UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FACULDADE DE FILOSOFIA, CIÊNCIAS E LETRAS DE RIBEIRÃO PRETO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENTOMOLOGIA

“Paisagens agrícolas funcionais: Modelagem como ferramenta para a conservação de polinizadores e bem-estar social”.

Tatiana Machado de Souza

Tese apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo, como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Ciências, obtido no Programa de Pós-Graduação em Entomologia

Ribeirão Preto - SP

(2019)

UNIVERSIDADE DE SÃO PAULO
FACULDADE DE FILOSOFIA, CIÊNCIAS E LETRAS DE RIBEIRÃO PRETO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ENTOMOLOGIA

“Paisagens agrícolas funcionais: Modelagem como ferramenta para a conservação de polinizadores e bem-estar social”.

Tatiana Machado de Souza

Tese apresentada à Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras de Ribeirão Preto da Universidade de São Paulo, como parte das exigências para obtenção do título de Doutor em Ciências, obtido no Programa de Pós-Graduação em Entomologia.

Orientador: Prof. Dr. Danilo Boscolo

Co-orientadora: Prof^a. Dr^a Blandina F. Viana

Ribeirão Preto - SP

(2019)

Autorizo a reprodução e divulgação total ou parcial deste trabalho, por qualquer meio convencional ou eletrônico, para fins de estudo e pesquisa, desde que citada a fonte.

Souza, Tatiana Machado de

Paisagens agrícolas funcionais: Modelagem como ferramenta para a conservação de polinizadores e bem-estar social, 2019.

90 f. : il. ; 30 cm

Tese de Doutorado, apresentada à Faculdade de Filosofia Ciências e Letras de Ribeirão Preto/USP. Área de concentração: Entomologia.

Orientador: Danilo Boscolo.

1. Cultivos ambientalmente amigáveis. 2. serviços ecossistêmicos. 3. Orgânico. 4. Dinâmica de paisagens 5. Simulação de cenários.

À minha família querida e ao meu amado
companheiro de vida

En medio del invierno descubri que había,
dentro mío un verano invencible
(Albert Camus)

Agradecimentos

À CAPES pelo suporte financeiro. Ao CNPq pela bolsa de doutorado sanduíche no exterior.

Ao Prof. Dr. Danilo Boscolo pela orientação, tanto acadêmica quanto emocional destes 7 anos em que trabalhamos juntos. Agradeço pela confiança e apoio que sempre me ofereceu, assim como pela amizade e cuidado. Muito obrigada Dan!

À Profª Drª Blandina Felipe Viana por toda orientação e apoio desde o mestrado. Agradeço muito pela oportunidade e por toda a confiança depositada nestes anos.

Al Profesor Dr. Lucas Alejandro Garibaldi, por recibirme en su instituto y hacer todo lo posible para ayudarme y apoyarme con mi tesis. Gracias por ser una persona tan increíble e inspiradora.

Aos professores Alexandre Igari e Helena Maura Torezan pelas contribuições inestimáveis durante as reuniões de conselho consultivo.

Aos professores Luciano Lopes e Patrícia Ferreira pela ajuda, orientações e amizade. Vocês são muito queridos.

Aos ICs e pós-graduandos do Laboratório de Ecologia e Análise de Paisagens (LEAP) pela ajuda, ótimos momentos de coleta e por serem pessoas tão legais.

Al IRNAD - Instituto de Investigación de Recursos Naturales, Agroecología y Desarrollo Rural y sus increíbles investigadores por su apoyo, conversaciones y contribuciones. A las personas hermosas que estuvieron conmigo en La Gloria. Muchas gracias en especial a Juli, Quimi, Ivi, Margarita, Claudia, Fer, Marcos, Caro y Adrián por la amistad mas allá del trabajo.

A Dulce Sol Gomez Carella, mi rayito de sol, por ser mi familia en Bariloche, por escucharme, por los cafés, por todo el intercambio de alegrías y malas ondas y por el inolvidable cariño.

A Gabriela y Raul por la linda amistad, por las tortas, enseñanzas, nietos, gatos, perros y frambuesas. Siempre los voy a amar.

A Rafaela Lorena dos Santos e Eduardo Freitas Moreira pelas conversas, companheirismo, cuidado, passeios e carinho com o qual me trataram durante nosso ano vivendo juntos. Obrigada por descobrirem um pedaço novo do mundo comigo!

A Juliana Hipólito pela excelente ajuda com as análises, e a Arthur por vocês terem sido também parte da nossa família em Bariloche.

A Bárbara Nobrega Rodrigues pelas orientações, cumplicidade e amor destes 13 anos de amizade. A Rafael Antônio Covre por ser esse amigo tão incrível há tanto tempo, por toda a ajuda com meus problemas computacionais e por todo carinho.

A Guilherme Fracacio por toda ajuda em campo, e por ser o melhor biólogo da USP. À Juliana Takata, Ana Maria Nievas e Nanda Lima pela amizade, carinho, apoio e por alegrarem meus dias em Ribeirão Preto.

A meus maravilhosos pais, Marcos e Helenice que tanto me apoiaram, mesmo à distância. Muito obrigada pai e mãe, pela torcida, por sempre mostrarem alegria por cada passo dado nesta caminhada. Obrigada pelo amor e pela amizade. Tenho a mais imensa sorte/bênção de ter pais tão incríveis.

Aos meus irmãos amados, Beatriz, Vinícius e Julia, por fazerem cada dia meu um pouco mais feliz. Por se interessarem pelo meu trabalho, por se divertirem com as “coisas de biólogo”, pelo amor e pela amizade. Também sou muito sortuda/abençoada de termos nascido todos na mesma familinha.

Ao amor da minha vida, Thymon, por ter acreditado desde o começo que isso seria possível, por nunca duvidar, por estar ao meu lado presencialmente ou à distância. Muito obrigada por todo amor, dedicação e apoio. Meu coração de Piruma é só seu.

Á Deus, pela minha vida e de todas essas pessoas incríveis, por ser tão maravilhoso comigo, por todo carinho nos pequenos detalhes.

Finalmente, agradeço aos incríveis produtores rurais que concordaram em dispor de seu tempo para me contar sobre como viviam e se sentiam. Por seu trabalho impressionante como agricultores familiares, pelos ensinamentos que levarei por toda vida. Por olhar a vida de uma maneira diferente. Nada disso seria possível sem vocês. Muito obrigada!

Sumário

1. Resumo.....	9
2. Abstract	10
3. Introdução Geral.....	11
4. CAPÍTULO I - Socioeconomic evaluation of conventional and environmental-friendly farmers in southeastern Brazil	16
4.1. Abstract	17
4.2. Highlights.....	17
4.3. Introduction	18
4.4. Material and methods	19
4.4.1. Study area.....	19
4.4.2. Data collection- Socioeconomic evaluation	20
4.4.3. Data Analysis	22
4.5. Results	25
4.6. Discussion	30
4.7. Acknowledgements	35
4.8. References	36
5. CAPÍTULO II - Dinâmica da paisagem e modelagem de cenários futuros para conservação do serviço de polinização	41
5.1. Resumo.....	41
5.2. Introdução	42
5.3. Material e Métodos.....	44
5.3.1. Área de Estudo	44
5.3.2. Preparação das imagens	45
5.3.3. Escolha de períodos e Análise das matrizes de transição com MOLUSCE.....	47
5.3.4. Modelagem de potencial de transição - Redes neurais artificiais.....	48
5.3.5. Modelagem de cenários futuros - autômatos celulares.....	49
5.3.6. Validação dos modelos de simulação.....	50
5.3.7. Métricas de Paisagem.....	51
5.4. Resultados	52
5.4.1. Matrizes de transição.....	52
5.4.2. Validação.....	57

5.4.3. Simulação e análise de dinâmica.....	57
5.5. Discussão.....	62
5.6. Referências.....	67
5. Discussão Geral.....	75
6. Referências Bibliográficas	78
ANEXO I.....	83
ANEXO II	88
ANEXO III	89

1. Resumo

A produção mundial de alimentos possui um *trade-off*, ou conflito de escolha, de grande relevância. Este conflito se dá porque as grandes áreas agrícolas são altamente produtivas, porém exaurem os recursos naturais que tornam possível essa alta produção. O modo de cultivo característico dos agronegócios prejudica a fertilidade do solo, a qualidade da água, a disponibilidade de polinizadores, e até mesmo a diversidade genética dos vegetais, que ajuda a manter a segurança alimentar. Dessa forma, este tipo de agricultura causa sérias perdas ecossistêmicas a longo prazo, prejudicando a própria produção de alimentos. Busca-se então encontrar meios financeiramente viáveis e ambientalmente amigáveis de produção de alimentos. Sendo assim, com este trabalho objetivamos realizar uma avaliação socioeconômica e estrutural da paisagem para a região do corredor Cantareira-Mantiqueira de forma a identificar maneiras de fomentar cultivos amigáveis ao meio ambiente. Pretendemos ainda ter em foco os efeitos da estrutura da paisagem nos serviços ecossistêmicos. Para tanto, utilizamos a aplicação de questionários realizados com produtores rurais da região de estudo, além de dados sobre a diversidade de visitantes florais e características da paisagem. Além disso, realizamos análises de dinâmica da paisagem para compreender seu processo de uso e ocupação do Solo, além de uma simulação para o ano de 2027. As análises socioambientais mostraram um forte componente cultural nas decisões de plantio dos produtores, sendo um efeito a ser considerado para aplicação de políticas de incentivo à agricultura amigável ao meio ambiente. A região mostra um tipo de dinâmica que propicia a adoção de estratégias de planejamento focadas em *land sharing*. Pequenos cultivos familiares adjacentes à áreas de floresta parecem representar vantagens para a manutenção da produção agrícola sem perder os serviços ecossistêmicos necessários ao cultivo. No entanto, salientamos a importância da manutenção das áreas de floresta nativa, que são fonte de recursos para polinizadores e mantém os serviços ecossistêmicos regionais. Sendo assim, um planejamento da área em questão deve considerar suas características particulares e seu contexto para que se possa obter cenários positivos tanto para os ambientes cultivados quanto para a biodiversidade local

Palavras chave: Cultivos ambientalmente amigáveis, serviços ecossistêmicos, orgânicos, dinâmica de paisagens, simulação de cenários.

2. Abstract

World food production has a major *trade-off*. This conflict occurs because the large agricultural areas are highly productive, but cause exhaustion of the natural resources that make this high production possible. The cultivation mode characteristic of agribusiness threatens soil fertility, water quality, pollinators availability, and even plant genetic diversity, which helps to maintain food security. Thus, this type of agriculture causes serious long-term ecosystem losses, damaging the food production itself. So, scientists try to find financially viable and environmentally friendly means of food production. Thus, with this work we aim to carry out a socioeconomic and structural assessment of the landscape for the Cantareira-Mantiqueira corridor region in order to identify ways to foster environmentally friendly crops. We also intended to focus on the effects of landscape structure on ecosystem services. For this, we used the application of questionnaires conducted with farmers in the study region, as well as data on the diversity of floral visitors and landscape characteristics. In addition, we performed landscape dynamics analyses to understand the area's land use/cover and occupation process, as well as a simulation for the year 2027. The socio-environmental analysis showed a strong cultural component in the farmers' planting decisions, being an effect to be considered to apply environmentally friendly agriculture incentive policies. The region shows a kind of dynamic that allows the adoption of planning strategies focused on *land sharing*. Small family farms adjacent to forested areas seem to be beneficial for maintaining agricultural production without losing the ecosystem services needed for cultivation. However, we reinforce the importance of maintaining native forest areas, that are a source of resources for pollinators and maintain regional ecosystem services. Therefore, planning the studied landscape should consider its particular characteristics and context so that positive scenarios can be obtained for both cultivated environments and local biodiversity.

Keywords: Environmentally friendly crops, ecosystem services, organic, landscape dynamics, scenario simulation.

3. Introdução Geral

O uso antrópico da Terra tem modificado as paisagens naturais já há milhares de anos. Desde plantações e construções simples, até a grande expansão urbana contemporânea, a influência humana tem transformado florestas, rios, campos, e demais ambientes naturais, em paisagens que geram algum retorno, especialmente financeiro, para as populações humanas (Defries et al., 2004a; DreFries et al., 2004b). Embora as práticas de uso do solo sejam bastante variadas ao redor do mundo, um padrão é discernível, buscam-se recursos naturais para suprir necessidades humanas básicas e imediatas além dos desejos de consumo humanos, e geralmente isso leva à degradação ambiental (Foley et al., 2005).

Podemos citar como exemplo os ciclos biogeoquímicos que se transformam a partir do manejo antrópico, como a alteração gerada no ciclo hidrológico para facilitar irrigações de cultivos, e para consumo doméstico (Postel et. al., 1996; Vörösmarty et al., 2000). Além disso há a alteração na qualidade do ar e da água, devida ao uso de fertilizantes e poluentes característicos das cidades e plantios (Matson et al., 1997; Bennett et al., 2001).

O uso da terra de maneira desmedida e intensa também trouxe a fragmentação de habitats, com decorrente perda de biodiversidade animal e vegetal, degradação dos solos e da água e uma superexploração das espécies nativas (Pimm & Raven, 2000) fazendo com que houvesse uma relevante perda nos serviços ambientais disponíveis, assim como uma ameaça à sua manutenção a longo prazo (Foley et al., 2005). Dessa forma, é possível, ainda, perceber que o uso excessivo da terra é decorrente de uma intensa demanda humana pelos recursos e serviços do ambiente natural (Foley et al., 2005).

É importante salientar que definimos os serviços ambientais a partir da noção antropocêntrica dos “benefícios naturais para as pessoas”, ou seja, “serviços” ambientais se referem à capacidade dos processos e componentes naturais de proverem bens e serviços que satisfaçam as necessidades humanas direta ou indiretamente” (De Groot, 1992). Em decorrência do aumento mundial da população humana, a necessidade de serviços e bens ambientais e a degradação da biosfera tem apenas aumentado, sendo que as atividades humanas de uso da terra já haviam se apropriado de quase metade da produção ecossistêmica global ainda nos anos de 1980 (Vitousek et al., 1986).

Toda esta pressão sobre serviços e funções ecossistêmicas, e seu decréscimo a partir das próprias atividades humanas tem feito com que a conservação dos serviços, bens e funções das paisagens um assunto grandemente discutido nas ciências ambientais (Daily, 1997; MEA, 2003). Se considerássemos os cultivos e pastos conjuntamente, eles se tornariam o “bioma” de maior território no planeta, ocupando 40% da superfície terrestre (Ramankutty e Foley, 1999;

Asner et al., 2004). Embora a produção de grãos e demais cultivares seja bastante produtiva (excedendo 2 bilhões de toneladas ao ano; Mann, 1999), é também extremamente dependente das tecnologias da “Revolução Verde”, incluindo pesticidas, fertilizantes, mecanização e irrigação (Matson et al., 1997; Wood et al., 2000).

Sendo assim, ainda que o modelo atual de agricultura seja bem sucedido em aumentar a produção de alimentos, ele gera danos ambientais extensivos, como prejuízos à qualidade da água (Matson et al., 1997; Bennett et al., 2001; Pimm & Raven, 2000), salinização de terras irrigadas, causando um prejuízo de aproximadamente 1.5 milhões de hectares de terras aráveis ao ano, o que seria equivalente à 11 bilhões de dólares em perdas produtivas (Wood et al., 2000). Além disso, pelo menos 40% das terras agrícolas mundiais sofrem com algum grau de erosão do solo, e redução em sua fertilidade (Wood et al., 2000).

Adicionalmente, a perda de ambientes nativos afeta a produção agrícola, porque causa degradação dos serviços de polinização, afetando particularmente a polinização por abelhas. A perda de polinizadores ocorre porque o ambiente fragmentado não é capaz de suprir as necessidades dos animais polinizadores, tornando escassos os recursos alimentares (ou inconstantes, no caso de áreas agrícolas que possuem floração massiva durante um curto período de tempo) e também os recursos de nidificação necessários à manutenção das espécies (Kremen et al. 2002; Ricketts et al. 2004). Portanto, o manejo das agriculturas modernas representa um *trade-off* (conflito de escolha), porque tem trazido aumentos na produção em detrimento da sustentabilidade do sistema.

O *trade-off* da produção de alimentos se baseia no fato de que as grandes áreas agrícolas acabam por produzir em grande quantidade, exaurindo os recursos que tornam possível essa alta produção, como a fertilidade do solo, a qualidade da água, a disponibilidade de polinizadores (Garibaldi 2011). Ainda, ameaça a diversidade genética dos vegetais, que ajuda a manter a segurança alimentar impedindo a existência de plantas geneticamente muito similares e igualmente susceptíveis às doenças. Além disso, quanto mais a agricultura convencional avança, mais se torna dependente dos defensivos, fertilizantes e tecnologia para substituir os serviços ecossistêmicos perdidos pela própria expansão da agricultura (Foley, 2005, Garibaldi 2011)

Dessa forma, este tipo de agricultura causa sérias perdas ecossistêmicas a longo prazo, prejudicando a própria produção de alimentos (Foley et al., 2005). Se não forem tomadas medidas que combatam os efeitos da forma atual de uso do ambiente, a humanidade acabará por exaurir os bens e serviços ambientais com ainda mais intensidade, enquanto simultaneamente tornam reduzida a capacidade da terra em produzir alimentos, manter recursos

hídricos e florestais, e regular o clima e a qualidade do ar (Foley et al., 2005). Isto porque cada uma dessas características é diretamente relacionada à resiliência do ambiente, que dificilmente conseguiria ser acessada com um uso tão intensivo do ambiente natural, seus bens e serviços (Foley et al., 2005).

Para enfrentar os desafios ambientais citados acima, é necessário lidar com o equilíbrio entre as demandas humanas imediatas e a manutenção da capacidade ecossistêmica em manter os bens e serviços dos quais precisamos para o futuro (DeFries et al., 2004b; MEA, 2007; Tscharnkte et al., 2005; Garibaldi et al. 2011). Estudos em escala local tem mostrado que é possível gerar um balanço positivo entre os 3 tipos de benefícios, como visto no trabalho de Ricketts e colaboradores (2004) realizado em cultivos cafeeiros. Neste estudo dados mostram que a manutenção de áreas de floresta nativa dentro de um raio de 1 km pode beneficiar os cultivos de café através do fornecimento de polinizadores nativos, que podem aumentar em até 20% a produção de frutos de café, reduzindo ainda a frequência de grãos defeituosos, o que aumenta ainda mais o aproveitamento produtivo.

Dentre os serviços ambientais de maior importância para as áreas agrícolas a polinização se destaca. Sabe-se que grande parte das plantações mundiais de maior valor agregado (como frutas e café) depende amplamente dos serviços de polinização, fazendo com que qualquer modificação na paisagem que gere uma diminuição na presença dos polinizadores venha a influenciar a produtividade agrícola, tornando reduzida sua capacidade potencial de produção (Aguilar et al. 2006; Garibaldi et. al., 2014; Klein et al., 2007; Ricketts et al., 2008). Com o declínio global no número de polinizadores, o sucesso reprodutivo vegetal (seja de plantas cultivadas ou nativas) tem diminuído de forma alarmante, em decorrência da limitação na quantidade de pólen recebido pelas flores (Ashman et al. 2004; Burd, 1994).

Existem dois motivos principais para que uma espécie vegetal não seja apropriadamente polinizada: A flor pode receber pólen de baixa qualidade, e isso pode levar a uma reduzida frutificação ou produção de sementes, mesmo que o serviço de polinização seja suficiente (Aizen & Harder, 2007; Sapir & Mazzuco, 2012). Ou ainda, pode ser devido a uma limitação na quantidade de pólen que chega ao estigma devido aos serviços de polinização insuficientes (Potts et al. 2010). Com a notória redução no número de espécies de polinizadores, é possível notar o crescente déficit de polinização tanto nas áreas naturais quanto nas áreas agrícolas. (Klein, et al. 2007)

Dentre as causas da redução no número de espécies de polinizadores, a perda e a fragmentação de habitats devido a alterações antrópicas se destacam. Uma síntese quantitativa de 54 estudos mostra que a fragmentação e a perda de habitats estão entre os fatores mais

relevantes de efeito negativo na riqueza e abundância das espécies de polinizadores (Winfree et al., 2009). O aumento das modificações antrópicas nos ecossistemas naturais afeta diretamente as interações entre plantas e polinizadores, através de diversos distúrbios ambientais, incluindo degradação, perda, fragmentação, intensificação agrícola e introdução de espécies exóticas (Potts et al. 2010).

A fragmentação e perda de habitats decorrentes da degradação causada pelas grandes áreas de cultivo levam a um declínio na polinização, porque causa a exclusão das populações de polinizadores, afetando ainda mais as espécies que dependem de polinização cruzada (Cunningham 2000; Winter et al. 2008). Esta diminuição nas populações de polinizadores leva, ainda, a um colapso nas redes de polinização (Cunningham 2000; Klank et al. 2010; Pauw 2007).

Além de considerarmos a polinização em si, a diferença entre polinizadores nativos e abelhas exóticas (principalmente do gênero *Apis*) deve ser levada em conta, pois existem pelo menos 17.000 espécies de abelhas nativas no mundo (Michener, 2007), das quais grande parte visita cultivos (Delaplane & Mayer, 2000; Klein et al., 2007) e contribui substancialmente para sua polinização, como por exemplo do café (Klein et al., 2003), da melancia (Kremen et al., 2002; Winfree et al., 2007) do girassol (Greenleaf & Kremen, 2006) e da canola (Morandin & Winston, 2005), entre diversas outras.

Alguns plantios, ainda, dependem inteiramente dos animais polinizadores para reprodução, sendo que sem os polinizadores, sua produção poderia apenas ocorrer com auxílio humano, via polinização manual. Um desses cultivos inteiramente dependentes de polinização animal é o cacau, que é uma das variedades mais rentáveis para países tropicais, incluindo o Brasil, assim como o kiwi, o maracujá, além da castanha do Pará e da macadâmia (Klein et al., 2007).

As abelhas nativas, portanto, conseguem tornar disponível o pólen para os cultivos, beneficiando-os e fazendo com que sofram menos riscos quanto à falta do serviço de polinização. Além disso, abelhas nativas podem agir para aumentar a eficácia das abelhas do gênero *Apis* em alguns casos, como no cultivo de girassol, onde a presença de abelhas nativas aumentava as taxas de polinização cruzada por *Apis mellifera* (Greenleaf & Kremen, 2006). Portanto, conhecer a importância representada por essas espécies nos custos e benefícios dos cultivos humanos, assim como a maneira com a qual sua presença e manutenção se relacionam com a estrutura da paisagem, é primordial para o planejamento das áreas agrícolas (Winfree et al., 2011). Adicionalmente, a maior parte dos cultivos testados com e sem polinizadores

mostraram um aumento na produção entre 5-50% como resultado da polinização animal (predominantemente abelhas) (Klein et al., 2007).

Para que os cultivares mantenham-se produtivos, com polinização e demais serviços ambientais disponíveis, agriculturas amigáveis ao meio ambiente, como orgânicas, biodinâmicas, agroflorestais etc. apresentam resultados promissores tanto na manutenção dos serviços ecossistêmicos quanto na produtividade das áreas agrícolas (Hipolito et. al 2016, Hipolito et. al, 2018). Áreas agrícolas com práticas amigáveis aos polinizadores tem potencial para gerar cenários vantajosos tanto ambientalmente quanto economicamente, porém é necessário também levar em conta as necessidades dos agricultores, em especial de pequenas propriedades pobres em recursos (Pretty, 2003; Steward et al., 2014), que são altamente prejudicadas pela perda de serviços ecossistêmicos, e tem difícil acesso a tecnologias substitutas.

Portanto as estratégias que visam alcançar um sistema de produção “ótimo”, devem focar em efeitos múltiplos e sinérgicos que interferem na manutenção dos cultivares à longo prazo (Gutzler et al., 2015). Desta forma, o pluralismo metodológico, ou seja, o estudo de fenômenos, em especial os sociais, a partir de metodologias de diversas áreas é muito interessante para se lidar com dados sociais e ecológicos conjuntamente, já que leva em conta as diversas dimensões a serem analisadas (Howarth & Farber, 2002; Laurila-Pant et al.,2015). É possível com o pluralismo metodológico quantificar os *trade-offs* ou sinergias entre os benefícios para conservação, produção e produtores (Fischer et al., 2008; Foley et al., 2005; Laurila-Pant et al., 2015; Pretty et al., 2006; Pretty, 2003).

Sendo assim, as perguntas que dirigem este trabalho são: (a) Quais fatores podem influenciar na adoção de um sistema de manejo agrícola convencional ou amigável ao meio ambiente? (b) Como é a dinâmica de mudanças da estrutura da paisagem de estudo ao longo do tempo e como isso pode se relacionar com a provisão de serviços ambientais? Portanto, objetivamos com este trabalho realizar uma avaliação socioeconômica dos produtores ambientalmente amigáveis e convencionais da área de estudo, e a dinâmica da paisagem para identificar melhores maneiras de gerir a área em questão, considerando o serviço de polinização. Dessa forma pretendemos ainda gerar dados úteis para o planejamento da área de forma acessível a produtores e tomadores de decisão.

4. CAPÍTULO I - Socioeconomic evaluation of conventional and environmental-friendly farmers in southeastern Brazil

Tatiana Machado

universidade de são paulo - faculdade de filosofia ciências e letras de ribeirão preto - graduate program in entomology Departamento de Biologia. Av. Bandeirantes, 3900, FFCLRP depto. Biologia. Vila Monte Alegre. - Ribeirão Preto, SP - Brasil
tatianamachado@usp.br

Danilo Boscolo – *corresponding author*

universidade de são paulo - faculdade de filosofia ciências e letras de ribeirão preto, Departamento de Biologia. Av. Bandeirantes, 3900, FFCLRP depto. Biologia. Vila Monte Alegre. - Ribeirão Preto, SP - Brasil
Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estudos Inter e Transdisciplinares em Ecologia e Evolução – INCT IN-TREE
danilo.boscolo@usp.br

Lucas Alejandro Garibaldi

instituto de investigaciones en recursos naturales, agroecología y desarrollo rural (IRNAD), Sede Andina, Universidad Nacional de Río Negro (UNRN) and Consejo Nacional de Investigaciones Científicas y Técnicas (CONICET), Mitre 630, PC 8400, San Carlos de Bariloche, Río Negro, Argentina.
lgaribaldi@unrn.edu.ar

Blandina Felipe Viana

universidade federal da bahia, Instituto de Biologia, Departamento de Zoologia.
Rua Barao de Geremoabo s/n, Ondina - Salvador, BA – Brasil
Instituto Nacional de Ciência e Tecnologia em Estudos Inter e Transdisciplinares em Ecologia e Evolução – INCT IN-TREE
blande.viana@gmail.com

4.1. Abstract

Conventional agriculture has been successful in increasing food production, although at the expense of extensive environmental damage. During the past decades, many environmental-friendly agricultural systems have also achieved high productivity; however, the factors that predispose farmers to become more environmental-friendlier remain unclear. Aiming to fill this gap, we have evaluated the socio-economic and environmental factors influencing the adoption of environmental-friendly or conventional farming. For this purpose we interviewed 31 farmers from the region of Cantareira-Mantiqueira (São Paulo – Brazil) and evaluated their answers considering indicators within 6 assets (human, natural, social, physical, financial, and cultural). We estimated generalized linear models with the production system (environmental- friendly or conventional) as a response variable (binomial error distribution) and the socio-economic indicators as predictors. We found that the best predictive models combined the 5 following indicators, ordered according to decreasing importance: tenure system, religion, wild animals sighted, number of family members working in the farm, and the presence of technical assistance. Surprisingly, none of them were related to the financial asset, and the yield of environmental-friendly and conventional farms was not significantly different. We suggest that most of those factors are mainly related to the way farmers learned the cropping process from their parents. However, when asked, most of the farmers showed willingness for the transition to more environmental-friendlier agricultural practices, if they have had support for this change. Finally, we believe that shifts from a conventional agricultural system to a more sustainable one require the integration of efforts in which the government plays a key role, promoting farmers' engagement and giving financial support, which is a critical driver in achieving this transition.

Keywords: Sustainable agriculture, decision making, assets, socioeconomic survey, environmental-friendly practices

4.2. Highlights

- Financial asset was not the principal factor influencing the farmer's choice on plant conventional or environmental-friendly crops
- The production system seems to be related to the cultural learning and heritage

- Yield in the study area is not significantly different between environmental-friendly and conventional crops
- Farmers are willing to change to environmental-friendly cropping as long as they have enough support for this

4.3.Introduction

The conventional agricultural model is characterized by the use of large amounts of fertilizers and pesticides. Conventional ways of cropping have been successful in increasing food production, however it generates extensive environmental damage such as reduced water quality (Matson et al., 1997; Bennett et al., 2001; Pimm & Raven, 2000) and salinization of irrigated land. This causes the loss of approximately 1.5 million hectares of arable land per year, which would be equivalent to 11 billion dollars in productive losses, being thus an unsustainable agriculture model (Wood et al., 2000). On the other hand, environmental-friendly practices is one of the best known alternative agricultural systems to conciliate food production and biodiversity conservation, with well-recognized benefits to soil, environment, provision and stability of ecosystems' services, health and economic conditions of farming communities (Mäder et al., 2002; Badgley et al., 2007; Forster et al., 2013). There is also pieces of evidence that environmental-friendly farms favours both maintenance of ecosystem services and crops yields (Hipólito et al., 2016, Hipólito et al., 2018).

Although environmental-friendly agriculture is quite promising, to modify the agricultural basis of our food systems requires a reasonable amount of changes at all levels of the food production chain (SAI, 2015). There is a surprisingly low quantity of studies that asses socioeconomic issues in a way that could be used as basis for decision making (Garibaldi et al., 2016; Reganold & Wachter, 2016; Loevinsohn et al., 2013; Crowder & Reganold, 2015). As we have a limited evidence base, there is limitation on the capacity of policy-making and science to advocate for sustainable agricultural changes (Garibaldi et al., 2016). There's another crucial part to be considered in order to modify our way of food production driver to be investigated regarding to peoples' mindsets and the way they work together, being farmers, agri-suppliers, food processors, consumers, policy makers etc. (SAI, 2015). Field data is extremely important to understand these processes because it allows the approximation between multi stakeholders (farmers, researchers and policy makers), and lead us to the assessment of the direct needs and decision conflicts of the farmers for the adoption of a sustainable agricultural practices.

Brazil is known for its position as one of the leading countries in agricultural production and food exportation, and yet, the holder of the largest tropical patrimony on earth (Paulino, 2014). The Brazilian biodiversity is crucial for the maintenance of global water and air supplies, and also for world climate regulation (Paulino, 2014). This makes it impossible to separate the environmental questions of the agrarian management, especially because of the tendency of Brazilian conventional farmers to use high amounts of pesticides in a particularly damaging way (Oliveira, 2010). The country is one of the largest world's consumers of agrochemicals in the world, which are known to be related to water, soil and food contamination (Carneiro et al., 2015, Albuquerque et al., 2016).

Since the public policies of the “green revolution” in the 1960s, the spread of pesticides was quick and has come to be considered indispensable for many Brazilian farmers (Waichman et al. 2007). Considering the worldwide importance of Brazilian biodiversity and agricultural production, it is very important to understand the socioeconomic factors that could change the farmers' choices for their crop management approach.

Changing management techniques from conventional to sustainable production systems can be a good viable alternative for farmers, offering higher value-added of production and lower production costs, while helping to reduce the adverse effects of intensive agriculture on the environment (Fairweather 1999, Garibaldi, 2016, Kremen et al. 2018). Because farmers' decision-making in crop management is influenced by economic and social contexts, policy interventions to support increases in environmental-friendly farming need to consider why farmers do or do not adopt environmental-friendly techniques (Fairweather, 1999). Thus, understanding the motivation of farmers for the adoption of their specific set of agricultural management practices is crucial to design suitable policy directives (Fairweather, 1999). In this study we aimed to make a diagnosis of the socio-economic and environmental factors influencing the adoption of environmental-friendly and/or conventional management practices by Brazilian farmers in order to foster appropriate policy development.

4.4. Material and methods

4.4.1. Study area

The study was conducted in São Paulo state (Brazil) between two important mountain ranges: "Serra da Cantareira" and "Serra da Mantiqueira", a region considered as a potential corridor linking large fragments of the Atlantic Forest biome. This region is considered a

priority conservation area, but over the years it has suffered intense anthropic pressure due to land use changes. Among these changes are the increase of eucalyptus plantations carried out on slopes - where most remnants of the forest can be found; agriculture; urban expansion characterized by irregular occupation, real estate development areas and tourism. The selection of the study areas was based on land cover and use maps generated from high resolution satellite image, using remote sensing techniques and geographic information systems (GIS) and with manual and supervised classification. From these maps we drew random points and, when necessary, confirmed them in field to correct classification errors. Then, we selected circular landscapes from these maps with 5km radius at least 3km apart from each other, considering a landscape gradient varying from 16% to 69% of forest cover. Then, we applied questionnaires to the farmers inside of this area in order to perform a socioeconomic evaluation. The questionnaires were carried out in family farms with various types of food crops and management strategies that range from very intensive conventional practices to environmental-friendly and syntropic agriculture. Among the species cultivated in the region we can mention chayote, ginger, atemoya, peach, lychee, grape, coffee and other various vegetables. The landscapes surrounding these farms were also very diverse in composition and land use, with varying dominance of forests to open pastures, several small scattered crop areas, and *Pinus* and eucalyptus plantations. For this study we chose 31 points of this region considering a forest proportion gradient. The number of areas correspond to all the farms inside the evaluated study area where the farmers agreed to participate in the study.

4.4.2. *Data collection- Socioeconomic evaluation*

Field questionnaires were carried out to evaluate the diverse assets related to the production and decision making of the farmers, as defined by Nelson and collaborators (2010) and Pretty (2008). Here, we consider “asset” as a stock of materials or information that exists at a point in time (Constanza et al., 1997). The questionnaires had at least 6 questions for each asset evaluated: human, natural, financial, physical, cultural and social.

For inference of the human asset, indicators of each individual's ability to contribute to labour productivity and ability to manage land (knowledge, health and nutrition) were measured (Nelson et al., 2010). The questionnaire included questions about formal education, type of work, family participation in cultivation, and the importance that farmers gave to bees. The natural asset is relative to environmental stocks. In this category, we made an evaluation of the environmental-friendly practices in each area, as well as the richness and abundance of species

of floral visitors. We also evaluated the proportion of natural areas and the heterogeneity of habitats using the program QGIS Geographic Information System (2019).

For the financial asset we focused on the resources accessible to rural producers, such as access to money, credit, income and annual profit. For the physical asset we asked about the material resources that make the work more productive (infrastructure, transportation and irrigation, etc.). Within the physical asset we sampled data on the type of production system, the agricultural inputs used and possible improvements, such as equipment that facilitates the production. The social asset measures the social links that could facilitate the productive system, such as agricultural associations, the presence of agronomists or the presence of distinct marketing strategies. For the cultural asset, Berkes & Folke (2000) considers it to be the accumulation of different values, ecological and traditional knowledge, needs, social preferences, ethics and environmental philosophy that alone or together, determine how the human society interacts with itself and with the natural environment.

In addition to questions to infer the 6 assets, we asked the farmers about the reasons why they chose to manage their land as they do; that is, why do they plant conventional or environmental-friendly crops. We also questioned if they think that their choice may have influenced their quality of life. For example, how do they feel about the use or non-use of agrochemicals, if they think that this changes something in their quality of life or if they had a specific attachment with their way to plant, and why. In addition, we asked if they had interest in changing their crops to environmental-friendly techniques, and why they did it or not, in order to understand what they think about the drivers of change that lead them to plant in different ways.

For socio economical evaluation we interviewed 31 rural producers of food vegetables in nine cities of the study region (Figure 4.1) Bragança Paulista, Atibaia, Bom Jesus dos Perdões, Jarinu, Santa Isabel, Franco da Rocha, Joanópolis, Mairiporã and Nazaré Paulista. The interviews were conducted by two couples to avoid an influence of the interviewer's gender on the responses of the producers.

Figure 4.1. Area where interviews were conducted with rural producers in the region of Cantareira–Mantiqueira (São Paulo – Brazil).

4.4.3. Data Analysis

We performed a binomial modelling to evaluate which variables of the analysed assets best explain the use of sustainable or conventional crop management, with the dependent variable being the production system (conventional or environmental-friendly). Then, we perform a model selection for generalized linear models (glm) with all the variables analysed using AICc (corrected Akaike information criteria) at the R program (R version 3.5.1). Before the model selection, all explicative variables were tested according to the variance inflation factor (VIF) with the *vif* command of the car package (Fox & Weisberg, 2011). The VIF is a statistic that allows the detection of multicollinearity in the data, that is, the correlation between three or more independent variables. These calculations are made from the extent to which each

regression coefficient of the statistical model is "inflated" in relation to the situation in which the independent variables would not be correlated. If a variable had a VIF value exceeding 4.0, or by tolerance less than 0.2 then there is a problem with multicollinearity (Hair et al., 2010) and they were excluded from models.

After checking the factors that could be used in the model with *vif*, we performed the model selection using the *dredge* command of the MuMIn package (Barton, 2018) of the R program (Table 4.1). The dredge command provides a list of models with every possible combination of predictor variables, and give the values of AICc and AIC from them. With this result, we could evaluate the relative importance from each variable of the most explicative models. The relative importance of individual parameters was calculated using the model weights by summing the Akaike weights of all models that contain the parameters of interest. The relative importance of each variable was measured from the *importance* command, also from the MuMIn package (Barton, 2018).

Table 4.1. Predictor variables selected by the VIF used for model selection for generalized linear model (glm).

Family	Number of family members that work in the field	Human Asset
Wild animals	Number of animals sighted by the farmers in the crop region	Natural Asset
Forest cover	Proportion of forest cover in a 1 km radius around the crops	Natural Asset
Area (ha)	Crop area in Hectares	Physical asset
Tenure system	Type of tenure system of the farm. For example, if they own the land, or use it as partners with other farmers.	Social Asset
Technical assistance	Type of technical assistance (yes vs. no. If yes, which type? farm house, input shop, partner company, hired, relative or friend)	Social asset
Natural view	How they see the nature (good, bad or neutral).	Cultural asset
Religion	If they had a religion and/or participate in religious activities	Cultural asset

4.5. Results

The most explicative variables to explain crop management system were land tenure system (social asset), number of wild animals sighted (natural asset), religion (cultural asset), number of family members who help in the farm (human asset). The top 10 most explicative models can be seen in Table 2. The relative importance of each factor analysed in the models show that the most relevant factor is the land tenure system (Figure 4.2), being more common for the conventional producers to own the cropland (Figure 4.3). For environmental-friendly producers, the most frequent type of land tenure system is the tenant system (Figure 4.3).

The religious factor is visibly different for conventional and environmental-friendly producers (Figure 4.4), since all of the conventional producers stated to be religious, while there is a wider variation in the responses of environmental-friendly producers. In addition to this, the number of family members that help in the field and of wild animals declared by producers is also higher for conventional producers.

Table 4.2. Results of generalized linear model's selection (glm) showing the 10 best models to explain the production system (conventional or environmental-friendly) of the evaluated properties. The winning model with the lowest AICc was the one combining the factors Religion, Family, Tenure System and Wild animals. The null model showed a delta AICc of 7.48 in comparison with the best model.

Intercept	Area (ha)	Religion	Family	Technical Assistance	Tenure System	Wild Animals	df	logLik	AICc	Δ	Weight
-0.69		-1.96	-0.73		1.63	-0.29	5	-10.62	33.64	0	0.07
-1.58			-0.7		1.47	-0.27	4	-12.25	34.04	0.4	0.05
-1.45		-2.08			1.51	-0.26	4	-12.26	34.05	0.41	0.05
-0.82		-1.89	-0.59		1.12		4	-12.74	35.02	1.37	0.03
-2.51					1.34	-0.25	3	-14.19	35.28	1.63	0.03
-1.48		-1.99			1.05		3	-14.25	35.4	1.75	0.03
-0.96		-1.79		-0.47	1.2		4	-13.03	35.59	1.95	0.02
-0.74	-0.09	-2.24			1.41	-0.27	5	-11.65	35.7	2.06	0.02
-1.72			-0.61		0.99		3	-14.52	35.92	2.28	0.02
-1.75				-0.53	1.13		3	-14.68	36.24	2.6	0.02

Figure 4.2. Relative importance of each predictor variable of the production system (conventional or environmental-friendly) from the results of generalized linear models (glm). It can be observed that the tenure system was the most important variable, with 0.8 of relative importance in the explanatory capacity of models, followed by the importance of the religion and the number of family members who help in the field, both being more than 0.4 of importance.

Figure 4.3 Proportion of each type of tenure system for conventional and more sustainable production systems. The bars thickness represents the proportion of answers for each type of tenure system for each production system (environmental-friendly and conventional). We can note that, in general, conventional farmers frequently own croplands more than environmental-friendly producers that have tenant tenure system as the principal one.

Figure 4.4. Boxplots to show the variation of the data obtained for the most explanatory factors for the conventional or environmental-friendly production system (except land tenure system, which can be seen in Figure 3). The importance of the religion to conventional producers is greater than for environmental-friendly producers (where there is a greater variety of responses). For questions about the number of wild animal sightings, and the number of family members who help in the field, the values are higher for conventional farming than for environmental-friendly crops. Regarding technical assistance, there is variation in responses between conventional and environmental-friendly farmers.

4.6. Discussion

The main difference between sustainable and conventional crops seems to be related to either the cultural assets those regards to farmers' values and beliefs. Conventional farmers seem to have a strong connection with more conservative social and cultural ideas, being attached to traditions, including the crop management ones (Fertô and Forgács, 2009, Schultz et al. 2005). This traditional way of crops management was learned from their parents and is taught to their children, thus remaining culturally important to crop owners (SAI, 2015). For these reasons, they are expected to be less willing to swift from a traditional farming system to a new one. Nevertheless, when questioned, most farmers were willing to do transition for more sustainable practices.

Farmers' values and beliefs should be considered as a driver because they are correlated with farmers behaviour, influencing farmers' intention to adopt or not sustainable practices that can crops yield and reduces damage to the environment (Grunert & Juhl, 1995; Nordlund & Garvill, 2002; Schultz & Zelezny, 2003; Stern et al. 1999; Tankha, 1998). A sizeable amount of psychological research on environmental attitudes has focused on values, which are viewed as underlying determinants of more specific attitudes, behaviours, and beliefs (Olson & Zanna, 1993). The theories of planned behaviour (TPB) and of reasoned action (TRA) are frequently used to understand a great variety of peoples' behaviour about sustainable actions, as recycling behaviour (Knussen et al.2004; Ramayah et al.2012; Tonglet, Phillips, & Read, 2004), pro-environmental behaviour (de Leeuw et al.2015) and intentions to engage in environmental activism (Fielding, 2008). These two theories were also used in the context of agriculture to identify possible factors that may influence farmers' decision on conservation behaviour (Beedell & Rehman, 2000, 1999; Lynne et al.1995).

According to the TPB the best predictor of behaviour is intention that is determined by three socio-psychological constructs: attitude, subjective norm and perceived behavioural control (Borges et al.2016). This means that a person would have intention to perform a determined behaviour when they judge the outcomes of the behaviour as positive (attitude), when exists social pressure to perform this behaviour (subjective norm) and when the judge themselves capable of performing the behaviour (perceived behavioural control) (Borges et al.2016).The land tenure system can be related to conservatism and values that consider subjective norms which are connected to the importance that individuals give to their relevant people actions and opinions (Borges et al.2016; Ajzen 1991). This occurs because conventional farmers have inherited the land they own, and that makes them have some resistance to changes

in planting techniques. As expected, conventional farmers with an attachment to the land and conventional forms of planting, as well as a possible emotional connection to the way their parents and grandparents planted (de Snoo et al. 2013).

In this case, it may be harder to change their crop management because cultural background, traditions and habits all play against behaviour change (SAI, 2015; de Snoo et al. 2013). On the other hand, environmental-friendly farmers generally have no land of their own, and are often partners or tenants of the land on which they plant. Seeing that the connection with the land is different from the beginning, the farmers with environmental-friendly managements will probably be more open to change and to use different planting techniques than the conventional ones.

The factor linked to religion can also be considered connected to a more conservative view. Brazil is an extensively religious country, a common characteristic of the Latin American countries (Bruneau, 2012). Different religions and churches, specially catholic and pentecostal protestants, have a large political history performing a crucial role for the population community life and choices until today (Bruneau, 2012). Considering the reality of the country, it seems to make sense that more conservative farmers adopt conventional farming, also because religion is related to the values of conservatism and is very connected to tradition, conformity and security (Schultz et al. 2005). These traits frequently associated with religion offer a safe response to the individuals' conflictual choices, and a community that offers a sensation of security (Bruneau, 2012). These traits must not be ignored as they play a very important role at the farmer's life, and the social asset must be considered for future political actions that incentive more sustainable crop management. In this way, to promote a community sense must be a central part of these region environmental incentives.

As the natural proportion of forest did not differ between conventional and environmental-friendly areas, we hypothesized that the number of animals sighted would be similar. However, the animal sighting was larger in conventional crops than in environmental-friendly farms. In other studies the absence of pesticides generally makes it more common for animal sighting to be larger in more sustainable agriculture (Trewavas, 2001). Data from organic farming concluded that having a crop management without pesticides can increase the biodiversity on average by 30%, but there is a high variation between organisms groups and studies (Tuck et al. 2014).

Different organisms can have different responses to changes on farming techniques (Fuller et al. 2005) and to other landscape characteristics like heterogeneity of surrounding landscapes (Rundlöf and Smith, 2006) variations between the times since conversion of one

type of farming to another (Jonason et al., 2011) and the scale of the organic farming application, as field, farm or the whole landscape (Gabriel et al., 2010). Other important influence is the farms' spatial distribution. Those farms may present larger areas extensively managed with a larger proportion of permanent habitats, like grasslands (Rundlöf and Smith, 2006; Gabriel et al., 2009). Thus, to compare the biodiversity between farm managements without considering all of these factors reduce, for example, the chance to separate the influence of farming practices from that of soil conditions or landscape structures (Rundlöf et al. 2016).

Regarding the number of family members that help in the crops, the children of conventional farmers are more likely to stay with their parents to work in the field, and to maintain the same life style and cropping system. Eventually, the grandparents also stay working on the same estate. On the other hand, the children of environmental-friendly farmers usually study and have another profession not related to agriculture.

An interesting factor to highlight is that the profit of environmental-friendly and conventional farms did not differ statistically. This data tends to debunk the scepticism about environmental-friendly farming (de Ponti 2012). The results of comparative assessments of conventional and more sustainable production can be an incentive for the farmers that are interested on environmental-friendly crops. In this way, a crop owner who is willing to change their crop management techniques but doesn't believe that it is a suitable form of management, could use this data to manage their crops in a way that benefits both the farmer and the environment (Fairweather, 1999).

The profits were not significantly different between crop systems, and this may be due to the high selling price of environmental-friendly products and the planting dynamics of the region. In more sustainable crops, the producers generally inform us that they are sure they can sell all of their production, so they only produce the amount needed to achieve that. They claim to have no interest in increasing production because this does not generate an increase in income; in fact, it only produces surpluses that cannot be sold. The sales value for conventional products is low and has a high variation in the market, so the conventional farmers have more insecurity about their selling capacity, a statement frequently made by the questioned farmers.

However, it is important to point out that this result may be specific to this region of study due to its proximity to the São Paulo city, where there is a large number of consumers of products with high added value obtained from more sustainable crops. In addition, it is important to consider that most of the producers interviewed for this study are family farmers, and they plant in small areas. Other authors state that the farm size is a major factor influencing

the decision-making and effective implementation of environmental-friendly management (Riar et al. 2017).

A pattern can also be observed in the qualitative responses presented by the interviewed producers. For example, it was a common response of rural landowners who opted for environmental-friendly farming to have some negative experience of health hazards with agrochemicals. This is a common answer from many farmers in several other studies, showing the importance of health issues and rejection of agrochemicals from farmers around the world (Pryde 1981, Fairweather, 1999). Most of the interviewed farmers have a great dislike for the use of agrochemicals and point out the dangers of their use, but many of them point out that they are necessary, since there are no environmental-friendly products that can prevent agricultural pests efficiently (Fairweather, 1999).

The great majority of the producers both conventional and environmental-friendly also pointed out that the environmental-friendly crops have more difficult managements than conventional crops (Fairweather, 1999). It was also possible to see the great barrier imposed by the certifiers of environmental-friendly products, which require standards that are not reachable by the small or family producer unless they are part of an association of environmental-friendly farmers (farmers also pointed out that their neighbours must also be sustainable producers and associates to start planting in a more sustainable way).

It is clear that the producers of the region have knowledge about the utility and importance of the natural area as a source of environmental services, and also sympathizes with the idea of environmental-friendly cropping. Most of them had already considered changing their crop management to environmental-friendly farming. Therefore, despite all the difficulties that they point out, most of them are willing to change to environmental-friendly farming but need subsidies for that. Public policies that help improve more sustainable farming resources for producers farming is thus of crucial need to foster cropping culture change (Lee et al. 2016). However, producers have often cited the difficulty in obtaining government subsidies for family farmers. The National Program to Strengthening Family Farming (Pronaf) requires a large amount of documents that make the small producer, who could actually benefit from the program, give up and look for other forms of financing, or only opt for cheaper production choices that allow the saving of resources. This makes it impossible, for example, to invest in alternative crop management techniques.

An example of how the subsidy can change crop management can be seen in the crops from the city of Joanópolis – SP. This region has a Payment for Environmental Services project that protects the water sources through natural areas conservation (Chiodi et al. 2013). The

conventional and environmental-friendly farmers that are part of this program showed a great knowledge about the environmental services and conservation of natural areas. Other projects in this area also offered courses and investment to farmers who wanted to change the type of crop management from conventional to environmental-friendly, turning the city into one of the largest environmental-friendly farmers in the São Paulo state. In other parts of the world, the direct payment program for environmental-friendly farming was very important to encourage farmers to change from conventional farming techniques to more sustainable ones (Fairweather, 1999; Lee et al. 2016).

An interesting feature of the Joanópolis region is the cultivation in greenhouses (both conventional and environmental-friendly crops) that reduces the entrance of agricultural pests in the crop and facilitates their management. Farmers in this region seemed extremely pleased with their situation, because, since all of their production would be bough, they have a fixed income (by the Sakata Company, in the case of conventional seeds, or by “Fazenda Bela Vista”, a farm that works with many environmental-friendly partners, in the case of environmental-friendly products). This is an interesting point, given that the certainty of having buyers of their crops is among the main concerns of conventional farmers (Fairweather, 1999).

Despite considerable financial resources and scientific and administrative efforts put into the development, planning, and implementation of agri-environment schemes (AESs), a controversy exists concerning their outcomes (de Snoo, 2013). Although there are positive examples from across Europe that illustrate how dedicated conservation efforts can produce considerable ecological gains (Wrbka et al. 2008; La Haye et al. 2010; Baker et al. 2012; Pywell et al. 2012), many people involved in AESs believe that AESs are not always as beneficial as they could be, as the environmental advantages will be present for as long as the financial incentives exists (Boatman et al. 2010).

However, there are many mechanisms made to encourage people to alter their behaviour. The most known are: (i) economic and market based, (ii) economic and based on public contract, (iii) legal, or (iv) belonging to the societal moral (Williamson, 2000). Of these, market-based mechanisms are the most dynamic as they respond rapidly to volatile changes in supply and demand. The legislative approach (“command and control”) is also an interesting way to encourage sustainable behaviour (de Snoo, 2013). This mechanism can take years to be implemented, or even to fail at the implementation, but once in place and accepted by the stakeholders, its normative influence will last for as long as the legislation does (de Snoo, 2013). The great advantage of this technique is that only once new social norms have been embedded

within the community, there is a chance that the new behaviours will last for generations (Fielding et al. 2005; Primmer & Karppinen 2010).

Knowing these factors and their strong cultural and traditional component can help us to understand the dynamics of the region's agricultural population by helping us to understand the factors that can lead the producer to choose one type of land management or another. Because of the difficulties of the producers interviewed in the study area, our conclusions are that despite the cultural importance of the conventional agriculture, farmers seem to be willing to change their crop management to a more sustainable one since there are subsidies for this. Public policies should focus on support the environmental-friendly cropping, giving ways to surpass the management difficulties and helping to equalize the price differences between an environmental-friendly and a conventional product for consumers.

To make environmental-friendly agriculture more viable to family producers, it is necessary to find ways to provide financial support for farmers during the implementation of this new form of crop management as well as encouraging the creation of associations for the certification and sale of more sustainable crops. Fostering the cooperatives of environmental-friendly producers could be an interesting option for the farmers, but for the initial kick they need support for these changes and encouragement to form cooperatives and associations. The lack of government support also needs to be urgently addressed so that one can begin to think about modifying farming methods and ensuring the socio-environmental well-being of the rural producers and consumers.

4.7.Acknowledgements

We would like to thank the members of the Institute for Research in Natural Resources, Agroecology and Rural Development (IRNAD) for all contributions with this work.

Funding: This work was supported by the National Council for Scientific and Technological Development (CNPq) [grant numbers 208412/2017-4]

4.8. References

- Badgley, C., Moghtader, J., Quintero, E., Zakem, E., Chappell, M. J., Avilés-Vázquez, K., ... Perfecto, I. (2007). Environmental-friendly agriculture and the global food supply. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 22(02), 86–108. doi:10.1017/s1742170507001640.
- Beedell, J., & Rehman, T. (1999). Explaining farmers' conservation behaviour: why do farmers behave the way they do? *Journal of Environmental Management*, 57, 165e176.
- Beedell, J., & Rehman, T. (2000). Using social-psychology models to understand farmers' conservation behaviour. *Journal of Rural Studies*, 16, 117e127.
- Bennett, E. M.; Carpenter, S. R.; Caraco, N. Human impact on erodible phosphorus and eutrophication: a global perspective. *BioScience* 51: 227-234.(2001)
- Berkes, F. & Folke, C. A systems perspective on the interrelations between natural, human-made and cultural capital. *Ecological Economics*, n. 5, p. 1-8 (2000).
- Bruneau, T.C. (2012). *The Church in Brazil: The Politics of Religion*. University of Texas Press, 254 p.
- Chiodi, R.E. Pagamento por serviços ambientais: a produção de água como uma nova função da agricultura familiar na mata Atlântica do Sudeste brasileiro - Tese (Doutorado) - - Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”. Centro de Energia Nuclear na Agricultura. 1. Piracicaba, 2015. 222 p.
- Constanza, R., D’Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O’Neill, R. V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P., van den Belt, M., The value of the world’s ecosystem services and natural capital. *Nature* 387, 253–260. doi:10.1038/387253a0 19. (1997)
- Crowder, D.W. and Reganold, J.P. (2015) Financial competitive- ness of environmental-friendly agriculture on a global scale. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 112, 7611–7616
- Dasgupta, S., Mamingi, N., Meisner, C., 2001. Pesticide use in Brazil in the era of agroindustrialization and globalization. *Environ. Dev. Econ.* 6, 459–482.
- De Ponti, T., Rijk, B., & van Ittersum, M. K. (2012). The crop yield gap between organic and conventional agriculture. *Agricultural Systems*, 108, 1–9. doi:10.1016/j.agsy.2011.12.004
- Ecobichon, D.J. (2001). Pesticide use in developing countries. *Toxicology* 160, 27–33.
- Fairweather, J.R. *Agriculture and Human Values* (1999) 16: 51. <https://doi.org/10.1023/A:1007522819471>

- Ferreira, P. A., Boscolo, D., & Viana, B. F. (2013). What do we know about the effects of landscape changes on plant–pollinator interaction networks? *Ecological Indicators*, 31, 35–40. doi:10.1016/j.ecolind.2012.07.025
- Fertô, I., & Forgács, C. The choice between conventional and environmental-friendly farming. a Hungarian example. Agroiinform Publishing House, Budapest. 2009.
- Fielding, K. S., McDonald, R., & Louis, W. R. (2008). Theory of planned behaviour, identity and intentions to engage in environmental activism. *Journal of Environmental Psychology*, 28, 318–326.
- Forster, D., Andres, C., Verma, R., Zundel, C., Messmer, M. M., and Mäder, P. (2013). Yield and economic performance of environmental-friendly and conventional cotton- based farming systems - results from a field trial in India. *PLoS ONE* 8:e81039. doi: 10.1371/journal.pone.0081039
- Garcia, E.G., 1997. Pesticide control experience in Brazil. *Pestic. Saf.* 2, 5.
- Garibaldi, L. A., Carvalheiro, L. G., Vaissiere, B. E., Gemmill-Herren, B., Hipolito, J., Freitas, B. M., ... Zhang, H. (2016). Mutually beneficial pollinator diversity and crop yield outcomes in small and large farms. *Science*, 351(6271), 388–391. doi:10.1126/science.aac7287
- Grunert, S., & Juhl, H. J. (1995). Values, environmental attitudes, and buying of organic foods. *Journal of Economic Psychology*, 16, 39–62.
- Hair, J., Black, W. C., Babin, B. J., & Anderson, R. E. (2010). *Multivariate data analysis* (7th ed.). Upper saddle River, New Jersey: Pearson Education International.
- Hipólito, J., Boscolo, D., & Viana, B. F. (2018). Landscape and crop management strategies to conserve pollination services and increase yields in tropical coffee farms. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 256, 218–225. doi:10.1016/j.agee.2017.09.038
- Hipólito, J.; Viana, B. F.; Garibaldi, L. A., The value of pollinator-friendly practices: synergies between natural and anthropogenic assets, *Basic and Applied Ecology* (2016)
- John Fox and Sanford Weisberg (2011). *An {R} Companion to Applied Regression*, Second Edition. Thousand Oaks CA: Sage. URL: <http://socserv.socsci.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion>
- Kamil Barton (2018). MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.42.1. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>
- Knussen, C., Yule, F., MacKenzie, J., & Wells, M. (2004). An analysis of intentions to recycle household waste: the roles of past behaviour, perceived habit, and perceived lack of facilities. *Journal of Environmental Psychology*, 24, 237–246.

- Lee, S., Nguyen, T., Poppenborg, P., Shin, H.-J., & Koellner, T. (2016). Conventional, Partially Converted and Environmentally Friendly Farming in South Korea: Profitability and Factors Affecting Farmers' Choice. *Sustainability*, 8(8), 704. doi:10.3390/su8080704
- de Leeuw, A., Valois, P., Ajzen, I., & Schmidt, P. (2015). Using the theory of planned behavior to identify key beliefs underlying pro-environmental behavior in high-school students: Implications for educational interventions. *Journal of Environmental Psychology*, 42, 128-138.
- Loevinsohn, M. et al. (2013) Under What Circumstances and Conditions Does Adoption of Technology Result in Increased Agricultural Productivity? A Systematic Review, Institute of Development Studies
- Lynne, G. D., Franklin Casey, C., Hodges, A., & Rahmani, M. (1995). Conservation technology adoption decisions and the theory of planned behavior. *Journal of Economic Psychology*, 16, 581-598.
- Mader, P. (2002). Soil Fertility and Biodiversity in Environmental-friendly Farming. *Science*, 296(5573), 1694–1697. doi:10.1126/science.1071148
- Matson P. A., W. J. Parton, A. G. Power, M. J. Agricultural Intensification and Ecosystem Properties Swift, *Science* 277, 504. (1997)
- Moreira, E.F.; Boscolo, D. & Viana, B.F. (2015). Spatial Heterogeneity Regulates Plant-Pollinator Networks across Multiple Landscape Scales. *PLoS ONE* 10(4): e0123628
- Nelson, R., Kokic, P., Crimp, S., Martin, P., Meinke, H., Howden, S.M., de Voil, P., Nidumolu, U., The vulnerability of Australian rural communities to climate variability and change: Part II—Integrating impacts with adaptive capacity. *Environ. Sci. Policy* 13, 18–27. doi:10.1016/j.envsci.2009.09.007. (2010)
- Nordlund, A., & Garvill, J. (2002). Value structures behind proenvironmental behavior. *Environment and Behavior*, 34, 740-756.
- Oliveira, A.U., 2010. A questão da aquisição de terras por estrangeiros no Brasil. *Agrária* 12, 3–113.
- Olson J., & Zanna, M. (1993). Attitudes and attitude change. *Annual Review of Psychology*, 44, 117-154
- Paulino, E. T. (2014). The agricultural, environmental and socio-political repercussions of Brazil's land governance system. *Land Use Policy*, 36, 134–144. doi:10.1016/j.landusepol.2013.07.009
- Pimm, S. L.; Raven, P. Biodiversity: Extinction by numbers. *Nature* 403, 843-845 doi:10.1038/35002708. (2000).

- Pretty, J., 2008. Agricultural sustainability: concepts, principles and evidence. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 363, 447–465. doi:10.1098/rstb.2007.2163
- Pryde, J. F. (1981). “Survey of New Zealand farmer intentions and opinions, September–November, 1981.” Agricultural and Economics Research Unit Research Report No. 126. Lincoln College, Canterbury, New Zealand.
- QGIS Development Team, 2019. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. URL <http://QGIS.org>
- Ramayah, T., Lee, J. W. C., & Lim, S. (2012). Sustaining the environment through recycling: an empirical study. *Journal of Environmental Management*, 102, 141e147.
- Reganold, J.P. and Wachter, J.M. (2016) Environmental-friendly agriculture in the twenty-first century. *Nat. Plants* 2, 15221
- Riar, A., Mandloi, L. S., Poswal, R. S., Messmer, M. M., & Bhullar, G. S. (2017). A Diagnosis of Biophysical and Socio-Economic Factors Influencing Farmers’ Choice to Adopt Environmental-friendly or Conventional Farming Systems for Cotton Production. *Frontiers in Plant Science*, 8. doi:10.3389/fpls.2017.01289
- SAI, Sustainable agriculture initiative platform. Partnering with farmers towards sustainable agriculture: overcoming the hurdles and leveraging the drivers. Practitioners’ guide 2.0 (2015)
- SINDAG, 2003. O consumo mundial de defensivos agrícolas—kg/ha. Sindicato Nacional de Indústria de Produtos para Defesa Agrícola (www.sindag.com.br).
- Trewavas, A. (2001). Urban myths of environmental-friendly farming. *Nature*, 410(6827), 409–410. doi:10.1038/35068639
- Schultz, P.W., & Zelezny, L. C. (2003). Reframing environmental messages to be congruent with American Values. *Human Ecology Review*, 10, 126-136.
- Stern, P., Dietz, T., Abel, T., Guagnano, G. A., & Kalof, L. (1999). A value-belief-norm theory of support for social movements: The case of environmentalism. *Human Ecology Review*, 6(2), 81-97
- Tankha, G. (1998). *A psychological study of attitudes and awareness towards environmental pollution and degradation*. Unpublished doctoral dissertation. Rajasthan University, Jaipur.
- Tonglet, M., Phillips, P. S., & Read, A. D. (2004). Using the theory of planned behaviour to investigate the determinants of recycling behaviour: a case study from Brixworth, UK. *Resources, Conservation and Recycling*, 41, 191e214.

- Waichman, A.V., Eve, E., Nina, N.C.S. (2007). Do farmers understand the information displayed on pesticide product labels? A key question to reduce pesticides exposure and risk of poisoning in the Brazilian Amazon. *Crop Protection*, 26(4), 576–583. doi:10.1016/j.cropro.2006.05.011
- Wood, S.; Sebastian, K.S.; Scherr, J. Pilot Analysis of Global Ecosystems: Agroecosystems (International Food Policy Research Institute and World Resources Institute, Washington, DC, (2000)

5. CAPÍTULO II - Dinâmica da paisagem e modelagem de cenários futuros para conservação do serviço de polinização

5.1. Resumo

Cultivos convencionais são caracterizados por sua alta utilização de insumos agrícolas que gera uma produção alta, porém com fortes efeitos ambientais negativos. A intensificação agrícola ameaça a biodiversidade e causa efeitos negativos nos serviços ecossistêmicos, como a polinização. Ainda, com o passar do tempo, os aumentos na produtividade dos cultivos têm se estabilizado, tornando importante a busca por novas formas de plantio e de manejo das paisagens. O uso e cobertura do solo de paisagens de predominância agrícola devem ser analisados quanto a sua dinâmica para que se possa encontrar um denominador comum entre cultivos e biodiversidade. Com este trabalho objetivamos avaliar a dinâmica e a estrutura de uma região prioritariamente de cultivos familiares ao longo dos anos, e discutir os efeitos dessa dinâmica para os serviços de polinização. Para tanto utilizamos imagens classificadas pelo projeto Mapbiomas de 3 períodos distintos (1985-1991, 1991-2007 e 2007-2017) para analisar o tipo de dinâmica do uso do solo, e gerar matrizes de transição para a região de estudo. Ainda, geramos um mapa de uso e cobertura do solo através de modelagem de uso e cobertura da paisagem pelo complemento MOLUSCE do programa QGIS. O treinamento do modelo ocorreu por redes neurais artificiais, enquanto a simulação foi gerada a partir de autômatos celulares. Através das matrizes de uso do solo para os anos estudados pôde-se notar que a área de estudo tem tendências a aumentar sua área de pequenos cultivos e pastos. Essa característica pode indicar um caminho interessante para implementações de estratégias de *land sharing* (compartilhar a terra) mesclando áreas de ambiente natural com os cultivos pequenos. No entanto, as manchas de floresta conservadas na região certamente possuem efeito positivo na manutenção dos serviços ecossistêmicos. Desta forma, mesclando-se cultivos de pequeno porte com áreas naturais pode-se gerar um cenário que pode manter serviços ecossistêmicos a longo prazo, além da produção agrícola.

Palavras chave: Dinâmica da paisagem, estrutura da paisagem, cobertura florestal, cultivo, serviços ecossistêmicos.

5.2. Introdução

O cultivo de alimentos é essencial para as comunidades humanas sendo que, com o crescimento da população, a demanda por alimentos tem crescido alarmantemente (Godfray et al. 2010). Para cumprir com as crescentes demandas por alimentos, o principal método de produção se tornou a intensificação agrícola, buscando a alta produtividade dos cultivos (Montoya et al. 2019). No entanto os aumentos na produção para os principais cultivos estão cessando, e mostram sinais de saturação em sua resposta a pesticidas (Gaba et al. 2016, Lechenet et al. 2017), o que dá indícios de que os benefícios anteriormente encontrados na intensificação agrícola alcançaram um platô (Montoya et al. 2019). Além disso, este tipo de cultivo causa severos custos à biodiversidade que são especialmente preocupantes para os cultivos que necessitam de funções e serviços ecossistêmicos, como a polinização (Pywell et al. 2015, Tamburini et al. 2016).

A intensificação agrícola convencional possui uma série de *trade-offs* (conflitos de escolha) associados. Como exemplo podemos citar a perda de ambientes seminaturais em torno dos cultivos, como cercas-vivas, pastagens de baixo manejo, manchas florestais, etc. (Kennedy et al. 2013, Bretagnolle & Gaba 2015). A perda destes ambientes pode ter como efeito diminuir a disponibilidade de polinizadores nativos acessando os cultivos. Os ambientes seminaturais provêm locais para forrageio e refúgio para comunidades de polinizadores, sendo que os processos de mudança no uso e cobertura do solo que causam perda desses ambientes, causam também uma queda nas comunidades de polinizadores (Kremen et al. 2004). Polinizadores nativos são importantes para agroecossistemas porque realizam o serviço de polinização de maneira mais eficiente que as abelhas manejadas, gerando maiores taxas de produção de alimentos (Garibaldi et al. 2013).

Diversos estudos apontam para os *trade-offs* existentes nos agroecossistemas em relação aos serviços ambientais (Nelson et al. 2009, Allan et al. 2015, Sutter and Albrecht 2016). O avanço de grandes áreas de cultivo causa a perda de ambientes seminaturais que são responsáveis pela manutenção de processos importantes para a manutenção dos próprios cultivos, como a polinização (Nelson et al. 2009, Allan et al. 2015, Sutter and Albrecht 2016, Cardinale et al. 2012). Embora dificilmente seja possível um cenário no qual todos os serviços ecossistêmicos seriam maximizados simultaneamente, algumas estratégias têm sido pensadas para alcançar bons resultados (Bateman et al. 2013). Neste contexto, existe uma discussão sobre duas estratégias de manejo da paisagem, chamadas *land sharing* e *land sparing* (Green et al. 2005). Estes termos dizem respeito à possibilidade de integrar (*land sharing*) ou separar (*land*

sparing) a produção agrícola e a conservação da biodiversidade (Montoya, 2019). No entanto, para decidir maneiras melhores de manejar a paisagem agrícola para manter serviços ecossistêmicos precisamos obter conhecimento sobre como se transformam a composição e configuração da paisagem a partir de seu uso e cobertura.

A dinâmica no uso e cobertura do solo possuem grande influência nos serviços ecossistêmicos, na biodiversidade e na vida humana em si. Mudanças antrópicas no uso do solo podem gerar diversas consequências a longo prazo, portanto precisam ser amplamente consideradas para futuros planejamentos (Ibrahim & Ludin 2015). Entender as mudanças nos padrões de dinâmica da paisagem, as forças motrizes dessas mudanças, e suas tendências, podem prover conhecimento relevante, que pode ser utilizado como um guia para tomadores de decisão e sociedade civil na construção de políticas públicas (Mienmany 2018).

Uma maneira interessante para lidar com as incertezas do futuro, e as consequências que podemos gerar com as ações presentes é através de modelagem preditiva da dinâmica das paisagens (Teixeira et al. 2009). Diversos trabalhos têm utilizado modelagem para prever padrões de desmatamento (Oliveira-Filho & Metzger, 2006) além de prever diferentes cenários de manejo de uso do solo, como potencial de emissões de carbono ou perda de habitats (Soares-Filho et al. 2006) além de alterações nos ciclos hidrológicos (Costanza et al. 2002) e mudanças climáticas (Sampaio et al. 2007). Estes modelos têm como função principal compreender as forças motrizes intrínsecas de mudança na paisagem para que se possa planejar ações futuras eficientes (Geist and Lambin 2002). Utilizar esta abordagem como ferramenta de planejamento é interessante, já que a falta de conhecimento sobre as ações do passado pode levar a equívocos nas decisões futuras de manejo da terra (Ibrahim & Ludin et al. 2015).

As avaliações em relação à dinâmica do uso do solo necessitam ocorrer de forma espacialmente explícita, incluindo os diagnósticos das transformações que ocorreram no passado e possíveis prognósticos das alterações futuras (Meyer & Turner II 1996). Para tanto, ferramentas como SIG (sistemas de informação geográficas) e sensoriamento remoto possuem um papel valioso, provendo informações para estudos espaço-temporais (Ibrahim & Ludin et al. 2015). Essas ferramentas têm sido amplamente utilizadas para analisar as variações temporais de uso do solo, com resultados promissores (Deng et al. 2009, Han et al. 2009, Huang et al. 2009, Wang et al. 2011).

Para o diagnóstico da paisagem comumente é realizada a comparação entre os usos do solo em duas datas distintas (Macedo et al. 2013). Para tanto, necessita-se de mapas de cobertura uso do solo nas datas pretendidas (Mas, 1999). Já para o prognóstico futuro de alteração no uso e cobertura do solo é realizado a partir de modelagens da dinâmica da paisagem (Macedo et al.

2013). Outro fator indispensável é a análise e compreensão do contexto no qual as mudanças devem ocorrer, ou seja, compreender as teorias relativas ao comportamento humano em relação aos usos do solo na região de estudo, e a distribuição das terras no território pretendido (Geoghegan et al., 1998). A partir destes dados é possível propor cenários futuros que representem o que deve acontecer caso o uso do solo permaneça com a mesma dinâmica descrita anteriormente (Couclelis, 2002). Para isso, uma técnica frequentemente utilizada são os modelos realizados por autômatos celulares (Couclelis, 2002). Considerando a importância para a conservação e características agrícolas da paisagem de interesse, o objetivo deste trabalho é avaliar a dinâmica de mudanças no uso do solo a partir do ano de 1985 até o ano de 2017 para analisar: (i) Quais são as tendências atuais da paisagem e qual seu histórico de modificação (ii) Estimar possíveis mudanças no uso do solo que podem ser geradas a partir de fatores estruturais da paisagem para o ano de 2027 (iii) Quais implicações podem ser geradas nos serviços ecossistêmicos para as áreas de cultivo da região de estudo. Espera-se que a dinâmica de pequenos cultivos aliada à presença de áreas naturais deva influenciar positivamente na provisão de serviços ecossistêmicos na região, tornando-a um tipo de paisagem interessante para a aplicação de intensificação ecológica.

5.3. Material e Métodos

5.3.1. Área de Estudo

Consideramos para este estudo 10 municípios no estado de São Paulo: Bragança Paulista, Atibaia, Bom Jesus dos Perdões, Jarinu, Santa Isabel, Franco da Rocha, Joanópolis, Mairiporã, Nazaré Paulista e Piracaia (Figura 4.1). Esta região foi escolhida por encontrar-se entre duas cadeias montanhosas de grande importância para a conservação, a "Serra da Cantareira" e a "Serra da Mantiqueira". As duas serras são consideradas como um corredor potencial que liga grandes fragmentos do bioma Mata Atlântica, sendo assim considerada uma área prioritária para conservação. No entanto, ao longo dos anos, a área sofreu intensa pressão antrópica devido às mudanças no uso do solo. Entre elas se pode destacar o avanço da expansão urbana, o aumento das plantações de eucalipto nas encostas - onde havia a maior parte dos remanescentes florestais - agricultura; expansão urbana caracterizada por ocupação irregular, áreas de desenvolvimento imobiliário e turismo.

Selecionamos a área de estudo, além de sua importância para conservação, devido a características de produção agrícola da região. A região é caracterizada por diversos produtores

agrícolas familiares (tanto convencionais quanto amigáveis ao meio ambiente) tornando a área com características interessantes para o estudo da dinâmica dos cultivos na região. Entre as espécies cultivadas na região, podemos citar chuchu, gengibre, atemoia, pêssego, lichia, uva, café, rosas e outros vegetais diversos. As paisagens da região possuem alta diversidade em composição e uso do solo, com predominância de florestas, pastagens abertas, várias pequenas áreas de cultivo dispersas e plantações de *Pinus* e *Eucaliptus*.

Figura 4.1. Imagem dos 10 municípios avaliados com seus limites municipais. A região faz parte do corredor Cantareira-Matinqueira, no Estado de São Paulo. Composição colorida RGB Landsat 8, ano de 2017.

5.3.2. Preparação das imagens

Para realizar as análises da paisagem coletamos mapas de uso e ocupação do solo dos anos entre 1985 a 2017 do projeto Mapbiomas (2019). Para as análises em questão utilizamos os anos de 1985, 1991, 2007 e 2017. Escolhemos estes períodos partindo do princípio que

poderíamos obter resultados diferentes considerando que em 1991 começaram a surgir as principais políticas públicas relacionadas à preservação ambiental e de incentivo a agricultura familiar. Assim, se houvesse um tipo diferente de dinâmica do solo entre esses anos (1985-1991 e entre 1991-2007), ela poderia ser identificada e analisada para a discussão.

Os mapas se constituem de imagens matriciais com pixels de 30mx30m. Coletamos as imagens para o bioma Mata Atlântica, e depois as recortamos a partir dos municípios da área de estudo. Para a preparação das imagens, realizamos a reprojeção para o sistema métrico, utilizando o WGS 84, UTM, zona 23 S (32723). Realizamos este procedimento para que fosse realizar as métricas de paisagem e análises que consideram medidas de área, distâncias, etc.

Ainda, realizamos a reclassificação das imagens, por possuírem números de classes diferentes a princípio, já que alguns tipos de usos do solo só ocorreram a partir de uma determinada época do período estudado. Inicialmente, em 1985 as classes pré-estabelecidas “cultura anual e perene” e “floresta plantada” (pinus e eucalipto) não existiam, assim que foram mescladas à classe de “culturas semi perenes” para gerar a nova classe “cultivo”, comum a todos os outros anos. Dessa forma, para a realização das análises, todas as imagens possuíam as mesmas 9 classes, citadas na Figura 4.5.

Realizamos este procedimento porque o programa utilizado para as análises de dinâmica da paisagem (QGIS com o plugin MOLUSCE - *Modules for Land Use Change Simulations*) não admite imagens raster com um número diferente de classes para a realização dos cálculos e modelos. Além disso, realizamos a conversão das imagens dos formatos Float 32 (na qual as classes dos rasters são contínuas) para Byte 8 (na qual as classes são categóricas para realizar a comparação com os demais mapas). Após esse procedimento, alinhamos as imagens raster, tanto os mapas de uso do solo de cada ano utilizado como as imagens com os fatores explicativos para os padrões de uso e cobertura da região.

Os fatores explicativos que escolhemos foram 4, sendo eles: mapa de estradas, declividade, relevo e hidrografia. Realizamos a extração dos mapas de relevo e declividade de uma imagem DEM (*Digital Elevation Model*), sendo que mesclamos 4 cenas foram mescladas para que obtivéssemos a área necessária dos 10 municípios para as análises. Esta miscelânea de imagens foi então recortada a partir dos limites municipais e posteriormente, utilizou-se o programa GRASS (*Geographic Resources Analysis Support System*) acessado internamente ao programa QGIS para extrair o relevo e a declividade.

Obtivemos os mapas de hidrografia (Ciocheti 2014) e estradas (©contribuidores do OpenStreetMap 2019) em formato shapefile e os transformamos para raster, também com a mesma projeção geográfica das demais imagens, considerando os valores de *no data* (sem

dados) como zero. Realizamos este procedimento também para o melhor funcionamento do plugin utilizado para as análises. Após todos os procedimentos anteriores, alinhamos todos os rasters para que suas geometrias fossem as mesmas para melhor funcionamento das análises. Antes de iniciar as simulações e cálculos de mudanças e transições entre os períodos, realizamos o cálculo de correlação de Pearson para os fatores explicativos utilizados (Hidrografia, relevo, estradas e declividade) (Tabela 4.1).

5.3.3. Escolha de períodos e Análise das matrizes de transição com MOLUSCE

Para gerar as matrizes de transição, utilizamos o plugin MOLUSCE (Modules for Land Use Change Evaluation) (Nextgis, 2012) dentro do programa QGIS. MOLUSCE é um complemento que tem como objetivo principal a análise e distinção de características existentes em dois anos diferentes. O complemento possui diversas opções para a realização de modelos de potencial de transição entre imagens, que são: redes neurais artificiais (ANN), avaliação multi-critérios (MCE) regressão logística (LR) e pesos de evidência (WOE). Neste trabalho foram utilizadas redes neurais artificiais para gerar o modelo de transição potencial, utilizado para realizar a simulação futura por autômatos celulares.

Este complemento é uma ferramenta interessante, possuindo funções importantes para estudos espaço-temporais (Ibrahim & Ludin et al. 2015). MOLUSCE precisa ser instalado posteriormente à instalação do QGIS, e possui ferramentas de análise da matriz de transição, realização de mapas de mudança e mapas de certeza (*change maps* e *certainty maps*), simulação para períodos até 100 anos e validação dos dados.

Utilizamos o ano de 1985 como ano inicial das análises, porque foi o primeiro ano no qual se realizaram as classificações realizadas pelo projeto Mapbiomas (Coleção 3.1). Ainda, o primeiro período que utilizamos para as análises foi de 1985 a 1991, considerando que, neste momento, a dinâmica de uso e cobertura do solo teria características distintas dos anos seguintes. Isto porque nos anos que se seguiram a 1991 ocorreram diversas iniciativas de mudanças de políticas públicas que devem ter efeito na estrutura da paisagem. Em 1991 foi realizado o primeiro plano de ação do programa SOS mata atlântica (Tabarelli et al. 2005). Ainda em 1991 enquanto em 1992 ocorreu a ECO 92, da qual foram derivadas diversas políticas públicas em prol do meio ambiente (Alves et al. 2012).

Além disso, em 1991 também foi criada a iniciativa internacional para conservação da floresta tropical brasileira (Programa Piloto para a conservação da floresta tropical brasileira [PP-G7]; Tabarelli et al. 2005). Subsequentemente a este ano diversas outras políticas públicas

foram criadas nesse sentido, sendo tanto com foco conservacionista quando para apoiar a agricultura familiar e orgânica (Tabarelli et al. 2005, Alves et al. 2012). Pode-se citar o Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar (Pronaf) criado em 1996 e a criação de uma portaria que cria a comissão especial para normas de certificação de produtos orgânicos em 1994 (Alves et al. 2012). Ainda em 1996, o PROBIO gerou os mapas de áreas prioritárias para a conservação e em 2003 foram criados os corredores de biodiversidade (Tabarelli et al. 2005). Considerando que este foi um momento voltado a este tipo de política pública, esperamos que, no segundo período (1991-2007) o tipo de dinâmica da paisagem tenha se tornado mais estável em relação ao crescimento das áreas agrícolas em detrimento das áreas naturais nos anos consecutivos a este período inicial.

Escolhemos os períodos entre 1985-1991 e 1991-2007 por serem períodos de tempo proporcionais entre si (dois períodos de 6 anos cada), e também pela possibilidade de aumentar a eficiência da validação. Como o objetivo era simular o ano de 2027 (10 anos depois de 2017), utilizamos o período de 1991 a 2007 para simular 10 anos no futuro (2017) e comparar o mapa real de 2017 o resultante da simulação. Assim, se o modelo tivesse um poder preditivo razoável, poderia ser utilizado para prever um período futuro de intervalo proporcional. Dessa forma, utilizamos o período entre os anos 2007 e 2017 para realizar simulações de 10 anos no futuro (2027), para avaliar quais são as tendências de cobertura e uso do solo, além de visualizar as matrizes de transição, para avaliar a dinâmica entre os anos escolhidos.

Dessa forma, com cada um dos períodos citados realizamos a análise de correlação de Pearson (Tabela 4.1.) para avaliar a utilização das variáveis espaciais utilizadas. Após esse procedimento, geramos o mapa de mudanças e as matrizes de probabilidade de transição entre cada uma das classes das paisagens. As áreas de cobertura foram expressas na unidade contida nas imagens raster (metros quadrados).

5.3.4. *Modelagem de potencial de transição - Redes neurais artificiais*

Escolhemos realizar a modelagem de potenciais de transição por redes neurais artificiais porque esta técnica é aplicável a solução de problemas, podendo lidar com um grande volume de dados (Suzuki 2013). Análises espaciais são constituídas de diversos fatores relativos à topografia e cobertura, e dificilmente apenas um algoritmo de operação universal seria suficiente para trabalhar com estes dados espaciais, tornando as redes uma opção interessante (Al-Rubkhi, 2017). Redes neurais artificiais utilizam lógica fuzzy, são baseadas nos modelos de funcionamento cerebrais, e são organizadas em camadas simples ou múltiplas (Afonso &

Galo 2011, Venturieri & Santos, 1998). Os elementos de processamento das redes são os nós, que são conectados entre si, formando a rede (Lippmann, 1987). Ainda, segundo Lippmann (1987) estas conexões possuem pesos, e cada nó produz um somatório de cada uma de suas entradas ponderado pelo peso de cada uma das conexões. O resultado é obtido através de uma função de decisão (Afonso & Galo, 2011).

Após obtermos os resultados obtidos através das matrizes de transição entre imagens, os utilizamos para realizar o treinamento de uma rede neural artificial e gerar o modelo de potenciais de transição. Obtivemos o resultado deste modelo a partir da realização de 1000 iterações, para que as redes neurais aprendessem como se comportam as mudanças entre os mapas dos anos escolhidos. Então, utilizamos o modelo de potenciais de transição para modelagem futura do ano de 2027 a partir de autômatos celulares (Afonso & Galo, 2011).

5.3.5. *Modelagem de cenários futuros - autômatos celulares*

Autômatos celulares são ferramentas interessantes para representar sistemas compostos por elementos discretos com interações locais, características essas que representam quase todos os sistemas evolutivos que se pode imaginar (Castro & Castro 2015). Nestes modelos, cada célula computa sua própria evolução a partir dos seus estados anteriores no sistema de células. Além disso, as células possuem regras simples e computação descentralizada, porém dificilmente se pode prever as consequências evolutivas de cada célula (Castro & Castro 2015). Por suas características, diversos campos de pesquisa utilizam esta ferramenta para simular diferentes tipos de situações próprios da biologia evolutiva, dinâmica das reações químicas, comportamento de mercados, dinâmicas da paisagem, entre outras diversas (Castro & Castro, 2015).

Um modelo de autômato celular apresenta 4 elementos: célula, estado, vizinhança e regras de transição. Dentro do modelo, a célula equivale à unidade espacial, e é relacionada à resolução espacial, podendo ser um ponto, linha ou polígono (Macedo et al. 2013). Já o estado é um atributo discreto de cada célula, ligado a um determinado passo de tempo e à sua condição (Macedo et al. 2013). O estado pode ser considerado como o resultado tanto da influência das células vizinhas quanto das regras de transição (Batty, 1998). Vizinhança possui relação com o grau de influência exibido pelas células vizinhas e é assimilada através de uma janela móvel com dimensão e formato que reflitam esse nível de influência intercelular. Já as regras de transição são condições que indicam quando os estados celulares devem alterar-se ao longo do tempo (Batty, 1998).

Apesar de existirem certas limitações quanto aos modelos que utilizam autômatos celulares, estes possuem elevado desempenho computacional e uma estrutura espacial articulável com sistemas de informações geográficos (Almeida, 2003). Isso faz com que se possa abstrair padrões possíveis, ordem e tendências dinâmicas para o mundo real (Batty, 1976; Openshaw, 1998).

A partir dos autômatos celulares, geramos então simulações para os anos de 2017 (utilizado para posterior validação do modelo) e um modelo futuro para o ano de 2027 (Figura 4.5). Para correção dos resultados finais, fizemos a classe “urbano” no modelo, impedindo-a de perder área. O modelo gerado pelo MOLUSCE percebe a relação entre o fator estradas e a classe urbano, permitindo que eventualmente, as áreas entre as estradas, dentro do ambiente urbano, sejam preenchidas com outras classes. Como esta transição, apesar de possível nas simulações computacionais, seria muito improvável na paisagem real, portanto optamos por manter a paisagem urbana a mesma, apenas sendo possível aumentar sua área, porém não a reduzir.

5.3.6. Validação dos modelos de simulação

O complemento utilizado gera, para validação, uma comparação entre o mapa simulado para um período conhecido e o mapa real. Neste caso, utilizamos o período entre 1991-2007 para gerar o período de 2017 para comparar os valores de estatística Kappa gerados (*Kappa overall*, *Kappa histogram* e *Kappa location*) além dos valores de exatidão (*correctness*) obtidos na comparação entre os dois mapas. Para a validação do modelo realizamos um teste de acurácia da simulação através da comparação de mapas de referência com o mapa simulado. No caso deste estudo, utilizamos o mapa do ano de 2017 simulado a partir dos anos de 1991 a 2007, em comparação com o mapa real de 2017. Com a comparação destes mapas, obtivemos as estatísticas Kappa.

As estatísticas Kappa contém o *Kappa Histogram* (Histograma Kappa) que é uma estimativa de frequência de distribuição da simulação, a *Kappa Location* (localidade Kappa), que testa a habilidade da simulação em especificar perfeitamente as localidades entre os mapas de referência e os mapas simulados, além da *Kappa overall* (Kappa geral) que é a acurácia total do número de pixels corretamente classificados entre o mapa de referência e o mapa de simulação (Landis & Koch, 1997, Mienmany 2018). Os valores de Kappa que estão entre 0.61 e 0.8 são considerados como concordância moderada entre os mapas de referência e os simulados, enquanto 0.81 a 1 correspondem a concordância quase perfeita entre ambos os

mapas (Landis & Koch, 1997, Mienmany 2018). Dessa forma, pudemos testar a acurácia da capacidade preditiva. Esta validação permite avaliar a medida na qual os dados coletados no estudo são representações corretas das variáveis selecionadas (Mienmany 2018).

5.3.7. Métricas de Paisagem

Após realizarmos as simulações, e considerarmos as características das matrizes de transição para o período entre 2017 e 2027, realizamos os cálculos das métricas da paisagem para expor o tipo de dinâmica da paisagem esperada. Para tanto, utilizamos 4 métricas principais: *Land cover*, *Mean patch área*, *Patch density* e *Effective meshsize*. *Land cover*, ou cobertura, é uma métrica que diz respeito à proporção coberta pela classe específica em cada um dos mapas (McGarigal, 2015). *Mean patch área*, é a área média das manchas da classe selecionada, enquanto *Patch density* se refere à densidade de manchas na paisagem, que é também um indicativo de número de manchas da classe por área (McGarigal, 2015). Já *Effective meshsize*, ou tamanho efetivo da malha, nos indica o tamanho de cada uma das manchas se a paisagem fosse dividida em um mesmo número de áreas do mesmo tamanho, nos dando indicativos da divisão da paisagem a partir da distribuição cumulativa da área observada (McGarigal, 2015). Esta métrica pode ser interessante para dar indicativos sobre a fragmentação de uma classe, o que pode ajudar a compreender a configuração da paisagem.

Todas essas métricas são referentes às classes, sendo que as classes selecionadas foram “mosaico” e “floresta”. Selecionamos essas duas classes porque dizem respeito a características da área que são representativas dos tipos de mudança no uso do solo mais importantes para a manutenção de serviços ambientais.

A classe “mosaico” diz respeito a um mosaico de agricultura e pasto que apresenta manchas menores do que as classes “cultivo” e “pasto”. Isto nos dá indicações de que sejam áreas de cultivo e pasto de pequeno porte, representando provavelmente cultivos familiares de área menor. A classe “mosaico” se torna relevante porque os serviços ambientais possuem uma importância maior para pequenos cultivos, que são ainda a população humana de interesse deste trabalho. Já a classe floresta apresenta indicativos de presença de áreas naturais, e a partir de sua composição e configuração na paisagem, pode-se fazer inferências sobre os serviços ecossistêmicos disponíveis na paisagem de estudo.

5.4. Resultados

5.4.1. Matrizes de transição

As áreas de cobertura para cada ano estão representadas em forma de porcentagem na Tabela 4.1. Nela pode-se notar um aumento sequencial na classe mosaico ao longo do tempo, diminuição na classe pasto e pouca variação nas demais classes, apesar de existirem ganhos e perdas de área para cada uma.

Tabela 4.1. Mudanças ocorridas entre os anos de 2007 e da simulação de 2027 com os ganhos e perdas de área em porcentagem. A classe “mosaico” possui o maior aumento entre anos, enquanto a classe floresta também apresenta um crescimento.

Classe	2017 (m ²)	2027(m ²)	Delta	2017 (%)	2027 (%)	Delta %
Floresta	1209905463.64	1237651724.29	27746260.65	37.74	38.61	0.87
Campo	42552047.82	37671405.53	-4880642.30	1.33	1.18	-0.15
Pasto	551903150.44	409680650.35	-142222500.09	17.22	12.78	-4.44
Cultivo	139348585.16	119640457.30	-19708127.86	4.35	3.73	-0.61
Mosaico	1080148317.01	1221230529.07	141082212.05	33.70	38.10	4.40
Urbano	102325138.58	102325138.58	0.00	3.19	3.19	0.00
Outro	10496785.34	8696566.82	-1800218.51	0.33	0.27	-0.06
Mineração	416758.82	360642.28	-56116.54	0.01	0.01	0.00
Água	68461427.16	68300559.75	-160867.41	2.14	2.13	-0.01

Figura 4.2. Distribuição da porcentagem de cada uma das classes de uso e cobertura do solo para as imagens reais de 1985, 1991, 2007 e 2017, e para a imagem simulada do ano de 2027. A composição da área e estudo mostra mudanças principais entre a classe Mosaico (mosaico de agricultura e pastagem de pequeno porte) e da classe cultivo sobre a classe pasto. Existe pouca variação para a quantidade de floresta, porém houve um decréscimo entre os anos de 1991 a 2007 espera-se um aumento da classe para 2027.

Com as matrizes de transição, geramos fluxogramas a partir das informações consideradas mais relevantes para os serviços ecossistêmicos da região de estudo (Figuras 4.3 e 4.4). Optamos por omitir a classe “urbano”, assim como a classe “outros” (que representa outros usos do solo que não possuem áreas vegetadas), “mineração” e “águas”, dos fluxogramas para melhor visualização e porque não são de maior interesse para o objetivo deste estudo.

Na Figura 4.3 pode-se observar que, entre os anos de 1985 a 1991, houve uma transição mais intensa de tipos de ambiente diferentes entre si. Pode-se observar, por exemplo, que entre os anos de 1985 e 1991, todas as manchas da classe cultivo, que são caracterizadas por manchas de cultivo contínuas de maior área, se transformaram na classe mosaico, que possui manchas mescladas de pequenos cultivos e pastos alternados. Além disso, nesse período parece haver uma porcentagem maior de transições entre todas as classes de cobertura e uso do solo. Já para o período entre 1991 a 2007 (Figura 4.3), a taxa de mudança de cobertura e uso do solo parece diminuir, embora a maior proporção de mudanças se dê entre as classes pasto e mosaico, com pouco mais de 30% de transição entre uma classe e outra, sendo este um valor substancial.

Para os anos de 2007 a 2017 observado (Figura 4.4), a taxa de transição entre classes de uso do solo se reduz no geral, sendo a menor até a matriz de transição entre 2017 e a simulação de 2027. Para o ano simulado, o modelo prediz uma taxa menor de mudanças do que para os períodos anteriores, porém as maiores proporções de transição do uso do solo devem ocorrer entre as classes “cultivo”, “campo” e “pasto” para a classe “mosaico”, evidenciando as tendências dos anos anteriores. Além disso, houve um ganho consistente de florestas nos períodos entre 1985-1991 e 2007-2017, fazendo com que as simulações indiquem um aumento na cobertura florestal para 2027. Para os dados de correlação de Pearson para os fatores utilizados, não encontramos correlação suficiente para excluir nenhum fator da análise (Tabela 4.2).

Tabela 4.2. Correlação de Pearson entre as variáveis explicativas para as mudanças na paisagem. Nenhuma das variáveis encontra correlação considerável para exclusão nas análises, assim que todas foram mantidas para a realização das simulações.

	Declividade	Hidrografia	Relevo	Estradas
Declividade	-	-0.033	-0.056	-0.107
Hidrografia		-	0.026	-0.002
Relevo			-	0.009
Estradas				-

Figura 4.3. Fluxograma das matrizes de transição para os períodos entre os anos de 1985 – 1991, e entre os anos de 1991-2007. Pode-se notar que entre 1985 e 1991, as transições se davam de maneira mais acentuada do que nos anos consecutivos da Figura 7.

Figura 4.4. Fluxograma das matrizes de transição para os períodos entre 2007 a 2017 (ambientes reais) e entre os anos de 2017 e 2027 (ambiente real e simulado). Nota-se que, em comparação com as matrizes dos dois períodos anteriores, a dinâmica das transições parece estar diminuindo.

5.4.2. Validação

Os valores de Kappa obtidos para a validação entre os mapas de 2017 simulado e real, testando o poder preditivo do modelo foram 0.623 para *Kappa overall*, 0.921 para *Kappa histogram* e 0.677 para *Kappa location*. O valor de Correctness encontrado foi de 73.36%. Os valores de Kappa e *correctness* mostram concordância moderada. Estes valores são considerados aceitáveis para simulações de uso e cobertura do solo (Pontius & Suedmeyer 2004, Menmany 2018), portanto seguimos com as simulações para 2027.

5.4.3. Simulação e análise de dinâmica

A partir dos mapas contidos na Figura 4.5 pode-se observar que as mudanças esperadas para o ano de 2027 são pouco evidentes, porém podem ser vistas de maneira detalhada na Figura 4.2. A classe “mosaico” parece ser a de crescimento mais relevante neste período. Pode-se notar também um pequeno aumento na classe “floresta”, sendo que todas as demais classes, ou perdem área, ou mantém a área (Tabela 4.3). Observando-se os deltas de porcentagens entre as imagens, pode-se notar que tanto os crescimentos quanto perdas de área são pequenos para o ano simulado.

As métricas da paisagem nos dão indicativos de que, a nível municipal, a configuração da paisagem sofrerá algumas modificações entre os anos de 2017 e 2027. A partir das métricas de *land cover* (Figura 4.6 e 4.7) pode-se notar que espera-se um aumento nas coberturas florestais para a maioria dos municípios, assim como para a cobertura da classe mosaico. Apenas as cidades de Joanópolis, Santa Isabel, Mairiporã e Nazaré Paulista não apresentam aumento de cobertura florestal. Enquanto para a cobertura da classe mosaico, todos os municípios apresentam aumento, menos a cidade de Mairiporã. É interessante notar que a cidade de Mairiporã possivelmente não apresenta aumento nestas coberturas porquê possui relevo montanhoso. Isto faz com que as áreas de preservação provavelmente permaneçam as mesmas, enquanto a alta declividade impede o crescimento de cultivos.

As métricas da paisagem nos dão indicativos de que, a nível municipal, a configuração da paisagem sofrerá algumas modificações entre os anos de 2017 e 2027. A partir das métricas de *land cover* (Figura 4.6 e 4.7) pode-se notar que espera-se um aumento nas coberturas florestais para a maioria dos municípios, assim como para a cobertura da classe mosaico. Apenas as cidades de Joanópolis, Santa Isabel, Mairiporã e Nazaré Paulista não apresentam aumento de cobertura florestal. Enquanto para a cobertura da classe mosaico, todos os municípios apresentam aumento, menos a cidade de Mairiporã.

Figura 4.5. Mapas de uso do solo para os anos de 1985 a 2017, mostrando as classes utilizadas para analisar a dinâmica de uso e ocupação do solo na região. Pode-se observar um aumento na classe Mosaico, além da classe cultivo, que é mais presente a partir de 2007. Mapa simulado a partir do intervalo 2007-2017 para o ano de 2027 (maior) mostrando aumento da classe mosaico.

É interessante notar que a cidade de Mairiporã possivelmente não apresenta aumento nestas coberturas porquê possui relevo montanhoso. Isto faz com que as áreas de preservação provavelmente permaneçam as mesmas, enquanto a alta declividade impede o crescimento de cultivos.

Para as áreas médias das manchas (*Mean patch área*), espera-se para o ano de 2027 uma diminuição nos tamanhos médios para manchas florestais, enquanto para a classe mosaico, espera-se que apenas dois municípios mudem. Bom Jesus dos Perdões deve aumentar suas manchas de mosaico, enquanto Joanópolis deve diminuir suas áreas de manchas.

Já para densidade de manchas (*Patch density*) para 2027, o modelo prevê aumento para ambas as classes, sendo que haverão possivelmente mais manchas de floresta e mosaico em todos os municípios.

Para a métrica de tamanho efetivo da mancha (*Effective mesh size*), espera-se um tamanho maior para as manchas efetivas, tanto na classe floresta, quanto na classe mosaico. Esta métrica nos dá indicativos de fragmentação do ambiente, sendo que quanto maior o número (em ha) apresentado pela métrica, menor é a fragmentação do ambiente. Sendo assim, esperam-se manchas maiores e mais contínuas tanto de floresta, quanto de mosaico. No entanto, as áreas de tamanho efetivo da área da classe mosaico parecem aparentemente são maiores e terão crescimento maior que as áreas de floresta. Sendo que as áreas de floresta aparentam ter tendência a se tornar um pouco menos fragmentadas em toda a região, enquanto as áreas de mosaico parecem ficar substancialmente mais contínuas. Ainda, comparativamente, o tamanho efetivo da malha para a classe floresta em si, já é bem menor que para a classe mosaico (Figuras 4.6 e 4.7).

Figura 4.6. Métricas da paisagem para a classe floresta aplicadas aos anos de 2017 e à simulação para o ano de 2027 por município. Espera-se uma mudança em especial para a densidade das manchas de floresta. As demais métricas mostraram variação para alguns municípios específicos.

Figura 4.7. Métricas da paisagem para a classe mosaico para os anos estudados de 2017 e 2027 (simulação). Esperam-se mudanças em especial na densidade das machas, sendo que no geral, deve ocorrer aumento no número de manchas de mosaico em 2027.

5.5. Discussão

A dinâmica de mudança no uso do solo na região de estudo mostra uma tendência à estabilidade na quantidade de mudanças ocorridas ao longo do tempo. Analisando as matrizes de transição (Figuras 4.3 e 4.4). Este parece ser um indício das tendências de dinâmica para a região de estudo que faz sentido em relação às características regionais. A área possui uma composição heterogênea, caracterizada por pequenos cultivos e pastos (classe mosaico), além de fazer parte de uma região que não possui crescimento intenso de áreas urbanas, como seriam as cidades próximas a grandes centros.

A região é caracterizada pela presença de reservas em sua região central (como o Monumento Natural Estadual da Pedra grande e o Parque Estadual da Cantareira - Núcleo Pedra branca), além de outras áreas de conservação (Ministério do Meio Ambiente, 2019). O Monumento Natural Estadual da Pedra Grande é uma unidade de conservação de proteção integral à natureza, tendo áreas nos municípios de Atibaia, Bom Jesus dos Perdões, Mairiporã e Nazaré Paulista (Ministério do Meio Ambiente, 2019). Estas áreas de conservação são majoritariamente localizadas em regiões montanhosas, não mecanizáveis, e que dificultam o crescimento de grandes cidades, o que influenciou na manutenção das áreas naturais. Além disso, os solos ricos característicos dos vales podem ter atraído pequenos produtores, enquanto os mares de morros são mais interessantes para os cultivos maiores e áreas de pastos. A presença de áreas naturais e cultivos de frutos também deve ser responsável pela presença de atividades turísticas na região (Bardin et al. 2009). Estes fatores somados, parecem ter gerado uma região sem predominância de grandes áreas urbanas, ou de monoculturas convencionais. Sendo assim, a composição diversa da área parece possuir uma função positiva para os serviços ambientais da região (Nery et al.2018).

Considerando que, para a região de estudo, a produção agrícola e o número de visitantes florais não apresentam diferenças significativas entre os cultivos amigáveis ao meio ambiente e os convencionais (Capítulo 1), é possível que o serviço de polinização também esteja ocorrendo de maneira similar. A presença do serviço de polinização pode estar associada ao fato de que a heterogeneidade da área pode possibilitar a presença de ambientes naturais e semi-naturais. Estes ambientes oferecem recursos para os polinizadores e biodiversidade associada aos serviços ecossistêmicos (Ferreira et al. 2015, Moreira et al. 2015). A área de estudo possui uma quantidade relativamente alta de manchas de ambiente natural, sendo que a biodiversidade da região pode estar sendo beneficiada por seu estado de conservação, aliado à possível

complementação de habitats que parece ocorrer na região (Lindgren et al. 2017, Nery et al. 2018).

Este efeito de complementação depende dos requerimentos das espécies presentes, e pode ocorrer quando em áreas com alta heterogeneidade de ambientes na paisagem (Dunning et al. 1992). Existem diferentes tipos de ambiente que podem gerar recursos complementares ao ambiente natural, como áreas abertas, bordas de cultivos, cultivos e pastos (Dunning et al. 1992, Moreira et al. 2015, 2017). Este efeito é particularmente presente quando os ambientes diversos estão em proximidade uns dos outros (Lindgren et al. 2017). Este deve ser o caso de uma região com pequenos cultivos e manchas de ambientes naturais próximas, facilitando o movimento dos polinizadores e sua capacidade de obter recursos (Nery et al. 2018, Boscolo et al. 2017, Brosi et al. 2008).

Sendo assim, a área de estudo pode ser um modelo interessante de manejo para manutenção dos serviços ecossistêmicos a longo prazo, desde que haja um esforço de manutenção das áreas naturais da região de estudo. Os cultivos familiares, em especial aqueles amigáveis ao meio ambiente característicos da região podem estar propiciando este efeito de complementação. Este efeito faz com que pequenas áreas de cultivo diversas com áreas naturais próximas sejam uma possibilidade mais sustentável de manejo das atividades humanas do que grandes áreas de intensificação convencional (Hipólito et al. 2018).

Ao analisar os municípios e suas dinâmicas individuais a partir das métricas de paisagem aplicadas para a simulação do ano de 2027, pode-se notar que as métricas de densidade de manchas de mosaico parecem ter uma tendência geral ao aumento. Esse aumento nas manchas de mosaico entre cultivos e pastos de pequeno porte parece ser uma tendência para toda a região, considerando as matrizes de transição. Porém, na região com maiores densidades, que é nos municípios centrais, está uma parte do Parque Estadual da Cantareira e outras áreas de preservação, além de estarem próximas das encostas da área da Mantiqueira, que apresentam alta declividade. Portanto necessita-se avaliar com cuidado as tendências para cada município, para que se identifiquem possíveis ameaças à cobertura florestal.

Para o município de Joanópolis, especificamente, o modelo prevê aumento na quantidade de manchas de floresta, porém com tamanho menor e sem aumento significativo na cobertura florestal. Quando observamos o mapa de uso e cobertura dos mapas de 2017 e 2027 é notável que as manchas maiores de ambiente florestal parecem se manter, e que diversas manchas de tamanho pequeno surgem. Este pode ser um indicativo de tendência de aumento na cobertura florestal do município, embora em pequena proporção. Isto é relevante porque a cidade de Joanópolis passou por uma política de pagamento por serviços ambientais (Chiodi et

al., 2013), que gerou diversos resultados positivos. No entanto, se estas políticas não forem mantidas, e revistas, as tendências para a conservação da mata nativa do município não são animadoras.

Desta forma, é possível notar que, apesar da tendência geral da paisagem em aumento de áreas florestais, como espera-se um aumento contínuo nas áreas de cultivos e pastos de pequeno porte, é importante que se analisem as tendências individuais de cada município, para que sugestões possam ser feitas para ações pensadas para cada contexto específico. Assim, políticas públicas ambientais que objetivem aumentar a efetividade dos serviços ecossistêmicos e conservar as áreas naturais devem considerar as características do presente e as possíveis implicações que estas possam ter para o futuro.

Considerando o tipo de estrutura da paisagem da região alguns pontos principais necessitam ser considerados em relação à conservação de seus serviços ecossistêmicos a longo prazo. Em princípio, a região em questão possui um tipo de configuração relativamente heterogênea, e com quantidades consideráveis de vegetação nativa disponíveis (Nery et al. 2018). Porém, existe uma grande discussão em relação à quais configurações da paisagem seriam mais interessantes para mesclar ambientes agrícolas produtivos e de vegetação nativa (Godfray et al. 2010, Green et al. 2005).

Uma das estratégias envolve integrar (*land sharing*) a conservação da biodiversidade com a produção agrícola de maneira amigável ao meio ambiente, através de técnicas específicas de cultivo, como a redução de pesticidas, diversidade dos tipos de cultivo, cultivos agroflorestais, etc. (Green et al. 2005, Gabriel et al. 2009). A alternativa oposta é baseada na separação (*land sparing*) de terras específicas para a conservação das terras de cultivo, que devem ser altamente produtivas (Green et al. 2005, Balmford et al. 2005). O principal argumento da estratégia de *land sparing* é facilitar a proteção dos remanescentes naturais, isolando-os da expansão agrícola (Green et al. 2005, Balmford et al. 2005). No entanto, isto necessitaria de uma intensificação eficiente e sustentável da agricultura (Godfray et al. 2010, Eliasch 2008, Burney et al. 2010). As estratégias de *land sharing* são o objetivo da maior parte dos esquemas agroambientais, e de certificação, e poderia ser derivado de sistemas agroflorestais ou agricultura orgânica (Mas & Dietsch 2004, Hole et al. 2005), e acreditamos que esta seja a melhor opção para a área de estudo.

Apesar das duas estratégias apresentarem vantagens, o aumento na produção agrícola sugerida pelo *land sparing* não necessariamente poderia garantir a redução da expansão agrícola, nem a conservação do ambiente natural (Ewers et al. 2009, Matson & Vitousek 2006). Por sua vez, as estratégias de *Land sharing* não necessariamente garantem benefícios à

biodiversidade em ambientes agrícolas (Kleijin et al. 2006, Phalan et al. 2011a). Sendo assim, ambas as estratégias precisam ser planejadas e implementadas com cuidado para que sejam efetivas (Phalan et al. 2011b).

Segundo Phalan e colaboradores (2011b) as estratégias de conservação que separam áreas de cultivo e áreas agrícolas seriam mais interessantes para um maior número de espécies arbóreas e aves que as estratégias de *land sharing*. No entanto, isto dependeria de uma aplicação eficaz de políticas públicas que agissem de modo a preservar ambientes naturais intactos, incentivando ainda cultivos sustentáveis (Phalan et al. 2011a, DeFries & Rosenzweig 2010, Lambin & Meyfroidt 2011). Preservar habitats envolve uma série de mecanismos complexos e, assim como aumentar a produção agrícola de maneira sustentável e socialmente equitativa, necessita conhecimento específico sobre o contexto, sociedade e biodiversidade em questão (McIntyre et al. 2009). Além disso é necessário que pequenos produtores tenham acesso às inovações tecnológicas que sejam mais que agroquímicos e mecanização, como técnicas de cultivo agroecológico (McIntyre et al. 2009).

Trabalhos na área de estudo e em outras áreas tropicais parecem mostrar que, para a comunidade de polinizadores, as estratégias de *land sharing* parecem as mais interessantes para áreas de produção agrícola (Hipólito et al. 2018, Moreira et al. 2015, Nery et al. 2018). Este efeito é dependente da escala (Nery et al. 2018, Moreira et al. 2015) e se dá apenas se as manchas de ambiente natural forem preservadas de maneira suficiente para que as áreas abertas sejam apenas para suplementação de recursos (Dunning et al., 1992; Boscolo et al., 2017; Lindgren et al., 2017). Abelhas nativas utilizam habitats de floresta atlântica como fonte essencial de recursos de alta qualidade (Brosi et al., 2008; Tscharncke et al. 2012, Ferreira et al., 2015), sendo que a área pode oferecer recursos de nidificação e refúgio essenciais às abelhas (Nery et al. 2018). Como um exemplo, pode-se citar as abelhas que nidificam no solo (Ferreira et al. 2015), que possuem importância na manutenção do serviço de polinização e são altamente dependentes do solo florestal (Brosi et al., 2008).

Dessa forma, mesmo que a estratégia de *land sharing* possa ser interessante para a produção agrícola desta região, é necessário que se tenha como prioridade a conservação e restauração das áreas florestais. Políticas públicas que tenham como objetivo o incentivo às estratégias sustentáveis de produção devem buscar reduzir a perda e fragmentação de ambientes florestais na região (Blaauw & Isaacs 2014, Steffan-Dewenter & Tscharncke 1999). Como cada município tem sua própria dinâmica e parece estar se transformando de maneira diferente, é necessário que cada realidade local seja conhecida para gerar estratégias eficientes (Phalan 2011b).

A dinâmica da área de estudo nos mostra uma tendência que parece interessante para manutenção dos serviços de polinização, por suas áreas de cultivo e pastagem de pequeno porte, além da presença de áreas naturais próximas a elas. Porém sabe-se que a biodiversidade possui um valor intrínseco independente de sua função para a espécie humana (Farber & Hall 2007, Schroeder 2002). Assim, salienta-se a importância essencial da presença e manutenção de reservas legais e áreas de preservação permanentes nas áreas de cultivo, e ressalta-se a importância que as áreas em questão têm para a manutenção da biodiversidade e serviços ecossistêmicos (Metzger et al. 2019).

Sugere-se, portanto, que as políticas públicas para esta região se baseiem em incentivar o cultivo sustentável a partir de práticas amigáveis ao meio ambiente, como incentivos ao cultivo orgânico, redução do uso de pesticidas, e cultivos diversos. Além de políticas que propiciem a presença de áreas naturais próximas aos cultivos, que permitam o acesso dos polinizadores na área de plantio, sem privá-los dos recursos das áreas florestais. Políticas de pagamento por serviços ambientais parecem ser uma boa maneira de se lidar com as características da região de estudo. Isto porque estas políticas, aliadas ao incentivo à formação de conhecimento coletivo com comunidade de produtores, podem mudar a maneira que os produtores encaram a natureza e os serviços ecossistêmicos. Além disso, estas estratégias devem ser aliadas às políticas de comando e controle para manutenção das reservas legais e áreas de preservação permanente, para que se impeçam os avanços da perda de habitat florestal.

Para toda ação realizada, é necessário considerar os municípios que estão sofrendo fragmentação, para que se possa impedir o avanço da perda de floresta, porém incentivar os cultivos pequenos e familiares que já existem na região e mantêm sua diversidade de habitats e produção agrícola. Dessa forma, uma tendência vantajosa para conciliar produção e com manutenção da biodiversidade da região seria a intensificação ecológica (Garibaldi et al. 2013, Hipólito et al. 2016), e isto pode se dar a partir de incentivos ao plantio amigável ao meio ambiente e garantias de subsídios e apoios para o produtor familiar.

5.6. Referências

- Affonso, J. & Galo, M.D.L. (2011). Utilização de Redes Neurais Artificiais na classificação da cobertura da terra na área de influência do reservatório de Porto Colômbia em 1987 e 2009. Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR, Curitiba, PR, Brasil, INPE 6618 p.
- Allan, E., Manning, P., Alt, F., Binkenstein, J., Blaser, S., Blüthgen, N., ... & Kleinebecker, T. (2015). Land use intensification alters ecosystem multifunctionality via loss of biodiversity and changes to functional composition. *Ecology letters*, 18(8), 834-843.
- Almeida, C. M. (2003). Modelagem da dinâmica espacial como uma ferramenta auxiliar ao planejamento: simulação de mudanças de uso da terra em áreas urbanas para as cidades de Bauru e Piracicaba (SP), Brasil. Tese de Doutorado em Sensoriamento Remoto. INPE, São José dos Campos 321 p.
- Al-Rubkhi, A. N. M., Talal, A. A., & Mohammed, A. B. (2017). Land Use Change Analysis and Modeling Using Open Source (QGIS) Case Study: Boasher Willayat. Dissertation. Sultan Qaboos University College Of Arts and Social Science Department Of Geography.
- Alves, A. C. O., dos Santos, A. L. D. S., & de Azevedo, R. M. M. C. (2012). Agricultura orgânica no Brasil: sua trajetória para a certificação compulsória. *Revista Brasileira de Agroecologia*, 7(2).
- B. D. McIntyre, H. R. Herren, J. Wakhungu, R. T. Watson, International Assessment of Agricultural Knowledge, Science and Technology for Development (IAASTD): Global Report (Island Press, Washington, DC, 2009); Disponível em: www.agassessment.org/docs/IAASTD_EXEC_SUMMARY_JAN_2008.pdf.
- Balmford, A., Green, R. E., & Scharlemann, J. P. (2005). Sparing land for nature: exploring the potential impact of changes in agricultural yield on the area needed for crop production. *Global Change Biology*, 11(10), 1594-1605.
- Bardin, L., Júnior, M., Moraes, J., & Pedro, F. (2009). Estimativas das épocas de colheita da videira 'Niagara Rosada' na região do Pólo Turístico do Circuito das Frutas, São Paulo. *Scientia Agraria*, 11(2), 135-139. doi:<http://dx.doi.org/10.5380/rsa.v11i2.16465>.
- Bateman, I. J., Harwood, A. R., Mace, G. M., Watson, R. T., Abson, D. J., Andrews, B., ... & Fezzi, C. (2013). Bringing ecosystem services into economic decision-making: land use in the United Kingdom. *science*, 341(6141), 45-50.

- Batty, M. (1998). Geocomputation using cellular automata. In: Longley, P. A.; Brooks, S. M.; McDonnell, R.; Macmillan, B. (eds). *Geocomputation: A Primer*. John Wiley & Sons Ltd., p. 95-126.
- Batty, M. (1976). *Urban modelling*. Cambridge: Cambridge University Press. p. 20-48
- Blaauw, B. R., & Isaacs, R. (2014). Flower plantings increase wild bee abundance and the pollination services provided to a pollination-dependent crop. *Journal of Applied Ecology*, 51(4), 890-898.
- Boscolo, D., Tokumoto, P.M., Ferreira, P.A., Ribeiro, J.W. & Santos, J.S. (2017). Positive responses of flower visiting bees to landscape heterogeneity depend on functional connectivity levels. *Perspectives in Ecology and Conservation*, 15, 18-24. doi: 10.1016/j.pecon.2017.03.002.
- Bretagnolle, V., and S. Gaba. (2015). Weeds for bees? A review. *Agronomy for Sustainable Development* 35, 891–909.
- Brosi, B.J., Armsworth, P.R. & Daily, G.C. (2008). Optimal design of agricultural landscapes for pollination services. *Conservation Letters*, 1, 27-36. doi: 10.1111/j.1755-263X.2008.00004.x
- Burney, J. A., Davis, S. J., & Lobell, D. B. (2010). Greenhouse gas mitigation by agricultural intensification. *Proceedings of the national Academy of Sciences*, 107(26), 12052-12057.
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., ... & Kinzig, A. P. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59.
- Castro, M. L. A., & de Oliveira Castro, R. (2015) Autômatos celulares: implementações de von Neumann, Conway e Wolfram. *Revista de Ciências Exatas e Tecnologia*, 3(3), 89-106.
- Ciocheti, G. (2014). Spatial and temporal influences of road duplication on wildlife road kill using habitat suitability models. Tese de doutorado apresentada ao programa de pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais. Universidade Estadual Julio de Mesquita. Rio Claro. 82 p.
- Chiodi, R. E. (2015). Pagamento por serviços ambientais: a produção de água como uma nova função da agricultura familiar na Mata Atlântica do Sudeste brasileiro. Tese de doutorado. Universidade de São Paulo.
- Costanza, R., Voinov, A., Boumans, R., Maxwell, T., Villa, F., Wainger, L., Voinov, H., (2002). Integrated ecological economic modeling of the Patuxent river watershed, Maryland. *Ecological Monographs* 72, 203–231.

- Couclelis, H. (2002). Modeling frameworks, paradigms and approaches. In: CLARKE, K. C.; PARKS, B. O.; CRANE, M. P. (eds). *Geographic information systems and environmental modeling*. Upper Saddle River, NJ: Prentice Hall, p. 36–50.
- DeFries, R., & Rosenzweig, C. (2010). Toward a whole-landscape approach for sustainable land use in the tropics. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 107(46), 19627-19632.
- Deng, J. S., Wang, K., Hong, Y. & Qi, J. G. (2009). Spatio-temporal dynamics and evolution of land use change and landscape pattern in response to rapid urbanization. *Landscape and Urban Planning*, 92, 187–198.
- Dunning, J.B., Danielson, B.J. & Pulliam, H.R. (1992). Ecological processes that affect populations in complex landscapes. *Oikos*, 65, 169-175. doi: 10.2307/3544901.
- Ewers, R. M., Scharlemann, J. P., Balmford, A., & Green, R. E. (2009). Do increases in agricultural yield spare land for nature? *Global Change Biology*, 15(7), 1716-1726.
- Farber, M.E. & Hall, T.E. (2007) Emotion and Environment: Visitors' Extraordinary Experiences along the Dalton Highway in Alaska, *Journal of Leisure Research*, 39(2), 248-270, DOI: 10.1080/00222216.2007.11950107.
- Ferreira, P.A., Boscolo, D., Carvalheiro, L.G., Biesmeijer, J.C., Rocha, P.L. & Viana, B.F. (2015). Responses of bees to habitat loss in fragmented landscapes of Brazilian Atlantic Rainforest. *Landscape ecology*, 30, 2067–2078. doi:10.1007/s10980-015-0231-3.
- Gaba, S., E. Gabriel, J. Chadœuf, F. Bonneau, & V. Bretagne. (2016). Herbicides do not ensure for higher wheat yield, but eliminate rare plant species. *Scientific Reports* 6, 30112.
- Gabriel, D., Carver, S. J., Durham, H., Kunin, W. E., Palmer, R. C., Sait, S. M., ... & Benton, T. G. (2009). The spatial aggregation of organic farming in England and its underlying environmental correlates. *Journal of Applied Ecology*, 46(2), 323-333.
- Garibaldi, L. A., et al. 2013. Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey bee abundance. *Science* 339:1608–1611.
- Garibaldi, L.A., Steffan-Dewenter, I., Winfree, R., Aizen, M.A., Bommarco, R., Cunningham, S.A., Kremen, C., Carvalheiro, L.G., Harder, L.D., Afik, O., et al. (2013). Wild pollinators enhance fruit set of crops regardless of honey-bee abundance. *Science* 339, 1608–1611.
- Geist, H.J., Lambin, E.F., (2002). Proximate causes and underlying driving forces of tropical deforestation. *BioScience* 52, 143–150.

- Geoghegan, J.; Pritchard Jr., L.; Ogneva-Himmelberger, Y.; Chowdhury, R. R.; Sanderson, S. & Turner II, B. L. (1998). Socializing the Pixel and Pixelizing the Social in Land-Use and Land-Cover Change. p. 51-69. In: Liverman, D.; Moran, E. F.; Rindfuss, R. R.; Stern, P. C. (Ed.). *People and Pixels: Linking Remote Sensing and Social Science*. National Academy Press, Washington, D.C, 267 p.
- Godfray, H. C. J., Beddington, J. R., Crute, I. R., Haddad, L., Lawrence, D., Muir, J. F., ... & Toulmin, C. (2010). Food security: the challenge of feeding 9 billion people. *Science*, 327(5967), 812-818.
- Green, R. E., Cornell, S. J., Scharlemann, J. P., & Balmford, A. (2005). Farming and the fate of wild nature. *Science*, 307(5709), 550-555.
- Han, J., Hayashi, Y., Cao, X. & Imura, H. Application of an integrated system dynamics and cellular automata model for urban growth assessment: A case study of Shanghai, China. *Landscape and Urban Planning*, 91, 133-141.
- Hipólito, J., Boscolo, D. & Viana, B.F. (2018). Landscape and crop management strategies to conserve pollination services and increase yields in tropical coffee farms. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 256: 218-225. doi: 10.1016/j. agee.2017.09.038
- Hipólito, J., Viana, B. F., & Garibaldi, L. A. (2016). The value of pollinator-friendly practices: synergies between natural and anthropogenic assets. *Basic and Applied Ecology*, 17(8), 659-667.
- Hole, D. G., Perkins, A. J., Wilson, J. D., Alexander, I. H., Grice, P. V., & Evans, A. D. (2005). Does organic farming benefit biodiversity? *Biological conservation*, 122(1), 113-130.
- Huang, S. L., Wang, S. H., & Budd, W. W. (2009). Sprawl in Taipei's peri-urban zone: Responses to spatial planning and implications for adapting global environmental change. *Landscape and urban planning*, 90(1-2), 20-32.
- Ibrahim, W. Y. W., & Ludin, A. N. M. (2015). Spatiotemporal land use change analysis using open-source GIS and web-based application. *International Journal of Built Environment and Sustainability*, 2(2).
- J. Eliasch, (2008). *Climate Change: Financing Global Forests*. UK Office of Climate Change, London, available at www.official-documents.gov.uk/document/other/9780108507632/9780108507632.pdf.
- Kennedy, C. M., Lonsdorf, E., Neel, M. C., Williams, N. M., Ricketts, T. H., Winfree, R., ... & Carvalho, L. G. (2013). A global quantitative synthesis of local and landscape effects on wild bee pollinators in agroecosystems. *Ecology letters*, 16(5), 584-599.

- Kleijn, D., Baquero, R. A., Clough, Y., Diaz, M., De Esteban, J., Fernández, F., ... & Knop, E. (2006). Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology letters*, 9(3), 243-254.
- Kremen, C., N. M. Williams, R. L. Bugg, J. P. Fay, and R. W. Thorp. (2004). The area requirements of an ecosystem service: crop pollination by native bee communities in California. *Ecology Letters* 7:1109–1119.
- Lambin, E. F., & Meyfroidt, P. (2011). Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 108(9), 3465-3472.
- Landis, J. R., & Koch, G. G. (1997). The measurement of observer agreement for categorical data. *Biometrics* 33(1), 159-174.
- Lechenet, M., F. Dessaint, G. Py, D. Makowski, and N. Munier-Jolain. (2017). Reducing pesticide use while preserving crop productivity and profitability on arable farms. *Nature Plants* 3,17008.
- Lindgren, J., Kimberley, A., Eriksson, O. & Cousins, S. (2017). Habitat complementary supports pollinators and frugivores in agricultural landscapes. Retrieved from <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:su:diva-148650>.
- Lippmann, R.P. An introduction to computing with neural nets. *IEEE ASSP Magazine*, v.4, p. 4-22, 1987.
- Macedo, R. D. C., Almeida, C. M. D., Santos, J. R. D., & Rudorff, B. F. T. (2013). Modelagem dinâmica espacial das alterações de cobertura e uso da terra relacionadas à expansão canavieira. *Boletim de Ciências Geodésicas*, 19(2), 313-337.
- Mas, A. H., & Dietsch, T. V. (2004). Linking shade coffee certification to biodiversity conservation: butterflies and birds in Chiapas, Mexico. *Ecological Applications*, 14(3), 642-654.
- Mas, J. F. (1999). Monitoring land-cover change: a comparison of change detection techniques. *International Journal of Remote Sensing*, v. 20, p. 139-152.
- Matson, P. A., & Vitousek, P. M. (2006). Agricultural intensification: will land spared from farming be land spared for nature? *Conservation Biology*, 20(3), 709-710.
- McGarigal Kevin, 2015. *Fragstats Help 21*, Department of Environmental Conservation University of Massachusetts, Amherst. Disponível em: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/documents/fragstats.help.4.pdf>.

- Metzger, J. P., Bustamante, M. M., Ferreira, J., Fernandes, G. W., Librán-Embid, F., Pillar, V. D., ... & Overbeck, G. E. (2019). Why Brazil needs its Legal Reserves. *Perspectives in Ecology and Conservation*.
- Meyer, W. B.; Turner II, B. L. (1996). Land-Use/Land-Cover Change: Challenges for Geographers. *Geojournal*, v. 39, n. 3, p. 237-240.
- Mienmany, B. (2018). Analysis Land use and Land cover changes and the driving forces: A case study in Kaysone Phomvihan District, Laos. Dissertation of Master in Geographic Information Systems and Spatial Planning. Supervisor: Ana Cláudia Moreira Teodoro. Co-supervisor: Patrícia Catarina dos Reis Macedo Abrantes. Faculty of Arts, University of Porto. 136 p.
- Ministério do Meio Ambiente. (2019). Monumento Natural Estadual da Pedra Grande. Relatório da Fundação para Conservação e a Produção Florestal do Estado de São Paulo Disponível em: <http://sistemas.mma.gov.br/portalcnuc/rel/index.php?fuseaction=portal.exibeUc&idUc=1967>
- Montoya, D., B. Haegeman, S. Gaba, C. de Mazancourt, V. Bretagnolle, and M. Loreau. (2019). Trade-offs in the provisioning and stability of ecosystem services in agroecosystems. *Current Biology* 00(00):e 01853. 10.1002/eap.1853.
- Moreira, E.F., Boscolo, D. & Viana, B.F. (2015). Spatial heterogeneity regulates plant-pollinator networks across multiple landscape scales. *PloS one*, 10(4): 1-19. doi: 10.1371/journal.pone.0123628.
- Moreira, E.F., Boscolo, D. & Viana, B.F. (2015). Spatial heterogeneity regulates plant-pollinator networks across multiple landscape scales. *PloS one*, 10(4): 1-19. doi: 10.1371/journal.pone.0123628.
- Moreira, E.F., Santos, R.L.S., Silveira, M.S. & Boscolo, D. (2017). Influence of landscape structure on Euglossini composition in open vegetation environments. *Biota Neotropica*, 17: 1-7. doi: :10.1590/1676-0611-bn-2016-0294.
- Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, H., Cameron, D., ... & Lonsdorf, E. (2009). Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7(1), 4-11.
- Nery, L. S., Takata, J. T., de Camargo, B. B., Chaves, A. M., Ferreira, P. A., & Boscolo, D. (2018). Bee diversity responses to forest and open areas in heterogeneous Atlantic Forest. *Sociobiology*, 65(4), 686-695.

- Nextgis. (2012). Air Ais Survey: MOLUSCE Modules for Land Use Change Evaluation. NEXTGIS.
- Oliveira-Filho, F.J., Metzger, J.P., (2006). Thresholds in landscape structure for three common deforestation patterns in the Brazilian Amazon. *Landscape Ecology* 21, 1061–1073.
- Openshaw, S. (1998). Geocomputation. In: Longley, P. A.; Brooks, S. M.; McDonnell, R.; Macmillan, B. (Eds.). *Geocomputation: A Primer*. John Wiley & Sons Ltd., p. 1-29.
- © contribuidores do OpenStreetMap, (2019). Fundação OpenStreetMap (OSMF), dados disponíveis sob a licença de Open Database License (ODbL) disponível em: <https://www.openstreetmap.org/copyright>
- Phalan, B., Balmford, A., Green, R. E., & Scharlemann, J. P. (2011a). Minimising the harm to biodiversity of producing more food globally. *Food Policy*, 36, S62-S71.
- Phalan, B., Onial, M., Balmford, A., & Green, R. E. (2011b). Reconciling Food Production and Biodiversity Conservation: *Land sharing* and *Land sparing* Compared. *Science*, 333(6047), 1289–1291. doi:10.1126/science.1208742.
- Pontius Jr, R. G., & Suedmeyer, B. (2004). Components of agreement between categorical maps at multiple resolutions. *Remote sensing and GIS accuracy assessment*, 233-251.
- Projeto MapBiomass – Coleção 3.1 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil, acessado em 13 de julho de 2019 através do link: https://mapbiomas.org/downloads_colecoes.
- Pywell, R. F., M. S. Heard, B. A. Woodcock, S. Hinsley, L. Rid- ding, M. Nowakowski, and J. M. Bullock. (2015). Wildlife- friendly farming increases crop yield: evidence for ecological intensification. *Proceedings of the Royal Society B* 282:20151740.
- Sampaio, G., Nobre, C., Costa, M.H., Satyamurthy, P., Soares-Filho, B.S., Cardoso, M., (2007). Regional climate change over eastern Amazonia caused by pasture and soybean cropland expansion. *Geophysical Research Letters* 34, 1–7.
- Schroeder, H. (2002) Experiencing Nature in Special Places: Surveys in the North-Central Region, *Journal of Forestry*, Volume 100(5), 8–14, <https://doi.org/10.1093/jof/100.5.8>.
- Soares-Filho, B.S., Nepstad, D.C., Curran, L.M., Cerqueira, G.C., Garcia, R.A., Ramos, C.A., Voll, E., McDonald, A., Lefebvre, P., & Schlesinger, P. (2006). Modelling con- servation in the Amazon basin. *Nature* 440, 520–523.
- Steffan-Dewenter, I., & Tschardtke, T. (1999). Effects of habitat isolation on pollinator communities and seed set. *Oecologia*, 121(3), 432–440.

- Sutter, L., and M. Albrecht. (2016). Synergistic interactions of ecosystem services: florivorous pest control boosts crop yield increase through insect pollination. *Proceedings of the Royal Society B* 283, 20152529.
- Suzuki, K. (Ed.). (2013). Artificial neural networks: Architectures and applications. BoD–Books on Demand.
- Tabarelli, M., Pinto, L. P., Silva, J. M., Hirota, M., & Bede, L. (2005). Challenges and opportunities for biodiversity conservation in the Brazilian Atlantic Forest. *Conservation Biology*, 19(3), 695-700.
- Tamburini, G., S. De Simone, M. Sigura, F. Boscutti, and L. Marini. (2016). Soil management shapes ecosystem service provision and trade-offs in agricultural landscapes. *Proceedings of the Royal Society B* 283, 20161369.
- Teixeira, A. M. G., Soares-Filho, B. S., Freitas, S. R., & Metzger, J. P. (2009). Modeling landscape dynamics in an Atlantic Rainforest region: implications for conservation. *Forest Ecology and Management*, 257(4), 1219-1230.
- Tscharntke, T., Tylianakis, J.M., Rand, T.A., Didham, R.K., Fahrig, L., Batary, P. & Ewers, R.M. (2012). Landscape moderation of biodiversity patterns and processes—eight hypotheses. *Biological Reviews*, 87: 661-685. doi:10.1111/j.1469-185X.2011.00216.x.
- Venturieri, A.; Santos, J. R. (1998). Técnicas de Classificação de Imagens para Análise de Cobertura Vegetal. In: Assad, E. D.; Sano, E. E., eds. *Sistema de Informação Geográfica: Aplicações na Agricultura*. Brasília: DF. Embrapa – SPI/Embrapa- CPAC, p 351-371.
- Wang, H., Li, Xiaobing, L., Long, H., Qiao, Y. and Li, Y (2011). Development and application of a simulation model for changes in land-use patterns under drought scenarios. *Computers and Geosciences*, 37, 831-843.

5. Discussão Geral

Ao início desta tese, tínhamos as seguintes perguntas: (a) Quais fatores podem influenciar na adoção de um sistema de manejo agrícola convencional ou amigável ao meio ambiente? (b) Como é a dinâmica de mudanças da estrutura da paisagem de estudo ao longo do tempo e como isso pode se relacionar com a provisão de serviços ambientais?

A partir destas perguntas foi possível avaliar que as principais razões responsáveis pelo tipo de plantio escolhido são relativas ao contexto cultural dos produtores. Assim, como as escolhas dos produtores são centradas em suas comunidades, é indispensável criar espaços de interação e ajudar na formação de conhecimento coletivo, para que qualquer política de cultivo sustentável seja eficiente. Além disso, como a estrutura da paisagem parece possuir influência positiva na manutenção dos serviços de polinização, esta área parece possuir potencial para incentivos ambientais, e de cultivo ambientalmente amigável. A associação destas duas características pode fazer com que a região seja um local interessante para ações de intensificação ecológica, considerando ainda sua importância para a conservação da biodiversidade.

Segundo Metzger (2019) dados que levem em conta a importância que possuem os serviços ecossistêmicos e os ambientes naturais são particularmente relevantes em um momento histórico em que as áreas de conservação associadas às paisagens de cultivo estão sendo questionadas, e é dito que as reservas legais são um impedimento ao desenvolvimento do país. É importante que se ressalte o fato de que é possível realizar cultivos de maneira menos intensiva, e que degrade menos o meio ambiente (Garibaldi, 2016). A intensificação ecológica é possível, e como se pôde avaliar a partir dos dados obtidos neste trabalho, pode ser igualmente rentável a cultivos convencionais familiares.

Segundo o Ministério da Agricultura (2018), a agricultura familiar brasileira é a 8ª maior do mundo, sendo que 84% dos estabelecimentos agrícolas brasileiros são familiares. Produtores familiares são responsáveis por 70% do feijão, 34% do arroz, 87% da mandioca 46% do milho, 38% do café e 21% do trigo. Além disso, agricultores familiares também produzem 60% do leite, 59% do rebanho suíno, 50% das aves e 30% dos bovinos (Ministério da Agricultura, 2018). Segundo o último censo agropecuário, a agricultura familiar é a base econômica de 90% dos municípios brasileiros com até 20 mil habitantes (Censo, 2010).

Considerando a importância da agricultura familiar para o país, o fato de que é possível (e preferível por diversos produtores) realizar cultivos amigáveis ao meio ambiente, e ainda que produtos agroecológicos têm tido uma procura cada vez maior. O incentivo aos cultivos sustentáveis é, assim, uma oportunidade econômica. Os produtores familiares relataram com

frequência uma rejeição aos agroquímicos, e a maioria deles relaciona os pesticidas e herbicidas à ocorrência de enfermidades. Diversos produtores orgânicos relataram inclusive que tentaram ou cogitam tentar cultivos orgânicos, porém a dificuldade em conseguir certificações impossibilitou seus esforços. Portanto, com incentivos para o produtor neste momento de transformação de um tipo de cultivo convencional para orgânico poderia gerar grandes diferenças no tipo de produção da região.

Políticas públicas necessitam ser pensadas considerando que a degradação causada pelos cultivos convencionais em grande escala avançando sobre áreas naturais causam enormes perdas ambientais e econômicas. Segundo a Plataforma de Política Científica sobre Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos, pelo menos um milhão de espécies de plantas e animais estão sofrendo extinção, e que a perda de polinizadores pode afetar negativamente a produção dos Estados Unidos em uma escala de bilhões de dólares anualmente (Novais et al., 2016; Díaz et al., 2019). Este tipo de perda seria inestimável para a agricultura familiar. Sendo assim, é economicamente relevante manter as áreas naturais, além de elas possuírem uma função social e emocional para as pessoas, sendo parte do bem-estar humano (Metzger et al. 2019, Cohen-Shacham et al. 2019).

Já existem diversas soluções reconhecidas que buscam aliar produção à conservação ambiental, priorizando os serviços ecossistêmicos, de baixo custo e com benefícios ambientais, sociais e econômicos (Cohen-Shacham et al. 2019). Entre elas há uma diversidade de tipos de políticas públicas que podem ser implementadas, como pagamento por serviços ambientais, cadeias de valor de produtos baseados na biodiversidade, áreas protegidas, gestão comunitária de recursos, etc. que podem criar ou manter um uso mais resiliente das paisagens (European Commission, 2016) integrando os interesses dos mais diversos atores (Primmer et al., 2015).

Para a área de estudo e demais áreas similares, salienta-se que se pode aproveitar o contexto diverso da paisagem, assim como sua dinâmica de crescimento de pequenos cultivos familiares, para utilizar estratégias de integração de cultivo com ambientes naturais. Dessa forma pode-se aumentar ou manter os serviços ecossistêmicos presentes, além da biodiversidade. Como os produtores possuem ainda um interesse em plantios amigáveis aos polinizadores, ações políticas devem incentivar estes cultivos, sempre tendo em conta o forte componente cultural, e de comunidade da área de estudo. Apesar de sabermos de todas as dificuldades associadas em se transformar o tipo de cultivo predominante no país, a humanidade possui um grande potencial adaptativo (Phalan et al. 2011), sendo que já transformamos diversas vezes nossa maneira de cultivar e viver durante a história humana. Sendo assim,

realizar intensificação ecológica é possível e desejável, e devemos fazer tantos esforços quanto for possível para que seja real.

6. Referências Bibliográficas

- Aguilar R. Ashworth, L. Galetto L. & Aizen, M.A. (2006). Plant reproductive susceptibility to habitat fragmentation, review and synthesis through a meta-analysis. *Ecol Lett.*, 9, 968–980. PMID, 16913941.
- Aizen M.A. & Harder L.D. (2007). Expanding the limits of the pollen-limitation concept, effects of pollen quantity and quality. *Ecology* 88,271–281.
- Ashman, T.L., Knight, T.M., Steets, J.A., Amarasekare, P., Burd, M., Campbell, D. R., Dudash, M. R., Johnston, M. O. Mazer, S. J. Mitchel, I.R.J. Morgan M. T. & Wilson, W. G. (2004). Pollen limitation of plant reproduction, ecological and evolutionary causes and consequences. *Ecology* 85,2408–2421.
- Asner, G.P., Elmore, A.J., Olander, L.P., Martin, R.E. & Harris, A.T. (2004). Grazing systems, ecosystem responses, and global change. *Annu. Rev. Environ. .* 29,261 -99. Resour.
- Bennett, E. M., Carpenter, S. R. & Caraco, N. (2001). Human impact on erodible phosphorus and eutrophication, a global perspective. *BioScience* 51, 227-234.
- Burd, M. (1994). Bateman's principle and plant reproduction, the role of pollen limitation in fruit and seed set. *Bot Rev* 60, 83–139.
- Censo Agropecuário, Florestal e Aquícola (2017). IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Disponível em, <https://censos.ibge.gov.br/agro/2017>.
- Cohen-Shacham, E., Andrade, A., Dalton, J., Dudley, N., Jones, M., Kumar, C., Maginnis, S., Maynard, S., Nelson, C.R., Renaud, F.G., Welling, R., Walters, G., (2019). Core principles for successfully implementing and upscaling nature-based solutions. *Environ. Sci. Policy* 98, 20–29, <http://dx.doi.org/10.1016/j.envsci.2019.04.014>.
- Cunningham, S.A. (2000). Depressed pollination in habitat fragments causes low fruit set. *Proc Roy Soc Lond B Biol* 267, 1149–1152.
- Daily, G. C. (1997). *Nature's Services, Societal Dependence on Natural Ecosystems* (Island Press, Washington, DC).
- De Groot, R.S. (1992). *Functions of Nature, Evaluation of Nature in Environmental Planning, Management and Decision Making*. Wolters-Noordhoff, Groningen.
- DeFries, R., Foley, J. & Asner, G.P., (2004a). Land Use Choices, Balancing Human Needs and Ecosystem Function. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(5), 249-257.
- DeFries, R., Asner, G. & Houghton, R., (2004b). Eds., *Ecosystems and Land Use Change*. American Geophysical Union, Geophysical Monograph Series, Vol. 153, Washington, DC
- Delaplane, K.S. & Mayer, D.F. (2000) *Crop pollination by bees*. CABI, New York.

- Díaz, S., Settele, J., Brondizio, E., Ngo, H.T., Agard, J., Arneth, A., Balvanera, P., Brauman, K., Butchart, S., Chan, K., Ichii, K., Liu, J., Midgley, G., Miloslavich, P., Molnár, Z., Obura, D., Pfaff, A., Polasky, P., Purvis, A., Razzaque, J., Reyers, B., Shin, Y.-J.S., Willis, K. & Zayas, C. (2019). Summary for Policymakers of the Global Assessment Report on Biodiversity and Ecosystem Services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. Advanced Unedited Version.
- European Commission, (2016). Horizon2020 Work Programme 2016-2017. 12. Climate Action, Environment. Resource Efficiency and Raw Materials.
- Fischer, J., Brosi, B., Daily, G.C., Ehrlich, P.R., Goldman, R., Goldstein, J., Lindenmayer, D.B., Manning, A.D., Mooney, H. a, Pejchar, L., Ranganathan, J. & Tallis, H. (2008). Should agricultural policies encourage *land sparing* or wildlife- friendly farming? *Front. Ecol. Environ.* 6, 380–385. doi,10.1890/070019.
- Foley J.A., Defries R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F. S., Coe, M. T., Daily, G.C., Gibbs, H. K., Helkowski, J.H., Holloway T., Howard, E. A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, C., Ramankutty, N. & Snyder P. K. (2005). Global Consequences of Land Use. *Science*, v. 309. P.570-574, DOI, 10.1126/science.1111772.
- Garibaldi, L.A., Aizen, M.A., Klein, A.M., Cunningham, S. & Harder, L.D. (2011). Global growth and stability of agricultural yield decrease with pollinator dependence. *Proc Natl Acad Sci U S A.*, 108, 5909–5914. doi,10.1073/pnas.1012431108 PMID, 21422295 13.
- Greenleaf, S.S. & Kremen, C. (2006). Wild bees enhance honey bees' pollination of hybrid sunflower. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 103, 13890–13895.
- Gutzler, C., Helming, K., Balla, D., Dannowski, R., Deumlich, D., Glemnitz, M., Knierim, A., Mirschel, W., Nendel, C., Paul, C., Sieber, S., Stachow, U., Starick, A., Wieland, R., Wurbs, A. & Zander, P. (2015) Agricultural land use changes – a scenario-based sustainability impact assessment for Brandenburg, Germany. *Ecol. Indic.* 48, 505–517. doi,10.1016/j.ecolind.2014.09.004.
- Hipólito, J., Boscolo, D., & Viana, B. F. (2018). Landscape and crop management strategies to conserve pollination services and increase yields in tropical coffee farms. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 256, 218-225.
- Hipólito, J., Viana, B. F., & Garibaldi, L. A. (2016). The value of pollinator-friendly practices: synergies between natural and anthropogenic assets. *Basic and Applied Ecology*, 17(8), 659-667.

- Howarth, R.B. & Farber, S. (2002). Accounting for the value of ecosystem services. *Ecol. Econ.* 41, 421–429. doi,10.1016/S0921-8009(02)00091-5.
- Klank, C., Pluess, A.R. & Ghazoul, J. (2010). Effects of population size on plant reproduction and pollinator abundance in a specialized pollination system. *J Ecol* 98,1389–1397.
- Klein, A., Vaissière, B.E., Cane, J., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S., Kremen, C. & Tscharntke, T. (2007) Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B, Biological Sciences* 274,303-313.
- Klein, A.M., Steffan-Dewenter, I. & Tscharntke, T. (2003). Fruit set of highland coffee increases with the diversity of pollinating bees. *Proc. R. Soc. Lond. Ser. B*, 270, 955–961.
- Kremen, C., Williams, N. & Thorp, R. (2002). Crop pollination from native bees at risk from agricultural intensification. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 99,16812-16816.
- Laurila-Pant, M., Lehtikoinen, A., Uusitalo, L. & Venesjärvi, R. (2015). How to value biodiversity in environmental management? *Ecol. Indic.* 55, 1–11. doi,10.1016/j.ecolind.2015.02.034.
- Matson P. A., W. J. Parton, A. G. & Power, M. J. (1997) Agricultural Intensification and Ecosystem Properties *Swift, Science* 277, 504.
- MEA, Millennium Ecosystem Assessment, (2003) *Ecosystems and Human Wellbeing, A Framework for Assessment*. Island Press, Washington, DC.
- Metzger, J. P., Bustamante, M. M., Ferreira, J., Fernandes, G. W., Librán-Embíd, F., Pillar, V. D., ... & Overbeck, G. E. (2019). Why Brazil needs its Legal Reserves. *Perspectives in Ecology and Conservation*.
- Michener, C. D. (2007). *The Bees of the World*. Baltimore, London: John Hopkins University Press. 953 p.
- Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento - Secretaria de Agricultura familiar e cooperativismo (2018). Agricultura familiar do Brasil é 8ª maior produtora de alimentos do mundo. Disponível em,<http://www.mda.gov.br/sitemda/noticias/agricultura-familiar-do-brasil-%C3%A9-8%C2%AA-maior-produtora-de-alimentos-do-mundo>.
- Morandin, L.A. & Winston, M.L. (2006). Pollinators provide economic incentive to preserve natural land in agroecosystems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 116, 289–292.
- Novais, S.M.A., Nunes, C.A., Santos, N.B., D’Amico, A.R., Fernandes, G.W., Quesada, M., Braga, R.F. & Neves, A.C.O. (2016). Effects of a possible pollinator crisis on food crop production in Brazil. *PLoS One* 11, e0167292, <http://dx.doi.org/10.1371/journal.pone.0167292>.

- Pauw, A. (2007). Collapse of a pollination web in small conservation areas. *Ecology* 88, 1759–1769.
- Pimm, S. L. & Raven, P. (2000). Biodiversity, Extinction by numbers. *Nature* 403, 843–845 doi, 10.1038/35002708.
- Postel, S. L., Daily, G. C. & Ehrlich, P. R. (1996) Human appropriation of renewable fresh water. *Science* 271, 785–788.
- Potts, S.G., Biesmeijer, J.C., Kremen, C., Neumann, P., Schweiger, O. & Kunin, W.E. (2010). Global pollinator declines, trends, impacts and drivers. *Trends Ecol Evol* 25, 345–353.
- Pretty, J. (2003). Social capital and the collective management of resources. *Science* 302, 1912–1914. doi, 10.1126/science.1090847.
- Pretty, J.N., Noble, A.D., Bossio, D., Dixon, J., Hine, R.E., Penning de Vries, F.W.T. & Morison, J.I.L. (2006) Resource-Conserving Agriculture Increases Yields in Developing Countries. *Environ. Sci. Technol.* 40, 1114–1119. doi, 10.1021/es051670d.
- Primmer, E., Jokinen, P., Blicharska, M., Barton, D.N., Bugter, R. & Potschin, M. 2015. Governance of ecosystem services, a framework for empirical analysis. *Ecosyst. Serv.* 16, 158–166, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.05.002>.
- Ramankutty, N. & Foley, J. A. (1999). Estimating historical changes in global land cover, Croplands from 1700 to 1992. *Global Biogeochem. Cycles* 13, 997.
- Ricketts, T.H., Regetz, J., Steffan-Dewenter, I., Cunningham, S.A., Kremen, C., et al. (2008). Landscape effects on crop pollination services, are there general patterns? *Ecol Lett.* 11, 499–515. doi, 10.1111/j.1461-0248.2008.01157.x PMID, 18294214.
- Ricketts, T. H., Daily, G. C., Ehrlich, P. R., Michener, C. (2004). Economic value of tropical forest to coffee production *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*
- Sapir, Y. & Mazzucco, R. (2012). Post-zygotic reproductive isolation among populations of *Iris atropurpurea*, the effect of spatial distance among crosses and the role of inbreeding and outbreeding depression in determining niche width. *Evol Ecol Res* 14, 425–445
- Steward, P.R., Shackelford, G., Carnevali, L.G., Benton, T.G., Garibaldi, L.A. & Sait, S.M. (2014). Pollination and biological control research, are we neglecting two billion smallholders. *Agric. Food Secur.* 3, 5. doi, 10.1186/2048-7010-3-5 54.
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I. & Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - Ecosystem Service Management. *Ecol Lett.* 8, 857–874.
- Vitousek, P. M., Ehrlich, P. R., Ehrlich, A.H. & Matson, P. A. (1986). Human Appropriation of the Products of Photosynthesis. *Bioscience* 36, 368.

- Vörösmarty, C.J., Salisbury, P.J. & Lammers, R.B. (2000) Global water resources, vulnerability from climate change and population growth. *Science* 289, 284.
- Winfree, R., Aguilar, R., Vazquez, D.P., Le Buhn, G. & Aizen, M.A. (2009). A meta-analysis of bees' responses to anthropogenic disturbance. *Ecology* 90,2068–2076.
- Winfree, R., Griswold, T. & Kremen, C. (2007). Effect of human disturbance on bee communities in a forested ecosystem. *Conservation Biology* 21,213-223.
- Winfree, R., Gross, B.J. & Kremen, C. (2011). Valuing pollination services to agriculture. *Ecological Economics* 71 80–88 doi,10.1016/j.ecolecon.2011.08.001.
- Winter, C., Lehmann, S. & Diekmann, M. (2008). Determinants of reproductive success, a comparative study of five endangered river corridor plants in fragmented habitats. *Biol Conserv.* 141,1095–1104.
- Wood, S., Sebastian, K.S. & Scherr, J. (2000). Pilot Analysis of Global Ecosystems, Agroecosystems (International Food Policy Research Institute and World Resources Institute, Washington, DC).

ANEXO I

Modelo de pesquisa para produtores (Cantareira-Mantiqueira)

NOME DO PRODUTOR:

NOME DA PROPRIEDADE:

LOCALIZAÇÃO:

DATA:

COORDENADAS:

CAPITAL HUMANO

1. Nível educacional

Qual é o seu nível mais alto de educação formal?

Número de anos de educação formal (0-15)

2. Estrutura familiar

Algum outro membro da família ajuda você na propriedade? E qual nível educacional eles têm?

3. Tipo de trabalho

Quais são as atividades que você executa na propriedade?

O seu trabalho está mais relacionado a atividades administrativas ou de campo?

4. Saúde

Quantos membros da família e funcionários relataram problemas de saúde no mês passado?

Qual é a distância (km) para o centro de saúde mais próximo (Hospital, postinho, etc.)?

5. Conhecimento sobre polinizadores

Você sabe quais insetos visitam sua plantação?

() sim () não

Quais):

Você sabe o que é um polinizador?

() sim () não

Você acha que as abelhas são importantes para as culturas?

CAPITAL NATURAL

6. Área de conservação

Você tem áreas de conservação em sua propriedade?

Quantos hectares são mantidos para conservação?

** Por que você escolheu manter áreas de conservação?

7. Biodiversidade

Há algum animal selvagem em sua propriedade? Qual?

Quantas plantas nativas você tem em sua propriedade?

Cobertura total da floresta em % (**não é necessário perguntar**)

Diversidade de insetos (**não é necessário perguntar**)

CAPITAL FINANCEIRO

8. Produção

Qual o lucro obtido de cada safra (em média)? (Produção por ha / por colheita)

Lucro da Área de Cultivo

9. Distribuição

Onde você vende suas colheitas? (Local = 1, nacional = 2, local e nacional = 3, local e nacional = 4, exportação = 5)

10. Outras fontes de renda

A atividade rural é sua principal ocupação?

Você tem outro emprego fora da propriedade?

Você obtém benefícios do governo?

11. Número de cabeças de gado na propriedade

12. Financiamento

Você tem acesso a qualquer linha de crédito?

Você tem acesso a qualquer tipo de subsídio?

13. Certificação orgânica

Sua propriedade possui algum tipo de certificação? Quais produtos são certificados?

CAPITAL FÍSICO

14. Colmeias de polinizadores

Você possui colmeias para polinização?

15. População economicamente ativa

Qual é o número de pessoas em idade ativa?

Qual é a distribuição de gênero dentro da propriedade rural? Como os trabalhos são divididos por gênero?

16. Maquinários Agrícolas

Você possui maquinários agrícolas? Quais?

Possui Sistema de irrigação? Qual é o seu sistema de irrigação?

Você usa fertilizantes? Eles são naturais ou químicos?

Você usa pesticidas em suas colheitas? Que tipo de pesticidas você usa? Em que período?

Vocês usam herbicidas, inseticidas ou fungicidas durante a floração? Em menor ou em maior quantidade? Porque?

17. Sistema de cultivo

Quantos hectares há na plantação?

Quais são as plantas cultivadas? Como são plantadas?

Plantios diferentes são cultivados juntos?

Há alguma utilização de colmeias manejadas na plantação

Qual o sistema de produção? São adotadas práticas agrícolas não convencionais? Se sim, quais?

** Você já pensou em mudar a maneira como você produz?

** Quais são as dificuldades que você vê na agricultura orgânica?

****** Se essas dificuldades foram corrigidas, você acredita que a agricultura orgânica seria interessante?

18. Infra-estrutura

As estradas dificultam a produção? Em que momento? (produção, venda, compra de insumos)

19. Trade-offs

Qual o maior problema para a produção? (Excesso de água, seca, frio, pragas)

Quais os principais insumos para a produção e o quanto eles representam nos custos?

Quais são os insumos mais caros e necessários na produção?

Como foram obtidas suas plantas/gado? Quanto custaram?

Há custo para replantio?

CAPITAL SOCIAL

20. Trabalhadores

Qual é o número de trabalhadores (família / contratados) por ano?

Quantos dias por ano?

21. Sistema de posse da terra

O sistema de posse da terra (arrendatário, posseiro, proprietário, pertence à família, etc).

22. Comercialização

Como você comercializa a produção? (atravessador, agro-indústria, cooperativa).

21. Assistência técnica

Você tem assistência técnica durante a produção?

(Quantos, propósito, dias por ano) (Agrônomos, biólogos, técnicos, etc.)

22. Tomada de decisão

Quem toma as decisões relacionadas às atividades na propriedade?

23. Associação

Você é parte de qualquer tipo de associação?

24. Acesso à Internet

Você tem acesso à internet?

CAPITAL CULTURAL

25. Identificação de relações com áreas naturais

Como você vê as áreas naturais? Como você se sente sobre como manter áreas naturais em sua propriedade?

26. Religião como formadora de comunidades

Você participa em qualquer comunidade da igreja?

A sua comunidade da igreja tem influência nas suas escolhas de produtividade?

27. Utilizações culturais para áreas naturais

Você usa áreas naturais para fins religiosos?

Celebrações?

Beleza cênica?

28. Benefícios da natureza

Uso da fauna nativa (aumento para venda = 0, alimento = 1, recreação = 2, rituais = 3, remédio = 4)

QUALITATIVAS

29. Qualidade de vida

Quais são as vantagens em se morar no meio rural?

O que poderia melhorar sua qualidade de vida?

ANEXO II

Folheto entregue para os produtores durante a entrevista

(Arte: Bárbara Nobrega Rodrigues, 2017.)

ANEXO III

Matrizes de transição entre os períodos utilizados no estudo

Matriz de transição 1985 - 1991

	Floresta	Campo	Pasto	Cultivo	Mosaico	Urbano	Outro	Mineração	Água
Floresta	90.574%	0.126%	1.310%	0.058%	7.676%	0.051%	0.069%	0.001%	0.136%
Campo	26.684%	20.536%	19.131%	0.023%	33.159%	0.099%	0.369%	0.000%	0.000%
Pasto	2.618%	0.273%	78.918%	0.005%	17.676%	0.405%	0.075%	0.004%	0.026%
Cultivo	0.000%	0.000%	0.000%	0.000%	100.000%	0.000%	0.000%	0.000%	0.000%
Mosaico	17.469%	0.462%	14.442%	0.045%	66.092%	1.045%	0.250%	0.002%	0.194%
Urbano	0.180%	0.001%	2.009%	0.000%	14.028%	83.214%	0.519%	0.040%	0.009%
Outro	8.141%	0.680%	2.202%	0.000%	47.012%	8.141%	30.112%	1.799%	1.913%
Mineração	0.000%	0.000%	5.303%	0.000%	8.460%	8.838%	12.879%	63.889%	0.631%
Água	1.929%	0.000%	0.024%	0.000%	1.130%	0.046%	0.087%	0.000%	96.784%

Matriz de Transição 1991 - 2007

	Floresta	Campo	Pasto	Cultivo	Mosaico	Urbano	Outro	Mineração	Água
Floresta	78.899%	0.775%	3.133%	2.620%	14.122%	0.202%	0.095%	0.001%	0.153%
Campo	16.539%	42.374%	15.403%	2.062%	23.355%	0.089%	0.173%	0.000%	0.006%
Pasto	4.519%	0.636%	61.131%	1.400%	30.905%	1.238%	0.128%	0.006%	0.037%
Cultivo	16.688%	0.000%	14.258%	57.353%	11.701%	0.000%	0.000%	0.000%	0.000%
Mosaico	16.459%	0.926%	14.030%	1.677%	62.814%	3.413%	0.418%	0.009%	0.255%
Urbano	0.568%	0.006%	0.939%	0.000%	17.904%	79.253%	1.165%	0.079%	0.086%
Outro	6.824%	1.193%	8.278%	0.721%	51.523%	6.563%	21.691%	1.989%	1.218%
Mineração	12.596%	0.000%	16.067%	0.000%	33.162%	5.656%	14.910%	17.609%	0.000%
Água	3.154%	0.000%	1.268%	0.000%	9.318%	0.080%	2.720%	0.000%	83.460%

Matriz de transição 2007 - 2017

	Floresta	Campo	Pasto	Cultivo	Mosaico	Urbano	Outro	Mineração	Água
Floresta	84.296%	0.973%	1.013%	3.533%	9.845%	0.081%	0.059%	0.001%	0.199%
Campo	27.492%	30.461%	7.067%	3.349%	31.539%	0.038%	0.046%	0.008%	0.000%
Pasto	3.736%	0.762%	61.085%	2.723%	30.949%	0.568%	0.104%	0.010%	0.064%
Cultivo	18.336%	0.100%	0.432%	75.430%	5.655%	0.042%	0.006%	0.000%	0.000%
Mosaico	12.228%	1.584%	10.549%	2.821%	69.194%	2.691%	0.430%	0.009%	0.496%
Urbano	0.433%	0.012%	0.648%	0.002%	21.417%	75.456%	1.876%	0.077%	0.079%
Outro	3.314%	0.414%	3.141%	1.107%	38.477%	10.265%	26.254%	0.663%	16.365%
Mineração	0.000%	0.000%	1.455%	0.000%	8.727%	11.455%	45.818%	25.818%	6.727%
Água	2.151%	0.029%	0.298%	0.000%	3.292%	0.061%	0.237%	0.000%	93.932%

Matriz de transição 2017 - 2027

	Floresta	Campo	Pasto	Cultivo	Mosaico	Urbano	Outro	Mineração	Água
Floresta	99.403%	0.001%	0.006%	0.072%	0.518%	0.000%	0.000%	0.000%	0.000%
Campo	3.121%	88.479%	0.014%	0.607%	7.779%	0.000%	0.000%	0.000%	0.000%
Pasto	0.695%	0.000%	74.185%	0.108%	25.013%	0.000%	0.000%	0.000%	0.000%
Cultivo	1.552%	0.002%	0.001%	82.709%	15.737%	0.000%	0.000%	0.000%	0.000%
Mosaico	2.477%	0.000%	0.016%	0.246%	97.261%	0.000%	0.000%	0.000%	0.000%
Urbano	0.000%	0.000%	0.000%	0.000%	0.000%	100.000%	0.000%	0.000%	0.000%
Outro	7.406%	0.014%	0.043%	0.086%	9.602%	0.000%	82.850%	0.000%	0.000%
Mineração	5.027%	0.000%	0.000%	0.000%	8.438%	0.000%	0.000%	86.535%	0.000%
Água	0.130%	0.000%	0.000%	0.006%	0.100%	0.000%	0.000%	0.000%	99.765%