WESTPHAL, C.; STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Mass flowering crops enhance pollinator densities at a landscape scale. **Ecology letters**, v.6, p.961-965, 2003.

WINFREE, R.; WILLIAMS, N.M.; GAINES, H.; ASCHER, J.S.; KREMEN, C. Wild bee pollinators provide the majority of crop visitation across land-use gradients in New Jersey and Pennsylvania, USA. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, p. 793-802, 2008.

CAPÍTULO 3

ANÁLISE TEMPORAL DA ESTRUTURA E CONECTIVIDADE DA PAISAGEM NA REGIÃO DA RESERVA DE CERRADO DE CORUMBATAÍ: CONSEQUÊNCIAS PARA O FLUXO GÊNICO ENTRE POPULAÇÕES

**ANÁLISE TEMPORAL DA ESTRUTURA E CONECTIVIDADE DA PAISAGEM
NA REGIÃO DA RESERVA DE CERRADO DE CORUMBATAÍ:
CONSEQUÊNCIAS PARA O FLUXO GÊNICO ENTRE POPULAÇÕES**

**TEMPORAL ANALYSIS OF LANDSCAPE STRUCTURE AND
CONNECTIVITY IN THE REGION OF SAVANNAH RESERVE OF
CORUMBATAÍ: CONSEQUENCES TO GENE FLOW BETWEEN
POPULATIONS**

RESUMO: A fragmentação florestal resulta em alterações na estrutura da paisagem, como consequência a composição e diversidade das populações e comunidades são modificadas assim como as interações bióticas interferindo no fluxo gênico entre populações isoladas e na sustentabilidade dos remanescentes florestais em paisagens fragmentadas. Este trabalho teve como objetivo responder as seguintes perguntas: (a) Como a fragmentação na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí afetou a conectividade da paisagem? (b) Quais alterações na paisagem apresentaram potencial para interferir no fluxo gênico via pólen, realizado por abelhas *Euglossina*? A análise foi realizada entre os anos de 1978, 1988 e 2000, com o uso do software FRAGSTATS e envolveu três grupos de parâmetros: complexidade do mosaico da paisagem; área e isolamento dos fragmentos; e conectividade funcional da paisagem. A análise temporal da estrutura da paisagem revelou a tendência de simplificação do mosaico da paisagem, redução da área média dos fragmentos e aumento no isolamento entre fragmentos durante os dois períodos analisados (1978-1988 e 1988-2000), agindo diretamente na conectividade estrutural da paisagem, influenciando assim a conectividade funcional da área ao fluxo de *Euglossina*. Isto ocorreu principalmente devido ao aumento na proporção das classes consideradas impermeáveis ao fluxo de *Euglossina* somada à redução da proporção de habitats.

Palavras-chave: *Euglossina*; fragmentação da paisagem; conservação

ABSTRACT: Forest fragmentation results on changes in landscape structure, as a consequence of changes in populations' composition and diversity as well as biotic interactions, causing damage to ecosystem services such as pollination, interfering in gene flow between isolated populations and thus the sustainability of forest remnants in fragmented landscapes. Thus, the objective of this work was to answer the following questions: (a) Fragmentation in the region has affected the landscape connectivity? (b) What changes in the landscape had the potential to interfere with gene flow via pollen, carried by *Euglossina*? The analysis was conducted between the years 1978, 1988 and 2000, using the software FRAGSTATS and involved three groups of parameters: the complexity of the landscape mosaic, area and isolation of the fragments, and landscape functional connectivity. The temporal analysis of landscape structure showed a tendency to simplify the mosaic of the landscape, reducing the average size of fragments and increasing isolation among fragments during the two studied periods (1978-1988 and 1988-2000), affecting directly the landscape structural connectivity, thereby influencing the functional connectivity of the area to the *Euglossina* flow. This was mainly due to increasing in the proportion of classes considered as a barrier to the flow of *Euglossina* and the reduction of habitats. .

Key words: *Euglossina*; fragmentation; conservation

INTRODUÇÃO

O processo de fragmentação pressupõe tanto a perda de habitats quanto a subdivisão de áreas com consequentes mudanças na sua configuração espacial (FAHRIG, 2003). Estas mudanças nas características estruturais da paisagem resultam em alterações na composição e diversidade das populações e comunidades (METZGER, 1999) e nas suas interações bióticas (STEFFAN-DEWENTER, 2003), causando danos aos serviços do ecossistema como predação, parasitismo, dispersão de sementes e polinização (CUNNINGHAM, 2000; STEFFAN-DEWENTER *et al.*, 2001; STEFFAN-

DEWENTER e KUHN, 2003; STEFFAN-DEWENTER, 2003). Neste sentido, estudos enfatizam a importância de se analisar não apenas os padrões de diversidade, mas também as interações bióticas dos organismos envolvidos (RATHCKE e JULES 1993; STEFFAN-DEWENTER e TSCHARNTKE, 1999).

Os efeitos da fragmentação afetam particularmente o grupo dos polinizadores. Dentre estes, em especial as abelhas, a perda e degradação de habitats são especialmente importantes, pois afetam também o processo de fluxo gênico das espécies vegetais (AIZEN e FEINSINGER, 1994; RATHCKE e JULES, 1993). Em florestas tropicais, a maioria das espécies arbóreas são alógamas, sendo a troca de pólen fundamentalmente realizada por animais (BAWA, 1974). Tanto na Floresta Atlântica (PIÑA-RODRIGUES *et al.*, 2005; PIÑA-RODRIGUES e FREIRE, 2009) quanto no Cerrado, a polinização por abelhas pequenas é a mais frequente, sendo estes os principais polinizadores em ecossistemas tropicais (GOTTSBERG e SILBERBAUER-GOTTSBERG, 2005). Embora 90% dos cruzamentos ocorram entre as plantas co-específicas mais próximas, a polinização por abelhas tem sido reportada como de curta a média distância, variando de 750 a 8000 metros (HAMRICK & MURAWSKI, 1990; BEEKMAN e RATNIEKS, 2000; DUTECH *et al.*, 2002), porém com maior proporção de cruzamentos ocorrendo até 3 km (OSBORNE *et al.*, 1999; STEFFAN-DEWENTER e TSCHARNTKE, 2000; STEFFAN-DEWENTER *et al.*, 2002).

A fragmentação de habitats pode resultar em alterações nas comunidades de abelhas e interferir no movimento de pólen entre plantas e na distância em que ocorre o fluxo gênico, influenciando a reprodução e estrutura genética das populações de plantas isoladas (AIZEN e FEINSINGER, 1994; RATHCKE e JULES, 1993; STEFFAN-DEWENTER e TSCHARNTKE, 1999), afetando a sustentabilidade dos remanescentes. Neste contexto, especial interesse tem sido dado à questão do fluxo gênico via pólen em paisagens fragmentadas (KAGEYAMA *et al.*, 1998; RIBAS e KAGEYAMA, 2004; MARTINS, 2005; MAUÉS e OLIVEIRA, 2010), com destaque ao papel da matriz inter-habitat na conectividade da paisagem para que as interações

planta-polinizador possam ser mantidas (STEFFAN-DEWENTER *et al.*, 2002; TONHASCA *et al.*, 2003; PIÑA-RODRIGUES e FREIRE, 2009).

Sabe-se que o fluxo gênico via pólen em populações naturais, onde predomina a entomofilia, é determinado principalmente pelos padrões de voo do polinizador, incluindo as distâncias de voo e a direcionalidade (COLLEVATTI *et al.*, 2000). Desta maneira, estes autores citam que ao mesmo tempo em que o comportamento do polinizador afeta a estrutura reprodutiva e a organização da variabilidade genética dentro e entre populações de plantas, o próprio polinizador é influenciado pela distribuição espacial das plantas e distribuição de recursos. Todavia, quando ocorre a fragmentação florestal, as alterações na estrutura da paisagem podem ser esperadas para afetar o número, tamanho, qualidade e distância dos recursos florais e de nidificação, essenciais à sobrevivência das abelhas, com consequências diretas na conectividade da paisagem, ou seja, na capacidade da paisagem em facilitar os fluxos biológicos de organismos, sementes e grão de pólen (METZGER, 1999). Assim, segundo o autor, a conectividade estrutural da paisagem, formada pelo arranjo espacial dos fragmentos, a complexidade dos corredores de habitat e a permeabilidade da matriz inter-habitat aos fluxos biológicos, pode ser utilizada para inferir a conectividade funcional de uma paisagem. Por definição, esta se refere à resposta biológica de uma espécie à estrutura da paisagem pela disseminação e movimento entre fragmentos.

Além da conectividade da paisagem, outro parâmetro da sua estrutura considerado fundamental na determinação da dinâmica das populações de polinizadores e na diversidade de suas comunidades diz respeito à complexidade do mosaico da paisagem (CANE, 2001; STEFFAN-DEWENTER *et al.*, 2001; 2002; TSCHARNTKE *et al.*, 2005; WINFREE *et al.*, 2008). Juntos, estes trabalhos mostram que, para as diferentes espécies de abelhas, um parâmetro útil para caracterizar a complexidade do mosaico da paisagem consiste na análise da diversidade da paisagem. Segundo estes autores esta é medida pela complexidade formada pelo mosaico das distintas unidades da paisagem, a qual apresenta um componente não espacial determinado pela riqueza de unidades e pela importância relativa, em área, destas unidades, e

um componente espacial relacionado ao grau de fragmentação, isto é, à disposição, tamanho e forma dos fragmentos de habitat (METZGER, 1999).

A Bacia do rio Corumbataí, localizada na porção centro-oeste do Estado de São Paulo, vem sofrendo intenso processo de desmatamento e fragmentação florestal em consequência da expansão da fronteira agrícola (VALENTE, 2001, 2005). Esta região caracteriza-se como uma zona de encontro (ecótono) entre o Cerrado e a Floresta Atlântica, sendo considerada uma das regiões mais degradadas do Estado em função do domínio da cultura da cana-de-açúcar (RODRIGUES, 1999). Isto se deve ao manejo desta cultura, que utiliza o fogo, geralmente atingindo parte ou o todo dos poucos fragmentos remanescentes de vegetação nativa ainda existente (IPEF, 2002). Além disto, a cana-de-açúcar se constitui em vegetação de baixa permeabilidade para abelhas (MILET-PINHEIRO e SCHLINDWEIN, 2005), o que influencia a conectividade funcional dos remanescentes.

Apesar do avançado estado de degradação, a Bacia do rio Corumbataí ainda apresenta fragmentos remanescentes com forma e área nuclear suficiente para manter sua estrutura interna e a estabilidade florestal da paisagem em que estão inseridos (VALENTE, 2001). A Reserva de Cerrado de Corumbataí, localizada no município de Corumbataí, é considerada um importante fragmento de cerrado neste setor da paisagem (FERREIRA, 2010), apresentando também grande diversidade de abelhas (ANDENA *et al.*, 2005). Contudo, levantamentos da fauna apícola realizados na Reserva por Campos (1989), em 1985 e Andena *et al.* (2005), em 2001, revelaram alterações na comunidade de abelhas ao longo de 16 anos, apesar de seu tamanho não ter sido alterado neste intervalo (ANDENA *et al.*, 2005).

O histórico de fragmentação, assim como a nova matriz ambiental resultante têm influencia na dispersão das espécies de abelhas (MARLIN e LABERGE, 2001) e, conseqüentemente, no processo de polinização e fluxo gênico na paisagem. Em mapeamento da dinâmica espaço-temporal realizado na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí entre os anos de 1978, 1988 e 2000, constatou-se que a região sofreu processo de fragmentação florestal estrutural como consequência da expansão agrícola, sobretudo da cultura da

cana-de-açúcar (Capítulo 2). Neste contexto, estudos que visem o entendimento dos efeitos das alterações na estrutura da paisagem sobre as comunidades de polinizadores bem como a determinação dos limites da redução de habitats para que as funções desempenhadas por eles possam ser mantidas, são essenciais para subsidiar planos de manejo e conservação das espécies (CANE, 2001; PATRÍCIO, 2007; WINFREE *et al.*, 2008; BROSI, 2009). Portanto, o uso de espécies indicadoras é bastante adequado para estudos desta natureza.

Dentre as abelhas, as da subtribo *Euglossina* vem recebendo papel de destaque como bioindicadoras relevantes das condições ambientais de áreas naturais ou com influência antrópica (PERUQUETTI *et al.*, 1999; TONHASCA *et al.*, 2002; AGUIAR e GAGLIANONE, 2008a). Isso ocorre devido à facilidade de coleta associada a sua grande diversificação ecológica e taxonômica, abundância e importância em alguns ecossistemas como o Cerrado e a Floresta Atlântica (PERUQUETTI *et al.*, 1999).

O padrão de dispersão de *Euglossina* aliado à sua grande capacidade de voo contribui significativamente para o fluxo gênico via pólen em longa distância em florestas tropicais, tornando-as um dos grupos de insetos tropicais mais importantes na polinização de espécies de plantas que possuem indivíduos com distribuição esparsa e baixa densidade (JANZEN, 1971). Em função disto, são inclusive consideradas como polinizadores chave em florestas tropicais e subtropicais na América Central e do Sul, uma vez que são responsáveis pela polinização de muitos grupos de plantas, incluindo algumas espécies economicamente importantes (DRESSLER, 1982; SCHLINDWEIN, 2000; CAMERON, 2004). Além disto, estas abelhas são consideradas como polinizadores potencialmente capazes de reduzir os riscos da perda de conectividade funcional em populações fragmentadas devido a sua autonomia de voo (RAMALHO e BATISTA, 2005).

Neste contexto, este trabalho teve como objetivo analisar as alterações na estrutura da paisagem na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, entre os anos de 1978, 1988 e 2000 e responder as seguintes perguntas: (a) Como o histórico de fragmentação na região afetou a conectividade da

paisagem? (b) Quais alterações na paisagem apresentaram potencial para interferir no fluxo gênico via pólen, realizado por abelhas *Euglossina*?

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A área de estudo compreende a Reserva de Cerrado de Corumbataí e seu entorno. A Reserva é um fragmento de cerrado com área de 38,7 ha e está protegida da ação antrópica desde 1962, quando foi adquirida pela Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP), estando hoje sob responsabilidade da Universidade Estadual Paulista (UNESP) (MECHI, 1996). A região de estudo está localizada na porção norte da Bacia do rio Corumbataí, entre as latitudes 22°14'S e 22°15'S e longitudes 47°42'W e 47°40' W. Esta região está inserida na zona rural do município de Corumbataí, não envolvendo o perímetro urbano e caracteriza-se pelo manejo agrícola intensivo e pela distribuição irregular de fragmentos remanescentes de Floresta Atlântica e de Cerrado (Capítulo 2).

Quantificação da estrutura da paisagem

A descrição quantitativa da estrutura da paisagem na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, para os anos de 1978, 1988 e 2000, foi realizada com o uso do software FRAGSTATS 3.3 (MCGARIGAL e MARKS, 1995) e envolveu três grupos de parâmetros: (a) complexidade do mosaico da paisagem; (b) área e isolamento dos fragmentos; e (c) conectividade funcional da paisagem. A análise foi realizada com base em mapas de uso e cobertura da terra, produzidos anteriormente para os anos analisados (ver Capítulo 2), contendo as seguintes classes de uso do solo: floresta, cerrado, vegetação inicial, pastagem, cana-de-açúcar, campo agrícola, reflorestamento, fruticultura, solo exposto, estrada e instalações rurais.

A estrutura da paisagem foi avaliada utilizando-se índices como a diversidade e equitabilidade da paisagem, a proporção de área ocupada por cada uma das unidades da paisagem, área média dos fragmentos, isolamento entre habitats e índice de conectividade, calculados de acordo com McGarigal e Marks (1995) (Tabela 1). As métricas referentes à diversidade, equitabilidade, proporção das classes, área média dos fragmentos e isolamento entre habitats foram analisadas em *buffers* de 250, 500, 750, 1000, 1500, 2000, 2500 e 3000 metros a partir do centro do fragmento (Reserva de Cerrado de Corumbataí), os quais correspondem a, aproximadamente, 174, 331, 539, 797, 1.462, 2.328, 3.393 e 4.659 ha, respectivamente. Para o índice de conectividade, utilizou-se somente o *buffer* de 3000 metros.

Tabela 1: Métricas da paisagem utilizadas na quantificação da estrutura da paisagem entre os anos de 1978, 1988 e 2000, na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, Corumbataí-SP.

Sigla	Nome (unidade)	Escala	Definição
SHDI	Índice de Diversidade de Shannon	Paisagem	SHDI é igual à soma, entre todos os tipos de fragmentos, da abundância proporcional de cada tipo de classe, multiplicada por essa proporção.
SHEI	Índice de Equitabilidade de Shannon	Paisagem	SHEI pode ser descrito como o SHDI dividido pelo SHDI máximo para este número de classes.
PLAND	Porcentagem da paisagem (%)	Classe	Proporção da paisagem ocupada por determinada classe
AREA_MN	Área média dos fragmentos (ha)	Classe	Área média do tamanho dos fragmentos de uma mesma classe.
ENN_MN	Distância média entre fragmentos (metros)	Classe	Distância média entre fragmentos de mesma classe, baseada na menor distância entre bordas destes fragmentos.
CONNECT	Índice de Conectividade	Classe	CONNECT é igual ao número de junções funcionais entre todos os fragmentos, dividido pelo número total de possíveis junções entre todos os fragmentos da classe, multiplicado por 100 para converter em porcentagem.

Fonte: McGarigal e Marks (1995).

Para o emprego das métricas referentes à área média do fragmento (AREA_MN), distância média entre fragmentos (ENN_MN), proporção das classes na paisagem (PLAND) e conectividade da paisagem (CONNECT), os mapas de uso e cobertura da terra, elaborados anteriormente para os anos analisados (Capítulo 2), foram reclassificados de maneira a obterem-se as seguintes classes: vegetação natural, reflorestamento, fruticultura, cana-de-açúcar, pastagem, campo agrícola, solo exposto e outros. A classe vegetação natural contemplou as diferentes formações florestais da área de estudo *a priori* classificadas como cerrado, floresta e vegetação inicial. A categoria outros contemplou as classes não analisadas, como estradas e instalações rurais.

A reclassificação das diferentes formações florestais (cerrado, floresta e vegetação inicial) em uma única classe denominada vegetação natural teve como premissa o fato de abelhas *Euglossina* serem comuns aos diferentes ecossistemas encontrados na região deste estudo como o Cerrado e a Floresta Atlântica, bem como à habitats secundários em diferentes estágios de sucessão ecológica (BEZERRA e MARTINS, 2001; SILVA e REBÊLO, 2002; TONHASCA *et al.*, 2002, 2003; NEMÉSIO e FARIA, 2004; ALVARENGA *et al.*, 2007; BLACKMER *et al.*, 2007; AGUIAR e GAGLIANONE, 2008a; RAMALHO *et al.*, 2009; SILVEIRA, 2010). Assim a classe vegetação natural englobou os diferentes habitats utilizados por estas abelhas.

Em relação aos índices de diversidade (SHDI) e equitabilidade (SHEI), também foi realizada a reclassificação, a qual consistiu no agrupamento das classes estrada e instalações rurais na categoria outros, mantendo-se as demais classes definidas *a priori* na fotointerpretação (Capítulo 2) (Tabela 2).

Tabela 2: Classes utilizadas na fotointerpretação nos anos de 1978, 1988 e 2000 (CAPÍTULO 2), com suas respectivas reclassificações para o emprego das métricas propostas neste estudo: diversidade da paisagem (SHDI); equitabilidade (SHEI); área média do fragmento (AREA_MN); isolamento entre habitats (ENN_MN); proporção da paisagem (PLAND); conectividade da paisagem (CONNECT), na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, Corumbataí-SP.

Classes Fotointerpretação (Capítulo 2)	Reclassificação: SHDI, SHEI	Reclassificação: AREA_MN, ENN_MN, PLAND, CONNECT
Cerrado	→ Cerrado	} Vegetação natural
Floresta	→ Floresta	
Vegetação inicial	→ Vegetação inicial	
Reflorestamento	→ Reflorestamento	→ Reflorestamento
Fruticultura	→ Fruticultura	→ Fruticultura
Pastagem	→ Pastagem	→ Pastagem
Cana-de-açúcar	→ Cana-de-açúcar	→ Cana-de-açúcar
Campo agrícola	→ Campo agrícola	→ Campo agrícola
Solo exposto	→ Solo exposto	→ Solo exposto
Estrada	} Outros	Outros
Instalações rurais		

(a) Complexidade do mosaico da paisagem

Na região deste estudo foram considerados como indicadores da complexidade do mosaico da paisagem a sua diversidade, equitabilidade e porcentagem das diferentes classes. Os indicadores e critérios estabelecidos são resumidos na Tabela 3.

Tabela 3: Indicadores utilizados para a análise da complexidade do mosaico da paisagem nos anos de 1978, 1988 e 2000, na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, Corumbataí-SP.

Parâmetro	Indicador	Descrição	Critério	Referencial
Complexidade do Mosaico da Paisagem	Índice de Diversidade de Shannon	< 0,9	Baixa heterogeneidade	Patrício (2007)
		0,9-1,4	Média heterogeneidade	
		> 1,4	Alta heterogeneidade	
	Índice de Equitabilidade de Shannon	> 0,5	Áreas homogêneas	McGarigal e Marks (1995); Metzger (2009)
		< 0,5	Áreas heterogêneas	
	Proporção de habitats	< 20%	Áreas homogêneas	Tschardtke <i>et al.</i> (2005)
> 20%		Áreas heterogêneas		

(b) Área e isolamento dos fragmentos

Para a análise destes parâmetros da estrutura da paisagem foram utilizadas métricas como a área média dos fragmentos (AREA_MN) e a distância média dos fragmentos baseada na menor distância entre bordas (EM_MN).

A diferença entre os anos em relação às variáveis quantitativas de estrutura da paisagem referente à distância média entre fragmentos (ENN_MN) e área média (AREA_MN) foram analisadas empregando-se o teste qui-quadrado. As diferenças entre as distâncias do centro da Reserva (*buffers*), dentro de cada ano foram comparadas empregando-se o teste Kolmogorov-Smirnoff. A relação entre a distância média entre os fragmentos e a distância dos *buffers* foi analisada com a aplicação do coeficiente de correlação de Pearson.

(c) Conectividade funcional da paisagem

A análise temporal (1978, 1988 e 2000) da conectividade funcional da paisagem foi realizada com base no número de junções funcionais entre os fragmentos, utilizando-se o índice de conectividade (CONNECT) e teve como base o padrão de deslocamento de abelhas *Euglossina*. Desta forma utilizou-se para a análise distâncias de 10, 50, 100, 250 e 500 metros para delimitar a distância de um fragmento a outro, baseado nos estudos de Milet-Pinheiro e Schlindwein (2005) e Brosi (2009).

A análise da conectividade funcional também foi realizada considerando-se a Reserva de Cerrado de Corumbataí como área fonte de espécies. Neste caso considerou-se apenas a Reserva e não a paisagem como um todo e a análise foi realizada apenas para o ano de 2000. Utilizaram-se as distâncias de 10, 50, 100, 250 e 500 metros a partir do fragmento focal (Reserva) para delimitar a borda expandida (distância d). A Reserva foi considerada conectada quando houve sobreposição da distância d com outro fragmento e considerada isolada quando na distância d não sobrepôs outro fragmento. Esta etapa foi realizada no programa ArcGIS 9.3. O número de fragmentos conectados foi analisado para cada distância d a partir da Reserva.

A distância de 500 metros foi assumida como sendo a máxima na qual espécies de *Euglossina* com maior capacidade de dispersão podem deslocar-se de um fragmento a outro para atravessar áreas abertas (MILET-PINHEIRO E SCHLINDWEIN, 2005; BROSI, 2009).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Complexidade da paisagem

A análise temporal da estrutura da paisagem na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí revelou a tendência de simplificação do mosaico da paisagem entre os anos analisados (Figura 1).

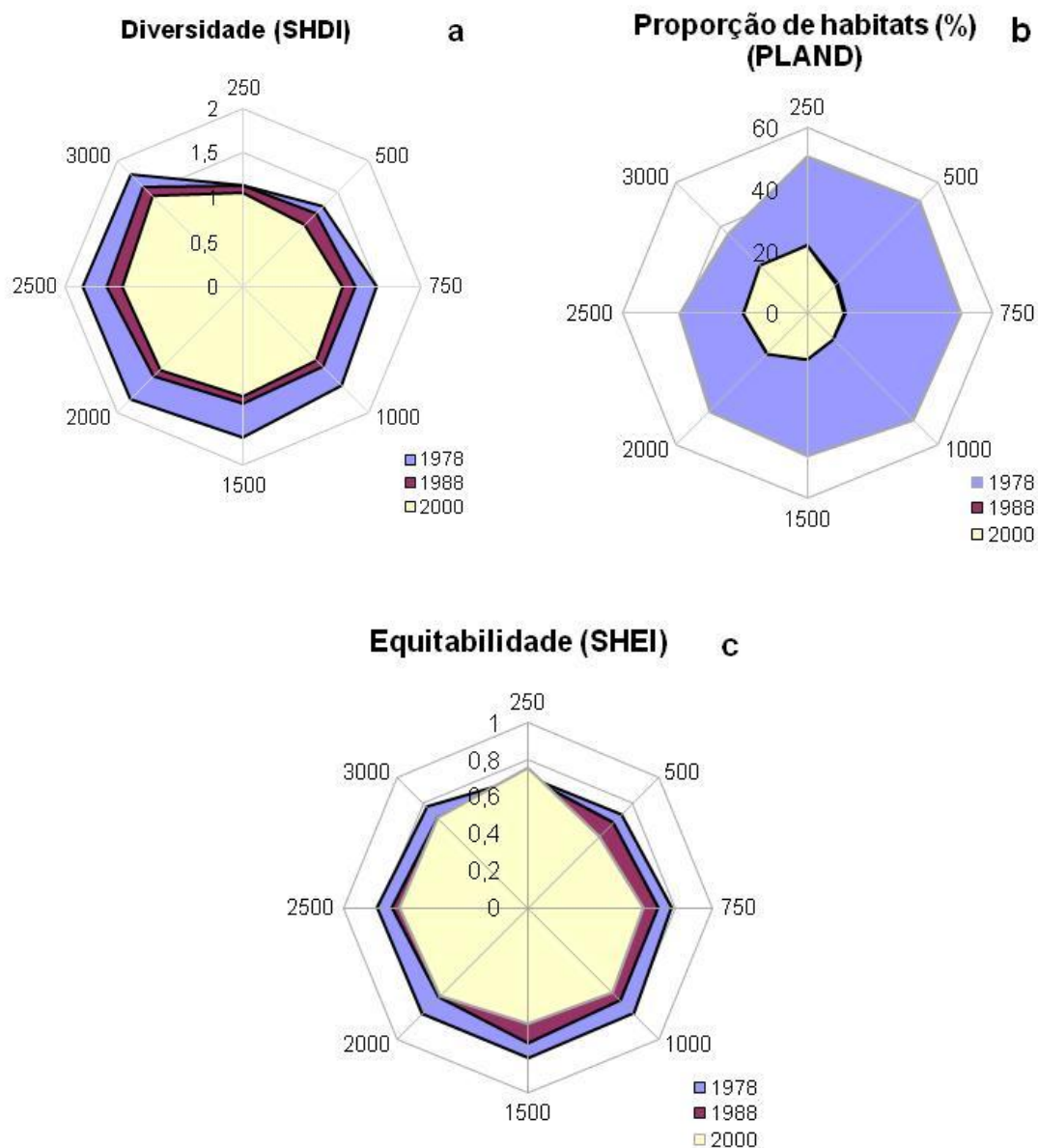


Figura 1: Evolução dos valores das métricas de complexidade do mosaico da paisagem ao longo do tempo (1978, 1988 e 2000) e entre as diferentes distâncias do centro do fragmento (*buffers*) de análise (de 250 a 3000 metros), na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, Corumbataí-SP: (a) diversidade da paisagem (SHDI); (b) proporção da paisagem (PLAND); (c) equitabilidade da paisagem (SHEI).

Em 1978, a maior complexidade do mosaico da paisagem foi observada para os *buffers* de 750 a 3000 metros. Esta complexidade ocorreu devido aos altos valores de diversidade (SHDI) (Figura 1a), com valores superiores a 1,4, combinados com a proporção de habitats (PLAND) superior a 20% (Figura 1b; Tabela 3). Desta forma, no ano de 1978 as matrizes ambientais situadas a 250

e 500 metros do centro da Reserva não foram consideradas como estruturalmente complexas (Figura 1a), contudo como a proporção de habitats foi superior a 50% (Figura 1b) estas podiam ainda apresentar condições para manter as populações e comunidades de polinizadores (TSCHARNTKE *et al.*, 2005).

Outro indicativo da complexidade da paisagem em 1978 diz respeito à distribuição da área entre as diferentes classes na paisagem (Figura 1c). Os valores de equitabilidade obtidos a partir de 750m foram próximos de 1, o que indica a distribuição equitativa das diferentes classes na paisagem, a partir desta distância da parte central da Reserva.

Em relação aos anos de 1988 e 2000, a análise conjunta dos valores de diversidade e proporção de habitats revelou que em 1988, apenas nos *buffers* de 2500 e 3000 metros a paisagem apresentou-se estruturalmente complexa, enquanto em 2000, somente a 3000 metros foi encontrada complexidade para o mosaico da paisagem (Figura 1a,b). É importante ressaltar ainda que apesar da complexidade encontrada nestas distâncias para os anos de 1988 e 2000, este é um viés da análise uma vez que nas maiores distâncias a área analisada aumenta, elevando também os valores das métricas empregadas. Neste sentido, mesmo que em 1988 e 2000 tenha se obtido valores que indicam a complexidade da paisagem para as maiores distâncias, a comparação dos valores de diversidade e proporção de habitats entre os anos de 1988 e 2000 revela a tendência de simplificação do mosaico da paisagem ao longo do tempo, com redução expressiva dos valores de diversidade e, principalmente, da proporção de habitats quando comparados ao ano de 1978 (Figura 1a,b).

Esta tendência de redução ao longo do tempo também pode ser constatada para os valores de equitabilidade (Figura 1c), porém de forma menos intensa do que a constatada para a redução de habitats (Figura 1b). Assim, se em 1978 as diferentes classes da paisagem apresentavam-se com uma distribuição mais equitativa, com valores próximos de 1, para os anos de 1988 e 2000 houve redução destes valores, o que representa a dominância de uma determinada classe sobre as demais. Esta redução ocorreu principalmente

devido ao aumento expressivo da cultura da cana-de-açúcar na região, a qual passou a ser dominante no cenário a partir de 1988 (Capítulo 2).

A simplificação do mosaico da paisagem ao longo do tempo ocorreu paralelamente ao processo de expansão e intensificação da agricultura observada nesta região durante o período de estudo conforme demonstrado no Capítulo 2. De acordo com os dados apresentados no capítulo 2, no período entre 1978 e 1988 ocorreu intenso desmatamento em função da expansão da agricultura, sobretudo da cultura da cana-de-açúcar; por outro lado, o período de 1988 a 2000, caracterizou-se pela regeneração da cobertura vegetal, com redução do desmatamento. Contudo, apesar da redução do desmatamento o processo de intensificação da agricultura, iniciado em 1988, perdurou até o ano de 2000 aumentando ainda mais as áreas cobertas pela cana-de-açúcar na área deste estudo (Capítulo 2).

Esta dinâmica da paisagem observada na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí pode ter contribuído para os altos valores de diversidade da paisagem, proporção de habitats e equitabilidade da paisagem encontrados em 1978, assim como a acentuada redução destes valores para as demais distâncias da Reserva quando comparados ao período entre 1988 e 2000 (Figura 1). Pode ter contribuído também para os valores diferenciados encontrados na comparação entre os anos 1988 e 2000.

Entre os anos de 1988 e 2000 a diversidade da paisagem foi reduzida em todos os *buffers*, enquanto equitabilidade e proporção de habitats não mantiveram o mesmo comportamento de redução, sendo encontrados em 2000 valores maiores do que em 1988 (Figura 1). Como exemplo tem-se a proporção de habitats nos *buffers* de 2500 e 3000 metros que passaram de 20,61 e 20,65, em 1988, para 20,86 e 21,95, respectivamente, em 2000 (Figura 1b). Da mesma forma encontram-se valores de equitabilidade maiores em 2000 quando comparados aos mesmos *buffers* em 1988, sendo o caso dos *buffers* de 250 e 3000 metros que obtiveram 0,705 e 0,688 em 1988, passando para 0,756 e 0,69, respectivamente, em 2000 (Figura 1c). Este aumento nos valores de equitabilidade e proporção de habitats em alguns *buffers* observado para o

ano de 2000 quando comparados ao de 1988 podem ter sido influenciados pela regeneração da cobertura vegetal verificada neste período (Capítulo 2).

A complexidade do mosaico da paisagem tem sido reportada como um parâmetro relevante em paisagens agrícolas, interferindo no funcionamento dos fragmentos e na manutenção da biodiversidade (MARLIN e LABERGE, 2001; STEFFAN-DEWENTER *et al.*, 2002; TSCHARNTKE *et al.*, 2005; WINFREE *et al.*, 2008). Em princípio, uma maior heterogeneidade da paisagem leva a uma convergência espacial de recursos biológicos diferentes (STEFFAN-DEWENTER *et al.*, 2002; METZGER, 2009) conceitualmente chamado “complementação da paisagem” (DUNNING *et al.*, 1992), o que pode favorecer as espécies que utilizam recursos de várias unidades (CANE, 2001; METZGER, 2009). Contudo, acessar tais recursos exige o deslocamento entre fragmentos de habitat. Neste sentido, a complexidade do mosaico da paisagem apresenta estreita correlação com outras métricas da paisagem tais como área do fragmento e isolamento entre habitats como demonstram os trabalhos de Steffan-Dewenter *et al.* (2002) e Winfree *et al.* (2008).

Área e Isolamento dos fragmentos

Assim como observado para a complexidade do mosaico da paisagem, os dados referentes a área média dos fragmentos (AREA_MN) e distância média entre fragmentos (EM_MN) revelaram redução em área e aumento do isolamento ao logo do tempo (Figura 2).

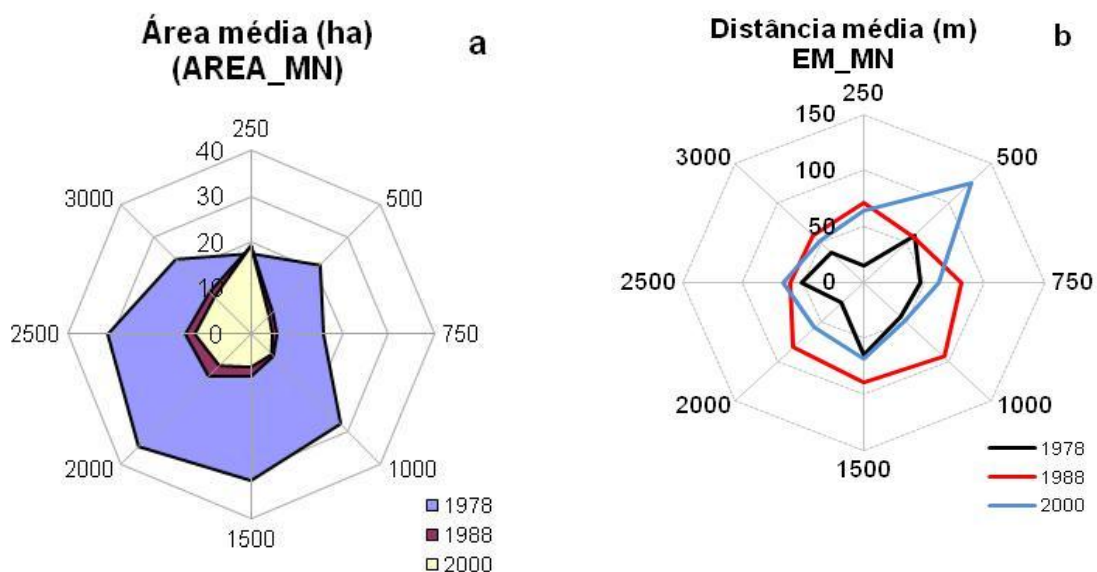


Figura 2: Evolução dos valores das métricas de estrutura da paisagem ao longo do tempo (1978, 1988 e 2000) e entre as diferentes distâncias do centro do fragmento (*buffers*) de análise (em metros), na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, Corumbataí-SP: (a) área média dos fragmentos (AREA_MN); (b) isolamento entre habitats (ENN_MN).

Para área média dos fragmentos pode se observar redução tanto entre 1978 e 1988, quanto para o segundo período analisado, de 1988 a 2000. Contudo no primeiro período esta redução foi acentuada, enquanto no segundo apesar de ainda mostrar queda dos valores, esta ocorreu com menor intensidade (Figura 2a). Esta tendência de redução observada para a área média dos fragmentos entre os três anos analisados não ocorreu em relação à distância média entre fragmentos, a qual demonstrou comportamentos distintos entre os anos.

O ano de 1978 apresentou distâncias médias entre fragmentos significativamente diferentes de 1988 ($\chi^2= 40,94$; $p < 0,01$) e 2000 ($\chi^2= 30,46$; $p < 0,01$). Em relação à distância média entre fragmentos, para o ano de 1978, quase todos os *buffers*, exceto o de 500 metros, apresentaram valores mais baixos do que o observado em 1988 (Figura 2b), sendo significativamente distintos entre anos os *buffers* de 250 a 500 m e de 2000 m.

Enquanto se constatou a tendência de aumento da distância entre 1978 e 1988 (Figura 3), no segundo período (1988-2000) a distância média foi

significativamente diferente entre os anos ($\chi^2= 48,77$; $p < 0,01$) com comportamentos distintos entre os *buffers*. De maneira geral, em 1988 as distâncias entre fragmentos foram maiores do que as constatadas em 2000, ou seja, estiveram mais isolados entre si, excetuando-se apenas os *buffers* de 500 e 2500 metros (Figura 2b). Além disto, não houve correlação entre a distância média entre os fragmentos e a distância dos *buffers* em relação ao centro dos fragmentos para nenhum dos anos ($r_{1978}= 0,06$; $r_{1988}= -0,28$; $r_{2000}= -0,42$), o que indica que fatores distintos podem estar influenciando o aumento ou redução das distâncias entre fragmentos nos diferentes *buffers*.

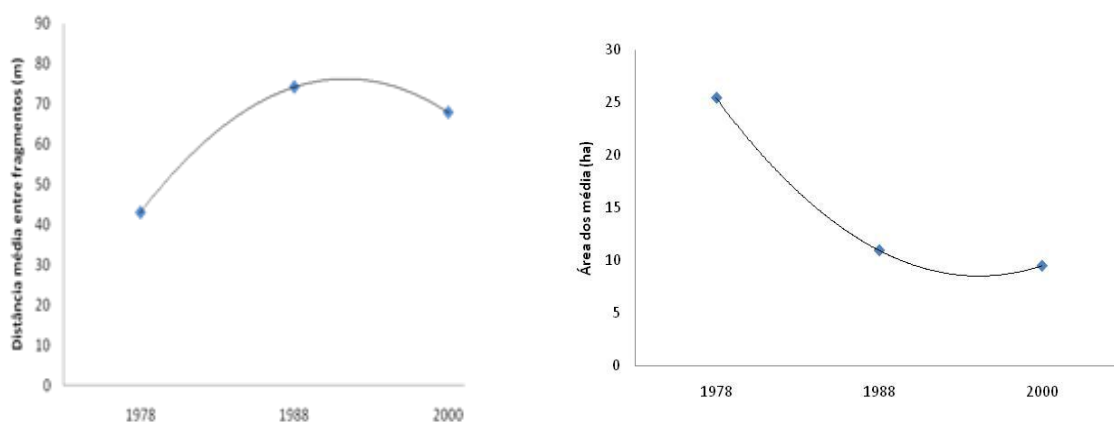


Figura 3: Curva de tendência para a distância média entre fragmentos e área média dos fragmentos (ha) observada nos diferentes anos de estudo (1978, 1988 e 2000) na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, Corumbataí-SP.

Estas diferenças em relação aos dois períodos analisados (1978-1988 e 1988-2000), tanto para os valores de área média quanto distancia média entre fragmentos podem ser melhor compreendidos à luz do histórico de uso e ocupação da terra na região, revelando que a redução em área e o aumento da distância entre fragmentos observados entre 1978 e 1988 (Figura 3) ocorreram devido ao elevado desmatamento na região durante este período. Por outro lado, o menor distanciamento entre habitats em 2000 para a maioria dos *buffers*, quando comparado a 1988, pode ser atribuído à regeneração da cobertura vegetal observada neste período (Capítulo 2).

Contudo, apesar da regeneração, esta não se refletiu na área média dos fragmentos, a qual apresentou leve tendência de redução de 1988 a 2000 (Figura 3). Isto pode estar relacionado ao fato de que mesmo o período entre 1988 e 2000 sendo caracterizado pela regeneração da cobertura vegetal, ainda ocorreu desmatamento em alguns setores da paisagem. Além disto, a regeneração nem sempre incidiu em áreas de contágio com a floresta (Capítulo 2). Desta forma, a regeneração ocorrida no segundo período, de 1988 a 2000, não apresentou impacto significativo sobre a área média destes. Isto fica confirmado quando se verifica que somente houve diferença significativa para a redução das áreas médias dos fragmentos ocorrida entre os anos de 1978 e 2000 ($\chi^2 = 17,37$; $p < 0,01$), enquanto não houve alteração significativa entre 1988 e 2000 ($\chi^2 = 0,61$; $p > 0,05$).

O conjunto de dados apresentados reflete o fato de que, no entorno da Reserva, não se constatou efeito significativo sobre o aumento das áreas dos fragmentos, mesmo após a retomada de parte da vegetação. Este resultado é preocupante, pois pode ressaltar a pouca influência desta unidade de conservação na restauração do seu entorno, em especial com a manutenção da atual paisagem.

Os dados sobre área média dos fragmentos e isolamento entre habitats, somado à complexidade do mosaico da paisagem verificados neste estudo podem ter forte influência na manutenção da biodiversidade na região uma vez que agem na capacidade da paisagem em fornecer recursos biológicos assim como permitir o acesso a estes recursos. Isto se torna fundamental ao considerar a hipótese levantada por Andrén (1994) da existência de um limiar no qual a sensibilidade das espécies à fragmentação varia em função da porcentagem ocupada pelo habitat na paisagem. Assim, segundo este autor, quando a proporção de habitat na paisagem é superior a 30%, o tamanho da população varia particularmente em função da redução da área dos fragmentos, por outro lado, quando a proporção é inferior a 30%, as espécies passam a ser sensíveis à disposição espacial dos fragmentos. Neste caso, a perda de diversidade estaria ligada também ao arranjo espacial dos fragmentos, em termos de isolamento e às características da matriz inter-

habitat, como por exemplo, a permeabilidade da matriz aos fluxos biológicos (METZGER, 1999).

Neste sentido, a manutenção da biodiversidade na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí depende sobretudo da conectividade da paisagem, uma vez que a proporção de habitats na região sofreu redução ao longo do tempo (1978 a 2000), representando apenas 22% da paisagem em 2000 (Figura 4). No entanto, a simplificação do mosaico da paisagem sobretudo devido ao aumento expressivo da cultura da cana-de-açúcar sobre as demais unidades da paisagem, aliada ao maior isolamento entre habitats indicam que o processo de uso e ocupação da terra agiu reduzindo a conectividade estrutural da paisagem aos fluxos biológicos.

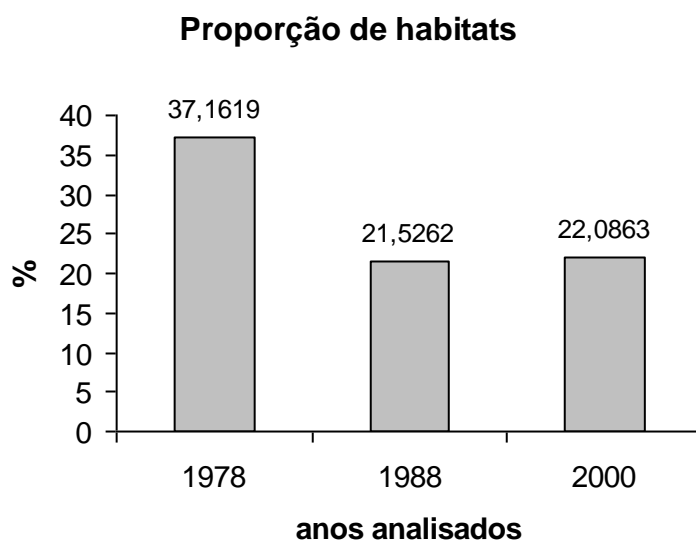


Figura 4: Valores de proporção de habitats ao longo do tempo (1978, 1988 e 2000) na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, Corumbataí-SP.

Conectividade funcional da paisagem

Os resultados apresentados acima apontam para a perda da conectividade estrutural da paisagem na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí. A conectividade estrutural da paisagem pode ser utilizada para inferir a conectividade funcional, a qual se refere à resposta biológica de uma

espécie à estrutura da paisagem pela disseminação e movimento entre fragmentos (METZGER, 1999). Desta forma, segundo este autor, a conectividade funcional pode ser medida para um dado organismo levando-se em consideração o seu padrão de deslocamento. Neste sentido, na região de estudo foi realizada a análise da conectividade funcional da paisagem ao fluxo de abelhas *Euglossina*.

Conforme ilustra a figura 5a, a 10 metros de distância de um fragmento a outro, a porcentagem da paisagem conectada foi reduzida drasticamente passando de 12,3% da paisagem conectada em 1978 para 1,1% em 1988, chegando a perda total de junções funcionais entre fragmentos no ano de 2000. Redução entre os anos analisados também foi observada para a distância de 50m entre fragmentos, passando de 9.8% em 1978, para 8% em 1988 e 5,7% em 2000.

Observa-se que conforme aumenta a distância entre fragmentos, aumenta a porcentagem da paisagem conectada. É interessante observar também que a partir da distância de 100m houve redução dos valores entre 1978 e 1988, enquanto entre 1978 e 2000 ocorreu aumento na porcentagem de área conectada na paisagem (Figura 5a). Assim para a distância de 100m os valores encontrados foram: 11,7% em 1978, 9,4% em 1988 e 13,8 em 2000. Para 250m obteve-se em 1978, 24,5%; em 1988, 23,6% e em 2000, 26,4%. E na distância de 500m foram observados valores de 40,5% em 1978 e 1988, e 42,5% em 2000 (Figura 5a).

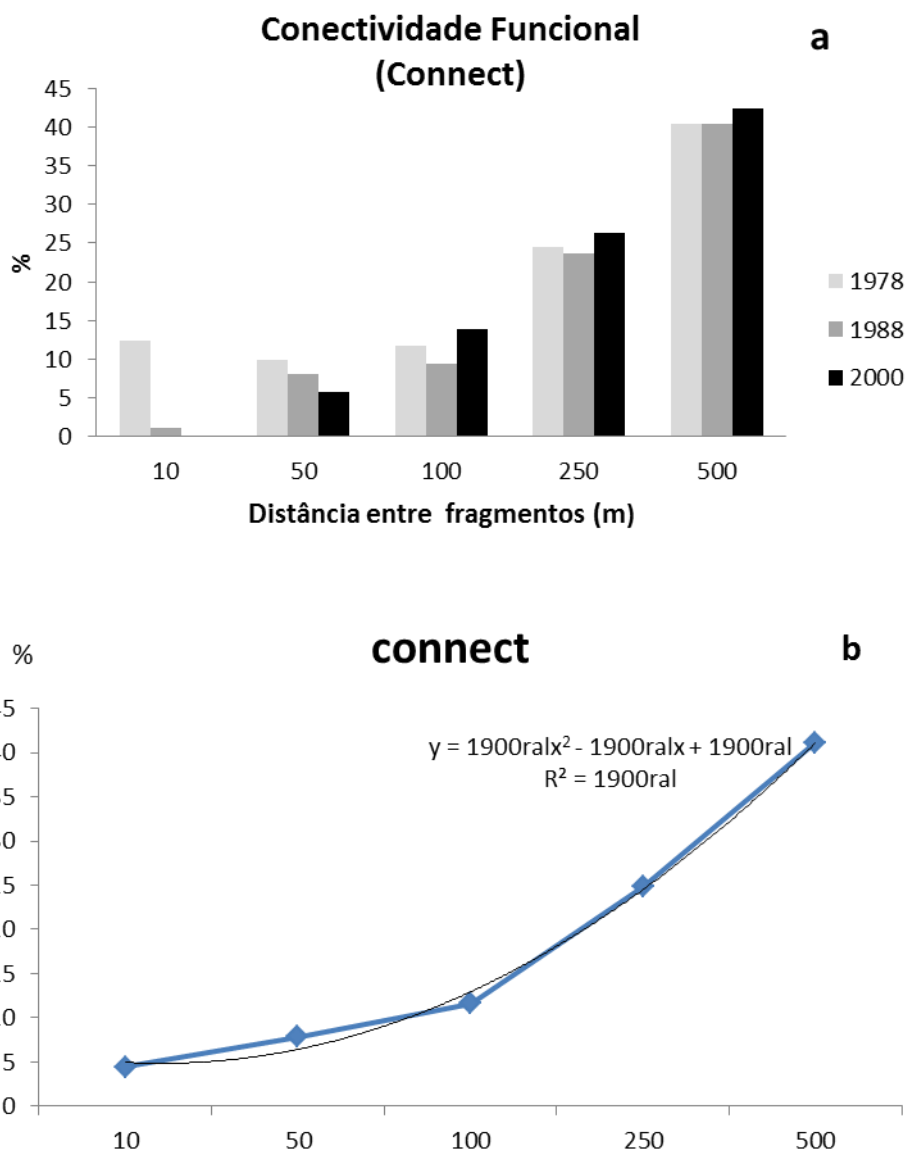


Figura 5: (a) Evolução dos valores de conectividade funcional da paisagem (CONNECT) nas diferentes distâncias entre fragmentos (10, 50, 100, 250 e 500 metros) nos anos de 1978, 1988 e 2000, na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, Corumbataí-SP. (b) Resultado da análise de regressão para a proporção de conectividade funcional (%) e a distância entre os fragmentos.

Estes dados refletem o histórico de uso e ocupação da terra na região, uma vez que o período entre 1978 e 1988 foi marcado pelo elevado desmatamento, enquanto o segundo período (1988-2000) foi caracterizado pela regeneração da cobertura vegetal (Capítulo 2). Ressalta-se, portanto, mais uma vez o significativo efetivo da regeneração na redução das distâncias entre

fragmentos, como observado anteriormente na análise do isolamento entre habitats. Por outro lado, a análise de regressão mostra a nítida tendência de aumento da proporção de conectividade nas distâncias maiores, o que reflete a influência do número de fragmentos neste tipo de análise (Figura 5b).

Embora a porcentagem da paisagem conectada tenha aumentado no ano 2000 em relação aos outros dois anos (1978 e 1988), assim como para as maiores distâncias, chegando a 42,5% para a distância de 500m, ao considerar a matriz inter-habitat na região de estudo, a qual é predominantemente composta pela cultura da cana-de-açúcar (47%) (Capítulo 2), os resultados são preocupantes no que se refere à conectividade funcional da paisagem ao fluxo de *Euglossina*. De acordo com o estudo conduzido por Milet-Pinheiro e Schlindwein (2005), na matriz da cana-de-açúcar, a distância de 10 m da borda do fragmento mostrou acentuada redução na diversidade de *Euglossina*, indicando que esta cultura agrícola representa uma barreira para a maioria das *Euglossina*, sendo que apenas duas espécies foram capturadas em 250 e 500 metros distantes da borda da mata. Assim, de acordo com estes autores, em regiões em que habitats florestais são restritos a fragmentos distantes circundados por uma matriz não permeável, a maioria das espécies de *Euglossina* parece permanecer nos fragmentos. Neste caso, apenas algumas espécies devem ser capazes de ligar funcionalmente fragmentos isolados.

Isto pode estar ocorrendo na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, pois não foram encontradas junções funcionais para a distância de 10m entre fragmentos e apenas 5,7% da paisagem está conectada em 50m no ano de 2000 (Figura 5a). Estes dados refletem o estado de conectividade da paisagem como um todo. A seguir são apresentados os dados considerando-se a Reserva de Cerrado de Corumbataí como área fonte de espécies. Neste caso, foi analisado apenas o número de fragmentos conectados às diferentes distâncias em relação à borda da Reserva sem considerar os demais fragmentos da paisagem (Tabela 4).

Tabela 4: Dados de conectividade da Reserva de Cerrado de Corumbataí no ano de 2000, em função das distâncias de borda expandida.

Ano 2000	
Distância d (borda expandida)	Nº de fragmentos conectados à Reserva
10	-
50	-
100	1
250	1
500	5

Observa-se que a 10 e 50 metros de distância d não ocorreu sobreposição com outro fragmento. Para 100 e 250m de distância d foi constatado apenas 1 fragmento conectado e em 500m foram observados 5 fragmentos conectados. Esta situação agrava-se ainda mais ao considerar a matriz inter-habitat do entorno da Reserva. Nas distâncias de 10 a 250m da borda da Reserva, a matriz foi composta apenas por cana-de-açúcar, enquanto na distância de 500m a matriz inter-habitat foi formada em sua maior parte pela cultura da cana-de-açúcar (62,11%) e apenas uma pequena porção por pastagens (0,5%).

Com base nestes dados constata-se que os remanescentes florestais na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí, assim como a própria Reserva, encontram-se isolados no que diz respeito ao fluxo de *Euglossina*, uma vez que uma matriz suficientemente grande, sem a ocorrência de flores, como é o caso da cultura da cana-de-açúcar, espécie agrícola tipicamente anemófila, pode atuar como barreira para a dispersão das espécies de *Euglossina*, como demonstraram os estudos de Milet-Pinheiro e Schlindwein (2005) e Aguiar e Gaglianone (2008b). Neste contexto, apenas algumas poucas espécies podem ser capazes de se deslocar pela paisagem e assim ligar funcionalmente os fragmentos remanescentes nesta região. Isto traz consequências tanto para a questão do fluxo gênico via pólen realizado por estes importantes polinizadores quanto para a manutenção de suas populações nos fragmentos. Alguns estudos mostraram correlação positiva entre área do fragmento e diversidade de *Euglossina*, relatando a importância da conectividade da paisagem para a

manutenção de suas comunidades em paisagens fragmentadas (SOFIA e SUZUKI, 2004; AGUIAR e GAGLIANONE, 2008a; BROSI, 2009).

Considerando a comunidade de *Euglossina* da Reserva de Cerrado de Corumbataí, no levantamento realizado em 1985 por Campos (1989), a comunidade foi composta por quatro espécies representadas por: *Exaerete dentata*, *Euglossa melanotricha*, *Euplusia violacea* e *Eulaema nigrita*. Dezesesseis anos depois, em 2001, apenas *Eulaema nigrita* foi amostrada (ANDENA *et al.*, 2005). Embora os dados não permitam análises estatísticas correlacionando tais alterações às modificações temporais na estrutura da paisagem, o fato de apenas *Eulaema nigrita* ser amostrada no segundo levantamento sugere a influencia das variáveis analisadas nesta pesquisa, principalmente no que diz respeito às alterações na matriz inter-habitat na manutenção das espécies de *Euglossina* da Reserva. Isto é apoiado pelo fato de *E. nigrita* ser considerada espécie bioindicadora uma vez que é favorecida por ambientes perturbados devido a ações antrópicas (PERUQUETTI *et al.*, 1999; TONHASCA *et al.*, 2002; AGUIAR e GAGLIANONE, 2008a), além de ser uma das poucas espécies capazes de cruzar áreas abertas entre fragmentos em distâncias superiores a 50 metros na matriz encontrada na região deste estudo (MILET-PINHEIRO e SCHLINDWEIN, 2005). Todavia, ressalta-se que outros fatores podem estar envolvidos para explicar a alteração na comunidade de *Euglossina* da Reserva como, por exemplo, a sazonalidade de suas populações e comunidade. *Euglossina* é conhecida por suas flutuações sazonais possivelmente devido à picos de floração, atividades de nidificação e padrões de emergência de adultos (TONHASCA *et al.*, 2002; RAMALHO *et al.*, 2009). Assim algumas diferenças podem estar refletindo o tempo de coleta entre os dois levantamentos já que Campos (1989) coletou durante três anos na área e Andena *et al.* (2005) coletou por um ano.

CONCLUSÕES

A análise temporal da estrutura da paisagem permitiu verificar que o histórico de fragmentação na região agiu diretamente na conectividade estrutural da paisagem. Isto ocorreu principalmente devido à simplificação do mosaico da paisagem seguido pelo aumento nas distâncias médias entre fragmentos.

Dentre estas alterações, a permeabilidade da nova matriz inter-habitat, formada predominantemente pela cultura da cana-de-açúcar, apresentou o maior potencial para interferir na conectividade funcional da área ao fluxo de *Euglossina* e, conseqüentemente, no fluxo gênico via pólen realizado por estas abelhas.

Ao longo de 12 anos, apesar do aumento do controle legal, não houve um aumento significativo da área dos fragmentos do entorno da Reserva, podendo este efeito se refletir no isolamento estrutural e funcional de toda a área da unidade de conservação.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AGUIAR, W.M.; GAGLIANONE, M.C. Comunidade de Abelhas Euglossina (*Hymenoptera: Apidae*) em Remanescentes de Mata Estacional Semidecidual sobre Tabuleiro no Estado do Rio de Janeiro. **Neotropical Entomology**, v.37, n.2, p.118-125, 2008a.

AGUIAR, W.M.; GAGLIANONE, M.C. Dispersão de abelhas Euglossina (*Hymenoptera: Apidae*) em matrizes de cana-de-açúcar e pastagem no norte fluminense. In: Encontro sobre abelhas, 8º, 2008. **Anais...** VIII Encontro de Abelhas: Ribeirão Preto, 2008b.

AIZEN, M. A.; FEINSINGER, P. Forest fragmentation, pollination, and plant reproduction in a chaco dry forest, Argentina. **Ecology**, v. 75, p. 330-351, 1994.

ALVARENGA, P.E.F.; FREITAS, R.F.; AUGUSTO, S.C. DIVERSIDADE DE *Euglossini* (Hymenoptera: Apidae) EM ÁREAS DE CERRADO DO TRIÂNGULO MINEIRO, MG. **Bioscience Journal**, Uberlândia, v.23, n.1, p.30-37, nov. 2007.

ANDENA, S.R.; BEGO, L.R.; MECI, M.R. A comunidade de abelhas (Hymenoptera, Apoidea) de uma área de cerrado (Corumbataí, SP) e suas visitas às flores. **Revista Brasileira de Zociências**, Juiz de Fora, v. 7, n. 1, p. 55-91, jun. 2005.

ANDRÉN, H. Effects of habitat fragmentation on birds and mammals in landscapes with diferente proportions of suitable habitat: a review. **Oikos**, n.71, p.355-366, 1994.

ANTONELLO, S.L.; PINTO, S.dos A.F.; GARCIA, G.J.; PEREIRA, L.H. Análise contextual do uso da terra e cobertura vegetal. In: TAU-K-TORNISIELO, S.M.; ESQUIERRO, J.C. (Orgs). **Bacia do Rio Corumbataí**. Aspectos socioeconômicos e ambientais, Consórcio PCJ. 2008, p. 32-45.

BAWA, K.S. Breeding systems of tree species of a lowland tropical community. **Evolution**, v. 28, p. 85-92, 1974.

BEEKMAN, M.; RATNIEKS, F.L.W. Long-range foraging by the honey-bee, *Apis mellifera* L. **Functional Ecology**, v. 14, p. 490-496, 2000.

BEZERRA, C.P.; MARTINS, C.F. Diversidade de Euglossinae (Hymenoptera, Apidae) em dois fragmentos de Mata Atlântica localizados na região urbana de João Pessoa, Paraíba, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.18, n. 3, p.823-835, 2001.

BLACKMER, J.L.; TONHASCA, A.; ALBUQUERQUE, G.S. Behavioral ecology of euglossine bees of the Atlantic rain forest. **Perspectivas Online**, Campos dos Goytacazes, v.1, n.4, p.98-114, 2007.

BROSI, B.J. The effects of forest fragmentation on euglossine bee communities (*Hymenoptera: Apidae: Euglossini*). **Biological Conservation**, v.142, p.414-423, 2009.

CAMERON, S.A. Phylogeny and biology of neotropical orchid bees (Euglossini). **Annual Review of Entomology**, Palo Alto, v. 493, p.377-404, 2004

CAMPOS, M..J.O. **Estudo das interações entre comunidade de Apoidea, na procura de recursos alimentares, e a vegetação de cerrado da Reserva de Corumbataí-SP**. 1989. 114 f. Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 1989.

CANE, J. H. Habitat fragmentation and native bees: a premature verdict? **Conservation Ecology**, v.5, n.1, artigo 3, 2001. Disponível em: <<http://www.consecol.org/vol5/iss1/art3/>>. Acesso em: 20 de julho de 2010.

COLLEVATTI, R.G.; SCHOEREDER, J.H.; CAMPOS, L.A.O. Foraging behavior of bee pollinators on the tropical weed *Triunfetta semitriloba*: flight distance and directionality. **Rev. Brasil. Biol**, v. 60, n. 1, p. 29-37, fev. 2000.

CUNNINGHAM, S.A. Depressed pollination in habitat fragments causes low fruit set. **Proceedings of the Royal Society London. Series B. Biological Sciences**, London, GB, v. 267, p. 1149-1152, feb. 2000.

DRESSLER, R.L. Biology of orchid bees (Euglossini). **Annual Review of Ecology and Systematics**, v.13, p.373-394. 1982.

DUNNING, J.B.; DANIELSON, B.J.; PULLIAM, H.R. Ecological processes that affect populations in complex landscapes. **Oikos**, n.65, p.169-175, 1992.

DUTECH, C.; SEITER, J.; PETRONELLI, P.; JOLY, H.I.; JARNE, P. Evidence of low gene flow in a neotropical clustered tree species in two rainforest stands of French Guiana. **Molecular Ecology**, v. 11, n.4, p. 725-738, april 2002.

FAHRIG, L. EFFECTS OF HABITAT FRAGMENTATION ON BIODIVERSITY. **Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 34, p. 487–515, 2003.

FERREIRA, B. **O efeito do contexto da paisagem e da estrutura de habitat sobre abelhas e vespas silvestres em fragmentos de cerrado**, 2010, 96 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro, 2010

GOTTSBERG, G.; SILBERBAUER-GOTTSBERG, I. Is stratification of cerrado vegetation related to pollination and seed dispersal systems? Quantitative studies in a cerrado woodland in Brazil, and a comparison with Neotropical lowland rainforests. In: IV International Canopy Conference “tropical versus

temperate forests”, 2005, Leipzig, Germany. **Anais...** International Canopy Conference: Leipzig, 2005.

HAMRICK, J.L.Y, MURAWSKI, D.A. The breeding structure of tropical tree populations. **Plant Species Biology**, v.5, p. 157-165, 1990.

INSTITUTO DE PESQUISAS E ESTUDOS FLORESTAIS - IPEF. **Plano de Diretor**: Conservação dos recursos hídricos por meio da recuperação e da conservação da cobertura florestal da Bacia do rio Corumbataí. 2002.

JANZEN, D.H. Euglossine bees as long-distance pollinators of tropical plants. **Science**, v.171, p. 203-205, 1971.

KAGEYAMA, P.Y.; GANDARA, F.B.; SOUZA, L.M.I. de. Consequências genéticas da fragmentação sobre populações de espécies arbóreas. **Série Técnica IPEF**, v. 12, n. 32, p. 65-70, dez. 1998.

MARLIN, J.C.; LABERGE, W.E. The native bee fauna of Carlinville, Illinois, revisited after 75 years: a case for persistence. **Conservation Ecology**, v.5, n.1, artigo 9, 2001. Disponível em: <<http://www.consecol.org/vol5/iss1/art9/>>. Acesso em: 20 de julho de 2010.

MARTINS, K. **Diversidade genética e fluxo gênico via pólen e semente em populações de *Solanum lycocarpum* ST.HIL. (Solanaceae) no Sudeste de Goiás**. Tese (Doutorado em Agronomia) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

MAUÉS, M.M.; OLIVEIRA, P.E.A.M. de. Consequências da fragmentação do habitat na ecologia reprodutiva de espécies arbóreas em florestas tropicais, com ênfase na Amazônia. **Oecologia Australis**, v.14, n.1, p.238-250, 2010.

MECHI, M.R. **Levantamento da fauna de vespas aculeata na vegetação de duas áreas de cerrado**. 1996. 237 f. Tese de Doutorado. Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. 1996.

METZGER, J.P. Estrutura da Paisagem e Fragmentação: Análise Bibliográfica. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 71, n. 3-I, p. 445-462, 1999.

METZGER, J.P. Estrutura da Paisagem: o uso adequado de métricas. In: CULLEN, L.; RUDRAN, R.; VALLADARES-PADUA, C. **Métodos de estudo em Biologia da Conservação e Manejo da Vida Silvestre**. 2 ed. Curitiba: Ed Universidade Federal do Paraná, p.423-453, 2009.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B.J. **FRAGSTATS: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure**. Portland: Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station. 1995. 122f.

MILET-PINHEIRO, P.; SCHLINDWEIN, C. Do euglossine males (Apidae, Euglossini) leave tropical rainforest to collect fragrances in sugarcane monocultures? **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 22, n. 4, p. 853-858, 2005.

NEMÉSIO, A.; FARIA, L.R.R. First assessment of the orchid-bee fauna (Hymenoptera: Apidae) at Parque Estadual do Rio Preto, a cerrado area in southeastern Brazil. **Lundiana**, v.5, n.2, p.113-117, 2004.

OSBORNE, J.L.; CLARK, S.J.; MORRIS, R.J.; WILLIAMS, I.H.; RILEY, J.R.; SMITH, A.D.; REYNOLDS, D.R.; EDWARDS, A.S. A landscape-scale study of bumble bees foraging range and constancy, using harmonic radar. **Journal of Applied Ecology**, v. 36, p. 519-533, 1999.

PATRÍCIO, G.B. **O efeito da heterogeneidade de habitats sobre as interações planta-polinizador em uma região da Bacia do rio Corumbataí-SP**. 2007, 78f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Rio Claro, 2007.

PERUQUETTI, R.C.; CAMPOS, L.A.O.; COELHO, C.D.P.; ABRANTES, C.V.M.; LISBOA, L.C.O. Abelhas Euglossini (*Apidae*) de áreas de Mata Atlântica: abundância, riqueza e aspectos biológicos. **Revista Brasileira de Zoologia**, v.16, n.2, p.101-118, 1999.

PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.; LOISELLE, B.; LOUAYZA, A. Plant functional types, dispersion mode, pollination syndrome and spatial assemblage in the Amazon Forest Community, Brazil. In: XVII International Botanical Congress, 2005, Viena. **Anais...** International Botanic Congress: Viena, v. 1, 2005.

PIÑA-RODRIGUES, F.C.M.; FREIRE, J.M. Biologia da polinização e sua aplicação na colheita de sementes florestais. In: III Simpósio sobre recuperação de áreas degradadas, 2009, São Paulo. **Anais...** III Simpósio sobre recuperação de áreas degradadas. São Paulo: Instituto de Botânica, v. 1. p. 155-172, 2009.

RAMALHO, M.; BATISTA, M.A. Polinização na Mata Atlântica: perspectiva ecológica da fragmentação. In: FRANKE, C.R.; ROCHA, P.L.B.; KLEIN, W.; GOMES, S.L. (orgs). **Mata Atlântica e Biodiversidade**. Salvador: Edufba, 2005, p.93-141.

RAMALHO, A.V.; GAGLIANONE, M.C.; OLIVEIRA, M.L. Comunidades de abelhas Euglossina (Hymenoptera: Apidae) em fragmentos de Mata Atlântica no Sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v.53, n.1, p.95-101, março 2009.

RATHCKE, B. J.; JULES, E. S. Habitat fragmentation and plant-pollinator interactions. **Current Science**, Bangalore, Índia, v. 65, p. 273-77, 1993.

RIBAS, L.A.; KAGEYAMA, P.Y. Diversidade e estrutura genética em populações naturais de *Trema micrantha* (L.) B. **Scientia Forestalis**, n. 66, p. 66-75, dez. 2004.

RODRIGUES, R.R.A vegetação de Piracicaba e municípios do entorno. **Circular Técnico IPEF**, n. 189, p. 1-18, ago. 1999.

SCHLINDWEIN, C. A importância de abelhas especializadas na polinização de plantas nativas e conservação do meio ambiente. In: Encontro sobre abelhas, 4º, 2000. **Anais... IV Encontro sobre Abelhas: Ribeirão Preto**, p.131-141, 2000.

SILVA, F.S.; REBÊLO, J.M.M. Population dynamics of Euglossinae bees (Hymenoptera: Apidae) in an early second-growth forest of Cajual Island, in the state of Maranhão, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v.62, n.1, p.15-23, 2002.

SILVEIRA, G.C. **A fauna de abelhas da subtribo Euglossina Latreille (Hymenoptera: Apidae) em duas áreas de mata estacional semidecidual no domínio do Cerrado em Uberlândia, MG**. 2010. 68f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação de Recursos Naturais) – Instituto de Biologia, Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2010.

SOFIA, S.H.; SUZUKI, K.M. Comunidades de Machos de Abelhas Euglossina (*Hymenoptera: Apidae*) em Fragmentos Florestais no Sul do Brasil. **Neotropical Entomology**, v.33, n.6, p.693-702, 2004.

STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set. **Oecologia**, n. 121, p. 432-440, jul. 1999.

STEFFAN-DEWENTER, I.; TSCHARNTKE, T. Resource overlap and possible competition between honey bees and wild bees in central Europe. **Oecologia**, v. 122, p. 288-296, 2000.

STEFFAN-DEWENTER, I.; MÜNZENBERG, U.; TSCHARNTKE, T. Pollination, seed set and seed predation on a landscape scale. **Proceedings of the Royal Society London. Series B. Biological Sciences**, London, GB, v. 268, p. 1685-1690, 2001.

STEFFAN-DEWENTER, I.; MÜNZENBERG, U.; BÜRGER, C.; THIES, C.; TSCHARNTKE, T. Scale-dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. **Ecology**, v. 83, n. 5, p. 1421-1432, 2002.

STEFFAN-DEWENTER, I.; KUHN, A. honeybee foraging in differentially structured landscapes. **Proceedings of the Royal Society London. Series B. Biological Sciences**, London, GB, v. 270, p. 569-575, 2003.

STEFFAN-DEWENTER, I. Importance of Habitat Area and Landscape Context for Species Richness of Bees and Wasps in Fragmented Orchard Meadows. **Conservation Biology**, v. 17, n. 4, p. 1036-1044, 2003.

TONHASCA, A.; BLACKMER, J.L.; ALBUQUERQUE, G.S. Abundance and Diversity of Euglossine Bees in the Fragmented Landscape of the Brazilian Atlantic Forest. **Biotropica**, v.34, n.3, p.416-422, 2002.

TONHASCA, A.; AIBUQUERQUE, G.S.; BLACKMER, J.L. Dispersal of euglossine bees between fragments of the Brazilian Atlantic Forest. **Journal of Tropical Ecology**, n. 19, p.99-102, 2003.

TSCHARNTKE, T; KLEIN, A.M.; KRUESS, A.; STEFFAN-DEWENTER, I.; THIES, C. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. **Ecology Letters**, n. 8, p. 857-874, 2005.

VALENTE, R.O.A. **Análise da estrutura da paisagem na bacia do rio Corumbataí, SP**. 2001. 161 f. Dissertação (Mestrado em Recursos Florestais) - Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2001.

VALENTE, R.O.A. **Definição de áreas prioritárias para conservação e preservação florestal por meio da abordagem multicriterial em ambiente SIG..** 2005. 137 f. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2005.

WINFREE, R.; WILLIAMS, N.M.; GAINES, H.; ASCHER, J.S.; KREMEN, C. Wild bee pollinators provide the majority of crop visitation across land-use gradients in New Jersey and Pennsylvania, USA. **Journal of Applied Ecology**, v. 45, p. 793-802, 2008.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo, a partir da análise das mudanças no uso e cobertura da terra na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí entre os anos de 1978 e 2000, e como esta dinâmica agiu na estrutura da paisagem visando o fluxo gênico entre populações, mostrou que

- (i) a paisagem na região da Reserva de Cerrado de Corumbataí apresentou duas tendências distintas na dinâmica da paisagem dependendo do intervalo temporal analisado. Assim entre os anos de 1978 e 1988, a região sofreu um intenso desmatamento sobretudo nas áreas de Cerrado para conversão à áreas agrícolas. Observou-se também neste período o processo de intensificação da agricultura com a cultura da cana-de-açúcar passando a predominar na paisagem de 1988. Já entre os anos de 1988 e 2000, as taxas de desmatamento foram menores, sendo este período marcado por processos de regeneração da cobertura vegetal possivelmente devido ao maior cumprimento da legislação ambiental. No entanto, a regeneração assistida ocorreu somente em áreas de Floresta Atlântica, não sendo documentada para o Cerrado, embora esta formação florestal também tenha sido alvo de legislação;
- (ii) e que esta dinâmica agiu diretamente na conectividade estrutural da paisagem, diminuindo e isolando os fragmentos de habitat remanescentes. Somado a isto foi verificada a tendência de simplificação do mosaico da paisagem entre os anos analisados, principalmente devido ao aumento expressivo da cultura da cana-de-açúcar, influenciando a permeabilidade da matriz inter-habitat ao fluxo de abelhas *Euglossina*, utilizadas como indicadoras da qualidade ambiental neste estudo. A nova matriz inter-habitat formada nesta região representa a perda de conectividade funcional em termos de polinização realizada por estas abelhas, pois a cana-de-açúcar é uma espécie tipicamente anemófila, não apresentando condições de propiciar o fluxo da polinização melitófila, diminuindo ou

até mesmo inibindo o fluxo gênico via pólen entre populações nesta paisagem.

Os resultados desta pesquisa indicam, portanto, que a conservação da Reserva de Cerrado de Corumbataí depende de interferências em escala da paisagem visando a conectividade dos remanescentes florestais. Para tal são necessárias ações que visem a restauração de áreas degradadas com o objetivo de incremento da cobertura vegetal, conforme estabelecido por lei (Código Florestal), reduzindo assim o isolamento entre os remanescentes, para que os serviços do ecossistema como, por exemplo, a polinização possam ser mantidos de maneira a assegurar o fluxo gênico e a permanência das espécies da fauna e flora. No entanto, o momento é de discussões acerca de um novo Código Florestal, que possibilite a ampliação de áreas para cultivo em detrimento da cobertura vegetal. Caso as alterações em tramite sejam aprovadas, o panorama observado na região deste estudo pode se manter o mesmo ou até agravar-se no que diz respeito à conectividade da paisagem e a manutenção de sua cobertura florestal.

Ademais, esta pesquisa também indica o papel fundamental da matriz agrícola nos processos ecológicos em paisagens fragmentadas. Isto implica em uma nova visão sobre o papel da agricultura, voltada a auxiliar na manutenção da biodiversidade. Nesta perspectiva, a agroecologia emerge como ciência capaz de fornecer fundamentos e práticas de produção condizentes com a conservação da biodiversidade assim como dos chamados serviços do ecossistema.