



ISSN:1984-2295

Revista Brasileira de Geografia Física

Homepage: <https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe>



Proposta de um indicador de sustentabilidade para fragmentos florestais (ISFF) por meio de modelagem ambiental¹

Jocy Ana Paixão de Sousa¹, Amanda Trindade Amorim², José Carlos de Souza³, Henrique Ewbank⁴, Roberto Wagner Lourenço⁴

¹Dra. Ciências Ambientais, Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia, Campus de Sorocaba, São Paulo, Brasil, Jocy_belem@hotmail.com (autor correspondente); ²Doutoranda, Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Ciência e Tecnologia, Campus de Presidente Prudente, São Paulo, Brasil, amanda_amorim02@hotmail.com; ³Prof. Dr., Universidade Estadual de Goiás. Campus Cora Coralina. Cidade de Goiás, GO, Brasil, jose.souza@ueg.br; ⁴Prof. Dr., Faculdade de Engenharia de Sorocaba (FACENS), henrique.ewbank@gmail.com; ⁵Prof. Dr., Universidade Estadual Paulista (Unesp), Instituto de Ciência e Tecnologia, Campus de Sorocaba, São Paulo, Brasil, roberto.lourenco@unesp.br

Artigo recebido em 02/06/2021 e aceito em 09/02/2022

RESUMO

Os ecossistemas florestais estão sujeitos a diversas interferências que comprometem a sua biodiversidade e a disponibilização dos serviços ecossistêmicos. Nesse sentido, este estudo objetivou obter um Indicador de Sustentabilidade para Fragmentos Florestais (ISFF) aplicado a sub-bacias. Para isto, fez-se um levantamento, na literatura, dos fatores capazes de caracterizar os fragmentos e estes foram agrupados em três variáveis: conservação, antrópica e biofísica. Verificou-se que a maioria dos fragmentos apresentam uma sustentabilidade considerada média (cerca de 50%), prevalecendo os de tamanho pequeno e médio. O indicador proposto mostrou-se satisfatório para determinar a sustentabilidade dos fragmentos florestais, pois a sustentabilidade considerada muito alta, apenas foi constatada em fragmentos de tamanho grande, presentes em cinco sub-bacias, enquanto os de sustentabilidade muito baixa, caracterizam-se por serem de tamanho pequeno. O ISFF permite ser replicado em outras bacias hidrográficas e, mostra-se eficiente para identificar quais medidas são necessárias para a manutenção dos fragmentos florestais, principalmente aqueles que requerem maior atenção. Isso contribui para a promoção da qualidade ambiental dos espaços habitados, bem como da qualidade de vida para a atual e futuras gerações.

Palavras-chave: pressão antrópica, serviços ecossistêmicos, matriz da paisagem.

Proposal of a sustainability indicator for forest fragments (SIFF) through environmental modeling

ABSTRACT

Forest ecosystems are subject to various interferences that compromise their biodiversity and the availability of ecosystem services. Therefore, this study aimed to obtain a Sustainability Indicator for Forest Fragments (ISFF) applied to sub-basins. For this, a survey was made in the literature of the factors capable of characterizing the fragments and these were grouped into three variables: conservation, anthropic and biophysical. It was found that most of the fragments have a sustainability considered medium (about 50%), with small and medium size prevailing. The proposed indicator proved to be satisfactory to determine the sustainability of forest fragments, as the sustainability considered very high was only found in large fragments, present in five sub-basins, while those of very low sustainability are characterized by being of small size. The SIFF allows it to be replicated in other watershed and proves to be efficient in identifying which measures are necessary for the maintenance of forest fragments, especially those that require greater attention. This contributes to promoting the environmental quality of inhabited spaces, as well as the quality of life for current and future generations.

Keywords: anthropic pressure, ecosystem services, landscape matrix.

¹Trabalho extraído da tese de doutorado da primeira autora.

Introdução

Historicamente a Mata Atlântica é marcada por uma ocupação intensiva que tem culminado no comprometimento dos seus recursos naturais (Lopes et al., 2018; Sousa et al., 2020). As atividades agrícolas, a urbanização, a industrialização, a produção e o consumo de bens materiais se deram de forma bastante acelerada e com isso os ecossistemas florestais vêm, cada vez mais, sofrendo diversas interferências que comprometem na sua biodiversidade e em seus serviços ecossistêmicos, como, na ciclagem de nutrientes, disponibilidade de água em quantidade e qualidade, proteção do solo, regulação das temperaturas, padrões de distribuição de chuvas (Philipson et al., 2020; Li et al., 2020; Tang et al., 2021).

Nessa perspectiva, a proposição de um indicador de sustentabilidade para fragmentos florestais, torna-se uma ferramenta valiosa para caracterizá-los e auxiliar efetivamente na gestão e no planejamento, visando a conservação e preservação dos mesmos, especialmente daqueles que são mais ameaçados, a fim de garantir a perenidade dos seus serviços ecossistêmicos.

A sustentabilidade dos fragmentos florestais, considerada nesta pesquisa, refere-se à capacidade desses remanescentes em apresentar as características ideais para a sobrevivência das espécies de fauna e flora, seja em função dos seus atributos físicos, da disponibilidade de recursos, das pressões sofridas devido a composição da matriz da paisagem ou mesmo das condições de vigor da vegetação.

Para isso, as geotecnologias compõem um conjunto de técnicas e métodos relacionados à coleta, ao armazenamento e ao tratamento de informações espaciais, que permitem realizar diversas análises a partir da criação de um banco de dados (Rosa, 2005). Com isso, torna-se possível a execução desde mapeamentos simples, como a criação de uma base cartográfica, o mapeamento de cobertura e uso da terra, até produtos derivados, como a avaliação de parâmetros biofísicos, que utilizam imagens de satélites.

O uso das geotecnologias aliadas às análises multicriteriais, tem se tornado importantes ferramenta de apoio à decisão, com vista à gestão ambiental (Silva, 2016), especialmente por serem capazes de integrar dados e criar procedimentos

(Amorim et al., 2021). A partir disso, torna-se possível a composição de um indicador de sustentabilidade, que possa ser replicado em diversas áreas e contribuir com a recuperação e monitoramento dos fragmentos florestais, principalmente daqueles que são mais suscetíveis à degradação.

Portanto, objetivou-se com este estudo, desenvolver um Indicador de Sustentabilidade para Fragmentos Florestais (ISFF), por meio das variáveis conservação, antrópica e biofísica, utilizando geotecnologias aliadas à análise multicriterial, buscando contribuir com a manutenção da biodiversidade e visando melhorias na qualidade de vida das populações.

Material e métodos

Área de estudo

A pesquisa foi desenvolvida na bacia hidrográfica do rio Sorocabaçu, localizada no município de Ibiúna, no estado de São Paulo. Essa área apresenta uma extensão territorial de cerca de 202 km² e tem como curso principal o rio Sorocabaçu, que drenam suas águas no sentido sudeste-norte da bacia, percorrendo uma extensão de 39 km (Figura 1).

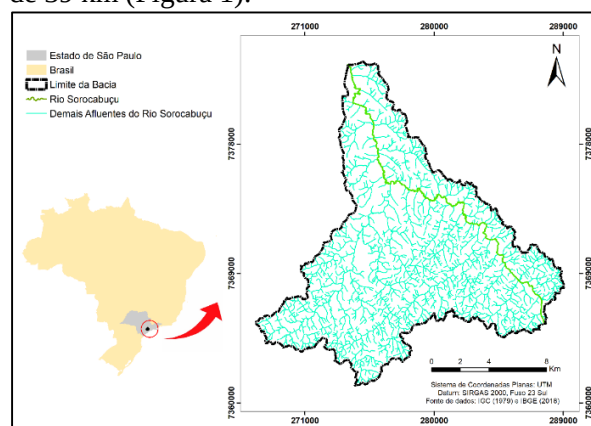


Figura 1. Localização da bacia hidrográfica do rio Sorocabaçu, Ibiúna, São Paulo.

A bacia encontra-se numa região de grande relevância ambiental, por estar localizada na Área de Proteção Ambiental (APA) de Itupararanga, onde ocorrem importantes fragmentos florestais remanescentes do bioma Mata Atlântica. No entanto, apresenta como atividade antrópica predominante os cultivos agrícolas e áreas

¹Trabalho extraído da tese de doutorado da primeira autora.

urbanizadas, responsáveis pela ocupação de cerca de 25% do seu território em 2019.

Os solos que ocorrem na bacia, segundo Rossi (2017), são classificados em três tipos: Cambissolo Háplico (CX), Gleissolo Melânico (GM) e Latossolo Vermelho – Amarelo (LVA). O tipo de clima é Cwa, em que o verão é condicionado a um período quente e úmido (Dubreuil et al., 2018). A temperatura média máxima anual normalmente não ultrapassa a 27 °C e a mínima fica entorno de 13,5° (CIIAGRO, 2019). Já em relação a precipitação têm-se média anual de aproximadamente 1576 mm (DAEE, 2020).

Procedimentos metodológicos

Para a composição do indicador de sustentabilidade para fragmentos florestais (ISFF) foram levantados, na literatura, os fatores capazes de caracterizá-los, que contribuem para sua manutenção, biodiversidade e que possam comprometer a qualidade do habitat. Após a obtenção dos fatores, estes foram agrupados em variáveis definidas como, variável de conservação, variável antrópica e variável biofísica.

Variável de conservação

A variável de conservação é composta por três fatores: duas métricas de ecologia da paisagem (área central e forma) e a proteção dos recursos hídricos.

A área central e a forma dos fragmentos florestais foram obtidas por meio da extensão *Patch Analyst* (Rempel et al., 2012) logada ao ArcGIS 10.5 (ESRI, 2016). Para a obtenção da área central considerou-se um efeito de borda de 50 metros, assim como sugerido por Martins et al. (2018). A área central do fragmento foi classificada em pequeno (de 5 a 10 ha), médio (>10 a 50 ha), grande (>50 a 100 ha) e muito grande (>100 ha). Para o quesito forma, valores iguais a 1 indicam que os fragmentos são circulares, porém à medida que há um acréscimo nesse valor, significa que os fragmentos são mais irregulares (Rempel et al., 2012). Os valores foram separados em classes, obedecendo preferencialmente intervalos iguais.

Para o fator de proteção dos recursos hídricos, considerou-se os fragmentos florestais que protegem as nascentes, fragmentos florestais que protegem os rios, mas não protegem as

nascentes, e por fim, os fragmentos que não estão associados a rios nem a nascentes (Martines e Toppa, 2018). Este procedimento foi realizado por meio da tabela de atributos, utilizando a função *Select by attributes* do ArcGIS.

Os fragmentos florestais foram extraídos do mapeamento de cobertura e uso da terra de 2019, em que para identificá-los e vetorizá-los de forma manual, teve o suporte da imagem do Sentinel-2B, referente a agosto de 2019, com resolução espacial de 10 metros. A validação e retificação deste mapeamento foi realizada com base nos trabalhos de campo e na imagem de alta resolução, do *Google Earth Pro*, para o mesmo ano (GOOGLE LLC, 2019). As imagens do Sentinel-2B de nível-1C foram adquiridas no portal do *Earth Explorer* (USGS, 2019) e corrigidas para reflectância na base da atmosfera (BOA), por meio a extensão *Sen2cor* inserido no *software* SNAP 6.0 (ESA, 2019).

Os rios foram vetorizados da carta topográfica da Instituto Geográfico e Cartográfico, referente ao ano de 1979 (IGC, 1979) com escala de 1:10.000, porém foram retificados para o ano de 2019 com as imagens do Sentinel-2B e do *Google Earth Pro* (GOOGLE LLC, 2019). As nascentes foram obtidas por meio da função *Feature Vertices To Points* do ArcGIS.

Variável antrópica

A variável antrópica é formada por fatores referentes às alterações humanas que contribuem para impactar negativamente os fragmentos florestais e, consequentemente, levam a sua degradação, interferindo diretamente na sua sustentabilidade. Para esta variável considerou-se três fatores: a densidade de estradas, a zona de densidade demográfica dos fragmentos florestais e a pressão da vizinhança.

A densidade de estradas (DE) foi obtida pela equação 1 e refere-se a pressão que as estradas vão fazer sobre os fragmentos florestais. Considerou-se as estradas que se encontram dentro dos fragmentos e aquelas que os circundam em um raio de até 100 metros. Para isso utilizou-se a ferramenta *Buffer* para criar um polígono que abrangesse a área do fragmento florestal, somado ao entorno do fragmento até uma distância de 100 metros. Posteriormente, fez-se a interseção das estradas com o limite do polígono resultante do *Buffer* e então calculou-se o DE por meio do

¹Trabalho extraído da tese de doutorado da primeira autora.

ArcGIS. Obtidos os valores da DE, estes foram classificados em intervalos.

$$DE = \frac{\sum E}{AP} \quad (1)$$

Em que: DE = Densidade de estradas (Km/Km²), E = Estradas, AP = Área do polígono.

As estradas foram obtidas por meio da vetorização das imagens do Sentinel-2B e do *Google Earth Pro*, referente a agosto de 2019 (GOOGLE LLC, 2019), utilizando o ArcGIS.

O fator zona de densidade demográfica dos fragmentos florestais corresponde a pressão que a população exerce sobre os fragmentos. Os dados do quantitativo de habitantes e o limite dos setores censitários, foram obtidos da base de informações e da malha digital do censo demográfico de 2010 (IBGE, 2011), que foram, posteriormente, importados para o ArcGIS.

Inicialmente obteve-se as densidades demográficas referentes aos setores censitários do município de Ibiúna, originada a partir da razão entre o número de habitantes e a área ocupada em cada setor (IBGE, 2010a). Porém como se trata de uma bacia hidrográfica e não necessariamente os limites dos setores coincidem com o limite da bacia, foi necessário realizar alguns ajustes, passando a ser chamado de densidade demográfica por setor da bacia (DDSB). Para obtenção da DDSB, considerou-se a razão entre a quantidade de pessoas por setores censitários pela área de cada setor inserido na bacia (Equação 2).

$$DDSB = \frac{Pb}{Ab} \quad (2)$$

Em que: DDSB = Densidade demográfica por setor censitário inserido no limite da bacia, Pb = população de cada setor censitário inserido no limite da bacia, Ab = Área do setor censitário inserido no limite da bacia.

Os valores da DDSB foram convertidos para o centroide do polígono de cada setor por meio da função do módulo *Feature To Point* e então interpolados pelo método Inverso do Quadrado da Distância (IDW), obtendo assim a densidade demográfica a nível de bacia (DDNB), ambos os procedimentos foram realizados com o auxílio do ArcGIS.

Posteriormente fez-se a interseção da DDNB com o limite dos fragmentos obtendo-se as

zonas de densidade demográfica, as quais os fragmentos florestais pertencem. Para essa interseção utilizou-se a ferramenta *Zonal Statistics Table* do ArcGIS, no qual os resultados foram as médias das zonas para cada fragmento florestal. As médias foram classificadas em intervalos e adaptadas com base no mapa de densidade demográfica do IBGE (2010b).

Em relação ao fator pressão da vizinhança, considerou-se como pressão sobre os fragmentos as atividades de origem antrópica como cultivos agrícolas, áreas urbanizadas e mineração, que podem afetar diretamente os fragmentos florestais, de forma que, quanto maior a presença em seu entorno, maior o comprometimento da qualidade ambiental dos fragmentos, principalmente porque os tornam mais vulneráveis ao desmatamento.

Para se obter a pressão da vizinhança, criou-se uma faixa ao redor dos fragmentos florestais de 100 metros, por meio da ferramenta *Buffer* do ArcGIS e a partir desta, fez-se uma interseção com o mapeamento de cobertura e uso da terra do ano de 2019, utilizando a opção *Intersect* do mesmo *software*. Em seguida, obteve-se a soma do percentual de cada atividade antrópica, considerando que quanto maior o percentual, maior é a pressão sobre os fragmentos. Os valores dos percentuais também foram classificados em intervalos.

Variável biofísica

Para composição da variável biofísica foram obtidos três fatores: Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI), Índice de Vegetação Ajustado ao Solo (SAVI) e o Índice de Água por Diferença Normalizada (NDWI).

Para isso foram utilizadas as bandas espectrais do Sentinel-2B, com a correção BOA, na faixa do infravermelho próximo (Banda 8) e do vermelho (Banda 4), com resolução espacial de 10 metros e, a Banda 11, referente a faixa espectral do infravermelho de ondas curtas, com resolução espacial de 20 metros. As cenas utilizadas para a composição desses índices são de 30 de janeiro de 2019, 27 de maio de 2019, 08 de agosto de 2019 e 04 de outubro de 2019, com o intuito de abranger dados de todas as estações do ano. Essas imagens foram reprojadas para o *Datum* SIRGAS 2000, com o fuso 23 Sul, e então foram obtidos os índices por meio da ferramenta *Raster Calculator*, inserida no módulo *Spatial Analyst Tools* do ArcGIS.

¹Trabalho extraído da tese de doutorado da primeira autora.

O NDVI é bastante utilizado para definir o padrão de distribuição da vegetação com base na sua reflectância (Gandhi et al., 2015), possibilitando obter por unidade de área a densidade de fitomassa foliar que é fotossinteticamente ativa (Melo et al., 2011). O NDVI foi calculado por meio da equação 3, proposta por Rouse et al. (1974).

$$NDVI = \frac{(NIR-R)}{(NIR+R)} \quad (3)$$

Em que: NIR = reflectância na faixa do infravermelho próximo (Banda 8), R = reflectância na faixa do vermelho (Banda 4).

Os resultados desse índice variam entre -1 e +1, sendo que, quanto maior esse valor, maior será o vigor da cobertura vegetal, caracterizando-se assim por uma vegetação densa e com bom estágio de desenvolvimento (Melo et al., 2011, Bilar et al., 2018).

O SAVI utiliza em sua equação uma constante (L) que reduz os efeitos do solo na resposta espectral da vegetação. Este fator de ajuste varia de acordo com a densidade da cobertura vegetal, sendo: cobertura vegetal densa (L=0,25), intermediária (L=0,5) e rarefeita (L=1) (Huete, 1988; Braz et al., 2015). O SAVI varia de -1,5 a +1,5, onde os valores positivos indicam a ocorrência de cobertura vegetal e os negativos correspondem a solo exposto, presença d'água e nuvens (Bilar et al., 2018). Este índice foi obtido pela equação 4 de Huete (1988).

$$SAVI = \frac{(NIR-R)*(1+L)}{NIR+R+L} \quad (4)$$

Em que: NIR = Reflectância na faixa do infravermelho próximo (Banda 8), R = Reflectância na faixa do vermelho (Banda 4), L = Fator de ajuste.

Na área de estudo ocorrem cobertura vegetal que varia de densa a intermediária, assim aplicou-se o fator L=0,5, mesmo valor adotado por Amorim et al. (2019), nas proximidades da área de estudo.

O NDWI é obtido a partir da equação 5 e varia de -1 a 1, sendo que quanto mais próximo a 1, maior será o teor de água na vegetação, enquanto os valores mais baixos indicam a redução de água, portanto, em períodos de déficit hídrico há um decréscimo desse índice (EDO-JRC, 2011).

$$NDWI = \frac{(NIR-SWIR)}{(NIR+SWIR)} \quad (5)$$

Em que: NDWI = Índice de água por diferença normalizada, NIR = Reflectância na faixa do infravermelho próximo (Banda 8), SWIR = Reflectância na faixa do infravermelho de ondas curtas (Banda 11).

A banda 11 passou pela reamostragem dos pixels para adequação às demais bandas, reduzindo o tamanho de 20 metros para 10 metros. Este procedimento foi realizado no SNAP, por meio do módulo *Geometrics Operatinons*, opção *Resample*.

Os índices NDVI, SAVI e NDWI foram calculados para os meses já citados anteriormente, contemplando assim as diferentes estações do ano. Em seguida aplicou uma média, para obter uma única imagem índice para representar o ano de 2019. A ferramenta utilizada foi o *Cell Statistics* do módulo *Local* do ArcGIS. Procedeu-se desta forma para tornar os resultados mais representativos em relação às mudanças das condições biofísicas da vegetação, no decorrer do ano.

Para todos os índices foram realizadas interseções com o limite dos fragmentos florestais e posteriormente obtidos a média de cada fragmento utilizando a ferramenta *Zonal Statistics Table*. Para as médias foram definidas classes obedecendo preferencialmente intervalos iguais.

Composição do ISFF

Inicialmente foram atribuídos pesos para todas as classes dos fatores utilizando a Análise Hierárquica de Processo (AHP) de Saaty (1977), considerando que quanto maior a contribuição da classe para a manutenção da sustentabilidade do fragmento florestal, maior a importância atribuída, e consequentemente maior o peso dado.

Após a atribuição dos pesos pela AHP, todos os fatores foram convertidos em *raster* e depois normalizados para valores entre 0 e 1, por meio da equação 6, adaptado de Martines et al. (2017), onde os valores próximos a 1 indicam a maior sustentabilidade do remanescente florestal e quanto mais se distancia desse valor, pior será para a sustentabilidade.

$$N = \frac{Fat-min}{max-min} \quad (6)$$

¹Trabalho extraído da tese de doutorado da primeira autora.

Em que: N = Fator normalizado, Fat = Fator, min = Valor mínimo do fator, max = Valor máximo do fator.

Na AHP são atribuídos graus de importância aos critérios analisados de acordo com uma escala de julgamento, em que a comparação é feita par a par. Essa escala vai de 1 a 9, em que 1 apresenta igual grau de importância e 9 refere-se ao grau de importância extrema. A definição de importância de um fator sobre o outro foi definida mediante consulta a literatura e a especialistas de várias formações (engenheiros florestais, engenheiros ambientais, biólogos, geógrafos, ecólogos). Para se obter os pesos da AHP utilizou-se a planilha do *Excel* (Microsoft Corporation, 2016).

Saaty (2013) apresenta que para os pesos da AHP estejam adequados, deve-se ter uma taxa de consistência (TC) menor que 10% ou 0,1. Para a verificação dessa taxa calculou-se o índice de consistência (Equação 7) e verificou-se a taxa de consistência, obtida pela equação 8.

$$\mu = \frac{\lambda_{max} - n}{n - 1} \quad (7)$$

Em que: μ = índice de consistência, λ_{max} = autovalor máximo, que é o somatório da multiplicação dos pesos obtidos na AHP pela totalização das colunas da matriz de comparação

para cada critério, n = número de variáveis da matriz.

$$TC = \frac{\mu}{ICA} \quad (8)$$

Em que: TC = taxa de consistência, μ = índice de consistência, ICA = índice de consistência aleatória (ICA), obtido mediante valor tabelado de Saaty (2013).

Para a composição de cada variável com três ou mais fatores e para obtenção do ISFF utilizou-se a combinação linear ponderada (CLP). A equação 9 refere-se à obtenção da variável e a equação 10, ao ISFF. Estas etapas foram realizadas por meio do módulo *Overlay*, ferramenta *Weighted Sum* do ArcGIS.

$$Var = \sum N * P_{AHP1} \quad (9)$$

Em que: Var = Variável (antrópica, conservação e biofísica), N = Fator normalizado, P_{AHP1} = Peso da AHP.

$$ISFF = \sum Var * P_{AHP2} \quad (10)$$

Em que: ISFF = Indicador de sustentabilidade para fragmentos florestais, Var = Variável, P_{AHP2} = Peso da AHP.

A Figura 2 apresenta o diagrama do procedimento metodológico para obtenção do ISFF.

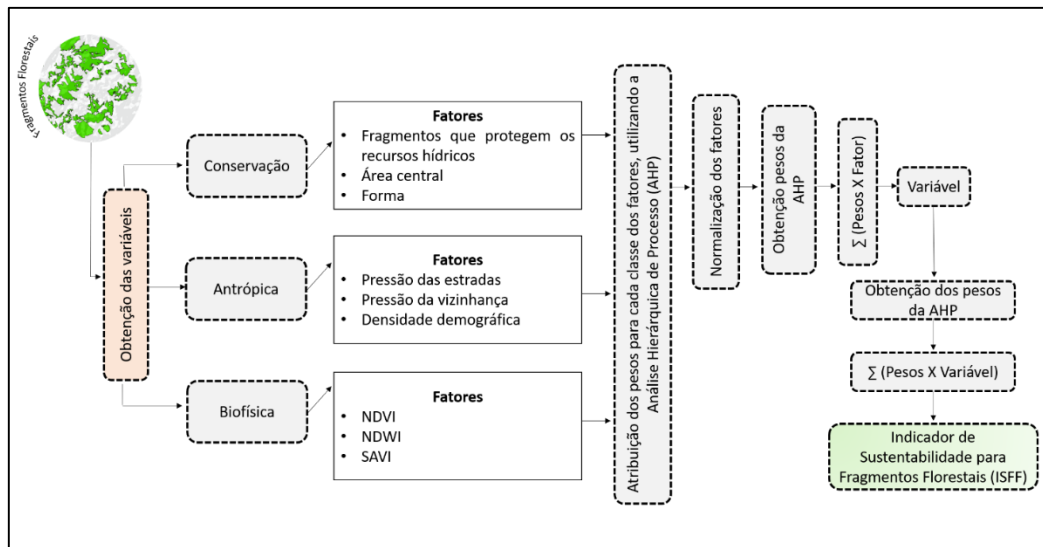


Figura 2. Procedimento metodológico para obtenção do ISFF.

¹Trabalho extraído da tese de doutorado da primeira autora.

Resultados e discussão

Os fatores que compõem a variável conservação (forma, área central e fragmentos que

protegem os recursos hídricos) são apresentados na Figura 3.

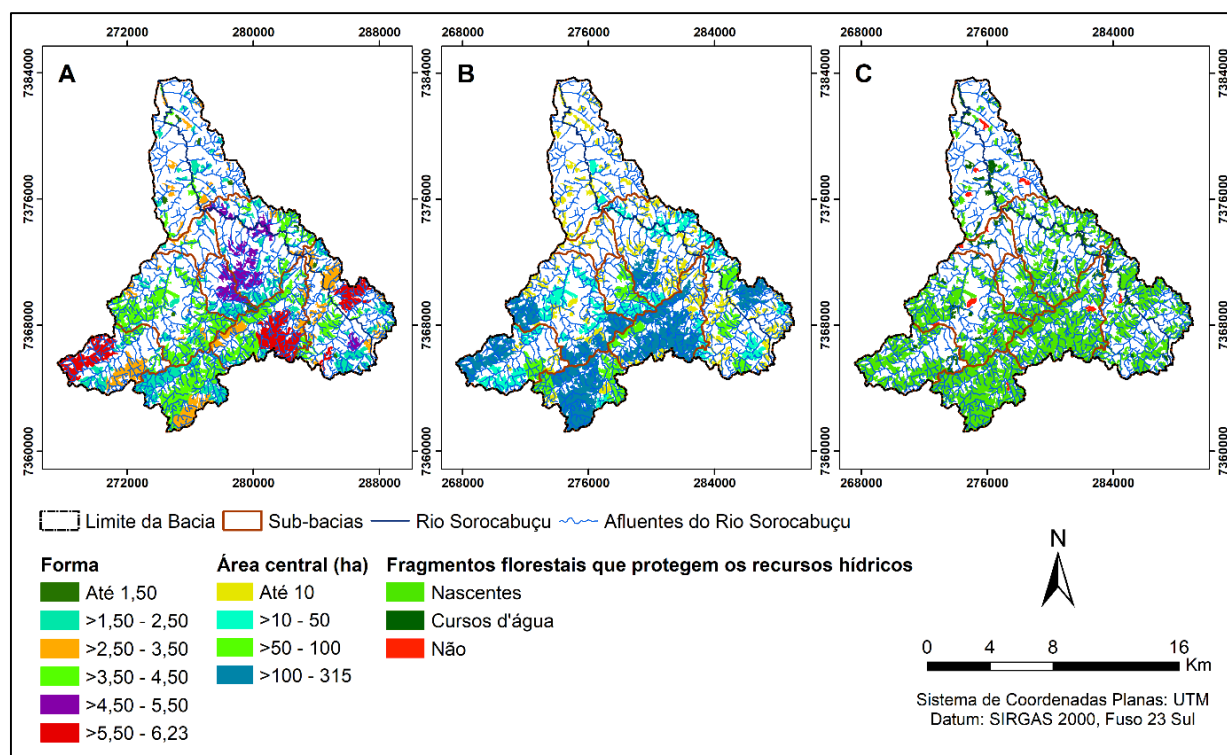


Figura 3. Forma dos fragmentos florestais (A), Área central dos fragmentos florestais (B) e Fragmentos florestais que protegem os recursos hídricos (C).

A forma dos fragmentos é uma das métricas da ecologia da paisagem mais estudadas, visto que, por meio das suas características é possível saber se um fragmento é mais suscetível ou não ao efeito de borda, porém ao analisá-la de maneira conjunta com o tamanho é possível entender o quanto o efeito de borda vai impactar o habitat. Estes aspectos também foram observados por Takikawa, Silva e Lourenço (2021).

Ao analisar a Figura 3 verifica-se que os fragmentos com forma mais circular, geralmente são aqueles de menor tamanho, enquanto os fragmentos maiores tendem a apresentar formas mais irregulares. Estes resultados são similares aos encontrados por Abdalla e Cruz (2015).

Silva et al. (2015) consideram que o tamanho do fragmento impacta negativamente nos serviços ecossistêmicos, porém esse impacto vai ser menor nos fragmentos maiores. Abdalla e Cruz (2015), Martins et al. (2018), Thiago et al. (2020)

afirmam que os fragmentos de tamanhos maiores, apesar de apresentarem formas mais complexas, são os que oferecem melhores condições para a manutenção da sua qualidade, bem como maior capacidade de compensar o efeito de borda.

Um dos fatores que podem explicar a irregularidade dos fragmentos maiores é o fato de se encontrarem rodeados por atividades antrópicas, sobretudo de culturas agrícolas e áreas urbanizadas, as quais tendem a se expandir, ocupando áreas de florestas. Pode-se supor também que a maioria desses fragmentos foram sendo desmatados até o limite que a declividade do relevo permitiu, ao ponto que suas formas se tornaram predominantemente irregulares, ou seja, essa predominância de fragmentos mais alongados, além dos fatores antrópicos, tem influência da topografia e da disposição da rede de drenagem.

Aproximadamente 73% dos fragmentos apresentam área central menor de 10 ha e apenas

¹Trabalho extraído da tese de doutorado da primeira autora.

12 fragmentos (cerca de 6%) têm área central maior que 100 ha e, o máximo de área central observada foi de 315 ha (Figura 3B). A área central é uma das medidas que servem como parâmetro na avaliação da qualidade do fragmento, já que por meio desta, pode-se saber o quanto de área efetiva existe (Vidolin et al., 2011). Nesse sentido, em fragmentos que têm área central pequena, há o comprometimento da sua conservação, já que há uma diminuição da capacidade de realização das funções ecossistêmicas (Silva e Souza, 2014).

A área central é reflexo do seu tamanho, já que a maioria dos fragmentos são de tamanho pequeno e médio, totalizando 161 fragmentos. Portanto, quando se obtém a área central, os fragmentos de menor tamanho se tornam a maioria. Assim, quanto maior o tamanho do fragmento, maior sua sustentabilidade, uma vez que, melhores serão as condições de manutenção da biodiversidade e processos ecossistêmicos.

Os fragmentos que servem de proteção para os recursos hídricos correspondem a 93%, fato que se torna relevante mediante os benefícios

ambientais recíprocos que ocorrem entre corpo hídrico e fragmento. Observa-se na Figura 3C que a maioria dos fragmentos remanescentes servem de proteção para as nascentes (141 fragmentos), 41 protegem os cursos d'água sem proteger as nascentes e apenas 13 não estão associados às nascentes nem aos cursos d'água.

Segundo Molin et al. (2018) a proximidade com curso d'água ajuda na regeneração natural da floresta, somado a isso Rodrigues e Chiarello (2018) relatam a importância para espécies da fauna, pois constataram que mesmo as florestas que se encontram em estágio de degradação, mas que estejam próximas ao curso d'água, torna-se fundamental para sobrevivência das espécies. Além disso, é importante salientar que as florestas reduzem a erosão laminar e consequentemente o assoreamento dos rios (Lima et al., 2020; Santos e Guerra, 2021; Zhou, et al., 2021).

Na Figura 4 apresentam-se os fatores da variável antrópica: zona de densidade demográfica dos fragmentos florestais (ZDDFF), pressão da vizinhança e densidade de estradas.

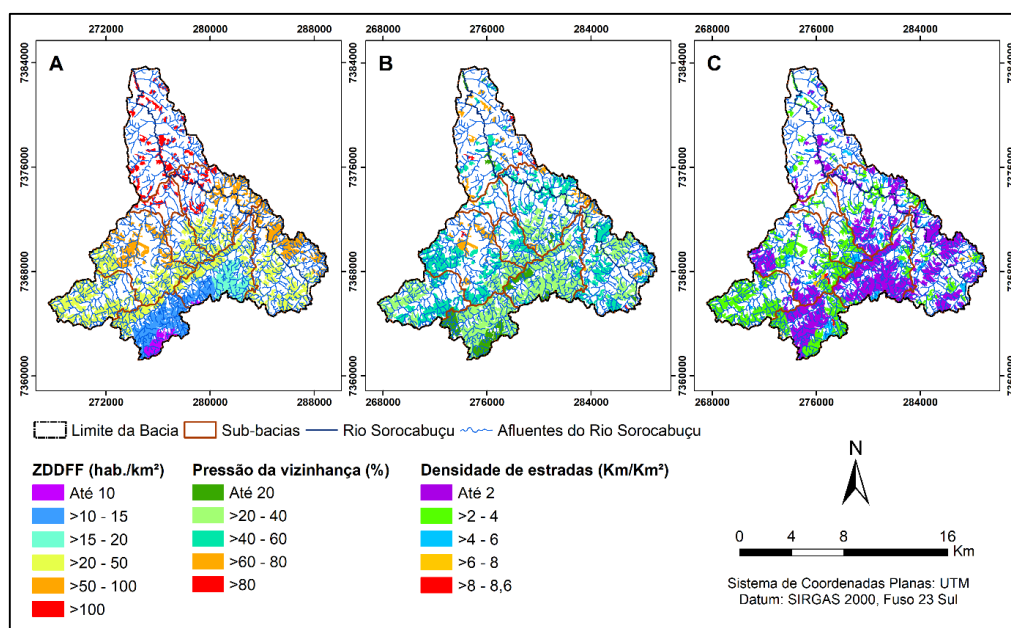


Figura 4. ZDDFF(A), Pressão da vizinhança (B) e Densidade de estradas (C).

Observa-se na Figura 4A que os fragmentos, predominantemente situados a norte da bacia, são os que se encontram nas zonas com as maiores densidades demográficas, ou seja, acima de 100 habitantes/km², considerados pelo IBGE (2010b) densidades elevadas. Já os

fragmentos que se encontram em zona de densidades mais baixas, localizam-se ao sul e sudoeste, com até 15 habitantes/km². Esses resultados são condizentes com a realidade da bacia, pois as áreas urbanas tendem a apresentar

¹Trabalho extraído da tese de doutorado da primeira autora.

maior adensamento populacional, que no caso, é a região situada principalmente ao norte da bacia.

Celentano et al. (2018) constataram em um estudo realizado em terras indígenas, que a área com maior densidade demográfica foi a que apresentou maior desmatamento. Portanto, zonas mais adensadas, tendem a apresentar maior pressão sobre os fragmentos florestais, contribuindo com a degradação e supressão destes.

Observa-se na Figura 4B que apenas fragmentos pequenos ou médios apresentam uma pressão da vizinhança acima de 60%, o que implica em uma baixa sustentabilidade. Vale ressaltar que, assim como existem fragmentos menores que se encontram sob pressão maior, há aqueles que também estão sob menor pressão, o mesmo vale para os fragmentos maiores. Ou seja, independentemente do tamanho, os fragmentos podem ser mais ou menos vulneráveis em relação ao comprometimento da sua sustentabilidade, a depender da composição da sua matriz.

A região de fronteira está sujeita a maior pressão antrópica e consequentemente maior será o impacto sobre a dinâmica dos fragmentos florestais (Martins et al., 2018). No contexto geral, os fragmentos mais pressionados são aqueles que possuem a matriz em sua maioria composta por agricultura, que tendem a suprimir a vegetação nativa, pois a matriz se torna fundamental para a sustentabilidade dos fragmentos.

De acordo com Driscoll et al. (2013), a matriz influencia na dinâmica das espécies nas paisagens fragmentadas de três formas: na persistência, na disponibilidade de recursos e nas condições abióticas. Portanto, esses autores

consideram que modificar a matriz será a melhor maneira de conservar a biodiversidade.

Na Figura 4C, constata-se que os fragmentos de tamanho grande e muito grande, apresentam baixo impacto em função da presença de estradas, já que o valor máximo observado para estes é de até 4 km/km². Porém, é importante destacar que muitos fragmentos pequenos também se enquadram nessa condição. Quando se trata de fragmentos maiores, isto está relacionado principalmente a sua localização, geralmente situados em declividades mais acentuadas, que não favorecem a implantação de estradas.

Já em relação aos fragmentos pequenos, muitas estradas que os atravessam ou os circundam são resultantes do processo de fragmentação. Verifica-se também que existe apenas fragmentos pequenos com as maiores densidades (de 6 a 8,6 km/km²), o que vai implicar em maiores danos a qualidade do habitat, diminuindo assim sua capacidade de sustentabilidade.

Há um consenso na literatura que fatores antrópicos, como as estradas, tendem a provocar maiores danos na vegetação. Boussougou et al. (2018) em estudo realizado na reserva de Pugu e Kazimzumbwi no Sudeste da Tanzânia, verificaram que um dos fatores que contribuíram para a degradação florestal foi a proximidade de estradas. Segundo Sayer et al. (2012), a expansão das estradas contribui para o aumento da fragmentação florestal, além de facilitar o acesso à área de floresta para caça e extração de madeira.

Na Figura 5 são apresentados os fatores da variável biofísica dos fragmentos florestais (NDVI, NDWI e SAVI).

¹Trabalho extraído da tese de doutorado da primeira autora.

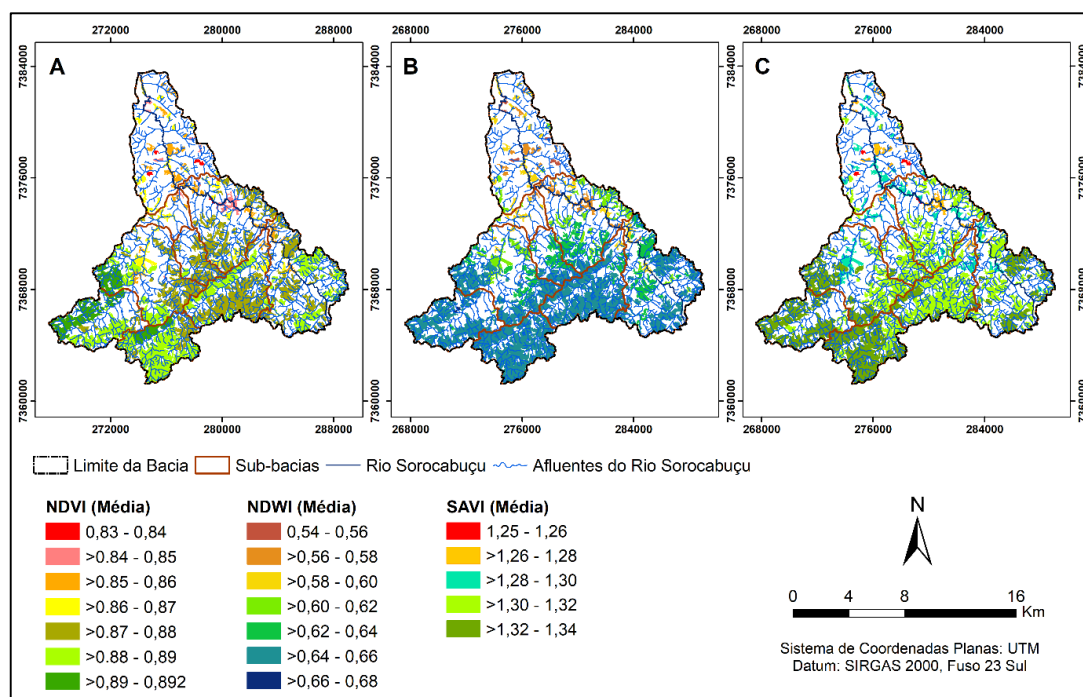


Figura 5. NDVI (A), NDWI (B) e SAVI dos fragmentos florestais (C).

Observa-se na Figura 5A que o NDVI variou de 0,83 a 0,89 e o menor intervalo verificado (0,83 a 0,84), corresponde predominantemente, aos fragmentos florestais pequenos. Os fragmentos maiores são os que geralmente apresentaram os maiores valores, de 0,87 a 0,89, porém, vale destacar que, independentemente do tamanho dos fragmentos florestais, estes podem apresentar diferentes condições de qualidade da vegetação, pois existem fragmentos na bacia que mesmo apresentando uma pequena área, foi constatado em trabalho de campo que a vegetação apresentava estágio sucessional avançado, em que a mata se encontrava mais fechada e com elevada biodiversidade de espécies da flora.

Os valores de NDWI variaram de 0,54 a 0,68 (Figura 5B). Nota-se que os valores mais altos se destacam para os fragmentos situados de sudeste a sudoeste da bacia, o que, portanto, vai indicar uma vegetação com maior conteúdo de água. O adensamento vegetacional dessas regiões pode contribuir para a manutenção e concentração da umidade. Para os fragmentos localizados mais ao norte da bacia observa-se um contraste, que em sua maioria são menores e os valores não ultrapassa 0,60.

O SAVI (Figura 5C) registrou valores relativamente altos, entre 1,25 e 1,34. Nota-se que

os fragmentos menores, situados principalmente ao norte da bacia, são os que apresentam os valores de SAVI mais baixos, o que indica uma maior influência da vizinhança sobre esses fragmentos, já que são fragmentos circundados por atividades agrícolas, no qual há constantemente a presença de solo exposto e, por apresentarem menor tamanho, a interferência da reflectância do solo nesse índice pode ser mais evidente.

No contexto geral, para os fatores biofísicos, pode-se afirmar que mesmo os fragmentos pequenos podem apresentar boa qualidade vegetal em relação ao seu vigor e densidade. Diversos fatores podem contribuir para a resposta espectral da vegetação, uma delas é a variabilidade anual das precipitações, pois segundo Souza et al. (2018), quanto maior o período de estiagem, menor será o vigor da vegetação. Mas além disso, deve-se considerar a interferência antrópica, já que quanto menos pressionado o fragmento, melhor será sua saudabilidade.

Na Tabela 1, têm-se as variáveis de conservação, antrópica e biofísica, respectivamente, além dos fatores, das classes e os pesos obtidos na AHP. Vale ressaltar que para o fator forma, como verificou-se que os fragmentos grandes e muito grandes apresentam formas predominantemente irregulares, então a estes

¹Trabalho extraído da tese de doutorado da primeira autora.

foram atribuídos os maiores pesos na AHP. Já para os demais fragmentos os pesos foram atribuídos de acordo com a classe de intervalo da forma, uma vez que, apresentam diversos formatos, principalmente os de formato mais circulares, ou seja, os menores pesos foram atribuídos, sobretudo, aos formatos que tendem a ser mais circulares, que

consequentemente representam os fragmentos menores. Em algumas exceções, como, para fragmentos muito pequenos que apresentavam forma muito irregular, atribuíram-se pesos menores, baseando-se nos fragmentos com características semelhantes.

Tabela 1. Composição da variável conservação, antrópica e biofísica e os pesos obtidos na AHP.

Variável	Fator	Classes	Pesos AHP
Conservação	Fragmentos florestais que protegem os recursos hídricos	Fragmento que protege as nascentes	0,581
		Fragmento que protege o curso d'água, mas não as nascentes	0,309
		Não existe curso d'água nem nascente associado ao fragmento	0,110
	Área central (ha)	>100	0,532
		>50 - 100	0,288
		>10 - 50	0,112
		Até 10	0,067
	Forma	Se fragmento de tamanho muito grande	0,375
		Se fragmento de tamanho grande	0,246
		>5,5	0,375
		>4,5 - 5,5	0,246
		>3,5 - 4,5	0,158
		>2,5 - 3,5	0,118
		>1,5 - 2,5	0,062
		Até 1,5	0,042
Antrópica	Pressão da vizinhança (%)	Até 20	0,327
		>20 - 40	0,227
		>40 - 60	0,157
		>60 - 80	0,108
		>80	0,073
	Pressão das estradas - Densidade de estradas (km/km ²)	Até 2	0,418
		>2 - 4	0,290
		>4 - 6	0,173
		>6 - 8	0,079
		>8	0,040
	Zona de densidade demográfica dos fragmentos florestais (habitantes/km ²)	Até 10	0,437
		>10 - 15	0,217
		>15 - 20	0,143
		>20 - 50	0,109
		>50 - 100	0,057
		>100	0,038
Biofísica	NDVI	>0,89	0,347
		>0,88 - 0,89	0,246
		>0,87 - 0,88	0,156
		>0,86 - 0,87	0,108
		>0,85 - 0,86	0,068

¹Trabalho extraído da tese de doutorado da primeira autora.

Variável	Fator	Classes	Pesos AHP
		>0,84 – 0,85	0,044
		Até 0,84	0,030
	SAVI	>1,32	0,327
		>1,30 - 1,32	0,227
		>1,28 - 1,30	0,157
		>1,26 - 1,28	0,108
		Até 1,26	0,073
	NDWI	>0,66	0,347
		>0,64 - 0,66	0,246
		>0,62 - 0,64	0,156
		>0,60 - 0,62	0,108
		>0,58 - 0,60	0,068
		>0,56 – 0,58	0,044
		Até 0,56	0,031

A matriz de julgamento é apresentada na Tabela 2, em que a ordem de priorização definida conforme os especialistas foram: variável

conservação, antrópica e biofísica. O valor da taxa de consistência foi de 0,01, que se encontra dentro da margem aceitável segundo Saaty (2013)

Tabela 2. Matriz de julgamento referente as variáveis que compõem o ISFF.

Variável	Conservação	Antrópica	Biofísica	Peso finais AHP
Conservação	1	2	3	0,548
Antrópica	0,50	1	2	0,241
Biofísica	0,33	0,50	1	0,211
Taxa de consistência = 0,01				

Na Figura 6 tem-se a espacialização dos fragmentos florestais referentes ao ISFF, em que foi definido cinco classes de sustentabilidade, muito baixa (de 0 a 0,2), baixa (>0,2 a 0,4), média

(>0,4 a 0,6), alta (>0,6 a 0,8) e muito alta (>0,8 a 1,0). Na Tabela 3 é apresentado o quantitativo dos fragmentos florestais em função do ISFF.

¹Trabalho extraído da tese de doutorado da primeira autora.

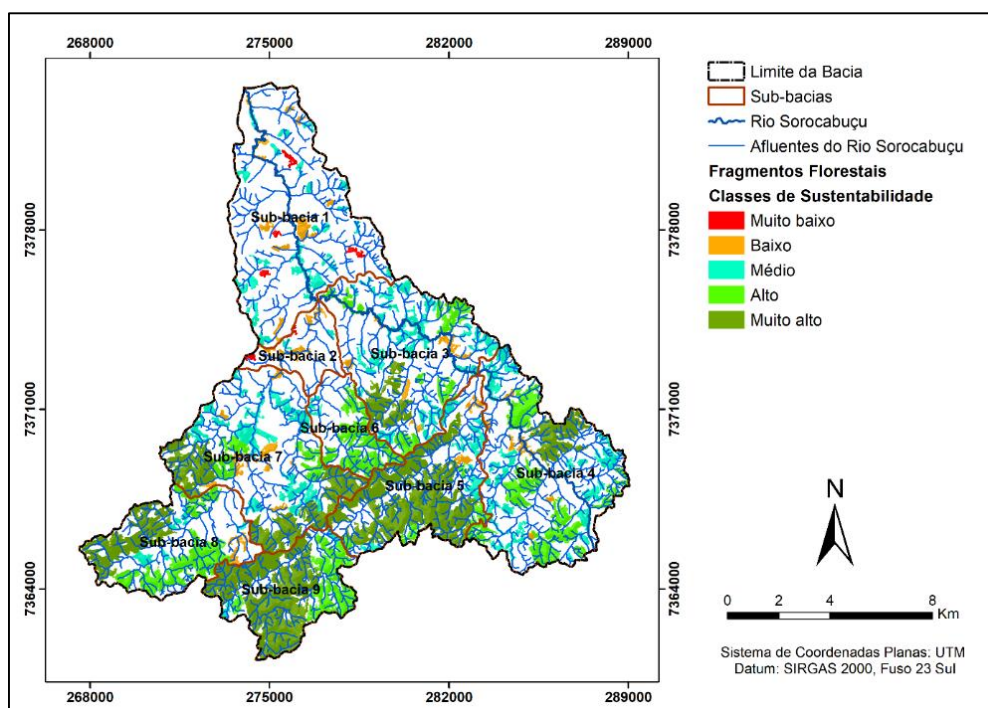


Figura 6. Espacialização dos fragmentos florestais em função do ISFF.

Tabela 3. Quantitativo dos fragmentos florestais em função da classe de sustentabilidade.

Classe de sustentabilidade	Classe de tamanho dos fragmentos	Quantidade de fragmentos por tamanho	Fragmentos
Muito baixa	Pequeno	6	7
	Médio	1	
	Grande	0	
	Muito grande	0	
Baixa	Pequeno	28	38
	Médio	10	
	Grande	0	
	Muito grande	0	
Média	Pequeno	43	97
	Médio	51	
	Grande	3	
	Muito grande	0	
Alta	Pequeno	4	39
	Médio	18	
	Grande	12	
	Muito grande	5	
Muito alta	Pequeno	0	14
	Médio	0	
	Grande	0	
	Muito grande	14	
Total		195	195

A soma das classes muito baixa e baixa correspondem a 45 fragmentos (23,08%), sendo a maioria considerada de tamanho pequeno, o que

representa cerca de 75% dos fragmentos dessas classes. Não se verificou entre essas duas classes fragmentos que apresentem tamanhos grande e

¹Trabalho extraído da tese de doutorado da primeira autora.

muito grande (Tabela 3). Os fragmentos pequenos são considerados mais frágeis quanto a manutenção da sustentabilidade, porém são essenciais para a biodiversidade (Pirovani et al., 2014).

Observa-se que a maioria dos fragmentos apresentam uma sustentabilidade considerada média, o que representa aproximadamente 50% do total de fragmentos da bacia, predominando os de porte pequeno e médio, com 43 e 51 fragmentos, respectivamente. A sustentabilidade média apresenta também fragmentos de tamanho grande, no total três, e nenhum de tamanho muito grande.

O ISFF alto apresenta fragmentos de todos os tamanhos, sendo os de tamanho médio em sua maioria 18 (46,15%). Os fragmentos de tamanho grande e muito grande totalizam 17, porém, existem 4 fragmentos pequenos que também se enquadram nessa classe. Observa-se na Figura 6 que os fragmentos dessa classe predominam de sudeste a sudoeste da bacia. Já os fragmentos com a sustentabilidade considerada muito alta são 14, ou seja, aproximadamente 7% dos fragmentos totais e correspondem apenas a tamanhos muito grandes, localizando-se nas sub-bacias 3, 4, 5, 7, 8 e 9. A Sub-bacia 9 caracteriza-se por ser predominantemente formada por remanescentes florestais e, conseqüentemente estes apresentam as menores interferências antrópicas advindas dos cultivos agrícolas, característica da maioria das sub-bacias.

Em termo de priorização, as sub-bacias 1 e 2 encontram-se mais comprometidas, onde seus fragmentos apresentam de média a muito baixa sustentabilidade. Contudo, é necessário atentar-se que independente da sub-bacia, deve-se tomar medidas que garantam um habitat adequado, as quais além de priorizar a restauração ecológica ao redor dos fragmentos com menor sustentabilidade, deve-se permitir que aqueles fragmentos com melhores graus de sustentabilidade sejam mantidos.

Quando um fragmento florestal possui boa sustentabilidade significa que apresentam menos impactos negativos e que as condições ambientais são favoráveis à manutenção e sobrevivência das espécies, proporcionando diversos benefícios para a fauna, a flora e as populações humanas, que são direta e indiretamente beneficiadas. Isto pode ser afirmado mediante diversos serviços ecossistêmicos proporcionados pelas florestas, como, a capacidade de armazenar carbono e liberar oxigênio (Lu et al., 2012; Erb et al., 2018; Tang et

al., 2021), além de proteger o solo da erosão, diminuindo sua perda (Panagos et al., 2015; Altieri et al., 2018), pode contribuir para redução das inundações, ajudam na regulação da temperatura e são essenciais nos padrões de distribuição da chuva (Elisson et al., 2017; Li et al., 2020).

Um ambiente com baixa sustentabilidade, que o é caso da maioria dos fragmentos florestais da sub-bacia 1, vai apresentar o comprometimento da sua biodiversidade, e esta condição tende a se agravar, caso medidas efetivas não sejam tomadas. De acordo com Pelegrin e Bucher (2012), a modificação que ocorre no habitat faz com que ele tenha que se adequar para manter a biodiversidade, e isto vai interferir diretamente na relação planta-animal, pois esses autores ao estudarem uma espécie de lagarto, averiguaram que a alteração nas características do habitat contribuiu para a redução da abundância desse animal, já que se encontrava em maioria nas áreas de florestas menos perturbadas.

Além disso, um habitat formado por uma grande quantidade e variedade de recursos, tendem a proporcionar maior diversidade de espécies, entre estas destacam-se as especialistas (Janssen et al., 2016, Asbeck et al., 2021). Quando há perda do habitat, as espécies especialistas são mais afetadas do que as generalistas, sendo consideradas mais sensíveis a fragmentação (Keinath et al., 2017; Sverdrup-Thygeson et al., 2017).

Sayer et al. (2012), afirmam que alguns dos fatores que contribuem para o comprometimento do ambiente natural é a transformação das florestas em agricultura e a caça de animais silvestres. Poulsen et al. (2013) e Bello et al. (2015), relatam que a defaunação é um ameaça a sustentabilidade das florestas, porque com extinção de animais frugívoros há a dificuldade de dispersão de sementes e comprometimento da regeneração de determinadas espécies florestais, que são as principais responsáveis pelo estoque de carbono.

Entre os serviços ecossistêmicos considerados como essenciais em uma bacia hidrográfica, e que requer certa atenção, é a disponibilidade de água em quantidade e qualidade, principalmente pela alta demanda das atividades agrícolas. Diante disso, a vegetação é considerada como a força motriz para a manutenção dos recursos hídricos, sem deixar de considerar a microbiota e a microfauna que também influenciam nos serviços hidrológicos (Brauman et al., 2007). De acordo com Bremer et

¹Trabalho extraído da tese de doutorado da primeira autora.

al (2019) com as florestas conservadas há a manutenção das águas subterrâneas, o que influencia diretamente na disponibilidade desse recurso e na redução dos custos no futuro.

Importante ressaltar ainda que a área de estudo se localiza dentro da APA de Ituparanga, condição que requer necessariamente que os fragmentos florestais estejam protegidos. Todavia, as atividades agrícolas são a principal fonte de renda das populações que vivem na bacia, e esta condição contribui de forma significativa para a fragmentação das paisagens, dificultando assim a implementação de medidas que venham garantir a manutenção da vegetação nativa. Mas, não é impossível que estas sejam adotadas através principalmente da incorporação de políticas governamentais associadas a conscientização e educação ambiental.

Conclusões

O Indicador de Sustentabilidade para Fragmentos Florestais (ISFF) proposto mostrou que a maioria dos fragmentos são considerados de sustentabilidade média (cerca de 50%) e que correspondem em sua maioria a fragmentos de tamanho pequeno e médio. Não se constatou fragmento de tamanho grande e muito grande que apresentasse sustentabilidade muito baixa ou baixa, o que mostra que o indicador proposto foi considerado satisfatório para avaliação da sustentabilidade dos fragmentos florestais.

Os fragmentos que apresentam sustentabilidade muito baixa e baixa são os que requerem maior atenção quanto a adoção de medidas que visem a sua manutenção, uma vez que são formados apenas por fragmentos de tamanho pequeno e médio, e, portanto, mais suscetíveis às interferências resultantes dos processos de transformação da paisagem.

O ISFF permite ser replicado em outras localidades e compreende em um método aberto para inserção de critérios, aumentando o aspecto analítico interdisciplinar de análise. O uso das geotecnologias aliadas à AHP e CLP possibilita a associação de critérios técnicos e científicos, permitindo análises eficientes sobre a sustentabilidade dos fragmentos florestais.

Analisar os fragmentos florestais mediante sua sustentabilidade se torna importante para estabelecer medidas que visem manter não somente a biodiversidade, mas os serviços ecossistêmicos e consequentemente o bem-estar

das populações humanas. E para isso é fundamental políticas públicas voltas à implementação de formas adequadas de manejo de paisagens, conscientização e educação ambiental a população local, que por sua vez, precisam que o ambiente esteja saudável e com condições ambientalmente adequadas para a execução de suas atividades e promoção de melhor qualidade de vida para a atual e futuras gerações.

Agradecimentos

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES). Código de financiamento 001.

Referências

- Abdalla, L. S., Cruz, C. B. M., 2015. Análise de Fragmentação Florestal no Município de Silva Jardim, APA do Rio São João, RJ. *Revista Brasileira de Cartografia* 67, 169-184
- Altieri, V., Franco, S., Lombardi, F., Marziliano, P. A., Menguzzato, G., Porto, P., 2018. The role of silvicultural systems and forest types in preventing soil erosion processes in mountain forests: a methodological approach using cesium-137 measurements. *Journal of Soils and Sediments* 18, 3378-3387
- Amorim, A. T., Lopes, E. R. N., Sousa, J. A. P., Silva, R. C. F., Souza, J. C., Lourenço, R. W., 2021. Geomorphometric environmental fragility of a watershed: a multicriteria spatial approach. *Environmental Monitoring and Assessment* 193, 1-20
- Asbeck, T., Großmann, J., Paillet, Y., Winiger, N., Bauhus, J., 2021. The Use of Tree-Related Microhabitats as Forest Biodiversity Indicators and to Guide Integrated Forest Management. *Current Forestry Reports* 7, 59-68
- Amorim, A. T., Sousa, J. A. P., Lourenço, R. W., 2019. Indicador dos Estágios de Sucessão de Fragmentos Florestais do Bioma Mata Atlântica. *Revista Brasileira de Cartografia* 71, 756 -780
- Bello, C., Galetti, M., Pizo, M. A., Magnago, L. F. S., Rocha, M. F., Lima, R. A. F., Peres, C. A., Ovaskainen, O., Jordano, P., 2015. Defaunation affects carbon storage in tropical forests. *Science Advances* 1, 1 -10
- Bilar, A. B. C., Pimentel, R. M. M., Cerqueira, M. A., 2018. Monitoramento da Cobertura Vegetal

¹Trabalho extraído da tese de doutorado da primeira autora.

- Através de Índices Biofísicos e Gestão de Áreas Protegidas. *Geosul* 33, 236-259
- Boussougou, G. B., Brou, Y. T., Valimba, P., 2018. Vulnerability of Pugu and Kazimzumbwi Forest Reserves Under Anthropogenic Pressure in Southeast Tanzania. In: *Computational Science and Its Applications – ICCSA 2018*. Springer International Publishing, 231–240
- Brauman, K. A., Daily, G. C., Duarte, T. K., Mooney, H. A., 2007. The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 32, 67-98
- Braz, A. M., Águas, T. A., Garcia, P. H. M., 2015. Análise de índices de vegetação NDVI e SAVI e Índice de Área Foliar (IAF) para a comparação da cobertura vegetal na bacia hidrográfica do córrego ribeirãozinho, município de Selvíria-MS. *Revista Percurso* 7, 5-22
- Bremer, L. L., Wada, C. A., Medoff, S., Page, J., Falinski, K., Burnet, K. M., 2019. Contributions of native forest protection to local water supplies in East Maui. *Science of the Total Environment* 688, 1422–1432
- Celentano, D., Miranda, M. V. C., Mendonça, E. N., Rousseau, G. X., Muniz, F. H., Loch, V. C., Varga, I. V. D., Freitas, L., Araújo, P., Narvaes, I. S., Adami, M., Gomes, A. R., Rodrigues, J. C., Kahwage, C., Pinheiro, M., Martins, M. B., 2018. Desmatamento, degradação e violência no “Mosaico Gurupi” – A região mais ameaçada da Amazônia. *Estudos Avançados* 32, 315 – 339
- CIIAGRO. Centro Integrado de Informações Agrometeorológicas, 2019. Valores mensais de temperatura. Disponível em: <http://www.ciiagro.sp.gov.br/climasp.html>. Acesso em: 21 jan. 2019
- DAEE. Departamento de Águas e Energia Elétrica, 2020. Banco de dados hidrológicos. 2020. Disponível em: <http://www.hidrologia.dae.sp.gov.br/>. Acesso em: 25 jan. 2020
- Driscoll, D. A., Banks, S. C., Barton, P. S., Lindenmayer, D. B., Smith, A. L., 2013. Conceptual domain of the matrix in fragmented landscapes. *Trends in Ecology & Evolution* 28, 605-613
- Dubreuil, V., Fante, K. P., Planchon, O., Sant'anna Neto, J. L., 2018. Climate change evidence in Brazil from Köppen's climate annual types frequency. *International Journal of Climatology*, 1 – 11
- EDO-JRC, 2011. NDWI: Normalized Difference Water Index. Product Fact Sheet: NDWI – Europe 1, 1–6. Disponível em: http://edo.jrc.ec.europa.eu/documents/factsheet/s/factsheet_ndwi.pdf. Acesso em: 07 fev. 2020
- Ellison, D., Morris, C. E., Locatelli, B., Sheil, D., Cohen, J., Murdiyarso, D., Gutierrez, V., Noordwijk, M.V., Creed, I. F., Pokorny, J., Gaveau, D., Spracklen, D.V., Tobella, A. B., Ilstedt, U., Teuling, A.J., Gebrehiwot, S. G., Sands, D. C., Muys, B. V., Verbist, B., Springgay, E., Sugandi, Y., Sullivan, C. A., 2017. Trees, forests and water: Cool insights for a hot world. *Global Environmental Change* 43, 51–61
- Erb, H., Kastner, T., Plutzer, C., Bais, A. L. S., Carvalhais, N., Fetzel, T., Gingrich, S., Haberl, H., Lauk, C., Niedertscheider, M., Pongratz, J., Thurner, M., Luyssaert, S., 2018. Unexpectedly large impact of forest management and grazing on global vegetation biomass. *Nature* 553, 73–76
- ESA. European Space Agency, 2019. Missions: Sentinel-2. Disponível em: <https://sentinel.esa.int/web/sentinel/missions/sentinel-2>. Acesso em: 15 jun. 2019
- ESRI. Environmental Systems Research Institute, 2016. Software ArcGIS 10.5
- Gandhi, G. M., Parthiban, S., Thummallud, N., Christy, A. 2015. NDVI: Vegetation change detection using remote sensing and GIS—A case study of Vellore district. *Procedia Computer Science* 57, 1199-1210
- GOOGLE LLC, 2019. Google Earth Pro, versão 7.3, Mountain View
- Huete, A. R., 1988. A soil-adjusted vegetation index (SAVI). *Remote Sensing of Environment* 25, 295-309
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2011. Base de informações do Censo Demográfico 2010: Resultados do Universo por setor censitário. Rio de Janeiro: IBGE. Disponível em: www.ibge.gov.br/estatisticas/downloads-estatisticas.html. Acesso em: 12 abr. 2020
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010a. Censo demográfico – 2010. Rio de Janeiro: IBGE. Disponível em: [https://mapas.ibge.gov.br/bases-e-](https://mapas.ibge.gov.br/bases-e)

¹Trabalho extraído da tese de doutorado da primeira autora.

- referenciais/bases-cartograficas/malhas-digitais. Acesso em: 20 abr. 2020
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2010b. Mapa de densidade demográfica de 2010. Disponível em: <https://censo2010.ibge.gov.br/noticias-censo.html?busca=1&id=1&idnoticia=2501&t=ibge-lanca-mapa-densidade-demografica-2010&view=noticia>. Acesso em: 20 abr. 2020
- IGC. Instituto Geográfico e Cartográfico, 1979. Carta topográfica. Serviço Gráfico do IGC. Escala 1:10.000
- Janssen, P., Cateau, E., Fuhr, M., Nusillard, B., Brustel, H., Bouget, C., 2016. Are biodiversity patterns of saproxylic beetles shaped by habitat limitation or dispersal limitation? A case study in unfragmented montane forests. *Biodiversity and Conservation* 25, 1167–1185
- Keinath, D. A., Doak, D. F., Hodges, K. E., Prugh, L. R., Fagan, W., Sekercioglu, C. H., Buchart, S. H. M., Kauffman, M., 2017. A global analysis of traits predicting species sensitivity to habitat fragmentation. *Global Ecology and Biogeography* 26, 115–127
- Li, D., Tian, P., Luo, H., Hu, T., Dong, B., Cui, Y., Khan, S., Luo, Y., 2020. Impacts of land use and land cover changes on regional climate in the Lhasa River basin, Tibetan Plateau. *Science of The Total Environment* 742, 1-13
- Lima, G. S. A., Ferreira, N. C., Ferreira, M. E., 2020. Qualidade da paisagem e perdas de solo frente à simulação de cenários ambientais no Cerrado, Brasil. *Sociedade & Natureza* 32, 426-439
- Lopes, E. R. N., Sales, J. C. A., Sousa, J. A. P., Amorim, A. T., Albuquerque Filho, J. L., Lourenço, R.W., 2018. Losses on the Atlantic Mata Vegetation Induced by Land Use Changes. *Cerne* 24, 121 – 132
- Lu, Y., Fu, B., Feng, X., Zeng, Y., Liu, Y., Chang, R., Sun, G., Wu, B., 2012. A Policy-Driven Large Scale Ecological Restoration: Quantifying Ecosystem Services Changes in the Loess Plateau of China. *PLoS ONE* 7, 1 – 10
- Martines, M. R., Toppa, R. H., 2018. Detecting Stepping-Stones for Connectivity Planning in Local-Regional Scale. *Revista do Departamento de Geografia* 35, 49-57
- Martines, M., Toppa, R., Ferreira, R., Cavagis, A., Kawakubo, F., Morato, R., 2017. Spatial Analysis to Identify Urban Areas with Higher Potential for Social Investment. *Journal of Geographic Information System* 9, 591-603
- Martins, R. N., Abrahão, S. A., Ribeiro, D. P., Colares, A. P. F., Zanella, M. A., 2018. Spatio-Temporal Analysis of Landscape Patterns in the Catolé Watershed, Northern Minas Gerais. *Revista Árvore* 42, 1 – 11
- Melo, E. T., Sales, M. C. L., Oliveira, J. G. B., 2011. Aplicação do Índice de Vegetação por Diferença Normalizada (NDVI) para Análise da Degradação Ambiental da Microbacia Hidrográfica do Riacho dos Cavalos, Crateús-CE. *Ra'e Ga, Curitiba* 23, 520-533
- Microsoft Corporation, 2016. Microsoft Excel. Versão 1909
- Molin, P. G., Chazdon, R., Ferraz, S. F. B., Brancalion, P. H. S., 2018. A landscape approach for cost-effective large-scale forest restoration. *Journal of Applied Ecology* 55, 2767–2778
- Panagos, P., Borrelli, P., Poesen, J., Ballabio, C., Lugato, E., Meusburger, K., Montanarella, L., Alewell, C., 2015. The new assessment of soil loss by water erosion in Europe. *Environ. Sci. Policy* 54, 438 – 447
- Pelegri, N., Bucher, E.H., 2012. Effects of habitat degradation on the lizard assemblage in the Arid Chaco, central Argentina. *Journal of Arid Environments* 79, 16 – 19
- Philipson, C.D., Cutler, M.E.J., Brodrick, P.G., Asner, G.P., Boyd, D.S., Moura Costa, P., Fiddes, J., Foody, G.M., Ban der Heijden, G.M.F., Ledo, A., Lincoln, P.R., Margrove, J.A., Martin, R.E., Milne, S., Pinard, M.A., Reynolds, G., Snoep, M., Tangki, H., Sau Wai, Y., Wheeler, C.E., Burslem, D.F.R.P., 2020. Active restoration accelerates the carbon recovery of human-modified tropical forests. *Science* 369, 838-841
- Pirovani, D. B., Silva, A. G., Santos, A. R., Cecílio, R. A., Gleriani, J. M., Martins, S. V., 2014. Análise Espacial de Fragmentos Florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. *Revista Árvore* 38, 271-281
- Poulsen, J. R., Clark, C. J., Palmer, T. M., 2013. Ecological erosion of an Afrotropical Forest and potential consequences for tree recruitment and forest biomass. *Biological Conservation* 163, 122 – 130
- Rempel, R.S., Kaukinen, D., Carr, A.P., 2012. Patch Analyst and Patch Grid. Versão 5.2.0.16. Ontario Ministry of Natural Resources. Centre

¹Trabalho extraído da tese de doutorado da primeira autora.

- for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario
- Rodrigues, T. F., Chiarello, A. G., 2018. Native forests within and outside protected areas are key for nine-banded armadillo (*Dasypus novemcinctus*) occupancy in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 266, 133-141
- Rosa, R., 2005. Geotecnologias na Geografia Aplicada. *Revista do Departamento de Geografia* 16, 81-90
- Rossi, M., 2017. Mapa pedológico do Estado de São Paulo: revisado e ampliado. Escala: 1:250.000. São Paulo: Instituto Florestal. Disponível em: <http://datageo.ambiente.sp.gov.br/>. Acesso em: 05 ago. 2018
- Rouse, J. W., Haas, R. H., Schell, J. A., Deering, D. W., 1974. Monitoring vegetation systems in the great plains with ERTS. In: FRADEN, S. C., MARCANTI, E. P., BECKER, M. A. *Earth Resources Technology Satellite- 1 Symposium*. Washington: NASA, 309-317
- Saaty, T. L., 1977. A Scaling Method for Priorities in Hierarchical Structures. *Journal Mathematical Psychology* 15, 234-281
- Saaty, T. L., 2013. On the Measurement of Intangibles: A Principal Eigenvector Approach to Relative Measurement Derived from Paired Comparisons. *Notices of the American Mathematical Society* 60, 192- 208
- Santos, R. C., Guerra, A. J. T., 2021. Avaliação da Erosão dos Solos na Bacia Hidrográfica do Rio Pequeno, Paraty-RJ. *GEOSABERES: Revista de Estudos Geoeducacionais* 12, 23-41
- Sayer, J.A., Endamana, D., Ruiz-Perez, M., Boedhihartono, A.K., Nzooh, Z., Eyebe, A., Awono, A., Usongo, K., 2012. Global financial crisis impacts forest conservation in Cameroon. *International Forestry Review* 14, 90-98
- Silva, J. X., 2016. Geoprocessamento no apoio à decisão. *Revista Continentes*, 105-115
- Silva, K. G., Santos, A. R., Silva, A. G., Peluzio, J. B. E., Fiedler, N. C., Zanetti, S. S., 2015. Análise da Dinâmica Espaço -Temporal os Fragmentos Florestais da Sub-Bacia Hidrográfica do Rio Alegre, ES. *Cerne* 21, 311-318
- Silva, M. S. F., Souza, R. M., 2014. Padrões Espaciais de Fragmentação Florestal na Flona do Ibura – Sergipe. *Mercator, Fortaleza* 13, 121-137
- Sousa, J. A. P., Lopes, E. R. N., Souza, J. C., Lourenço, R. W., 2020. Mudanças de uso da terra e estimativas de emissões antrópicas de CO₂ em bacia hidrográfica. *Soc. Nat.* 32, 262-278
- Souza, J. C., Lopes, E. R. N., Sousa, J. A. P., Martins, A. C. G., Lourenço, R. W., 2018. Method for Evaluating Plant Cover and Quantification Using Pixel to Pixel Correlation Indices. *Journal of Urban and Environmental Engineering* 12, 245-256
- Sverdrup-Thygeson, A., Skarpaas, O., Blumentrath, S., Birkemoe, T., Evju, M., 2017. Habitat connectivity affects specialist species richness more than generalists in veteran trees. *Forest Ecology and Management* 403, 96–102
- Takikawa, B. Y., Silva, D. C. da C., Lourenço, R. W., 2021. Proposta metodológica para elaboração de um indicador de fragilidade ambiental para fragmentos florestais. *Revista do Departamento de Geografia da USP* 41, 1-15
- Tang, X., Woodcock, C. E., Olofsson, P., Hutya, L. R., 2021. Spatiotemporal assessment of land use/land cover change and associated carbon emissions and uptake in the Mekong River Basin. *Remote Sensing of Environment* 256, 1-13
- Thiago, C. R. L., Magalhães, I. A. L., Santos, A. R., 2020. Identificação de Fragmentos Florestais Potenciais para a delimitação de Corredores Ecológicos na bacia hidrográfica do Rio Itapemirim, ES por meio técnicas de Sensoriamento Remoto. *Revista Brasileira de Geografia Física* 13, 595-612
- USGS. United States Geological Survey, 2019. Earth explorer. Disponível em: < <https://earthexplorer.usgs.gov/>>. Acesso em: 25 set. 2019
- Vidolin, G. P., Biondi, D., Wandembruck, A., 2011. Análise da estrutura da paisagem de um remanescente de floresta com Araucária, Paraná, Brasil. *Revista Árvore* 35, 515-525
- Zhou, N., Hu, X., Byskov, I., Næss, J. S., Wu, Q., Zhao, W., Cherubini, F., 2021. Overview of recent land cover changes, forest harvest areas, and soil erosion trends in Nordic countries. *Geography and Sustainability* 3, 163-174

¹Trabalho extraído da tese de doutorado da primeira autora.