

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS PARA A SUSTENTABILIDADE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SUSTENTABILIDADE NA GESTÃO
AMBIENTAL - PPGSGA

RENATO LUCIANI CHAGAS

**O PAPEL DO PROTOCOLO AGROAMBIENTAL ETANOL VERDE NA
CONECTIVIDADE E RESILIÊNCIA DA PAISAGEM: UMA ANÁLISE TEMPORAL**

Sorocaba
2022

UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS PARA A SUSTENTABILIDADE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM SUSTENTABILIDADE NA GESTÃO
AMBIENTAL - PPGSGA

RENATO LUCIANI CHAGAS

**O PAPEL DO PROTOCOLO AGROAMBIENTAL ETANOL VERDE NA
CONECTIVIDADE E RESILIÊNCIA DA PAISAGEM: UMA ANÁLISE TEMPORAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade na Gestão Ambiental, para obtenção do título de Mestre em Sustentabilidade na Gestão Ambiental.

Orientação: Prof. Dr. Rogério Hartung Toppa

Sorocaba
2022

Chagas, Renato Luciani

O papel do Protocolo Agroambiental Etanol Verde na conectividade e resiliência da paisagem: uma análise temporal / Renato Luciani Chagas -- 2022.
62f.

Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de São Carlos, campus Sorocaba, Sorocaba
Orientador (a): Rogério Hartung Toppa
Banca Examinadora: Dr. Marcos Roberto Martines, Dr. Ricardo Vicente Ferreira
Bibliografia

1. Perda de habitat e fragmentação. 2. Conectividade Funcional. 3. Políticas Públicas. I. Chagas, Renato Luciani. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática
(SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano - CRB/8
6979

RENATO LUCIANI CHAGAS

**O PAPEL DO PROTOCOLO AGROAMBIENTAL ETANOL VERDE NA
CONECTIVIDADE E RESILIÊNCIA DA PAISAGEM: UMA ANÁLISE TEMPORAL**

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Sustentabilidade na Gestão Ambiental, para obtenção do título de Mestre em Sustentabilidade na Gestão Ambiental

Orientação: Prof. Dr. Rogério Hartung Toppa

Orientador(a)

Dr. Rogério Hartung Toppa
Universidade Federal de São Carlos

Examinador(a)

Dr. Marcos Roberto Martines
Universidade Federal de São Carlos

Examinador(a)

Dr. Ricardo Vicente Ferreira
Universidade Federal do Triângulo Mineiro

RESUMO

CHAGAS, Renato Luciani. O PAPEL DO PROTOCOLO AGROAMBIENTAL ETANOL VERDE NA CONECTIVIDADE E RESILIÊNCIA DA PAISAGEM: UMA ANÁLISE TEMPORAL. 2022. 62 f. (Mestre em Sustentabilidade na Gestão Ambiental) – Universidade Federal de São Carlos, *campus* Sorocaba, Sorocaba, 2022

O governo do Estado de São Paulo (Brasil) e a Associação da Indústria de Cana-de-Açúcar assinaram em 2007 o Protocolo Agroambiental do Setor Sucroalcooleiro. O documento previu o fim do manejo do fogo dos canaviais e das nascentes e matas ciliares restauração de florestas. No entanto, essa política pública não estabeleceu metas claras para ações de conservação. Nesse contexto, nosso trabalho teve como objetivo analisar o papel desse protocolo com base em três questões principais: (i) As ações do setor sucroenergético signatário do protocolo provocam aumento de manchas florestais em matas ciliares permanentes Áreas de Preservação (APP)? (ii) Após a assinatura do protocolo, houve melhora na conectividade funcional? (iii) Qual é a melhoria na conectividade funcional com todas as áreas de preservação permanente restauradas? Escolhemos o município de Araras (estado de São Paulo, Brasil) como modelo territorial para a pesquisa. Comparamos a evolução de APP ribeirinha com base nos índices de conectividade funcional IIC e PC para os anos de 2006, 2020 e em um cenário hipotético com todos os APPs restauradas. Os resultados mostraram um aumento de 27,3% na cobertura vegetal de 2006 a 2020 em APP. Em ambos os anos, poucas manchas florestais apresentaram área maior que 100 ha, com apenas seis manchas em 2006 (2,59%) e oito em 2020 (2,17%). Para o índice IIC, o cenário hipotético com a restauração do PPA é significativamente diferente dos anos de 2006 e 2020 ($p < 0,001$). No entanto, não há diferença significativa entre a conectividade de 2006 e 2020 ($p = 0,244$). Para o índice PC, há uma diferença significativa entre os três cenários estudados. Concluímos que as ações propostas pelo Grupo Agroambiental protocolo, mesmo aumentando a área total de floresta e conectividade, pode ser insuficiente para afetar a conectividade funcional de forma positiva e, conseqüentemente, a resiliência da paisagem natural. Isso ocorre porque a cultura da cana-de-açúcar é intensivamente manejada e precisa de Políticas Públicas complementares, como o uso de agrotóxicos de baixo impacto, para garantir a conservação da biodiversidade e um plano de uso do solo para aumentar a matriz permeabilidade.

Palavras-chave: Perda de habitat e fragmentação, Conectividade Funcional, Métricas de Paisagem

ABSTRACT

The State of São Paulo Government (Brazil) and the Sugar Cane Industry Association signed together, in 2007, the Sugar-Alcohol Sector Agri-environmental Protocol. The document foresaw the end of the fire management technique of the cane fields and the water sources and riparian forest. However, this public policy didn't establish clear goals for conservation actions. In this context, our work had as an objective to analyse this protocol's role based on three main questions: (i) Do the actions of the sugar-alcohol sector that signed the protocol induced the increase of forest patches in riparian forests that are Permanent Preservation Areas (PPA)? (ii) After the protocol's signature, was there an increase of functional connectivity? (iii) What is the increase in functional connectivity with all the permanent preservation areas restored? We chose the Araras city (State of São Paulo, Brazil) as the land model for the research. We compared the evolution of riverside PPA based on the Functional connectivity Indexes IIC e PC for the years of 2006, 2020 and we analysed these indexes on a hypothetical scenery with all the PPA restored. The results showed a 27,3% increase in vegetal cover from 2006 to 2020 in PPA. Through those years, few forest patches showed areas larger than 100 ha, with only six forest patches in 2006 (2,59%) and eight in 2020 (2,17%). For the IIC Index, the hypothetical scenarios with the PPA restoration scenarios is significantly different from the years of 2006 and 2020 ($p < 0,001$). Nonetheless, there is no significant difference in between the 2006 and 2020 connectivity ($p = 0,244$). As for the PC index, there is a significant difference between the three studied scenarios. We concluded that the actions proposed by the Agri-environmental Group's Protocol, even increasing the total forest and connectivity area, may be insufficient to affect the functional connectivity in a positive way and, consequently, the natural landscape resilience. That happens because the sugar cane cultivation is intensively managed and needs of complementary Public Policies, as the use of low-impact pesticides, to ensure the biodiversity conservation and a soil use planning to increase the permeability matrix.

Key words: habitat loss and fragmentation, Functional Connectivity, landscape Metrics

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Localização da área de estudo, município de Araras, estado de São Paulo.....	23
Figura 2. Distribuição dos Módulos Fiscais para a definição das Áreas de Preservação Permanente, município de Araras, estado de São Paulo.....	30
Figura 3. Bacias hidrográficas e redes de drenagem, município de Araras, estado de São Paulo.	33
Figura 4. Cobertura e uso da terra do município de Araras, estado de São Paulo, em 2006....	34
Figura 5. Cobertura e uso da terra no município de Araras, estado de São Paulo, em 2020....	35
Figura 6. Classes predominantes de cobertura e uso da terra no município de Araras, estado de São Paulo, em 2006	37
Figura 7. Classes predominantes de cobertura e uso da terra no município de Araras, estado de São Paulo, em 2020	38
Figura 8. Variação da área total da cobertura e uso da terra nos anos de 2006 e 2020 no município de Araras, estado de São Paulo.	39
Figura 9. Variação da porcentagem relativa da cobertura e uso da terra entre os anos de 2006 e 2020 no município de Araras, estado de São Paulo.	39
Figura 10. Variação da área total da cobertura e uso da terra em áreas de APP ripária nos anos de 2006 e 2020 no município de Araras, estado de São Paulo.....	40
Figura 11. Variação da porcentagem cobertura e uso da terra em áreas de APP ripária no município de Araras, estado de São Paulo, entre 2006 e 2020.....	41
Figura 12. A e B. Distribuição dos fragmentos de floresta e Áreas de Preservação Permanente (APPs) no ano de 2020; C e D. Cenários das APPs restauradas	42
Figura 13. Histograma da área dos fragmentos para os anos de 2006 e 2020 e cenário com as APPs restauradas	43
Figura 14. Fragmentos florestais categorizados por área, município de Araras, estado de São Paulo.	44
Figura 15. Histograma da distribuição dos valores dos índices IIC e PC	46
Figura 16. Boxplot da distribuição dos valores dos índices IIC e PC	46
Figura 17. Boxplot dos valores dos índices IIC (a) e PC (b) para os diferentes anos estudados e cenário com a restauração das APPs no município de Araras, estado de São Paulo.....	47
Figura 18. Fragmentos florestais classificados pelos índices de conectividade dPC nos anos de 2006 e 2020	48

LISTA DE QUADROS

Quadro 1. Chave de identificação das classes de cobertura e uso da terra 2006, Landsat 7, resolução espacial de 30 metros.	26
Quadro 2. Chave de identificação das classes de cobertura e uso da terra 2020, Sentinel 2, resolução espacial de 10 metros.	27
Quadro 3. Largura da Área de Preservação Permanente (APP) com base nos dispositivos da Lei 12.621/12 (Novo Código Florestal).....	30

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Imóveis rurais cadastrados no CAR	29
Tabela 2. Número de fragmentos por categoria de área	43
Tabela 3. Índices de conectividade IIC e PC para os 21 limiares de dispersão, em 2006, 2020 e cenário com APPs restauradas (APP).....	45
Tabela 4. Análise do post-hod de Dunn	47

LISTA DE EQUAÇÕES

Equação 1 - Índice Integral de conectividade (IIC).....	19
Equação 2 - Índice Probabilidade de conectividade (PC)	19
Equação 3. Índice de acurácia de Kappa	28

LISTA DE ABREVIATURAS E SIGLAS

ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas

APP – Área de preservação permanente

CAR – Cadastro Ambiental Rural

Cwa – Clima subtropical úmido de inverno seco

dPC – índice de conectividade geral por fragmento

dPCconnector – índice de conectividade como conector por fragmento

ESA – European Space Agency

IIC – Índice integral de conectividade

MDE – Modelo digital de elevação

PC – Probabilidade de conectividade

PR – Paraná

PRA - Programa de Regularização Ambiental

RJ – Rio de Janeiro

SIG – Sistema de Informação Geográfica

SIRGAS – Sistema de Referência Geocêntrico para a América do Sul

SP – São Paulo

SRTM – Shuttle Radar Topography Mission

UFSCar – Universidade Federal de São Carlos

UTM – Universal Transverse Mercator

WMS – Warehouse Management System

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO.....	13
2 OBJETIVOS.....	15
2.1 Objetivos específicos.....	15
3 PRESSUPOSTOS TEÓRICOS	16
3.1 Perda de habitat e fragmentação.....	16
3.2 Conectividade estrutural e funcional.....	17
3.3 Índices de Conectividade.....	18
3.4 Áreas de Preservação Permanente.....	20
3.5 Protocolo Agroambiental do Setor Sucrialcooleiro Paulista	21
4 MATERIAIS E MÉTODOS.....	23
4.1 Área de Estudo	23
4.2 Geomorfologia e bacias hidrográficas.....	24
4.3 Cobertura e Uso da Terra.....	24
4.4 Áreas de Preservação Permanente.....	29
4.5 Avaliação de conformidade de APP.....	31
4.6 Conectividade da Paisagem.....	31
5 RESULTADOS	33
6 DISCUSSÃO.....	49
7 CONCLUSÕES.....	54
8 REFERÊNCIAS	55

1 INTRODUÇÃO

A perda de habitat e a fragmentação dos ecossistemas são responsáveis por grande parte da erosão da biodiversidade (FAHRIG, 2003). A Mata Atlântica, que originalmente ocupava quase que a totalidade do território do estado de São Paulo, atualmente se resume a 16,3% da sua área original (SOS MATA ATLÂNTICA/INPE, 2019) e apenas 3,29% destes fragmentos se encontram protegidos em 235 Unidades de Conservação públicas e privadas (MMA, 2019). No interior do estado, a extrema fragmentação da Mata Atlântica foi intensificada pela cafeicultura entre início do século XIX e meados do século XX, e com as mudanças provocadas pelos ciclos econômicos (pecuárias extensiva, laranja e por fim cana-de-açúcar) esta fragmentação foi levada ao seu limite neste início de século XXI. Já o Cerrado se manteve por mais tempo, mas nos últimos 40 anos do séc. XX este bioma perdeu mais de 90% de sua área (JOLY et al. 2008).

Esse modelo de ocupação antrópica baseado na substituição da vegetação nativa por cultivos agropecuários, assim como o uso da terra de forma não planejada, pode resultar em prejuízos ambientais, como degradação de solos, erosão e perda de qualidade da água (VALLE JÚNIOR et al., 2015; GUIDOLINI et al., 2020), além dos impactos negativos sobre a biodiversidade. A compreensão do cenário atual dos padrões de cobertura e uso da terra e do processo histórico que o concretizou, é fundamental para o delineamento de políticas públicas de curto, médio e longo prazo que visem a conservação da biodiversidade e o aumento da resiliência ambiental com a finalidade de subsidiar o planejamento para a implementação de um modelo sistêmico e agroecológico (GLIESSMAN, 2008).

Tendo em vista a importância das Áreas de Preservação Permanente (APP), o processo de planejamento para solucionar os conflitos entre os padrões de uso da terra neste tipo de área, está inicialmente associado ao diagnóstico e quantificação das coberturas florestais em conformidade ambiental, além da demanda de identificar quais são as principais classes de uso da terra em conflito e qual a porcentagem relativa a cada classe na composição dessas áreas de conflito, bem como entender o papel da restauração na estrutura da paisagem no que diz respeito a cobertura dos fragmentos florestais nestas áreas de interesse. Estas informações possibilitam responder qual o atual déficit de APPs e indicar caminhos para restauração ecológica.

Na busca de mitigar os impactos negativos da ocupação inadequada, o Governo do estado de São Paulo, representado pelas Secretarias do Meio Ambiente (SMA) e da

Agricultura e abastecimento (SAA) assinou em 2007, juntamente com a União da Indústria da Cana-de-Açúcar (UNICA), o Protocolo Agroambiental do Setor Sucroalcooleiro do estado de São Paulo, o qual foi de adesão voluntária para as Usinas. O documento previa entre outras diretrizes, a antecipação do fim do uso do fogo nos canaviais e restauração das nascentes e matas ciliares (SÃO PAULO, 2007a). Contudo este Protocolo não estabeleceu metas claras para as ações conservacionistas, como prazos a restauração das matas ciliares e nascentes. Sendo assim o presente trabalho buscou responder as seguintes questões: (i) as ações adotadas pelas Usinas signatárias refletiram em um aumento das áreas florestadas em regiões de APP ripária? (ii) esta alteração resultou em uma paisagem com uma melhor conectividade funcional?

Como modelo territorial associado a produção canavieira para responder as questões apresentadas, foi utilizado o município de Araras, localizado na mesorregião de Piracicaba, estado de São Paulo (IBGE, 2021). A escolha deste município se justifica por representar um grande número das cidades brasileiras de médio porte, com mais de 100 mil habitantes, que tem como base econômica o predomínio da monocultura canavieira, além de não contar com Unidades de Conservação e nenhuma política pública direcionada a conservação dos recursos naturais (IBGE,2017a; MMA,2019).

2 OBJETIVOS

Avaliar a efetividade do Protocolo Agroambiental do Setor Sucroalcooleiro Paulista, apurando se as alterações nos padrões de uso e cobertura da terra posteriores a assinatura, potencializaram a conectividade funcional no município de Araras – SP.

2.1 Objetivos específicos

- Mapear, classificar e quantificar a cobertura e o uso da terra no município de Araras nos anos de 2006 e 2020;
- Identificar e quantificar as áreas de conformidade e não conformidade do uso da terra associado as Áreas de Preservação Permanente no município de Araras nos anos de 2006 e 2020;
- Avaliar os efeitos das ações conservacionistas do Protocolo Agroambiental em relação aos padrões de cobertura da vegetação nativa e o seu papel na conectividade funcional do habitat;

3 PRESSUPOSTOS TEÓRICOS

3.1 Perda de habitat e fragmentação

Uma das principais implicações da ocupação humana em ambientes naturais é a perda de habitat e sua consequente fragmentação, sendo indicada como uma das principais causas da erosão da biodiversidade e extinção de espécies (FORERO-MEDINA e VIEIRA, 2007). Fahrig (2003) nos apresenta uma revisão de literatura na qual discute os efeitos da perda e fragmentação do habitat na biodiversidade, os quais fraciona em dois resultados principais: um efeito forte e negativo da perda de habitat e um efeito mais fraco ocasionada pela fragmentação, o qual pode ser positivo ou negativo. Laurance et al. (2002), em estudo realizado em florestas tropicais, concluem que o efeito de borda resulta em fortes efeitos negativos em variados grupos taxonômicos, indicando a possibilidade de os impactos da fragmentação serem mais significativos em ecossistemas tropicais do que temperados (FAHRIG, 2003).

A perda de habitat acarreta efeitos negativos diretos sobre a biodiversidade, afetando a riqueza de espécies, abundância e distribuição de populações e diversidade genética. Além dos impactos diretos, há os indiretos, que interferem nas taxas de crescimento populacional, com redução no sucesso reprodutivo e aumento das taxas de predação e a simplificação das cadeias tróficas (FAHRIG, 2003; FORERO-MEDINA e VIEIRA, 2007).

A fragmentação de habitats, que pode ser descrita como um processo no qual uma área contínua de vegetação é dividida em dois ou mais fragmentos separados por uma matriz (ocupação antrópica), resultando em uma diminuição da área de habitat original, aumento do número de manchas de habitat, redução no tamanho dos fragmentos e acréscimo do isolamento dos fragmentos de vegetação nativa (FAHRIG, 2003; FORERO-MEDINA e VIEIRA, 2007).

Como consequência da fragmentação e da redução do tamanho dos fragmentos, há um possível aumento da relação perímetro-área, o qual intensifica os efeitos negativos da borda, como mudanças microclimáticas, aumento da predação, maior probabilidade de invasão por espécies exóticas e maior probabilidade da fauna entrar na matriz antropizada, ocasionando maior mortalidade devido as condições desfavoráveis (FORERO-MEDINA e VIEIRA, 2007).

3.2 Conectividade estrutural e funcional

Em um caminho oposto à fragmentação e ao isolamento das populações, temos a conectividade da paisagem, a qual pode ser explicada como o grau no qual uma paisagem promove ou reduz o fluxo biológico e genético entre fragmentos (TAYLOR et al. 1993; TAMBOSI et al, 2012; FORERO-MEDINA e VIEIRA, 2007). A quantificação da conectividade da paisagem pode ser considerada uma ferramenta para a medida indireta da conservação da biodiversidade (ISSII et al, 2020), pois a conectividade pode interferir na persistência da população e na colonização de manchas após degradação (GUARENGHI, 2018).

A conectividade pode ser analisada por seus atributos físicos e estruturais como isolamento, forma e tamanho dos fragmentos, presença de corredores e trampolins ecológicos, entre outros elementos que caracterizam a conectividade estrutural, mas também em resposta ao comportamento das diferentes espécies aos diferentes usos da paisagem, como capacidade perceptual, ou a capacidade de cada espécie de perceber elementos da paisagem a determinadas distâncias, e habilidade de movimento e sobrevivências pela matriz, sendo que estes elementos caracterizam a conectividade funcional (GUARENGHI, 2017; FORERO-MEDINA e VIEIRA, 2007; ISSII et al, 2020). A conectividade estrutural mede a permeabilidade do habitat, baseado nas características físicas, já a conectividade funcional busca descrever o movimento dos genes, gametas, propágulos ou indivíduos se movimentam através da matriz (HILTY et al, 2020)

O conhecimento da capacidade perceptual e de mobilidade entre diferentes coberturas e usos da terra para fauna da Mata Atlântica e Cerrado ainda é escasso na literatura acadêmica. Crouzeilles (2010), em um estudo cienciométrico, encontrou para a Mata Atlântica apenas 15 artigos relacionados ao deslocamento das espécies na matriz antropizada, sendo que 31 espécies apresentavam informações referentes a distância de deslocamento na matriz. Dentro de cada grupo estudado as espécies que apresentam maior deslocamento são o pássaro *Xiphorhynchus fuscus* com deslocamento de 145 m, o marsupial *P. frenatus* com 485 m, os insetos *Euglossa cordata* e *E. sapphirina* com 1340 m e o morcego *Artibeus lituratus* com deslocamento de 500 m.

3.3 Índices de Conectividade

Para o entendimento da dinâmica da paisagem e de como os processos ecológicos decorrentes da fragmentação impactam a biodiversidade, foram elaborados muitos métodos quantitativos em Ecologia da Paisagem e Biologia da Conservação. Saura (2013) distingue as diferentes abordagens disponíveis em três grupos:

- **Os índices espaciais simples:** A maioria destes índices caracteriza principalmente a conectividade estrutural, como a distância média entre fragmentos, distância para o fragmento mais próximo, índices de conexão entre outros (SAURA, 2013).
- **População espacialmente explícita ou modelos de metapopulação:** entende-se como metapopulações, as populações espacialmente independentes, mas funcionalmente relacionadas (LANG e BLASCHKE, 2009). Os índices de metapopulações avaliam a dinâmica populacional dos fragmentos que levam a processos de crescimento ou decaimento populacional, sendo que as relações de conectividade entre os fragmentos são fundamentais para entendimento de todo o processo (SAURA, 2013).
- **Estrutura de Grafos:** Grafo é uma estrutura matemática concebida por um conjunto de nós e vértices, que conectam dois nós distintos. Nesta abordagem a paisagem é descrita com os fragmentos sendo representados pelos nós, e os vértices são as possibilidades de conexão entre dois fragmentos. Este modelo permite quantificar os fragmentos e conexões individualmente, subsidiando planejamento e tomadas de decisão (SAURA, 2013).

Os índices espaciais simples têm uma finalidade mais descritiva, não sendo adequados para aplicações em planejamento (SAURA,2013). Os modelos de metapopulação podem ser fortemente dependentes de muitos dados de entrada, os quais raramente estão disponíveis (SAURA, 2013). Já que os índices de conectividade devem ser objetivos e aplicáveis, os índices baseados em grafos podem apresentar um bom equilíbrio entre a baixa demanda de dados de entrada e um bom resultado da caracterização da conectividade da paisagem (CALABRESE e FAGAN, 2004; SAURA 2013). O estudo da conectividade embasado na teoria dos Grafos permite a modelagem da conectividade funcional de uma determinada espécie para diferentes cenários, como também é possível determinar a conectividade funcional de uma determinada paisagem para diferentes espécies (FORERO-MEDINA e VIEIRA, 2007).

Pascual-Hortal e Saura (2006; 2007) apresentam dois índices de conectividade estruturados na teoria dos Grafos, o Índice Integral de Conectividade (IIC) e Probabilidade de Conectividade (PC). Ambos os índices utilizam as distâncias euclidianas entre os fragmentos (ou *patch*), dentro de um limiar máximo de dispersão e agregam informações próprias de cada fragmento (*intrapatch*), como a área dos fragmentos, avaliando a relevância que cada fragmento tem para manutenção da conectividade. O índice IIC é baseado em um modelo de conectividade binário, no qual cada par de fragmentos pode estar conectado (1) ou não conectado (0), sendo calculado pela seguinte equação:

Equação 1 - Índice Integral de conectividade (IIC)

$$IIC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i a_j / (1 + nl_{ij})}{A_L^2}$$

Sendo que: n é o número total de fragmentos na paisagem; a_i e a_j são os atributos dos fragmentos i e j ; nl_{ij} é o número de links no caminho mais curto (distância topológica) entre as manchas i e j ; e A_L é o atributo máximo da paisagem. Se o atributo do fragmento for a área, então A_L é a área total da paisagem (área da região de estudo, compreendendo áreas de habitat e não habitat) e $IIC=1$ quando toda a paisagem é ocupada por habitat (SAURA e PASCUAL-HORTAL, 2007a).

O índice PC é um modelo de conectividade probabilístico, cuja conexão entre fragmentos é inferida como uma probabilidade de movimento entre eles (SAURA, 2013). O valor de PC varia de 0 a 1 e aumenta com conectividade aperfeiçoada, e é calculado por:

Equação 2 - Índice Probabilidade de conectividade (PC)

$$PC = \frac{\sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n a_i \cdot a_j \cdot p_{ij}^*}{A_L^2}$$

Sendo que: n é o número total de fragmentos de habitat na paisagem; a_i e a_j são os atributos dos fragmentos i e j ; A_L é o atributo máximo da paisagem; e p_{ij}^* é a probabilidade máxima do produto de todos os caminhos entre os fragmentos i e j .

Os valores de IIC e PC podem ser particionados em três frações, ponderando as distintas maneiras pela qual um determinado fragmento (*patch*) pode contribuir para disponibilidade de habitat e conectividade da paisagem (SAURA e RUBIO, 2010):

- **Intra:** refere-se a área interna do fragmento, sendo totalmente independente da conexão com outros fragmentos;
- **Flux:** esta fração mede o quão bem um fragmento está conectado a outros fragmentos, avaliando a quantidade de fluxo, mas não avalia o quanto este fragmento é importante para manutenção da conectividade, correspondendo ao fluxo de dispersão ponderado pela área através das conexões do fragmento. O flux depende tanto do atributo do fragmento, a área por exemplo, como da sua posição na paisagem.
- **Connector:** é a contribuição do fragmento para a conectividade com outros fragmentos, como elemento de ligação ou trampolim entre eles. Esta fração depende exclusivamente da posição topológica, sendo independente de sua área ou outro atributo estimado.

3.4 Áreas de Preservação Permanente

As Áreas de Preservação Permanente (APP) foram instituídas no Brasil pela Lei 4.771 (“Código Florestal Brasileiro”), de 15 de setembro de 1965, com função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas (BRASIL, 1965). A manutenção da cobertura florestal nativa nessas áreas é essencial para a garantia dessas funções.

Em 2012 houve a publicação do “Novo Código Florestal”, Lei 12.651/12 (BRASIL, 2012), que em comparação ao antigo Código Florestal (BRASIL, 1965), apresenta redução nas áreas destinadas à restauração florestal, com grande impacto sobre a área de APPs ciliares que deveriam ser restauradas, e podendo gerar efeitos negativos sobre a conectividade da paisagem e conservação da biodiversidade (ROTTA et al., 2016; ALMEIDA e VIEIRA, 2014).

A conservação e restauração de florestas nativas em APPs auxilia na contenção de processos erosivos e proteção de cursos d’água, sendo uma importante ferramenta na manutenção da disponibilidade e da qualidade dos recursos hídricos (TAMBOSI et al.,

2015). Além disso, a restauração de APPs também contribui para o aumento da conectividade entre os fragmentos existentes na paisagem (OLIVEIRA e SAIS, 2015; PAULA et al., 2018).

Neste contexto, apesar dos dispositivos legais que visam garantir a manutenção da função ecológica das APPs por meio da conservação e restauração da cobertura vegetal nativa existirem há mais de 50 anos, estudos relatam a ocorrência de conflitos no uso da terra dentro dessas áreas (ALMEIDA e VIEIRA, 2014; RODRIGUES et al., 2013; SPETH et al., 2020; COUTINHO et al., 2013), o que demanda de levantamentos contínuos de dados para o monitoramento e gestão destes conflitos.

3.5 Protocolo Agroambiental do Setor Sucroalcooleiro Paulista

A introdução da cultura da cana-de-açúcar em território brasileiro se deu logo após a colonização, já contando com 60 engenhos em 1570 (PISSINATO, 2014). O crescimento do número de canaviais em Araras ocorreu na década de 40 com a instalação de três grandes usinas, a Usina Santa Lucia em 1941, São João em 1944 e a Usina Palmeiras em 1946, alterando a agricultura local (QUINTAS, 2011).

A crise do petróleo na década de 70, impulsionou a indústria canavieira, com o lançamento pelo governo federal do Programa Nacional do Alcool - PRÓ ALCÓOL, em 14 de novembro de 1975, com o objetivo de substituir a frota automotiva baseada na gasolina por uma outra com veículos movidos a álcool (QUINTAS, 2011; PISSINATO, 2014). Em meados da década de 1980 mais de 90% dos carros vendidos no País eram movidos a etanol, contudo com a queda dos preços do petróleo ainda no final da década de 1980, levou ao declínio da produção dos carros a álcool (QUINTAS, 2011). Na década de 1990 a produção de açúcar teve um aumento em detrimento a produção de etanol, incentivada pela alta dos preços e abertura comercial do Brasil (AZEVEDO, 2013). A produção de álcool volta a ganhar relevância na virada do século, com o aumento do interesse internacional por fontes alternativas de energia (MORAES e ZILBERMAN, 2014).

No ano de 2007 o Governo do Estado de São Paulo e suas secretarias de Agricultura e Abastecimento e de Meio Ambiente, assinou juntamente com a União da Agroindústria Canavieira do Estado de São Paulo (UNICA, 2021), um Protocolo de cooperação para consolidar o desenvolvimento sustentável da indústria da cana-de-açúcar no Estado de São Paulo (TORQUATO e RAMOS, 2012). Entre as usinas signatárias do

protocolo, estão as duas usinas presentes na área de estudo, a Usina São João e a Usina Santa Lúcia (SÃO PAULO, 2007b).

O protocolo objetivou a cooperação técnica entre as partes de forma a criar condições que viabilizem a consolidação do processo de desenvolvimento sustentável do setor sucroalcooleiro paulista (SÃO PAULO, 2007). As indústrias e produtores de cana-de-açúcar signatário do protocolo, se comprometeram mediante a adesão voluntária, a respeitar as diretrizes técnicas, dentre as quais pode-se destacar:

- *“Proteger as áreas de mata ciliar das propriedades canavieiras, devido à relevância de sua contribuição para a preservação ambiental e proteção à biodiversidade”.*
- *“Proteger as nascentes de água das áreas rurais do empreendimento canavieiro, recuperando a vegetação ao seu redor”*

Contudo o documento assinado em 2007 não apresenta metas a serem atingidas para as diretrizes acima elencadas. Em 2017 um novo protocolo foi assinado entre o Governo do Estado de São Paulo, juntamente com suas secretarias, e a ÚNICA. Este novo protocolo amplia as diretrizes diretamente relacionadas ao manejo da biodiversidade além de determinar datas para o início das ações de restauração. As principais diretrizes deste novo protocolo ligadas ao manejo da biodiversidade são:

- **Adequação a Lei 12.651/2012** – visa garantir a inscrição no Cadastro Ambiental Rural (CAR), de toda as áreas próprias, de fornecedores e unidades de processamento de cana-de-açúcar. Quando as propriedades não estiverem de acordo com as exigências de Reserva e Área de Preservação Permanente, deverão se regularizar aderindo ao Programa de Regularização Ambiental (PRA);
- **Proteção e restauração das áreas ciliares** – os signatários se comprometeram a proteger e restaurar as áreas ciliares de rios e nascentes. O protocolo estabelece um cronograma para o início das restaurações. As unidades de processamento têm até 2022 para iniciar a restauração de 100% da área própria e os fornecedores de cana-de-açúcar tem o prazo de 2025 para ter iniciado a restauração em 100% das áreas;
- **Medidas de proteção a Fauna** – capacitar a equipe técnica para possíveis encontros com animais silvestres;
- **Prevenção de combate a incêndios florestais** – adotar medidas de prevenção, monitoramento e combate a incêndios florestais.

4 MATERIAIS E MÉTODOS

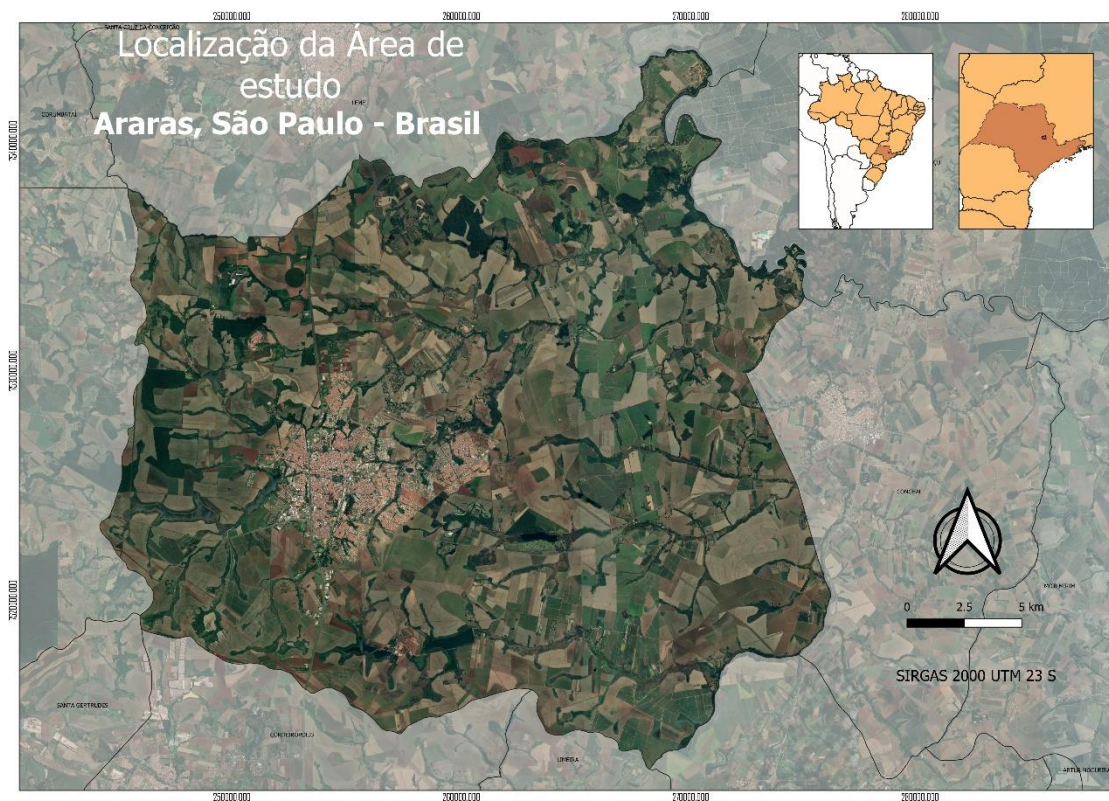
4.1 Área de Estudo

Para a realização deste trabalho foi selecionado o município de Araras, localizado a 170 Km da capital São Paulo pela rodovia Anhanguera, entre os municípios de Leme, Limeira, Corumbataí, Engenheiro Coelho, Cordeirópolis, Mogi Guaçu, Santa Gertrudes, Conchal e Rio Claro (Figura 1).

O clima pode ser classificado como Cwa, de acordo com o Sistema Internacional de Köppen, sendo definido por clima mesotérmico de inverno seco em que a temperatura do mês mais frio é inferior a 18°C e no mês mais quente superiores aos 22°C. No mês mais seco o total de chuvas não passa dos 30 mm e com médias históricas anuais de 1.400 mm (MAGINI e CHAGAS, 2003).

O município encontra-se em uma região de transição fitogeográfica entre a Mata Atlântica e Cerrado das quais restam menos de 2,58% de Floresta, sendo que a formação vegetal “Floresta Estacional Semidecidual” prepondera entre os fragmentos restantes (IBGE, 1992; KRONKA, 2005).

Figura 1. Localização da área de estudo, município de Araras, estado de São Paulo.



Fonte: Próprio autor

4.2 Geomorfologia e bacias hidrográficas

Os dados referentes a geomorfologia do terreno como altimetria, declividade e rede hidrográfica foram gerados pelo processamento de Modelos Digitais de Elevação (MDE) produzidos pelo projeto “*Shuttle Radar Topography Mission*” (SRTM), obtidos junto ao site da *U. S. Geological Survey* (USGS, 2014). Do MDE inicial foi extraído apenas a área referente ao município de Araras, e para o recorte realizado em ambiente SIG, foi utilizado como ‘máscara’ o limite de município das Malhas Territoriais disponibilizadas pelo IBGE (IBGE, 2019), acrescidos de um buffer de 1 km no entorno da máscara, buscando não perder as informações referentes as microbacias hidrográficas e drenagens que delimitam o perímetro do município. A extração da rede de drenagem e a delimitação das respectivas bacias hidrográficas foram obtidas em ambiente SIG (TOPPA et al., 2017). Os valores de declividade necessários para o diagnóstico e determinação das áreas de preservação, foram calculados em graus em ambiente SIG, diretamente do Modelo Digital de Elevação (BOSSLE, 2015).

As bacias hidrográficas e as respectivas redes de drenagem foram retificadas manualmente com base nos dados públicos do Cadastro Ambiental Rural (CAR) (SICAR, 2020) e nas ortofotos da Emplasa do ano de 2011, adquiridas online pelo serviço WMS (EMPLASA, 2011). Foi considerado neste estudo a presença de uma nascente ou olho d’água em cada área de cabeceira encontrada na extração da rede de drenagem.

4.3 Cobertura e Uso da Terra

Para o entendimento da dinâmica temporal da conectividade da paisagem, as análises da cobertura e uso da terra foram desenvolvidas em dois cenários temporais, um cenário referente ao ano de 2006, anterior ao Protocolo Agroambiental e outro cenário referente ao ano de 2020.

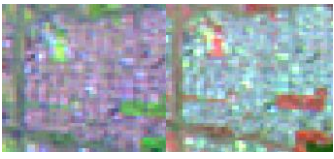

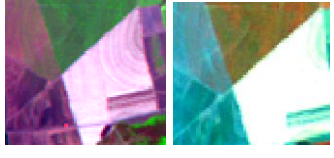

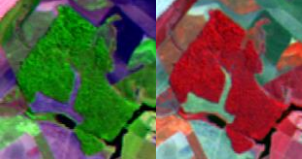


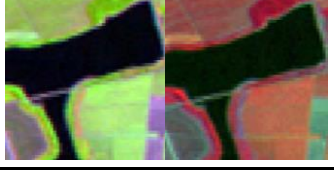
Os mapeamentos dos padrões de cobertura e uso da terra foram gerados em duas etapas de trabalho. A primeira etapa foi uma classificação semiautomática modelada com os dados de uma composição multiespectral das imagens do satélite Sentinel 2 (10/03/2020), lançado pela Agência Espacial Europeia (ESA, 2020), para o ano 2020, e para o ano de 2006 foi utilizada imagens do satélite Landsat 5(05/09/2006). Um segundo momento da classificação foi uma correção realizada manualmente, eliminando erros inertes da etapa anterior (LONGLEY et al., 2013).

As imagens do satélite Sentinel 2 disponibilizadas gratuitamente pela ESA contam com 13 bandas espectrais, com resoluções espaciais de 10, 20 e 60 metros. Para o presente estudo foram selecionadas as bandas 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 8A, 11 e 12. As imagens originais passaram por um processo de redimensionamento de pixel pelo programa SNAP/ESA, padronizando assim todas as imagens com uma mesma resolução espacial final de 10 m. Ao término do processo todas as imagens foram reprojatadas para o sistema de referência de coordenadas SIRGAS 2000 / UTM 23S. O satélite Landsat 5 disponibiliza 7 bandas espectrais com 30 metros de resolução espacial.

A classificação semiautomática da cobertura e uso da terra foi efetuada com o software QGIS na versão 3.4.5 (LTR) auxiliado pelos complementos Semi-Automatic Classification Plugin (SCP) e Dzetsaka (VALLE e SILVA, 2020; CONGEDO, 2015). A escolha das classes de cobertura e uso da terra e as tipologias que as caracterizam, foi realizada com base no Manual Técnico de Uso da Terra (IBGE, 2013). Como subsídio para criação das áreas de treinamento necessárias para a classificação semiautomática, foram elaboradas duas chaves de identificação das classes de cobertura e uso da terra, uma para cada ano analisado (Quadros 1 e 2). A classe referente a área florestal foi subdividida em duas, as regiões com vegetação arbórea, fisionomia florestal fechada e com distribuição contínua de copas foi denominada como fragmento florestal, e outra classe com as regiões abandonadas pela agricultura, sem manejo agrícola nem implementação de projetos de restauração, encontrando-se ainda em estágio inicial de sucessão (CONAMA, 1994), foram classificadas como capoeira.

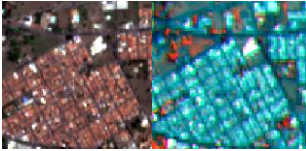

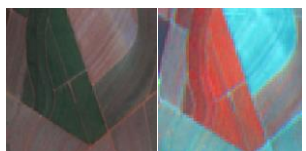

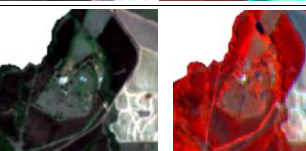
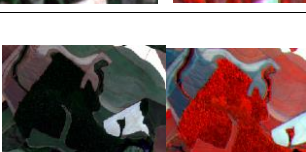
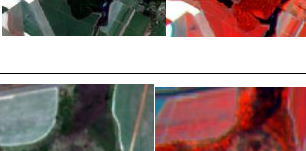
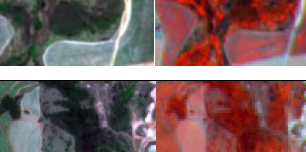
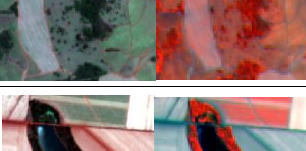
A chave de identificação foi criada com base em critérios estabelecidos para a fotointerpretação das imagens como cor, textura, forma, rugosidade, padrão ou modelo, tamanho e adjacências (TOPPA, 2004; MELLO, 2016; IBGE, 2013; PIRES, 2016) e com o auxílio de visitas de campo para confirmação da verdade terrestre. As visitas de campo ocorreram entre janeiro e junho de 2020, e para o ano de 2006 foram utilizadas imagens históricas do Google Earth. Para cada classe de cobertura e uso da terra foram selecionados aleatoriamente 50 pontos de treinamento.

Quadro 1. Chave de identificação das classes de cobertura e uso da terra 2006, Landsat 7, resolução espacial de 30 metros.

Classe	Imagens de referência Bandas 5-4-3 e 4-3-2	Textura e forma
Área urbanizada		Forma: reticular/quadrangular Tamanho: grande e aglomerado Textura e cor: grosseira, cor variável Definição: áreas com predominância de construções aglomeradas, como centros urbanos, ruas e bairros afastados
Área de mineração		Forma: irregular Tamanho: Variado Textura e cor: Roxo acinzentado; verde claro Definição: Áreas ocupadas pela exploração de reservas minerais.
Cultura temporária		Forma: Variada Tamanho: Variado Textura e cor: Roxo, Verde claro, verde, Azul claro e branco (áreas em entressafra) Definição: Áreas ocupadas com cultivo de ciclo curto ou médio.
Cultura permanente		Forma: Regular Tamanho: Pequeno a médio Textura e cor: Listrado; Verde claro, verde, vermelho claro Definição: Áreas ocupadas com culturas de ciclo de longa duração
Fragmento florestal		Forma: Irregular Tamanho: Variável Textura e cor: Verde escuro Rugoso; vermelho rugoso Definição: Remanescentes florestais de vegetação nativa dispostos ao longo da paisagem, em diversos estágios de sucessão
Capoeira		Forma: Irregular Tamanho: Variável Textura e cor: Verde claro com manchas verde escuro; Roxo claro com manchas vermelhas Definição: Áreas abandonadas pela agricultura e sem restauração
Campo Antrópico		Forma: Irregular Tamanho: Pequeno e médio Textura e cor: Verde claro com manchas brancas, róseo com manchas brancas Definição: Áreas cobertas por gramíneas com espécies arbóreas esparsas
Água		Forma: Linear ou irregular Tamanho: Variável Textura e cor: Lisa, preto Definição: Recursos hídricos rios, lagos e represas

Fonte: Próprio autor

Quadro 2. Chave de identificação das classes de cobertura e uso da terra 2020, Sentinel 2, resolução espacial de 10 metros.

Classe	Imagens de referência Bandas 3-2-1 e 7-4-3	Textura e forma
Área urbanizada		Forma: reticular/quadrangular Tamanho: grande e aglomerado Textura e cor: grosseira, cor variável Definição: áreas com predominância de construções aglomeradas, como centros urbanos, ruas e bairros afastados
Área de mineração		Forma: irregular Tamanho: Variado Textura e cor: Rosado claro e branco Definição: Áreas ocupadas pela exploração de reservas minerais.
Cultura temporária		Forma: Regular Tamanho: Variado Textura e cor: Verde claro, verde, vermelho claro e escuro (áreas em entressafra) Definição: Áreas ocupadas com cultivo de ciclo curto ou médio.
Cultura permanente		Forma: Regular Tamanho: Pequeno a médio Textura e cor: Listrado; Verde claro, verde, vermelho claro Definição: Áreas ocupadas com culturas de ciclo de longa duração
Silvicultura		Forma: regular Tamanho: Pequeno Textura e cor: Áspero regular; verde escuro Definição: Áreas ocupadas com a plantação de <i>Eucalyptus</i> spp
Fragmento florestal		Forma: Irregular Tamanho: Variável Textura e cor: Verde escuro Rugoso; vermelho rugoso Definição: Remanescentes florestais de vegetação nativa dispostos ao longo da paisagem, em diversos estágios de sucessão
Capoeira		Forma: Irregular Tamanho: Variável Textura e cor: Roxo com manchas verde claro; azul com manchas rosas Definição: Áreas abandonadas pela agricultura e sem restauração
Campo Antrópico		Forma: Irregular Tamanho: Pequeno e médio Textura e cor: Verde claro aveludado Definição: Áreas cobertas por gramíneas com espécies arbóreas esparsas
Água		Forma: Linear ou irregular Tamanho: Variável Textura e cor: Lisa, azul escuro esbranquiçado Definição: Recursos hídricos rios, lagos e represas

Fonte: Próprio autor

Após a definição dos pontos de controle para cada classe, a caracterização da cobertura e uso da terra foi modelada por cinco diferentes algoritmos classificadores presentes nos complementos Semi-Automatic Classification Plugin (SCP) e DZetsaka: Minimum Distance (AL-AHMADI e L-HAMES, 2009; PATIL et al, 2012), Spectral Angle Mapping (CONGEDO, 2015; OBADAI et al, 2019), Gaussian Mixture Model (OZDARICI-OK et al., 2015), Random Forest (AKAR e GUNGOR , 2012; KULKARNI e LOWE, 2016; NOI e KAPPAS, 2017) e K-Nearest Neighbors (NOI e KAPPAS, 2017; FRANCO-LOPEZ et al., 2001). As classificações resultantes foram submetidas a um teste de acurácia, possibilitando determinar a representatividade estatística de cada produto e servindo de referência para a seleção do algoritmo mais preciso e adequado para o estudo (LONGLEY et. al. 2013). O método escolhido para uma validação estatística dos resultados foi o teste de concordância de Kappa (CONGALTON e GREEN, 1998), o qual consiste na seleção de novos pontos controle distintos dos pontos utilizados no treinamento inicial de classificação e gerar uma matriz de confusão entre os pontos (pixel) do mapa resultante da Classificação supervisionada e pelos pontos selecionados para a validação (Equação 3).

Equação 3. Índice de acurácia de Kappa

$$K = \frac{\sum_{i=1}^R X_{ii} - \sum_{i=1}^R X_{i+} X_{+i}}{X^2 - \sum_{i=1}^R X_{i+} X_{+i}}$$

Sendo que:

- X = número total de observações da matriz de erros;
- R = número de categorias presentes na matriz de erros;
- X_{ii} = elementos da diagonal principal;
- X_{i+} = total da linha para uma dada categoria;
- X_{+i} = total da coluna para uma dada categoria.

O Classificador Random Forest foi que apresentou melhor resultado para o teste de Kappa, com um índice de 0,889 em 2020 e de 0,8923 para 2006, sendo escolhido como referência para a classificação da cobertura e uso da terra.

O mapa de cobertura e uso da terra resultante da classificação semiautomática foi vetorizado e submetido a um processo manual de correção das classes, auxiliado por imagem Google Satélite oriunda do plugin Quick Map Service e saídas de campo.

4.4 Áreas de Preservação Permanente

A Lei 12.651/12 determina em seu capítulo II os valores para os diversos enquadramentos das APPs, contudo apresenta em seu capítulo XIII algumas exceções para propriedades com até quatro módulos fiscais. Pelos dados disponibilizados pelo Cadastro Ambiental Rural (CAR), temos no município de Araras um total de 905 propriedades rurais cadastradas, sendo que as propriedades com áreas maiores que quatro módulos fiscais ocupam perto de 85% da zona rural (Tabela 1; Figura 2). Assim, no presente estudo foi considerado como APP apenas os valores apresentados no capítulo II da lei 12.651/12 (Quadro 3), não levando em conta as possibilidades mais brandas, destinadas aos pequenos produtores.

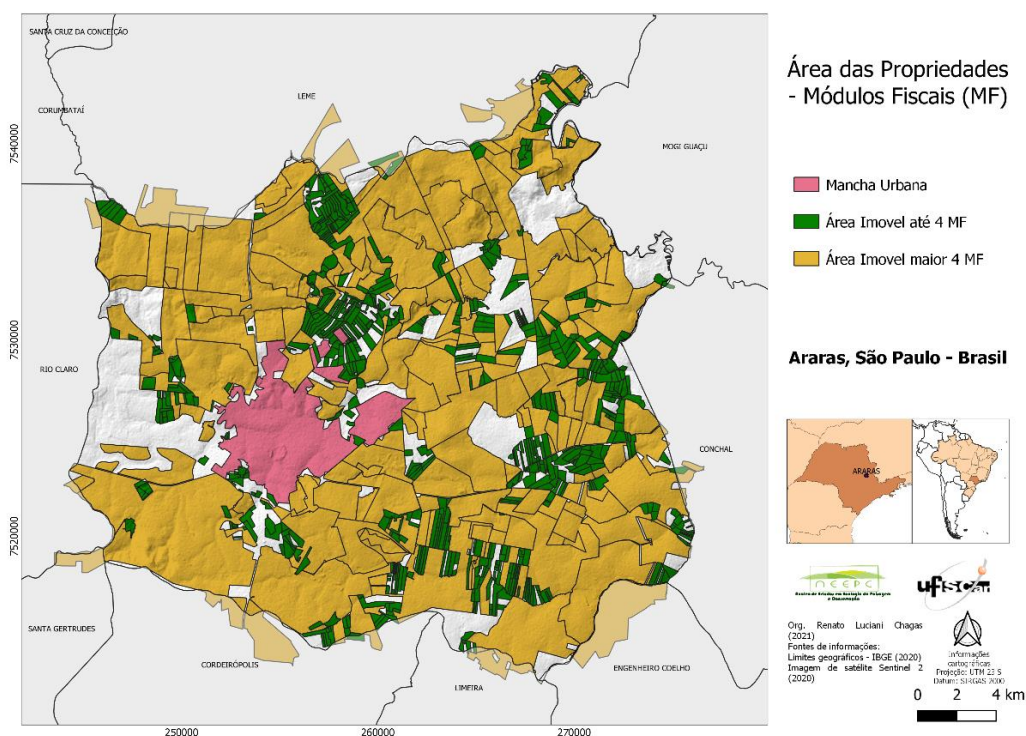
Para determinar a largura da rede de drenagem foram selecionados pontos amostrais nas diferentes ordens hierárquicas classificadas segundo o método de Strahler (1952) obtidas do MDE. A foz do Ribeirão das Araras (5° ordem) apresentou em alguns pontos medidas um pouco acima de 10 m e o Rio Mogi Guaçu (6° ordem) alguns pontos acima dos 50 m (JUNIOR e FERREIRA, 2013). Para os cálculos da APP foi considerado o Rio Mogi Guaçu com no máximo de 50 m e todas as demais drenagens não superiores a 10 m de largura. Os espelhos d'água foram todos considerados lagos ou represas e tiveram as áreas calculadas diretamente em ambiente SIG. Não foram localizadas regiões que pudessem ser categorizadas como topos de morros, nem áreas com declividade superior a 45°, ficando assim as APPs restritas às regiões próximas a corpos d'água.

Tabela 1. Imóveis rurais cadastrados no CAR

Imóveis Cadastrados	Número	Área (ha)	%
Total	905	56.027,8	100
< 4 MF	714	9.043,21	16,14
> 4 MF	191	46.984,5	83,86

Fonte: Próprio autor

Figura 2. Distribuição dos Módulos Fiscais para a definição das Áreas de Preservação Permanente, município de Araras, estado de São Paulo.



Fonte: Próprio autor

Quadro 3. Largura da Área de Preservação Permanente (APP) com base nos dispositivos da Lei 12.621/12 (Novo Código Florestal)

Corpo d'Água	Largura da APP
Cursos d'água de menos de 10 (dez) metros de largura	30 (trinta) metros
Cursos d'água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura	50 (cinquenta) metros
Lagos e lagoas em zonas rurais com mais de 20 (vinte) hectares de superfície	100 (cem) metros
Lagos e lagoas com até 20 (vinte) hectares de superfície	50 (cinquenta) metros
Entorno das Cabeceiras (nascentes e olhos d'água perenes)	50 (cinquenta) metros

Fonte: Próprio autor

Com a definição das diferentes coberturas para as APPs, foram gerados *buffers* respeitando os dispositivos do novo Código Florestal e posteriormente unidos uma única camada vetorial, resultando na APP em conformidade legal (BOSSLE, 2015; BOSSLE, 2016).

4.5 Avaliação de conformidade de APP

As áreas de conformidade e de conflitos nas Áreas de Preservação Permanente (APP) foram definidas pelo recorte dos mapas das classes de uso da terra obtidas na classificação supervisionada, excluída a classe Água, pela área total de APP prevista pela Lei 12.651/12 (BRASIL, 2012). O produto gerado foi uma área similar à da APP, mas subdividida nas diferentes classes de cobertura e uso da terra, as quais tiveram suas áreas totais e relativas quantificadas, possibilitando o estudo em separado da representatividade de cada classe nos conflitos com as APPs.

4.6 Conectividade da Paisagem

Os fragmentos florestais utilizados nesta etapa de estudo foram selecionados pela largura da borda. Foram utilizados apenas os fragmentos que ainda apresentaram alguma área de vegetação após a retirada de um *buffer* de 35 metros (JESUS et al, 2015; PRIMACK e RODRIGUES, 2001). Para um entendimento preliminar da evolução dos fragmentos na área de estudo, foi realizado uma análise estatística descritiva (GOTELLI e ELLISON, 2011).

A avaliação da contribuição para conservação da biodiversidade gerado pelo Protocolo Agroambiental no estado de São Paulo (SÃO PAULO, 2007), foi mensurada pelo estudo da variação da conectividade funcional da paisagem em três diferentes cenários. A análise da conectividade avalia indiretamente a capacidade da paisagem em promover o fluxo de espécies e inferir na potencialidade de recolonização e resiliência da paisagem (TAMBOSI et al, 2012, ISSII et al, 2020). O primeiro cenário foi referente ao ano de 2006, sendo anterior ao Protocolo Agroambiental e ao Decreto nº 6.514 de 22 de julho de 2008, que regulamenta a Lei de Crimes ambientais de 1998. O segundo cenário se refere ao início do ano de 2020 e o terceiro cenário foi configurado pelos fragmentos de 2020 adicionados das áreas de APP hídrica totalmente restauradas.

A conectividade da paisagem foi calculada com o auxílio do programa Conefor 2.6 elaborado por Saura e Torné (2012), o qual permite quantificar a importância dos fragmentos de vegetação e suas possíveis conexões para manutenção da conectividade da paisagem, servindo de apoio para tomada de decisão em programas de conservação da biodiversidade.

Os índices de conectividade escolhidos para o estudo foram o Índice de Conectividade Integral (IIC) que é um modelo binário, no qual existem (1) ou não (0) conexões funcionais entre dois fragmentos para determinados limiares de dispersão e o índice de Probabilidade de Conectividade (PC), no qual as chances de conexão entre os fragmentos vão diminuindo com o aumento da distância entre eles (SAURA e PASCUAL-HORTAL, 2007b). Os dados de entrada necessários para obtenções dos índices de conectividade IIC e PC foram obtidos com o aplicativo Conefor input e arquivo *shapefile* com os fragmentos de habitat para cada ano, com o valor da área de cada fragmento.

A fim de suprir a falta de dados sobre como as diferentes espécies da biodiversidade local se comportam em paisagens heterogêneas, com diversificados usos da terra, foram considerados 21 limiares de dispersão hipotéticos para as espécies, variando de 50 a 2000 metros, sendo calculado para cada limiar de dispersão os índices IIC e PC (GUARENGHI, 2017; TAMBOSI, 2012). O índice IIC é mais limitado que o PC pela representação simplificada das conexões *interpatch* por um modelo binário, comparado com o modelo probabilístico de PC, mas em casos de escassez de dados relativos aos comportamentos pela matriz ou por simplificação da análise e interpretação, a escolha do IIC pode ser justificada (SAURA e PASCUAL-HORTAL 2007b).

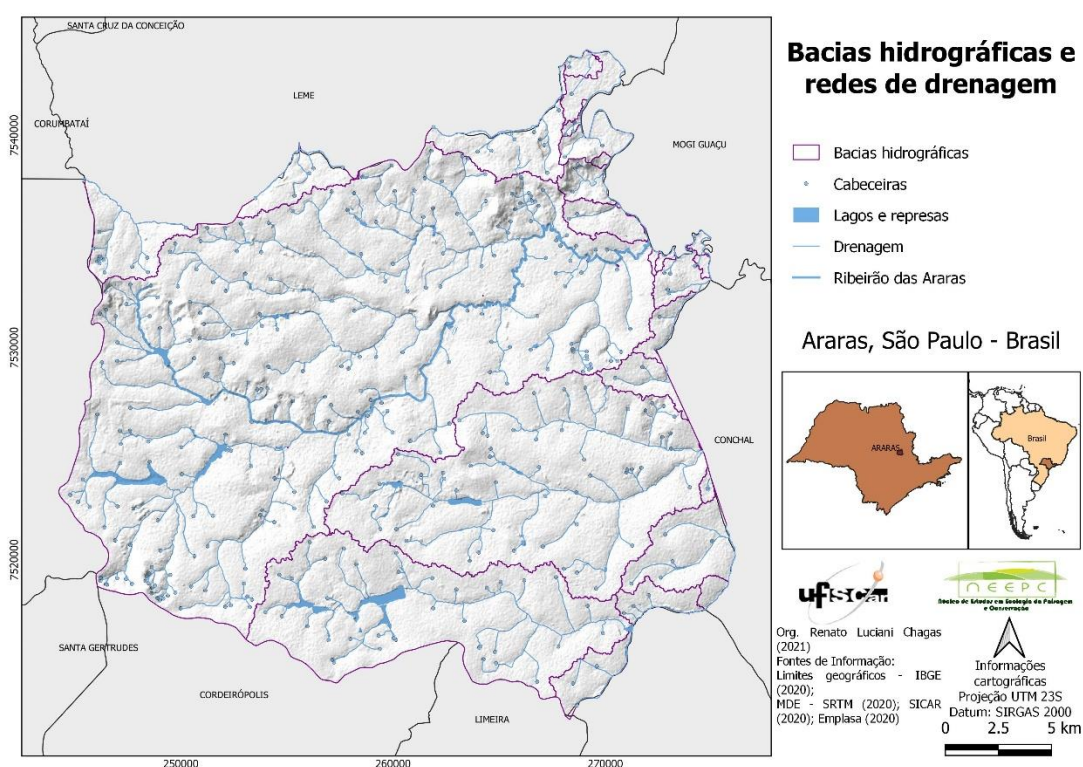
Por não apresentar normalidade dos dados e resíduos, a comparação estatística dos resultados de conectividade nos diferentes cenários, foi realizado o teste não paramétrico de Kruskal-Wallis, o qual avalia as diferenças entre as medianas, com a finalidade de estimar se são ou não retiradas de uma mesma população, seguido do post-hoc de Dunn, possibilitando entender possíveis diferenças estatisticamente significativas entre os três cenários estudados (OSTERTAGOVÁ et al, 2014). Também foram avaliadas as diferenças entre os valores apresentados pelos índices IIC e PC pelo teste não paramétrico de Mann-Whitney. Todos os testes estatísticos foram realizados no programa R.

Foi calculada a média aritmética dos valores de dPC atribuídos a cada fragmento florestal, nos 21 limiares de dispersão, resultando em um valor geral de conectividade para cada fragmento. Os valores resultantes foram atribuídos a um arquivo vetorial com os fragmentos, possibilitando uma análise da distribuição espacial dos mesmos pela área de estudo. Para cada índice os fragmentos foram distribuídos em cinco classes hierárquicas usando a otimização de quebra natural de Jenks, indicada para conjuntos de dados assimétricos (JENKS e CASPALL, 1971; CASTRO et al, 2020).

5 RESULTADOS

A modelagem das bacias hidrográficas a partir do MDE resultou em 378 cabeceiras e uma rede de drenagem com 665,085 Km de extensão (Figura 3), sendo que a maior bacia é a do Ribeirão das Araras com uma área de captação de aproximadamente 35.300 ha, abrangendo mais da metade do município, com suas nascentes a oeste e mais de 750 m de altitude, e foz a leste do município, desaguando no rio Mogi Guaçu a uma altitude de 577 metros.

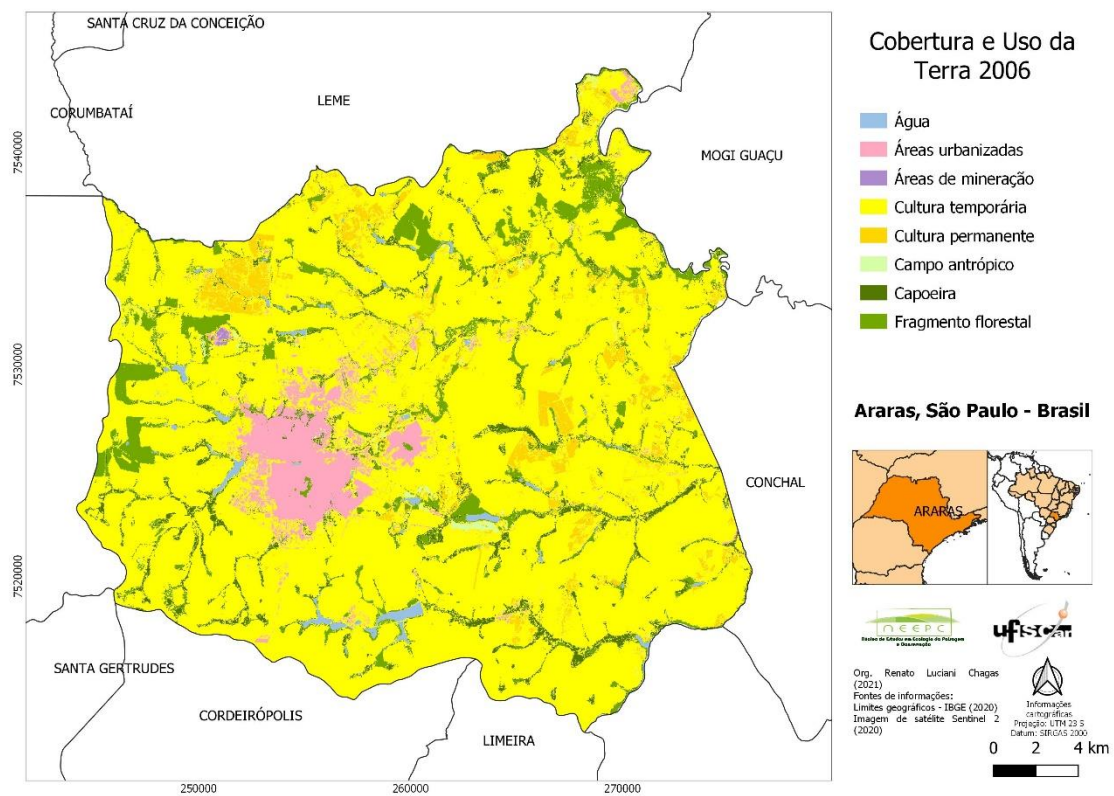
Figura 3. Bacias hidrográficas e redes de drenagem, município de Araras, estado de São Paulo.



Fonte: próprio autor

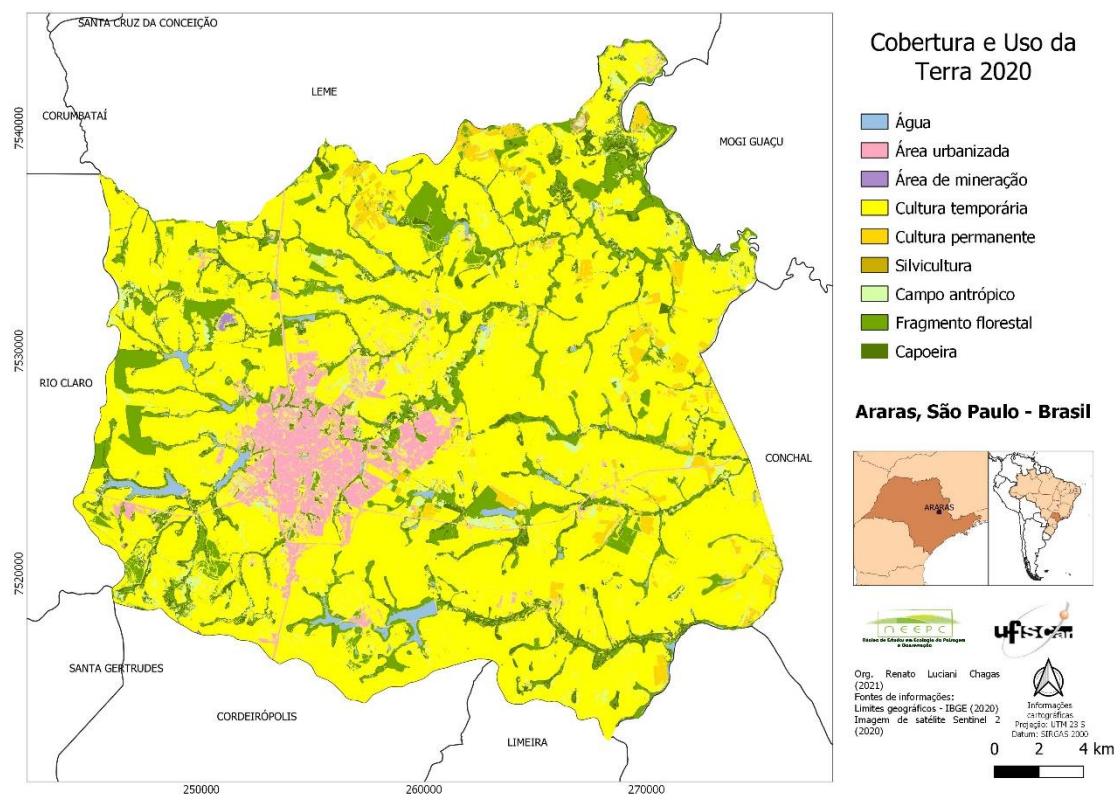
O mapeamento da cobertura e uso da terra resultou em uma paisagem pouco heterogênea, na qual foram identificadas oito classes de cobertura e uso da terra para o ano de 2006 e nove classes para o ano de 2020 (Figuras 4 e 5). A classe referente a silvicultura não foi diferenciada nas imagens de 2006 e a correção pela verdade terrestre foi impossibilitada pelo momento temporal do estudo.

Figura 4. Cobertura e uso da terra do município de Araras, estado de São Paulo, em 2006



Fonte: próprio autor

Figura 5. Cobertura e uso da terra no município de Araras, estado de São Paulo, em 2020



Fonte: Próprio autor

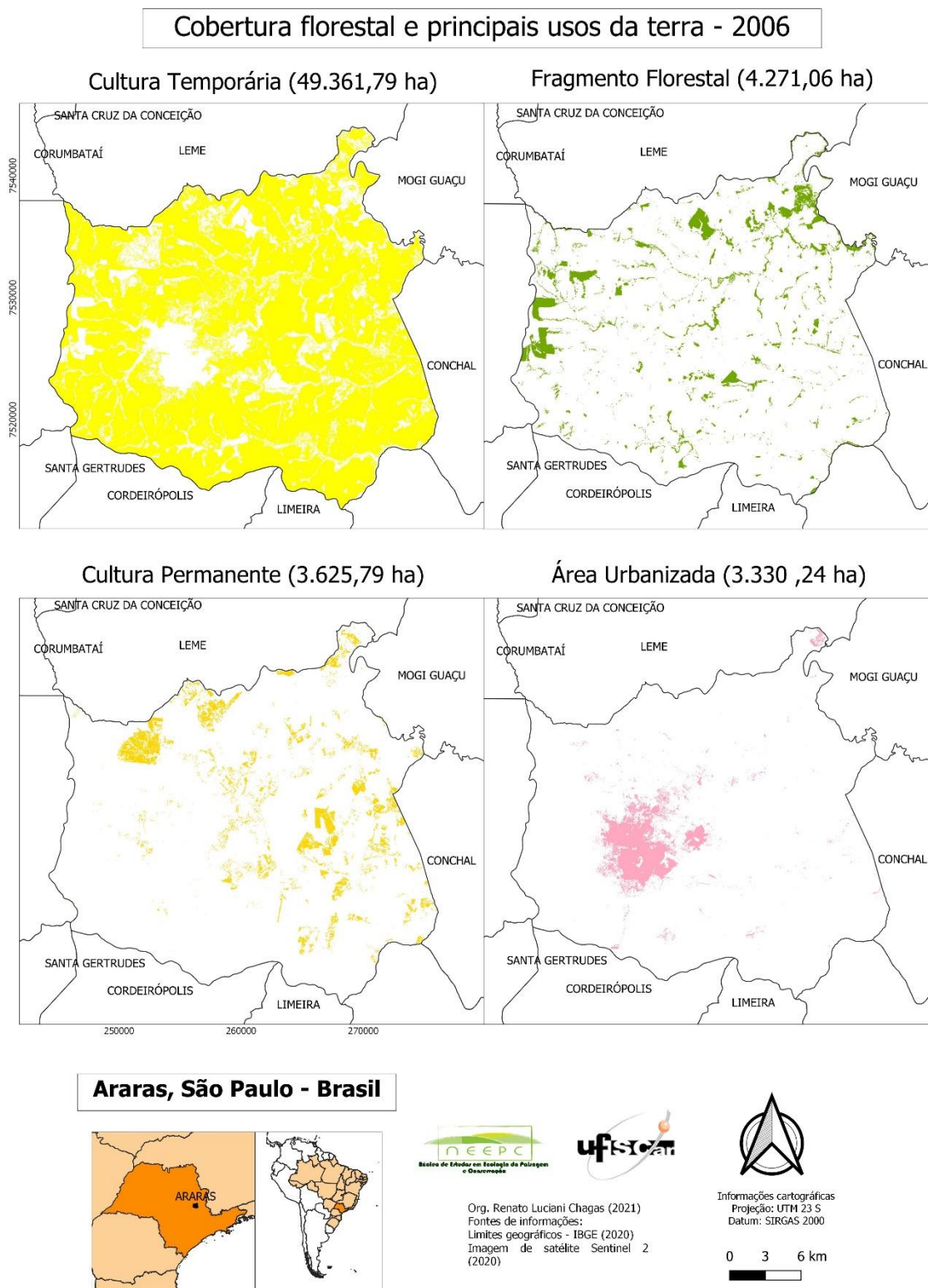
No ano de 2006 as principais classes observadas foram a Cultura temporária, Fragmento Florestal, Cultura Permanente e Área urbanizada, totalizando 93,92% do território municipal, e no ano de 2020 as principais classes observadas foram a Cultura Temporária, Fragmento Florestal, Capoeira e Área Urbana, totalizando 93,46%. As áreas das outras classes somadas representam 6,08% em 2016 e 6,54% em 2020 da área total do município (Figuras 6 e 7).

A Cultura Temporária foi a classe com maior área em ambos os cenários com 49.361,79 ha em 2006 e 47.210,62 ha em 2020, o que representa respectivamente 76,52% e 73,19% da área total do município. Esta classe se refere predominantemente a cultura de cana-de-açúcar utilizada na produção de açúcar, etanol e energia, além de cultivo de abacaxi, abóbora, amendoim, batata-inglesa, cebola, feijão, girassol, mandioca, milho, soja e sorgo (IBGE, 2017b). A classe Fragmento Florestal foi a segunda classe com maior extensão, ocupando em 2006 uma área de 4.271,07 ha e em 2020 com 5.433,63 ha, correspondendo respectivamente a 6,62% e 8,42 % do município, ocupada por Floresta Estacional e Cerrado, segundo o Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo (KRONKA, 2005). A classe Cultura Permanente em 2006 ocupava uma área

de 3.625,79 ha (5,62%) e em 2020 teve uma queda para 1.934,07 (3,00%), que segundo o IBGE (2017b) apresenta as culturas de abacate, banana, café, coco, goiaba, laranja, limão, manga, maracujá e palmito.

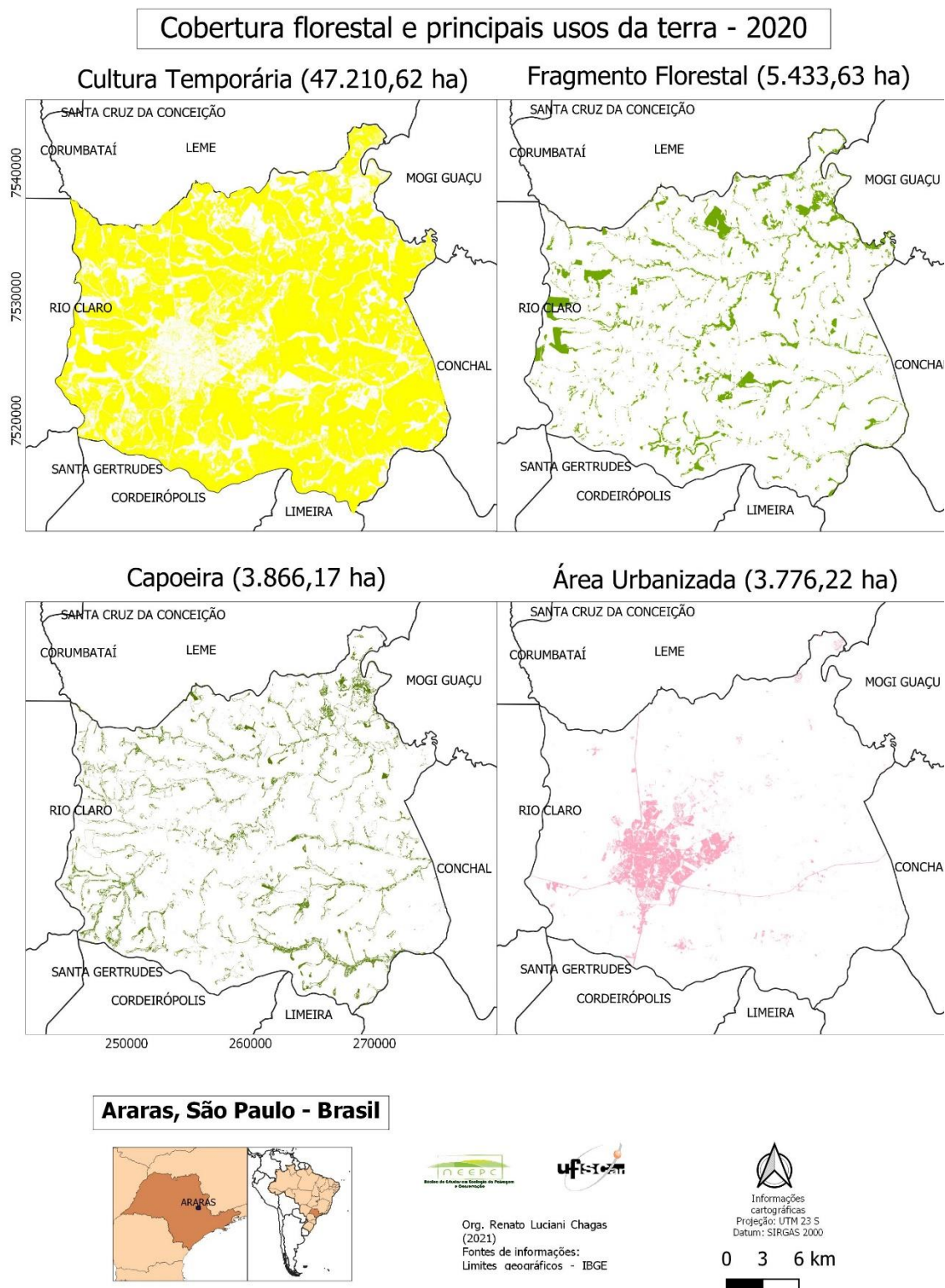
A área Urbanizada, formada pela zona urbana, rodovias e núcleos agroindustriais, apresentou um aumento de área, indo de 3.330,24 ha (5,16%) em 2006 para 3.776,22 ha (5,85%) em 2020. A população estimada para o município é de 136.739 habitantes (IBGE, 2021). As Capoeiras ou áreas em estágios iniciais de regeneração aumentaram de 2.981,86 ha (4,62%) em 2006 para 3.866,17 ha (6,00%) em 2020. Os campos também aumentaram de área indo de 228,69 ha (0,35%) em 2006 para 1.410,89 (2,19%) em 2020. A classe Mineração foi a menos representativa e não apresentou grande alteração na área, indo de 42,98 ha (0,06) em 2006 para 55,47 ha (0,08) em 2020, que, segundo o Anuário Mineral Brasileiro de 2009, é constituída apenas pela extração de argila (BRASIL, 2015).

Figura 6. Classes predominantes de cobertura e uso da terra no município de Araras, estado de São Paulo, em 2006



Fonte: Próprio autor

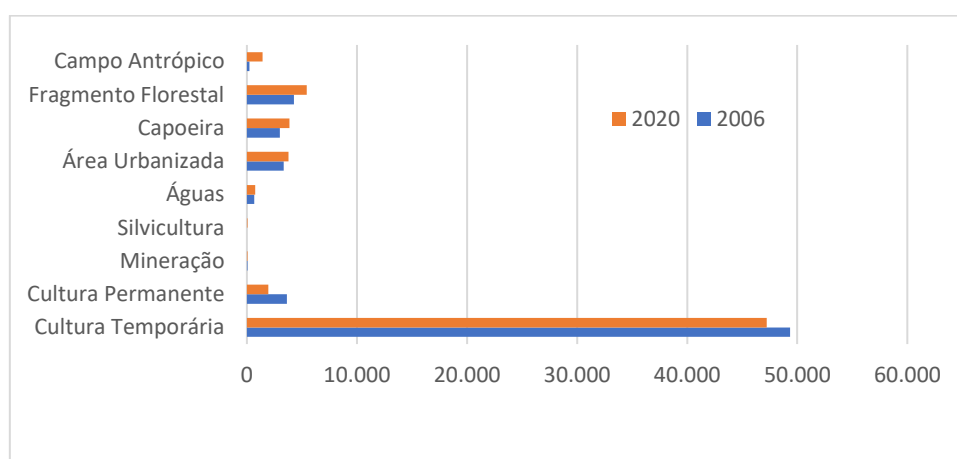
Figura 7. Classes predominantes de cobertura e uso da terra no município de Araras, estado de São Paulo, em 2020



Fonte: Próprio autor

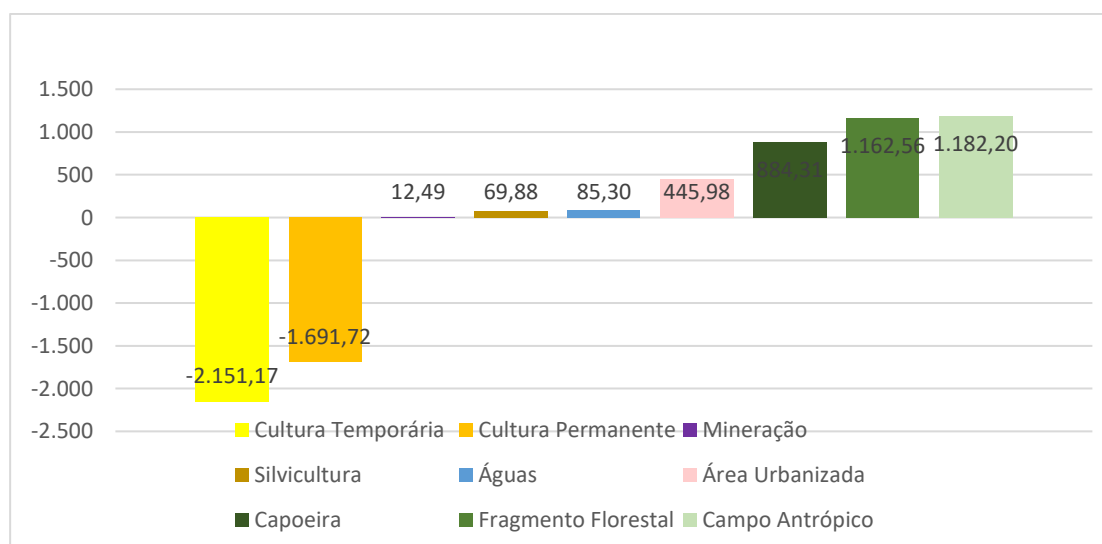
As classes que apresentaram maiores ganhos de área foram o Campo Antrópico com aumento de 1.182,20 ha (+1,83%), o Fragmento Florestal com acréscimo de 1.162,56 ha (+1,8%) e Capoeira com 884,31 ha (+1,38%), em contraponto as classes com maiores perdas foram a Cultura Temporária, com perda de 2.151,17 ha (-3,33%) e a Cultura Permanente com perda de 1.691,72 ha (-2,62%) (Figuras 8 e 9).

Figura 8. Variação da área total da cobertura e uso da terra nos anos de 2006 e 2020 no município de Araras, estado de São Paulo.



Fonte: próprio autor

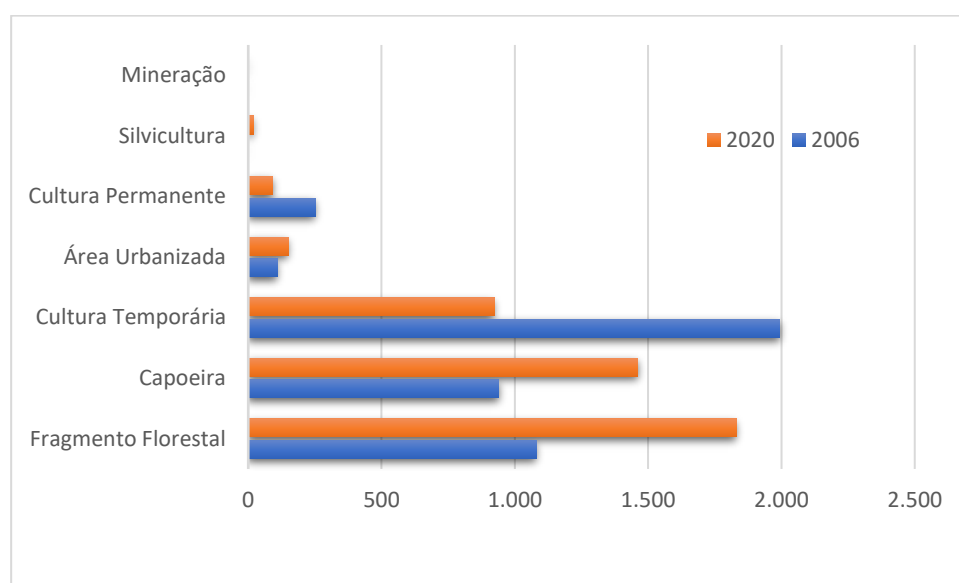
Figura 9. Variação da porcentagem relativa da cobertura e uso da terra entre os anos de 2006 e 2020 no município de Araras, estado de São Paulo.



Fonte: Próprio autor

As APPs em conformidade ambiental tiveram um aumento de área de 1.080,62 ha em 2006 para 1.830,37 ha em 2020, indo de 24,70% para 40,86 % da área coberta com floresta. Já a região de não conformidade com as APPs totalizou 3.292,82 ha (75,30%) em 2006 com uma redução para 2.648,29 ha (59,14%) em 2020. As áreas de Culturas Temporárias e Capoeira foram as categorias de uso de terra mais presentes em áreas destinadas a preservação, com respectivamente 45,58% e 21,47% em 2006 e 20,60% e 32,61% em 2020 (Figura 10).

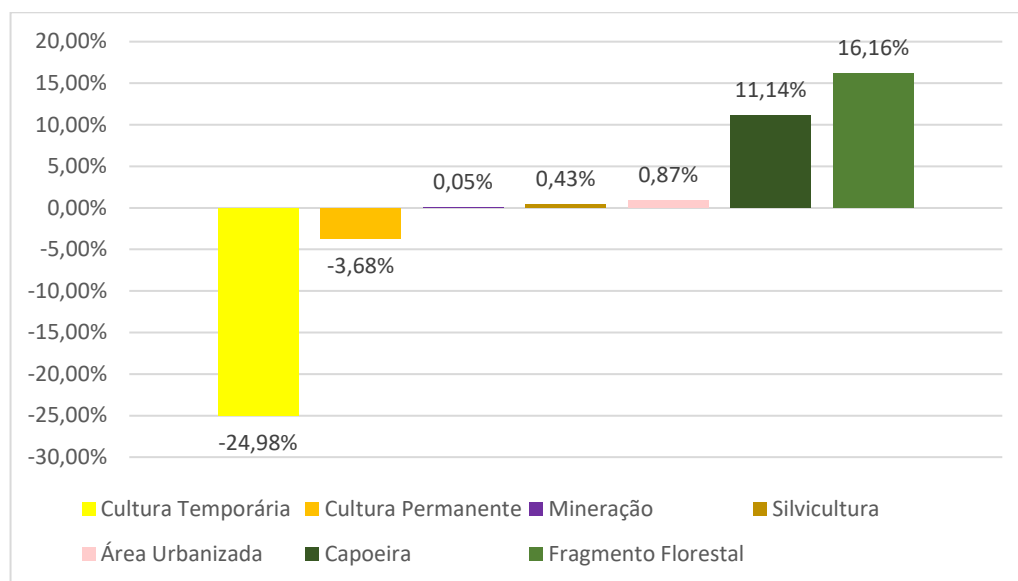
Figura 10. Variação da área total da cobertura e uso da terra em áreas de APP ripária nos anos de 2006 e 2020 no município de Araras, estado de São Paulo.



Fonte: Próprio autor

A variação percentual dos padrões de cobertura e usos da terra revelou que ocorreu uma troca de áreas de Cultura Temporária e Permanente, com uma redução de 28,66 %, por áreas de Fragmentos Florestais e Capoeiras, as quais tiveram um acréscimo de 27,3 % (Figura 11).

Figura 11. Variação da porcentagem cobertura e uso da terra em áreas de APP ripária no município de Araras, estado de São Paulo, entre 2006 e 2020.

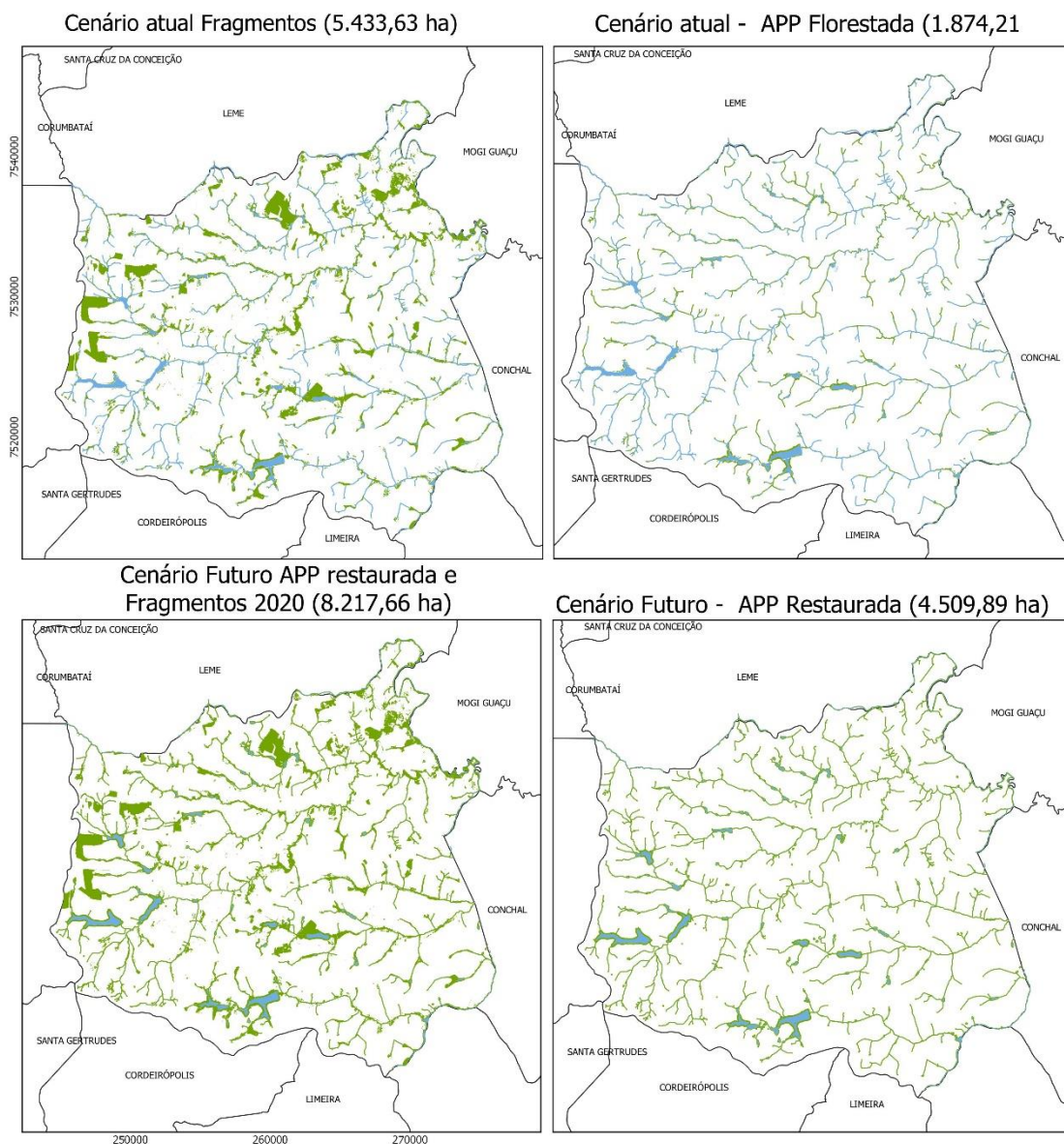


Fonte: Próprio autor

O cenário com a cobertura florestal do ano de 2020 agregado de uma possível restauração integral das APPs ripárias, resultaria em uma área de vegetação com 8.217,66 ha, aumentando para 12,74% da área total do município, com uma área de vegetação contínua de 4.554,56 ha, ocasionando na integração dos maiores fragmentos de vegetação presentes em cada uma das microbacias hidrográficas (Figura 12).

Figura 12. A e B. Distribuição dos fragmentos de floresta e Áreas de Preservação Permanente (APPs) no ano de 2020; C e D. Cenários das APPs restauradas

Comparativo Cenário atual e cenário com APP restaurada



Araras, São Paulo - Brasil



Org. Renato Luciani Chagas (2021)
Fontes de Informação:
Limites geográficos - IBGE (2020);
MDE - SRTM (2020); SICAR (2020);
Emplasa (2020);
Sentinel 2 (2020)

▲
Informações cartográficas
Projeção UTM 23S
Datum: SIRGAS 2000
0 2.5 5 km

Fonte: Próprio autor

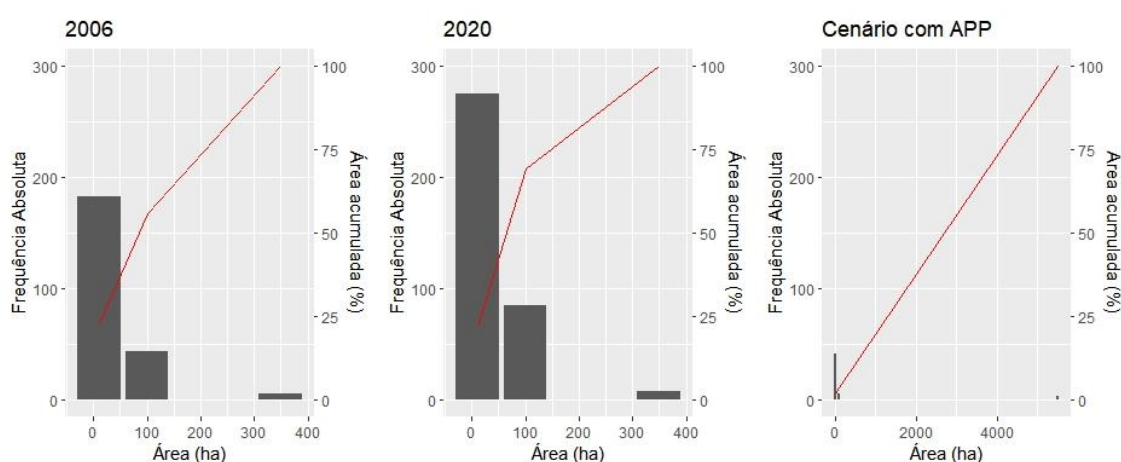
O refinamento do número de fragmentos com a exclusão daqueles que não apresentavam área nuclear, após a retirada de uma borda de 35 metros, resultou em um total de 232 fragmentos para o ano de 2006, com as áreas variando entre 0,8 ha até 347,54 ha. Em 2020 foram encontrados 368 fragmentos, com áreas variando entre 0,6 ha até 300,70 ha. Contudo a grande maioria dos fragmentos selecionados apresenta uma pequena área, sendo que em 2006 apenas 50 fragmentos (21,55%) apresentavam área superior a 10 ha e apenas seis fragmentos florestais (2,59%) com área maior que 100 ha; em 2020 foi observado um aumento para 80 fragmentos (25,27 %) com área superior a 10 ha e apenas oito (2,17%) com área superior a 100 ha (Tabela 2; Figuras 13 e 14).

Tabela 2. Número de fragmentos por categoria de área

Classes por Área (A)	Fragmentos 2006		Fragmentos 2020	
	Número	%	Número	%
A < 10 ha	182	78,45	275	74,73
A >10 ha e A <100 ha	44	18,96	85	23,10
A > 100 ha	6	2,59	8	2,17

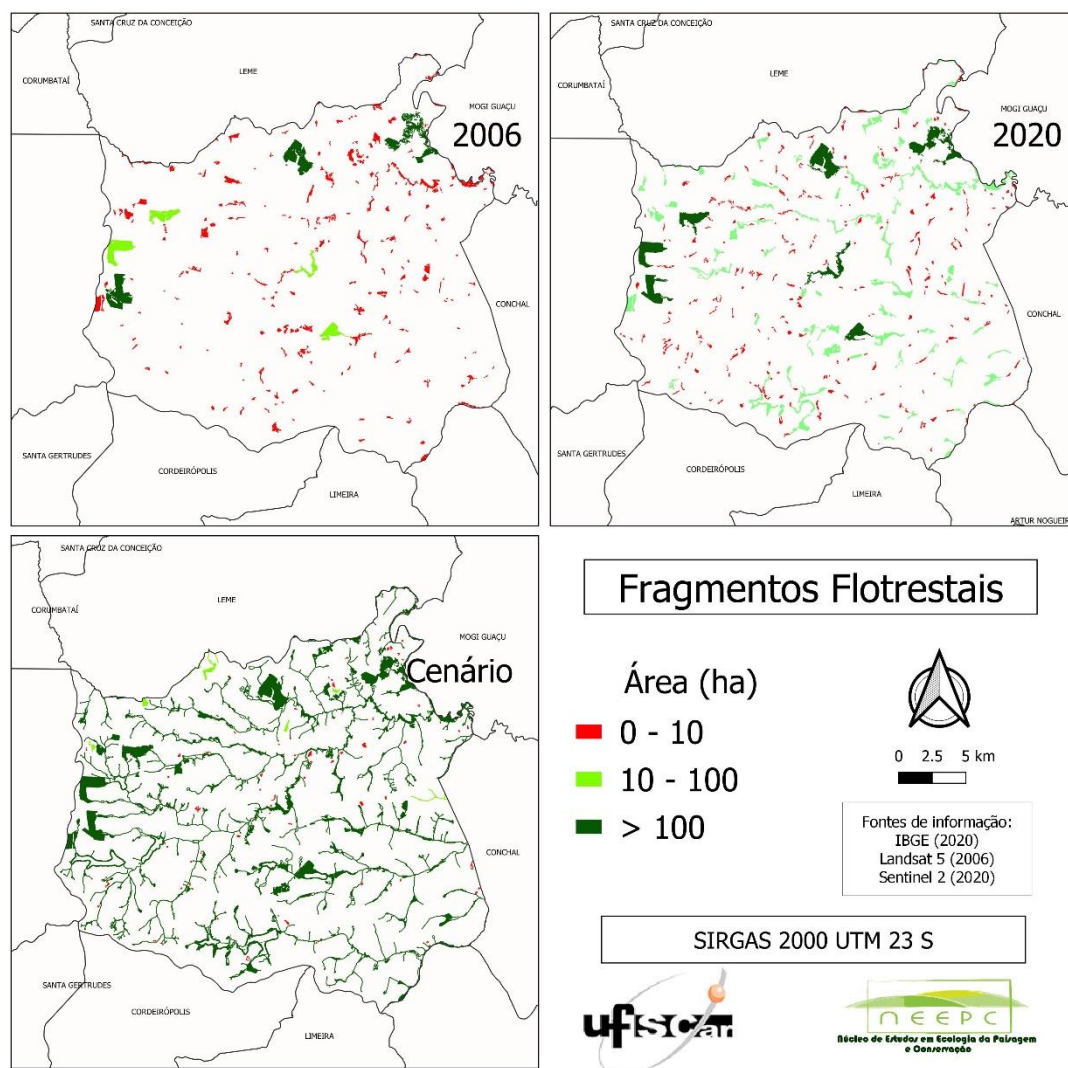
Fonte: Próprio autor

Figura 13. Histograma da área dos fragmentos para os anos de 2006 e 2020 e cenário com as APPs restauradas



Fonte: Próprio autor

Figura 14. Fragmentos florestais categorizados por área, município de Araras, estado de São Paulo.



Fonte: Próprio autor

Os índices de conectividade IIC e PC indicaram uma baixa conectividade da paisagem para todos os cenários estudados, mesmo no cenário com as APPs restauradas, porém, apresentando sempre os melhores valores de conectividade. Os menores valores dos índices ocorreram como esperado, quando considerada a menor capacidade de dispersão (50 m), resultando para o índice IIC 0,00008 ano de 2006, 0,0001 em 2020 e 0,007 com as APPs restauradas, e para o índice PC os valores mínimos foram 0,00008 (0,008%), em 2006, 0,0001 (0,01%) em 2020 e 0,0071 (0,71%) para o cenário com as APPs restauradas. Já os maiores valores, obtidos para o limiar de dispersão de 2000 metros foram para IIC 0,00039 em 2006, 0,010 em 2020 e 0,011 com as APPs restauradas,

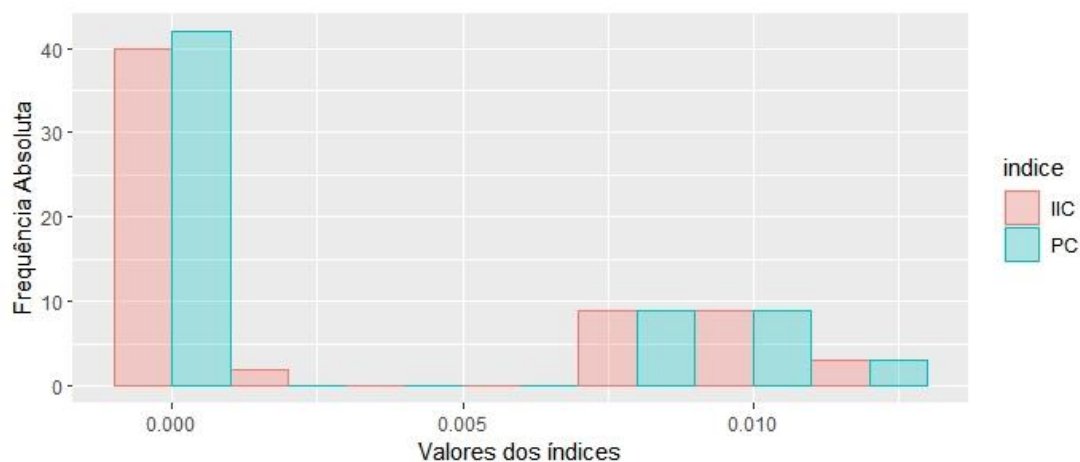
e para o índice PC 0,00013 (0,013%) para 2006, 0,00031 (0,031%) para 2020 e 0,011 (1,1%) com as APPs restauradas (Tabela 3 e Figura 15).

Tabela 3. Índices de conectividade IIC e PC para os 21 limiares de dispersão, em 2006, 2020 e cenário com APPs restauradas (APP)

Limiar de Dispersão	IIC			PC		
	2006	2020	APP	2006	2020	APP
50	0,0000847	0,000108	0,0072027	0,0000842	0,000104	0,0071696
100	0,0000893	0,000108	0,0072734	0,0000849	0,0001135	0,0072089
200	0,0000907	0,000108	0,0073355	0,0000868	0,0001221	0,0072770
300	0,0000912	0,000109	0,0089197	0,0000887	0,0001318	0,0074898
400	0,0000968	0,000109	0,0091502	0,0000908	0,0001407	0,0077238
500	0,0000988	0,000109	0,0105617	0,0000926	0,0001496	0,0080179
600	0,0001161	0,000109	0,0110230	0,0000955	0,0001602	0,0083593
700	0,0001198	0,000262	0,0110360	0,0000977	0,0001697	0,0086611
800	0,0001337	0,000275	0,0110573	0,0001004	0,0001790	0,0089524
900	0,0001382	0,000378	0,0110599	0,0001029	0,0001885	0,0092291
1000	0,0001430	0,000428	0,0110625	0,0001054	0,0001978	0,0094896
1100	0,0001481	0,000576	0,0110625	0,0001081	0,0002084	0,0097335
1200	0,0001602	0,000682	0,0110625	0,0001106	0,0002198	0,0099613
1300	0,0001979	0,000724	0,0110625	0,0001132	0,0002305	0,0101738
1400	0,0002571	0,000808	0,0110625	0,0001160	0,0002420	0,0103718
1500	0,0002683	0,000844	0,0110673	0,0001187	0,0002533	0,0105564
1600	0,000279	0,000901	0,0110673	0,0001214	0,0002659	0,0107287
1700	0,0002858	0,000944	0,0110673	0,0001241	0,0002780	0,0108897
1800	0,0002929	0,000981	0,0110673	0,0001268	0,0002906	0,0110402
1900	0,0003637	0,001003	0,0110673	0,0001295	0,0003034	0,0111813
2000	0,0003907	0,001042	0,0110694	0,0001326	0,0003168	0,0113135

Fonte: Próprio autor

Figura 15. Histograma da distribuição dos valores dos índices IIC e PC

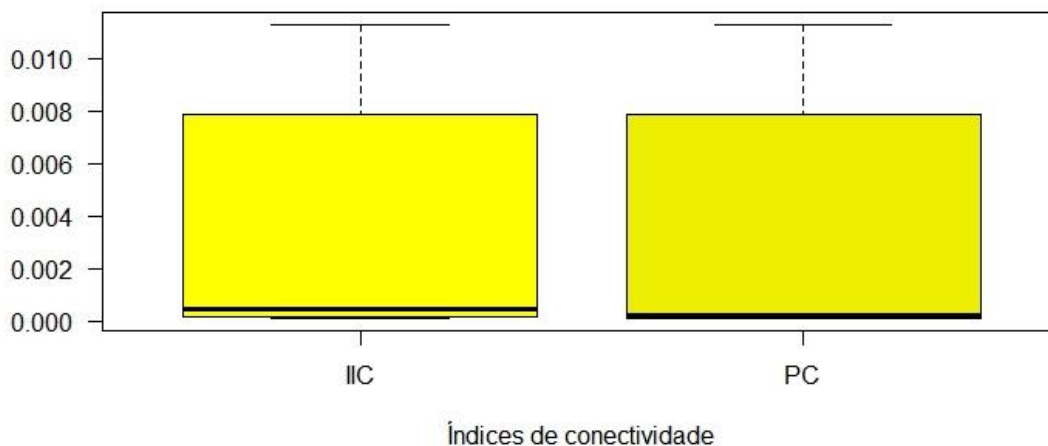


(Frequência absoluta representa o número de fragmentos)

Fonte: Próprio autor

O teste de Mann-Whitney mostrou que para os dados analisados a mediana dos valores do índice IIC não difere significativamente da mediana dos valores do índice PC ($W = 2275$; $p = 0,07853$). A mediana de índice IIC (63 e 0,008, mediana e IQR) foi similar ao do índice PC (63 e 0,008).

Figura 16. Boxplot da distribuição dos valores dos índices IIC e PC



Fonte: Próprio autor

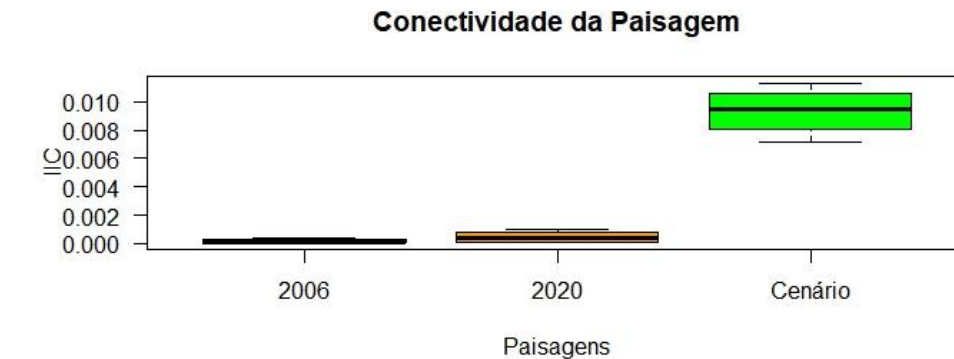
O teste não paramétrico de Kruskal-Wallis mostrou que há alguma diferença entre as conectividades nos distintos cenários para o índice IIC ($X^2_{(2)} = 44,38$; $p < 0,001$) e para o índice PC ($X^2_{(2)} = 52,4$; $p < 0,001$). Para o índice IIC O post-hoc de Dunn mostrou que a conectividade com as APP restauradas (0,009 e 0,003, mediana e amplitude interquartil)

é diferente das conectividades em 2006 (0,0 e 0,0) e de 2020 (0,0 e 0,001). Contudo para a comparação de IIC entre os anos 2006 e 2020 o post-hoc de Dunn indica que não há diferença significativa. Para o índice PC o post-hoc de Dunn mostrou que a conectividade com as APP restauradas (0,009 e 0,003, mediana e amplitude interquartil) é diferente das conectividades em 2006 (0,0 e 0,0) e de 2020 (0,0 e 0,0), e que também há diferença significativa entre as conectividades de 2006 e de 2020 (Tabela 4). Esta diferença é exibida graficamente pelo Boxplot (Figura 17).

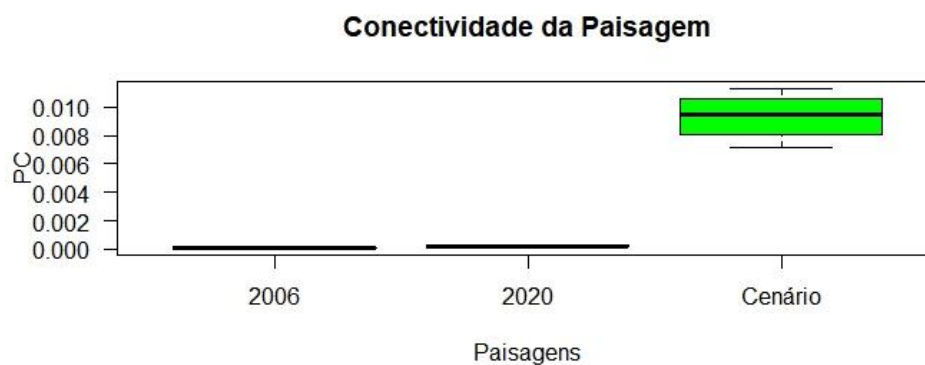
Tabela 4. Análise do post-hoc de Dunn

Grupo 1	Grupo 2	IIC		PC	
		Estatística	Valor-p	Estatística	Valor-p
Ano 2006	Ano 2020	1,74	0,244	3,33	0,00265
Ano 2006	Cenário	6,44	<0,001	7,23	<0,001
Ano 2020	Cenário	4,70	<0,001	3,91	<0,001

Figura 17. Boxplot dos valores dos índices IIC (a) e PC (b) para os diferentes anos estudados e cenário com a restauração das APPs no município de Araras, estado de São Paulo.



a)

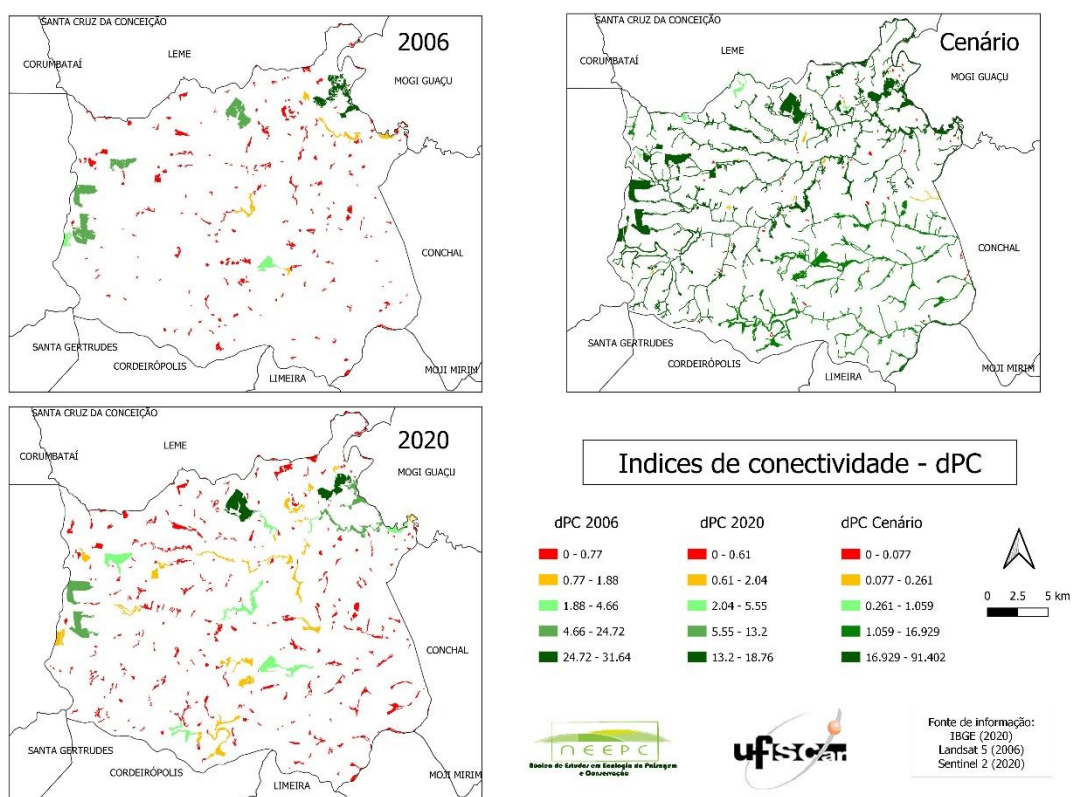


b)

Fonte: Próprio autor

A análise da conectividade por fragmento com base nos valores médios dos diferentes limiares, mostrou que em 2006 quase 94% dos fragmentos apresentaram conectividade baixa com valores de dPC inferiores a 0,77%. Em 2020 87% dos fragmentos também apresentaram baixa conectividade, com valores de dPC inferiores a 0,61%, e apenas oito fragmentos apresentaram maiores notas de dPC que variaram ente 5,55% e 18,76% (Figura 18).

Figura 18. Fragmentos florestais classificados pelos índices de conectividade dPC nos anos de 2006 e 2020



Fonte: Próprio autor

6 DISCUSSÃO

Os dados SRTM permitiram uma boa caracterização morfométrica das bacias hidrográficas, redes de drenagem e informações referentes a área da bacia, como o comprimento do rio principal e ordem dos cursos d'água. Oliveira et al. (2010) mostrou que os resultados na delimitação de bacias hidrográficas obtidos de dados SRTM foram compatíveis com os obtidos por meio da delimitação manual a partir de cartas topográficas. Elesbon et al. (2011) compararam a caracterização morfométrica da bacia do Braço Norte do rio São Mateus por meio de dados SRTM com resultados de trabalhos anteriores, e concluíram que apresentam ótimos resultados na obtenção de características físicas da bacia de forma confiável e com reprodutibilidade científica.

As caracterizações da cobertura e uso da terra por meio de classificação semiautomática modelada com dados de composição multiespectral das imagens dos satélites Landsat-5 (2006) e Sentinel 2 (2020), foram geradas a partir do classificador Random Forest, obtendo um índice de Kappa de 0,8923 em 2006 e de 0,889 em 2020, atestando um bom produto. Akar e Gungor (2012) ao compararem o desempenho do algoritmo Random Forest sobre imagens QuickBird-2005, com outros três algoritmos classificadores em áreas urbanas e rurais, concluíram que o Random Forest apresentou os melhores resultados, obtendo com um índice de Kappa de 0,8524 para a área urbana e 0,8048 para área rural. Em estudo similar Kulkarni e Lowe (2016) também compararam o algoritmo Random Forest frente a outros classificadores, mas agora usando imagens Landsat 8 OLI como base de dados, novamente o Random Forest obteve o melhor desempenho com índice Kappa chegando a 0,9448.

Apesar do bom desempenho apresentado pelo algoritmo classificador Random Forest, o produto gerado apresentou algumas áreas classificadas de forma equivocada. A classe Área Urbanizada e as regiões de solo exposto, comuns em terras de entressafra e culturas novas, apresentaram similaridade das assinaturas espectrais, resultando em uma área urbanizada superestimada. Contudo estas ocorrências, resultantes do trabalho com imagens de média resolução, foram corrigidas com a checagem com a verdade terrestre, garantido a robustez e confiabilidade dos dados obtidos neste trabalho.

A cobertura do município por vegetação natural encontrada foi de 4.271,07 ha (6,62%) em 2006 e de 5.433,63 ha (8,42%) em 2020, valor superior aos 2,58% citado por Kronka (2005) e aos 3.261,3 ha encontrados por Fadel et. al. (2012), que encontrou no ano de 2000 apenas 108 fragmentos florestais, sendo que o de menor tamanho com 1,21

ha. Esta alteração pode ter sido ocasionada pela diferença temporal das imagens e pela diferença na escala dos estudos, pois as imagens do satélite Landsat 5 apresentam resolução espacial de 30 metros, enquanto as imagens do satélite Sentinel 2 a resolução espacial reajustada foi de 10 metros. Mesmo com o aumento das áreas florestais de 2006 para 2020, a cobertura vegetal ainda é inferior a outros municípios similares em histórico de ocupação e com ecossistemas de transição entre Mata Atlântica e Cerrado como Sorocaba que apresenta 16,68% (MELLO et al, 2014) e Araraquara (10,59%) (MOSCHINI, 2005).

O Protocolo Agroambiental assinado em 2007 não apresentava metas referentes as diretrizes técnicas que visavam a proteção das APP ripárias. A UNICA, em seu site (Acessado em, 20/01/22), oferece dados gerais sobre o resultado das ações conservacionistas, apresentando que mais de 200 mil hectares de áreas ciliares e 8.230 nascentes foram protegidas e recuperadas. Na área de estudo, entre os anos de 2006 e 2020, as APPs ripárias apresentaram um aumento de área florestada e capoeira, em contraponto ocorreu uma redução das áreas de cultura temporária e cultura permanente. Se considerarmos as regiões de capoeira como áreas regulares, sendo elas regiões não ocupadas por culturas e em processo de regeneração natural e em estágio inicial de regeneração, temos 73,47 % das áreas de APP em conformidade legal, indicando um avanço das áreas preservadas após a assinatura do Protocolo, podendo indicar uma possível efetividade das medidas conservacionistas das Usinas signatárias.

Contudo as Capoeiras podem apresentar baixa resiliência ambiental, com solos compactados, pobres em nutrientes, ocupadas por gramíneas exóticas e com a ocupação lenta de novos propágulos, restringindo a capacidade de regeneração natural (REZENDE, 2016). A Resolução SMA nº 32, de 03 de abril de 2014, contempla um prazo máximo de 20 anos para conclusão de projetos de restauração ecológica e estabelece os valores de referência necessários para atestar a recomposição, utilizando para isso três indicadores: cobertura do solo com vegetação nativa, densidade de indivíduos nativos regenerantes e número de espécies nativas regenerantes (SÃO PAULO, 2014). Diante da possibilidade de baixa resiliência ambiental nas áreas de Capoeira, considera-se necessária a realização de intervenções nessas áreas visando a adequação ambiental no prazo de 20 anos. Em 2020 as APPs representam 35% do total de área florestal, com o restante dos fragmentos florestais distribuídos em regiões com maior declividade.

Outros estados brasileiros também apresentam conflitos em áreas de APP. Coutinho et al. (2013) observaram 50,4% das APP em conflito na sub-bacia do Rio da

Prata, no município de Castelo, ES, sendo 27,1% de áreas agrícolas e 22,5% de área destinada à pecuária. Rodrigues et al. (2013), em estudo realizado na bacia do rio Paejú, no estado do Pernambuco, observaram a ocorrência de conflitos em 33,7% das áreas de APP, com predominância na ocorrência de pastagem (27,9%). Almeida e Vieira (2014), também observaram predomínio de áreas ocupadas com pastos nas áreas de conflitos dentro de APPs, com 15,6%, no município de Moju - PA. Mello et. al. (2014), ao delimitarem as APPs, evitaram as regiões inviáveis, como estradas e rodovias, com um *buffer* de 50 metros ao redor. Estes elementos não foram considerados neste estudo, o que leva a necessidade da busca de alternativas para superação destes obstáculos em futuros projetos de planejamento territorial.

O estudo descritivo da área dos fragmentos com área nuclear, mostrou que a maioria dos fragmentos (78,45% em 2006 e 74,73% em 2020) apresentava área total menor que 10 ha, e apenas seis fragmentos em 2006 e oito fragmentos em 2020 apresentavam uma área total superior a 100 ha. Em estudos em Floresta Estacional Semidecidual no Morro do Diabo (SP), Uezu (2006) aponta declínio da riqueza de aves em fragmentos com área inferior a 400 ha, indicando uma alta fragilidade da área de estudo, onde 97,41% dos fragmentos se encontram com menos de 100 ha, e nenhum fragmento com área com área superior aos 400 ha. O Protocolo Agroambiental, por restringir suas diretrizes nas áreas ripárias, pouco contribuiu para o aumento da área dos fragmentos não associados aos corpos d'água. Assim a manutenção dos grandes fragmentos ganha importância no contexto da paisagem, por serem as principais fontes de recurso e material genético para os fragmentos menores, capoeiras e possíveis projetos de restauração (JESUS et al, 2015).

O cenário proposto com a manutenção dos fragmentos florestais com área nuclear em 2020, somados a restauração da totalidade das APPs, resultou em uma área de apenas 12,74% do total do município, e a maior área de floresta contínua, que atualmente é de 300,07 ha, passaria para 4.554, 56 ha, o que representaria mais da metade de toda área verde obtida neste cenário. Entretanto a área florestal total ainda ficaria muito abaixo dos limites de extinção previstos para a Mata Atlântica, visto que alguns estudos mostram que paisagens com uma proporção de cobertura florestal abaixo de 30% apresentam uma queda abrupta na riqueza de espécies para espécies vegetais das famílias Sapotaceae e Myrtaceae (LIMA e MARIANO-NETO, 2014). Matos (2012), em estudo com lagartos e anuros em Mata Atlântica na Bahia, mesmo não encontrando um valor para o limiar de extinção para lagartos, concluiu que a quantidade de habitat exerce influência na

comunidade de lagartos e sugeriu que a cobertura florestal abaixo dos 25% não pode suportar algumas populações, aumentando a necessidade de ações conservacionistas de grandes fragmentos.

Mesmo com a recomposição das áreas de Reserva Legal dentro do município de Araras, a área de cobertura florestal seria elevada para apenas 20%, ficando bem abaixo do limiar de extinção. Segundo Joly, Metzger e Tabarelli (2014), alguns estudos na Mata Atlântica mostram que o intervalo de tempo entre o desmatamento e a redução a biodiversidade pode levar mais de cinquenta anos para algumas espécies de árvores e aves. Assim, segundo os autores, os fragmentos locais provavelmente guardam uma grande dívida de extinção.

Os índices de conectividade apresentaram valores muito baixos em todos os cenários analisados, com um valor máximo no índice PC de 0,0113 (1,13%) obtido no cenário em que as APPs estão restauradas e com o maior limiar de dispersão. Em um estudo no município de Novo Horizonte, Guarengi (2017) avaliou a conectividade da paisagem para limiares de dispersão variando entre 500 e 3000 metros, resultando em valores conectividade PC máximos de 0,0533 (5,33%) considerado baixo pelo autor. Issii et al. (2020), em um estudo referente a dispersão de plantas em três diferentes paisagens com cerrado e floresta estacional no interior do estado de São Paulo, obtiveram valores de IIC para Floresta Estacional e limiares de dispersão de 1800 metros de 0,022 para paisagem 1, 0,063 para paisagem 2 e 0,014 para paisagem 3, concluindo que as paisagens apresentam baixa conectividade funcional.

Os poucos fragmentos com área superior a 100 ha apresentaram as melhores avaliações de dPC, indicando forte influência da fração *intrapatch* no resultado.

Estes baixos valores para conectividade ainda podem estar superestimados, pois a falta de informações referentes aos comportamentos das espécies locais aos variados elementos da paisagem como monoculturas, sistemas agroflorestais, cidades e rodovias, limita a inferência mais precisa do impacto dos diferentes usos da terra na capacidade de dispersão das espécies.

Estes resultados indicam que o município apresenta grande perda de habitat e alta fragmentação e que a recomposição das áreas de APPs ripárias não serão suficientes para um aumento significativo a área de hábitat e da conectividade da paisagem. As espécies regenerantes que são fundamentais para o sucesso das restaurações ecológicas, ficam afetadas com a baixa biodiversidade e reduzida conectividade, ocasionando que projetos

de restauração venham a fracassar ou que demandem grande intervenção humana e elevado custo de manutenção.

7 CONCLUSÕES

A assinatura do Protocolo agroambiental resultou em uma alteração positiva na composição da paisagem em regiões de APP riparia, com um aumento das áreas de floresta secundária e capoeira, com conseqüente redução das áreas de conflito ocupadas por cultura temporária, apesar do Protocolo não haver estipulado metas claras para a restauração e conservação das Matas ciliares e nascentes.

Entretanto, a melhora na conectividade funcional foi muito pequena, não diferenciando significativamente os anos estudados, mantendo-se, neste contexto, uma provável tendência de perda de biodiversidade e simplificação da paisagem, demandando assim o planejamento e execução de outras ações conservacionistas complementares.

O cenário com a restauração das APPs e os fragmentos com área nuclear, demonstrou que o cumprimento da legislação acarretaria ganho significativo de área total com cobertura florestal e um aumento da conectividade estrutural entre os grandes fragmentos, com as mata ciliares podendo atuar como grandes corredores ecológicos. Contudo, a área total de habitat continua muito abaixo dos valores limiares de extinção estudados para Mata Atlântica, e somado aos baixos resultados dos índices de conectividade funcional e isolamento dos fragmentos, indicam que apenas a restauração das APPs ripárias provavelmente não será suficiente para frear a degradação da biodiversidade e garantir um aumento da resiliência da paisagem. A implementação das áreas de Reserva legal nas próprias bacias hidrográficas torna-se necessária para o aumento das áreas de habitat.

A classificação semiautomática da cobertura e uso da terra apresentou resultados satisfatórios para o planejamento territorial, mostrando-se uma ferramenta rápida e eficaz para o uso em escalas regionais. A metodologia proposta permitiu identificar e quantificar as principais classes de uso da terra que estão em conflito com as Áreas de Preservação Permanente, viabilizando um bom diagnóstico da paisagem para futuros programas gestão da paisagem.

8 REFERÊNCIAS

AKAR, Ö.; GUNGOR, O. Classification of multispectral images using Random Forest Algorithm. **Journal of Geodesy and Geoinformation**, v. 1, Iss 2, p. 105-112, Jan. 2012.

AL-AHMADI, F. S.; HAMES, A. S. *Comparison of four classification methods to extract land use and land cover from raw satellite images for some remote arid areas, Kingdom of Saudi Arabia*. **Journal of King Abdulaziz University**, v. 20, n. 1, p. 167-191, Jan. 2009.

ALMEIDA, A. S. de; VIEIRA, I. C. G. Conflitos no uso da terra em Áreas de Preservação Permanente em um polo de produção de biodiesel no Estado do Pará. **Revista Ambiente e Água**, Taubaté, v. 9, n. 3, p. 476-487, Jul./Set. 2014.

ASCIUTTI, G. A. M., STANGANIN, F. N.; MELANDA, E. A. Identificação dos diferentes usos e ocupação do solo da bacia hidrográfica do Rio do Quilombo, São Carlos/SP utilizando imagem do satélite Sentinel 2 e o complemento SCP do QGIS. **Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. INPE, Santos. 2019.

AZEVEDO, T. N. **Efeito da expansão do cultivo de cana-de-açúcar na composição da paisagem do estado de São Paulo**. Dissertação. (Mestre em Ciências) – Universidade de São Paulo, São Paulo. 2013

BOSSLE, R. C. **QGIS e geoprocessamento na prática**. 1 ed. São José dos Pinhais: Editora Íthala, 2015. 232 p.

BOSSLE, R. C. **QGIS do ABC ao XYZ**. 1 ed. São José dos Pinhais: Editora Íthala, 2016. 288 p.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Lei n. 4.771, de 15 de setembro de 1965. Institui o Código Florestal Brasileiro**. Diário Oficial da União, Brasília, DF.

BRASIL. **Lei n. 12.651/12, de 25 de maio de 2012. Institui o Novo Código Florestal**. Diário Oficial da União, Brasília, DF.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia. Departamento Nacional de Produção Mineral. **Anuário Mineral Estadual São Paulo 2015** Ano Base 2014. Brasília, 2015. 54p

CASTRO, R. B.; PEREIRA, J. L. G.; ALBERNAZ, A. L. K. M.; ZANIN, M. Connectivity, spatial structure and the identification of priority areas for conservation of Belém area of endemism, Amazon. **Anais da Academia Brasileira de Ciências** [online], v. 92, n. 2, 2020.

CALABRESE, J. M.; FAGAN, W. F. A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 2, p. 529-536, Dez. 2004

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução n. 1, de 31 de janeiro de 1994. Define vegetação primária e secundária nos estágios pioneiro, inicial e avançado de regeneração da Mata Atlântica, a fim de orientar os procedimentos de**

licenciamento de exploração da vegetação nativa no Estado de São Paulo. Diário Oficial da União, Brasília, DF.

CONGEDO, L. **Semi-automatic classification plugin documentation:** release 4.3.0. 2015, 141 p.

CONGALTON, R. G.; GREEN, K. Assessing the accuracy of remotely sensed data: principles and practices. **Lewis Publishers**, 1998. 136p.

COUTINHO, L. M.; ZANETTI, S. S.; CECÍLIO, R. A.; GARCIA, G. de O.; XAVIER, A. C. Usos da terra e Áreas de Preservação Permanente (APP) na bacia do Rio da Prata, Castelo-ES. **Floresta e Ambiente**, v. 20, n. 4, p. 425-434, 2013.

CROUZEILLES, R.; LORINI, M. L.; GRELLE, C. E. V. Deslocamento na matriz para espécies da Mata Atlântica e a dificuldade da construção de perfis ecológicos. **Oecologia Australis**, V.14(4), P. 872 – 900. 2010.

ELESBON, A. A. A.; GUEDES, H. A. S.; SILVA, D. D.; OLIVEIRA, I. C. Uso de dados SRTM e plataforma SIG na caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do Braço Norte do Rio São Mateus – Brasil. *Rem.* **Rev. Esc. Minas**, Ouro Preto, v. 64, n. 3, p. 281-288, 2011.

EMPRESA DE PLANEJAMENTO DO ESTADO DE SÃO PAULO - EMPLASA, 2011. Disponível em: <http://www.emplasa.idemapas.sp.gov.br/service>. Acesso em: 20 dez. 2019.

EUROPEAN SPACE AGENCY – ESA. **Copernicus Open Access Hub**, 2020. Disponível em: <https://scihub.copernicus.eu/dhus/#/home>. Acesso em: 26 abr. 2020.

FADEL, N.; JUNIOR, O. R.; SAYEG, H. S. Caracterização e avaliação temporal de remanescentes florestais no município de Araras/São Paulo. **Holos Environment**, v. 12, n. 2, p. 215-224, 2012.

FAHRIG, L. Effectes of habitat fragmentation on biodiversity. **Annu. Ver. Ecol. Evol.** 2003.

FELIPE, A. C.; **Avaliação das áreas de conflito de uso em APP na microbacia Ribeirão do Veado, Piratininga (SP) por meio de geotecnologias.** 2015. Dissertação (Mestre em Agronomia) - Faculdade de Ciências Agrônômicas da UNESP, Botucatu. 2015.

FORERO-MEDINA, G. VIEIRA, M. V. Conectividade funcional e a importância da interação organismo-paisagem. **Oecologia Brasiliensis**. V. 11, P. 493-502. 2007

FRANCO-LOPEZ, H.; EK, A. R.; BAUER, M. E. Estimation and mapping of forest stand density, volume, and cover type using the k-nearest neighbors method. **Remote Sensing of Environment**, v. 77, Iss. 3, p. 251-274, 2001.

GLIESSMAN, S. R. **Agroecologia:** processo ecológicos em agricultura sustentável. 4 ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2008. 654 p.

GOTELLI, N. J., ELLISON, A. M. **Princípios de Estatística Em Ecologia** - ARTMED EDITORA. 2011. 528pp.

GUARENGHI, M. M. **Avaliação dos potenciais impactos da expansão canavieira sobre a conectividade da paisagem**. 2018. 142 f. Tese (Doutorado em Planejamento de Sistemas Energéticos) - Faculdade de Engenharia Mecânica, UNICAMP, Campinas, 2018

GUARENGHI, M. M.; WALTER, A.; ARAÚJO, M. C. Análise da conectividade funcional em uma paisagem caracterizada pela expansão da cultura canavieira. In: **SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO**, 18., 2017. Santos. Anais... Santos: INPE, 2017. p. 3065-3072.

GUIDOLINI, J.; OMETTO, J.; ARCOVERDE, G.; GIAROLLA, A. Environmental land use conflicts in a macroscale river basin: a preliminar study based on the ruggedness number. *Water*, v. 12, n. 5, Abr. 2020.

HILTY, J. et al. Guidelines for conserving connectivity through ecological networks and corridors. **Best Practice Protected Area Guidelines Series No. 30**. IUCN. Gland, Switzerland, 2020.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades. 2017**. Disponível em <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/araras/panorama>. Acesso em: 04 jan 2021.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Agropecuário**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas/economicas/agricultura-e-pecuaria/2017-np-censo-agropecuario/21814-2017-censo-agropecuario.html?edicao=25757&t=resultados>. 2017b. Acesso em: 06/09/2021.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico da vegetação brasileira**. IBGE, 1992. 91p. (Série Manuais Técnicos em Geociências)

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Manual técnico do uso da terra**. IBGE, 2013. 171p. (Série Manuais Técnicos em Geociências)

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Malha Municipal 2019**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html?=&t=downloads>. Acesso em: 04 out 2020.

IBGE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Divisão Territorial Brasileira 2021**. <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/estrutura-territorial/23701-divisao-territorial-brasileira.html?=&t=acesso-ao-produto>. Acesso em: 04 junho 2021.

ISSII, T. M.; PEREIRA-SILVA, E. F. L.; LÓPEZ DE PABLO, C. T.; FERREIRA DO SANTOS, R.; HARDT, E. Is there an equivalence between measures of landscape

structural and functional connectivity for plants in conservation assessments of the Cerrado? **Land**, v. 9, p. 459, nov. 2020.

JENKS, G. F.; CASPALL, F. C. Error on choroplethic maps: definition, measurement, reduction. **Ann. Assoc. A. Geogr.**, v. 61, n. 2 p. 217-244, 1971.

JESUS, E. N. de; FERREIRA, R. A.; ARAGAO, A. G. de; SANTOS, T. I. S; ROCHA, S. L. Estrutura dos fragmentos florestais da bacia hidrográfica do rio POXIM-SE, como subsídio à restauração ecológica. **Revista Árvore** [online], v. 39, n. 3, p. 467-474, Mai./Jun. 2015.

JOLY, C. A; CASSATTI, L; BRITO, M. C. W; MENEZES, N. A; RODRIGUES, R. R; BOLZANI, V. S., Histórico do programa Biota/Fapesp – O instituto virtual da biodiversidade. In: RODRIGUES, R. R; JOLY, C. A; BRITO, M. C. W; PAESE, A; METZGER, J. P; CASATTI, L; NALON, M. A; MENEZES, N; IVANAUSKA, N. M; BOLZANI, V; BONONI, V. L. R. **Diretrizes para conservação e restauração da biodiversidade do Estado de São Paulo**. Governo do Estado de São Paulo, 2008. p. 44-55.

JOLY, C. A; METZGER, J. P.; TABARELLI, M. Experiences from the Brazilian Atlantic Forest: ecological findings and conservation initiatives. **New Phytologist**. V. 204, p. 459–473. 2014

JUNIOR, E. A. M.; FERREIRA, M. C. Estimativa de largura de rios, a partir de imagens do Google Earth e mapas de hierarquia fluvial, para o mapeamento de Áreas de Preservação Permanente na alta bacia do rio Jaguari, MG. In: **SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO**, 16., 2013, Foz do Iguaçu, PR. Anais... Foz do Iguaçu: INPE, 2013. p. 1258-1265.

KRONKA, F. J. N. **Inventário florestal da vegetação natural do Estado de São Paulo**. Instituto Florestal, 2005. 200p.

KULKARNI, A. D.; LOWE, B. Random Forest Algorithm for land cover classification. **International Journal on Recent and Innovation Trends in Computing and Communication**, v. 4, iss. 3, p. 58-63, 2016.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da paisagem com SIG**. 1 ed. São Paulo: Oficia de Textos, 2009. 424 p.

LAURANCE, W. F.; LOVEJOY, T. E.; VASCONCELOS, H. L.; BRUNA, E. M.; DIDHAM, R. K.; STOUFFER, P. C.; GASCON, C.; BIERREGAARD, R. O.; LAURANCE, S. G.; SAMPAIO, E. Ecosystem decay of Amazonian Forest fragments: a 22-year investigation. **Conservation Biology**, v. 16, n. 3, p. 605–618, 2002.

LIMA, M. M.; MARIANO-NETO, E. Extinction thresholds for Sapotaceae due to forest cover in Atlantic Forest landscapes. **Forest Ecology and Management**. V. 312, p. 260–270. 2014

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

MAGINI, C.; CHAGAS, R. L. Microzoneamento e diagnóstico físico-químico do Ribeirão das Araras, Araras-SP. **Geociências**, São Paulo, v. 22, n. 2, p. 195-208, 2003.

MATOS, M. **Efeito da Redução da Cobertura Florestal sobre Comunidades de Anuros e Lagartos de Serapilheira em Paisagens da Mata Atlântica da Bahia**. 2012. 80 pp. Dissertação (Mestrado) - Instituto de Biologia da Universidade Federal da Bahia. Salvador. 2012

MELLO, K. de; PETRI, L.; LEITE, E. C.; TOPPA, R. H. Cenários ambientais para o ordenamento territorial de Áreas de Preservação Permanente no município de Sorocaba, SP. **Revista Árvore**, v. 38, n. 2, p. 309-317, 2014.

MELLO, K. **Análise espacial de remanescentes florestais como subsídio para o estabelecimento de unidades de conservação**. 2016. 82 p. Dissertação (Mestrado em Diversidade Biológica e Conservação), Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2016.

MMA - MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Departamento de Áreas Protegidas. **Painel Unidades de Conservação Brasileiras**, 2019. Disponível em: <https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiMjUxMTU0NWMTODkyNC00NzNiLWJiNTQtNGI3NTI2NjliZDkzIiwidCI6IjM5NTdhMzY3LTZkMzgtNGMxZi1hNGJhLTMzZThmM2M1NTBjYj99>. Acesso em: 20 jan 2021.

MORAES, M. A. F. D.; ZILBERMAN, D. **Production of ethanol from sugarcane in Brazil**. Springer, Londres. 2014.

MOSCHINI, L. E. **Diagnóstico e riscos ambientais relacionados à fragmentação de áreas naturais e semi-naturais da paisagem: estudo de caso, município de Araraquara, SP**. 2005. 88 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Recursos Naturais) - Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2005.

NOI, P. T.; KAPPAS, M. Comparison of Random Forest, k-Nearest Neighbor, and Support Vector Machine classifiers for land cover classification using Sentinel-2 imagery. **Sensor**, v. 18, n. 18, p. 1-20, 2018.

OBADAI, J.; ADJEI, K. A.; ODAI, S. N.; LUMOR, M. Land use/land cover dynamics using landsat data in a gold mining basin-the Ankobra, Ghana. **Remote Sensing applications: Society and Environment**, v.13, p. 247-256, 2019.

OLIVEIRA, P. T. S.; SOBRINHO, T. A.; STEFFEN, J. L.; RODRIGUES, D. B. B. Caracterização morfométrica de bacias hidrográficas através de dados SRTM. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 14, n. 8, p. 819–825, 2010.

OLIVEIRA, R. E. de; SAIS, A. C. Diagnóstico ambiental da bacia hidrográfica do córrego Araruna para restauração florestal em áreas produtoras de água, Araras-SP. **Ciência Tecnologia e Ambiente**, v. 2, n. 1, p. 26-32, 2015.

OSTERTAGOVÁ, E.; OSTERTAG, O.; KOVAC, J. Methodology and Application of the Kruskal-Wallis Test. **Applied Mechanics and Materials**. V. 611, p. 115 – 120, 2014

OZDARICI-OK, A.; OZGUN O. K. A.; SCHINDLER, K. Mapping of agricultural crops from single high-resolution multispectral images-data-driven smoothing vs. parcel-based smoothing. **Remote Sens**, v. 7, n. 5, 2015.

PASCUA-HORTAL, L.; SAURA, S. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. **Landscape Ecology**. V. 21, P. 950-967. 2006.

PATIL, M. B.; DESAI, C. G.; UMRIKAR, B. N. Image classification tool for use/land cover analysis: a comparative study of maximum likelihood and minimum distance method. International Journal of Geology, **Earth and Environmental**, v. 2, n. 3, p.189-196, 2012.

PAULA, R. P. de; SAIS, A. C.; OLIVEIRA, R. E. de. Conectividade de fragmentos de vegetação nativa e Áreas de Preservação Permanente de imóveis rurais familiares em uma microbacia hidrográfica na Amazônia Matogrossense. **Cadernos de Agroecologia**, v. 13, n. 2, 2018.

PISSINATO, B. **A cultura da cana-de-açúcar no Estado de São Paulo entre 1950 e 2010: evolução histórica da área e da produtividade**. 2014. 162 p. Dissertação (Mestrado em Ciências. Área de concentração: Economia Aplicada. Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba. 2013.

PIRES, V. R. O. **Análise da paisagem do município de Salto de Pirapora, SP como subsídio para o planejamento Ambiental**. 2016. 81 p. Dissertação (Mestrado em Gestão e Sustentabilidade Ambiental), Centro de Ciências e Tecnologia para a Sustentabilidade, Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2016.

PRIMACK, R. B.; RODRIGUES, E. **Biologia da Conservação**. Londrina: Editora Planta, 2001. 327 p.

QUINTAS, D. A. C. **História da agricultura no município de Araras (SP) e a caracterização da restauração da mata ciliar no Ribeirão das Furnas**.2011. 96p Dissertação (Mestrado em Agroecologia), UFSCar, Araras, 2011.

REZENDE, G. M. **Restauração florestal no sul da Amazônia: métodos para romper barreiras à regeneração natural**. 2016. 70 p. Dissertação (Mestrado em Ecologia), Instituto de Ciências Biológicas, Universidade de Brasília, Brasília, 2016.

RODRIGUES, C. T. A.; ALMEIDA, A. Q. de; SILVA, T. G. F.; PEREIRA, D. dos R. Conflict of land use in permanent preservation areas of the Pajeu river basin-PE, Brazil. **Journal of Hyperspectral Remote Sensing**, v. 3, n. 3, p. 71-80, 2013.

ROTTA, L. C. M.; VIANI, R. A. G.; ROSÁRIO, V. A. C. Mudanças nas leis florestais e o impacto na restauração florestal e conectividade da paisagem. **Ciência, Tecnologia e Ambiente**, v. 4, n. 1, p. 12-19, 2016.

SÃO PAULO. **Protocolo Agroambiental do Setor Sucroalcooleiro Paulista**. 2007a

SÃO PAULO. Secretaria do Estado do Meio Ambiente. **Unidades Agroindustriais do Setor Sucroenergético** – 2007b.

SÃO PAULO. Secretaria do Estado do Meio Ambiente. **Resolução SMA nº 32, de 03 de abril de 2014**. Estabelece as orientações, diretrizes e critérios sobre restauração ecológica no estado de São Paulo, e dá providências correlatas. Diário Oficial do Estado de São Paulo, São Paulo, SP.

SAURA, S.; PASCUAL-HORTAL, L. A new habitat availability index to integrate connectivity in landscape conservation planning: comparison with existing indices and application to a case study. **Landscape and Urban Planning**, v. 83, p. 91-03, 2007a.

SAURA, S.; PASCUAL-HORTAL, L. Conefor sensinode 2.2 user's manual: software for quantifying the importance of habitat patches for maintaining landscape connectivity through graphs and habitat availability indices. **University of Lleida**, p.57. 2007b.

SAURA, S., RUBIO, L. A common currency for the different ways in which patches and links can contribute to habitat availability and connectivity in the landscape. **Ecography**, v. 33, p. 523-537, 2010.

SAURA, S. Métodos y herramientas para el análisis de la conectividade del paisaje y su integración en los planes de conservación. In: CRUZ, M.; MAESTRE, F. T. **Avances en el Análisis Espacial de Datos Ecológicos: Aspectos Metodológicos y Aplicados**. Móstoles: ECESPA-Asociación Española de Ecología Terrestre, 2013. cap 1, p. 1-46.

SICAR - **SISTEMA NACIONAL DE CADASTRO AMBIENTAL RURAL**, 2020. Disponível em: <https://www.car.gov.br/publico/municipios/downloads>. Acesso em 08 jun. 2020.

STRAHLER, A. N. Hypsometric (area-altitude) analysis of erosional topography, *Geol. Soc. America Bulletin*, p. 1117-1142, 1952.

SOS MATA ATLÂNTICA; INPE - INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Atlas dos Remanescentes Florestais da Mata Atlântica**. São Paulo, 2019. 35 p.

SPETH, G.; PERES, L. E. da S.; WOLLMANN, L.; DOMINGUES, Q. R.; GIACCOM-RIBEIRO, B. M. Conflitos do uso de solo em Áreas de Preservação Permanente em Candelária (RS). **Ciência e Natura**, v. 42, e. 13, 2020.

TAMBOSI, L. R.; VIDAL, M. M.; FERRAZ, S. F. de B.; METZGER, J. P. Funções ecológicas das florestas nativas e o Código Florestal. **Estudos Avançados**, v. 29, n.84, p. 151-162, 2015.

TAMBOSI, L. R.; SILVA, M. M.; RODRIGUES, R. R. Adequação ambiental de propriedades rurais e priorização de restauração florestal para otimizar o ganho de conectividade da paisagem. In: PAESE, A.; UEZU, A; LORINI, M. L.; CUNHA,

A. **Conservação da Biodiversidade com SIG**. 1 ed. São Paulo: Editora Oficina de Textos, 2012. Cap 2, pág. 24 - 39.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, Vol. 68, No. 3, pp. 571-573. 1993.

TOPPA, R. H. **Estrutura e diversidade florística das diferentes fisionomias de Cerrado e suas correlações com o solo na Estação Ecológica de Jataí, Luiz Antônio, SP**. 2004. 149 p. Tese (Doutorado em Ciências), Centro de Ciências Biológicas e da Saúde, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2004.

TOPPA, R. H.; MARTINES, M. R.; GARCIA, M. A., Geoprocessamento aplicado ao estabelecimento de unidades de planejamento como subsídio à gestão ambiental. In: BOIN, M. R.; MARTINS, P. C. S.; MIRANTE, M. H. P. **Geotecnologias aplicadas às questões ambientais**, v. II. ANAP, 2017. p. 10-30.

TORQUATO, S. A.; RAMOS, R. Protocolo Agroambiental do Setor Sucroalcooleiro Paulista: ações visando à preservação ambiental. **Revista Análise e Indicadores Do Agronegócio**, v. 7, n. 6, Jun. 2012.

UEZU, A. **Composição e estrutura da comunidade de aves na paisagem fragmentada do Pontal do Paranapanema**. 2006. 193p. Tese (Doutorado em Ciências), Instituto de Biociências, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2006

UNICA, **Protocolo Agroambiental**. <https://unica.com.br/iniciativas/protocolo-agroambiental/>. Acessado em 16/12/2021

USGS - UNITED STATES GEOLOGICAL SURVEY. Earth Explorer, 2014. Disponível em: <https://earthexplorer.usgs.gov/>. Acesso em: 17/03/2020.

VALLE, C. C.; SILVA, A. L. Classificação supervisionada dos maciços vegetais e cobertura do solo no aglomerado urbano de São Raimundo das Mangabeiras – MA. **Acta Tecnológica**, v. 14, n. 1, p. 93-101, 2020.

VALLE JÚNIOR, R. F.; VARANDAS, S. G. P.; PACHECO, F. A. L.; PEREIRA, V. R.; SANTOS, C. F.; CORTES, R. M. V.; FERNANDES, L. F. S. Impacts of land use conflicts on riverine ecosystems. **Land Use Policy**, v. 43, p. 48-62, 2015.