

INTEGRIDADE ECOLÓGICA DE PROPRIEDADES AGRÍCOLAS DE PRODUTORES ORGÂNICOS NA REGIÃO DO VALE DO PARAÍBA PAULISTA

ECOLOGICAL INTEGRITY OF AGRICULTURAL PROPERTIES OF ORGANIC FARMERS IN VALE DO PARAIBA PAULISTA REGION

Maysa de Araujo Rocha
Klécia Gili Massi
Tatiana Sussel Gonçalves Mendes

1

RESUMO

A agricultura e a pecuária têm sido os principais motores do desmatamento nos biomas brasileiros, incluindo a Mata Atlântica, onde restam apenas cerca de 12% de sua área original. A retirada da vegetação nativa impacta na manutenção da biodiversidade local e nos serviços ecossistêmicos. Dessa forma, a agroecologia propõe a conciliação entre a conservação da biodiversidade, a manutenção da produtividade e a capacidade do ecossistema de se autossustentarem. O objetivo deste trabalho foi analisar a integridade ecológica de sete propriedades agroecológicas na região do Vale do Paraíba Paulista, por meio de indicadores de duas categorias (fatores e atributos ecológicos), cujos resultados indicaram estarem em boas condições de integridade. Os aceiros e a restauração florestal de áreas sem cobertura vegetal podem contribuir ainda mais para a conservação das propriedades.

Palavras-chave: Agroecologia. Ecossistema. Mata Atlântica. Paisagem.

ABSTRACT

Agriculture and livestock have been the main drivers of deforestation in Brazilian biomes, including Atlantic Forest, where only about 12% of its original area remains. The removal of native vegetation affects local biodiversity and ecosystem services. In this way, agroecology intends the reconciliation between biodiversity conservation, the maintenance of productivity and the capacity of the ecosystem to self-sustain. The objective of this study was to analyze the ecological integrity of seven agroecological properties in Vale do Paraíba Paulista region, through indicators of two categories (ecological factors and attributes), whose results indicated that they were in good integrity conditions. Firebreaks and forest restoration in areas without vegetation cover can contribute even more to conservation of properties.

Keywords: Agroecology. Atlantic Forest. Ecosystem. Landscape.



<https://doi.org/10.11606/issn.2359-5361.paam.2020.169741>

Paisag. Ambiente: Ensaios, São Paulo, v. 31, n. 45, e169741, 2020.

1. INTRODUÇÃO

Atualmente, a agricultura e a pecuária ocupam cerca de 37% da área do planeta (THE WORLD BANK, 2019), sendo o uso da terra mais difundido. No Brasil, a área total plantada com lavouras passará de 75,4 milhões de hectares para 85,7 milhões, um acréscimo de 10,3 milhões de hectares, em dez anos (2018/2019 a 2028/2029: MAPA, 2019). Estima-se, segundo a ONU – Organização das Nações Unidas (2015), que até 2050, a população humana atingirá 9,7 bilhões de pessoas. A quantidade e a forma de produção de viveres para alimentar essa população crescente vão impor imensos desafios à agricultura.

A intensificação da agricultura por meio de monoculturas variáveis de alto rendimento, acoplado ao aumento de insumos químicos e mecânicos, levou a impactos ambientais negativos no solo, na água, no ar e na biodiversidade (MATSON et al., 1997; STOATE et al., 2001, 2009; FIRBANK et al., 2008; CBD, 2010; DIAZ et al., 2019). Diversos estudos mostraram que em paisagens agrícolas a diversidade de plantas (KLEIJN et al., 2009; JOSÉ MARIA et al., 2011), artrópodes (HENDRICKX et al., 2007), aves (DONALD et al., 2001), mamíferos (SOTHERTON, 1998) e diversos outros táxons diminuíram (FIRBANK et al., 2008; GEIGER et al., 2010; GIBBS, MACKEY, CURRIE, 2009). Por outro lado, a presença de áreas naturais (e por consequência de maior biodiversidade) faz o produtor rural aumentar sua produtividade (DAINESE et al., 2019). Segundo Metzger et al. (2019) paisagens agrícolas com a presença de vegetação nas reservas legais proporcionam o rendimento econômico agrícola mais sustentável e de longo prazo.

A biodiversidade em um agroecossistema é de elevada importância, pois com ela (i) aumentam-se as interações benéficas entre as espécies, que podem melhorar a sustentabilidade do agroecossistema; (ii) há maior eficiência no uso de recursos; (iii) pode-se contribuir para a conservação da biodiversidade nos ecossistemas naturais circundantes; (iv) ocorre reciclagem de nutrientes, desintoxicação de produtos químicos nocivos e a regulação do crescimento das plantas nos agroecossistemas; e (v) há redução de risco para os agricultores, principalmente em áreas vulneráveis, pois se uma cultura não produz satisfatoriamente, outras podem

compensar essa produtividade (ALTIERI, 2004; GLIESSMAN, 1998; PERFECTO; VANDERMEER, 2008).

O bioma Mata Atlântica, em virtude de sua riqueza biológica e nível de devastação, é considerada um *hotspot* (MYERS et al., 2000). Estima-se que a região abrigue de 1 a 8% da biodiversidade mundial (SILVA; CASTELETI, 2003). Apesar disso, restam apenas cerca de 12% da sua área original, que se estende do Rio Grande do Norte até o Rio Grande do Sul (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2017) e somente 7,9% de remanescentes florestais em fragmentos acima de 100 hectares são mais representativos para a conservação da biodiversidade (RIBEIRO et al., 2009). Os proprietários rurais brasileiros precisam restaurar coletivamente cerca de 10 milhões de hectares de vegetação nativa do bioma Mata Atlântica (SOARES FILHO et al., 2014), a fim de cumprir o novo Código Florestal (Lei Nacional nº 12.651/2012). Uma das possíveis formas de restauração de ecossistemas é por meio de sistemas de produção agrícolas resilientes e sustentáveis (LANDIS, 2017), em pequenas propriedades (TSCHARNTKE et al., 2012), como os sistemas agroecológicos.

A Mata Atlântica presta serviços ecossistêmicos essenciais para, aproximadamente, 145 milhões de pessoas que habitam o bioma (SCARANO, 2014; SOUZA et al., 2018). Além da provisão, a floresta presta serviços ambientais de regulação (climática, biológica, de doenças, regulação e purificação de água, regulação de danos naturais e polinização) e de suporte (formação do solo, produção de oxigênio, ciclagem de nutrientes e produção primária) (MEA, 2003).

Os sistemas ecológicos são inerentemente complexos; prever o comportamento de tais sistemas é difícil, mas tomadores de decisão de gestão e de políticas públicas exigem informações detalhadas sobre a condição dos ecossistemas (ANDREASEN et al., 2001). Nesse sentido, os Índices de Integridade Ecológica são ferramentas úteis de análises rápidas das condições dos ecossistemas. A integridade ecológica é definida como uma avaliação da estrutura, composição, função e conectividade de um ecossistema em comparação com ecossistemas de referência que operam dentro dos limites de regimes de perturbação natural ou histórica (PARRISH et al., 2003; FABER-LANGENDOEN et al., 2016).

De acordo com MacArthur e Wilson (1967), fragmentos pequenos podem ser importantes para a recuperação ambiental de uma área, pois funcionam como pequenas manchas de vegetação que servem de refúgio temporário para um indivíduo em migração. No entanto, há escassez de estudos práticos avaliando indicadores de integridade ecológica para pequenas propriedades rurais com práticas agroecológicas (BOTREAU et al., 2014; DURU et al., 2015), que poderiam funcionar como esses pequenos fragmentos de vegetação. Assim, o presente estudo busca analisar a integridade ecológica de pequenas propriedades agrícolas de produtores orgânicos da região do Vale do Paraíba Paulista. Ao final do estudo, será possível propor ações de manejo que deverão auxiliar na melhoria dos indicadores avaliados.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

Dividido entre trecho Paulista e Fluminense, o Vale do Paraíba se localiza entre a Serra da Mantiqueira e do Mar, na Bacia do Rio Paraíba do Sul. A mesorregião do Vale do Paraíba Paulista (IBGE, 2011) compreende 39 municípios, sendo uma importante região do Estado. O Vale do Paraíba está sob clima predominantemente tropical de altitude/subtropical de inverno, com verões chuvosos e invernos secos. Possui um relevo de altas declividades, como planaltos e serras (VENTURA, 1964), onde duas cadeias montanhosas transformam a região do vale em um extenso corredor, criando condições propícias a concentrações de chuvas (AB'SÁBER; BERNARDES, 1958). O solo é majoritariamente do tipo Latossolo Vermelho-Amarelo (BRASIL, 1960) e a vegetação varia desde Floresta Ombrófila Densa Montana e Alto-Montana, Floresta Ombrófila Mista e Floresta Estacional Semidecidual Montana, essas classificadas como parte do domínio de Mata Atlântica, com intrusões de Cerrado (MORELLI et al., 2003).

A fim de avaliar a integridade ecológica de agroecossistemas no Vale do Paraíba Paulista, foram selecionados sete produtores agroecológicos da Feira Agroecológica NaturalMente, do Parque

Vicentina Aranha, em São José dos Campos (SP). As propriedades estavam situadas nos municípios de São José dos Campos (23° 10' 45" S, 45° 53' 14" O), Monteiro Lobato (22° 57' 19" S, 45° 50' 27" O) e Pindamonhangaba (22° 55' 25" S, 45° 27' 35" O). Para participar da feira, os produtores devem obedecer a critérios de cultivo e manejo sem o uso de agrotóxicos, adubos químicos ou sementes transgênicas.

2.2 NATURESERVE'S – ECOLOGICAL INTEGRITY ASSESSMENT METHOD

A Avaliação de Integridade Ecológica (*Ecological Integrity Assessment* – EIA) visa avaliar o estado atual da composição, estrutura, processos e conectividade de uma ocorrência específica de um tipo de ecossistema (FABER LANGENDOEN et al., 2016). Segundo os mesmos autores, os passos básicos para desenvolver um EIA são:

1. Identificar as escalas temáticas, espaciais e temporais de interesse; especificamente, os tipos de ecossistemas a serem avaliados e as escalas geográficas e de tempo da avaliação;
2. Desenvolver um modelo geral (descrever em resumo narrativo), que se baseie em informações sobre faixas de variação históricas e naturais, bem como estudos atuais, para identificar os principais fatores ecológicos e os principais atributos ecológicos do ecossistema;
3. Usar uma abordagem de sensoriamento remoto;
4. Identificar indicadores e métricas relacionadas que melhor representam os atributos ecológicos (processo iterativo);
5. Identificar pontos de avaliação e limites que guiam as classificações para cada métrica, inclusive por meio de avaliações de campo e validação;
6. Fornecer resumos e relatórios que facilitem a interpretação da integridade de vários atributos e a integridade do sistema geral.

2.3 COLETA DE DADOS

O método de avaliação da integridade ecológica *NatureServe's* (FABER LANGENDOEN et al., 2016) divide os atributos em: principais fatores ecológicos (*Major Ecological Factors* – MEF), que descrevem amplamente as características do ecossistema e os atributos ecológicos chaves (*Key Ecological Attributes* – KEA), que são fatores ecológicos críticos para um aspecto particular da resposta do ecossistema aos processos ecológicos naturais e distúrbios causados pelo homem (PARRISH et al., 2003). Neste estudo, determinou-se que a mudança de cobertura de vegetação nativa e a conectividade da paisagem, calculada por meio dos indicadores de área, proximidade, densidade de borda e número de fragmentos, foram atributos MEF da propriedade centralizada dentro de um *buffer* de 5 km, e foram atributos KEA da propriedade a presença de vegetação na propriedade, o estágio de regeneração, presença de espécies invasoras, queimadas, uso de insumos químicos, a presença de Áreas de Preservação Permanente (APP) e Reserva Legal (RL) protegidas, áreas excedentes de vegetação nativa, problemas de conservação do solo, existência de sistemas de tratamento de esgoto, cerca, aceiros, áreas restauradas na propriedade e descrição de exemplares importantes da fauna e flora.

Dessa forma, como primeira etapa, foram levantadas as coordenadas das sete propriedades estudadas, assim como o polígono limítrofe. A partir da coordenada central de cada propriedade, definiu-se como área de estudo um *buffer* de 5 km, cuja região formada foi utilizada para análise dos indicadores (Quadro 1) por meio de técnicas de Geoprocessamento usando imagens do sensor OLI do satélite Landsat-8, disponibilizadas pela *United States Geological Survey* (USGS) em ambientes de Sistema de Informação Geográfica (SIG).

De acordo com o Banco de Dados de Queimadas (BDQ), que detectam operacionalmente e permitem em modo interativo análises espaciais e temporais de focos de queimadas e incêndios florestais (INPE, 2016), detectou-se no Vale do Paraíba Paulista, 265 focos de incêndios no período entre de 01/01/2014 e

01/01/2015, e, no período entre 01/01/2019 até 01/01/2020, foram constatados 116 focos de incêndio. Com isso, os anos de observação das mudanças de uso do solo foram 2014 e 2019.

Para cada área de estudo, foi realizada a classificação supervisionada das imagens pelo método de Máquina de Vetores de Suporte (*Support Vector Machine* – SVM), disponível no *software* ENVI 4.7, em duas classes: “vegetação nativa” e “outros”. Nessa última classe, estão incluídos corpos d’água, área urbana, culturas agrícolas e pastagens. Os fragmentos de vegetação nativa detectados nessa primeira etapa foram analisados por meio de ferramentas de análise de estrutura da paisagem disponíveis na *toolbox Patch Analyst* (REMPEL, 2011), formato sintetizado do *Fragstats* e *V-LATE* (*Vector-based Landscape Analysis Tools Extension*) (Z_GIS, 2011), extensão gratuita desenvolvida pela Universidade de Salzburg usada como uma extensão no *software* ArcGIS.

As propriedades foram divididas em três blocos, de acordo com a proximidade regional entre elas. Fez-se a subtração das imagens (2019-2014), com a utilização da ferramenta de “álgebra de mapas” do *software* Arcgis 10.3, com o intuito de obter os fragmentos de vegetação nativa que foram gerados (ou suprimidos) de uma data para a outra. Em seguida, foi gerada uma superfície de densidade kernel (figura 3) usando a extensão *Spatial Analyst* do *software* ArcGIS 10.3. Essa ferramenta desenha uma vizinhança circular ao redor da cada ponto da amostra (fragmento) correspondendo ao raio de influência, e, então é aplicada uma função matemática de 1, na posição do ponto, a 0, na fronteira da vizinhança. O valor para a célula é a soma dos valores kernel sobrepostos, sendo divididos pela área de cada raio de pesquisa (SILVERMAN, 1986). Assim, os fragmentos de vegetação nativa de maior densidade possuem valor de kernel próximo a 1 (muito alta) e os de menor densidade valor de kernel próximo a zero (muito baixa).

A seleção dos indicadores e dos gráficos gerados (Figuras 1 e 2) baseou-se nos estudos de Fichera et al. (2010), que utilizou um mapa temático como base para calcular métricas espaciais e conduziu duas transecções em direções opostas a partir da área de

Quadro 1 – Indicadores selecionados para avaliar a integridade ecológica do ecossistema – índices gerados pela extensão *Patch Analyst* para quantificação da estrutura da paisagem.

| | |
|---|--|
| Cobertura de vegetação nativa | A perda de vegetação nativa por meio da conversão para usos da terra, como agricultura, silvicultura de plantações e conjuntos habitacionais rurais, pode causar a perda de habitat para muitas espécies (FORMAN, 1995; FAHRIG, 2003; LINDENMAYER e FISCHER, 2006) |
| Conectividade | Em uma paisagem com alto grau de conectividade, os organismos conseguem se deslocar entre os elementos da paisagem, promovendo grande fluxo biológico entre os remanescentes de vegetação natural, o que permite a manutenção de alta diversidade e a redução dos riscos de extinção locais (PARDINI et al., 2010) |
| NP (número de fragmentos) | Número total de fragmentos da classe (REMPEL, 2011). Maior valor indica maior fragmentação da paisagem. |
| ED (índice de densidade de borda – m/ha) | Comprimentos total de borda dividido pela área total da paisagem (REMPEL, 2011). Maior valor implica em maior efeito de borda. |
| Área (m²) | Avaliar a fragmentação e monitorar continuamente as áreas florestais são essenciais para a compreensão das características da paisagem (LELE et al., 2008) |
| Índice de proximidade (PX) | O PX é calculado usando a área (S_i) e a distância de borda do fragmento i até o fragmento florestal vizinho mais próximo (z_i) de cada um dos n fragmentos florestais identificados no buffer: $PX = \sum_{i=1}^n (S_i/z_i)$ (GUSTAFSON; PARKER, 1992). Ou seja, quanto mais próximos forem os fragmentos do fragmento focal analisado, maior será o valor de proximidade (PX), portanto, o índice de proximidade é o oposto do isolamento. |

Fonte: Elaborada pela autora.

estudo para detectar os padrões da paisagem. Portanto, a fim de analisar o número, a densidade de borda e o comportamento dos fragmentos mais próximos das propriedades, geraram-se *buffers* de 500, 1000, 1500 e 2000 metros para todas as propriedades, considerando os anos de 2014 e 2019. A figura 1 exemplifica a propriedade E no ano de 2019 e a disposição dos *buffers*.

Na segunda etapa da pesquisa, por meio de visitas técnicas nas propriedades, foram levantados os atributos ecológicos chaves (KEA), com base na tábua de valoração da Metodologia Oásis da Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza (FUNDAÇÃO GRUPO BOTICÁRIO, 2015; Quadro 2).

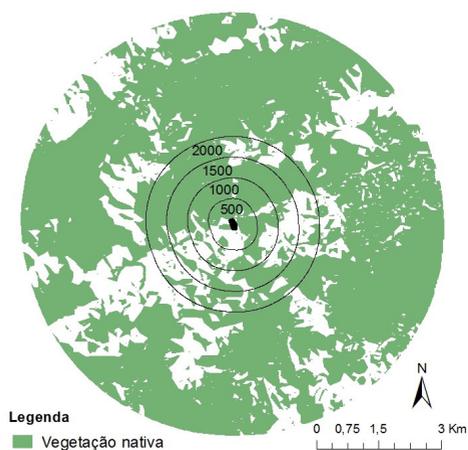


Figura 1 – Exemplo de disposição dos *buffers* para a propriedade E no ano de 2019

Fonte: Mapa produzido em 2020 por meio da extração do *shape* de vegetação nativa da região em estudo, elaborado pela autora.

Quadro 2. Indicadores selecionados para avaliar os principais atributos ecológicos nas propriedades rurais estudadas (A até G) no Vale do Paraíba Paulista, de acordo com a metodologia Oásis da Fundação Grupo Boticário.

6

| Propriedades | A | B | C | D | E | F | G |
|---|-----------------------------|-----------------------------|---|-----------------------------|-----------------------------|-----------------------------|-------------------------------|
| Presença de vegetação | não | não | sim | não | sim | sim | sim |
| Estágio de regeneração | - | - | avançado | - | inicial | inicial | inicial e médio para avançado |
| Invasoras | <i>Brachiaria decumbens</i> | <i>Brachiaria decumbens</i> | <i>Brachiaria decumbens</i> ; <i>Cyperus rotundus</i> | <i>Brachiaria decumbens</i> | <i>Brachiaria decumbens</i> | <i>Brachiaria decumbens</i> | <i>Brachiaria decumbens</i> |
| Queimadas | sim (2017) | sim (2010) | não | sim (2005) | não | sim (2019) | sim (2010) |
| Insumo químico | não | não | não | não | não | não | não |
| APP protegida | * | * | sim (+ 50 metros em torno da nascente) | * | sim | * | sim (4,73 ha) |
| RL | * | * | sim (70% da propriedade) | * | sim | * | sim (3,9 ha) |
| Área excedente de vegetação nativa | - | - | - | - | - | - | 0,83 ha de APP |

| | | | | | | | |
|---|--|---|---|--|---|--|---|
| Problemas de conservação de solo | não | não | não | não | não | não | não |
| Sistema de tratamento de esgoto | não (fossa séptica) | não (fossa séptica) | não (fossa séptica) | não (fossa séptica) | não (vermifiltro – água negra e círculo de bananeiras – água cinza) | sim | não (fossa negra) |
| Cerca | sim | não | sim | não | sim | sim | sim |
| Aceiro | sim | não | não | não | não | sim | sim |
| Exemplares importantes da fauna | <i>Ramphastos sp.; Penelope sp.; Cariama cristata; Mustela putorius</i> | <i>Didelphis aurita; Chrysocyon brachyurus; Tolypeutes matacus; Penelope sp.</i> | <i>Ramphastos sp.; Penelope sp.; Panthera onca; Chrysocyon brachyurus; Leopardus pardalis; Callithrix penicillata; Guerlinguetus ingrami; Bothrops jararaca</i> | <i>Penelope sp.; Anodorhynchus hyacinthinus; Ramphastos sp.; Chrysocyon brachyurus; Leopardus pardalis; Salvator merianae; Didelphis aurita; Erinaceus europaeus; Ardea alba</i> | <i>Bradyptes variegatus; Celeus flavus; Ramphastos sp.; Puma concolor</i> | <i>Ramphastos sp.; Penelope sp.; Bothrops jararaca; Wilfredomys oenax; Crypturellus obsoletus</i> | <i>Ramphastos sp.; Penelope personatus; Zonotrichia capensis; Thraupis sayaca; Ramphocelus brasiliensis; Pitangus sulphuratus; Apis mellifera scutellata; Furnarius rufus; Sicalis flaveola</i> |
| Exemplares importantes da flora | <i>Araucaria angustifolia; Luehea divaricata, Campomanesia phaea; Euterpe Edulis; Plinia glomerata; Eugenia brasiliensis; Eugenia uniflora; Plinia edulis; Eugenia pyri-formis</i> | <i>Inga marginata; Hymenaea courbaril; Pachira aquatica; Hovenia dulcis; Annona squamosa; Mangifera indica; Prunus sp.; Marranta arundinacea; Curcuma longa</i> | <i>Paubrasilia echinata</i> | <i>Campomanesia phaea</i> | <i>Araucaria angustifolia; Cecropia peltata; Acosmium dasy-carpum</i> | <i>Paubrasilia echinata; Hymenaea courbaril, Handroanthus impetiginosus, Schizolobium parahyba</i> | <i>Anadenanthera colubrina; Schizolobium parahyba; Cedrela fissilis; Euterpe Edulis; Araucaria angustifolia; Bactris gasipaes; Coffea arabica</i> |

Fonte: Elaborado pela autora.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 LEVANTAMENTO DOS PRINCIPAIS FATORES ECOLÓGICOS (MEF)

A configuração da paisagem depende da distribuição física ou da caracterização espacial dos elementos na paisagem. Portanto, o tamanho e o grau de isolamento dos fragmentos, a localização desses fragmentos em relação a outros e a vizinhança dos fragmentos, são aspectos importantes para essa configuração (MCGARIGAL; MARKS, 1995).

Nas propriedades estudadas, de 2014 para 2019, o número de fragmentos diminuiu na faixa mais próxima das propriedades (*buffer* de 500m), exceto na propriedade A, que aumentou, e na propriedade B, em que o número se manteve o mesmo (Figura 2). A diminuição no número de fragmentos pode indicar que está havendo a regeneração natural de áreas abandonadas e a conexão de fragmentos pequenos, formando um grande fragmento, ou, ao contrário, a supressão de vegetação nativa nos fragmentos que então deixariam de existir. Nos últimos anos, a paisagem no Vale do Paraíba Paulista está aumentando sua área de vegetação nativa de Mata Atlântica (SILVA et al., 2017; SAPUCCI et al., submetido), portanto é provável que a diminuição do número de fragmentos configure a junção de fragmentos pequenos em maiores, o que indica a melhoria da qualidade ambiental da paisagem onde estão inseridas as propriedades agroecológicas.

Adicionalmente, observamos um aumento na densidade de borda de 2014 para 2019, na maior parte dos *buffers* em torno das propriedades (Figura 2). A única exceção foi a propriedade E, onde houve diminuição na densidade de borda para todos os *buffers* entre os anos. O aumento da densidade de borda, associada ao aumento no número de fragmentos, normalmente comprova o incremento da fragmentação florestal no intervalo de tempo avaliado, conforme observaram outros estudos realizados em fragmentos florestais de Mata Atlântica no Brasil (CALEGARI et al., 2010; FERNANDES; FERNANDES, 2017) e conforme foi possível

ver na propriedade C. No entanto, o aumento na densidade de borda aliado à diminuição no número de fragmentos, que observamos na maior parte das áreas estudadas, está representando o aumento da conectividade de fragmentos proporcionada pela extensão das bordas dos remanescentes (PORENSKI; YOUNG, 2013).

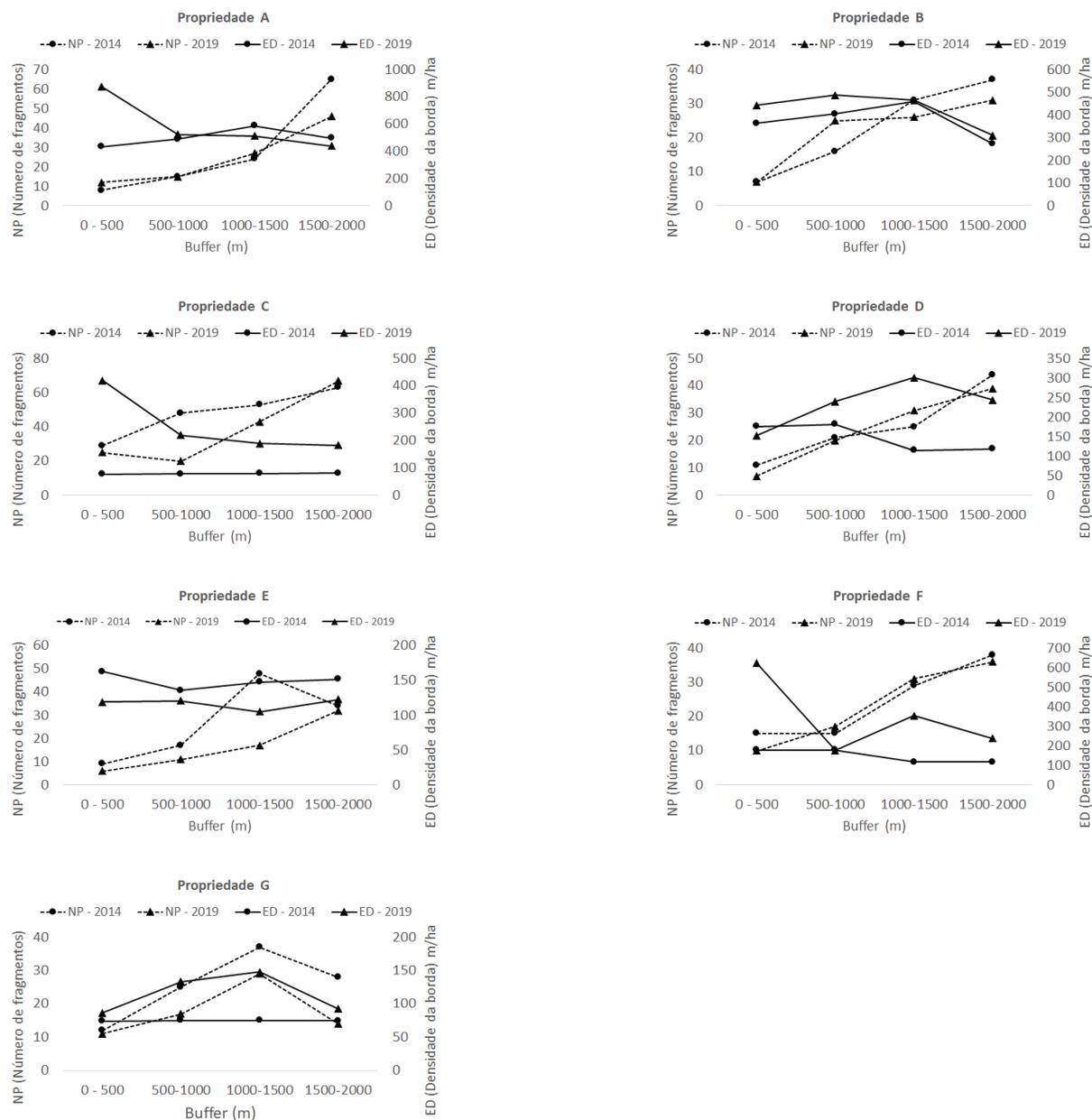
A maior parte dos fragmentos esteve na menor classe de tamanho (< 1 ha) e na maior classe de proximidade (> 10) nos dois anos considerados na análise (Quadro 3), apontando o aspecto fragmentado da paisagem das propriedades estudadas e da Mata Atlântica no Vale do Paraíba Paulista (RIBEIRO et al., 2009; 2011), mas que possui potencial para formar fragmentos maiores por estarem próximos. Adicionalmente, observou-se que de 2014 para 2019, o número de fragmentos pequenos caiu e aumentou o número de fragmentos maiores de 1 ha na paisagem das propriedades, o que comprova a regeneração natural das áreas e a conexão dos remanescentes menores, aumentando seu tamanho (Quadro 3). O tamanho de um fragmento se relaciona positivamente com a diversidade biológica (MACARTHUR; WILSON, 1967) e, portanto, é de se esperar que o aumento na biodiversidade na região beneficie as propriedades agrícolas (DÍAZ et al., 2019; METZGER et al., 2019). A proximidade dos fragmentos não foi alterada (Quadro 3).

No que se refere à superfície de densidade kernel dos fragmentos de vegetação, o bloco de propriedades A, B, D e F estiveram inseridas em uma área de baixa densidade de vegetação nativa, as propriedades C e G pertencem a uma paisagem com alta densidade e a propriedade E esteve inserida em uma paisagem com densidade de vegetação nativa muito alta (Figura 3).

3.2 LEVANTAMENTO DOS ATRIBUTOS ECOLÓGICOS CHAVES (KEA)

Com relação aos atributos ecológicos KEA (descritos no Quadro 2), coletados em campo, a maior parte das propriedades possui vegetação nativa em seu interior. Essas áreas estavam em estágio inicial, médio e final de regeneração; três delas tinham APP

Figura 2. Número de fragmentos (NP) e densidade de borda (ED) dos fragmentos nos buffers de 500, 1000, 1500 e 2000 m de cada propriedade rural (A até G) estudada no Vale do Paraíba Paulista, nos anos de 2014 e 2019.



Fonte: Elaborado pela autora com base nos estudos de Fichera et al. (2010).

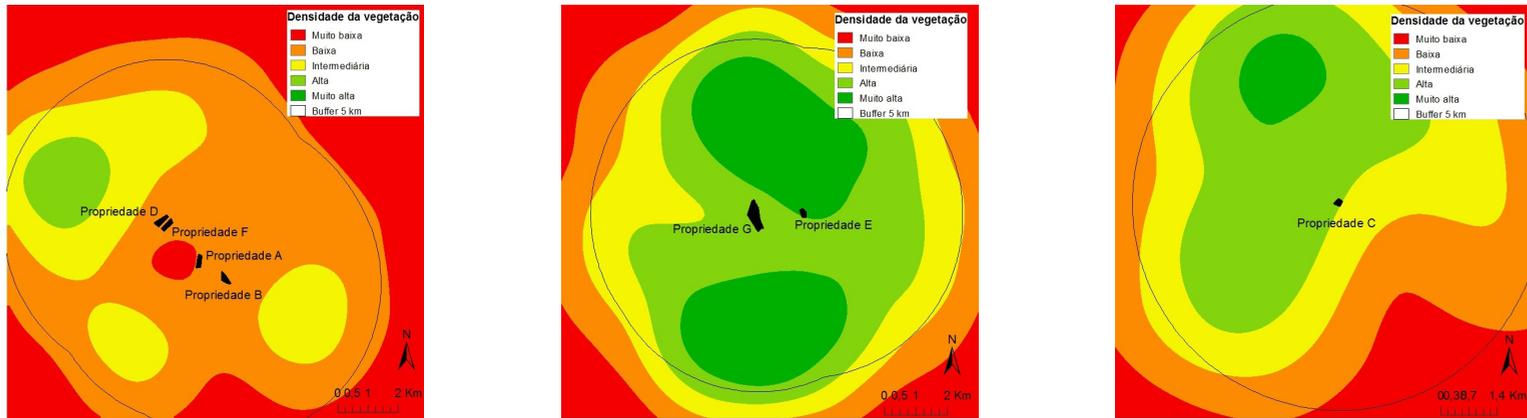
Quadro 3. Relação entre área e proximidade dos fragmentos de cada propriedade rural estudada (A até G) no Vale do Paraíba Paulista, nos anos de 2014 e 2019.

| Área | Tamanho dos fragmentos | | | |
|----------|------------------------|---------|----------|---------|
| | 2014 | | 2019 | |
| | < 1 ha | > 1 ha | < 1 ha | > 1 ha |
| A | 410 (86%) | 67 (14) | 320 (81) | 77 (19) |
| B | 434 (86) | 72 (14) | 334 (81) | 79 (19) |
| C | 529 (89) | 66 (11) | 342 (85) | 59 (15) |
| D | 423 (87) | 63 (13) | 342 (82) | 77 (18) |
| E | 341 (91) | 32 (9) | 183 (85) | 33 (15) |
| F | 432 (86) | 71 (14) | 321 (81) | 77 (19) |
| G | 419 (90) | 45 (10) | 238 (83) | 48 (17) |

| Índice de proximidade | Proximidade dos fragmentos | | | |
|-----------------------|----------------------------|----------|----------|----------|
| | 2014 | | 2019 | |
| | < 10 | > 10 | < 10 | > 10 |
| A | 225 (47%) | 252 (53) | 188 (47) | 209 (53) |
| B | 284 (56) | 222 (44) | 260 (63) | 153 (37) |
| C | 169 (28) | 426 (72) | 97 (24) | 304 (76) |
| D | 194 (40) | 292 (60) | 176 (42) | 243 (58) |
| E | 81 (22) | 292 (78) | 45 (21) | 171 (79) |
| F | 202 (40) | 301 (60) | 168 (42) | 230 (58) |
| G | 90 (19) | 374 (81) | 51 (18) | 235 (82) |

Fonte: Elaborado pela autora.

Figura 3. Mapas de densidade dos fragmentos de vegetação para o ano de 2019 para as propriedades rurais estudadas (A até G) no Vale do Paraíba Paulista.



Fonte: Mapa elaborado pela autora em 2020.

e RL protegidas e uma possuía excedente de vegetação nativa. Nenhuma das áreas usa insumo químico como prática de manejo. Todas as propriedades registraram a presença da espécie exótica invasora *Brachiaria decumbens*. Embora as cercas tenham protegido a maioria dos imóveis rurais da entrada de gado e da degradação causada por eles, aceiros foram pouco usados para proteção contra queimadas. A ausência dos aceiros justifica a incidência de queimadas nas áreas. A maior parte das propriedades adota as fossas sépticas para o tratamento de esgoto. Nas áreas que tiveram maior cobertura de vegetação nativa também foi registrada a maior presença da fauna. Ao contrário, as áreas com menos vegetação tiveram o registro de mais espécies importantes da flora brasileira, possivelmente porque nessas áreas o uso dos sistemas agroflorestais (SAFs) aproximam o produtor rural das espécies vegetais usadas para os sistemas de produção. Nenhuma propriedade registrou problemas de conservação de solo.

3.3 RELAÇÃO DOS ATRIBUTOS MEF E KEA E IMPLICAÇÕES

Recentemente, a conservação e a restauração da paisagem têm apontado que mosaicos de vegetação nativa com áreas de propriedades rurais, especialmente propriedades com práticas agroecológicas, podem garantir a produtividade e a lucratividade da agricultura no Brasil por um intervalo de tempo mais longo do que a agricultura convencional e exploratória (METZGER et al., 2019).

Nossos resultados apontam que, de modo geral, todas as propriedades estudadas se inserem em uma paisagem com bons indicadores de qualidade ambiental e que vêm melhorando nos últimos anos. No entanto, as propriedades rurais inseridas em áreas de vegetação mais densa, possuíam indicadores ainda mais bem avaliados, como a baixa incidência de queimadas, presença

de vegetação nativa no interior da propriedade dentro das APPs e RLs, além de áreas adicionais com cobertura vegetal.

Para que as alterações positivas sejam ainda mais significativas, especialmente nas regiões com menor densidade de vegetação, recomenda-se que as propriedades adotem os aceiros e as cercas, bem como, a prática da restauração das áreas sem vegetação. Os corredores ecológicos também poderão contribuir para a permeabilidade da paisagem. Nesse sentido, embora de tamanho reduzido, as próprias propriedades rurais que aumentarem suas áreas de cobertura de vegetação nativa poderão colaborar para a restauração da paisagem como um todo e da integridade ecológica da Mata Atlântica no Vale do Paraíba Paulista (WRI, 2018). A adequação ambiental por meio do Programa de Regularização Ambiental (PRA) de imóveis rurais também poderá ajudar neste processo (TAMBOSI et al., 2015).

4. CONCLUSÃO

As propriedades agroecológicas estudadas no Vale do Paraíba Paulista apresentaram bons indicadores de integridade ecológica, relativos ao aumento da cobertura de vegetação; diminuição no número de fragmentos e aumento no tamanho dos fragmentos; e aumento no índice de densidade de borda na paisagem em que essas propriedades estão inseridas no período de 2014 a 2019. Provavelmente houve regeneração natural de áreas abandonadas e junção de pequenos fragmentos, que se tornaram fragmentos maiores, com bordas mais extensas. Embora a maior parte das propriedades situe-se em região com baixa densidade de vegetação nativa, a regeneração natural das áreas poderá promover o aumento na cobertura vegetal.

Nenhuma das propriedades estudadas apresentou indícios de degradação de solo, mas o registro de queimadas indica a necessidade de aceiros em torno das áreas rurais. Também, a restauração florestal de áreas sem cobertura vegetal no Vale do Paraíba paulista pode contribuir para a melhoria dos indicadores de integridade ecológica dos agroecossistemas.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- AB'SÁBER, Aziz Nacib; BERNARDES, Nilo. *Vale do Paraíba, Serra da Mantiqueira e arredores de São Paulo*. Conselho Nacional de Geografia, Rio de Janeiro, 1958. 303. p.
- ALTIERI, Miguel Angel. *Biodiversity and pest management in agroecosystems*. Haworth Press, New York, 2004.
- ANDREASEN, James K; et al. Considerations for the development of a terrestrial index of ecological integrity. *Ecological Indicators*, v. 1, p. 21 - 35, 2001. [https://doi.org/10.1016/S1470-160X\(01\)00007-3](https://doi.org/10.1016/S1470-160X(01)00007-3)
- BOTREAU, Raphaëlle; et al. Towards an agroecological assessment of dairy systems: proposal for a set of criteria suited to mountain farming. *Animal*, v. 8, p. 1349 - 1360, 2014.
- BRASIL. Ministério da Agricultura. Centro Nacional de Ensino e Pesquisas Agronômicas. *Levantamento de reconhecimento dos solos do Estado de São Paulo*. Rio de Janeiro, Serviço Nacional de Pesquisas Agronômicas, Comissão de Solos, 1960, 634 p.
- CALEGARI, Leandro; et al. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. *Revista Árvore*, v. 34, n.5, p. 871 - 880, 2010.
- CBD - CONVENTION ON BIOLOGICAL DIVERSITY. The strategic plan for biodiversity 2011-2020 and the Aichi Biodiversity Targets, *Biological Conservation*, 2010.
- DAINESE, Matteo; et al. A global synthesis reveals biodiversity-mediated benefits for crop production. *Science Advances*, v. 5, p. 1 - 13, 2019.
- DÍAZ, Eduardo Garcia; et al. Más allá de la sostenibilidad: por una Educación Ambiental que incremente la resiliencia de la población ante el decrecimiento. *Educación Ambiental y Sostenibilidad*, v.1, p. 1101 1 - 15 , 2019.
- DONALD, Paul F.; GREEN, Rhys. E.; HEATH, M. F. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, v. 268, p. 25 - 29, 2001. <https://doi.org/10.1098/rspb.2000.1325>
- DURU, Michel; et al. How to implement biodiversity-based agriculture to enhance ecosystem services: a review. *Agronomy for Sustainable Development*, v. 35, p. 1259 - 1281, 2015.
- FABER-LANGENDOEN, Don.; et al. *An Introduction to NatureServe's Ecological Integrity Assessment Method*. NatureServe, p. 33, 2016.
- FAHRIG, Lenore. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, v. 34, p. 487- 515, 2003. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>
- FERNANDES, Milton Marques; FERNANDES, Márcia Rodrigues de Moura. Análise espacial da fragmentação florestal da bacia do rio Ubá - RJ. *Ciência Florestal*, v. 27, n. 4, p. 1429 - 1439, 2017.
- FICHERA, Carmello Riccardo.; MODICA, Giuseppe; POLLINO, Maurizio. Characterizing land cover change using multi-temporal remote sensed imagery and landscape metrics. *Conference paper*, 2010. <https://doi.org/10.5721/EuJRS2012450>
- FIRBANK, Leslie George.; et al Assessing the impacts of agricultural intensification on biodiversity: A British perspective. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, v. 363, p. 777 - 787, 2008. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.2183>

- FORMAN, Richard. T. T. **Land Mosaics. The Ecology of Landscape and Regions.** Cambridge University Press, New York, 1995.
- FUNDAÇÃO GRUPO BOTICÁRIO DE PROTEÇÃO À NATUREZA. Tábua de valoração da Metodologia Oásis. Disponível em: <http://www.fundacaogrupo-botario.org.br>. Acesso em 06/05/2020.
- GEIGER, Flavia; et al. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. **Basic and Applied Ecology**, v. 11, p. 97 – 105, 2010. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.001>
- GIBBS, Katherine. E.; MACKAY, Robin L.; CURRIE, David J. Human land use, agriculture, pesticides and losses of imperiled species. **Diversity and Distributions**, v. 15, p. 242 – 253 2009. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00543.x>
- GLIESSMAN, Stephen R. **Agroecology: ecological processes in sustainable agriculture.** Ann Arbor Press, Michigan, 1998.
- GUSTAFSON, Eric J.; PARKER, George R. Relationships between landcover proportion and indices of landscape spatial pattern. **Landscape Ecology**, v. 7, p. 101- 110, 1992. <https://doi.org/10.1007/BF02418941>
- HENDRICKX, Frederik.; et al. How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. **Journal of Applied Ecology**, v. 44, p. 340–351, 2007.
- IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo demográfico de 2010**, 2011.
- INPE - Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Banco de dados de queimadas**, 2016.
- JOSÉ MARIA, Laura; et al. How does agricultural intensification modulate changes in plant community composition? **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 145, p. 77 – 84, 2011. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2010.12.020>
- KLEJIN, David; et al. On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe. Proceedings of the Royal Society of London B: **Biological Sciences**, v. 276, p. 903 – 909, 2009. <https://doi.org/10.1098/rspb.2008.1509>
- LANDIS, Douglas A. Designing agricultural landscapes for biodiversity-based ecosystem services. **Basic and Applied Ecology**, v. 18, p. 1 – 12, 2017. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2016.07.005>
- LELE, Nikhil, JOSHI, Pawan Kumar, AGRAWAL, Shefalli P. Assessing forest fragmentation in northeastern region (NER) of India using landscape matrices. **Ecological Indicators**, v. 8, p. 657–663, 2008. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2007.10.002>
- LINDENMAYER, David B.; FISCHER, Joern. **Habitat Fragmentation and Landscape Change: An Ecological and Conservation Synthesis.** Island Press, Washington DC, 2006
- MACARTHUR, Robert. H.; WILSON, Edward O. The theory of island biogeography. Princeton: Princeton University, 203 p., 1967.
- MAPA – Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Projeções do Agronegócio: Brasil 2018/19 a 2028/29**, Brasília/DF, 126 p., 2019. Disponível em: http://www.sapc.embrapa.br/arquivos/consorcio/informe_estatistico/Projecao_do_Agronegocio_2018_2019_a_2028_29.pdf
- MATSON, P. A.; et al. Agricultural intensification and ecosystem properties. **Science**, v. 277, p. 504–509, 1997. <https://doi.org/10.1126/science.277.5325.504>
- MEA - Millennium Ecosystem Assessment . **Ecosystem and human well-being: a framework for assessment.** Island Press, Washington, 2003, 57 p.
- METZGER, Jean Paul; et al. Why Brazil needs its Legal Reserves. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, p. 91 – 103, 2019. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2019.07.002>
- MORELLI, Ademir Fernando; et. al. Representação espacial da cobertura vegetal natural original do município de São José dos Campos (SP). **Anais XI SBSR, INPE**, p. 681 – 698, 2003.
- MOURA, Ana Clara M.; FONSECA, Bráulio M. ESDA (Exploratory Spatial Data Analysis) of Vegetation Cover in Urban Areas - Recognition of Vulnerabilities for the Management of Resources in Urban Green Infrastructure. **Sustainability**, p. 1 - 22, 2020. <https://doi.org/10.3390/su12051933>
- MYERS, Norman.; et al. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**. 853-862, 2000.
- PARDINI, Renata.; et al. **Beyond the fragmentation threshold hypothesis: regime shifts in biodiversity across fragmented landscapes.** **Plos One**, 2010. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0013666>
- PARRISH, Jeffrey; BRAUN, David; UNNASCH, Robert S. Are we conserving what we say we are? Measuring ecological integrity within protected areas. **BioScience**, v. 53, p. 851 – 860, 2003. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2003\)053\[0851:AWCWWS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2003)053[0851:AWCWWS]2.0.CO;2)
- PERFECTO, Ivette; VANDERMEER, John. Biodiversity conservation in tropical agroecosystems: a new conservation paradigm. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1134, p. 173-200, 2008.
- PORENSKY, Lauren; YOUNG, Truman P. Edge-effect interactions in fragmented and patchy Landscapes. **Conservation Biology**, v. 27, p. 509 - 519, 2013. <https://doi.org/10.1111/cobi.12042>
- REMPEL, R.S.; KAUKINEN, D.; CARR, A.P. Carr. 2012. **Patch Analyst and Patch Grid.** Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario. Disponível em: <http://www.cnfer.on.ca/SEP/patchanalyst/>
- RIBEIRO, Milton Cezar; et al. The Brazilian Atlantic Forest: How much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 142, p.1141–1153, 2009.
- RIBEIRO, Milton Cezar; et al. The Brazilian Atlantic Forest: A Shrinking Biodiversity Hotspot. **Biodiversity Hotspots**, p. 405 - 434, 2011. https://doi.org/10.1007/978-3-642-20992-5_21
- SAPUCCI, Gabriela; et al. Eucalyptus plantation benefits to patch size and shape of forested areas in Southeast Atlantic Forest. **Forest Science**: submetido.
- SCARANO, Fabio Rubio. **Mata Atlântica: uma história do futuro.** Rio de Janeiro: Edições de Janeiro, 272p., 2014.
- SILVA, José Maria C.; CASTELETI, Carlos Henrique. M. **Mata Atlântica: biodiversidade, ameaças e perspectivas.** Capítulo 5 - Estado da biodiversidade da Mata Atlântica brasileira, p. 43- 44, 2005.
- SILVA, Ramon Felipe Bicudo, et al. Land changes fostering Atlantic Forest transition in Brazil: Evidence from the Paraíba Valley. **The Professional Geographer**, v. 69, p. 80 - 93, 2017. <https://doi.org/10.1080/00330124.2016.1178151>.
- SILVERMAN, Bernard Walter. **Density Estimation for Statistics and Data Analysis.** Nova York: Chapman and Hall, 1986.
- SOARES FILHO, Britaldo; et al. Cracking Brazil's forest code. **Science**, p. 363–364, 2014.

SOS MATA ATLÂNTICA; INPE. **Atlas dos remanescentes florestais da mata atlântica: período 2010-2011 relatório técnico**. São Paulo: Fundação SOS Mata. Disponível em: <https://www.sosma.org.br/noticias/sos-mata-atlantica-e-inpe-divulgam-dados-do-atlas-dos-remanescentes-florestais-da-mata-atlantica-no-periodo-de-2010-a-2011/> Acesso em: mar. 2020.

SOTHERTON, Nicholas W. Land use changes and the decline of farmland wildlife: An appraisal of the set-aside approach. *Biological Conservation*, v. 83, p. 259 – 268, 1998. [http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207\(97\)00082-7](http://dx.doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00082-7)

SOUZA, Ana Cláudia Oliveira; BENACCI, Luís; JOLY, Carlos Alfredo; Floristic and structure of the arboreal community of an Ombrophilous Dense Forest at 800 m above sea level, in Ubatuba/SP, Brazil. *Biota Neotropica*, v. 18, 2018. <http://orcid.org/0000-0001-7807-8391>

STOATE, Chris.; et al. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management*, v. 63, p. 337 - 365, 2001. <https://doi.org/10.1006/jema.2001.0473>

STOATE, Chris; et al. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management*, v. 1, p. 22 – 46, 2009. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2009.07.005>

TAMBOSI, Leandro Reverberi. Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. *Estudos Avançados*, v. 29, n. 84, 2015. <https://doi.org/10.1590/S0103-40142015000200010>

THE WORLD BANK, Food and Agriculture Organization, 2019. Disponível em: <https://data.worldbank.org/indicator/AG.LND.AGRI.ZS>

TSCHARNTKE, Teja; et. al. Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation*. 53–59, 2012. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.068>

VALENTE, Roberta Oliveira Aversa; VETTORAZZI, Carlos Alberto. Análise da estrutura da paisagem na Bacia do Rio Corumbataí, SP. *Scentia Florestalis*, v. 62, p. 114-129, 2002. <https://doi.org/10.11606/D.11.2001.tde-16042004-145533>

VENTURA, A. Problemas técnicos da silvicultura paulista. *Silvicultura em São Paulo*, v.3, p.61-80, 1964.

VIANA, Virgílio M.; PINHEIRO, Leandro A. F. V. Conservação da biodiversidade em fragmentos florestais. *Série Técnica IPEF*, v. 12, n. 32, p.25-42, 1998.

WRI BRASIL. **Grandes ideias transformadas em realidade, relatório anual 2018**. Disponível em: https://wribrasil.org.br/sites/default/files/uploads/WRIBrasil_RelatorioAnual2018.pdf

Z_GIS Centro de Geoinformação. V-LATE - Vector-based Landscape Analysis Tools Extension. 2011. Universidade de Salzburg, Áustria.

Maysa Araujo Rocha

Universidade Estadual Paulista – UNESP. Instituto de Ciência e Tecnologia.

Rodovia Presidente Dutra, Km 137,8 s/n Distrito de - Eugênio de Melo, São José dos Campos - SP, CEP: 12247-004. Brasil.

<https://orcid.org/0000-0002-2939-2568>.

maysarocha53@gmail.com.

Klécia Gili Massi

Universidade Estadual Paulista – UNESP. Instituto de Ciência e Tecnologia.

Rodovia Presidente Dutra, Km 137,8 s/n Distrito de - Eugênio de Melo, São José dos Campos - SP, CEP: 12247-004. Brasil.

<https://orcid.org/0000-0003-1823-7965>

klecia.massi@unesp.br

Tatiana Sussel Gonçalves Mendes

Universidade Estadual Paulista – UNESP. Instituto de Ciência e Tecnologia.

Rodovia Presidente Dutra, Km 137,8 s/n Distrito de - Eugênio de Melo, São José dos Campos - SP, CEP: 12247-004. Brasil.

<https://orcid.org/0000-0002-0421-5311>

tatiana.mendes@unesp.br

Notas do Editor:

Data de submissão: 15/05/2020

Data de Aceite: 22/10/2020

Revisão: RMO