


## Artigos

### **Estratégias *land sharing* – *sparing* no planejamento territorial da bacia hidrográfica do rio Saltinho - Imbaú/PR**

Land sharing – sparing strategies in the land use planning of the Saltinho river watershed - Imbaú/PR

**Heitor de Lima Saballo<sup>I</sup> , Maria José Brito Zakia<sup>I</sup> ,  
Maria Fernanda do Prado<sup>II</sup> , Antônio do Nascimento Gomes<sup>III</sup> ,  
Carolina Bozetti Rodrigues<sup>IV</sup> **

<sup>I</sup>Universidade Estadual Paulista, Botucatu, SP, Brasil

<sup>II</sup>Fundação de Estudos e Pesquisas Agrícolas e Florestais, Botucatu, SP, Brasil

<sup>III</sup>Nascimento Consultoria, Aracruz, ES, Brasil

<sup>IV</sup>Prática Socioambiental, Guararema, SP, Brasil

## RESUMO

*Land sharing* (Lsh) e *land sparing* (Lsp) são estratégias de uso do solo que apresentam diferentes potenciais para o alcance de múltiplos objetivos no processo de planejamento da paisagem, como a conservação da biodiversidade e a provisão de serviços ecossistêmicos. Por meio da realização de um estudo de caso na bacia hidrográfica do rio Saltinho em Imbaú/PR, buscou-se avaliar em que medida a aplicação dessas estratégias contribui para a conservação da biodiversidade e a manutenção da qualidade da água na bacia. A análise foi realizada a partir da comparação entre três cenários: cobertura de vegetação nativa em 2008, conformidade com a Lei n.º 12.651/12 e planejamento da vegetação na escala da bacia, de acordo com os preceitos do Lsh e do Lsp. Para cada cenário, foram calculadas as métricas de paisagem e a produção de sedimentos, com o uso de uma ferramenta de análise baseada em vetores (V-LATE) e uma ferramenta de gestão de serviços ecossistêmicos (InVEST). Nos modelos estudados, os resultados indicam que a aplicação do Lsh e Lsp contribuiu para a melhoria de métricas de paisagem e para a redução da quantidade de sedimentos exportados aos corpos hídricos, o que poderia representar efeitos positivos para a biodiversidade e qualidade da água na bacia. No entanto, esses efeitos não se mostraram diretamente proporcionais, conforme transição dos cenários analisados. Dessa forma, a exploração de diferentes configurações e proporções de usos do solo entre essas estratégias pode auxiliar a identificação de potenciais limiares para conservação da biodiversidade e provisão de serviços ecossistêmicos, e, além disso, no planejamento de paisagens agrícolas sustentáveis.

**Palavras-chave:** Planejamento territorial; Bacia hidrográfica; Métricas de paisagem; Qualidade da água

## ABSTRACT

---

Land sharing (Lsh) and land sparing (Lsp) are land use strategies that present different potentials for achieving multiple objectives in the land use planning, such as biodiversity conservation and provision of ecosystem services. Through a case study in the Saltinho Watershed in Imbaú/PR, we evaluated the extent to which the application of each of these strategies in landscape planning can contribute to the conservation of biodiversity and maintenance of water quality. The analysis was performed based on the comparison between three scenarios: native vegetation cover in 2008, compliance with the law nº. 12,651/12 and watershed-scale vegetation planning, in accordance with the precepts of the Lsh and Lsp. For each scenario, landscape metrics and sediment production were calculated, using a vector-based analysis tool (V-LATE) and an ecosystem service management tool (InVEST). In the studied models, the results indicate that the application of Lsh and Lsp contributed to the improvement of landscape metrics and to the reduction of the quantity of sediments exported to water courses, which could represent positive effects for biodiversity and water quality in the watershed. However, these effects were not directly proportional, according to the transition of the analyzed scenarios. Therefore, the exploration of different land use configurations and proportions between these strategies can contribute to identify potential thresholds for biodiversity conservation and provision of ecosystem services, and, in addition, assist in land use planning for sustainable agricultural landscapes.

**Keywords:** Land use planning; Watershed; Landscape metrics; Water quality

## 1 INTRODUÇÃO

No processo de planejamento territorial, o *land sharing* (Lsh) e o *land sparing* (Lsp) representam os pontos finais de um espectro de estratégias de gestão de terras agrícolas. O Lsh prevê a integração da conservação da biodiversidade à produção de alimentos em um mesmo terreno de forma heterogênea, geralmente por meio de métodos agrícolas amigáveis à biodiversidade/vida selvagem (Phalan; Onial; Balmford; Green, 2011; Law; Meijaard; Bryan; Mallawaarachchi; Koh; Wilson, 2015; Marull; Tello; Bagaria; Font; Cattaneo; Pino, 2018).

O Lsp, por outro lado, defende a separação entre as áreas para conservação e as áreas destinadas para a agricultura, por meio da produção agrícola intensiva de alto rendimento em uma parte da paisagem, liberando blocos de terras contínuas para a conservação em outro local (Phalan; Onial; Balmford; Green, 2011; Fischer; Abson; Butsic; Chappell; Ekroos; Hanspach; Kuemmerle; Smith; Von Wehrden, 2014).

De modo geral, o Lsp apresenta maior potencial para a conservação da biodiversidade, promovendo maior conectividade entre os fragmentos florestais e facilitando a dispersão das espécies (Phalan; Onial; Balmford; Green, 2011; Edwards; Gilroy; Woodcock; Edwards; Larsen; Andrews; Derhé; Docherty; Hsu; Mitchell; Ota; Williams; Laurance; Hamer; Wilcove, 2013; Kremen, 2015; Law; Meijaard; Bryan; Mallawaarachchi; Koh; Wilson, 2015; Koning; Moore; Suttidate; Hannigan; McIntyre, 2017; Luskin; Lee; Edwards; Gibson; Potts, 2018), especialmente as espécies especialistas e endêmicas.

No Lsh, menos terra é destinada para uso exclusivo de conservação, por estar associado a métodos menos intensivos e mais heterogêneos. Porém, por conta desses métodos, acaba apresentando um maior potencial de contribuir para a garantia de provisão de serviços ecossistêmicos (Kremen, 2015; Law; Meijaard; Bryan; Mallawaarachchi; Koh; Wilson, 2015; Luskin; Lee; Edwards; Gibson; Potts, 2018).

A dicotomia Lsh vs Lsp está centrada no conceito-chave de *trade-offs* (conflitos de escolha), em que a adoção de determinada estratégia implica em não usufruir os benefícios daquela não escolhida. Sendo assim, a depender do objetivo do planejamento, será preferível a adoção de uma ou outra estratégia (ou até mesmo a combinação de ambas), embora os efeitos gerados dependam essencialmente dos métodos agrícolas empregados, dos requisitos de trabalho, dos mercados e das tecnologias existentes.

Dessa maneira, o presente artigo teve como objetivo avaliar em que medida a aplicação de uma abordagem intermediária dessas estratégias (50% Lsh e 50% Lsp) no planejamento territorial da paisagem pode contribuir para o alcance de múltiplos objetivos, tais como a conservação da biodiversidade e a provisão de serviços ecossistêmicos de regulação e manutenção da qualidade da água. E identificar os potenciais limiares do Lsh e do Lsp em um contínuo de possíveis combinações de uso do solo, examinando as suas complementaridades e *trade-offs*.

Foi realizado um estudo de caso em uma bacia hidrográfica rural, a bacia do rio Saltinho em Imbaú, no Paraná, por meio da utilização de técnicas de geoprocessamento em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG) para a comparação de três cenários de planejamento territorial: cobertura de vegetação nativa em 2008, conformidade com a Lei 12.651/12 de Proteção da Vegetação Nativa e planejamento da vegetação na escala da bacia para além da conformidade legal, de acordo com os preceitos do Lsh e do Lsp.

Outros objetivos específicos incluem o cálculo de métricas de paisagem e de produção de sedimentos gerados por erosão hídrica para cada cenário, permitindo a comparação e compreensão dos efeitos dos diferentes cenários sobre a biodiversidade e a qualidade da água produzida pela bacia hidrográfica do rio Saltinho.

## 2 MATERIAIS E MÉTODOS

A primeira etapa do estudo envolveu a caracterização da área de estudo, incluindo a delimitação da bacia hidrográfica, aspectos físicos, distribuição fundiária, uso do solo e vegetação. Posteriormente, foi utilizado o *software* ArcGIS 10.6.6, com a extensão *Vector-based Landscape Analysis Tool Extension (V-LATE)* 2.0 (Lang, 2003), para o cálculo das métricas de paisagem e o *software Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs (InVEST) - Sediment Delivery Ratio (SDR)* versão 3.7.0 (STANFORD UNIVERSITY, [s.d.]), para o cálculo da estimativa de produção de sedimentos.

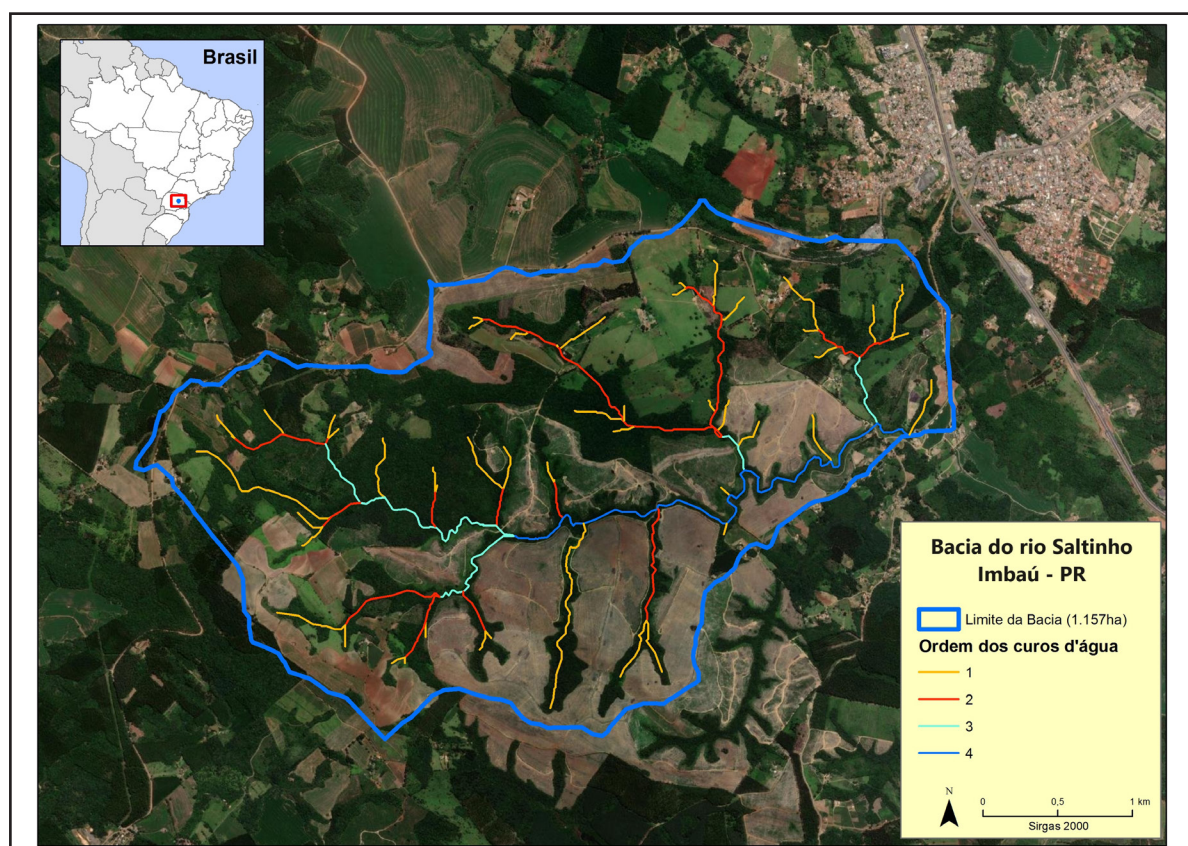
### 2.1 Caracterização da área de estudo

A bacia hidrográfica do rio Saltinho abrange parte do município de Imbaú, que está situado no interior do Estado do Paraná, e pertence à microrregião de Telêmaco Borba. O município localiza-se a uma latitude 24°26'42" sul e a uma longitude 50°45'39" oeste, estando a uma altitude de 940 metros (Câmara Municipal de Imbaú, 2021). Segundo o método de Otto Pfafstetter, a bacia em estudo é classificada em nível 6, pertencendo à bacia hidrográfica do Alto Tibagi.

Essa bacia serve como único ponto de captação de água para abastecimento da cidade de Imbaú, constituindo foco de múltiplos interesses entre a iniciativa privada e pública, além dos pequenos e médios produtores locais. O abastecimento de água está sob responsabilidade da Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR), e é feito a partir da captação outorgada no rio Saltinho, cujo volume é 2.640 m<sup>3</sup> por dia (ÁGUAS PARANÁ, 2018).

Nas bases oficiais do Paraná, o rio Saltinho está nomeado como Rio dos Furneiros. No entanto, os habitantes de Imbaú, por questões históricas, denominam o curso d'água de rio Saltinho. Assim, será utilizada a denominação adotada pela população. A delimitação e a ordem dos cursos d'água da bacia do rio Saltinho estão representadas na Figura 1.

Figura 1 – Delimitação e ordem da bacia hidrográfica do rio Saltinho



Fonte: Adaptado de ArcMap (*Imagery Basemap* ESRI, 2016).



Adotou-se como área de estudo a área total das propriedades que fazem intersecção com o limite territorial da bacia do rio Saltinho, incorporando-se desse modo as porções de terra dessas propriedades que eventualmente ultrapassam os limites da bacia, totalizando 1.512,76 hectares. Na bacia, localizam-se cerca de 50 imóveis rurais, sendo que a área arrendada por uma empresa produtora de celulose que atua na região ocupa 60% da bacia.

A região apresenta uma precipitação média anual entre 1.400 e 1.600 milímetros (Nitsche; Caramori; Ricce; Pinto, 2019), e o tipo climático é Cfa/Cfb, segundo a classificação climática de Köppen-Geiger, caracterizado pela transição entre clima subtropical, com verão quente e úmido e clima temperado, com verão ameno (Mendonça; Danni-Oliveira, 2002).

O tipo de solo na bacia do rio Saltinho refere-se a Latossolos Vermelhos nas regiões das cabeceiras e a Cambissolos nas baixadas (Instituto Água e Terra do Paraná, 2020). O uso do solo na bacia, de forma geral, está composto por área de vegetação nativa, área com silvicultura e campo antrópico, com pastagens, pequenas áreas de agricultura, estradas e edificações, não havendo ocupação urbana predominante.

Os remanescentes de vegetação nativa pertencem ao bioma Mata Atlântica, fitofisionomia Floresta Ombrófila Mista (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, 2004). Foram considerados para este trabalho todos os fragmentos de vegetação nativa nos estágios de sucessão que apresentaram estrato arbóreo.

## 2.2 Elaboração dos mapas e compatibilização dos dados

Foi utilizado o *software* ArcGIS versão 10.6.6 para o geoprocessamento dos dados utilizados neste estudo (Tabela 1). Para a elaboração do Cenário 1 - cobertura de vegetação nativa em 2008 (C1), inicialmente foram corrigidas as bases de dados, com a eliminação dos polígonos espúrios e, em seguida, foram suavizados os polígonos do tema “vegetação” com a ferramenta *Smooth* do ArcMap. As camadas vetoriais do C1 foram preparadas com a ferramenta *Dissolve*-ArcMap e a ferramenta *Multipart to single part*, para obter-se o número de fragmentos, já que a classe da vegetação estava agrupada em uma única camada.

Tabela 1 – Dados utilizados na elaboração dos mapas

Tema (Layer)	Método	Base de dados
Hidrografia	MDT-HC > ArcMap > Spatial analyst tools > Hydrology toolset > Flow Accumulation > Flow Direction > Drenagem; Compatibilizado com os dados de hidrografia do IAT;	Instituto Água e Terra (IAT, 2020).
Ordem dos rios	Drenagem > ArcMap > Spatial analyst tools > Hydrology toolset > Stream order (Classificação de Strahler);	Elaboração própria.
Limite da bacia	MDT-HC > ArcMap > Spatial analyst tools > Hydrology toolset > Watershed tool;	Elaboração própria.
Distribuição fundiária	Correção topográfica e compatibilização dos dados da base do CAR;	TNC 2017, SiCAR 2021 e Klabin SA 2021
Vegetação nativa	Compatibilização do mapeamento dos fragmentos florestais remanescentes em imagem SPOT5 de 2008 (2,5 metros).	Dados compilados pela TNC (2017). Disponível em: <a href="http://www.matassociais.cargeo.com.br">www.matassociais.cargeo.com.br</a>

Fonte: Autores (2022)

Para a confecção do Cenário 2 - conformidade com a Lei 12.651/12 de Proteção da Vegetação Nativa (C2), foram utilizadas as ferramentas do SIG ArcGIS para espacializar os parâmetros da Lei de Proteção da Vegetação Nativa, levando em consideração a localização e a área prevista para as APP (BRASIL, 2012). Foram levantadas as Áreas de Preservação Permanente incidentes na área de estudo, com base no *layer* de hidrografia e no comando “área de influência” (*Buffer*) - ArcMap.

Em relação às Reservas Legais, levando em conta a anistia prevista no art. 67 da Lei de Proteção da Vegetação Nativa e considerando-se que, entre os 50 imóveis rurais existentes na área de estudo, apenas um deles possui área superior a 4 módulos fiscais e não apresenta passivo, não foi necessária a espacialização de áreas de Reserva Legal.

Para obter o C2, as áreas da faixa mínima de recomposição obrigatória em APP foram sobrepostas à base gerada no C1 com o comando *Merge* do ArcMap. A área total de vegetação nativa em APP no C2 passou a ser de 129 ha, com 18,08 ha a mais em relação ao que foi levantado no C1, de 109,92 ha.

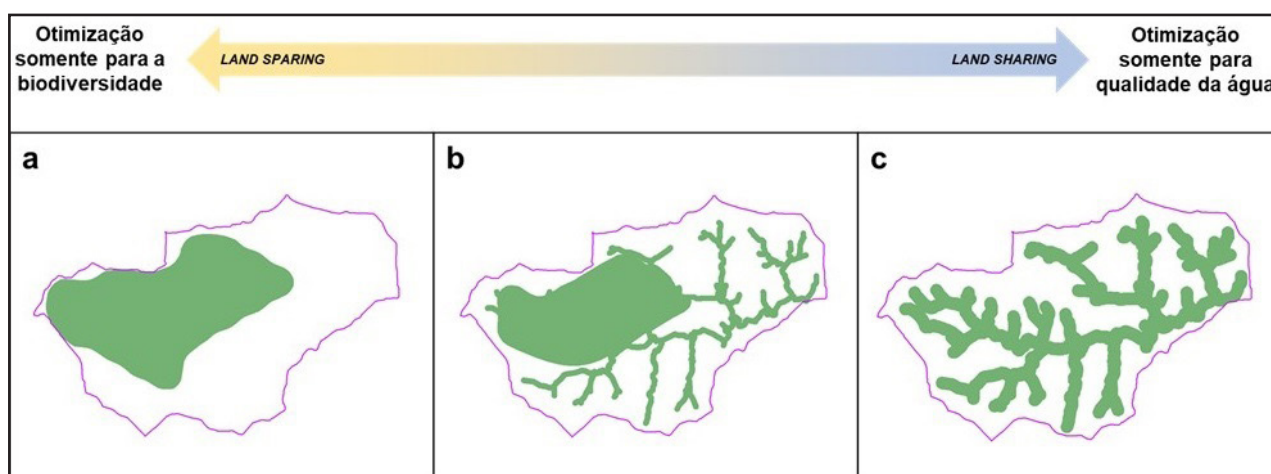
No Cenário 3 - planejamento da vegetação na escala da bacia para além da conformidade legal, de acordo com os preceitos do Lsh e do Lsp (C3), foi utilizada a

composição de área do C2, que, em seguida, foi reconfigurada para dentro dos limites da bacia do rio Saltinho, seguindo os preceitos do Lsh (vegetação espalhada) e Lsp (vegetação concentrada), em proporção 1:1.

Segundo Kennedy, Hawthorne, Miteva, Baumgarten, Sochi, Matsumoto, Evans, Polasky, Hamel, Vieira, Develey, Sekercioglu, Davidson, Uhlhorn e Kiesecker (2016), as áreas importantes para a qualidade da água estão concentradas ao longo de corpos d'água e em encostas íngremes porque essas áreas têm o maior potencial de filtragem e/ou protegem locais críticos de carregamento de poluentes.

Desse modo, tendo em vista a relevância das áreas ao longo de corpos d'água para a manutenção da qualidade da água, metade da área de vegetação foi distribuída em área de influência (Buffer) dos cursos d'água (APP), adotando-se a estratégia do Lsh em uma área total de 228,4 ha. A outra metade, por sua vez, foi concentrada na região com maior incidência de fragmentos florestais dentro da bacia, caracterizando a estratégia Lsp (Figura 2).

Figura 2 – Padrões de uso resultantes do gradiente Lsh-Lsp



Fonte: Autores (2022)

Em que: a - Lsp 100%, b - Lsp Lsh 1:1 (C3) e c - Lsh 100%.

Para identificar as áreas com maior incidência de fragmentos florestais, foi realizado um procedimento para calcular a proporção de cobertura florestal, utilizando



a extensão *Patch Analyst* (Rempel; Kaukinen; Carr, 2012), tendo sido definida uma malha de hexágonos de 20 hectares de área por apresentar os melhores resultados visuais. Em seguida, o mapa gerado foi classificado de acordo com a proporção de vegetação nativa pelas regiões definidas.

### 2.3 Estimativa das métricas da paisagem

As métricas de paisagem representam abstrações numéricas utilizadas para descrever a composição e o arranjo espacial de paisagens (Boscolo; Ferreira; Lopes, 2016). Ao serem avaliadas conjuntamente e de forma integrada, as métricas de paisagem permitem a compreensão dos efeitos da fragmentação da vegetação (Pires; Garcia; Martines; Toppa, 2015). As métricas de paisagem foram calculadas por meio do *software* ArcGIS 10.6.6 e sua extensão gratuita V-LATE 2.0.

Para a área de estudo em questão, as métricas da paisagem incluíram: Número de fragmentos, Área dos fragmentos, Área *core* - núcleo, Índice de forma e Índice de proximidade (Lang, 2003; Lang; Blaschke, 2009). Os cálculos foram realizados unicamente para a classe de vegetação nativa em cada cenário elaborado por este trabalho (C1, C2 e C3).

A análise da área *core* cria um tema (camada) que representa o interior de um fragmento em questão, com base em uma distância de área de influência (*Buffer*) especificada pelo usuário. Conforme Paciência e Prado (2004), neste estudo, foi admitida a distância de 50 metros, enquanto o tamanho da área de influência (*Buffer*) de proximidade escolhido foi de 500 metros. A análise de proximidade calcula a proximidade conforme implementado no *Fragstats* (Mcgarigal; Marks, 1995).

### 2.4 Estimativa da produção de sedimentos

Levando em conta a influência da poluição difusa decorrente do uso do solo na qualidade da água, no custo do seu tratamento e na segurança do abastecimento hídrico (Randhir; O'connor; Penner; Goodwin, 2001; Reis, 2012), foi estimada a

produção de sedimentos na bacia do rio Saltinho. Os cálculos foram realizados por meio do *software* livre InVEST- SDR versão 3.7.0.

A estimativa da produção de sedimento anual ( $t\ ha^{-1}$ ) para os cenários 1, 2 e 3 foi feita por meio da Equação Universal da Perda de Solo Revisada - RUSLE (Renard; Foster; Weesies; Mccool; Yoder, 1997) e da Razão de Transferência de Sedimentos (*Sediment Delivery Ratio* - SDR). A RUSLE é calculada através do produto entre os fatores erosividade da chuva, erodibilidade do solo, comprimento de rampa – declividade, uso e manejo do solo e práticas conservacionistas.

No InVEST, o cálculo do desprendimento e aporte do sedimento até o curso d'água é feito na escala de pixel (30 x 30 metros) e, ao final, são contabilizados os valores totais. Os dados de entrada foram: modelo digital de terreno hidrologicamente consistido (MDT-HC), erosividade, erodibilidade, uso do solo, bacia hidrográfica e tabela biofísica.

O MDT-HC foi obtido a partir de dados de altimetria, fonte IBGE - Águas do Paraná, em escala 1:50.000 e compatibilizado com os dados de hidrografia obtidos do Instituto Água e Terra do Paraná. O valor de erosividade corresponde ao valor anual para o município de Telêmaco Borba/PR no período de 1980 a 2009 obtido por Freitas Netto, Virgens Filho e Neves (2018), correspondente a  $7.100,86\ MJ\ ha^{-1}\ mm\ h^{-1}\ ano^{-1}$ . Ressalta-se que valores de erosividade acima de  $1.000\ MJ\ ha^{-1}\ mm\ h^{-1}\ ano^{-1}$  são considerados elevados (Freitas Netto; Virgens Filho; Neves, 2018).

Neste trabalho, foram utilizados os dados de erodibilidade para o Latossolo Vermelho Distrófico ( $0,017\ t/ha\ MJ\ ha/mm\ h$ ) e do Cambissolo Háplico ( $0,034\ t/ha\ MJ\ ha/mm\ h$ ) segundo estimativas de Denardin (1990). Considerando-se que, segundo Mannigel, Passos, Moreti e Medeiros (2002), os valores entre  $0,0300$  e  $0,045\ t/ha\ MJ\ ha/mm\ h$  representam valores altos de erodibilidade e aqueles entre  $0,0150$  e  $0,300\ t/ha\ MJ\ ha/mm\ h$  representam valores médios, verifica-se que o Cambissolo Háplico foi classificado como mais suscetível à erosão em relação ao Latossolo Vermelho Distrófico, que possui maior resistência.

Em relação ao uso do solo, foi utilizado o mapa do cenário C1 sobre vetorização manual baseada em fotointerpretação de imagens históricas Google Earth PRO para a construção das camadas relativas à silvicultura e ao campo antrópico. Já a bacia hidrográfica foi gerada a partir do MDT-HC. Por fim, a tabela biofísica apresenta códigos que relacionam as classes do uso do solo aos valores de C (Potencial de proteção do solo pelo tipo de uso do solo) e P (Potencial de perda do solo pelas práticas de conservação do solo) da RUSLE.

O módulo SDR do InVEST tem como resultado o cálculo da taxa de sedimento entregue aos cursos hídricos, sedimento retido pela vegetação e sedimento produzido por fatores topográficos (STANFORD UNIVERSITY, [s.d.]).

A taxa de exportação de sedimentos é definida como a razão entre a produção efetiva de sedimentos e produção total de sedimentos por erosão hídrica, que varia entre 0 e 1, representando a proporção de solo que é transportado de um ponto a outro nas vertentes da bacia (Marchamalo; Vignola; Gómez-Delgado; González-Rodrigo, 2011).

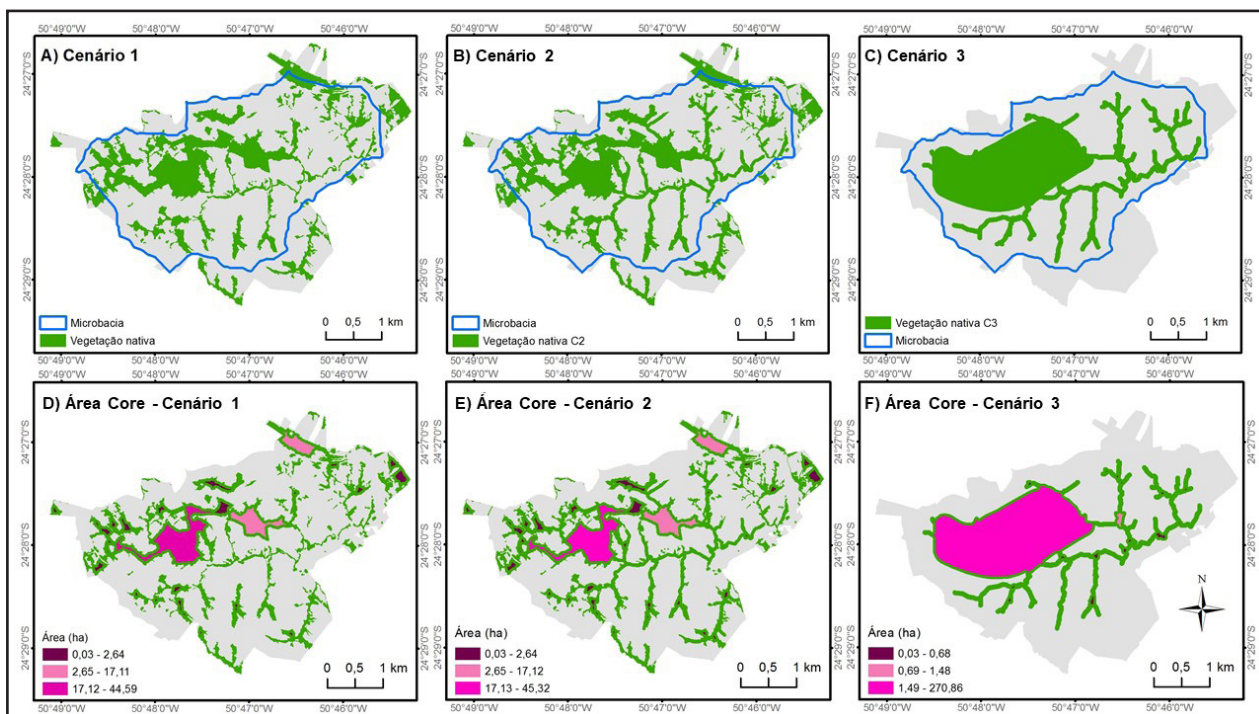
## 3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

### 3.1 Métricas da paisagem

As métricas da paisagem foram calculadas para cada cenário. Os resultados da área *core* (núcleo) estão representados na Figura 3.

Em relação às métricas Número de fragmentos (NP) e Área dos fragmentos (CA), o C1 apresentou um total de 91 fragmentos, com uma área total de 405,58 ha, correspondendo a aproximadamente 27% de cobertura florestal em relação à área de estudo. O número de fragmentos decresceu para 62 no C2, com área total de 458,36 ha ( $\cong 30\%$ ) e para apenas 1 no C3, com área total de 458,52 ha ( $\cong 30\%$ ). Assim, verificou-se uma diminuição do número de fragmentos e um discreto aumento em sua área total no C3.

Figura 3 – Representação das métricas de área *core* nos cenários 1, 2 e 3



Fonte: Autores (2022)

Em que: Área de estudo em cinza; Projeção UTM, fuso 22, SIRGAS 2000.

Os resultados dos valores médios de área *core* (núcleo), do índice de forma (MFRACT) e do índice de proximidade (*Mean\_Proximity*) estão compilados na Tabela 2.

Tabela 2 - Valores médios das métricas de paisagem para os cenários 1,2 e 3

Cenário	Nº fragmentos		Área dos fragmentos			Áreas core			Índice de forma		Índice de proximidade
	NP	CA	NCA	TCCA	CAI	MPAR	MFRACT	Mean_Proximity			
1	91	405,58	123	84,80	20,9	0,10	1,44	1898,1			
2	62	458,36	108	87,23	19,0	0,12	1,44	38714,6			
3	1	458,51	37	274,86	60,0	0,01	1,38	0,0			

Fonte: Autores (2022)

Em que: NP - Número de fragmentos; CA - Somatório das áreas (ha) de todos os fragmentos florestais; NCA - Número total de áreas *core* dentro da paisagem; TCCA - Tamanho total das áreas *core* (ha); CAI - Medida da quantidade relativa de área *core* na paisagem; MPAR - Relação entre o perímetro e área dos fragmentos, dividido por NP; MFRACT- Índice de forma médio: valores próximos de 1: formas simples, valores próximos de 2: formas complexas; Mean\_Proximity - Índice de proximidade médio: terá um valor de índice maior o fragmento focal localizado em uma vizinhança com fragmentos maiores, mais contíguos e/ou mais próximos.

Levando em conta que paisagens que apresentam maiores valores para tamanho médio de fragmento devem ser consideradas como menos fragmentadas (Mcgarigal; Cushman; Neel; Ene, 2002), a redução do número de fragmentos e o aumento da área dos mesmos são aspectos que demonstram uma redução da fragmentação. Com isso, há a possibilidade de abrigar populações maiores e possibilitar maior variedade de habitats (Primack; Rodrigues, 2001).

Na análise de Áreas *core*, o NCA (número total de áreas *core*) diminuiu de 123 no C1 para 108 no C2 e atingiu o valor de 37 no C3. Já o TCCA (tamanho total das áreas *core*) apresentou um aumento entre os dois primeiros cenários e o C3, passando de 84,81 e 87,24 ha no C1 e no C2, respectivamente, para 274,87 ha no C3. O CAI (quantidade relativa de áreas *core*) também aumentou do C1 (20,9%) e do C2 (19,0%) para o C3 (60,0%). Verifica-se então que o C3 apresenta maior quantidade, tamanho e proporção de áreas *core*, que representam as áreas com maiores possibilidades de suportar a biodiversidade por não estarem sujeitas ao efeito de borda (Lang; Blaschke; 2009).

Já em relação ao Índice de forma, o MPAR (Razão média do perímetro pela área dos fragmentos) passou de 0,10 m/m<sup>2</sup> no C1 para 0,12 m/m<sup>2</sup> no C2 e atingiu 0,01 m/m<sup>2</sup> no C3. O MFRAC (dimensão fractal média) passou de 1,44 no C1 e no C2 para 1,38 no C3, aproximando-se cada vez mais do valor 1 e, portanto, representando uma forma cada vez menos complexa e mais semelhante à forma redonda no C3, o que minimiza a relação borda/área, contribuindo para que haja menor interação entre os fragmentos e a matriz (Primack; Rodrigues, 2001) e, portanto, uma menor vulnerabilidade dos fragmentos a perturbações (Viana; Pinheiro, 1998).

Na análise do Índice de proximidade, verifica-se que a Mean Proximity (Índice de proximidade médio) foi de 1898,1 no C1, aumentou para 38714,6 no C2 e zerou no C3 (nulo), já que o C3 possui apenas um fragmento, representando a maior conectividade possível nesse último cenário, onde há maior possibilidade da existência de corredores ou “trampolins ecológicos” (Pires; Garcia; Martines; Toppa,



2015). Isso porque a existência de corredores ecológicos permite o fluxo de animais e sementes e, portanto, a colonização das áreas degradadas pelas espécies presentes nos fragmentos florestais (Viana; Pinheiro, 1998).

Em conclusão, levando em conta que a definição de fragmentação implica na redução da quantidade de habitat, no aumento do número de manchas, na diminuição do tamanho de cada uma delas e no isolamento entre elas (Pires; Garcia; Martines; Toppa, 2015), analisando-se o conjunto de métricas da paisagem, é possível observar uma melhoria dessas métricas entre os cenários, contribuindo para a redução dos efeitos da fragmentação, especialmente entre o C2 e o C3, sobretudo no que se refere ao aumento da área *core*.

Ressalta-se que a área *core* de um fragmento é um melhor indicativo da qualidade dos fragmentos do que sua área total (Mcgarigal; Cushman; Neel; Ene, 2002), contribuindo para maior abundância e melhor distribuição das espécies, especialmente aquelas que possuem requisitos mínimos de área e são mais afetadas pelo contato com a matriz.

### 3.2 Produção de sedimentos

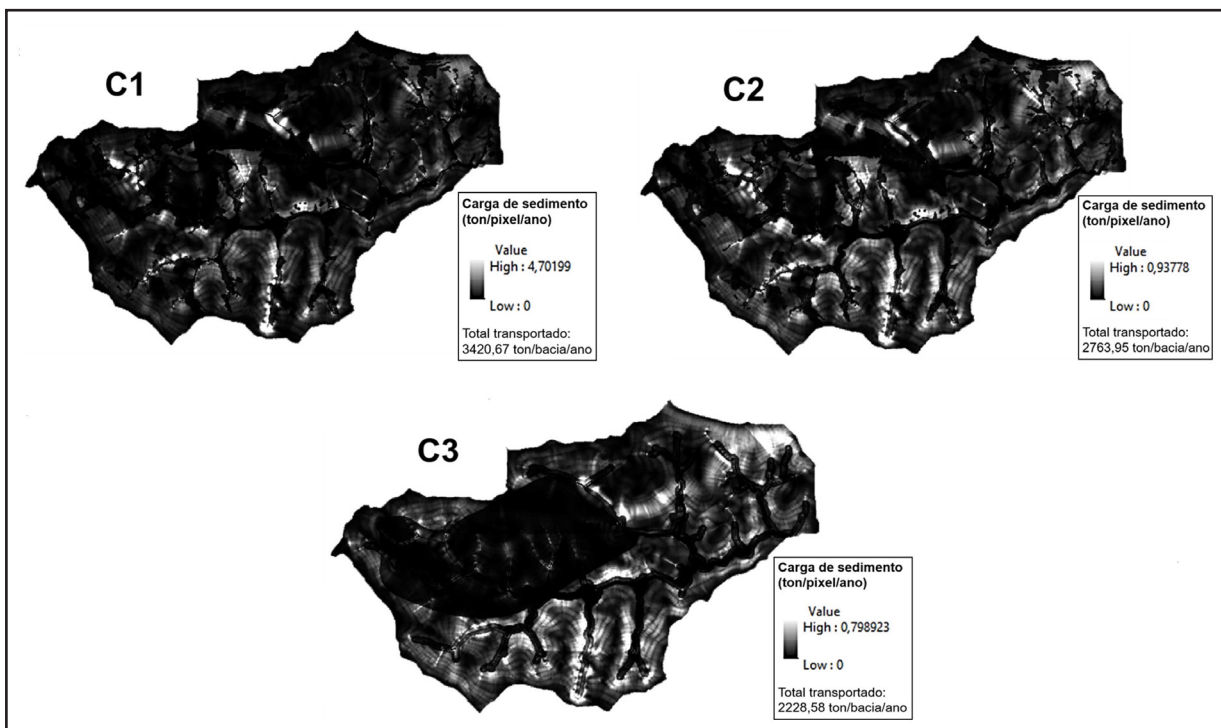
O total de sedimentos exportados até os cursos d'água (Sed Export) foi de 3420,67 t bacía ano<sup>-1</sup> (2,96 t ha ano<sup>-1</sup>) no C1, 2763,95 t bacía ano<sup>-1</sup> (2,39 t ha ano<sup>-1</sup>) no C2 e 2228,58 t bacía ano<sup>-1</sup> (1,93 t ha ano<sup>-1</sup>) no C3, representando uma redução progressiva na carga total de sedimentos produzidos na bacía (Figura 3).

Nas figuras obtidas no *software*, foram representados os locais de origem e a carga de sedimentos por pixel. Quanto mais claro o pixel, maior a carga de sedimentos que se desprendeu desse local. Isso ocorre nas áreas com maior declividade (*slopes*) ou sem vegetação. Majoritariamente nas regiões das cabeceiras da bacía hidrográfica.

Mannigel, Passos, Moreti e Medeiros (2002) calcularam a tolerância de perda dos solos para as classes de Cambissolos Háplicos, que variou entre 3.67 e 14.70 t ha ano<sup>-1</sup>, com uma amplitude de 11,03 t ha ano<sup>-1</sup>, e para os Latossolos Vermelhos, que

variou de 7.00 a 11.53, com amplitude de 4.53 t ha ano<sup>-1</sup>. Assim, os valores encontrados de sedimentos aportados até os cursos d'água na bacia hidrográfica do rio Saltinho, por estarem abaixo de 2,96 t ha ano<sup>-1</sup>, mostram-se adequados às faixas de tolerância para perda de solo em todos os cenários.

Figura 4 – Origem e carga de sedimentos exportados até os cursos d'água na bacia hidrográfica do rio Saltinho



Fonte: Autores (2022)

Entre os cenários C1 e C2, houve um aumento de 17% de área de vegetação em APP (19,08 ha), já que foram previstos pequenos incrementos de vegetação para se atingir a conformidade legal. Entre o C2 e o C3, as APPs foram ampliadas em uma maior ordem de grandeza, com incremento de 77% (99,4 ha). Em contrapartida, a variação percentual na redução dos sedimentos exportados foi a mesma em ambos os casos, no valor de 19% (Tabela 6).

Dessa forma, caso o valor da exportação de sedimentos verificada no C2 já se adeque aos parâmetros de qualidade da água estabelecidos pela empresa de

saneamento (SANEPAR), é possível realizar alterações na proporção entre o Lsh e o Lsp em favor do Lsp no cenário C3, de modo que não seja necessária a alocação de uma grande área em APP no cenário C3, proporcionando maiores ganhos em relação à conservação da biodiversidade.

Esses resultados corroboram com Qiu e Turner (2015), segundo os quais a qualidade da água de superfície mostrou-se negativamente correlacionada com a porcentagem de terras cultiváveis e positivamente correlacionada com a porcentagem de florestas, pastagens e áreas úmidas.

Uma das teorias ecológicas que sugere a interdependência das paisagens aquáticas e terrestres foi proposta por Vannote, Minshall, Cummins, Sedell e Cushing (1980), denominada de Contínuo Fluvial. Segundo esse conceito, existe um contínuo interligando os cursos dos rios, por intermédio de processos de trocas de energia e materiais.

A região das cabeceiras das bacias hidrográficas possui maior suscetibilidade a perturbações, o que faz com que o manejo do solo nessa região, se mal aplicado, altere processos reguladores importantes, afetando o equilíbrio do contínuo fluvial (Calijuri; Bubel, 2010).

### **3.3 Perspectivas e limitações do estudo**

É importante destacar que os modelos computacionais empregados refletem cenários hipotéticos, tendo como intuito analisar e discutir potencialidades de mudança utilizando diferentes estratégias de planejamento de paisagens e contribuir para o avanço teórico sobre o tema, não se propondo a refletir as condições reais da bacia hidrográfica em questão.

Quanto às limitações do estudo no que se refere às métricas de paisagem, destaca-se que, por vezes, as características por elas mensuradas podem não refletir completa e integralmente a complexidade dos aspectos bióticos. Além disso, levando em conta que a escala de análise adotada neste estudo foi a da área de estudo, não

foram exploradas as dinâmicas relacionadas à uma escala mais ampla, o que pode afetar os resultados das análises de proximidade.

Em relação à produção de sedimentos, destaca-se que as estimativas de perda de solo por erosão hídrica resultantes da aplicação da RUSLE referem-se principalmente à erosão laminar, sendo que, em algumas áreas, outros processos podem ser mais importantes para a perda de solos. Ademais, houve dificuldades na captação de algumas informações específicas da área de estudo para alimentação do modelo, como nos dados de chuva, sendo necessárias algumas generalizações.

Torna-se importante ressaltar também que tanto a composição (tipo e proporção da cobertura do solo) quanto a configuração (arranjo espacial dos tipos de cobertura) da bacia hidrográfica afetam o fornecimento de serviços hidrológicos, como o abastecimento de água doce e a qualidade da água superficial e subterrânea. No entanto, para bacias relativamente pequenas, como a bacia do rio Saltinho (4ª ordem), a composição geralmente mostra-se mais importante do que a configuração para esses serviços (Qiu; Turner, 2015).

Além disso, o custo de tratamento de água para abastecimento público é maior quando a água captada é proveniente de uma bacia hidrográfica com baixa cobertura florestal. Além do custo elevado, bacias com alta interferência antrópica também apresentam maior insegurança no tratamento e oferta de água tratada (Reis, 2012).

Do mesmo modo, a biodiversidade é mais afetada pela perda de habitat em si (composição) do que pela fragmentação (configuração) (Farigh, 2003; Qiu; Turner, 2015). Assim, como a bacia hidrográfica em questão apresenta níveis relativamente adequados de vegetação nativa em sua composição, mudanças ocasionadas por diferentes configurações espaciais apresentariam efeitos positivos menos acentuados do que em outras bacias similares com baixa composição.

Logo, a aplicação da metodologia em outras bacias hidrográficas de maior escala e com diferentes composições de vegetação nativa e ocupação humana contribuiria para explorar os diferentes graus de impacto de estratégias de uso e ocupação do solo baseadas em configuração, como o Lsh e Lsp.

## 4 CONCLUSÕES

Neste trabalho, a análise das métricas de paisagem em diferentes cenários de planejamento permitiu verificar uma redução dos efeitos da fragmentação e sobretudo o aumento das áreas *core* no cenário C3, caracterizado pela espacialização do Lsh e do Lsp em proporção 1:1, em relação ao cenário C2 (conformidade legal).

Sobre a produção de sedimentos, verificou-se que, apesar do C3 ter proporcionado uma redução da quantidade de sedimentos exportados aos corpos hídricos, essa redução não se mostrou proporcional à quantidade de áreas de vegetação alocadas para APP para além da conformidade legal.

Dessa forma, pequenos ajustes no planejamento realizado no cenário C3, como o aumento da proporção de áreas destinadas ao Lsp podem atuar mais favoravelmente nas métricas de paisagem, sem comprometer os benefícios relacionados à qualidade da água, equilibrando-se de forma mais desejável os *trade-offs* de cada uma das estratégias.

Sendo assim, a análise sobre a utilização de estratégias de Lsh e Lsp no planejamento da bacia do rio Saltinho ao longo de um contínuo de possibilidades gerou subsídios que auxiliaram na identificação de possíveis limiares entre a conservação da biodiversidade e a provisão de serviços ecossistêmicos. Além disso, levando em conta que a metodologia do trabalho foi criada com base no referencial teórico explorado no debate Lsh vs Lsp, foi possível a não utilização, por exemplo, de etapas prévias *in loco* de diagnósticos ambientais para embasar o planejamento.

Com isso, os subsídios gerados apresentam potencial para facilitar e agregar implicações práticas para processos de tomada de decisão e elaboração de políticas públicas relacionadas aos instrumentos de ordenamento territorial voltados para o planejamento de paisagens agrícolas sustentáveis.

Contudo, uma aplicação prática da metodologia do estudo em cenários não hipotéticos requereria a aplicação de incentivos financeiros em prol da conservação,



destacando-se a importância de ferramentas, como o Pagamento por Serviços Ambientais e as Cotas de Reserva Ambiental negociáveis, em que os proprietários rurais poderiam ser recompensados pela manutenção dos fragmentos florestais, contribuindo para a melhoria das métricas de biodiversidade e para a segurança hídrica do município de Imbaú.

Torna-se importante também a promoção da cooperação entre imóveis rurais, dos núcleos de agricultura familiar e de incentivos legais no âmbito do Programa de Regularização Ambiental para promover o manejo da paisagem de forma integrada e comunitária em escalas mais amplas.

## REFERÊNCIAS

ÁGUAS PARANÁ. **Dados de outorgas do Estado do Paraná**. Disponível em: <http://www.aguasparana.pr.gov.br/>. Acesso em: 3 nov. 2018.

BOSCOLO, D.; FERREIRA, P. A.; LOPES, L.E. Da matriz à matiz: em busca de uma abordagem funcional na Ecologia de Paisagens. **Filosofia e História da Biologia**, São Paulo, v. 11, n. 2, p. 157-187, 2016.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Institui o novo Código Florestal brasileiro. **Diário Oficial [da] União**: Brasília, DF, seção 1, 28 maio 2012. Disponível em: <http://portal.in.gov.br/>. Acesso em: 14 abr. 2021.

CALIJURI, M. C.; BUBEL, A. P. M. Conceituação de microbacias. *In*: LIMA, W. P.; ZAKIA, M. J. B. (org.). **As florestas plantadas e a água: implementando o conceito da microbacia hidrográfica como unidade de planejamento**. São Carlos: RiMa Editora, 2010.

CÂMARA MUNICIPAL DE IMBAÚ. **Município de Imbaú**, 2021. Disponível em: <https://www.cmimbau.pr.gov.br/>. Acesso em: 10 nov. 2020.

DENARDIN, J. E. **Erodibilidade do solo estimada por meio de parâmetros físicos e químicos**. Tese (Doutorado em Solos e Nutrição de Plantas) - Escola Superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba, 1990.

EDWARDS, D. P.; GILROY, J.J.; WOODCOCK, P.; EDWARDS, F. A.; LARSEN, T. H.; ANDREWS, D. J.R.; DERHÉ, M. A.; DOCHERTY, T. D. S.; HSU, W. W.; MITCHELL, S. L.; OTA, T.; WILLIAMS, L. J. LAURANCE, W. F.; HAMER, K. C.; WILCOVE, D. S. Land-sharing versus land-sparing logging: reconciling timber extraction with biodiversity conservation. **Global Change Biology**, v. 20, p. 183-191, ago. 2013.

FISCHER, J.; ABSON, D. J.; BUTSIC, V.; CHAPPELL, M. J.; EKROOS, J.; HANSPACH, J.; KUEMMERLE, T.; SMITH, H.; VON WEHRDEN, H. Land sparing versus land sharing: moving forward. **Conservation Letters**, v. 7, n. 3, p. 149–157, 2014.

FREITAS NETTO, C.; VIRGENS FILHO, J. S. das; NEVES, G. L. Análise da erosividade da chuva no estado do Paraná e cenários futuros impactados por mudanças climáticas globais. **Revista Brasileira de Climatologia**, ano 14, v. 22, jan./jun. 2018.

INSTITUTO ÁGUA E TERRA DO PARANÁ. **Solos do Paraná**, 2020. Disponível em: [http://www.itcg.pr.gov.br/arquivos/File/Produtos\\_DGEO](http://www.itcg.pr.gov.br/arquivos/File/Produtos_DGEO). Acesso em: 21 set. 2020.

KENNEDY, C. M.; HAWTHORNE, P. L.; MITEVA, D. A.; BAUMGARTEN, L.; SOCHI, K.; MATSUMOTO, M.; EVANS, J. S.; POLASKY, S.; HAMEL, P.; VIEIRA, E. M.; DEVELEY, P. F.; SEKERCIOGLU, C. H.; DAVIDSON, A. D.; UHLHORN, E. M.; KIESECKER, J. Optimizing land use decision-making to sustain Brazilian agricultural profits, biodiversity and ecosystem services. **Biological Conservation**, v. 204, p. 221-230, 2016.

KONING, A. A.; MOORE, J.; SUTTIDATE, N.; HANNIGAN, R.; MCINTYRE, P. B. Aquatic ecosystem impacts of land sharing versus sparing: nutrient loading to southeast asian rivers. **Ecosystems**, v. 20, p. 393–405, 2017.

KREMEN, C. Reframing the land-sparing/land-sharing debate for biodiversity conservation. **Annals of the New York Academy of Sciences**, v. 1355, n. 1, p. 52–76, 2015.

LANG, S.; BLASCHKE, T. **Análise da paisagem com SIG**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009.

LANG, T. VLATE. **Extension für ArcGIS**: vektorbasiertes tool zur quantitativen Landschafts struktur analyse. ESRI European User, 2003.

LAW, E. A.; MEIJAARD, E.; BRYAN, B. A.; MALLAWAARACHCHI, T.; KOH, L. P.; WILSON, K. A. Better land-use allocation outperforms land sparing and land sharing approaches to conservation in Central Kalimantan, Indonesia. **Biological Conservation**, v. 186, p. 276-286, 2015.

LUSKIN, M. S.; LEE, J. S. H.; EDWARDS, D. P.; GIBSON, L.; POTTS, M. D. Study context shapes recommendations of land-sparing and sharing; a quantitative review. **Global Food Security**, v. 16, p. 29-35, 2018.

MARULL, J.; TELLO, E.; BAGARIA, G.; FONT, X.; CATTANEO, C.; PINO, P. Exploring the links between social metabolism and biodiversity distribution across landscape gradients: A regional-scale contribution to the land-sharing versus land-sparing debate. **Science of the Total Environment**, v. 619-620, p. 1272-1285, 2018.

MCGARIGAL, K.; CUSHMAN, S.; NEEL, M. C.; ENE, E. Fragstats: Spatial pattern analysis program for categorical maps - version 3.3 build 5. Computer software program produced by the authors at the **University of Massachusetts**, Amherst, 2002. Disponível em: [www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html](http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html). Acesso em: 24 out. 2021.

MANNIGEL, A. R.; PASSOS, de M.; MORETI, D.; MEDEIROS, L. da R. Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum**, v. 24, n. 5, p. 1335-1340, 2002.

MARCHAMALO, M.; VIGNOLA, R.; GÓMEZ-DELGADO, F.; GONZÁLEZ-RODRIGO, B. Quantifying services and identifying watershed priority areas for soil and water conservation programmes. *In: RAPIDEL, B. et al. Ecosystem services from agriculture and agroforestry: measurement and payment.* Londres: Earthscan, p. 37-64, 2011.

MCGARIGAL, K.; MARKS, B.J. Fragstats: spatial pattern analysis program for quantifying landscape structure, general technical report PNW-GTR-351. Portland: **US Forest Service Pacific Northwest Research Station**, 1995.

MENDONÇA, F. A.; DANNI-OLIVEIRA, E. I. M. Dinâmica atmosférica e tipos climáticos predominantes da bacia do Rio Tibagi. *In: MEDRI, M. E.; BIANCHINI, E.; SHIBATTA, O. A.; PIMENTA, J. A. A bacia do Rio Tibagi.* Londrina: Edição dos editores, 2002, p. 63-66.

NITSCHKE, P. R.; CARAMORI, P. H.; RICCE, W. S.; PINTO, L. F. D. **Atlas Climático do Estado do Paraná.** Londrina, PR: IAPAR, 2019.

PACIENCIA, M. L. B.; PRADO, J. Efeitos de borda sobre a comunidade de pteridófitas na Mata Atlântica da região de Una, sul da Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 27, n. 4, p. 641-653, 2004.

PHALAN, B.; ONIAL, M.; BALMFORD, A.; GREEN, R. E. Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. **Science**, v. 333, n. 6047, p. 1289-1291, set. 2011.

PIRES, V. R. de O.; GARCIA, M, A.; MARTINES, M, R.; TOPPA, R, H. Análise da estrutura da paisagem para o estabelecimento de estratégias conservacionistas em fragmentos de mata atlântica. *In: I SIMPÓSIO INTERNACIONAL DE ÁGUAS, SOLOS E GEOTECNOLOGIAS (SASGEO), 2015, Uberaba. Anais [...].* Uberaba: Universidade Federal do Triângulo Mineiro, 2015.

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

QIU, J.; TURNER, M. G. Importance of landscape heterogeneity in sustaining hydrologic ecosystem services in an agricultural watershed. **Ecosphere**, v. 6, n. 11, nov. 2015.

RANDHIR, T, O.; O'CONNOR, R.; PENNER, P, R.; GOODWIN, D, W. A watershed-based land prioritization model for water supply protection. **Forest Ecology and Management**, v.143, p.47-56, 2001.

REIS, L, V, S. Forest cover and the cost of water treatment in municipal watersheds. *In: BILIBIO, C.; HENSEL, O.; SELBACH, J, F. (org.). Sustainable water management in the tropics and subtropics - and case studies in Brazil*, v. 4. Jaguarão: Universidade Federal do Pampa, UNIKASSEL, PGCult-UFMA, 2012.

REMPEL, R. S.; KAUKINEN, D.; CARR, A. P. **Patch analyst and patch grid.** Thunder Bay: Ontario Ministry of Natural Resources, Centre for Northern Forest Ecosystem Research, 2012.

RENARD, K.G.; FOSTER, G.R.; WEESIES, G.A.; MCCOOL, D.K.; YODER, D.C. Predicting soil erosion by water: a guide to conservation planning with the Revised Universal Soil Loss Equation (RUSLE). **USDA Agriculture Handbook**, p. 251 pp., 1997.

STANFORD UNIVERSITY. **InVEST**, [s.d.]. Disponível em: <https://naturalcapitalproject.stanford.edu/software/invest>. Acesso em: 30 maio 2021.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, p. 130-137, 1980.

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

## **Contribuição de Autoria**

### **1 Heitor de Lima Saballo**

Gestor Ambiental, Me.

<https://orcid.org/0009-0001-3213-0657> • heitor.saballo@gmail.com

Contribuição: Conceitualização; Análise de dados; Pesquisa; Metodologia; Desenvolvimento, implementação e teste de software; Design da apresentação de dados; Redação do manuscrito original; Escrita – revisão e edição

### **2 Maria José Brito Zakia**

Engenheira Florestal, Dra., Professora

<https://orcid.org/0000-0002-9920-6230> • zeze.zakia@gmail.com

Contribuição: Conceitualização; Metodologia; Administração do projeto; Supervisão; Validação de dados e experimentos; Escrita – revisão e edição

### **3 Maria Fernanda do Prado**

Bióloga, Me.

<https://orcid.org/0009-0008-2117-1729> • fedoprado@yahoo.com.br

Contribuição: Curadoria de dados; Metodologia; Desenvolvimento, implementação e teste de software; Validação de dados e experimentos; Design da apresentação de dados

### **4 Antônio do Nascimento Gomes**

Engenheiro Florestal, Dr.

<https://orcid.org/0009-0007-1537-1372> • nascimento.consultoria@hotmail.com

Contribuição: Conceitualização; Curadoria de dados; Metodologia; Escrita – revisão e edição

## 5 Carolina Bozetti Rodrigues

Engenheira Florestal, Dra.

<https://orcid.org/0000-0001-6618-6475> • cabreuva@gmail.com

Contribuição: Conceitualização; Metodologia; Escrita – revisão e edição

## Como citar este artigo

SABALLO, H. L.; ZAKIA, M. J. B.; PRADO, M. F.; GOMES, A. N.; RODRIGUES, C. B. Estratégias *land sharing - sparing* no planejamento territorial da bacia hidrográfica do rio Saltinho - Imbaú/PR. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 34, n. 1, e71869, p. 1-23, 2024. DOI 10.5902/1980509871869. Disponível em: <https://doi.org/10.5902/1980509871869>. Acesso em: dia mês abreviado. ano.