

AVALIAÇÃO DA DINÂMICA DA PAISAGEM E HETEROGENEIDADE DE MANCHAS FLORESTAIS NO CONTEXTO DO NEXO FLORESTA-ÁGUA-SOCIEDADE EM DUAS BACIAS HIDROGRÁFICAS EM JUNDIAÍ – SP

Felipe Rosafa Gavioli

Universidade Federal de São Carlos – UFSCAR
PPG em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis – PPGPUR/UFSCar, Sorocaba, SP
Companhia Ambiental do Estado de São Paulo, Jundiaí, SP
fgavioli@sp.gov.br

Caio Molena

Centro Universitário Padre Anchieta – UNIANCHIETA
Jundiaí, SP
caiomolena1991@gmail.com

Raquel Carnivalle Silva Melillo

Centro Universitário Padre Anchieta – UNIANCHIETA
Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – UNESP
raquel.melillo@anchieta.br

Paulo Guilherme Molin

Universidade Federal de São Carlos – UFSCAR
PPG em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis – PPGPUR/UFSCar Sorocaba, SP
pgmolin@ufscar.br

Alexandre Marco da Silva

Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho” – UNESP
alexandre.m.silva@unesp.br

RESUMO

A heterogeneidade espacial, temporal e funcional é relevante na identificação de gargalos e oportunidades para a gestão de bacias hidrográficas de abastecimento e se constitui em elemento para a apreensão das relações floresta-água-sociedade. Este estudo realizou uma análise espacial e temporal em duas bacias hidrográficas, visando identificar as mudanças ocorridas na composição e na configuração da paisagem, com foco em manchas florestais e sua funcionalidade para a produção de água. Utilizou-se geoprocessamento e aplicação das métricas AREA, ENN, PROXRIO e SHAPE para avaliar a configuração das manchas florestais nas bacias em 1985 e 2020. Constatou-se um processo importante de urbanização nas bacias, predominantemente sobre áreas agropecuárias, e que vêm ocorrendo em paralelo ao incremento líquido de cobertura florestal. Tal cobertura florestal representa 37,3% do território, estando distribuída de modo desigual na paisagem. A proximidade existente entre os fragmentos pode ser incrementada a partir da restauração das Áreas de Preservação Permanente (APPs) ocupadas por atividades agrícolas, que perfazem 34,3% das APPs hídricas. Conclui-se que deve haver uma política de desmatamento zero nas bacias, com expansão dos usos antrópicos somente sobre áreas já degradadas, associado ao incentivo à restauração de florestas em toda a paisagem, como estratégia para a gestão do território.

Palavras-chave: Uso e cobertura da terra. Serviços ecossistêmicos. Métricas de paisagem. Geoprocessamento.

EVALUATION OF LANDSCAPE DYNAMICS AND HETEROGENEITY OF FOREST PATCHES IN THE CONTEXT OF FOREST-WATER-SOCIETY NEXUS IN TWO HYDROGRAPHIC BASINS IN JUNDIAÍ – SP

ABSTRACT

The spatial, temporal and functional heterogeneity is relevant in the identification of bottlenecks and opportunities for the management of water supply basins and constitutes an element for the apprehension of forest-water-society relations. This study carried out a

spatial and temporal analysis in two hydrographic basins, aiming to identify the changes that occurred in the landscape composition and configuration, focusing on forest patches and their functionality for water production. Geoprocessing and application of AREA, ENN, PROXRIO and SHAPE metrics were used to assess the forest patches configuration in the basins in 1985 and 2020. An important process of urbanization in the basins was observed, predominantly in agricultural areas, and which has been taking place in parallel to the net increase in forest cover. Such forest cover represents 37.3% of the territory, being unevenly distributed in the landscape. The existing proximity among the fragments can be increased through the restoration of Áreas de Preservação Permanente (APPs) occupied by agricultural activities, which make up 34.3% of the water APPs. It is concluded that there must be a policy of zero deforestation in the basins, with expansion of human uses only in areas that are already degraded, associated with encouraging the forests restoration throughout the landscape, as a strategy for the territory management.

Keywords: Land use and land cover. Ecosystem services. Landscape metrics. Geoprocessing.

INTRODUÇÃO

Dentro do campo das ciências ambientais, as relações entre floresta-água-sociedade têm sido objeto de diversos estudos recentes (SPRINGGAY et al., 2019; SUN et al., 2020; MELO et al., 2021). De modo geral, entende-se que a substituição de florestas por outros usos da terra afetam de modo decisivo a oferta de água para as populações (ZHANG e WEI, 2021), além de impactar o desempenho de outros serviços ecossistêmicos relevantes, tais como conservação da biodiversidade e sequestro de carbono (SEOANE et al., 2010; SCHMIDT et al., 2019), ao passo que a manutenção e restauração de florestas nas paisagens estão positivamente correlacionadas com a disponibilidade hídrica e demais serviços ecossistêmicos (GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002; MELLO et al., 2020).

Os principais indutores de desmatamento de florestas tropicais ao redor do mundo têm sido a expansão da agropecuária e da urbanização (BENHIN, 2006; DEFRIES et al., 2010; DE SY et al., 2019). Na América Latina, 41,4% do desmatamento de florestas registrado entre 1980 e 2010 foi ocasionado pelas atividades agropecuárias (ARMENTERAS et al., 2017). Segundo Radwan et al. (2021), a conversão de florestas em agricultura na América do Sul, observada entre 1992 e 2018, representa 36% das mudanças globais de uso e cobertura da terra verificadas no período. Os mesmos autores indicam que, globalmente, o uso da terra que mais ocupou áreas florestais entre 1992 e 2018 foi a urbanização, que teve um crescimento líquido de 1,02 milhões de quilômetros quadrados globalmente (RADWAN et al., 2021).

A conversão de áreas anteriormente cobertas com florestas nativas em outros usos, além de diminuir a cobertura florestal total das paisagens, altera a qualidade ecológica das florestas remanescentes, pela perda de conectividade advinda do isolamento entre os maciços florestais, o que pode potencializar efeitos de borda, com alterações significativas na estrutura e na composição das espécies (ARROYO-RODRIGUES et al., 2020), contribuindo também para a deterioração da qualidade dos recursos hídricos (DORICI, 2021; MELLO et al., 2018). Esse processo de desmatamento e fragmentação das manchas florestais é observado nos domínios da Mata Atlântica, um *hotspot* global de biodiversidade (MYERS et al., 2000), que apresenta um histórico de ocupação antiga consolidada (DEAN, 2004) e que abriga 70% da população brasileira (SCARANO e CEOTTO, 2015). Atualmente, cerca de 28% da Mata Atlântica brasileira é ocupada por vegetação nativa (REZENDE et al., 2018) e, no estado de São Paulo, a cobertura florestal de Mata Atlântica representa 32,6% da área paulista do bioma (INSTITUTO FLORESTAL, 2020). Essa floresta remanescente está em grande medida fragmentada, sendo que cerca de 80% das manchas florestais do bioma apresentam área inferior a 50 hectares (RIBEIRO et al., 2011), de modo que a maior parte das florestas estão isoladas, e rodeadas por matrizes abertas, em especial áreas agrícolas (JOLY; METZGER; TABARELLI, 2014).

Nesse contexto de vinculação floresta-água-sociedade, as ações de gestão ambiental das bacias hidrográficas, em especial no território de Mata Atlântica, devem incorporar a conservação e restauração de manchas florestais, na perspectiva de garantir a oferta de água em qualidade e quantidade (PORTO e PORTO, 2008). A concretização dessas ações passa necessariamente por um diagnóstico das condições ambientais das bacias hidrográficas de interesse. As dinâmicas de mudanças do uso da terra ao longo do tempo, a existência de áreas especialmente protegidas pela legislação vigente, bem como as características das manchas florestais remanescentes nos territórios são eixos analíticos importantes

desse diagnóstico, que permitem a identificação de gargalos e de oportunidades na gestão das bacias hidrográficas produtoras de água para abastecimento, ou com potencial para esta finalidade.

A realidade ambiental e territorial das bacias de interesse, a partir dos eixos analíticos indicados, pode ser apreendida por meio da análise estrutural da paisagem, que por sua vez depende do uso de técnicas de sensoriamento remoto e de geoprocessamento, associadas à aplicação de conceitos e metodologias da ecologia de paisagens (FRANÇA et al., 2019). A ecologia de paisagens é compreendida hoje como um campo científico cada vez mais transdisciplinar, que agrega contribuições das ciências geoespaciais, sociais e ambientais para a análise e compreensão das paisagens (KIENAST; WALTERS; BÜRGI, 2021), entendidas como um mosaico heterogêneo de unidades interativas, espacialmente localizado e definido conforme uma escala adequada para o observador do mosaico (METZGER, 2001).

A heterogeneidade das paisagens pode ser estabelecida em três componentes: espacial, funcional e temporal (SANTOS et al., 2021), sendo que o componente espacial pode ser dividido em composição (classes de uso e cobertura da terra, por exemplo), e configuração (arranjo espacial das manchas que compõe cada classe de uso definida) (FAHRIG et al., 2011). Conforme Santos et al. (2021), esses três componentes da heterogeneidade de uma paisagem se relacionam, na medida em que a composição e a configuração das distintas unidades (espacial) e as mudanças dessas características ao longo do tempo (temporal) determinam a oferta ou não de recursos e habitats (funcional). Essa paisagem heterogênea, em geral é representada pelo chamado modelo mancha-matriz, que descreve a realidade a partir dos elementos mancha (áreas homogêneas de habitat); matriz (tipologias de uso/cobertura do solo predominante na paisagem) e corredores (áreas de conexão potencial ou efetiva entre as manchas) (LAUSCH et al., 2014). Esses elementos podem ser quantificados e mensurados, com a aplicação das métricas, que buscam descrever de forma objetiva a composição, configuração e funcionalidade das unidades que compõem os mosaicos de estudo (ARROYO-RODRIGUEZ et al., 2020).

Partimos aqui da hipótese de que as métricas de ecologia de paisagens são indicadores objetivos gerados a partir de ferramentas computacionais que fornecem informações úteis para a análise visual e numérica de fenômenos ambientais ao nível da paisagem, e podem ser incorporadas ao processo de gestão ambiental de territórios de interesse, objetivando a conservação e/ou restauração dos atributos ambientais relevantes, em especial manchas de florestas nativas. O presente estudo se insere nesse contexto e busca caracterizar as dinâmicas da paisagem ocorridas entre 1985 e 2020 em duas bacias hidrográficas de interesse para abastecimento público no município de Jundiaí – SP. O trabalho objetivou descrever a heterogeneidade espacial das bacias nesses dois recortes temporais, com vistas a identificar as principais mudanças de composição da paisagem, inclusive dentro de Áreas de Preservação Permanente (APPs). Essas APPs estão em conformidade ao que foi estabelecido pela Lei Federal 12.651/2012 (BRASIL, 2012), e cuja manutenção com vegetação florestal é importante para a disponibilidade hídrica (TANIWAKI et al., 2018; GUIDOTTI et al., 2020). Ademais, foram aplicadas métricas de ecologia de paisagem para avaliar a configuração dos fragmentos florestais nas bacias em 1985 e 2020, objetivando apreender as modificações ocorridas e discutir os eventuais impactos sobre a funcionalidade das manchas para a produção de água.

METODOLOGIA

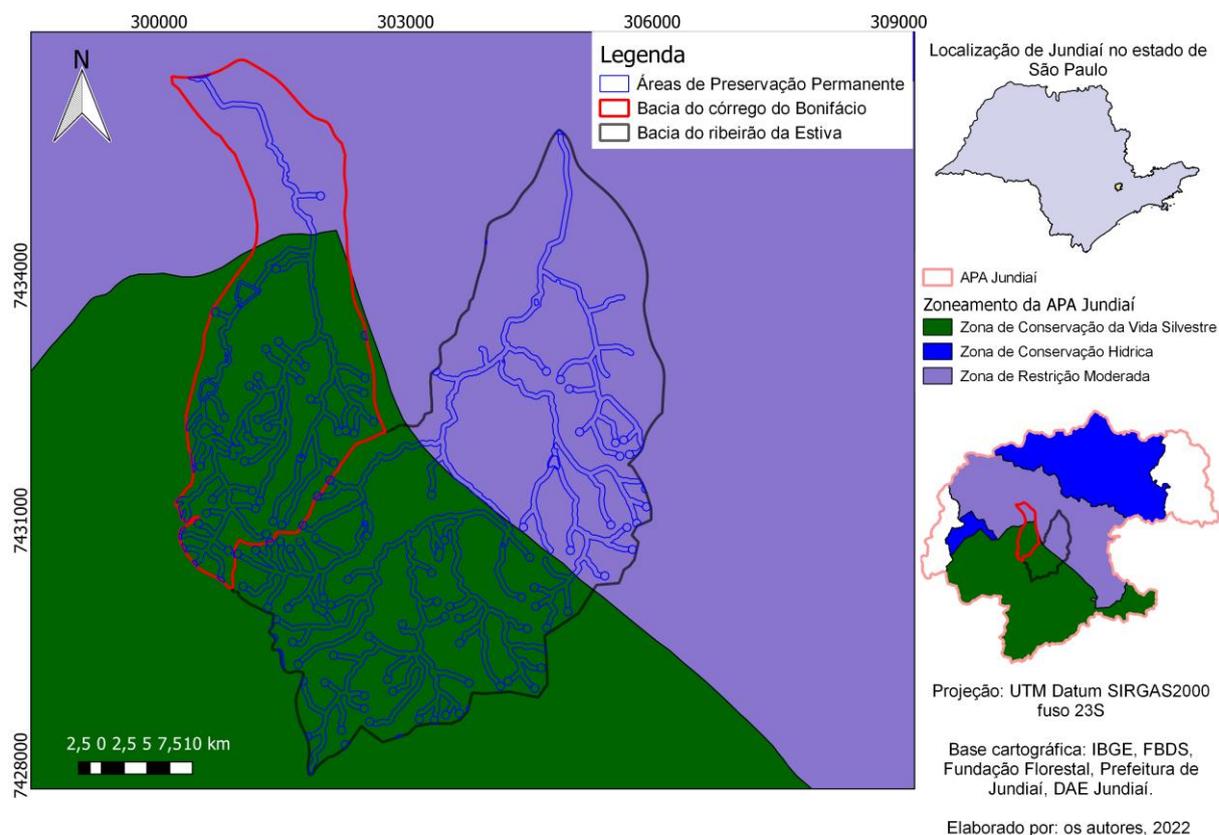
Área de estudo

O estudo foi realizado em duas bacias hidrográficas localizadas no município de Jundiaí, interior do estado de São Paulo: a bacia do córrego Bonifácio, com área total de 950 hectares e a bacia do Ribeirão Estiva ou Moisés, com área total de 2.040 hectares, sendo que ambos os corpos hídricos são afluentes diretos da margem esquerda do rio Jundiaí. Jundiaí é um município paulista de médio porte, com cerca de 410 mil

habitantes, extensão territorial de 43.120 hectares e grau de urbanização de 97,2% (SEADE, 2022). Localizado entre os centros urbanos de São Paulo e Campinas, e servido pelas principais rodovias do estado de São Paulo, Jundiá e a região de entorno estão se consolidando nos últimos anos como um polo de atração de empresas de diversos setores, conformando um parque industrial e logístico em expansão, recentemente reconhecida como uma das regiões metropolitanas do estado.

Em paralelo a esse processo de desenvolvimento urbano-industrial, emergem questões socioambientais relevantes, como a competição pelo espaço entre os diversos usos da terra e o incremento da urbanização de forma muitas vezes pouco atenta às especificidades ambientais do território (PRADELLA e BUENO, 2017; FANELLI e SANTOS JUNIOR, 2013). Dentre essas especificidades, está o fato de o município constituir em sua totalidade uma Área de Proteção Ambiental (APA), categoria de unidade de conservação de uso sustentável (BRASIL, 2000), instituída em 1984 e regulamentada em 1998 com vistas a proteger os ativos ambientais do território, em especial o maciço montanhoso da Serra do Japi, um dos últimos grandes remanescentes de floresta contínua do interior paulista, bem como os mananciais de produção de água para abastecimento público, alguns com suas nascentes localizadas na região da Serra, como é o caso dos corpos hídricos das bacias desse estudo (SÃO PAULO, 1984; LEITÃO-FILHO, 1992; SÃO PAULO, 1998; CARDOSO-LEITE et al., 2005). A Figura 1 indica a localização de Jundiá no estado de São Paulo, bem como a localização das bacias hidrográficas de estudo:

Figura 1 - Mapa de localização das bacias hidrográficas do córrego Bonifácio e do ribeirão Estiva em relação ao município de Jundiá e a APA Jundiá, 2022.



Fonte - Os autores, 2022.

Ambas as bacias se localizam parcialmente nas zonas de restrição moderada e de conservação da vida silvestre da APA Jundiá, sendo a primeira destinada para os usos antrópicos e urbanos, e a segunda vocacionada para a proteção dos remanescentes florestais da Serra do Japi, apresentando restrições para

a industrialização e parcelamento de solo (SÃO PAULO, 1998). Com vazão média de 28 litros por segundo, as águas do córrego Bonifácio são utilizadas, sobretudo, para irrigação de áreas de horticultura e abastecimento de indústrias na porção de jusante da bacia, sendo que o corpo hídrico apresenta potencial também para abastecimento público (ROMITELLI e PATERNIANI, 2007). O ribeirão Estiva já é utilizado para abastecimento público, sendo responsável por 2,5% da oferta de água do município, o que equivale a aproximadamente 34 litros por segundo, captados em uma represa de acumulação, localizada a cerca de 2 quilômetros à montante da foz do ribeirão junto ao Rio Jundiá (DAE JUNDIAÍ, 2017).

Dados e itinerário metodológico

Todo o estudo foi efetuado com base em dados secundários, processados em ambiente de Sistema de Informações Geográficas (SIG), conforme indicado no Quadro 1.

Quadro 1 - Bases de dados utilizados no estudo, 2022.

Base de dados	Tema	Tipo	Resolução espacial	Fonte	Finalidade utilizada no trabalho
Iniciativa Mapbiomas coleção 6.0	Uso e cobertura da terra dos anos de 1985, 2020 e transições 1985-2020	Raster	30 metros	Mapbiomas (2022)	Mapeamento do uso e cobertura da terra, dinâmicas de transição e cálculo de métricas
Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS)	Delimitação das Áreas de Preservação Permanente hídricas e corpos hídricos	Vetorial	05 metros	Rezende et al. (2018) e FBDS (2018)	Análise da cobertura da terra dentro de APPs, cálculo da métrica PROXRIO
Fundação Florestal	Delimitação das zonas da APA Jundiá	Vetorial	-	Fundação Florestal (2022)	Análise das zonas da APA incidentes no território de estudo
Prefeitura de Jundiá	Delimitação das bacias hidrográficas	Vetorial	-	Jundiá (2022)	Definição das bacias hidrográficas de estudo

Fonte - Os autores, 2022.

Para realização do trabalho foi utilizado o *software* livre de geoprocessamento QGIS versão 2.18 Las Palmas (QGIS, 2022), seguindo o itinerário metodológico já utilizado por Molena et al. (2021).

As informações de uso e cobertura da terra e delimitação dos corpos hídricos e APPs foram obtidas, respectivamente, junto aos websites da iniciativa Mapbiomas e da Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS). O Mapbiomas é uma iniciativa interinstitucional, que utiliza imagens dos satélites *Landsat*, com 30 metros de resolução espacial, para mapear as dinâmicas de uso e ocupação do solo no território brasileiro, a partir de processamento em nuvem na plataforma *Google Earth Engine* (SOUZA et al., 2020). Foram utilizados os dados da coleção 6.0 do Mapbiomas, que compreende mapeamentos anuais de 1985 até 2020 (MAPBIOMAS, 2022). Já a organização não governamental FBDS disponibilizou em 2018 informações do projeto Mapeamento de Alta Resolução dos Biomas Brasileiros, que delimitou cobertura vegetal, corpos hídricos, e APPs hídricas conforme a Lei Federal 12.651/2012, a partir de imagens de satélite *RapidEye* de 05 metros de resolução espacial (REZENDE et al., 2018; FBDS, 2018). O arquivo vetorial de delimitação das zonas da APA Jundiá conforme estabelecido no Decreto Estadual 43.284/1998 foi cedido pela Fundação Florestal do estado São Paulo, órgão gestor da APA, e os arquivos vetoriais de delimitação das bacias hidrográficas de interesse foram

obtidos junto ao Departamento de Água e Esgotos municipal, e no geoportal da Prefeitura de Jundiá (FUNDAÇÃO FLORESTAL, 2022; JUNDIAÍ, 2022).

Inicialmente, os arquivos em formato raster referentes ao uso e ocupação do solo dos anos de 1985, 2020 e transição 1985-2020 foram vetorizados, e recortados para os limites das bacias de interesse, sem qualquer reclassificação. Depois, todos os arquivos, já em formato vetorial, foram reprojeto para projeção plana *Universal Transversa de Mercator* (UTM), referencial geodésico SIRGAS 2000, fuso 23S, de modo a padronizar o sistema de referência de coordenadas do projeto. Após, as camadas de uso e cobertura da terra foram intersectadas com o arquivo das APPs hídricas, gerando a informação de uso nessas áreas protegidas. Com a calculadora de campo do *software*, as áreas ocupadas em cada classe de uso, dentro e fora de APP e para cada ano de interesse foram calculadas.

A classe “cobertura florestal” referente aos anos de 1985 e 2020 foi extraída e transformada em uma camada em separado, sendo que a partir desta camada foram calculadas as métricas de ecologia de paisagem AREA, ENN, PROXRIO e SHAPE. A métrica AREA corresponde a área individual das manchas de floresta na paisagem, expressa em hectares e se constitui em uma métrica básica de ecologia, associada à disponibilidade de habitats e a preservação da diversidade genética nos remanescentes de floresta nativa (SILVA; RIBEIRO; LONGO, 2021). Em geral, fragmentos florestais extensos apresentam melhores condições de ofertar habitats, o que se traduz em maior riqueza de espécies (ARROYO-RODRIGUEZ et al., 2020). No entanto, múltiplos fragmentos de pequena dimensão dispersos na paisagem também podem contribuir para a disponibilidade de alimentos e refúgio para diversas espécies, cumprindo ainda função de trampolins ecológicos entre manchas maiores (FAHRIG, 2013; FAHRIG, 2020).

A métrica ENN representa a distância euclidiana de uma mancha florestal ao seu vizinho mais próximo, e expressa a conectividade entre os diversos fragmentos dispersos na paisagem, sendo que quanto menor for a distância calculada, maior a conectividade das manchas entre si, o que reflete melhor disponibilidade e alcance de habitats (LANG e BLASCHKE, 2009), sendo que paisagens com boa conectividade entre manchas podem, do ponto de vista funcional, suplantam déficits de cobertura florestal (MOREIRA et al., 2018). A métrica PROXRIO indica a distância de uma mancha florestal ao corpo hídrico mais próximo (SILVA; RIBEIRO; LONGO, 2021), e foi adotada considerando que a proximidade de florestas com a rede de drenagem contribui para aumentar a infiltração de água no solo, a recarga dos aquíferos, e a redução do aporte de sedimentos aos corpos hídricos, contribuindo assim para a produção de água nas bacias (GUIDOTTI et al., 2020; TONELLO e DIAS, 2018). Ademais, as florestas ripárias são importantes para o ciclo reprodutivo de diversas espécies de fauna, contribuindo para a conservação da biodiversidade nas paisagens (ARROYO-RODRIGUEZ et al., 2020).

Por fim, a métrica SHAPE é uma medida adimensional de configuração do formato da mancha florestal. O formato é relevante na medida em que fragmentos alongados, isto é, com uma alta relação perímetro/área, sofrem maior efeito de borda, o que tende a empobrecer a diversidade de espécies e afetar a sucessão ecológica em florestas tropicais (SANTANA et al., 2021). No presente estudo, calculamos a métrica SHAPE conforme indicado por Moraes, Mello e Toppa (2017) e De Matos et al. (2019), a partir da equação:

$$SHAPE = \frac{0,25 \times P}{\sqrt{A}}$$

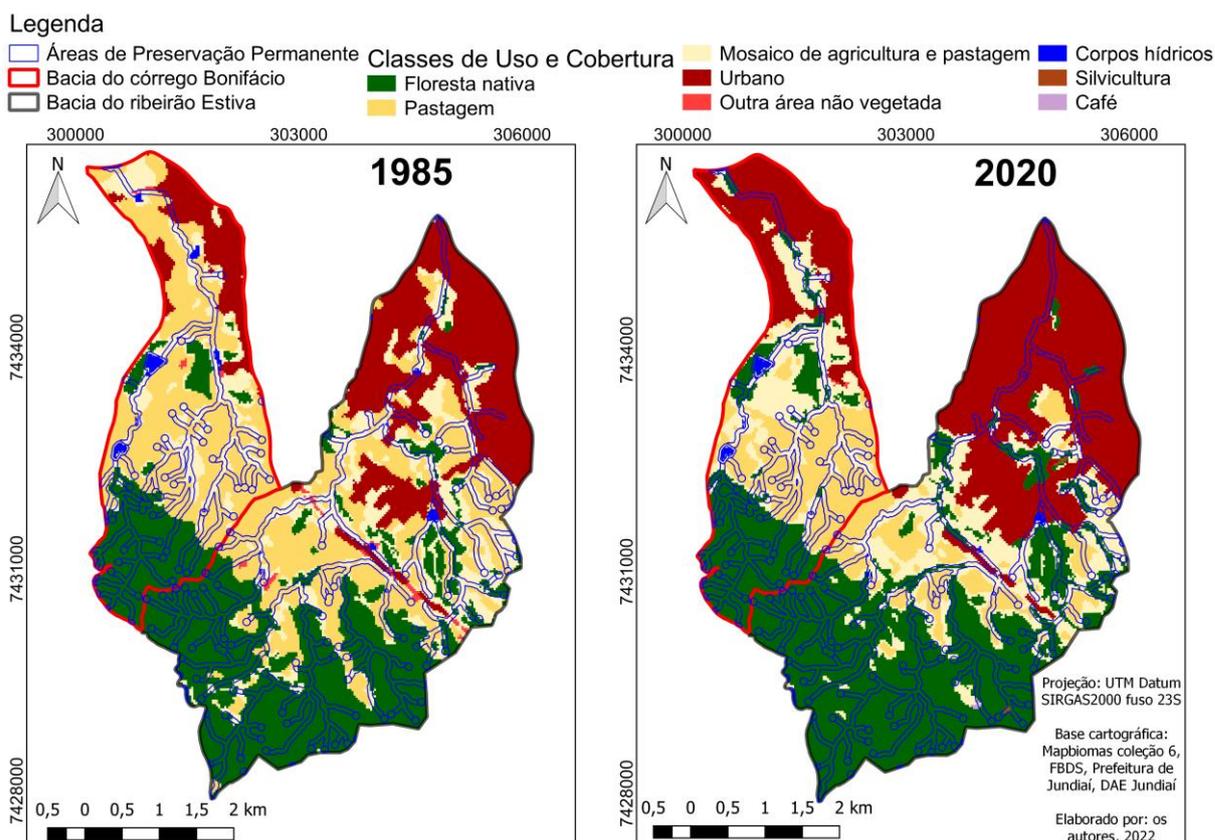
Onde A é a área do fragmento em metros, e P o perímetro em metros. Quanto mais próximo de 1 for o valor de SHAPE, mais regular é o formato do fragmento, ao passo que valores superiores a 5 indicam fragmentos de formato mais irregulares, e, portanto, mais sujeitos a degradação por efeito de borda (MORAES; MELLO; TOPPA, 2017). Todas as métricas foram calculadas diretamente na calculadora de campo do *software*, e com uso do complemento NNJoin do QGIS, sendo as informações posteriormente exportadas para planilha Excel para análise estatística.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Composição e dinâmica temporal da paisagem

O mapa de uso e ocupação do solo para as bacias hidrográficas do córrego Bonifácio e do ribeirão Estiva para os anos de 1985 e 2020 pode ser observado na Figura 2. Os resultados do cálculo das áreas referentes a cada classe de uso e cobertura, dentro e fora de APP e para cada um dos anos de estudo são apresentados na Tabela 1.

Figura 2 - Mapa de uso e ocupação do solo das bacias do córrego Bonifácio e ribeirão Estiva, em 1985 e 2020.



Fonte - os autores, 2022.

Tabela 1 - Classes de uso e cobertura da terra e áreas correspondentes (em hectares) das bacias hidrográficas do córrego Bonifácio e ribeirão Estiva (anos 1985 e 2020). Percentuais calculados considerando a área total de cada bacia hidrográfica.

Classe de Uso e Cobertura da Terra	Bacia do Bonifácio											
	1985						2020					
	Fora de APP (ha)	%	APP* (ha)	%	APP* (ha)	%	Fora de APP (ha)	%	APP* (ha)	%	APP* (ha)	%
Floresta Nativa	156	16,42	51	5,36	15	1,57	171	18,00	69	7,26	15	1,57
Pastagem	346	36,42	63	6,63	15	1,57	181	19,05	40	4,21	15	1,57
Mosaico de Agricultura e Pastagem	117	12,31	48	5,05	2	0,21	174	18,31	51	5,36	2	0,21
Silvicultura	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Café	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-

Área Urbana	121	12,73	3	0,31	-	-	219	23,05	8	0,84	-	-
Outra Área Não Vegetada	2	0,21	1	0,10	-	-	1	0,10	-	-	-	-
Corpos hídricos	8	0,84	2	0,21	-	-	4	0,42	-	-	-	-
Total	750	78,94	168	17,68	32	3,36	750	78,94	168	17,68	32	3,36

Classe de Uso e Cobertura da Terra	Bacia do Estiva											
	1985						2020					
	Fora de APP (ha)	%	APP* (ha)	%	APP* (ha)	%	Fora de APP (ha)	%	APP* (ha)	%	APP* (ha)	%
Floresta Nativa	527	25,83	162	7,94	40	1,96	611	29,95	206	10,09	43	2,10
Pastagem	404	19,80	67	3,28	12	0,58	158	7,74	22	1,07	8	0,39
Mosaico de Agricultura e Pastagem	255	12,50	85	4,16	6	0,29	270	13,23	64	3,13	6	0,29
Silvicultura	-	-	-	-	-	-	1	0,04	-	-	-	-
Café	-	-	-	-	-	-	1	0,04	-	-	-	-
Área Urbana	436	21,37	31	-	-	-	592	29,01	56	2,74	1	0,04
Outra Área Não Vegetada	10	0,49	2	0,09	-	-	-	-	-	-	-	-
Corpos hídricos	2	0,09	1	0,04	-	-	1	0,04	-	-	-	-
Total	1.634	80,09	348	17,05	58	2,84	1.634	80,09	348	17,05	58	2,84

* - APP de curso d'água; ** - APP de nascente.

Fonte - Os autores, 2022.

Da bacia do córrego Bonifácio, verifica-se que o principal uso do solo em ambos os períodos estudados foram as atividades agropecuárias, representadas pelas coberturas de pastagem e mosaico de agricultura e pastagem, que representavam, no ano de 1985, área de 591 hectares (62,21% da bacia), passando para 463 hectares em 2020 (48,74% da bacia). As manchas florestais passaram de 222 hectares em 1985 (23,36% da bacia) para 255 hectares em 2020 (26,84% da bacia), um incremento de cerca de 15%, que ocorreu tanto dentro de APP (aumento de 27% de florestas) quanto fora de APP (incremento de 9%). As áreas urbanas apresentaram um incremento importante entre 1985 e 2020, passando de 124 hectares (13% da bacia) para 227 hectares (23,9%), o que representa uma expansão de 83% das áreas urbanizadas na bacia.

Em relação às APPs hídricas da bacia do Bonifácio, que somam 200 hectares, verifica-se uma situação insuficiente de cobertura florestal, que era de 66 hectares em 1985 (33% das APPs), passando para 84 hectares em 2020 (42% das APPs hídricas). Desse modo, em que pese o incremento na cobertura florestal das áreas protegidas, mais de 50% das APPs hídricas da paisagem estão ocupadas por atividades antrópicas, notadamente usos agropecuários. Nota-se que dos 32 hectares de APPs de nascentes na bacia, verificou-se presença de florestas nativas em 15 hectares tanto em 1985 quanto 2020, o que representa 46,8% das APPs de nascentes.

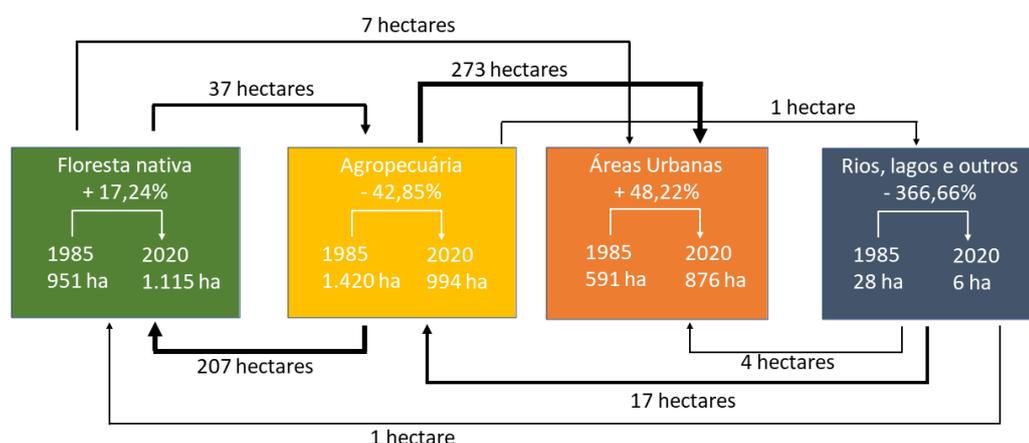
Na bacia do Estiva, os usos agropecuários predominavam em 1985, perfazendo 829 hectares, ou 40,63% da bacia. Já em 2020, verifica-se que a classe de maior expressão na paisagem foi a cobertura de floresta nativa, ocupando 860 hectares, o que equivale a 42,15% da bacia. Nesse período, a agropecuária sofreu uma redução, passando para 530 hectares em 2020 (25,98% da bacia), o que representa um decréscimo de cerca de 63,93% em relação a situação de 1985. As áreas urbanas, que em 1985 ocupavam 467 hectares do território, ou 22,89% da bacia, passaram para 649 hectares em 2020 (31,81% da bacia), um incremento de 38,97%. As florestas também apresentaram incremento, passando de 729 hectares em

1985 (35,73% da bacia), para 860 hectares em 2020, um aumento de 17,96%. Diferente da bacia do Bonifácio, mais de 50% das APPs hídricas estão recobertas por cobertura florestal, sendo que esse uso passou de 202 hectares em 1985 (49,75% das APPs) para 249 hectares em 2020 (61,33% das APPs hídricas), inclusive com aumento de florestas nas APPs de nascentes, que passaram de 40 hectares em 1985 para 43 hectares em 2020. Desse modo, 74,13% das APPs de nascentes da bacia estão com vegetação florestal.

Em 2020, a paisagem composta por ambas as bacias apresentou 1.115 hectares de cobertura florestal, o que equivale a 37,3% da área total da paisagem (2.990 hectares). Esse percentual de cobertura florestal é maior do que o verificado em outras paisagens próximas como na bacia do Rio Jundiá-Mirim em Jundiá, que atualmente apresenta 26,79% de cobertura de florestas nativas (MOLENA et al., 2021), na região de Sorocaba com 22,9% de cobertura florestal (RIBEIRO; MELLO; VALENTE, 2020), na bacia do rio Piracicaba com 21,75% de florestas (MOLIN et al., 2017) ou na bacia do Rio Capivari em Campinas com apenas 5,7% de remanescentes de vegetação nativa (SILVA; RIBEIRO; LONGO, 2021). Considerando que estudos indicam que a cobertura florestal suficiente em uma dada paisagem para a oferta de serviços ecossistêmicos e conservação de biodiversidade varia entre 30% (BANKS-LEITE et al., 2014) e 40% (ARROYO-RODRIGUEZ et al., 2020), entende-se que a situação das bacias do Bonifácio e Estiva ainda é adequada no que se refere ao percentual de cobertura florestal. Sem embargo, observa-se um déficit de vegetação nativa nas APPs, em especial na bacia do Bonifácio, o que ocorre também em outras bacias hidrográficas próximas e de interesse para abastecimento público, como é o caso da bacia do Jundiá-Mirim (MOLENA et al., 2021).

Em ambas as bacias se verifica um processo de expansão das áreas urbanas, associado ao incremento da cobertura florestal, ocorrido entre 1985 e 2020. Tanto uma dinâmica, quanto outra, ocorreram, sobretudo, em áreas de uso agropecuário, que foram convertidas para áreas urbanas e/ou cederam espaço para florestas nativas, mesmo padrão observado em outros estudos realizados na região (MOLENA et al., 2021; GAVIOLI e HOSSOMI, 2020) e regiões próximas (BORTOLETO et al., 2016). No período estudado, e considerando as duas bacias de interesse, constatou-se supressão de 44 hectares de florestas nativas, dos quais 7 hectares foram suprimidos para urbanização na bacia do Estiva, e o restante foi convertido para uso agropecuário. De outro lado, 207 hectares de usos agropecuários e 1 hectare de outros usos cederam espaço para florestas nativas, o que resulta em um incremento líquido da cobertura florestal nas bacias de 164 hectares. Quanto a urbanização, entre 1985 e 2020 cerca de 284 hectares foram urbanizados, dos quais 273 hectares apresentavam usos agropecuários. Destaca-se, ainda, a redução dos usos outras áreas não vegetadas e rios e lagos, que passaram de 28 hectares em 1985 para 6 hectares em 2020, sendo convertidos sobretudo para agropecuária e áreas urbanas, sendo que este processo pode estar vinculado ao aterramento dos espelhos d'água por dinâmicas de assoreamento, que por sua vez são favorecidas pela baixa cobertura florestal em áreas ripárias (GUIDOTTI et al., 2020), observada principalmente na bacia do Bonifácio. A Figura 3 apresenta um fluxograma das dinâmicas da paisagem ocorridas em ambas as bacias entre 1985 e 2020.

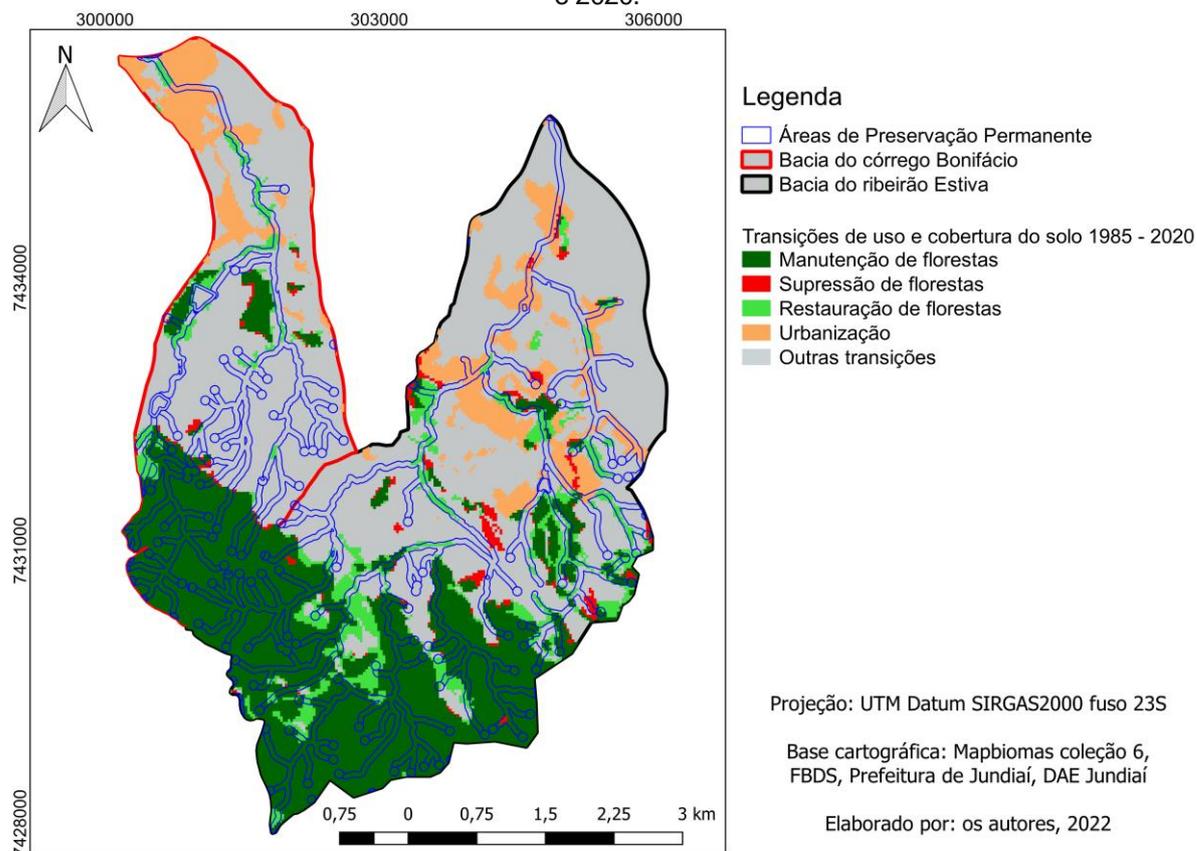
Figura 3 - Fluxograma das dinâmicas de paisagem ocorridas nas bacias entre 1985 e 2020 – transições entre classes de uso e cobertura.



Fonte - Os autores, 2022.

A Figura 4 representa espacialmente as transições de uso e cobertura da terra ocorridas no território estudado entre 1985 e 2020, com destaque para as dinâmicas de supressão e restauração de floresta nativa, e para o intenso processo de urbanização verificado. Ressalta-se, mais uma vez, a centralidade dos usos agropecuários nesses processos, ora cedendo lugar para a urbanização, ora sendo substituídos por restauração florestal. Quanto as florestas existentes em 1985 e que foram mantidas até 2020, essas cobrem uma área de 906 hectares, o que corresponde a 81,25% do montante total de cobertura florestal verificado nas bacias em 2020, que foi de 1.115 hectares. Esse resultado corrobora o identificado por Molena et al. (2021) para a bacia do Rio Jundiáí-Mirim, onde mais de 80% dos fragmentos florestais existem pelo menos desde 1985, e sugere que as manchas florestais da região se apresentam em uma melhor condição se comparadas com o cenário geral da Mata Atlântica brasileira, onde mais da metade das florestas apresentam menos do que doze anos de idade (SILVA JUNIOR; HEINRICH; FREIRE, 2020). Cabe observar que tanto as florestas remanescentes, quanto a restauração de novas manchas florestais estão concentradas na porção sul das bacias, o que compreende também as APPs de nascentes nas cabeceiras dos corpos hídricos de primeira ordem, e na região sobreposta à zona de conservação da vida silvestre da APA Jundiáí, ao passo que os processos de urbanização se concentram na porção norte das bacias, em zona de restrição moderada da APA Jundiáí, o que indica que as restrições de uso da terra impostas pelo Decreto Estadual 43.284/1998 na zona de conservação da vida silvestre da APA Jundiáí podem contribuir para a manutenção e restauração de florestas nativas no território, o que já foi evidenciado por Fengler et al(2012) e Hardt, Santos e Pereira-Silva (2012). Já a urbanização se concentrou na porção norte das bacias, conforme verificado por Romitelli e Paterniani (2007).

Figura 4 - Dinâmicas de supressão e restauração florestal, e urbanização ocorridas nas bacias entre 1985 e 2020.



Fonte - Os autores, 2022.

A partir do mapa Figura 4, verifica-se que do montante total de 44 hectares de supressão de florestas nativas verificado no período de estudo, 6 hectares (13,63%) foram suprimidos em APPs hídricas. Dos 208 hectares de florestas restauradas, 71 hectares (34,13%) estão em APPs hídricas, ao passo que as

APPs urbanizadas perfazem 30 hectares, ou 10,6% do montante total de áreas urbanizadas entre 1985 e 2020, que foi de 283 hectares. Indica-se o incremento de florestas nas APPs de nascentes na bacia do ribeirão Estiva, o que é um sinal positivo considerando a importância das zonas de cabeceira para a recarga dos aquíferos e manutenção da produção de água (TANIWAKI et al., 2017; MELLO et al., 2022). No mapa, também é possível observar a restauração de florestas ocorrendo em boa medida no entorno de fragmentos existentes, o que corrobora estudos que apontam a proximidade de manchas florestais como elemento relevante para potencializar a regeneração natural de florestas nativas (BORTOLETO et al., 2016; MOLIN et al., 2018). Ademais, observa-se incremento das florestas nativas em grande medida na porção sul do território, em zona de conservação da vida silvestre da APA Jundiá e nas APPs hídricas, o que sugere que instrumentos legais de restrição de uso do solo podem contribuir para a restauração das manchas florestais. Desse modo, mesmo considerando que as bacias estão localizadas na zona urbana do município, verificou-se um processo de incremento líquido de vegetação nativa entre 1985 e 2020, o que pode ser uma expressão local do movimento de transição florestal observado, de modo geral, no estado de São Paulo nos últimos anos (CALABONI et al., 2018; DA SILVA; BATISTELLA; MORAN, 2017), com predomínio da expansão da cobertura florestal sobre a supressão de vegetação nativa.

Configuração e heterogeneidade espacial da paisagem

Da análise da composição e dinâmicas temporais das bacias estudadas, verifica-se que entre 1985 e 2020 houve um processo importante de urbanização sobre as áreas de uso agropecuário, em paralelo a um movimento de restauração de áreas de floresta nativa, também em grande medida sobre áreas agropecuárias, que foi mais relevante do que a supressão de fragmentos florestais, implicando em incremento líquido de 164 hectares de florestas nativas em ambas as bacias. De modo a avaliar o impacto dessa restauração sobre a funcionalidade ecológica da paisagem, e a partir do arcabouço teórico da ecologia de paisagem, calculamos as métricas de configuração AREA, ENN, PROXRIO e SHAPE para os fragmentos florestais existentes em 1985 e 2020, com vistas a verificar se o incremento de cobertura florestal observado entre os dois períodos também se traduziu em melhorias na estrutura e na conectividade da paisagem. Os resultados obtidos das métricas calculadas para os anos de 1985 e 2020 são apresentados na Tabela 2.

Tabela 2 - Resultados para as métricas calculadas para a classe cobertura florestal (anos 1985 e 2020) para as bacias hidrográficas estudadas.

Manchas florestais - 1985					
Métrica	Valores				
ÁREA (hectare)	< 1	1 a 5	5 a 50	> 50	
Área (hectare)	9,77	47,66	79,23	814,12	
Nº fragmentos	25	20	9	2	
ENN (metros)	> 500	250 a 500	100 a 250	50 a 100	< 50
Área (hectare)	1,24	0,74	34,25	12,52	902,03
Nº fragmentos	1	1	9	8	37
PROXRIO (metros)	> 500	250 a 500	100 a 250	50 a 100	< 50
Área (hectare)	-	-	8,47	17,69	924,62
Nº fragmentos	-	-	12	8	36
SHAPE	1 a 2		2 a 3		> 3
Área (hectare)	269,21		52,14		629,43
Nº fragmentos	47		8		1
Manchas florestais - 2020					
Métrica	Valores				

ÁREA (hectare)	< 1	1 a 5	5 a 50	> 50	
Área (hectare)	13,72	51,13	139,24	911,30	
Nº fragmentos	49	21	7	2	
ENN (metros)	> 500	250 a 500	100 a 250	50 a 100	< 50
Área (hectare)	2,80	6,26	10,77	82,46	1.013,10
Nº fragmentos	1	3	8	12	55
PROXRIO (metros)	> 500	250 a 500	100 a 250	50 a 100	< 50
Área (hectare)	-	0,23	6,74	8,21	1.100,21
Nº fragmentos	-	1	14	11	53
SHAPE	1 a 2		2 a 3		> 3
Área (hectare)	277,02		71,26		767,11
Nº fragmentos	70		7		2

Fonte - Os autores, 2022.

Da Tabela 2, verifica-se que de 1985 a 2020, além do incremento na cobertura florestal total que passou de 950 para 1.115 hectares, verifica-se um aumento no número de manchas, passando de 56 manchas florestais para 79. O aumento do número de manchas associado ao incremento da cobertura florestal condicionou uma pequena redução na área média das manchas florestais, que passaram de 16,98 hectares em 1985 para 14,12 hectares em 2020. Em ambos os períodos, existe um predomínio de pequenas manchas na paisagem com áreas inferiores a 1 hectare, que representam 44,64% das manchas em 1985 e 62,02% das manchas em 2020, denotando assim uma paisagem bastante fragmentada, semelhante ao verificado em outras paisagens próximas e marcadas pela urbanização (MOLENA et al., 2021; SILVA; RIBEIRO; LONGO, 2021; RIBEIRO; MELLO; VALENTE, 2020). De outro lado, 2 grandes fragmentos com área superior a 50 hectares representam cerca de 80% do total da cobertura florestal da paisagem, sendo que tais maciços se localizam na porção sul das bacias do Bonifácio e Estiva, na região da Serra do Japi e em zona de conservação da vida silvestre da APA Jundiá. Isso é relevante na medida em que aponta que os instrumentos legais de restrição de uso da terra, associados a unidades de conservação, têm condicionado a manutenção e restauração de manchas florestais mais extensas mesmo em paisagens urbanizadas e em geral fragmentadas, o que também foi observado por outros estudos (SILVA e LONGO, 2020; GUARIZ e GUARIZ, 2020).

Em que pese a fragmentação das manchas florestais observada, verifica-se uma boa proximidade entre os fragmentos, sendo que nos dois períodos de estudo mais de 50% das manchas florestais se apresentaram a menos de 50 metros de distância de outra mancha. Verifica-se que a distância média entre os fragmentos diminuiu entre 1985 e 2020, passando de 59,67 metros para 49,61 metros, o que é reflexo do aumento do número de manchas na paisagem. A distância média de ENN verificada é inferior ao observado em paisagens semelhantes na região de Sorocaba (RIBEIRO; MELLO; VALENTE, 2020) e na região de Campinas (SILVA; RIBEIRO; LONGO, 2021). O mesmo padrão é observado na métrica PROXRIO, que expressa a distância das manchas florestais em relação aos cursos d'água, sendo que mais de 50% dos fragmentos tanto em 1985 quanto em 2020 se apresentaram a menos de 50 metros de distância de um corpo hídrico. Nessa métrica, a distância média em 1985 foi de 44,19 metros, passando para 45,15 metros em 2020. A presença de florestas próximas aos corpos hídricos é fundamental tanto para a manutenção da qualidade da água quanto para o incremento da conectividade da paisagem, vez que as áreas ripárias podem constituir corredores de vegetação (MELLO et al., 2020). Nesse sentido, cabe destacar que na situação de 2020 verificou-se 208 hectares de APPs hídricas (34,32% do total de APPs das bacias) ocupadas por usos agropecuários, que em teoria podem receber ações de restauração ecológica, sem considerar a aplicação do artigo 61-A da Lei 12.651/2012, que pode diminuir a área de restauração mandatória (BRASIL, 2012). De todo modo, a proximidade dos fragmentos entre si, e desses com os corpos hídricos, é uma condição de configuração da paisagem que pode, em alguma medida, compensar o predomínio das pequenas manchas, já que a proximidade entre os vários pequenos fragmentos favorece o fluxo gênico (UROY et al., 2021), onde as pequenas manchas constituem trampolins ecológicos na paisagem (LANG e BLASCHKE, 2009) com efeitos positivos sobre a manutenção e distribuição de espécies (OLIVEIRA-JUNIOR et al., 2020; ARROYO-RODRIGUEZ et al.,

2020), ao que a restauração das APPs hídricas contribuiria muito com a melhoria da conectividade nessa paisagem fragmentada.

Quanto a métrica SHAPE, a maior parte das manchas apresentou valor entre 1 e 2, o que indica um formato adequado do maciço florestal, mais regular e menos oblongo (MORAES; MELLO; TOPPA, 2017). Tais maciços são, em sua maior parte, os de pequena dimensão, o que também corrobora outros estudos que indicam que as manchas com formatos mais regulares são as de pequena dimensão (SILVA; RIBEIRO; LONGO, 2021; RIBEIRO; MELLO; VALENTE, 2020). Em nenhum dos anos constatamos SHAPE com valor superior a 5, o que denota fragmento bastante irregular conforme De Matos et al (2019), sendo que o valor máximo obtido para a métrica em 1985 foi de 3,77, passando para 3,45 em 2020.

A paisagem composta pelas bacias de estudo apresentou, de 1985 a 2020, um processo acentuado de urbanização, associado ao incremento de cobertura florestal, sendo que ambas as dinâmicas ocorreram sobre áreas de uso agropecuário. O incremento de áreas urbanas no período foi de 284 hectares, e incremento líquido de florestas nativas foi de 164 hectares, sendo que em 2020 a paisagem apresentou 37,3% de cobertura florestal. Desse total, 81,25% são de florestas existentes desde 1985. De modo geral, a cobertura florestal se apresenta em pequenas manchas, com áreas inferiores a 1 hectare, porém a menos de 50 metros de distância entre si e próximas a corpos hídricos. A proximidade observada entre os fragmentos pode contribuir para a conectividade da paisagem fragmentada, sendo recomendada a restauração das APPs ocupadas em 2020 por agropecuária, que equivalem a 208 hectares (34,32% das APPs), para auxiliar no incremento da conectividade.

No que se refere as relações da composição e configuração da paisagem com a disponibilidade hídrica, Dorici (2021) indica que as classes de uso urbano e vegetação nativa estão correlacionadas, respectivamente, à degradação e à melhoria da disponibilidade hídrica, ao que passo que as métricas de conectividade dos fragmentos e o tipo de uso do solo predominante em uma determinada bacia são os fatores de configuração da paisagem mais bem correlacionados com produção e qualidade de água. Na paisagem de estudo, em que pese o razoável percentual de cobertura florestal (37,3%), os usos urbanos e agropecuários juntos somam 62,53% da área das bacias. Esses usos antrópicos correspondem às principais classes de uso do solo mais impactantes na disponibilidade hídrica (MELLO et al., 2018), podendo contribuir para a degradação dos recursos hídricos tanto pela impermeabilização e aporte de poluentes difusos a partir das áreas urbanas, quanto pelo carreamento de sedimentos, nutrientes oriundos de fertilizantes e matéria orgânica aportada pelas áreas agrícolas (TANIWAKI et al., 2017; TROMBONI e DODDS, 2017). Ademais, a maior parte da cobertura florestal existente está concentrada em grandes manchas localizadas na porção sul das bacias, junto às cabeceiras dos córregos de primeira ordem, sendo que a distribuição espacial das manchas na paisagem e, em especial ao longo das áreas ripárias, é um aspecto importante para a funcionalidade dos fragmentos florestais na proteção dos recursos hídricos (DORICI, 2021; GUIDOTTI et al., 2020). Nesse sentido, a restauração das APPs hoje ocupadas por usos agrícolas é ação fundamental para aumentar a cobertura florestal total na paisagem e promover uma melhoria na configuração espacial das manchas, aumentando a conectividade já existente.

Ademais, a presença de manchas florestais próximas entre si, e próximas dos recursos hídricos também favorecem processos de regeneração natural da vegetação nativa, contribuindo para uma restauração de APPs ripárias com melhor relação custo-efetividade (MOLIN et al., 2018, BORTOLETO et al., 2016). De outro lado, um melhor ordenamento da urbanização – uso que mais cresceu no território entre 1985 e 2020 – também é ação fundamental para garantir uma adequada disponibilidade hídrica nas bacias, garantindo o uso potencial (no caso da bacia do Bonifácio) e efetivo (caso da bacia do Estiva) no abastecimento público.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A avaliação das dinâmicas espaço-temporais, da composição e da configuração da paisagem nas duas bacias hidrográficas permitiu concluir que há um processo importante de urbanização nas bacias, que está ocupando predominantemente áreas de uso agropecuário. Esse processo é acompanhado de um incremento líquido na cobertura florestal, também sobre áreas de uso agropecuário.

Atualmente, 37,3% da paisagem é ocupada por manchas florestais, em um percentual razoável para a conservação da biodiversidade e maior do que o verificado em outras paisagens de perfil semelhante. Observa-se, no entanto, que a cobertura de florestas está desigualmente distribuída na paisagem, conformando pequenas manchas próximas entre si e próximas a corpos hídricos nas porções central e

norte do território do estudo, e compondo um maciço maior, que abriga a maior parte do montante total de vegetação nativa, localizado na região da Serra do Japi, que abarca a porção sul das bacias, em território que comporta boa parte das nascentes dos córregos de primeira ordem da paisagem. Os usos predominantes na paisagem – urbano e agrícola – representam um fator de degradação dos recursos hídricos, que pode ser mitigado a partir da expansão da cobertura florestal. A expansão, por seu turno, pode ser bastante favorecida pela proximidade hoje existente entre os fragmentos, que pode ser incrementada a partir da restauração das APPs ocupadas por atividades agrícolas, que perfazem 34,3% das APPs hídricas da paisagem.

Nesse sentido, incentivos à restauração das APPs hídricas e um planejamento adequado da expansão urbana nas porções de jusante das bacias são ações fundamentais. A composição e configuração atual das manchas florestais na paisagem ainda parece ser suficiente para garantir a disponibilidade hídrica, e favorece e facilita os processos de restauração das APPs. Desse modo, uma política de desmatamento zero nas bacias, com expansão dos usos antrópicos – em especial urbano - somente sobre áreas já degradadas, associado ao incentivo à restauração de florestas ao longo de toda a paisagem, conformam estratégias adequadas para a gestão ambiental do território de estudo.

AGRADECIMENTOS

Os autores Felipe Rosafa Gavioli e Paulo Guilherme Molin agradecem a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo – FAPESP, projeto temático FAPESP 2018/18416-2 - Compreendendo florestas restauradas para o benefício das pessoas e da natureza – NewFor.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARMENTERAS, D., ESPELTA, J.M., RODRÍGUEZ, N., RETANA, J. Deforestation dynamics and drivers in different forest types in Latin America: Three decades of studies (1980–2010). **Global Environmental Change**, v. 46, p.139-147, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2017.09.002>.
- ARROYO-RODRIGUEZ, V., FAHRIG, L., TABARELLI, M., WATLING, J., TISCHENDORF, L., BENCHIMOL, M., CAZETTA, E., FARIA, D., LEAL, I. R., MELO, F. P. L., MORANTE-FILHO, J., SANTOS, B. A., ARASA-GISBERT, R., ARCE-PEÑA, N., CERVANTES-LÓPEZ, M. J., VALENZUELA, S. C., ACEDO, C. G., SAN-JOSÉ, M., VIEIRA, I. C. G. SLIK, J. W. F., NOWAKOWSKI, A. J., TSCHARNTKE, T. Designing optimal human-modified landscapes for forest biodiversity conservation. **Ecology Letters** p.1-17. DOI: [10.1111/ele.13535](https://doi.org/10.1111/ele.13535).
- BANKS-LEITE, C., PARDINI, R., TAMBOSI, L. R., PEARSE, W. D., BUENO, A. A., BRUSCAGIN, R. T. Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. **Science**, v. 345, n.6200, p.1041-1045, 2014. DOI: [10.1126/science.1255768](https://doi.org/10.1126/science.1255768).
- BENHIN, J. K. A. Agriculture and Deforestation in the Tropics: A Critical Theoretical and Empirical Review. **AMBIO: A Journal of the Human Environment** v.35, n.1, p.9-16, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1579/0044-7447-35.1.9>.
- BORTOLETO, L.A., FIGUEIRA, C.J.M., DUNNING JR., J.B., RODGERS, J., SILVA, A.M. Suitability index for restoration in landscapes: an alternative proposal for restoration projects. **Ecological Indicators**, v.60, p.724-735, 2016. DOI: [http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.08.002](https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.08.002)
- BRASIL. **Lei nº 9.985 de 18 de julho de 2000**. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Diário Oficial da União: 19 de julho de 2000. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9985.htm. Acesso em: 17 jan.2022.
- BRASIL. **Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília: 28 maio 2012a. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Atos2011-2014/2012/Lei/L12651.htm. Acesso em: 15 jan. 2022.

CALABONI, A., TAMBOSI, L.R., IGARI, A.T., FARINACI, J.S., METZGER, J.P., URIARTE, M. The forest transition in São Paulo, Brazil: historical patterns and potential drivers. **Ecology and Society**: Atlanta, v.24, n.4, 2018. DOI: <https://doi.org/10.5751/ES-10270-230407>.

CARDOSO-LEITE, E., PAGANI, M.I., MONTEIRO, R., HAMBURGER, D.S. Ecologia de paisagem: mapeamento da vegetação da Reserva Biológica da Serra do Japi, Jundiá, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v.19, n.2. p.233-243, 2005.

DA SILVA, R. F. B., BATISTELLA, M., MORAN, E. F. Socioeconomic changes and environmental policies as dimensions of regional land transitions in the Atlantic Forest. Brazil. **Environmental Science & Policy**, v.74, 14–22, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2017.04.019>.

DAE JUNDIAÍ. **Plano Municipal de Saneamento Básico**: município de Jundiá. DAE: Jundiá, 314p, 2017. Disponível em: https://daejundiai.com.br/wp-content/uploads/2018/03/PMSB-JUNDIAI-A4_REVIS%C3%A3O-FINAL_v03b.pdf. Acesso em: 05 jan. 2022.

DEAN, W. **A ferro e fogo**: a história e a devastação da Mata Atlântica brasileira. 1. ed. São Paulo: Cia. das Letras. 484 p, 2004. [1ª impressão 1996].

DE MATOS, T.P.V., DE MATOS, V.P.V., MELLO, K., VALENTE, R.A. Protected areas and forest fragmentation: sustainability index for prioritizing fragments for landscape restoration. **Geology, Ecology and Landscapes**, v.5, n.1, p.19-31, 2019. Doi: [10.1080/24749508.2019.1696266](https://doi.org/10.1080/24749508.2019.1696266).

DE SY, V.; HEROLD, M.; ACHARD, F.; AVITABILE, V.; BACCINI, A.; CARTER, S.; CLEVERS, J. G. P. W., LINDQUIST, E.; PEREIRA, M.; VERCHOT, L. Tropical deforestation drivers and associated carbon emission factors derived from remote sensing data. **Environmental Research Letters**, v. 14, n.9, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab3dc6>.

DEFRIES, R.S.; RUDEL, T.; URIARTE, M.; HANSEN, M. Deforestation driven by urban population and agricultural trade in the twenty-first century. **Nature Geosciences**, v.3, p.178-181, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1038/ngeo756>.

DORICI, M. **Relação entre a qualidade hídrica superficial e a dinâmica da paisagem em quatro sub-bacias hidrográficas com alta densidade demográfica na região sudeste do Brasil**. 2021. 232f. (Tese de Doutorado). Programa de Pós Graduação em Ciências Ambientais, Universidade Federal de São Carlos, São Carlos. Disponível em: https://repositorio.ufscar.br/bitstream/handle/ufscar/15273/Tese_Mariana_Dorici.pdf?sequence=1&isAllowed=y. Acesso em: 18 jan. 2022.

FAHRIG, L., BAUDRY, J., BROTONS, L., BUREL, F.G., CRIST, T.O., FULLER, R.J., SIRAMI, C., SIRIWARDENA, G.M., MARTIN, J.-L. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. **Ecology Letters**, v.14, p.101-112, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>.

FAHRIG, L. Rethinking patch size and isolation effects: the habitat amount hypothesis. **Journal of Biogeography**, v. 40, p.1649-1663, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1111/jbi.12130>.

FAHRIG, L. Why do several small patches hold more species than few large patches? **Global Ecology and Biogeography**, v.29, p.615–628, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1111/geb.13059>.

FANELLI, A.F.D.M., SANTOS JUNIOR, W.R. O Aglomerado Urbano de Jundiá (SP) e os desafios para a mobilidade metropolitana paulista. **Cadernos da Metrópole**, São Paulo: v.15, n.30, p.461-487, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/2236-9996.2013-3005>.

FBDS - FUNDAÇÃO BRASILEIRA PARA O DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL. **MAPEAMENTO EM ALTA RESOLUÇÃO DOS BIOMAS BRASILEIROS: ARQUIVOS VETORIAIS, METADADOS E METODOLOGIA**. 2018. DISPONÍVEL EM: WWW.GEO.FBDS.ORG.BR. ACESSO EM: JANEIRO DE 2022.

FENGLER, F.H., SILVA, A.M., PECHE FILHO, A., STORINO, M., RIBEIRO, A.I., MEDEIROS, G.A. Análise temporal da cobertura do solo na zona de amortecimento de reserva biológica. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais**, n.25, p. 37-47, 2012. Disponível em: http://rbciamb.com.br/index.php/Publicacoes_RBCIAMB/article/view/315. Acesso em: 17 jan.2022.

FRANÇA, L.C.J., MORANDI, D.T., MENEZES, E.S., MUCIDA, D.P., SILVA, M.D., LISBOA, G.S. Ecologia de paisagens aplicada ao ordenamento territorial e gestão florestal: procedimentos

metodológicos. **Nativa**: Sinop, v.7, n.5, p.613-620, 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.31413/nativa.v7i5.7363>.

FUNDAÇÃO FLORESTAL. **Arquivos vetoriais (*shapefile*) do zoneamento das Áreas de Proteção Ambiental de Cajamar, Cabreúva e Jundiá** (comunicação pessoal), 2022.

GAVIOLI, F.R., HOSSOMI, A.M.T. Avaliação da temporalidade de ocupações em Áreas de Preservação Permanente no município de Jundiá/SP. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Curitiba, v.15, n.3, p1-17, 2020. DOI: <http://dx.doi.org/10.5380/revsbau.v15i3.71355>.

GROOT, S. R., WILSON, M. A., BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, v.41, n.3, p.393-408, 2002. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7).

GUARIZ, H.R., GUARIZ, F.R. Avaliação do tamanho e forma de fragmentos florestais por meio de métricas de paisagem para o município de São Roque do Canaã/ES. **Revista Brasileira de Geografia Física**. v.13, n.05, p.2139-2153, 2020. DOI: [10.26848/rbqf.v13.5.p2139-2153](https://doi.org/10.26848/rbqf.v13.5.p2139-2153).

GUIDOTTI, V., FERRAZ, S.F.B., PINTO, L.F.G., SPAROVEK, G., TANIWAKI, R.H., GARCIA, L.G., BRANCALION, P.H.S. Changes in Brazil's Forest Code can erode the potential of riparian buffers to supply watershed services. **Land Use Policy**, v.94, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104511>.

HARDT, E., SANTOS, R.F., PEREIRA-SILVA, E.F.L. Landscape changes in Serra do Japi: protection of scientific expectation? **Bosque**. v.33, n.3, 339-344, 2012. DOI: <http://dx.doi.org/10.4067/S0717-92002012000300019>.

INSTITUTO FLORESTAL. **Inventário Florestal do Estado de São Paulo 2020: mapeamento da cobertura vegetal nativa**. São Paulo: Secretaria de Infraestrutura e Meio Ambiente do Estado de São Paulo, 2020. 40p. Disponível em: www.iflorestal.sp.gov.br

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Malha municipal** (arquivos vetoriais). Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html?=&t=acesso-ao-produto>. Acesso em: janeiro de 2022.

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. DOI: [10.1111/nph.12989](https://doi.org/10.1111/nph.12989).

JUNDIAÍ. **GeoJundiá: Portal de Geotecnologias**. (base de dados espaciais). Disponível em: <https://geo.jundiai.sp.gov.br/geojundiai/>. Acesso em: 01 jan. 2022.

KIENAST, F., WALTERS, G., BÜRGI, M. Landscape ecology reaching out. **Landscape Ecology**, v.36, p.2189–2198, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01301-y>.

LANG, S., BLASCHKE, T. **Análise da Paisagem com SIG**. São Paulo: Oficina de Textos, 423p, 2009.

LAUSCH, A., BLASCHKE, T., HAASE, D., HERZOG, F., SYRBE, R., TISCHENDORF, L., WALZ, U. Understanding and quantifying landscape structure – A review on relevant process characteristics, data models and landscape metrics. **Ecological Modelling**, v.295, p.31-41, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2014.08.018>.

LEITÃO-FILHO, H.F. **A flora arbórea da Serra do Japi**. In: MORELLATO, L.P.C. (Org.). História Natural da Serra do Japi: ecologia e preservação de uma área florestal no Sudeste do Brasil. Unicamp/Fapesp. p.40-64, 1992.

MAPBIOMAS. **Projeto de Mapeamento Anual do Uso e Cobertura do Solo do Brasil. (Coleção 6.0)**. Disponível em: <https://mapbiomas.org/> Acesso em: 01 jan. 2022.

MELLO, K., COSTAM, D.R., VALENTE, R.A., VETTORAZZI, C.A. Multicriteria evaluation for protected area definition aiming at water quality improvement. **Floresta e Ambiente**, v. 25, n.3, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/2179-8087.013416>.

MELLO, K., TANIWAKI, R.H., PAULO, F.R., VALENTE, R.A., RANDHIR, T.O., MACEDO, D.R., LEAL C.G., RODRIGUES, C.B., HUGHES, R.M. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v.270, p.1-16, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.110879>.

MELLO, K., VALENTE, R.A., RIBEIRO, M.P., RANDHIR, T. Effects of forest cover pattern on water quality of low-order streams in an agricultural landscape in the Pirapora river basin, Brazil. **Environmental Monitoring Assessment**, v.194, n.189, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10661-022-09854-4>

MELO, F.P.L., PARRY, L., BRANCALION, P.H.S., PINTO, S.R.R., FREITAS, J., MANHAES, A.P., MELI, P., GANADE, G., CHAZDON, R.L. ADDING FORESTS TO THE WATER-ENERGY-FOOD NEXUS. **NATURE SUSTAINABILITY**, V. 4, P.85-92, 2021. DOI: [HTTPS://DOI.ORG/10.1038/S41893-020-00608-Z](https://doi.org/10.1038/s41893-020-00608-z).

METZGER, J.P. O que é Ecologia de Paisagens? **Biota Neotropica**, v.1, n.1. p.1-9, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1676-06032001000100006>.

MOLENA, C., GAVIOLI, F. R., MOLIN, P. G., MELILLO, R. C. S. Análise das mudanças do uso e cobertura do solo entre 1985 e 2018 da bacia hidrográfica do rio Jundiá-Mirim-Jundiá/São Paulo. **Geografia**, Rio Claro, v.46, n.1, p.1-21, 2021. Disponível em: <https://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/ageteo/article/view/15756>. Acesso em: 12 jan. 2022.

MOLIN, P.G; CHAZDON, R.; FERRAZ, S.F.B.; BRANCALION, P. H. S. A landscape approach for cost-effective large-scale forest restoration. **Journal of Applied Ecology**, v.55 p. 2767-2778, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1111/1365-2664.13263>.

MOLIN, P.G., GERGEL, S.E., SOARES-FILHO, B.S., FERRAZ, S.F.B. Spatial determinants of Atlantic Forest loss and recovery in Brazil. **Landscape Ecology**, v.32, p.857-970, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-017-0490-2>.

MORAES, M.C.P., MELLO, K., TOPPA, R.H. Protected areas and agricultural expansion: biodiversity conservation versus economic growth in the Southeast Brazil. **Journal of Environmental Management**, v.188, p.73-84, 2017. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.075>.

MOREIRA, G. L., ARAUJO, E. C. G., CELESTINO, P. C. G., SILVA, T. C., SILVA, T. C. S. DA, FELICIANO, A. L. P. Landscape Ecology and Geotechnologies as Tools for the Management of Biological Conservation. **Journal of Experimental Agriculture International**, v. 27, n.1, 1-12, 2018. DOI: <https://doi.org/10.9734/JEAI/2018/43641>.

MYERS, N., MITTERMEIER, R. A., MITTERMEIER, C. G., FONSECA, G. A. B., KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, 24, p.853-858, 2000. Disponível em: <https://www.nature.com/articles/35002501.pdf>. Acesso em: 18 jan. 2022.

OLIVEIRA-JUNIOR, N.D., HERINGER, G., BUENO, M.L., PONTARA, V., MEIRA-NETO, J.A.V. Prioritizing landscape connectivity of a tropical forest biodiversity hotspot in global change scenario. **Forest Ecology and Management**, v. 472, 2020. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118247>.

PRADELLA, D. L. P., BUENO, L. M. M. Expansão Urbana em Unidade de Conservação de Uso Sustentável: conflitos entre a política local e o interesse regional. **Revista Nacional De Gerenciamento De Cidades**, v.5, n.33., 2017. DOI: <https://doi.org/10.17271/2318847253320171603>.

PORTO, M. F. A., PORTO, R. L. L. Gestão de bacias hidrográficas. **Estudos Avançados**. São Paulo, v.22 n.63, 2008. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-40142008000200004. Acesso em: 01 jan. 2022.

QGIS Development Team. **QGIS** User Guide, release 2.18 – Las Palmas de Gran Canaria. Disponível em: <https://www.qgis.org>. Acesso em: 01 jan. 2022.

RADWAN, T.M., BLACKBURN, G.A., WHYATT, J.D., ATKINSON, P.M. Global land cover trajectories and transitions. **Scientific Reports**, v. 11, 12814, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41598-021-92256-2>.

REZENDE, C. L., SCARANO, F. R., ASSAD, E. D., JOLY, C. A., METZGER, J. P., STRASSBURG, B. B. N., TABARELLI, M., FONSECA, G. A., MITTERMEIER, R. A. From hotspot do hopespot: An opportunity for the Brazilian Atlantic Forest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v.16, p.208-214, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2018.10.002>

RIBEIRO, M., MELLO, K., VALENTE, R. Avaliação da estrutura da paisagem visando à conservação da biodiversidade em paisagem urbanizada. **Ciência Florestal**: Santa Maria, v.30, n.3, p.819-834, 2020. DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509837683>.

RIBEIRO M. C.; MARTENSEN A. C.; METZGER J. P.; TABARELLI M., SCARANO F., FORTIN M. J. The Brazilian Atlantic Forest: a shrinking biodiversity hotspot. In: Zachos FE, Habel. **Biodiversity hotspots: distribution and protection of conservation priority areas**. Heidelberg: Springer, 2011. DOI: http://dx.doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_21.

ROMITELLI, L., PATERNIANI, J.E.S. Diagnóstico ambiental de um trecho do Córrego Bonifácio, APA Jundiaí - SP. **Revista Engenharia Ambiental: Pesquisa e Tecnologia**, Espírito Santo do Pinhal, v. 4, n. 2, p. 14-25. 2007. Disponível em: <http://ferramentas.unipinhal.edu.br/engenhariaambiental/viewarticle.php?id=94> Acesso em: 15 jan. 2022.

SANTANA, L. D., PRADO-JUNIOR, J. A., RIBEIRO, J. H. C., RIBEIRO, M. A. S., PEREIRA, K. M. G., ANTUNES, K., CARVALHO, F. A., & VAN DEN BERG, E. Edge effects in forest patches surrounded by native grassland are also dependent on patch size and shape, **Forest Ecology and Management**, v. 482, n.15, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118842>.

SANTOS, J.S., DODONOV, P., OSHIMA, J.E.F., MARTELLO, F., JESUS, A.S., FERREIRA, M.E., SILVA-NETO, C.M., RIBEIRO, M.C., COLLEVATTI, R.S. Landscape ecology in the Anthropocene: an overview for integrating agroecosystems and biodiversity conservation. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v.19, n.1, p.21-32, 2021. DOI: [10.1016/j.pecon.2020.11.002](https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.11.002).

SÃO PAULO (Estado). **Lei Estadual 4.095, de 12 de junho de 1984**. Declara Área de Proteção Ambiental a região urbana e rural do Município de Jundiaí. São Paulo: Diário Oficial do Estado de São Paulo, 1984. Disponível em: <https://sigam.ambiente.sp.gov.br/sigam3/repositorio/524/documentos/1984-Lei-4095.pdf>. Acesso em: 15 jan. 2022.

SÃO PAULO (Estado). **Decreto Estadual n. 43.284, de 3 de julho de 1998**. Regulamenta as Leis n.s 4.023, de 22 de maio de 1984, e n. 4.095, de 12 de junho de 1984, que declaram áreas de proteção ambiental as regiões urbanas e rurais dos Municípios de Cabreúva e Jundiaí, respectivamente, e dá providências correlatas. São Paulo: Diário Oficial do Estado de São Paulo, 1998. Disponível: <https://www.al.sp.gov.br/norma/6770>. Acesso em: 15 jan. 2022.

SCARANO, F.R.; CEOTTO, P. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. **Biodiversity and Conservation**, v. 24, n. 9, p. 2319–2331, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0972-y>.

SCHMIDT, K.; MARTÍN-LÓPEZ, B.; PHILLIPS, P. M.; JULIUS, E.; MAKAN, N.; WALZ, A. Key landscape features in the provision of ecosystem services: insights for management. **Land Use Policy**, v. 82, p.353-366. 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.12.02>.

SEADE. Fundação Sistema Estadual de Análise de Dados. **SEADE municípios – dados dos municípios paulistas**. Disponível em: <https://municipios.seade.gov.br/> Acesso em: 01 jan. 2022.

SEOANE, C. E. S.; DIAZ, V. S.; SANTOS, T. L.; FROUFE, L. C. M. Corredores ecológicos como ferramenta para a desfragmentação de florestas tropicais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, [S. l.], v. 30, n. 63, p. 207, 2010. Disponível em: <https://pfb.cnpf.embrapa.br/pfb/index.php/pfb/article/view/158>. Acesso em: 17 jan. 2022.

SILVA, A.L., RIBEIRO, A.I., LONGO, R.M. Qualidade ambiental de remanescentes florestais na sub-bacia do Rio Capivari (Campinas/SP). **Sociedade & Natureza**: Uberlândia, vol. 33, p.1-10, 2021. DOI: <https://doi.org/10.14393/SN-v33-2021-59129>.

SILVA, A.L.; LONGO, R.M. Ecologia da paisagem e qualidade ambiental de remanescentes florestais na sub-bacia hidrográfica do Rio Atibaia dentro do município de Campinas-SP. **Ciência Florestal**: Santa Maria, v. 30, n.4., p.1176-1191, 2020 DOI: <https://doi.org/10.5902/1980509842640>.

SILVA JUNIOR, C.H.L., HEINRICH, V.H.A., FREIRE, A.T.G. Benchmark maps of 33 years of secondary forest age for Brazil. **Nature: Scientific Data**, v.7, n.269, 2020. DOI: <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.12622025>.

SOUZA C.M. JR., SHIMBO J., ROSA M.R., PARENTE L.L., ALENCAR A, RUDORFF BFT, HASENACK H, MATSUMOTO M, G. FERREIRA L, SOUZA-FILHO PWM, DE OLIVEIRA SW, ROCHA WF, FONSECA AV, MARQUES CB, DINIZ CG, COSTA D, MONTEIRO D, ROSA ER, VÉLEZ-MARTIN E, WEBER EJ, LENTI FEB, PATERNOST FF, PAREYN FGC, SIQUEIRA JV, VIERA JL, NETO LCF, SARAIVA MM, SALES MH, SALGADO MPG, VASCONCELOS R, GALANO S, MESQUITA VV, AZEVEDO T. Reconstructing Three Decades of Land Use and Land Cover Changes in Brazilian Biomes with Landsat Archive and Earth Engine. *Remote Sensing*. v.12, n.17:2735, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/rs12172735>.

SUN, G., BISHOP, K., FERRAZ, S., JONES, J. Managing Forests and Water for People under a Changing Environment. **Forests**, v.331, n.11, 2020. DOI: <https://doi.org/10.3390/f11030331>.

SPRINGGAY, E., CASALLAS RAMIREZ, S., JANZEN, S., VANNOZZI BRITO, V. The Forest–Water Nexus: An International Perspective. **Forests**, v.915, n.10, 2019. DOI: <https://doi.org/10.3390/f10100915>.

TANIWAKI, R.H., FORTE, Y.A., SILVA, G.O., BRANCALION, P.H.S, COGUETO, C.V., FILOSO, S., FERRAZ, S.F.B. The Native Vegetation Protection Law of Brazil and the challenge for first-order stream conservation. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 16. n.1, p.49-53, 2018. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.08.007>.

TANIWAKI, R. H., CASSIANO, C. C., FILOSO, S., FERRAZ, S. F. B., CAMARGO, P. B., MARTINELLI, L. A. Impacts of converting low-intensity pastureland to high-intensity bioenergy cropland on the water quality of tropical streams in Brazil. **The Science of the Total Environment**, p. 584–585, 2017. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2016.12.150.

TONELLO, K.C., DIAS, H.C.T. Does Exists Some Relationship between Restoration and Hydrology of Forests Ecosystems? **Agriculture Research and Technology**: Open Access; v.13, n.4, 555894, 2018. DOI:10.19080/ARTOAJ.2018.13.555894.

TROMBONI, F., DODDS, W. K. Relationships between land use and stream nutrient concentrations in a highly urbanized tropical region of Brazil: thresholds and riparian zones. **Environmental Management**, v.60, p. 30–40, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00267-017-0858-8>.

UROY, L., ALIGNIER, A., MONY, C., FOLTETE, J., ERNOULT, A. How to assess the temporal dynamics of landscape connectivity in ever-changing landscapes: a literature review. **Landscape Ecology**, v.36, p.2487–2504, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10980-021-01277-9>.

ZHANG, M., WEI, X. Deforestation, forestation and water supply. **Science**, v.371, n.6533, p.990-991, 2021. DOI: [10.1126/science.abe7821](https://doi.org/10.1126/science.abe7821)

Recebido em: 25/02/2022

Aceito para publicação em: 14/07/2022