

**HEITOR DE LIMA SABALLO**

**ESTRATÉGIAS *LAND SHARING* E *LAND SPARING* NO PLANEJAMENTO  
TERRITORIAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO PEDRO - IMBAÚ/PR**

**Botucatu**

**2021**



**HEITOR DE LIMA SABALLO**

**ESTRATÉGIAS *LAND SHARING* E *LAND SPARING* NO PLANEJAMENTO  
TERRITORIAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO PEDRO - IMBAÚ/PR**

Dissertação apresentada à Faculdade de Ciências Agronômicas da UNESP - Campus de Botucatu, para obtenção do título de Mestre em Ciência Florestal.

Orientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Maria José Brito Zakia

Coorientadora: Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Carolina Bozetti Rodrigues

**Botucatu**

**2021**

S113e Saballo, Heitor de Lima  
Estratégias land sharing e land sparing no planejamento territorial da Bacia Hidrográfica do Rio São Pedro - Imbaú/PR / Heitor de Lima Saballo. -- Botucatu, 2021  
85 p. : il., tabs., mapas

Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista (Unesp), Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu  
Orientadora: Maria José Brito Zakia  
Coorientadora: Carolina Bozetti Rodrigues

1. Planejamento territorial. 2. Bacias hidrográficas. 3. Métricas de paisagem. 4. Qualidade da água. I. Título.

Sistema de geração automática de fichas catalográficas da Unesp. Biblioteca da Faculdade de Ciências Agrônômicas, Botucatu. Dados fornecidos pelo autor(a).

Essa ficha não pode ser modificada.

**CERTIFICADO DE APROVAÇÃO**

**TÍTULO DA DISSERTAÇÃO:** ESTRATÉGIAS LAND SHARING E LAND SPARING NO PLANEJAMENTO TERRITORIAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO PEDRO, IMBAÚ/PR

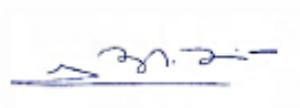
**AUTOR:** HEITOR DE LIMA SABALLO

**ORIENTADORA:** MARIA JOSÉ BRITO ZAKIA

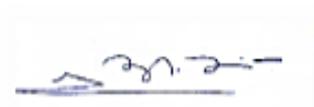
**COORDINADORA:** CAROLINA BOZETTI RODRIGUES

Aprovado como parte das exigências para obtenção do Título de Mestre em CIÊNCIA FLORESTAL,  
pela Comissão Examinadora:

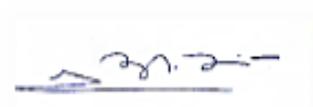
Dr.<sup>a</sup> MARIA JOSÉ BRITO ZAKIA (Participação Virtual)  
./ Práxis Assessoria Socioambiental



Prof. Dr. HUMBERTO DE JESUS EUFRASIM JUNIOR (Participação Virtual)  
Pós-Doutorando - Engenharia Rural e Socioeconomia / Faculdade de Ciências  
Agrônômicas - UNESP



Consultor ANTONIO DO NASCIMENTO GOMES (Participação Virtual)  
./ Nascimento Consultoria



Botucatu, 27 de setembro de 2021



## AGRADECIMENTOS

À Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, FCA/UNESP, Departamento de Ciência Florestal, Solos e Ambiente, pela oportunidade oferecida.

À equipe da Klabin - Paraná, em especial ao Marcos Alexandre Danieli e à Camila Raquel da Silva Oliveira, por dedicarem parte de seu escasso tempo para o fornecimento de informações que contribuiram para a realização deste projeto.

Aos professores que compuseram a banca e o comitê de avaliação, Prof. Dr. Antônio do Nascimento Gomes, Prof. Dr. Humberto de Jesus Eufrede Junior e Prof.<sup>a</sup> Dr.<sup>a</sup> Carolina Bozetti Rodrigues, que sempre solícitos e atenciosos, não pouparam tempo ou esforços para apoiar este trabalho.

À Fernanda Prado, uma pessoa incrível, e com um profundo conhecimento técnico sobre todos os *softwares* e ferramentas utilizados ao longo desta jornada, sem o qual este trabalho simplesmente não seria possível da maneira como foi idealizado.

E por fim, à Prof.<sup>a</sup> Maria José Brito Zakia, que, em diversas situações que presenciei, me trouxe o sentimento de estar na presença de uma verdadeira heroína, sempre agindo em prol de causas nobres e realmente fazendo a diferença. Meu eterno agradecimento pelo suporte e pelo exemplo.

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



## RESUMO

Frente às profundas alterações antrópicas no meio natural e ao atual cenário de competição pelo uso do solo, torna-se importante a discussão sobre critérios e objetivos para o planejamento de paisagens. Land sharing (*Lsh*) e land sparing (*Lsp*) são estratégias de uso do solo que visam manter ou aumentar a produção agrícola enquanto minimizam os impactos ambientais. Tais estratégias representam pontos finais de um espectro de possibilidades de uso do solo, apresentando diferentes potenciais para cumprir determinados objetivos no processo de planejamento territorial. Por meio da revisão bibliográfica sobre as estratégias *Lsh* e *Lsp* e da realização de um estudo de caso na Bacia Hidrográfica do Rio São Pedro em Imbaú, Paraná, valendo-se de técnicas de geoprocessamento, buscou-se avaliar em que medida a aplicação de cada uma dessas estratégias no planejamento da paisagem pode contribuir para o alcance de múltiplos objetivos, tais como a conservação da biodiversidade e a manutenção da qualidade da água. A análise foi realizada a partir de três diferentes cenários de planejamento de paisagens: uso do solo em 2008 (C1), conformidade com a Lei n.º 12.651/12 (C2) e planejamento da vegetação na escala da bacia (C3). Os resultados indicam que a aplicação do *Lsh* e do *Lsp* em proporção 1:1 no C3 contribuiu para a melhoria das métricas de paisagem, sobretudo no que se refere ao aumento na quantidade, tamanho e proporção de áreas *core*, que podem apresentar um efeito positivo na abundância e distribuição da biodiversidade. Em relação à produção de sedimentos na bacia, observou-se uma redução da quantidade de sedimentos exportados aos corpos hídricos conforme incremento de vegetação nativa em Áreas de Proteção Permanente (APP), o que pode representar um efeito positivo para a qualidade da água na bacia. No entanto, a taxa de redução dos sedimentos não se mostrou diretamente proporcional ao incremento de vegetação. Assim, a exploração de diferentes configurações e proporções de usos do solo entre essas estratégias pode auxiliar a identificação de potenciais limiares na conservação da biodiversidade e na provisão de serviços ecossistêmicos. E apesar dos modelos computacionais empregados refletirem cenários hipotéticos, a análise desses cenários pode subsidiar a tomada de decisão no contexto do ordenamento territorial em uma escala mais ampla. Essa aplicação prática requer, contudo, incentivos financeiros e legais em prol do manejo da paisagem de forma comunitária, auxiliando

o planejamento territorial em um contexto de interesses múltiplos e conflitantes sobre o uso do solo.

**Palavras-chave:** ecologia da paisagem; planejamento territorial; bacia hidrográfica; *trade-offs*; métricas de paisagem; qualidade da água.

## ABSTRACT

Given the intense anthropogenic changes in the natural environment and the current scenario of competition for land use, it is important to discuss criteria and objectives for landscape planning. Land sharing (*Lsh*) and land sparing (*Lsp*) are land use strategies that aim to maintain or increase agricultural production while minimizing environmental impacts. Such strategies represent end points of a spectrum of different possible land use possibilities, presenting the potential to fulfil different objectives in the land use planning. Through a literature review on *Lsh* and *Lsp* and a case study in the São Pedro Watershed in Imbaú, in Paraná, using geoprocessing techniques, we evaluated the extent to which the application of each of these strategies in landscape planning can contribute to the achievement of multiple objectives, such as conservation of biodiversity and maintenance of water quality. We carried out the analysis from three different landscape planning scenarios: land use in 2008 (C1), compliance with Law No. 12,651/12 (C2) and watershed-scale vegetation planning (C3). The results indicate that the application of *Lsh* and *Lsp* in a 1:1 ratio in C3 contributed to the improvement of landscape metrics, especially the increase in the quantity, size and proportion of core areas, which have a positive effect on the abundance and distribution of species. Regarding sediment production in the watershed, there was a progressive reduction in the amount of sediments exported to water bodies as the native vegetation in Permanent Preservation Areas (PPA) increased, which may have a positive effect on water quality in the watershed. However, the sediment reduction rate was not proportional to the increase in vegetation. Therefore, the exploration of different land use configurations and proportions between these strategies can contribute to identify potential thresholds in biodiversity conservation and in the provision of ecosystem services. And even though the computational models used in the study reflect hypothetical scenarios, the analysis of these scenarios can support decision-making in the context of territorial planning on a broader scale. However, this practical application requires financial and legal incentives in favor of community management of the landscape on a broader scale, assisting territorial planning in a context of multiple and conflicting interests in land use.

**Keywords:** landscape ecology; land use planning; watershed; trade-offs; landscape metrics; water quality.



## SUMÁRIO

<b>INTRODUÇÃO GERAL.....</b>	<b>13</b>
<b>CAPÍTULO 1 - SUBSÍDIOS PARA O ORDENAMENTO TERRITORIAL.....</b>	<b>16</b>
1.1 INTRODUÇÃO.....	16
1.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	17
1.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	19
1.3.1 <b>Ecologia da Paisagem.....</b>	<b>19</b>
1.3.2 <b>Critérios para priorização de áreas para a conservação.....</b>	<b>24</b>
1.3.3 <b>Planejamento de paisagens.....</b>	<b>25</b>
1.3.4 <b>Land sharing (Lsh) vs land sparing (Lsp).....</b>	<b>28</b>
1.3.5 <b>Lei de Proteção da Vegetação Nativa e sua correlação com Lsh e Lsp.....</b>	<b>38</b>
1.4 CONCLUSÃO.....	43
REFERÊNCIAS.....	44
<b>CAPÍTULO 2 – PLANEJAMENTO TERRITORIAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO PEDRO - IMBAÚ/PR.....</b>	<b>48</b>
2.1 INTRODUÇÃO.....	48
2.2 MATERIAL E MÉTODOS.....	50
2.2.1 <b>Caracterização da área de estudo.....</b>	<b>50</b>
2.2.2 <b>Procedimentos metodológicos.....</b>	<b>55</b>
2.2.3 <b>Elaboração dos mapas e compatibilização dos dados.....</b>	<b>56</b>
2.2.3.1 <i>Cenário 1.....</i>	<i>57</i>
2.2.3.2 <i>Cenário 2.....</i>	<i>58</i>
2.2.3.3 <i>Cenário 3.....</i>	<i>60</i>
2.2.4 <b>Estimativa das métricas da paisagem.....</b>	<b>62</b>
2.2.5 <b>Estimativa da produção de sedimentos.....</b>	<b>64</b>
2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO.....	67
2.3.1 <b>Métricas da paisagem.....</b>	<b>67</b>
2.3.2 <b>Produção de sedimentos.....</b>	<b>73</b>
2.3.3 <b>Perspectivas e limitações do estudo.....</b>	<b>77</b>

2.4	CONCLUSÃO.....	79
	REFERÊNCIAS.....	80
	<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>84</b>
	<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>85</b>

## INTRODUÇÃO GERAL

As ações humanas estão fortemente associadas à profunda alteração nos padrões globais da biodiversidade e dos ecossistemas (ELLIS; RAMANKUTTY, 2008). Entre os vetores de mudança, o uso do solo tem grande relevância por causar maiores impactos negativos, afetando todos os tipos de biomas terrestres. Atualmente, no Brasil, a área destinada à produção de grãos é de 61 milhões de hectares (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO, 2018), enquanto 162,19 milhões de hectares são destinados à criação de gado (ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS EXPORTADORAS DE CARNES, 2019).

Assim, o Brasil configura-se como o maior exportador de *commodities* do mundo, com um *marketshare* de 34%, sendo o segundo maior exportador de celulose, com um *marketshare* de 15,1% (TRADEMAP, 2018). A produção de grãos e de carnes ainda deverá aumentar em 29,8% e 27%, respectivamente, no período de 2017/2018 até 2027/28 (MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO, 2018).

Esses fatores fazem com que a agropecuária e a produção florestal apresentem-se como as atividades antrópicas que mais competem sobre o uso do solo. Tal fato, aliado à estimativa de que a população mundial crescerá até atingir um marco de aproximadamente 9,8 bilhões de habitantes até 2050 (UNITED NATIONS, 2018), contribuirá para o aumento expressivo da demanda por recursos naturais, sobretudo aqueles relacionados à produção de alimentos, como a água por exemplo.

Phalan *et al.* (2011) argumentam que os diferentes e conflitantes interesses acerca do uso do solo e os cenários de crescimento populacional acarretarão um aumento da concorrência sobre esse recurso, o que pode se tornar uma ameaça à conservação da biodiversidade.

Nesse contexto, desde 1960, surgiram debates sobre diferentes estratégias de planejamento de paisagens voltadas à minimização dos impactos sobre a biodiversidade. O *land sharing (Lsh)* e o *land sparing (Lsp)* são exemplos dessas estratégias que receberam destaque, justamente por estudarem a conciliação entre produção agrícola e conservação da biodiversidade, focando-se na alocação eficiente de um recurso escasso: o solo (FISCHER, 2014).

Atualmente, o debate *sharing-sparing* também versa sobre outros tipos de uso de solo além da atividade agrícola e incorpora nessa análise os impactos relacionados à provisão de serviços ecossistêmicos (KREMEN, 2015), inclusive aqueles relacionados à manutenção da qualidade da água.

Levando em conta que a adoção de diferentes estratégias de planejamento territorial pode afetar de maneiras distintas aspectos como a produção agrícola, a conservação da biodiversidade e a provisão de serviços ecossistêmicos, tais estratégias constituem elementos importantes a serem considerados para o alcance de alguns dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) estabelecidos pela Assembleia Geral das Nações Unidas em 2015 (ESTRATÉGIA ODS, [s.d.]).

Nesse contexto, destacam-se os ODS que preveem a garantia de sistemas sustentáveis de produção de alimentos e de práticas agrícolas que aumentem a produtividade e a produção agrícola (Objetivo 2 – Fome zero e agricultura sustentável), aqueles relacionados à conservação, recuperação e uso sustentável de ecossistemas terrestres e de água doce interiores e seus serviços (Objetivo 15 – Vida terrestre) e aqueles que se referem à melhoria da qualidade da água, reduzindo a poluição e protegendo e restaurando ecossistemas relacionados com a água (Objetivo 6 – Água potável e saneamento).

As abordagens *Lsh* e *Lsp* apresentam vantagens e desvantagens particulares que variam de acordo com as características locais de cada área, como o tipo de bioma ou o aspecto socioeconômico, sendo que os estudos focados nessas abordagens podem contribuir para o melhor entendimento do processo de escolha dos diferentes tipos de uso e ocupação do solo considerando a paisagem e a propriedade (GRAU; KUEMMERLE; MACCHI, 2013).

Com isso, em um cenário caracterizado por formas diferentes e conflitantes de uso do solo e por projeções de crescimento populacional, a análise de estratégias de planejamento territorial como o *Lsh* e o *Lsp* pode auxiliar a oferecer subsídios para a tomada de decisão quanto ao ordenamento do território, de forma a contribuir para o alcance dos ODS e para a promoção da sustentabilidade a longo prazo.

Desse modo, este trabalho está dividido em dois capítulos distintos. O primeiro deles apresenta uma revisão bibliográfica a respeito das estratégias *Lsh* e *Lsp* no contexto do processo de planejamento de paisagens. Já o segundo capítulo aborda um estudo de caso para avaliar em que medida a aplicação de cada uma dessas

estratégias no planejamento territorial da paisagem, por meio da utilização de técnicas de geoprocessamento em ambiente de Sistema de Informação Geográfica (SIG), pode contribuir para o alcance de múltiplos objetivos em uma bacia hidrográfica rural.

## CAPÍTULO 1

### SUBSÍDIOS PARA O ORDENAMENTO TERRITORIAL

#### 1.1 INTRODUÇÃO

O debate entre as estratégias *Lsh* e *Lsp* insere-se no contexto da Ecologia da Paisagem, que trata sobre a espacialização dos processos ecológicos, e do Planejamento Sistemático da Conservação, que busca solucionar a questão do estabelecimento de áreas prioritárias para conservação por meio do emprego de critérios ecológicos e econômicos.

O estudo e a discussão sobre critérios para a conservação e para o ordenamento territorial torna-se ainda mais relevante ao se considerar que o período de 2021-2030 foi declarado pela Assembleia Geral das Nações Unidas como a “Década da Restauração de Ecossistemas”, que tem como principal objetivo aumentar os esforços para restaurar ecossistemas degradados por meio da promoção de trocas de conhecimentos e boas práticas em prol do meio ambiente. Reconhece-se assim, que a restauração de ecossistemas é fundamental para combater a crise climática global e melhorar a segurança alimentar, o fornecimento de água e a biodiversidade (CALIXTO, 2021).

No processo de planejamento territorial, o *Lsh* e o *Lsp* representam os pontos finais de um espectro de estratégias de gestão de terras agrícolas que preveem, respectivamente, a integração e a segregação da conservação e da produção (FISCHER *et al.*, 2014).

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). Essa escolha deverá ser pautada na análise cuidadosa das vantagens e desvantagens de cada uma delas e, no caso do planejamento com múltiplos objetivos, na identificação de possíveis limiares para a conservação da biodiversidade ou para a provisão de serviços ecossistêmicos, por exemplo, conforme será abordado no Capítulo 2.

Análises envolvendo esses modelos oferecem subsídios que podem auxiliar agentes de políticas públicas e tomadores de decisão no desenvolvimento de instrumentos de ordenamento territorial voltados para o planejamento de paisagens agrícolas sustentáveis. Assim, o objetivo deste capítulo é analisar o estado da arte das abordagens *Lsh* e *Lsp* no contexto do ordenamento territorial, a fim de comparar seus *trade-offs* em relação à conservação da biodiversidade e à provisão de serviços ecossistêmicos.

Os objetivos específicos incluem realização de pesquisa bibliográfica em bases de dados, seleção do material bibliográfico, análise do conteúdo dos artigos selecionados em relação ao planejamento de paisagem e às vantagens e desvantagens do *Lsh* e do *Lsp* e sistematização comparativa dos resultados.

Para tanto, foi adotado o método de revisão narrativa-integrativa da literatura por meio de pesquisas documentais em base de dados como o Portal da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e o Scopus, com a posterior seleção dos artigos mais citados a respeito das estratégias *Lsh* e *Lsp* por meio do emprego do *software VOS Viewer* versão 1.6.15 e da realização de análises qualitativas dos resultados obtidos.

## 1.2 MATERIAL E MÉTODOS

Para a contextualização das estratégias *Lsh* e *Lsp* em relação ao processo de planejamento de paisagens, foi realizada pesquisa exploratória documental e análise e interpretação de livros, artigos científicos, legislações e publicações de instituições pertinentes ao tema, adotando-se o método de revisão narrativa-integrativa da literatura.

Segundo Rother (2007), diferentemente da revisão sistemática, a revisão narrativa é apropriada para responder a uma questão ampla e para descrever e discutir o "estado da arte" de determinado assunto sob o ponto de vista teórico ou contextual, apresentando forma de avaliação variável e síntese qualitativa.

Levando em conta que a revisão realizada incluiu múltiplos estudos com diferentes delineamentos de pesquisas e que foi adotado rigor metodológico (SOUZA; SILVA; CARVALHO, 2010) em relação à seleção das fontes de informação, à metodologia para busca das referências e aos critérios utilizados na avaliação e na seleção dos trabalhos, há elementos que caracterizam também a revisão integrativa.

As buscas de artigos em periódicos foram realizadas no Portal da CAPES (CAPES, 2021) e no Scopus (SCOPUS, 2021), utilizando-se os campos “palavras do título” e “assunto” para a pesquisa dos termos “Ecologia de Paisagens” / “Ecologia da Paisagem”, “Planejamento ambiental”, “Planejamento Sistemático da Conservação”, “Áreas protegidas” e seus respectivos correspondentes em inglês: “*Landscape Ecology*”, “*Environmental planning*”, “*Systematic Conservation Planning*” e “*Protected areas*”.

Esses termos foram relacionados com outros como “bacia hidrográfica” / “*Watershed*”, “Qualidade da água” / “*Water quality*” e “Tratamento de água” / “*Water treatment*” para a restrição das buscas aos aspectos que se pretendia discutir. Não foram aplicados critérios de exclusão quanto ao idioma, ao tipo de material e à data de publicação. Os resultados obtidos foram selecionados conforme pertinência para a contextualização geral do objeto de estudo.

Para a elaboração da revisão de literatura especificamente sobre as abordagens *Lsh* e *Lsp*, a pesquisa de dados secundários envolveu levantamentos de publicações constantes no Portal da CAPES e no Scopus, tendo sido obtidos cerca de 45 artigos.

As buscas foram realizadas em formulário avançado, utilizando-se o campo “palavras do título” para a pesquisa dos termos referentes “*land sparing*” e “*land sharing*”. Os campos foram relacionados por meio do operador booleano “AND” para restringir a busca a artigos que abordavam ambas as estratégias, especialmente de forma comparativa. Os dados obtidos foram inseridos no *software* de análise de dados bibliométricos *VOS Viewer* versão 1.6.15, que permite a criação de mapas baseados no relacionamento entre os dados, tendo-se obtido um panorama dos artigos mais citados sobre determinado tema, conforme Figura 1.

Para a seleção dos artigos, o critério de inclusão utilizado refere-se ao ano de publicação, tendo sido selecionados somente artigos atualizados, publicados a partir de 2015. Não foram aplicados critérios de exclusão quanto ao idioma ou ao tipo de material.



homogêneas (em determinada escala) de uma unidade da paisagem, distintas das unidades vizinhas e com extensão espacial reduzida e não-linear; e de “corredores”, que também possuem as características de homogeneidade e diferenciação das unidades vizinhas, mas apresentam disposição espacial linear e ligam dois fragmentos anteriormente conectados (METZGER, 2001).

Segundo Metzger (2001), “matriz”, por sua vez, pode ser definida como a unidade dominante ou aquela que controla a dinâmica da paisagem, seja por apresentar maior recobrimento espacial, seja por possuir menor fragmentação. Outra definição possível é a do conjunto de unidades de não-habitat para uma determinada comunidade ou espécie estudada, geralmente criado pela atividade humana.

Em se tratando especificamente de paisagens rurais, Jorge, Eufrade-Junior e Marmontel (2020) indicam que os mosaicos são formados por usos e coberturas do solo que expressam as relações estabelecidas entre os seres humanos e o meio, incluindo áreas agrícolas, pastagens, plantações florestais, remanescentes de vegetação nativa e infraestrutura antrópica, como estradas, vilas e construções rurais. A paisagem rural é fruto não apenas da forma de ocupação e exploração do território, mas também de como os recursos naturais vêm sendo tratados ao longo do tempo. Portanto, ela apresenta as marcas da influência abiótica, biótica e antrópica.

Tendo isso em vista, são muitos os problemas que o campo da Ecologia da Paisagem busca solucionar por meio do estudo da espacialização dos processos ecológicos. A perda de habitat e de recursos naturais, a fragmentação e a consequente perda da biodiversidade devido aos fenômenos ocasionados pelo isolamento representam grandes ameaças (FAHRIG, 2003).

Uma das principais questões que surgiram ao longo da evolução da Ecologia da Paisagem pode ser descrita como: “vale mais a pena conservar um conjunto de pequenas áreas de habitat natural ou uma única e grande área?”. Esse debate ficou conhecido pela sigla “SLOSS” (*Single Large or Several Small*) nas décadas de 1970 e 80.

De forma geral, esse debate versa sobre a influência da fragmentação, isto é, do processo no qual uma grande extensão de habitat é transformada em uma série de manchas menores, isoladas umas das outras por uma matriz. A definição de fragmentação implica necessariamente em uma redução da quantidade de habitat, no aumento do número de manchas, na diminuição do tamanho de cada uma delas e no

aumento do isolamento entre elas. Além disso, parte-se do princípio de que essas transformações influenciam as propriedades do habitat remanescente (FAHRIG, 2003).

Levando em conta a incapacidade de certas espécies em cruzar a matriz e a existência de requisitos mínimos de área para sua viabilidade, a fragmentação reduz o tamanho da população geral e a probabilidade de persistência dessas espécies; ademais, paisagens mais fragmentadas contêm maior extensão de bordas (FAHRIG, 2003).

Segundo Murcia (1995), as bordas estão sujeitas a alterações no microclima, incluindo o aumento da temperatura e da luminosidade e a redução da umidade, além de ruídos e maior exposição aos ventos, caracterizando o “efeito de borda”, causado pela interação entre dois ecossistemas adjacentes separados por uma área de transição abrupta. Além dos fatores abióticos, as bordas estão submetidas a efeitos bióticos diretos e indiretos, afetando a dinâmica da interação entre as espécies.

Assim, a maior extensão das bordas aumenta a probabilidade de indivíduos deixarem o habitat e entrarem na matriz, o que contribui para o aumento da taxa de mortalidade geral e para a redução da taxa reprodutiva da população (FAHRIG, 2003), especialmente para espécies raras, endêmicas, especializadas e que possuem requisitos de área (KREMEN, 2015).

Dessa forma, o planejamento do tamanho das manchas requer a identificação das espécies mais vulneráveis à perda de habitat na região e a estimativa do habitat mínimo necessário para a persistência de cada uma delas, evitando-se os efeitos negativos da fragmentação (FAHRIG, 2003).

Posteriormente, o debate sobre o tamanho e a quantidade das áreas para a conservação foi desenvolvido pela Teoria da Biogeografia de Ilhas (TEBI), segundo a qual as duas variáveis preditoras da biodiversidade são o tamanho da ilha e seu isolamento, ou seja, a distância da ilha ao continente ou, adaptando-se aos sistemas terrestres, a distância entre uma mancha e suas vizinhas (FAHRIG, 2003).

No entanto, a aplicação da TEBI para a resolução dessa questão mostrou-se controversa por uma série de motivos que dizem respeito à heterogeneidade dos ambientes, às interações entre espécies e às variações das dinâmicas populacionais em escalas locais e regionais e, principalmente, devido à incompatibilidade de se estabelecer uma analogia entre a relação de migrações de espécies de ilhas e de regiões continentais. Certas espécies no continente podem locomover-se e/ou

dispersar-se em meio ao entorno dos fragmentos, o que é difícil de ocorrer nas ilhas, pois os mares e oceanos que as circundam podem não ser tão permeáveis quanto seu análogo continental (FAHRIG, 2003).

Com esses problemas a respeito da TEBI, outras abordagens ganharam espaço na tentativa de solucionar a questão SLOSS, como é o caso da Dinâmica de Metapopulações. Segundo Fahrig (2003), essa proposição pauta-se na existência de uma rede de populações de uma mesma espécie dispersa em determinada área não contínua. Pressupõe ainda que, em uma mesma região, certa espécie pode se tornar extinta por um tempo e depois retornar, a partir da migração de outra população da mesma espécie.

Nesse contexto, outro dilema que se buscou solucionar foi: como alocar recursos financeiros, limitados, em diferentes partes do planeta para conservar a biodiversidade? Como realizar isso para que se tenha o menor investimento para o melhor resultado do ponto de vista da conservação?

Este dilema é o pensamento central do Planejamento Sistemático da Conservação, que busca solucionar a questão do estabelecimento de áreas prioritárias para conservação. Segundo Balmford *et al.* (2003), existe uma grande discrepância entre o custo para a conservação efetiva da natureza e o gasto global atual com esforços nesse sentido. Frente a isso, torna-se crucial a priorização de áreas para conservação, para que sejam canalizados recursos financeiros de forma mais eficiente. No entanto, apesar de muitos cientistas da conservação sugerirem que a seleção de áreas para a conservação seja feita seguindo procedimentos específicos, com critérios e metas claras, ainda assim, a seleção de áreas para a conservação é feita, geralmente, de maneira enviesada.

As áreas destinadas à conservação costumam ser áreas improdutivas ou inacessíveis, representando basicamente “o que sobrou para se conservar” (MARGULES; PRESSEY, 2000). Balmford *et al.* (2003) apontam ainda que os esforços efetivos da conservação *in situ* são mais baratos quando abrangem grande porção de área e são conduzidos em regiões menos desenvolvidas, com estruturas de baixo custo, tendo concluído que a comunidade global de conservação deve investir urgentemente e prioritariamente em locais onde os benefícios advindos dos esforços para conservação são maiores e onde os investimentos para tais são

menores. As áreas prioritárias são, portanto, instrumentos de planejamento territorial definidos a partir da biodiversidade e das características da paisagem.

Com essa abordagem, Margules e Pressey (2000) propõem seis etapas para o Planejamento Sistemático da Conservação, de forma não unidirecional e com *feedbacks* em meio à sequência. O primeiro passo consiste em compilar os dados de biodiversidade relativos ao planejamento da região. Em seguida, identificar os objetivos de conservação da biodiversidade para o planejamento regional. A terceira etapa seria revisar as áreas para conservação já existentes na região, tais como as Unidades de Conservação (UC). Na sequência, selecionar áreas adicionais para a conservação. A quinta etapa consiste em implementar as ações para a conservação, escolhendo a forma de gestão de cada área. E, por fim, a sexta etapa refere-se à manutenção dos valores das áreas de conservação relativos aos objetivos definidos inicialmente.

Cabe destacar também dois objetivos que Margules e Pressey (2000) apontam como indicadores para avaliar se as reservas e demais áreas selecionadas para a conservação da biodiversidade cumprem suas funções de proteção de habitats naturais: a representatividade e a persistência. A representatividade é um objetivo de longo prazo que se refere à necessidade que as áreas têm de amostrar toda a diversidade da região, idealmente em todos os níveis organizacionais (desde espécies a ecossistemas). Já a persistência expressa a sobrevivência de prazo indeterminado das espécies e outros elementos da biodiversidade abrangidos pelas áreas definidas, por meio da manutenção de processos naturais e de populações viáveis, excluindo-se as ameaças.

A definição dos critérios que são levados em conta no processo de priorização de áreas para conservação está relacionada aos objetivos iniciais de se conservar determinada área. Esses objetivos, por sua vez, traduzem o esforço em alocar de maneira mais eficiente os recursos financeiros, de forma a obter o máximo de resultado ecológico. Nesse sentido, Balmford *et al.* (2003) defendem que a priorização de áreas para a conservação deve ser feita com base em informações biológicas e econômicas. Dessa forma, há dois grandes grupos de critérios para a priorização de áreas para a conservação, um de critérios ecológicos e outro de critérios econômicos.

### 1.3.2 Critérios para priorização de áreas para a conservação

Quanto à definição dos objetivos de ordem ecológica, Brooks, Fonseca e Rodrigues (2004) advertem que a seleção de alvos para a conservação não é uma tarefa simples, pois a biodiversidade representa um contínuo da organização ecológica e dificilmente pode ser simplificada em uma única variável. O planejamento da conservação envolve, portanto, exercícios espaciais e, dessa forma, apenas as características “mapeáveis” da biodiversidade são de relevância prática. Os autores indicam ainda que as características da biodiversidade comumente assumidas como variáveis são espécies e atributos de larga escala obtidos a partir de comunidades e/ou fatores abióticos.

Apesar das limitações que os dados espaciais relacionados a espécies apresentam, Brooks, Fonseca e Rodrigues (2004) apontam que estes são essenciais no planejamento da conservação. Em escala regional, dados mais precisos sobre distribuição e abundância de espécies devem ser utilizados para a identificação de áreas-chave da biodiversidade, podendo tornarem-se critérios ecológicos para a priorização de áreas para a conservação. Adicionalmente, Balmford *et al.* (2002) consideram que os dados que quantificam tendências na cobertura geral do solo e nas populações fornecem medidas mais “tratáveis”, ao invés de taxas de extinção, que são mais difíceis de documentar e relacionar a valores monetários.

Já em relação ao grupo de critérios econômicos, existem alguns custos que podem se tornar critérios interessantes para a priorização de áreas para conservação. Balmford *et al.* (2003) revisaram mais de 300 estudos de caso, buscando estimativas correspondentes do valor marginal de bens e serviços fornecidos por uma área de bioma relativamente intacto e outra, no mesmo bioma, convertida para uso antrópico. Em outro estudo de Balmford *et al.* (2002), a perda de serviços ecossistêmicos não comercializados excede os benefícios marginais comercializados advindos da conversão. A síntese indica que a conversão de habitat remanescente para agricultura, aquicultura ou silvicultura geralmente traduz-se em um *trade-off*, não fazendo sentido para a perspectiva da sustentabilidade global.

Um exemplo do que seria um *trade-off* apontado por Balmford *et al.* (2003) é a relação de tempo e custo para a conservação. Foi identificado que se os ecossistemas relativamente intactos não forem conservados o quanto antes, além da perda de biodiversidade, os custos de conservação passarão a ser muito maiores para esses

locais à medida que o tempo avançar. O *trade-off* é um conceito-chave, que representa um conflito de escolha. Nesse conceito, a resolução de um problema poderá gerar outro, demandando a análise das relações de perdas ou ganhos sobre as escolhas para que seja possível a tomada de decisão.

Na maioria dos casos, os *trade-offs* são gerados a partir do cruzamento dos critérios econômicos e critérios ecológicos associados à agricultura e à conservação nos diferentes métodos para a priorização de áreas para a conservação. Assim, o conceito de *trade-off* está presente em todas as formas de planejamento ambiental.

### 1.3.3 Planejamento de paisagens

O estabelecimento de áreas prioritárias para conservação, assim como todo o processo de tomada de decisão e escolha sobre os usos do solo, é regido por diferentes práticas de planejamento ambiental, desde o planejamento sistemático da conservação, que busca estrategicamente alvos específicos para a conservação, até o planejamento de paisagens produtivas sustentáveis, que tem como o objetivo a conciliação do aproveitamento econômico com a conservação da biodiversidade em paisagens rurais. Sobretudo, fica claro que, independentemente do caso, é necessária uma visão holística e integradora para planejar um determinado território.

Floriano (2004) considera o planejamento como uma ferramenta de gestão, sendo um processo de organização de tarefas específicas em prol de um objetivo comum. Nesse contexto, o planejamento ambiental tem como finalidade a potencialização dos impactos positivos para o meio ambiente. Segundo o autor, as fases características do planejamento são:

- a. Identificar o objeto do planejamento,
- b. Criar uma visão sobre o assunto,
- c. Definir o objetivo do planejamento,
- d. Determinar uma missão para se atingir o objetivo do planejamento,
- e. Definir políticas e critérios de trabalho,
- f. Estabelecer metas,
- g. Desenvolver um plano de ações necessárias para se atingir as metas e cumprir a missão e objetivos,
- h. Estabelecer um sistema de monitoramento, controle e análise das ações planejadas,
- i. Definir um sistema de avaliação sobre os dados controlados,
- j. Prever a tomada de medidas para prevenção e correção quanto aos desvios que poderão ocorrer em relação ao plano. (FLORIANO, 2004).

Santos e Silva (2004) definem planejamento ambiental como um processo contínuo de coleta, organização e análise de informações para subsidiar a tomada de decisão sobre as melhores alternativas de aproveitamento dos recursos disponíveis, com a finalidade de melhorar uma situação ambiental específica e prover qualidade

de vida para a sociedade. Os autores adicionam ainda que esse processo deve ocorrer de forma sistematizada, com procedimentos e métodos previamente definidos e que deve prever os impactos das ações, manejos e projetos que serão propostos na unidade de planejamento em questão.

Santos e Silva (2004) vão além ao incluir elementos culturais e sociais na definição de planejamento ambiental, defendendo que esse tipo de planejamento deve incentivar a participação dos cidadãos e que, para tal, é essencial entender a cultura e as particularidades do manejo de recursos naturais que é exercido pelas populações locais.

Franco (2008) explica o planejamento ambiental com um viés mais ecocêntrico, ao defini-lo como o planejamento das atividades humanas no território considerando a capacidade de sustentação dos ecossistemas, tanto no nível local quanto regional com a redução do consumo das fontes de energia e dos riscos e impactos ambientais, permitindo a manutenção da biodiversidade dos ecossistemas.

Com relação à finalidade do planejamento ambiental, Franco (2008) também cita a melhoria da qualidade de vida da sociedade, mas acrescenta o desenvolvimento sustentável da espécie humana, tanto nos ambientes rurais quanto nos urbanos. Por fim, defende que o planejamento ambiental deve ser realizado em prol de uma economia de longo prazo que esteja pautada em uma ética ecológica, de forma a incluir a integridade dos bancos genéticos no acervo de medidas adotadas para garantir a existência das futuras gerações.

A melhoria da qualidade de vida da sociedade de maneira sustentável orienta o planejamento de paisagens produtivas sustentáveis, constituindo um grande desafio no Brasil, que é umas das principais potências agrícolas do mundo (THE NATURE CONSERVANCY, 2014). No contexto em que as práticas da agropecuária e a silvicultura são temas materiais e grandes competidoras sobre o uso do solo, é preciso estudar cenários com alternativas de mosaicos de usos e cobertura de solo que contemplem as necessidades e os objetivos de todos os envolvidos em cada caso.

De um lado, no conjunto dos critérios ecológicos para o planejamento de paisagens, estão os conceitos da Ecologia de Paisagem, como os dados de biodiversidade, a condição dos remanescentes agrícolas, a integridade dos remanescentes, o grau de isolamento das áreas e a conectividade com remanescentes do entorno. Nessa fase, são realizados procedimentos técnicos que

reconhecem áreas com alto valor de conservação (THE NATURE CONSERVANCY, 2014).

Já em relação aos critérios econômicos, ressalta-se que as alternativas de uso do solo devem ser baseadas na premissa do aproveitamento econômico das propriedades rurais, com o aumento da eficiência das áreas produtivas, o que, por sua vez, pode diminuir a pressão de conversão em áreas de vegetação nativa, facilitando assim, a conciliação entre produção agrícola e conservação da natureza (THE NATURE CONSERVANCY, 2014).

A análise da aptidão agrícola das propriedades rurais é uma importante fonte de informação que pode indicar se o aproveitamento econômico está alto ou baixo. O aproveitamento não será ótimo se áreas com média ou alta aptidão agrícola forem subutilizadas ou, ao contrário, se áreas com baixa aptidão receberem altos investimentos.

A aptidão agrícola está relacionada com o custo de oportunidade, um dos principais conceitos que podem servir de indicador econômico das propriedades rurais. No caso em que o produtor rural optou por não realizar atividades agrícolas em áreas de baixa aptidão, por exemplo, o custo de oportunidade é aquele valor econômico que o produtor poderia receber em um cenário em que alguma atividade econômica estivesse sendo realizada nesses locais (OLIVEIRA JÚNIOR; REIS, 2020). A análise do custo de oportunidade torna-se um subsídio para o planejamento e o plano de conservação, que deve considerar as fraquezas e potencialidades das propriedades rurais, levando em conta todas as possibilidades de atuações antrópicas no ambiente.

Em consequência, obtém-se um aproveitamento econômico ideal, que poderá garantir a longevidade dos remanescentes de vegetação nativa conservados, graças ao viés sustentável que essa iniciativa pode agregar nas propriedades rurais. A aptidão agrícola e o custo de oportunidade estão atrelados aos critérios econômicos de priorização de áreas dentro do processo de planejamento de paisagens (THE NATURE CONSERVANCY, 2014).

Como a análise do entorno é muito importante para garantir uma abordagem holística e integradora do planejamento, esta deve ser executada não somente na escala das propriedades, mas também na escala da paisagem, com o maior número de propriedades possível ou em territórios que caracterizam unidades de

planejamento. A tomada de decisão é necessária nessa fase para definir qual será a unidade de planejamento mais adequada para cada projeto.

As unidades podem ser regulares, como polígonos pré-definidos, ou irregulares, como habitats remanescentes ou bacias hidrográficas. Uma combinação de unidades de planejamento pode ser apropriada em regiões com matrizes ecológicas mais heterogêneas. Todavia, a escolha do tipo da unidade de planejamento influencia a eficiência com que os objetivos de cada projeto podem ser alcançados (MARGULES; PRESSEY, 2000).

#### **1.3.4 *Land sharing (Lsh) vs land sparing (Lsp)***

São diversas as ferramentas que podem servir como subsídio para o ordenamento territorial, versando sobre alguns debates que permeiam o campo da Ecologia da Paisagem, tais como o tamanho e a integralidade das áreas para conservação e a necessidade de conciliação entre os objetivos de ordem ecológica e econômica no planejamento de paisagens.

Entre essas metodologias, destaca-se o *Lsh*, que propõe a integração da conservação da biodiversidade à produção de alimentos em um mesmo terreno de forma heterogênea, geralmente por meio de uma variedade de métodos agrícolas amigáveis à biodiversidade/vida selvagem, como o Sistema Agroflorestal (SAF) (LAW *et al.*, 2015; MARULL *et al.*, 2018; PHALAN *et al.*, 2011), embora tais métodos não sejam exclusivamente empregados nesse modelo.

Além disso, a agricultura favorável à biodiversidade pode ser compreendida de diferentes maneiras, abrangendo desde práticas que suportam biodiversidade e sistemas de agricultura heterogênea ou até mesmo a inclusão de fragmentos florestais sem qualquer alteração nas práticas agrícolas. Assim, esse tipo de agricultura favorável à biodiversidade pode incluir práticas como rotação de cultivo, consórcio, agrossilvicultura, controle biológico, agricultura conservacionista, pastagem rotativa, sistemas lavoura-pecuária, entre outros (KREMEN, 2015).

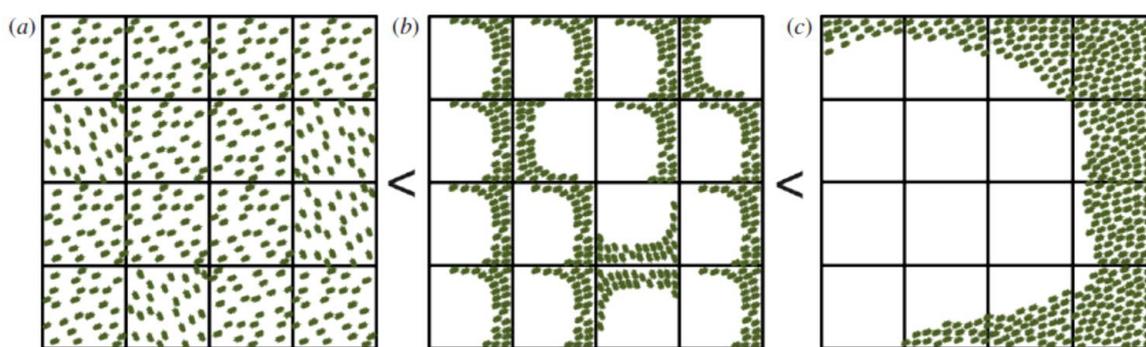
Já o *Lsp*, por sua vez, defende a separação entre as áreas para conservação e as áreas destinadas para a agricultura, por meio da produção agrícola intensiva de alto rendimento em uma parte da paisagem (PHALAN *et al.*, 2011), liberando blocos de terras contínuas para a conservação em outro local. Isso demandaria menor

quantidade de terras para atingir a mesma meta de produção em relação à estratégia oposta, por requerer uma intensificação da agricultura.

As estratégias *Lsh* e *Lsp* tratam sobre um debate essencialmente econômico, uma vez que estão focadas na alocação eficiente de um recurso escasso: o solo. Essas estratégias, contudo, não são mutuamente excludentes (FISCHER, 2014), apresentando um contínuo de possibilidades intermediárias.

O estudo do *Lsh* e do *Lsp* (Figura 2) pode oferecer suporte para as tomadas de decisão em metodologias voltadas à busca do aproveitamento econômico ideal aliado à conservação da biodiversidade, embora, atualmente, o debate entre *Lsh* e *Lsp* também englobe outros tipos de uso de solo e inclua outros objetivos, tais como a provisão de serviços ecossistêmicos (KREMEN, 2015).

Figura 2 - *Lsh* (a), *Lsp* na escala da propriedade (b) e *Lsp* na escala da paisagem (c), para uma mesma área de superfície



Fonte: Balmford, Green e Phalan (2012).

Assim, entre outros aspectos, o *Lsh* e *Lsp* buscam conciliar o uso do solo com as culturas agrícolas e a conservação da biodiversidade. Para fins de comparação e tomada de decisão, ambas as estratégias devem cumprir a mesma meta de produção agrícola. Logo, cada área estudada tem uma proporção semelhante de terras, somente diferindo na vida selvagem e nas características distintas de conservação da biodiversidade e produção de alimentos (PHALAN *et al.*, 2011; BALMFORD; GREEN; PHALAN, 2012).

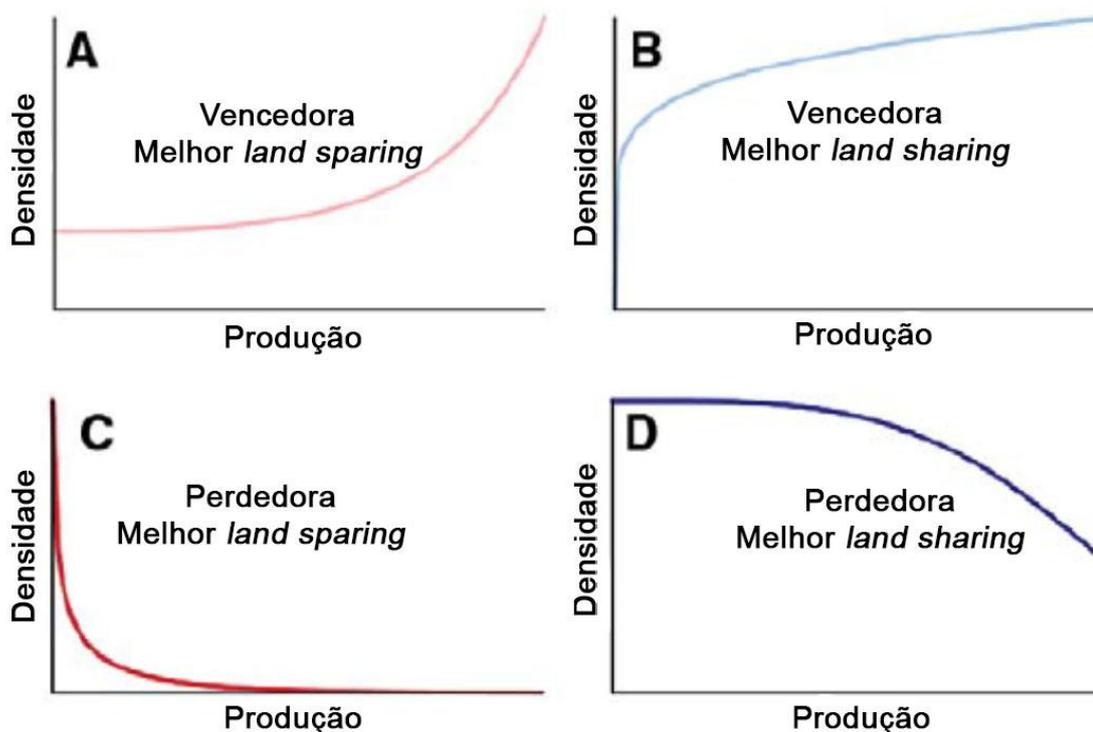
De maneira geral, a biodiversidade é negativamente afetada em relação ao aumento da ocupação agrícola em ambos os modelos. O efeito negativo sobre a diversidade foi observado em vários estudos de comparação entre os modelos de distribuição de terras *Lsh* e *Lsp* e, apesar desses estudos focarem em diferentes tipos

de paisagem, como terras tropicais e terras agrícolas europeias, eles observaram os mesmos cenários. De acordo com Phalan *et al.* (2011), algumas espécies são beneficiadas quando seus habitats são convertidos em terras agrícolas e têm sua densidade populacional aumentada (as chamadas “vencedoras”), enquanto algumas têm sua densidade reduzida (as “perdedoras”).

Esses estudos basearam-se em dados sobre as densidades de espécies selvagens específicas em diferentes gradientes de produção agrícola, de zero (100% vegetação nativa) a 100% de conversão em terras agrícolas, em dois modelos de distribuição de terras, o *Lsh* e o *Lsp* (e.g., Phalan *et al.*, 2011; Edwards *et al.*, 2013).

Esses dados foram utilizados para desenvolver curvas de densidade, conforme a Figura 3. No entanto, é importante salientar que, mesmo com o beneficiamento de algumas espécies, as espécies “perdedoras” são maioria nos experimentos e geralmente estão associadas às espécies especialistas, caracterizando aquelas que mais sofrem perdas, já que são mais suscetíveis às mudanças do ambiente (PHALAN *et al.*, 2011). As espécies especialistas e endêmicas apenas prosperam em uma seleta gama de condições ambientais e são afetadas mais negativamente pela conversão de terras selvagens em terras agrícolas, sendo consideradas de maior relevância para os esforços de conservação (PHALAN, 2018).

Figura 3 - Curvas de densidade da população de uma espécie vs. produção por unidade de terras agrícolas



Fonte: Adaptado de Phalan *et al.* (2011).

Assim, levando em conta aspectos relacionados à Ecologia da Paisagem no que se refere ao impacto da fragmentação da vegetação nativa, especialmente em espécies raras, endêmicas, especializadas e que apresentam requisitos mínimos de área para sua viabilidade (KREMEN, 2015), por prever a alocação de blocos de terras contínuas para a conservação da natureza, o *Lsp* apresenta maior potencial para suportar o estabelecimento de populações viáveis nas paisagens (EDWARDS *et al.*, 2013; PHALAN, 2018), promovendo maior conectividade e possibilitando a dispersão das espécies (PHALAN, 2018). Com isso, o *Lsp* pode contribuir para reduzir os impactos negativos provocados pela agricultura sobre a biodiversidade.

Contudo, a intensificação agrícola atrelada ao *Lsp* frequentemente ocorre por meio de ações que causam impacto socioambiental, tais como cultivo de monoculturas e o aumento do uso de insumos químicos (LAW *et al.*, 2015), além da mecanização intensiva, o que faz com que o *Lsp* possa contribuir para gerar mudanças das paisagens naturais que levam à degradação de alguns serviços ecossistêmicos. Sendo assim, a adoção da estratégia oposta, o *Lsh*, tende a ser mais

indicada caso o objetivo seja a manutenção dos serviços ecossistêmicos (KREMEN, 2015; LAW *et al.*, 2015).

Nesse contexto, os serviços ecossistêmicos são definidos como contribuições proporcionadas ao bem-estar humano pela estrutura e pela função dos ecossistemas em combinação com outros fatores (BURKHARD *et al.*, 2012).

No Brasil, a Lei nº 14.119/21, que institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais, os define como “benefícios relevantes para a sociedade gerados pelos ecossistemas, em termos de manutenção, recuperação ou melhoria das condições ambientais”, podendo ser classificados como serviços de provisão (água, alimentos, madeira etc.), suporte (ciclagem de nutrientes, decomposição de resíduos, polinização, dispersão de sementes etc.), regulação (sequestro de carbono, purificação do ar, manutenção do equilíbrio do ciclo hidrológico etc.) e culturais (recreação, turismo, identidade cultural etc.) (BRASIL, 2021).

Na análise das vantagens e desvantagens das estratégias de planejamento de paisagens, é importante ressaltar que o nível do impacto gerado pelo *Lsp* nos serviços ecossistêmicos depende do contexto em questão, incluindo o sistema de colheita, requisitos de trabalho, aluguéis de terras, mercados, comércio e tecnologias (KREMEN, 2015).

Além disso, o conjunto de técnicas e conhecimentos necessários para intensificar as práticas agrícolas no *Lsp* muitas vezes é inacessível para os pequenos agricultores e pode descaracterizar métodos tradicionais de agricultura e subsistência (PHALAN, 2018).

Outra desvantagem do *Lsp* consiste no fato de que, quando os meios de controle de uso e ocupação de terras, como o zoneamento ambiental ou no caso do Brasil, a Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Lei nº 12.651/2012), estão ausentes ou são ineficientes, o *Lsp* pode não funcionar adequadamente (PHALAN, 2018).

Toda a premissa do *Lsp*, qual seja intensificar a produção agrícola para não converter novas áreas de floresta em áreas agrícolas, baseia-se no efeito de Borlaug e, segundo Balmford, Green e Phalan (2012), conhecer o efeito de Borlaug é crucial para entender os limites da estratégia de *Lsp* em poupar terras de novas conversões. De acordo com Kremen (2015), desde 1960, Norman Borlaug, defendeu que a adoção de variedades híbridas e métodos quimicamente intensivos que aumentaram a

produção agrícola na Revolução Verde foram responsáveis por promover a conservação de uma quantidade expressiva de terras.

Assim, Borlaug (2002) baseou-se no argumento de que, quanto maior a produção de alimentos por unidade de área, mais área pode se tornar livre para outros usos, como a conservação. No entanto, a validade dessa informação pode depender de questões como a escala, já que, em escalas regionais, é possível que esse fenômeno se inverta e, ao invés de favorecer a conservação de terras, pode favorecer a conversão.

Esse fenômeno, então, é conhecido como o “paradoxo de Jevon”, em que a alta eficiência nos processos produtivos pode motivar um aumento total de terras convertidas para a agricultura (ALCOTT, 2005).

Em outras palavras, maiores produções levam a lucros mais altos, sendo que os proprietários de terra podem simplesmente ser incentivados a expandir ainda mais sua área cultivada. O que as pesquisas indicam, segundo Phalan (2018), é que, entre o efeito de Borlaug e o paradoxo de Jevon, existe um cenário intermediário de influências sobre o uso de terras.

Dessa maneira, afirma-se que, apesar das enumeradas desvantagens do *Lsp*, há um consenso entre os pesquisadores de que essa estratégia, em geral, favorece a biodiversidade. Contudo, são necessárias medidas para garantir a segurança das áreas conservadas, como uma forte governança e políticas públicas direcionadas ao assunto (BALMFORD; GREEN; PHALAN, 2012).

Por outro lado, Law *et al.* (2015), em análise baseada em cenários que incorporaram explicitamente a heterogeneidade da paisagem, vários serviços ecossistêmicos (e.g. mitigação de emissões de carbono) e vários usos da terra, identificou que o *Lsh* tem a tendência de facilitar a conservação de espécies mais tolerantes à agricultura em uma área mais ampla, com melhorias razoáveis no valor da biodiversidade das terras agrícolas, principalmente na agricultura familiar.

O *Lsh* também se mostrou adequado para a provisão de serviços de polinização e biocontrole, já que, embora nem todos os polinizadores ou espécies inimigas naturais possam ser conservadas, esse tipo de estratégia pode manter um alto número de espécies generalistas das quais os serviços ecossistêmicos dependem (GRASS *et al.*, 2019). Em adicional, o *Lsh*, por proporcionar uma transformação mais heterogênea e “amigável” para o meio ambiente, tende a aumentar consideravelmente a qualidade da água produzida na matriz agroecológica (KONING *et al.*, 2017).

Segundo Kremen (2015), em vez da abordagem dicotômica *sharing-sparing*, a abordagem conciliadora pode auxiliar a criação de um cenário caracterizado por grandes áreas cercadas por uma matriz relativamente favorável à biodiversidade, promovendo conectividade por meio de uma combinação de usos do solo. Assim, a garantia da qualidade da matriz e a concepção de corredores de dispersão devem ser conciliados com a promoção de atividades rentáveis na matriz. Isso requer a identificação de métodos agrícolas produtivos e favoráveis à biodiversidade, bem como o estabelecimento de políticas e mecanismos de governança para a criação de áreas protegidas e corredores ecológicos.

O modelo *sharing-sparing* muitas vezes foi criticado por focar apenas em como aumentar a produção agrícola e pelo discurso que promove o modelo como solução para satisfazer às demandas mundiais de alimentos previstas para os próximos anos. Assim, a crítica é orientada em apontar que a solução para o problema não é uma questão de produção, mas sim de segurança alimentar e, nesse sentido, as práticas agroecológicas como as agroflorestas e os cultivos heterogêneos promovidos na agricultura familiar produzem alimentos com mais diversidade, qualidade e acessibilidade para as comunidades locais (FISCHER *et al.*, 2014; KREMEN, 2015).

Isso porque, na agricultura intensiva, raramente os produtos são cotados para abastecer os mercados locais, como mercados ou feiras, sendo geralmente destinados a grandes cadeias de *traders* e mercados internacionais. Além disso, a diversidade de produtos é menor e muitos deles não são alimentícios, como celulose, algodão, soja para alimentação de rebanhos, cana para produção de combustíveis etc. (FISCHER *et al.*, 2014), não contribuindo, portanto, diretamente para a segurança alimentar.

Os mencionados critérios de priorização entre *Lsh* e *Lsp* não constituem as únicas opções dos gestores no processo de distribuição de terras, havendo outros fatores importantes como histórico de uso e ocupação, escala, clima, topografia etc., além de considerações econômicas como rentabilidade de certos produtos, aceitação de mercados, entre outras, as quais, geralmente, costumam ser mais valorizadas (KREMEN, 2015).

Consequência disso é uma matriz agroecológica caracterizada por diversos gradientes de situações, conciliando manejos intensivos ou pouco intensivos, com áreas conservadas ou degradadas (FISCHER *et al.*, 2014). Outro ponto a ser levado

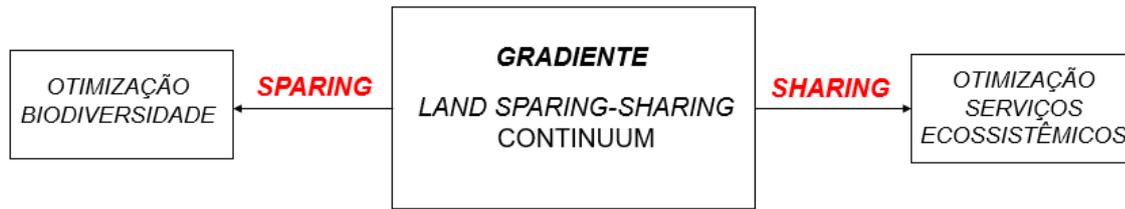
em consideração é que o modelo *sharing-sparing* não fornece informações suficientes sobre técnicas agrícolas e de manejo, por exemplo, não informando sobre a forma de intensificação agrícola mais adequada para cada situação (KREMEN, 2015).

Em cenários mais realistas, as questões de priorização não deveriam girar em torno de diferentes padrões de distribuição de usos de terra (separação ou compartilhamento dos usos), mas sim, em como aumentar a produção agrícola sem gerar mais impactos negativos para a biodiversidade. Os conceitos da agroecologia, por exemplo, podem ser considerados métodos menos intensivos; porém, podem ser voltados para monoculturas e sistemas homogêneos, o que configuraria esse sistema como uma abordagem intermediária dentro do contínuo *sharing-sparing* (KREMEN, 2015).

Essa complexidade dificulta conclusões genéricas sobre qual abordagem estratégica de uso da terra seria, em teoria, ideal para cada situação, já que, em princípio, existem muitas maneiras de aumentar a produção agrícola. O custo ambiental com que esse aumento pode ser alcançado depende, em última análise, da situação da linha de base e do histórico de uso e ocupação (LAW *et al.*, 2015).

Para determinar qual estratégia é preferível no processo de planejamento ambiental, é preciso entender que cada estratégia tem um potencial para cumprir uma série de objetivos diferentes. Logo, caso o objetivo central envolva um impacto ecológico positivo (sobre a biodiversidade local), a predileção mais conveniente seria o *Lsp* (PHALAN *et al.*, 2011; EDWARDS *et al.*, 2013; PHALAN, 2018). Caso o objetivo seja gerar um impacto social sobre grupos de agricultura familiar, por exemplo, o *Lsh* pode ser mais recomendado (KREMEN, 2015; LAW *et al.*, 2015), assim como para a melhoria da provisão de serviços ecossistêmicos (KONING *et al.*, 2017).

A Figura 4 apresenta a esquematização dos *trade-offs* existentes entre o *Lsh* e o *Lsp* ao longo de um gradiente contínuo (*continuum*) cujo ponto inicial refere-se à otimização da biodiversidade gerada pelo *Lsp* e o ponto final, à otimização dos serviços ecossistêmicos gerada pelo *Lsh*.

Figura 4 – Trade-offs entre o *Lsh* e o *Lsp*

Fonte: Elaboração própria.

Porém, uma consideração importante é a de que a estratégia de *Lsp* tem limitações em paisagens com baixa disponibilidade de áreas preservadas de vegetação nativa, como é o caso da mata atlântica na escala de paisagem, em que os habitats remanescentes não ultrapassam 30% de sua área original. Segundo Goulart, Carvalho-Ribeiro e Soares-Filho (2016), nesses casos, os efeitos do isolamento de remanescentes florestais são mais críticos. Nesse contexto, mesmo os apoiadores do *Lsp* têm em consenso que o *Lsh* pode ser uma interessante alternativa a curto-médio prazo para aumentar a conectividade na paisagem e para evitar o avanço da fronteira agrícola (PHALAN, 2018).

A Tabela 1 apresenta uma compilação das principais conclusões dos artigos analisados para a revisão bibliográfica sobre *Lsh vs Lsp*.

Tabela 1 - *Land sharing (Lsh) vs land sparing (Lsp)* (continua)

FONTE	CONCLUSÃO
Phalan <i>et al.</i> (2011)	<b>Lsp</b> oferece maior potencial para atender à crescente demanda por alimentos com o mínimo de dano às outras espécies
Grau, Kuemmerle e Macchi (2013)	Se consideradas a escala e a heterogeneidade das paisagens, a combinação de <b>Lsh</b> e <b>Lsp</b> pode contribuir para a eficiência do uso da terra
Edwards <i>et al.</i> (2013)	Dados sugerem que <b>Lsp</b> oferece maior potencial para atender à demanda de madeira com o mínimo de dano à biodiversidade
Fischer <i>et al.</i> (2014)	Os mecanismos de conservação <b>Lsh</b> e <b>Lsp</b> podem ajudar a identificar <i>trade-offs</i> , mas não são bem projetados para lidar com questões de escala ou efeitos da globalização
Law <i>et al.</i> (2015)	Estratégias de <b>Lsh</b> favorecem a conservação de espécies tolerantes a ambientes de uso agrícola em uma área mais ampla. Estratégias de <b>Lsp</b> são mais benéficas para características de biodiversidade atualmente sub-representadas. No entanto, em paisagens heterogêneas e multifuncionais, melhores benefícios são alcançados por meio da implementação de alocação do uso da terra planejada caso a caso
Law e Wilson (2015)	Em uma revisão de estudos realizados sobre o tema, verificou-se que há um aumento da preferência pelo <b>Lsh</b> quando a proporção da área destinada à agricultura é alta. Entretanto, quando a disponibilidade de terras é menor, há oportunidades limitadas para a expansão da agricultura para compensar a diminuição da produção agrícola. Na maioria dos contextos do estudo de caso realizado, há uma preferência geral pelo <b>Lsp</b>
Kremen (2015)	<b>Lsh</b> e <b>Lsp</b> são modelos conceituais em torno do <i>trade-off</i> entre produção agrícola e conservação da biodiversidade. Há diversos estudos, com modelagens e cenários, que simulam a aplicação desses modelos e seus efeitos. Na maior parte dos estudos analisados neste artigo, o <b>Lsp</b> de fato traz maior contribuição para a biodiversidade, porém, os estudos focam apenas nas perspectivas de curto prazo e não endereçam questões sociais como o alívio da pobreza
Koning <i>et al.</i> (2017)	<b>Lsp</b> prevê uso de agricultura intensiva, demandando menor extensão de área e, conseqüentemente, permitindo maior extensão para proteção da biodiversidade (o que é benéfico especialmente para espécies especialistas). Sistemas agrícolas de baixa intensidade, típicos do <b>Lsh</b> , garantem processos regenerativos de nutrientes do solo e evitam cargas líquidas de nutrientes aos corpos hídricos locais, resultando em uma melhor qualidade do solo e da água e na adequada manutenção do ecossistema aquático
Marull <i>et al.</i> (2018)	Enquanto o <b>Lsp</b> é baseado em paisagens homogêneas, o <b>Lsh</b> propõe paisagens heterogêneas. O modelo utilizado pelos autores sugere que mosaicos de agroflorestas, típicos do <b>Lsh</b> , proporcionam contribuição sinérgica à conservação da biodiversidade, levando em conta a riqueza de espécies de plantas, mamíferos, anfíbios, répteis e aves
Luskin <i>et al.</i> (2018)	Estudos empíricos com foco na biodiversidade tropical são majoritariamente a favor do <b>Lsp</b> , enquanto as avaliações e perspectivas com foco em aspectos como serviços ecossistêmicos e segurança alimentar são mais propensos a favorecer o <b>Lsh</b>

Tabela 1 - *Land sharing (Lsh) vs land sparing (Lsp)* (conclusão)

FONTE	CONCLUSÃO
Phalan (2018)	O modelo <b>Lsh</b> e <b>Lsp</b> prove uma maneira de entender como as espécies respondem à agricultura e o que é necessário para que suas populações persistam no futuro. Essas percepções do modelo devem ser interpretadas juntamente com as dos métodos sociais, políticos e econômicos. Estudos empíricos mostram que a maioria das espécies, principalmente aquelas com alcances globais menor, teria populações maiores se uma determinada quantidade de alimento fosse produzida na menor área possível, enquanto preserva a maior área de vegetação nativa ( <b>Lsp</b> ), já que esse tipo de paisagem facilita a dispersão de animais por meio do aumento da conectividade funcional, da colonização e do amortecimento dos efeitos das mudanças climáticas. As espécies com maior probabilidade de se beneficiarem do <b>Lsp</b> são aquelas ameaçadas ou estreitamente endêmicas
Cannon <i>et al.</i> (2019)	Usando simulações de paisagem e de comunidade, os autores demonstraram que o <b>Lsp</b> conserva maior diversidade funcional e prevê maior abundância de espécies de aves que fornecem funções ecológicas fundamentais do que o <b>Lsh</b> , devido ao aumento do isolamento da floresta remanescente
Finch <i>et al.</i> (2019)	Os autores verificaram que as espécies perdedoras de aves atingiram o tamanho máximo da população regional com <b>Lsp</b> , enquanto para as espécies vencedoras, isso foi alcançado com o <b>Lsh</b> ou com estratégias intermediárias, destacando-se a importância de definir quais grupos de espécies são alvos de conservação. Uma nova estratégia de três compartimentos (combinando agricultura de alto rendimento, habitat natural e agricultura de baixo rendimento) muitas vezes teve um desempenho melhor do que o <b>Lsh</b> ou <b>Lsp</b>
Balmford <i>et al.</i> (2019)	Áreas incompletas e habitats de qualidade mais baixas reduzem os benefícios do <b>Lsp</b> . No entanto, <b>Lsp</b> ainda supera o <b>Lsh</b> sempre que $\geq 28\%$ da terra que poderia ser poupada é dedicada à conservação ou quando a qualidade da terra poupada é $\geq 29\%$ do valor da área em questão
Grass <i>et al.</i> (2019)	O <b>Lsh</b> é uma estratégia eficaz para promover os serviços ecossistêmicos essenciais à produção agrícola, como polinização ou controle biológico de pragas. Já o <b>Lsp</b> é crucial para conservar espécies incompatíveis com a agricultura, como endêmicas ou raras, bem como os ecossistemas naturais. Contudo, essas estratégias não são mutuamente excludentes e seus benefícios dependem da escala

Fonte: Elaboração própria.

### 1.3.5 Lei de Proteção da Vegetação Nativa e sua correlação com **Lsh** e **Lsp**

No Brasil, aproximadamente 70% da vegetação natural está localizada em territórios privados (SPAROVEK *et al.*, 2012), aos quais se aplica a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa, além de outras providências. Essa política federal visa à proteção da biodiversidade e de serviços hidrológicos por meio de requisições de manutenção de parte da vegetação natural em áreas privadas, regendo o planejamento de uso do solo.

Essa Lei define como Área de Preservação Permanente (APP) a área protegida que possui a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, além de facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas (art. 3º, II). Segundo o art. 7º, a vegetação situada em APP deverá ser mantida ou recomposta, em caso de ter havido a supressão da vegetação, pelo proprietário da área, possuidor ou ocupante (BRASIL, 2012b).

Segundo a Lei de Proteção da Vegetação Nativa, as APPs incluem as faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene e intermitente; as áreas no entorno dos lagos e lagoas naturais; as áreas no entorno dos reservatórios d'água artificiais, decorrentes de barramento ou represamento de cursos d'água naturais; as áreas no entorno das nascentes e dos olhos d'água perenes; as encostas ou partes destas com declividade superior a 45º; as restingas; os manguezais; as bordas dos tabuleiros ou chapadas; no topo de morros, montes, montanhas e serras, com altura mínima de 100 metros e inclinação média maior que 25º; as áreas em altitude superior a 1.800 metros; e a faixa marginal das veredas.

As APPs são áreas designadas para conter processos erosivos e para proteger cursos de água (MARTINS; RANIERI, 2014). Em seu art. 61-A, a Lei de Proteção da Vegetação Nativa estabelece as faixas mínimas de recomposição obrigatória no caso de supressão de vegetação situada em APP (BRASIL, 2012b).

A Reserva Legal (RL), por sua vez, é definida como uma área localizada no interior de uma propriedade ou posse rural, com a função de assegurar o uso econômico sustentável dos recursos naturais do imóvel rural, auxiliar a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos e promover a conservação da biodiversidade, bem como o abrigo e a proteção de fauna silvestre e da flora nativa (art. 3º, III) (BRASIL, 2012b). Assim, as RL têm a função de assegurar que os recursos naturais da propriedade sejam utilizados de maneira sustentável, protegendo a vegetação e a biodiversidade em geral e, de maneira indireta, os processos ecológicos e os serviços ecossistêmicos que a propriedade pode oferecer (MACHADO, 2016).

A porcentagem correspondente à RL na Amazônia legal é de 80% para imóveis situados em florestas, 35% em cerrado e 20% em área de campos gerais. Para as demais regiões, esse valor é de 20% (BRASIL, 2012b).

Segundo o art. 12º, todo imóvel rural deve manter área com cobertura de vegetação nativa, a título de RL, sem prejuízo da aplicação das normas sobre as

APPs, devendo ser registrada no órgão ambiental competente por meio da inscrição no Cadastro Ambiental Rural (CAR). Essa área deve ser conservada com cobertura de vegetação nativa pelo proprietário do imóvel rural, possuidor ou ocupante a qualquer título, pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado, embora seja permitido seu manejo sustentável (BRASIL, 2012b).

A Lei nº 12.651 apresentou modificações em relação ao antigo texto ao instaurar como ponto de corte a data de 22 de julho de 2008, data de publicação do Decreto nº 6.514/08 que regulamentou as infrações contra o meio ambiente com base na Lei nº 9.605/98, conhecida como Lei de Crimes Ambientais. Apesar da determinação de necessidade de recompor a RL, permitir a regeneração natural da vegetação na área de RL ou compensar a RL caso o possuidor de imóvel rural tenha detido, em 22 de julho de 2008, área de Reserva Legal em extensão inferior ao estabelecido, nos imóveis rurais que possuíam área de até 4 módulos fiscais até esta data, a RL será constituída com a área ocupada com a vegetação nativa existente em 22 de julho de 2008, vedadas novas conversões para uso alternativo do solo (BRASIL, 2012b).

Nas APPs, é autorizada, exclusivamente, a continuidade das atividades agrossilvipastoris, de ecoturismo e de turismo rural em áreas rurais consolidadas até 22 de julho de 2008. Além disso, todas as multas aplicadas por desmatamento a referida data serão suspensas caso o produtor faça adesão e cumpra o Programa de Regularização Ambiental (PRA) (BRASIL, 2012b).

De acordo com o Decreto Federal nº 7.830/12, que dispõe sobre o Sistema de Cadastro Ambiental Rural, o PRA compreende o conjunto de ações ou iniciativas a serem desenvolvidas por proprietários e posseiros rurais com o objetivo de adequar e promover a regularização ambiental com vistas ao cumprimento da Lei nº 12.651/12 (BRASIL, 2012a).

Em relação ao papel da Lei nº 12.651/12 no contexto do ordenamento territorial, apesar do planejamento em escala de propriedade ser um requisito para o cumprimento das disposições da Lei, o planejamento em uma escala maior, como por exemplo, a de bacia hidrográfica, pode capturar melhor as economias de escala para o aumento da produção agrícola e a provisão de serviços ecossistêmicos (SWIFT; IZAC; VAN NOORDWIJK, 2004).

Nesse contexto, ressalta-se que o próprio PRA tem a capacidade de possibilitar esse tipo de planejamento holístico em larga escala, subsidiando a aplicação de instrumentos de planejamento das ações de recomposição, tais como os Projetos de Recomposição de Áreas Degradadas e Alteradas (PRADA), de forma integrada entre diversos imóveis rurais. Isso possibilitaria a alocação estratégica das áreas destinadas à conservação de modo a aumentar a conectividade entre os fragmentos florestais das diversas propriedades em uma escala mais ampla.

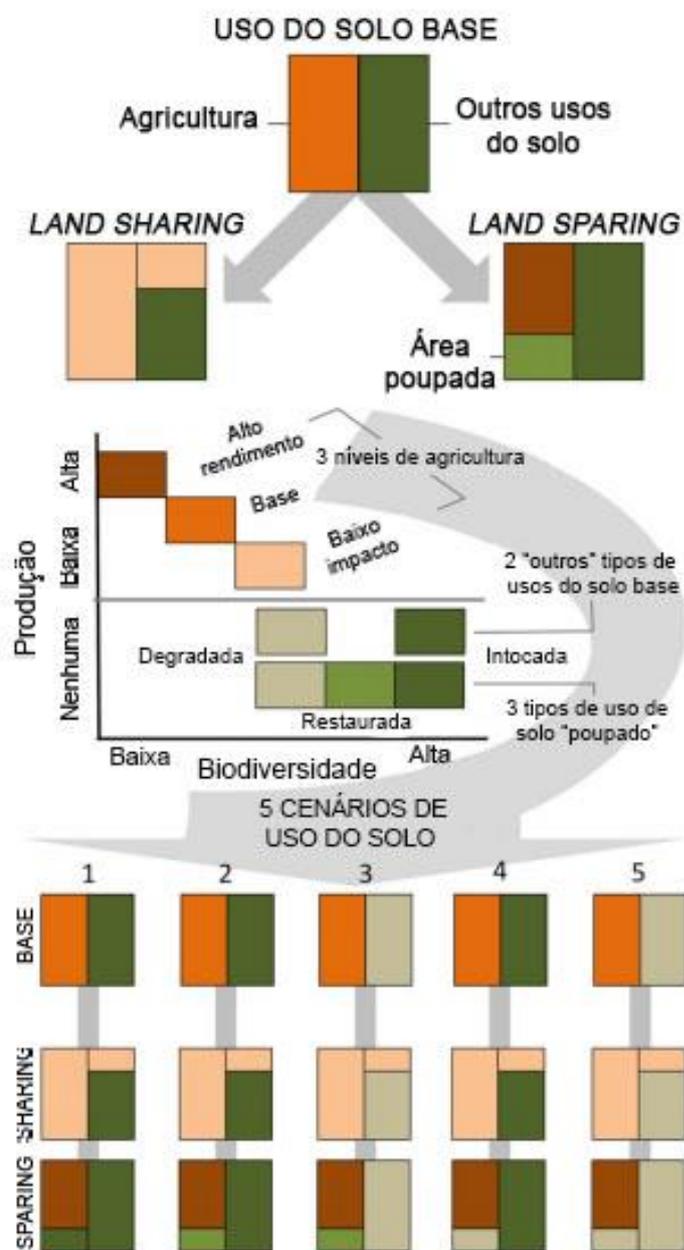
Isso porque, diferentemente das APPs, as RL não possuem áreas espacialmente definidas pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa em cada imóvel rural, podendo ser alocadas a partir de diferentes critérios, os quais, preferencialmente, devem levar em consideração o plano de bacia hidrográfica; o Zoneamento Ecológico-Econômico; a formação de corredores ecológicos com outra RL, com APP, com UC ou com outra área legalmente protegida; as áreas de maior importância para a conservação da biodiversidade; e as áreas de maior fragilidade ambiental (BRASIL, 2012b).

Assim, a delimitação das áreas de RL, por exemplo, pode ser realizada utilizando-se diferentes estratégias de planejamento territorial, tais como o *Lsh*, em um mosaico de áreas de uso alternativo do solo em meio a áreas naturais e o *Lsp*, cuja essência é o isolamento das APPs ou RL, a depender da análise dos benefícios proporcionados por cada uma delas em relação aos objetivos de planejamento, os quais poderiam ser analisados de forma integrada no âmbito do PRA.

Na figura a seguir (Figura 5), é possível verificar a comparação entre as estratégias *Lsh* e *Lsp* em relação ao *trade-off* biodiversidade - produção agrícola. Levando em conta que o *Lsh* envolve ações que conservam a biodiversidade, mas podem reduzir o rendimento agrícola, para manter uma quantidade constante da produção total, a área agrícola provavelmente precisará aumentar. Já o *Lsp* envolve o aumento da produção agrícola, o que, em alguns casos, pode reduzir a conservação da biodiversidade da agricultura. Nessa imagem, também são retratadas cinco combinações das duas estratégias em um contínuo de possibilidades.

Com a observação dos padrões e arranjos dos cenários de uso do solo formados pelas diferentes proporções das áreas destinadas à conservação das estratégias *Lsh* e *Lsp* na Figura 5, é possível reconhecer pontos de correlação com os padrões de espacialização dos requerimentos de conservação previstos na Lei de Proteção da Vegetação Nativa.

Figura 5 - Comparação entre as estratégias *Lsh* e *Lsp* em relação ao *trade-off* biodiversidade-produção agrícola.



Fonte: Adaptado de Law e Wilson (2015).

Levando em conta que essa Lei, em seu art. 66, permite que a recomposição da RL seja feita mediante o plantio intercalado de espécies nativas com exóticas ou frutíferas em sistema agroflorestal e prevê em seu art. 41 incentivos como linhas de financiamento para esse tipo de manejo (BRASIL, 2012b), a Lei de Proteção da Vegetação Nativa pode incentivar a adoção do *Lsh* e de técnicas agrícolas como as agroflorestas no planejamento do uso do solo em imóveis rurais, em consonância com

seu objetivo de contribuir para a conservação e a reabilitação dos processos ecológicos

Contudo, Law e Wilson (2015) observaram que, quando a disponibilidade de terras é menor, há oportunidades limitadas para a expansão da agricultura para compensar a diminuição da produção agrícola, gerando menor preferência pela adoção do *Lsh*.

#### 1.4 CONCLUSÕES

O estudo das estratégias *Lsh* e *Lsp*, que levam em consideração aspectos da Ecologia da Paisagem para orientar a distribuição espacial das áreas de produção e de conservação, pode oferecer suporte para as tomadas de decisão sobre metodologias que promovam a conciliação entre a produção agrícola, a conservação da biodiversidade e a provisão de serviços ecossistêmicos. Assim, a análise das vantagens e desvantagens de cada uma dessas estratégias pode contribuir para um planejamento de paisagens que promova a sustentabilidade a longo prazo.

Por meio da revisão bibliográfica realizada, verifica-se que, 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, especialmente as especialistas e endêmicas, conforme preceitos da Ecologia da Paisagem. Já o *Lsh*, por não requerer a intensificação da agricultura, estando geralmente associado a métodos menos intensivos, apresenta maior potencial de contribuir para a garantia de provisão dos serviços ecossistêmicos.

Contudo, é importante ressaltar que os efeitos gerados pela adoção de cada uma das estratégias dependem essencialmente dos métodos agrícolas empregados, dos requisitos de trabalho, dos mercados e das tecnologias existentes. Além disso, o planejamento de paisagens com múltiplos objetivos demanda a promoção de medidas para garantir a segurança das áreas conservadas, tais como uma forte governança e políticas públicas voltadas ao tema.

Superando-se a dicotomia *Lsh versus Lsp*, uma alternativa pode referir-se à promoção de estratégias de planejamento territorial em uma escala mais ampla ao longo desse contínuo de possibilidades, por meio da criação de grandes áreas cercadas por uma matriz relativamente favorável à biodiversidade, promovendo conectividade por meio de uma combinação de usos do solo.

## REFERÊNCIAS

- ALCOTT, B. Jevons' paradox. **Ecological Economics**, v. 54, n.1, p.9-21, 2005.
- BALMFORD, A. *et al.* Economic reasons for conserving wild nature. **Science**, New Series, v. 297, n. 5583, p. 950-953, ago. 2002.
- BALMFORD, A. *et al.* Global variation in terrestrial conservation costs, conservation benefits, and unmet conservation needs. **Proceedings of the National Academy of United States of America**, v.100, n. 3, p. 1046-1050, fev. 2003.
- BALMFORD, A.; GREEN, R.; PHALAN, B. What conservationists need to know about farming. **Proceedings of the Royal Society B**, v. 279, p. 2714–2724, 2012.
- BALMFORD, B. *et al.* How imperfect can land sparing be before land sharing is more favourable for wild species? **Journal of Applied Ecology**, v. 56, p. 73-84, 2019.
- BORLAUG, N. E. Feeding a world of 10 billion people: the miracle ahead. **In Vitro Cellular & Developmental Biology. Plant**, v. 38, p. 221–228, 2002.
- BRASIL. Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021. Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais; e altera as Leis nºs 8.212, de 24 de julho de 1991, 8.629, de 25 de fevereiro de 1993, e 6.015, de 31 de dezembro de 1973, para adequá-las à nova política. **Diário Oficial [da] União**: Brasília, DF, seção 1, 14 jan. 2021. Disponível em: <https://www2.camara.leg.br/legin/fed/lei/2021/lei-14119-13-janeiro-2021-790989-norma-pl.html>. Acesso em: 20 jun. 2021.
- BRASIL. Decreto nº 7.830, de 17 de outubro de 2012. Dispõe sobre o Sistema de Cadastro Ambiental Rural, o Cadastro Ambiental Rural, estabelece normas de caráter geral aos Programas de Regularização Ambiental, de que trata a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, e dá outras providências. **Diário Oficial [da] União**: Brasília, DF, seção 1, 18 outubro 2012a. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/decreto/D7830.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/decreto/D7830.htm). Acesso em: 01 jul. 2021.
- 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 2012b. Disponível em: <http://portal.in.gov.br/>. Acesso em: 14 abr. 2021.
- BROOKS, T. M.; FONSECA, G. A. B; RODRIGUES, A. S. L. Protected areas and species. **Conservation Biology**, v. 18, n. 3, p. 616–618, jun. 2004.
- BURKHARD, B. *et al.* Solutions for sustaining natural capital and ecosystem services. **Ecological Indicators**, v. 21, p. 1–6, 2012.
- CALIXTO, B. Década da Restauração de Ecossistemas é oportunidade para recuperar áreas degradadas no Brasil e no mundo. **WRI Brasil**, 21 maio 2021. Disponível em: <https://wribrasil.org.br/pt/blog/florestas/decada-da-restauracao->

ecossistemas-reflorestamento-recuperacao-areas-degradadas-brasil. Acesso em: 19 jun. 2021.

CANNON, P. G. *et al.* Land-sparing agriculture sustains higher levels of avian functional diversity than land sharing. **Global Change Biology**, v. 25, p. 1576–1590, 2019.

CAPES. **Portal de Periódicos da Capes**. Disponível em: <<https://www-periodicos-capes-gov-br.ez1.periodicos.capes.gov.br/index.php?>>. Acesso em 29 jan. 2021.

EDWARDS, D. P. *et al.* Land-sharing versus land-sparing logging: reconciling timber extraction with biodiversity conservation. **Global Change Biology**, v. 20, p. 183–191, ago. 2013.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 34, p. 487–515, ago. 2003.

FINCH, T. *et al.* Bird conservation and the land sharing-sparing continuum in farmland-dominated landscapes of lowland England. **Conservation Biology**, p. 1–11, 2019.

FISCHER, J. *et al.* Land sparing versus land sharing: moving forward. **Conservation Letters**, v. 7, n. 3, p. 149–157, 2014.

FLORIANO, E. P. Planejamento ambiental. **Caderno Didático**, n. 6, 1 ed. Santa Rosa: ANORGS, 2004, 54 p.

FRANCO, M. de A. R. **Planejamento ambiental para a cidade sustentável**. 2. ed. São Paulo: Annablume, FAPESP, 2008, 258 pp.

GOULART, F.; CARVALHO-RIBEIRO, S.; SOARES-FILHO, B. Farming-biodiversity segregation or integration? Revisiting land sparing versus land sharing debate. **Journal of Environmental Protection**, v. 7, p. 1016-1032, 2016.

GRASS, I. *et al.* Land-sharing/-sparing connectivity landscapes for ecosystem services and biodiversity conservation. **People and Nature**, v. 1, p. 262-272, 2019.

JORGE, L.; EUFRADE-JUNIOR, H.; FERREIRA MARMONTEL, C. **Planejamento Ambiental**. São Paulo: Editora Cubo, 2020.

KONING *et al.* 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.

LAW, E. *et al.* 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.

LAW, E. A.; WILSON, K.A. Providing context for the land-sharing and land-sparing debate. **Conservation Letters**, v. 8, p. 404-413, 2015.

LUSKIN, M. S. *et al.* Study context shapes recommendations of land-sparing and sharing; a quantitative review. **Global Food Security**, v. 16, p. 29-35, 2018.

MACHADO, F. **Novo código florestal brasileiro**: guia para tomadores de decisão em cadeias produtivas e governos. Brasília (DF): WWF Brasil, 2016.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, v. 405, p. 243-253, maio 2000.

MARTINS, T. P.; RANIERI, V. E. L. Sistemas agroflorestais como alternativa para as reservas legais. **Ambiente & Sociedade**, v. 17, n. 3, p. 79-96, 2014.

MARULL, J. *et al.* 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.

METZGER, J. P. O que é ecologia de paisagens? **Biota Neotropica**, Campinas, v. 1, n. 1, p. 1-9, 2001.

MURCIA, C. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 10, n. 2, p.58-62, 1995.

OLIVEIRA JÚNIOR, A, F, D; REIS, Y, T, M. Comparação entre o método de valoração de contingente e o custo de oportunidade para pagamento aos produtores rurais do Programa Conservador das Águas, Igarapé, Minas Gerais. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, v. 9, n.1, p. 138-61, 2020.

PHALAN, B. *et al.* Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. **Science**, v. 333, n. 6047, p. 1289-1291, set. 2011.

PHALAN, B. T. What Have We Learned from the Land Sparing-sharing Model? **Sustainability**, v. 10, p. 1-24, 2018.

ROTHER, E. T. Revisão sistemática X revisão narrativa. **Acta Paulista de Enfermagem**, v. 20, n. 2, jun. 2007.

SANTOS, R. F. dos e SILVA, J. dos S. V. da. Zoneamento para planejamento ambiental: vantagens e restrições de métodos e técnicas. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 21, n. 2, p.221-263, ago. 2004.

SCOPUS. **Welcome to Scopus Preview**. Elsevier. Disponível em: <<https://www.scopus.com/home.uri>>. Acesso em: 19 jan. 2021.

SOUZA, M. T. de; SILVA, M. D. da; CARVALHO, R. de. Revisão integrativa: o que é e como fazer. **Einstein**, v. 8, n. 1, pt. 1, p. 102-106, 2010.

SPAROVEK, G. *et al.* The revision of the Brazilian Forest Act: increased deforestation or a historic step towards balancing agricultural development and nature conservation? **Environmental Science & Policy**, v. 16, p. 65-72, 2012.

SWIFT, M.J., IZAC, A.-M.N., VAN NOORDWIJK, M. Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes: are we asking the right questions? **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 104, p. 113–134, 2004.

THE NATURE CONSERVANCY. **Planejando paisagens produtivas sustentáveis**, 2014. Disponível em:  
<https://www.tnc.org.br/content/dam/tnc/nature/en/documents/brasil/planejandopaisagensprodutivassustentaveis.pdf>. Acesso em: 28 jan. 2021.

## CAPÍTULO 2

### PLANEJAMENTO TERRITORIAL DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO PEDRO - IMBAÚ/PR

#### 2.1 INTRODUÇÃO

De acordo com Jorge, Eufrade-Junior e Marmontel (2020), a bacia hidrográfica é uma unidade comumente utilizada para o planejamento territorial, pois, devido à coesão geográfica da bacia e ao seu funcionamento ser baseado em torno do elemento água, os impactos ambientais e socioeconômicos das atividades humanas podem ser analisados com mais facilidade, com cada impacto gerando um efeito específico na produção e na qualidade da água.

A adoção da bacia hidrográfica como escala de planejamento territorial proporciona que, por meio da observação e análise dos corpos hídricos, percebam-se indicadores do estado de conservação do solo, se há processos erosivos em andamento ou a condição da vegetação natural na bacia hidrográfica, uma vez que todos os sistemas, bióticos e abióticos, estão conectados (JORGE, EUFRADE-JUNIOR; MARMONTEL, 2020).

Nas cabeceiras das microbacias hidrográficas, é estabelecida uma íntima relação da cobertura florestal com a qualidade da água, a qual é regulada por uma série de serviços ecossistêmicos (LIMA, 2000). A manutenção desses mecanismos naturais tem se mostrado cada vez mais importante, já que a água com qualidade é essencial para a vida e para o desenvolvimento econômico e social. Ademais, o manejo do uso do solo na bacia hidrográfica pode influenciar, além da qualidade de água, aspectos como seu custo de tratamento e o grau de insegurança no tratamento e oferta de água (REIS, 2012), os quais constituem critérios econômicos que podem ser levados em consideração no planejamento de paisagens.

De acordo com Randhir *et al.* (2001), além das fontes de poluição da água como efluentes urbanos e substâncias utilizadas na indústria e na agropecuária, existe a poluição difusa, cuja fonte mais importante são os sedimentos gerados pela erosão do solo, consequência do desmatamento e de outras atividades antrópicas. A poluição difusa está associada a impactos ambientais negativos, tais como a eutrofização e

danos a sistemas aquáticos, alta turbidez de fontes de água para abastecimento público, assoreamento e mudanças de vazão em cursos hídricos etc.

Assim, embora a erosão, o intemperismo e a sedimentação sejam processos naturais que geram a poluição difusa, a mudança do uso e da cobertura do solo constituem fatores que podem influenciar negativamente tais processos.

Levando em conta os aspectos supracitados, a Bacia Hidrográfica do Rio São Pedro em Imbaú, no Paraná foi adotada como local de estudo para a simulação de diferentes estratégias de planejamento territorial, a partir do embasamento teórico sobre *Lsh* e *Lsp* analisado no Capítulo 1. Embora existam várias iniciativas de planejamento na área, ainda falta uma que contemple uma visão holística e integrada da bacia como um todo, especialmente se for considerado que 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.

A bacia hidrográfica em estudo é ocupada majoritariamente por unidades rurais produtivas: aproximadamente 60% por uma empresa produtora de celulose e 40% por propriedades de pequeno porte com cultivos e finalidades agropecuárias variadas.

Levando em conta que existem *trade-offs* entre a biodiversidade e a conservação da água quando o planejamento territorial prioriza a promoção de um único tipo de serviço (KENNEDY *et al.*, 2016), o objetivo geral deste capítulo é examinar as complementaridades e *trade-offs* entre a conservação da biodiversidade e a provisão de serviços ecossistêmicos para a manutenção da qualidade da água por meio do emprego das estratégias de *Lsh* e *Lsp* e identificar potenciais limiares para ambos os aspectos em um contínuo de possíveis combinações de uso do solo.

Os objetivos específicos incluem a elaboração de três cenários de uso e ocupação do solo no local de estudo valendo-se de técnicas de geoprocessamento em SIG, sendo eles: Cenário 1 - C1 (Mapa de uso do solo em 2008), Cenário 2 - C2 (Mapa de espacialização dos parâmetros da Lei de Proteção da Vegetação Nativa - Lei n.º 12.651/12) e Cenário 3 - C3 (Mapa de planejamento da vegetação na escala da bacia), elaborado a partir de uma abordagem intermediária entre o *Lsh* e o *Lsp*.

Outros objetivos específicos incluem o cálculo das métricas de paisagem e da produção de sedimentos nos três cenários; e a análise e comparação dos resultados obtidos para explorar o contínuo de possibilidades entre as estratégias *sharing-sparing*. Para tanto, foram utilizados *softwares* em ambiente SIG, permitindo a

comparação dos resultados dos três cenários em relação à conservação da biodiversidade e à manutenção da qualidade da água na bacia estudada.

## 2.2 MATERIAL E MÉTODOS

As etapas do estudo incluíram a caracterização da área de estudo, incluindo delimitação da bacia hidrográfica, aspectos físicos, distribuição fundiária, uso do solo e vegetação. Posteriormente, foi utilizado o *software ArcGIS 10.6.6* e a extensão *Vector-based Landscape Analys Tool Extension (V-LATE) 2.0* 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 para o cálculo da estimativa de produção de sedimentos.

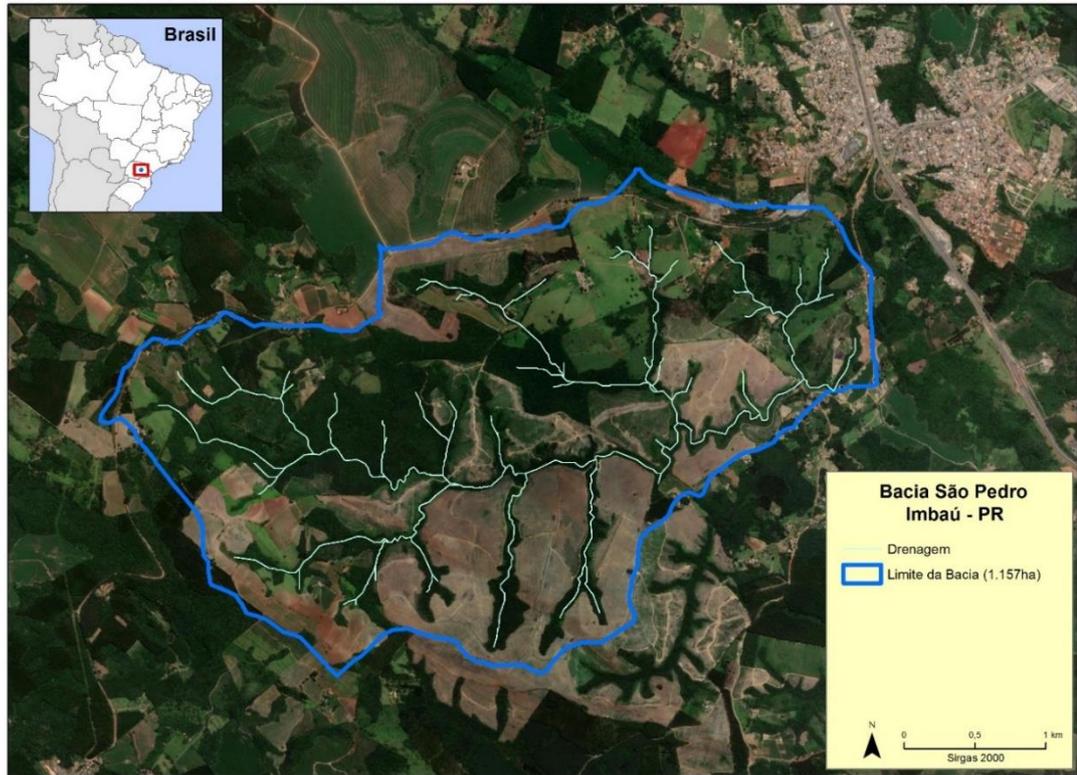
### 2.2.1 Caracterização da área de estudo

A Bacia Hidrográfica do Rio São Pedro abrange parte do município de Imbaú, que está situado no interior do Estado do Paraná, e pertence à mesorregião do centro oriental paranaense e 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. Sua população estimada é de 12.697 habitantes (CÂMARA MUNICIPAL DE IMBAÚ, 2021).

Segundo o método de Otto Pfafstetter, estabelecido pela Resolução nº 30/02 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) como a codificação oficial de bacias hidrográficas no Brasil (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, [s.d.]), a bacia em estudo é classificada em nível 6, pertencendo à Bacia hidrográfica do Alto Tibagi.

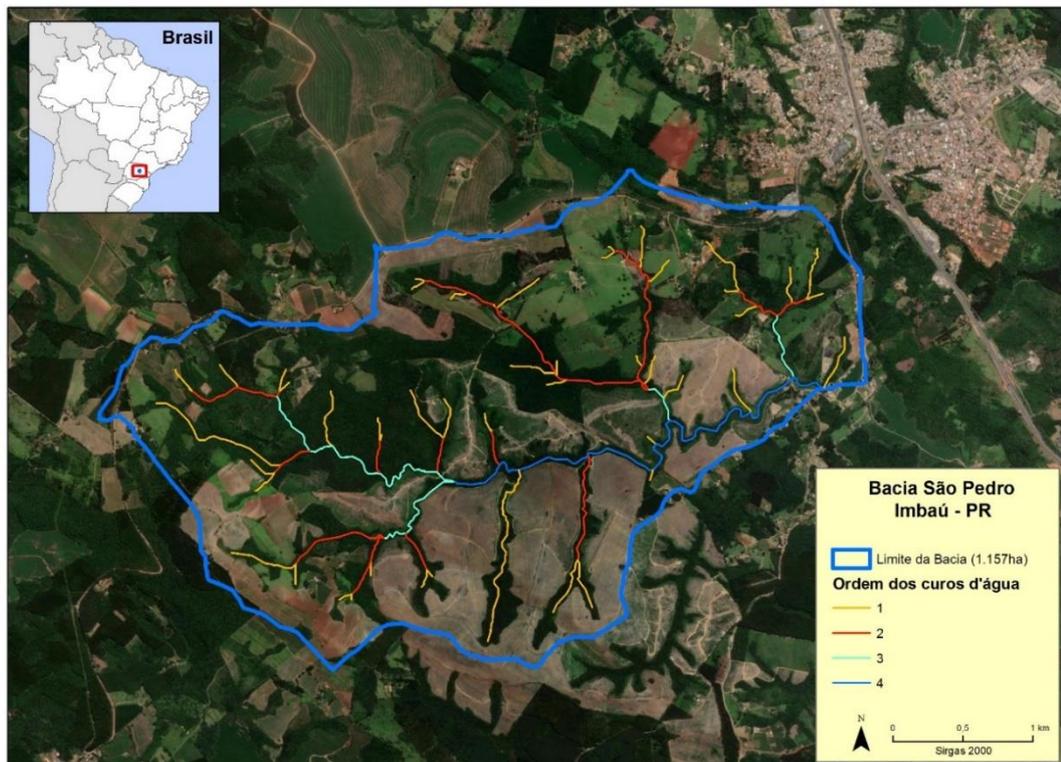
A Bacia do Rio São Pedro (Figuras 6 e 7) serve como bacia de contribuição para o abastecimento público de água de Imbaú, que está sob responsabilidade da Companhia de Saneamento do Paraná (SANEPAR). O abastecimento é feito a partir da captação outorgada no Rio São Pedro, que é de 2640 m<sup>3</sup> por dia (ÁGUAS PARANÁ, 2018). Nas bases oficiais do Paraná, o Rio São Pedro está nomeado como Rio dos Furneiros; no entanto, os habitantes de Imbaú, por questões históricas, denominam o curso d'água de Rio São Pedro. Assim, será utilizada a denominação adotada pela população.

Figura 6 - Bacia Hidrográfica do Rio São Pedro



Fonte: Elaboração própria.

Figura 7 - Ordem dos cursos d'água na Bacia Hidrográfica do Rio São Pedro



Fonte: Elaboração própria.

O tipo de solo na Bacia do Rio São Pedro refere-se a latossolos vermelhos nas regiões das cabeceiras e a cambissolos nas baixadas (INSTITUTO ÁGUA E TERRA DO PARANÁ, 2020). 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). A caracterização física da Bacia do Rio São Pedro pode ser observada na Tabela 2:

Tabela 2 - Caracterização física da Bacia Hidrográfica do Rio São Pedro

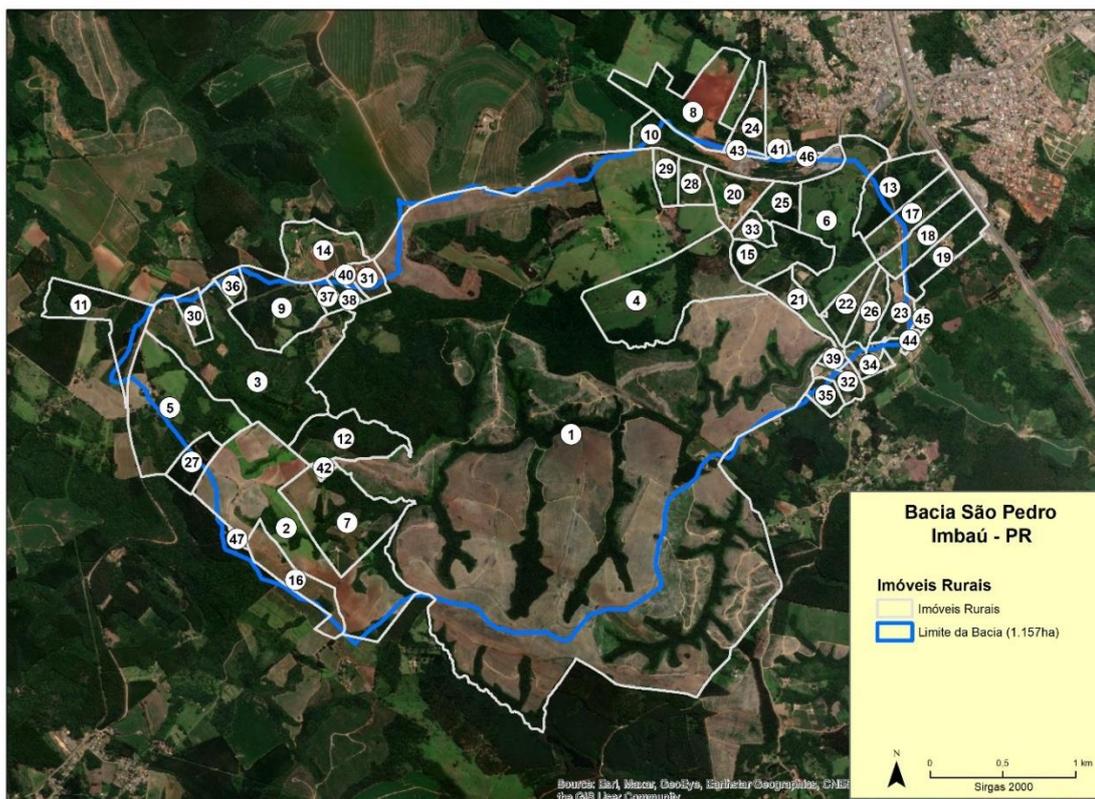
<b>Características físicas</b>	<b>Sigla</b>	<b>Valor</b>
Área	A	1.156,71 ha
Densidade de drenagem	Dd	2,4 km/km <sup>2</sup>
Fator de forma	Kf	0,4
Declividade e orientação	-	Drena para leste
Altitude média	-	940 metros
Ordem dos rios	-	4 <sup>a</sup> ordem

Fonte: Elaboração própria.

Obs: Densidade de drenagem (Dd) expressa a relação entre o comprimento total dos cursos d'água de uma bacia e a sua área total: valores entre 1,5 e 2,5 km/km<sup>2</sup> apresentam drenagem boa; Fator de forma (Kf) é a razão entre a largura média da bacia e o comprimento do eixo da bacia da foz ao ponto mais longínquo da área: fatores de forma com valores abaixo de 0,5 representam que a bacia não está sujeita a grandes enchentes (PALARETTI, [s.d.]).

Adotou-se como área de estudo a área total das propriedades que fazem intersecção com o limite territorial da Bacia do Rio São Pedro, incorporando-se desse modo as porções de terra dessas propriedades que eventualmente ultrapassem os limites da bacia (Figura 8), totalizando 1.512,76 hectares. Na bacia, localizam-se cerca de 50 imóveis rurais, sendo que a distribuição fundiária da área de estudo foi extraída da compilação de propriedades rurais executada pela *The Nature Conservancy (TNC)*, entre agosto de 2015 e novembro de 2017, para fins de embasamento do Cadastro Ambiental Rural (CAR).

Figura 8 - Distribuição fundiária na Bacia Hidrográfica do Rio São Pedro

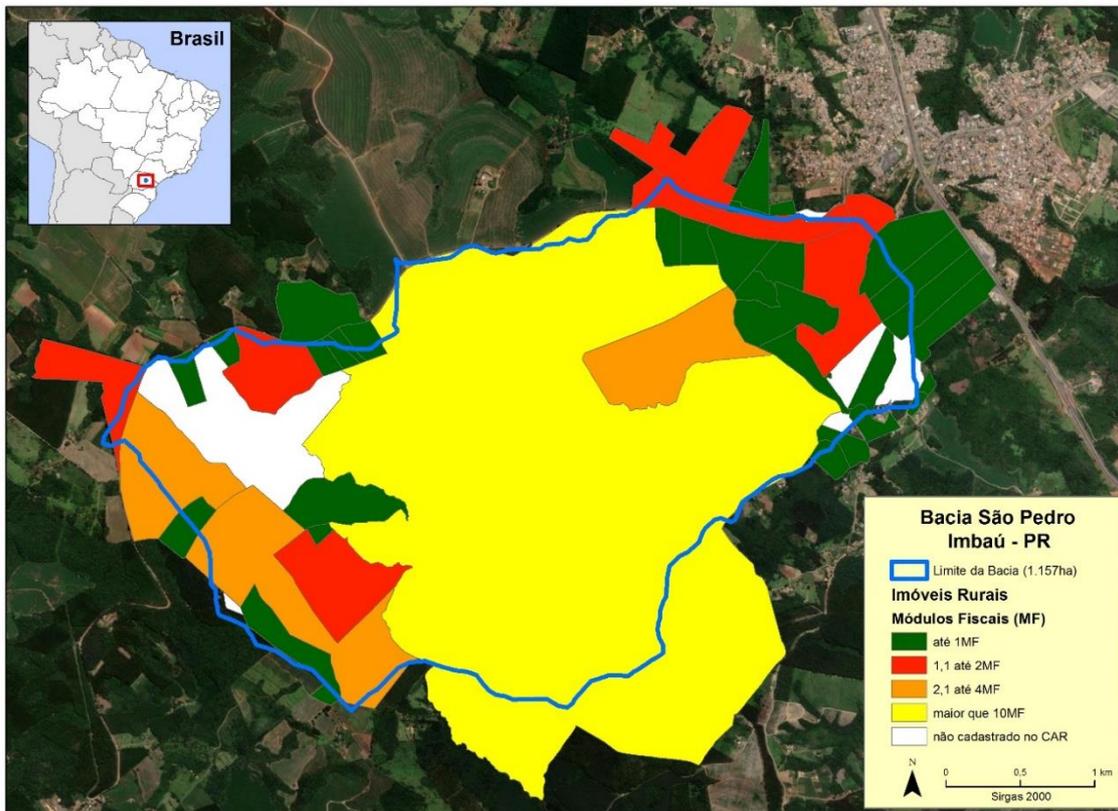


Fonte: Adaptado de base de dados compilados pela TNC, disponível em: <[www.matassociais.cargo.com.br](http://www.matassociais.cargo.com.br)> e Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SiCAR) (Acesso em 2021).

A sistematização das informações da base do CAR foi uma das etapas iniciais do programa Matas Sociais, uma iniciativa conjunta do Serviço Brasileiro de Apoio às Micro e Pequenas Empresas (Sebrae), da organização internacional TNC, da Klabin S/A e da Organização da Sociedade Civil de Interesse Público (OSCIP) Apremavi que tem como objetivo contribuir com o planejamento sustentável e para a adequação ambiental das propriedades rurais nos municípios da região de Ortigueira, Telêmaco Borba e Imbaú no Paraná.

A Figura 9 representa uma classificação dos imóveis rurais na Bacia Hidrográfica do Rio São Pedro de acordo com seus respectivos tamanhos, em unidades de módulos fiscais. A área destacada em amarelo corresponde à área arrendada por uma empresa produtora de celulose que atua na região, com 856 hectares, ocupando 60% da bacia.

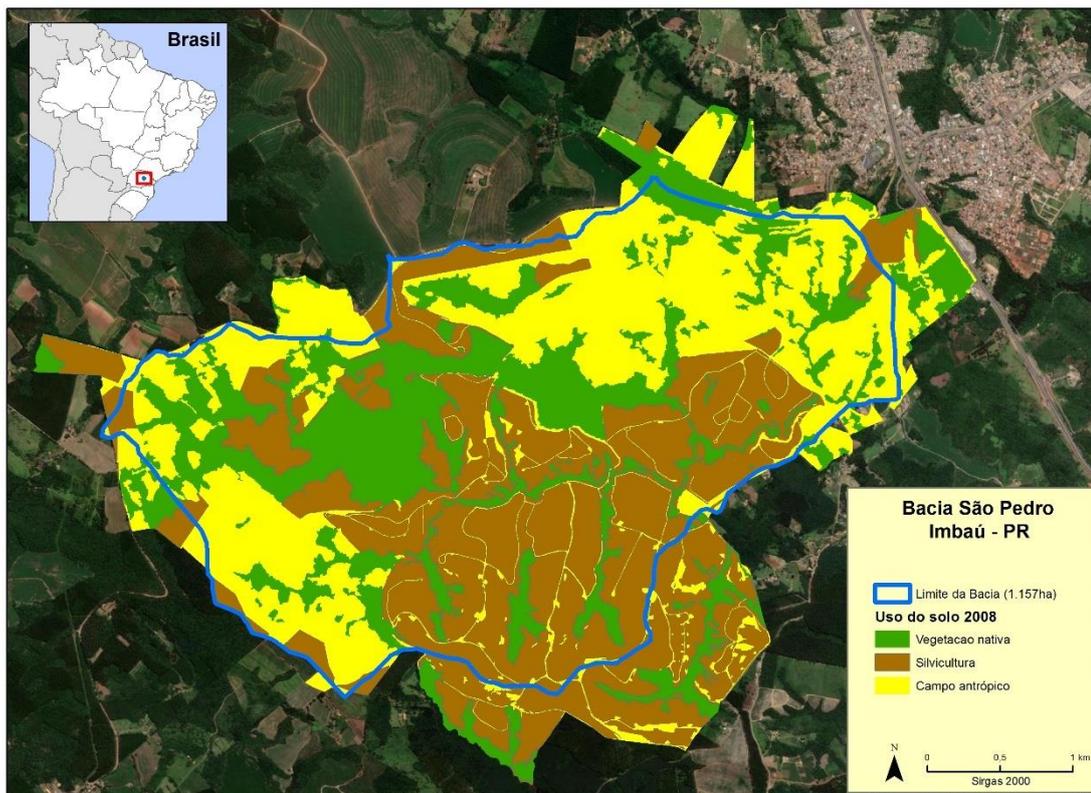
Figura 9 – Módulos fiscais dos imóveis rurais na Bacia Hidrográfica do Rio São Pedro



Fonte: Elaboração própria.

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. A Figura 10 ilustra o uso e ocupação do solo na área de estudo no ano de 2008.

Figura 10 - Uso e ocupação do solo no ano de 2008 na Bacia Hidrográfica do Rio São Pedro



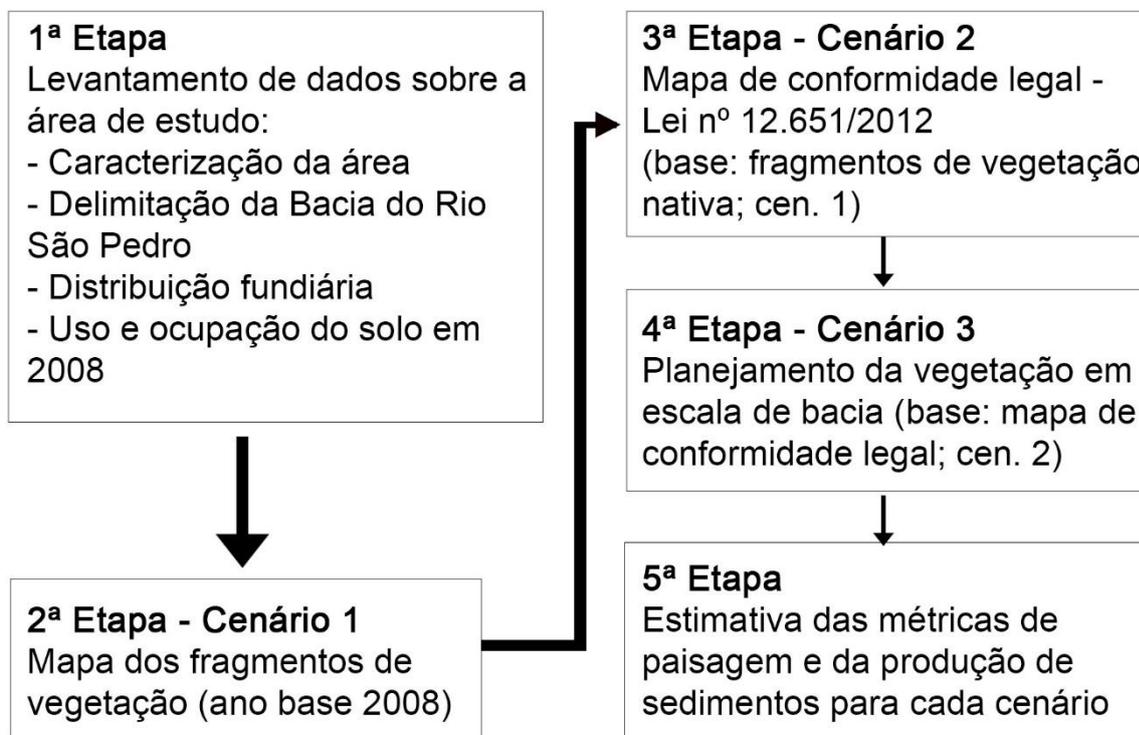
Fonte: Vegetação nativa (adaptada de base de dados compilados pela TNC, disponível em: <<http://www.matassociais.cargeo.com.br>>); silvicultura (adaptada de imagens históricas do Google Earth PRO); e campo entrópico (autor).

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 extrato arbóreo.

### 2.2.2 Procedimentos metodológicos

Os procedimentos metodológicos foram divididos em cinco etapas, conforme esquematizado na Figura 11:

Figura 11 - Etapas dos procedimentos metodológicos.



Fonte: Elaboração própria.

### 2.2.3 Elaboração dos mapas e compatibilização dos dados

Foi utilizado o *software ArcGIS* versão 10.6.6 para o geoprocessamento dos dados utilizados neste estudo, os quais foram organizados na Tabela 3.

Tabela 3 - Dados utilizados na elaboração dos mapas

<b>Tema (Layer)</b>	<b>Método</b>	<b>Fonte</b>
Hidrografia	Modelo digital de terreno hidrologicamente consitido (MDT-HC) <i>ArcMap</i> > <i>Spatial analyst tools</i> > <i>Hydrology toolset</i> > <i>Flow Accumulation</i> > <i>Flow Direction</i> > Drenagem	Elaboração própria.
Ordem dos rios	Drenagem > <i>ArcMap</i> > <i>Spatial analyst tools</i> > <i>Hydrology toolset</i> > <i>Stream order</i> (Classificação de <i>Strahler</i> )	Elaboração própria.
Limite da bacia	MDT-HC > <i>ArcMap</i> > <i>Spatial analyst tools</i> > <i>Hydrology toolset</i> > <i>Watershed tool</i>	Elaboração própria.
Distribuição fundiária	Correção topográfica e compatibilização dos dados da base do CAR (TNC 2017, SiCAR 2021 e Klabin SA 2021).	Dados da base do CAR. Disponível no SiCAR (Acesso em 2021).
Vegetação nativa	Compatibilização em mapeamento dos fragmentos florestais remanescentes em imagem SPOT5, com 2,5 metros de resolução, ano de 2008	Base de dados compilados pela TNC em 2017. Disponível em: <a href="http://www.matassociais.cargeo.com.br">http://www.matassociais.cargeo.com.br</a> .
Campo antrópico	Vetorização manual - fotointerpretação sobre imagens históricas Google Earth PRO	Elaboração própria.
Silvicultura	Vetorização manual - fotointerpretação sobre imagens históricas Google Earth PRO	Elaboração própria.

Fonte: Elaboração própria.

### 2.2.3.1 Cenário 1

Para a elaboração do Cenário 1 - C1 (Mapa de uso do solo em 2008), 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*. A área total de vegetação nativa localizada em APP no C1 foi de 109,92 ha.

Para submeter esse mapa ao V-LATE em etapa a ser explicada com maior profundidade a seguir, foi necessário preparar as camadas vetoriais do C1 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.

### 2.2.3.2 Cenário 2

Para a confecção do Cenário 2 - C2 (Mapa de conformidade legal - Lei n.º 12.651/12), 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 APPs (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*, sendo elas:

I) as faixas marginais de qualquer curso d’água natural perene e intermitente, excluídos os efêmeros com largura, desde a borda da calha do leito regular, em largura mínima de:

- a) 30 (trinta) metros, para os cursos d’água de menos de 10 (dez) metros de largura;
- b) 50 (cinquenta) metros, para os cursos d’água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura;
- c) 100 (cem) metros, para os cursos d’água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura;
- d) 200 (duzentos) metros, para os cursos d’água que tenham de 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura;
- e) 500 metros, para os cursos d’água que tenham largura superior a 600 metros; (...)

IV) áreas no entorno das nascentes e dos olhos d’água perenes: raio mínimo de 50 (cinquenta) metros (BRASIL, 2012).

Ressalta-se que não existem APPs pertencentes às demais categorias (declividade, topo de morro, reservatórios artificiais, lagos e lagoas naturais e outras) na área de estudo. A Tabela 4 sumariza a espacialização dos requisitos da Lei de Proteção da Vegetação Nativa.

Tabela 4 - Espacialização dos parâmetros da Lei de Proteção da Vegetação Nativa

<b>Descrição da área</b>	<b>Área de estudo (ha)</b>	<b>Bacia (ha)</b>
Vegetação nativa total	405,67	316,06
APP curso d’água 30m	202,97	158,78
APP nascente 50m	23,70	16,48
APP total	226,52	175,20
Vegetação nativa em APP	140,20	109,92
APP sem vegetação nativa	86,32	65,28
Vegetação nativa fora de APP	265,47	206,14
Área total	1512,76	1156,71

Fonte: Elaboração própria.

No caso de supressão de vegetação situada em APP, as faixas mínimas de recomposição obrigatória previstas no art. 61-A da Lei de Proteção da Vegetação Nativa são:

§ 1º Para os imóveis rurais com área de até 1 (um) módulo fiscal que possuam áreas consolidadas em Áreas de Preservação Permanente ao longo de cursos d'água naturais, será obrigatória a recomposição das respectivas faixas marginais em 5 (cinco) metros, contados da borda da calha do leito regular, independentemente da largura do curso d'água.

§ 2º Para os imóveis rurais com área superior a 1 (um) módulo fiscal e de até 2 (dois) módulos fiscais que possuam áreas consolidadas em Áreas de Preservação Permanente ao longo de cursos d'água naturais, será obrigatória a recomposição das respectivas faixas marginais em 8 (oito) metros, contados da borda da calha do leito regular, independentemente da largura do curso d'água.

§ 3º Para os imóveis rurais com área superior a 2 (dois) módulos fiscais e de até 4 (quatro) módulos fiscais que possuam áreas consolidadas em Áreas de Preservação Permanente ao longo de cursos d'água naturais, será obrigatória a recomposição das respectivas faixas marginais em 15 (quinze) metros, contados da borda da calha do leito regular, independentemente da largura do curso d'água.

§ 4º Para os imóveis rurais com área superior a 4 (quatro) módulos fiscais que possuam áreas consolidadas em Áreas de Preservação Permanente ao longo de cursos d'água naturais, será obrigatória a recomposição das respectivas faixas marginais: (...)

II - nos demais casos, conforme determinação do PRA, observado o mínimo de 20 (vinte) e o máximo de 100 (cem) metros, contados da borda da calha do leito regular.

§ 5º Nos casos de áreas rurais consolidadas em Áreas de Preservação Permanente no entorno de nascentes e olhos d'água perenes, será admitida a manutenção de atividades agrossilvipastoris, de ecoturismo ou de turismo rural, sendo obrigatória a recomposição do raio mínimo de 15 (quinze) metros.

O módulo fiscal é um conceito introduzido pela Lei nº 6.746/1979 e expressa a área mínima necessária para que uma unidade produtiva seja economicamente viável. O valor dessa unidade de medida varia de 5 a 110 hectares, sendo fixado pelo Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA) para cada município levando-se em conta o tipo de exploração predominante, a renda obtida no tipo de exploração predominante, outras explorações existentes no município que sejam expressivas em função da renda ou da área utilizada e o conceito de "propriedade familiar". Para o município de Imbaú (PR), o módulo fiscal corresponde a 20 ha (EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA, [s.d.]).

Em relação às Reservas Legais, a anistia prevista no art. 67 da Lei de Proteção da Vegetação Nativa de 2012 determina que, nos imóveis rurais que detinham, em 22 de julho de 2008, área de até 4 módulos fiscais e que possuam remanescente de vegetação nativa em percentuais inferiores ao previsto no art. 12, a Reserva Legal será constituída com a área ocupada com a vegetação nativa existente em 22 de julho

de 2008, vedadas novas conversões para uso alternativo do solo (BRASIL, 2012). Segundo a Lei, não há, portanto, obrigatoriedade de recomposição da vegetação nesses casos.

Assim, entre os 50 imóveis rurais existentes na área de estudo, apenas um deles possui área superior a 4 módulos fiscais, embora não apresente passivo, não requerendo, portanto, a espacialização da RL.

Para obter o C2, as áreas da faixa mínima de recomposição obrigatória em APP, como disposto na Tabela 5, foram sobrepostas à base gerada no C1 do comando *Merge* do *ArcMap*. A área total de vegetação nativa em APP no C2 passou a ser de 129 ha.

Tabela 5 - Distribuição de áreas (ha) em cada categoria, com destaque para a faixa mínima de recomposição obrigatória

Módulos fiscais (20 ha)	Nº imóveis	Área total dos imóveis	Área total de vegetação	Faixa mínima de recomposição obrigatória (curso d'água + nascente)	Passivo em faixa mínima
1MF	31	234,8	62,0	5,9	1,82
1.1 - 2MF	6	171,2	57,2	5,3	1,3
2,1 - 4MF	3	163,3	41,0	8,0	1,2
4,1 - 10	0	0,0	0,0	0,0	0
> 10MF	1	849,5	209,8	119,0	45,23
Sem classe	6	86,5	35,6	17,4	3,25
Total		1505,3	405,7	155,6	52,8

Fonte: Elaboração própria.

### 2.2.3.3 Cenário 3

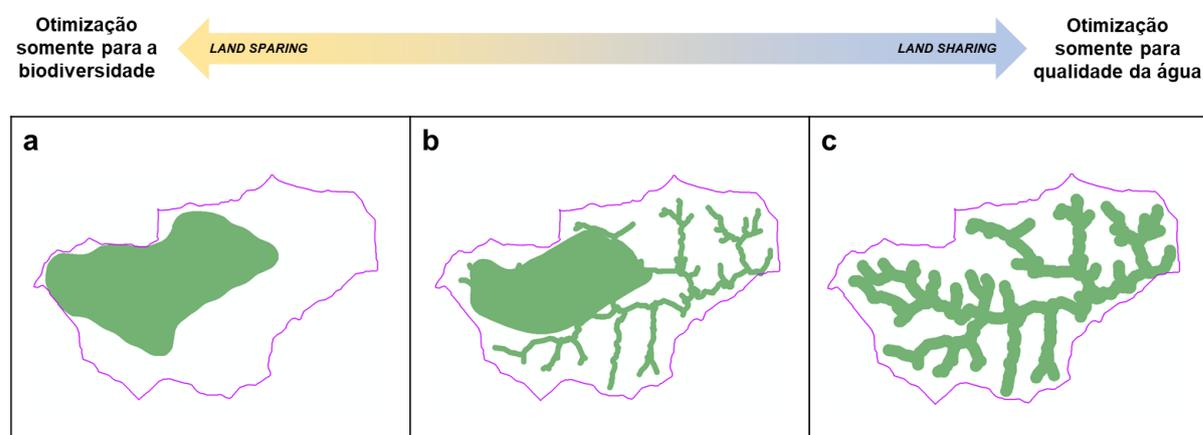
No Cenário 3 - C3 (Mapa de planejamento da vegetação na escala da bacia), foi utilizada a composição de área do C2, que, em seguida, foi reconfigurada para dentro dos limites da Bacia do Rio São Pedro, seguindo os preceitos do *Lsh* (vegetação espalhada) e *Lsp* (vegetação concentrada), em proporção 1:1.

Segundo Kennedy *et al.* (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. As áreas úmidas e as matas ciliares encontradas nesses locais têm maior capacidade de retenção de poluentes em relação a outros tipos de

cobertura de solo, devendo ser preferencialmente preservadas quando a qualidade da água é o objetivo.

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 12).

Figura 12 – Padrões de uso resultantes do gradiente *Lsh-Lsp*.



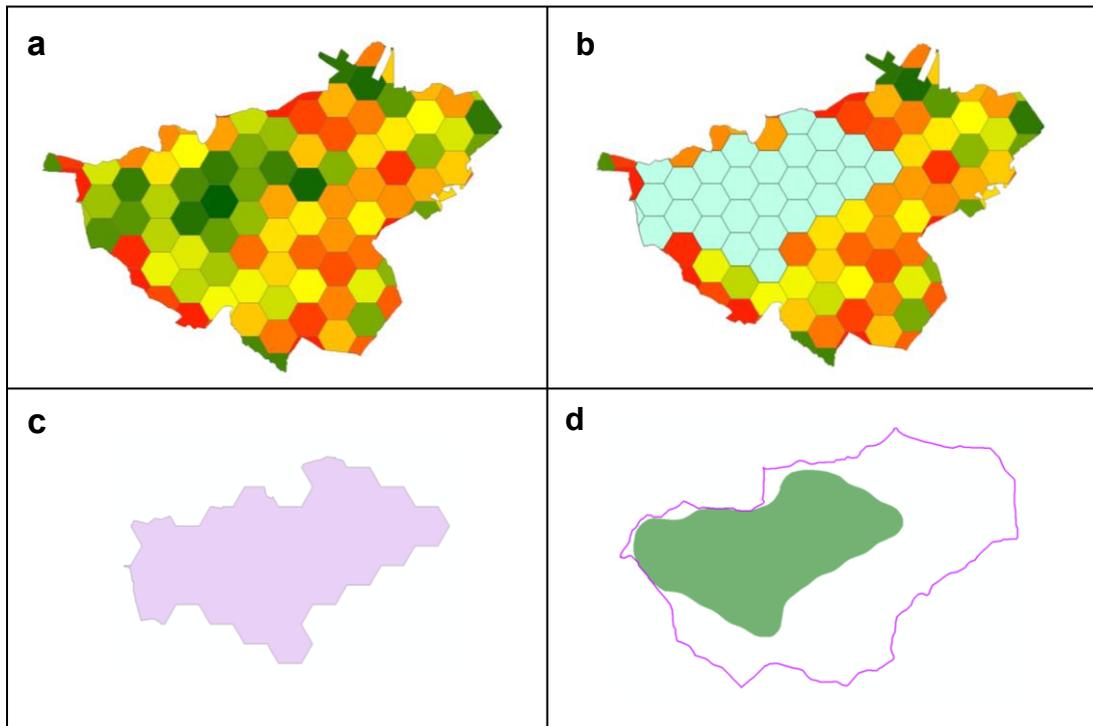
Fonte: Elaboração própria.

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

Para identificar a área 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). O *Patch Analyst* foi utilizado porque sua versão para dados matriciais (*Patch Grid*) tem a capacidade de realizar esse cálculo por regiões, diferente do *V-LATE*, que calculou por fragmentos (vetores). Assim, para o estabelecimento das regiões, após uma série de testes com diferentes áreas (1, 10, 20, 30, 40 e 50 hectares), foi 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, com as cores mais esverdeadas representando maiores concentrações de fragmentos. O processo metodológico para a identificação da região com maior incidência de fragmentos florestais dentro da bacia pode ser observado na Figura 13.

Figura 13 - a - Patch Grid "Spatial Statistics (by Regions)" b - Merge das regiões com maior proporção de vegetação nativa. c - Union. d - Smooth. Limite bacia para referência.



Fonte: Elaboração própria.

## 2.2.4 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 *et al.*, 2015).

As métricas de paisagem foram calculadas por meio do *software ArcGIS 10.6.6* e sua extensão gratuita *V-LATE 2.0*, que fornece um conjunto das métricas mais comuns para cobrir investigações ecológicas básicas relacionadas à estrutura, descrevendo a forma, a configuração e a composição do padrão de paisagem (LANG, 2003; LANG; BLASCHKE, 2009).

Para a área de estudo em questão, as métricas da paisagem incluíram: (1) Número de fragmentos, (2) Área dos fragmentos, (3) Área *core* (núcleo), (4) Índice de forma e (5) 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.

A métrica “(1) Número de fragmentos” possibilita a quantificação das áreas contendo remanescentes florestais. Já a métrica “(2) Área dos fragmentos” é relevante na medida em que áreas maiores abrigam populações maiores e possuem maior variedade de habitats, além de apresentarem efeitos de borda reduzidos (PRIMACK; RODRIGUES, 2001).

A métrica “(3) Áreas *core*”, por sua vez, representa os espaços internos dos fragmentos que não são afetados pelo efeito de borda (LANG; BLASCHKE; 2009), o que pode interferir na abundância e na distribuição das espécies. A análise da área *core* cria um novo 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.

Em relação ao “(4) Índice de forma”, fragmentos que possuem uma forma próxima à circular minimizam a relação borda/área e apresentam menor interação com a matriz (PRIMACK; RODRIGUES, 2001). Assim, a análise de forma possibilita entender qual o grau de influência do efeito de borda nos fragmentos. Valores tendendo a 1 representam os fragmentos com forma mais simples e valores tendendo a 2, os mais complexos (LANG; BLASCHKE, 2009).

Por fim, o “(5) Índice de proximidade” permite avaliar o grau de isolamento dos fragmentos, independentemente do tamanho, e a possibilidade de existência de corredores ou “trampolins ecológicos” (PIRES *et al.*, 2015). Neste trabalho, o tamanho da área de influência (*Buffer*) de proximidade escolhido foi de 500 metros (PACIÊNCIA; PRADO, 2004).

Na tabela 6, estão descritos os índices avaliados no *V-LATE* para cada uma das métricas de paisagem.

Tabela 6 – Índices e métricas de paisagem avaliados

Métrica de paisagem	Sigla	Nome	Unidade	Descrição
(1) Número de fragmentos	NP	Número de fragmentos	Adim.	Somatório da quantidade de fragmentos na paisagem
(2) Área dos fragmentos	CA	Área total do fragmento	ha	Somatório das áreas de todos os fragmentos na paisagem
(3) Áreas core	NCA	Número total de áreas core	Adim.	Somatório da quantidade de áreas core na paisagem ou dentro de cada fragmento ao nível de classe
	TCCA	Tamanho total das áreas core	ha	Somatório do tamanho das áreas core na paisagem
	CAI	Quantidade relativa de áreas core	%	Medida relativa da quantidade de áreas core na paisagem
(4) Índice de forma	MPAR	Razão média do perímetro pela área dos fragmentos	m/m <sup>2</sup>	Tamanho do fragmento em relação à sua borda
	MFRACT	Dimensão fractal média (em escala de paisagem)	Adim.	Complexidade em relação ao tamanho do total dos fragmentos
	FD	Dimensão fractal (em escala de fragmentos)	Adim.	Complexidade em relação ao tamanho do total dos fragmentos
(5) Índice de proximidade	Mean_Proximity	Índice de proximidade médio	Adim.	Distância média em relação ao fragmento mais próximo

Fonte: Elaboração própria com base em Lang e Blaschke (2009).

\*Obs: A sigla “Adim.” significa “adimensional”.

### 2.2.5 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 *et al.*, 2001; REIS, 2012), foram calculadas as estimativas de produção de sedimentos na Bacia do Rio São Pedro. Essas análises permitiram avaliar de que forma as estratégias de planejamento de paisagens podem gerar alterações em indicadores da qualidade da água que abastece o município de Imbaú.

Os cálculos foram realizados por meio do *software* livre *InVEST- SDR* versão 3.7.0, desenvolvido pelo *Natural Capital Project*, uma parceria entre *Stanford University*, *Chinese Academy of Sciences*, *University of Minnesota*, *Stockholm*

*Resilience Centre, The Nature Conservancy e World Wildlife Fund*. O *InVEST* consiste em um conjunto de modelos usados para mapear e avaliar os bens e serviços ambientais, proporcionando uma ferramenta para avaliar os objetivos ambientais e econômicos para subsidiar diferentes escolhas de gerenciamento (STANFORD UNIVERSITY, [s.d.]).

A estimativa da produção de sedimento anual (ton/ha) para os cenários 1, 2 e 3 foi feita por meio da Equação Universal da Perda de Solo Revisada (RUSLE) e da Razão de Transferência de Sedimentos (*Sediment Delivery Ratio* - SDR). A RUSLE pode ser expressa por:

(RUSLE)  $A = R \times K \times L \times S \times C \times P$ , em que:

A = perda de solo, em t/ha/ano;

R = fator erosividade da chuva, em MJ/ha\*mm/h;

K = fator erodibilidade do solo, em t/ha.MJ\*ha/mm\*h;

LS = fator comprimento de rampa - declividade, adimensional;

C = fator uso e manejo do solo, adimensional; e

P = fator práticas conservacionistas, adimensional.

Nessa equação, o fator erosividade (R) refere-se ao poder erosivo da chuva no solo exposto de determinada região, o qual é influenciado não só pela quantidade de chuva que atinge a localidade, mas também pela sua intensidade, duração e distribuição (NETTO; VIRGENS FILHO; NEVES, 2018).

Já o fator erodibilidade (K) refere-se a uma propriedade do solo que se refere à sua suscetibilidade à erosão, sendo representada pela perda de solo por unidade de índice de erosão da chuva. A infiltração, a permeabilidade, a capacidade total de armazenamento de água no solo e as propriedades que resistem às forças de dispersão, salpico, abrasão e transporte pelo escoamento influenciam na erodibilidade do solo (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1993).

Segundo Costa *et al.* (2005), o fator comprimento de rampa - declividade (LS) incorpora os efeitos da topografia no processo erosivo relacionando o comprimento da encosta (L) e o gradiente (S), representando a taxa de perda de solo por unidade padrão de área em determinada porcentagem de declive.

Por sua vez, o fator uso e manejo do solo (C) é a relação esperada entre as perdas de solo em um terreno com cobertura vegetal ou cultivado em comparação a um terreno exposto, cujo fator é igual a 1 (BERTONI; LOMBARDI NETO, 1993).

O fator de práticas conservacionistas (P) representa a razão entre a perda de solo que ocorre para uma dada prática conservacionista e aquela que ocorre para

cultivos no sentido do declive máximo do terreno (BERTONI; LOMBARDI, 1985). No caso da impossibilidade na determinação do fator P, utiliza-se o valor 1, que representa a não adoção de práticas conservacionistas (COSTA *et al.*, 2005).

Ressalta-se que os dados de C e P podem ser analisados de forma integrada, representando aspectos relativos ao uso e ocupação do solo (COSTA *et al.*, 2005).

No *InVEST*, o cálculo do desprendimento e transferência do sedimento é feito na escala de pixel (30 x 30 metros) e, ao final, são contabilizados os valores totais. Os dados de entrada foram: (1) Modelo Digital de Terreno Hidrologicamente Consistido (MDT-HC), (2) Erosividade (R), (3) Erodibilidade (K), (4) Uso do solo, (5) Bacia hidrográfica e (6) Tabela biofísica.

O (1) 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 (2) Erosividade corresponde ao valor anual para o município de Telêmaco Borba/PR no período de 1980 a 2009 obtido por Netto, Virgens Filho e Neves (2018), correspondente a 7100,86 MJ/ha\*mm/h. Ressalta-se que valores de erosividade acima de 1000 MJ/ha\*mm/h são considerados elevados (NETTO; VIRGENS FILHO; NEVES, 2018).

Neste trabalho, foram utilizados os dados de (3) 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 *et al.* (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 t/ha.MJ\*ha/mm\*h e 0,300 representam valores médios, verifica-se que o cambissolo háplico é erodível, enquanto o latossolo vermelho distrófico possui maior resistência à erosão.

Em relação ao (4) Uso do solo, foram utilizados os mapas dos cenários C1, C2 e C3 sobre a vetorização manual baseada em fotointerpretação sobre imagens históricas Google Earth PRO para a construção das camadas relativas à silvicultura e ao campo antrópico. Já a (5) Bacia hidrográfica foi gerada a partir do MDT-HC. Por fim, a (6) Tabela biofísica apresenta códigos que relacionam as classes do uso do solo aos valores de C e P da RUSLE (Tabela 7).

Tabela 7 - Tabela biofísica requerida pelo *software* para a Bacia do Rio São Pedro.

<b>Classe de uso</b>	<b>Cód. Numérico</b>	<b>Potencial de proteção do solo</b>	<b>Potencial de perda do solo</b>
LULC	Lucode	usle_c	usle_p
Mata nativa	1	0,004	1
Silvicultura	2	0,05	1
Campo antrópico	3	0,03	1

Fonte: Elaboração própria.

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 (SHARP *et al.*, 2018), podendo ser descrito como:

$$(SDR) = SDR_{max} / 1 + \exp(IC_0 - IC_i k)$$

SDR<sub>max</sub> = valor teórico definido como 0,8 (VIGIAK *et al.*, 2012.).

IC<sub>0</sub> = índice de conectividade 0, que por padrão é 0,5

IC<sub>i</sub> = índice de conectividade calculado

K = parâmetro com valor teórico definido como 2

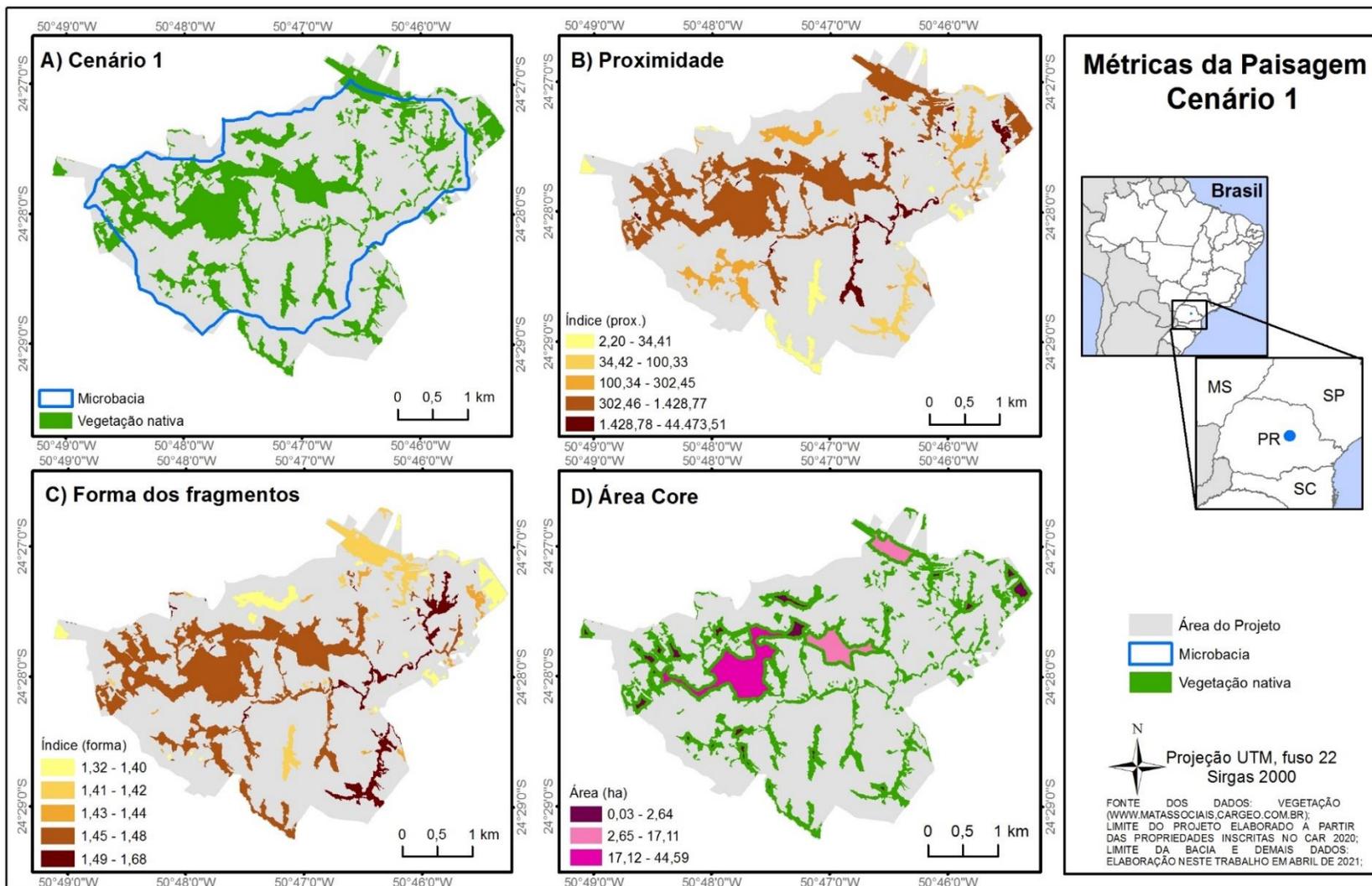
A taxa de exportação de sedimentos é definida como a razão entre a produção efetiva de sedimentos e a erosão total, que varia entre 0 e 1, representando a proporção de solo que é transportado de um ponto a outro nas vertentes da bacia (MARCHAMOLO *et al.*, 2011).

## 2.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 2.3.1 Métricas da paisagem

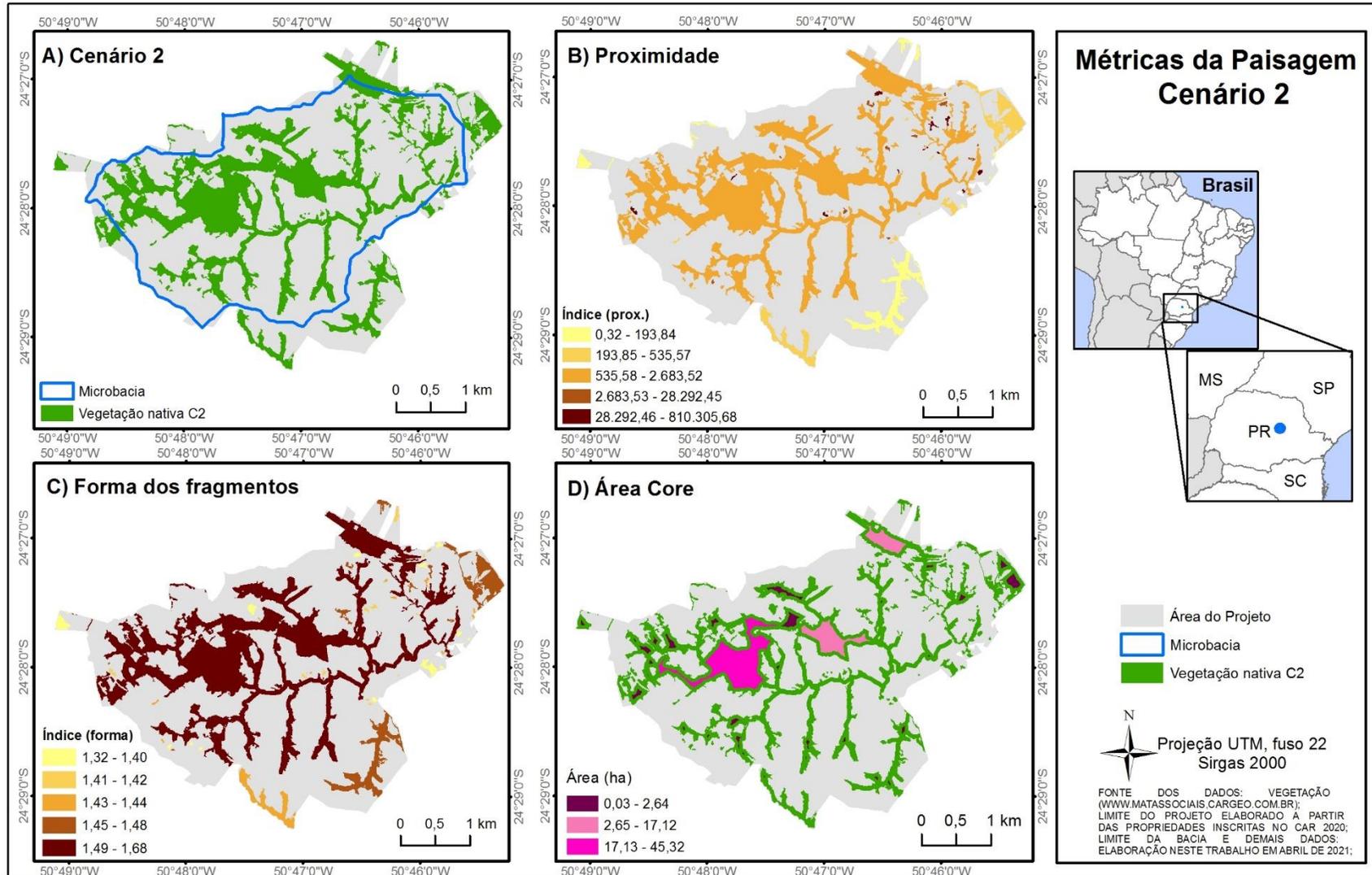
As métricas da paisagem foram calculadas para cada cenário elaborado por este trabalho (C1, C2 e C3). Os resultados do número e área dos fragmentos, da área *core* (núcleo), do índice de forma e do índice de proximidade estão esquematizados em figuras para melhor visualização (Figuras 14, 15 e 16).

Figura 14 – Representação das métricas de paisagem no C1



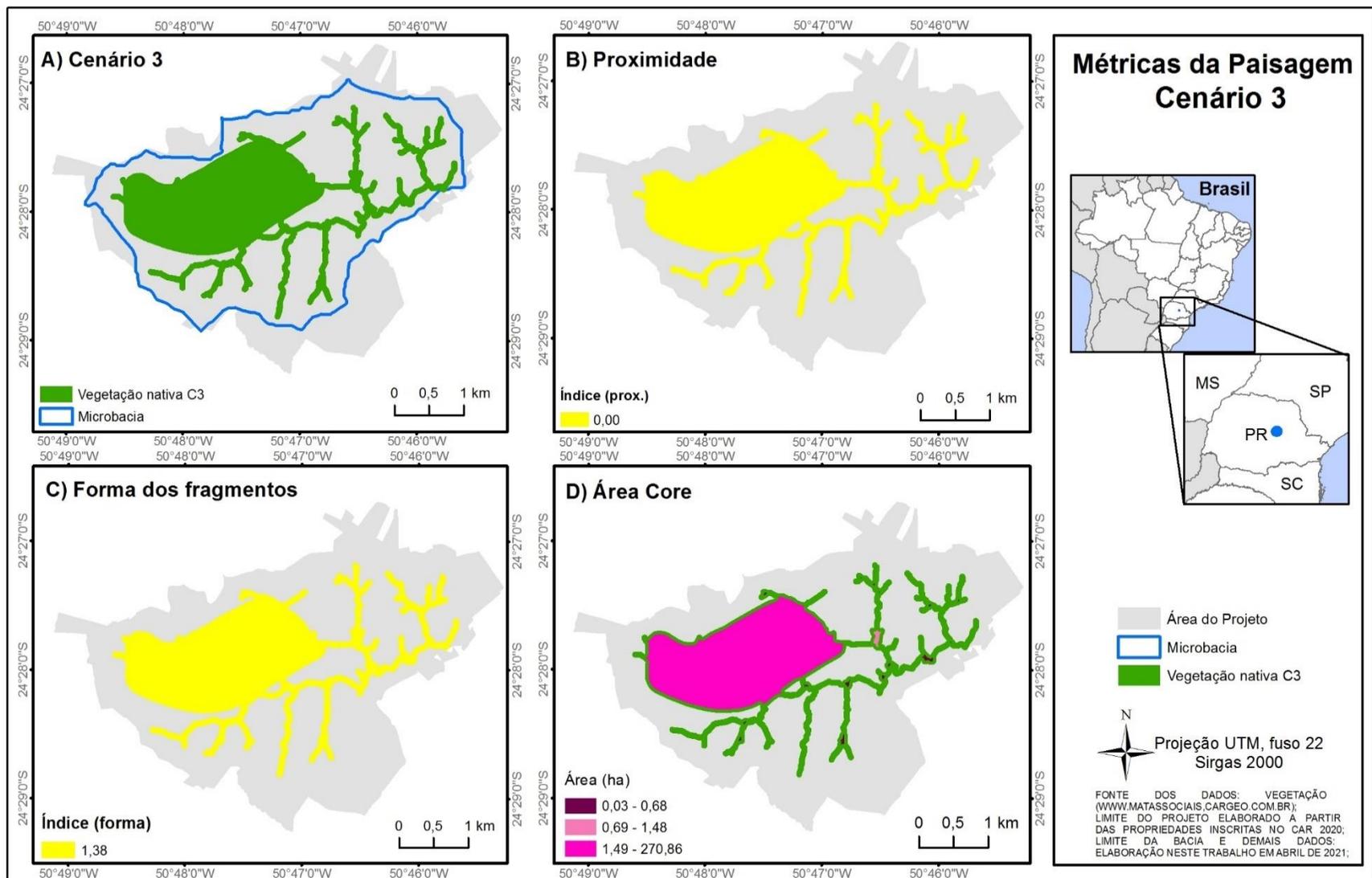
Fonte: Elaboração própria.

Figura 15 – Representação das métricas de paisagem no C2



Fonte: Elaboração própria.

Figura 16 – Representação das métricas de paisagem no C3



Em relação à análise da área *core*, foram calculados o número de áreas *core* (NCA), a área central total em ha (TCCA) e o índice da área principal em % (CAI). Para a análise de forma, foi calculada a razão de área média de perímetro (MPAR) e a dimensão fractal média (MFRAC) em escala de paisagem e dimensão fractal (FD) na escala dos fragmentos.

Já a análise de proximidade calcula a proximidade conforme implementado no *Fragstats* (MCGARIGAL; MARKS, 1995). Os resultados dos valores médios do MFRAC e do índice de proximidade (*Mean\_Proximity*) estão compilados na Tabela 8.

Tabela 8 - Valores médios das métricas de paisagem

Cenário	Nº fragmentos	Área dos fragmentos	Áreas <i>core</i>			Índice de forma		Índice de proximidade
	NP	CA	NCA	TCCA	CAI	MPAR	MFRAC	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: Elaboração própria.

Legenda: 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; MFRAC - 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.

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.

Levando em conta que paisagens que apresentam maiores valores para tamanho médio de fragmento devem ser consideradas como menos fragmentadas (MCGARIGAL *et al.*, 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 MFRACT (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 uma menor interação entre os fragmentos e a matriz (PRIMACK; RODRIGUES, 2001) e, portanto, uma menor vulnerabilidade dos fragmentos a perturbações, embora o efeito de borda não seja constante nas diferentes faces de exposição do fragmento (VIANA; PINHEIRO, 1998).

Na análise do Índice de proximidade, verifica-se que a Mean\_Proximity (Índice de proximidade médio) aumentou de 1898,1 no C1 para 38714,6 no C2 e, posteriormente, reduziu a 0 no C3, representando a maior conectividade possível nesse último cenário, em que há maior possibilidade da existência de corredores ou “trampolins ecológicos” (PIRES *et al.*, 2015). Isso porque o grau de isolamento afeta o fluxo gênico entre fragmentos florestais, sendo que 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 *et al.*, 2015), analisando-se o conjunto de métricas da paisagem, é possível observar uma melhoria das métricas de paisagem 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 *et al.*, 2002).

Considerando que a área *core* representa os espaços internos dos fragmentos que não são afetados pelo efeito de borda (LANG; BLASCHKE; 2009), esse aumento pode contribuir 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.

### 2.3.2 Produção de sedimentos

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

Segundo a Food and Agriculture Organization - FAO (1967), são tolerados valores de perda de solo correspondentes a 12,5 t/ha/ano no caso de solos profundos, permeáveis e bem drenados; de 2 a 4 t/ha/ano para solos rasos ou impermeáveis e de 4 a 12,5 t/ha/ano para os demais tipos de solo. Assim, por estarem abaixo de 3 t/ha/ano, os valores obtidos em todos os cenários mostram-se adequados às três faixas de tolerância para perda de solo estabelecidas pela FAO.

Com base nos dados obtidos, é possível verificar que entre os cenários C1 e C2, em que foram previstos pequenos incrementos de vegetação em APP, houve um aumento de 17% de área de vegetação. Entre o C2 e o C3, quando a APP foi ampliada em uma maior ordem de grandeza, o incremento foi de 77%. Em contrapartida, a variação percentual na redução dos sedimentos exportados foi a mesma em ambos os casos, no valor de 19% (Tabela 9).

Tabela 9 - Relação entre incremento de vegetação em APP e redução dos sedimentos exportados

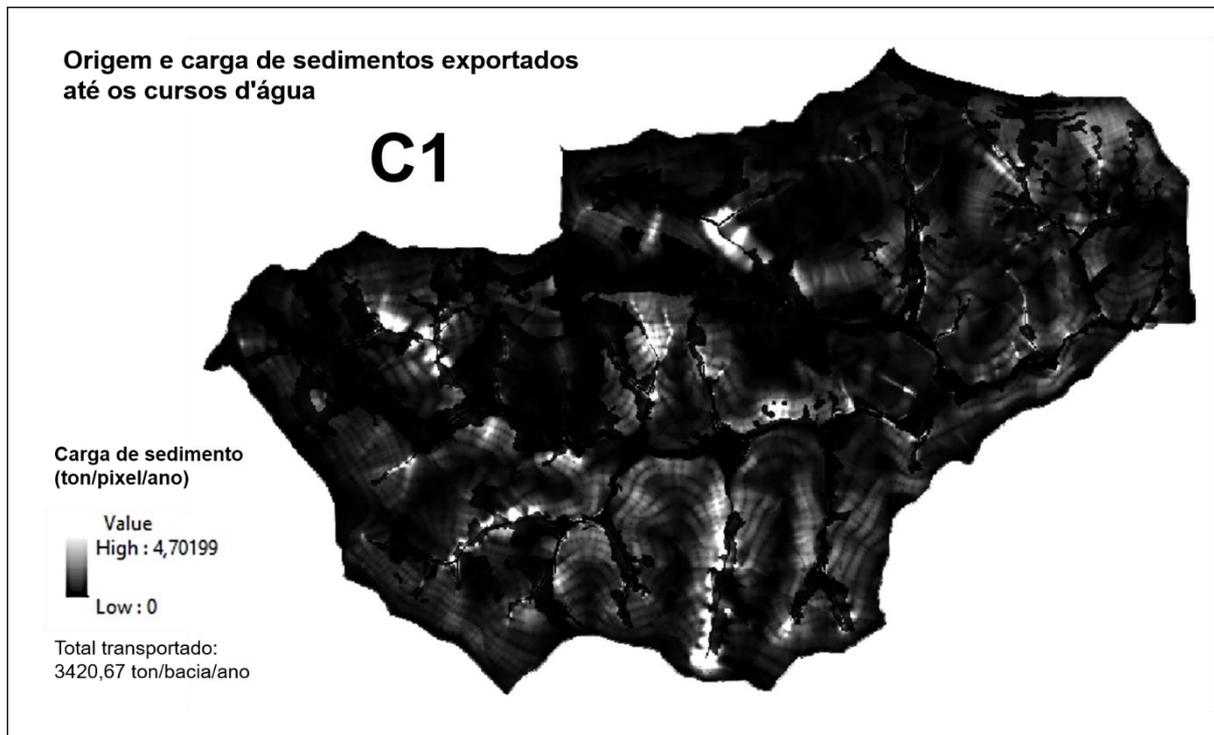
Cenário	Vegetação em APP	Incremento de vegetação em APP		Sedimentos exportados	Redução dos sedimentos exportados	
	(ha)	(ha)	(%)	(t/bacia/ano)	(t/bacia/ano)	(%)
<b>C1</b>	109,92	-	-	3420,67	-	-
<b>C2</b>	129	19,08	17%	2763,95	656,72	19%
<b>C3</b>	228,4	99,4	77%	2228,58	535,37	19%

Fonte: Elaboração própria.

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.

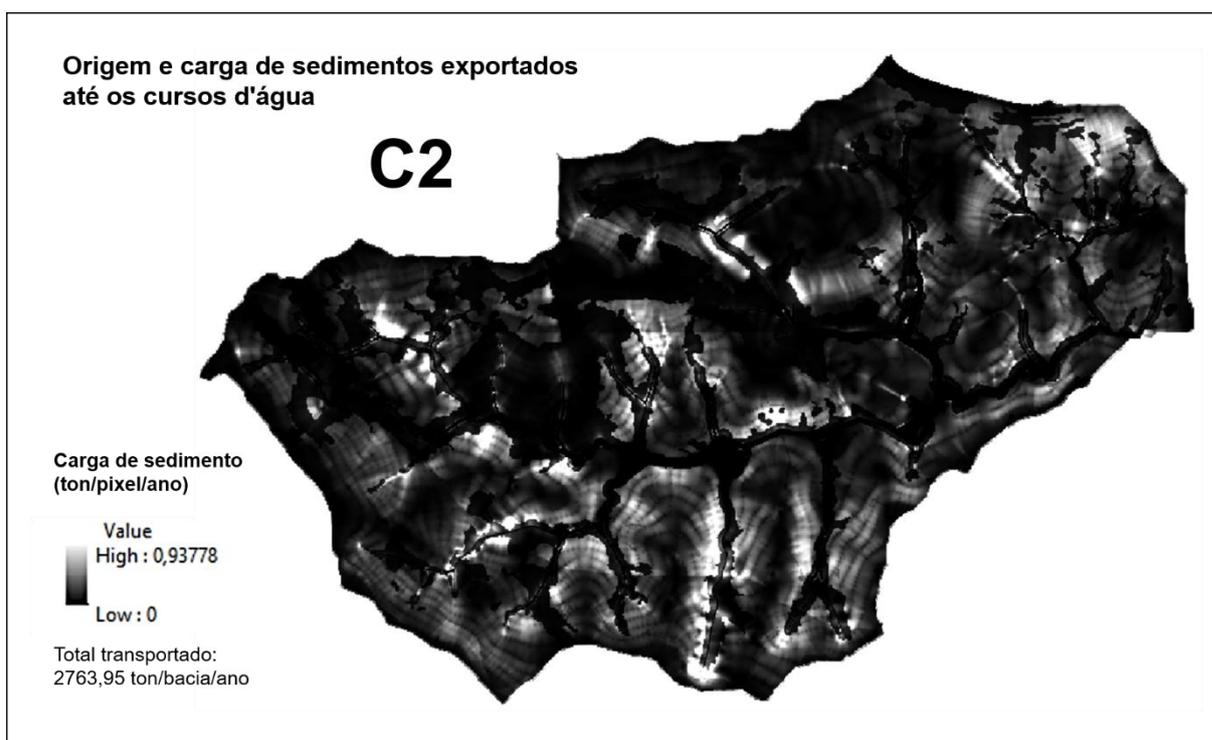
Nas figuras 17, 18 e 19, estão representados os locais de origem e a carga de sedimentos por pixel. Quanto mais claro o pixel, maior a carga de sedimentos que se desprende desse local. Isso ocorre majoritariamente nas áreas com maior declividade (*slopes*) ou sem vegetação na bacia hidrográfica.

Figura 17 - Espacialização e quantificação da produção de sedimentos obtidos para o cenário C1



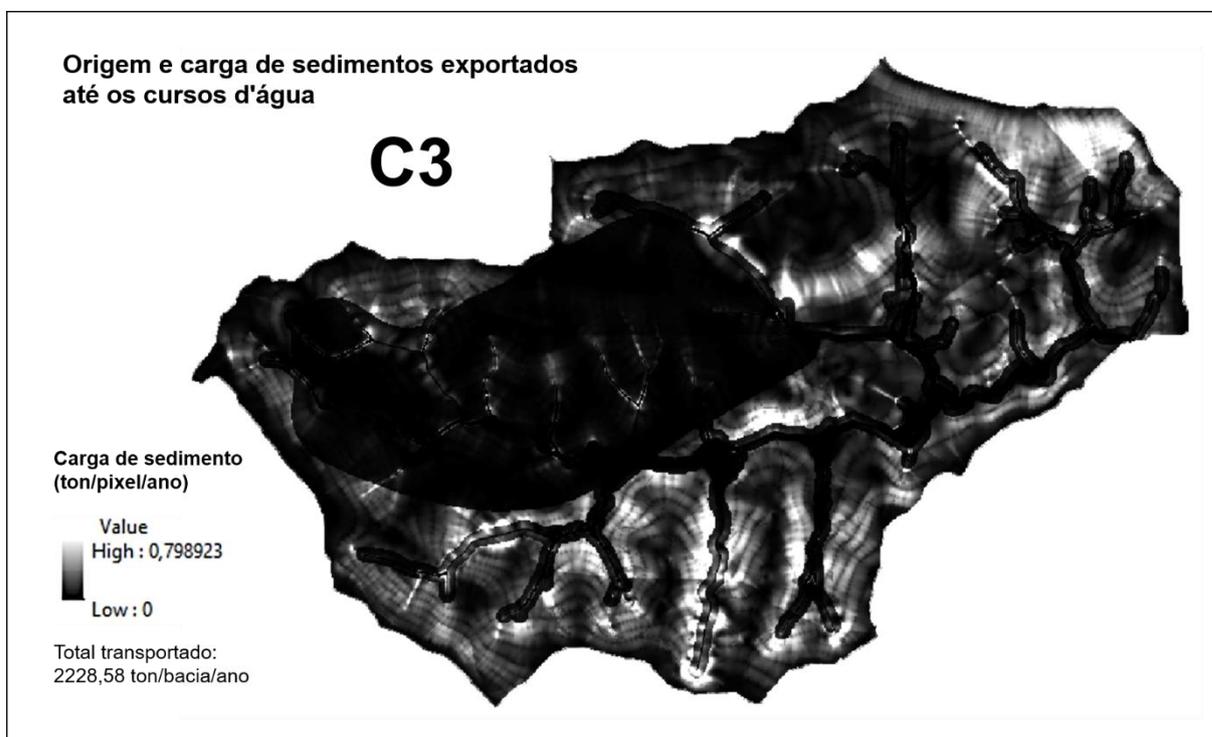
Fonte: Elaboração própria.

Figura 18 - Espacialização e quantificação da produção de sedimentos obtidos para o cenário C2



Fonte: Elaboração própria.

Figura 19 - Espacialização e quantificação da produção de sedimentos obtidos para o cenário C3



Fonte: Elaboração própria.

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 *et al.* (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.

Dessa forma, existe uma forte dependência dos processos dos rios à jusante para com os rios à montante, assim como da vegetação terrestre para as nascentes. A organização dos sistemas aquáticos nas cabeceiras é altamente dependente das contribuições terrestres de matéria orgânica (VANNOTE *et al.*, 1980). 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).

Assim, o planejamento do uso do solo em bacias hidrográficas deve considerar a conectividade ecológica dos elementos da paisagem e garantir a variabilidade e a diversidade dos ecossistemas, reservando áreas para perturbação e conservação, em um mosaico com o propósito de se gerar um efeito positivo na produtividade e sustentabilidade das microbacias (CALIJURI; BUBEL, 2010).

Contudo, apesar da interface cobertura florestal/qualidade de recursos hídricos ser foco de amplas discussões na academia, na prática, esse tema é pouco aplicado em instrumentos de planejamento territorial e planos de gestão de bacias (REIS, 2012), os quais estão inseridos no contexto da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), cujos objetivos incluem, entre outros, assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos (BRASIL, 1997).

Além disso, a manutenção da qualidade da água é fundamental para os sistemas de captação, uma vez que o custo de tratamento e a subsequente análise de todos os possíveis contaminantes que podem comprometer os recursos hídricos estão se tornando cada vez mais impraticáveis, sobretudo no atual cenário caracterizado pelo crescente número de substâncias sintéticas utilizadas na indústria,

agropecuária, efluentes urbanos, entre outros, que podem alcançar as fontes de água (BRANCO, 1999).

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).

Dessa forma, levando em conta o intenso impacto gerado pela mudança de uso do solo em ecossistemas de água doce (KONING *et al.*, 2017), especialmente nas cabeceiras de microbacias hidrográficas (LIMA, 2000), as estratégias de planejamento territorial e de conservação, incluindo o *Lsh* e o *Lsp*, devem garantir, entre outros aspectos, a provisão de serviços ecossistêmicos que contribuam para a qualidade da água.

### **2.3.3 Perspectivas e limitações do estudo**

Em março de 2020, diante da caracterização da COVID-19 pela Organização Mundial de Saúde (OMS) como uma pandemia, tornou-se latente a necessidade de realinhamento dos métodos desta pesquisa devido à adoção do isolamento e do distanciamento social. Assim, esta pesquisa, inicialmente concebida para incluir etapas de coleta de dados em campo, foi reordenada para que pudesse ser realizada em ambiente domiciliar com o uso de técnicas computacionais.

Essa alteração, contudo, tornou-se possível devido à disponibilidade de informações a respeito da área de estudo, a qual, por ser alvo de múltiplos interesses, já havia sido objeto de pesquisas relacionadas ao planejamento territorial da região. Com isso, foi realizado o redirecionamento não só dos métodos empregados, mas também, das perguntas de pesquisa, das hipóteses e dos objetivos do trabalho, cuidando-se, ainda assim, para garantir a coerência com as aquietações iniciais que foram motivadoras desta pesquisa.

Em relação ao novo delineamento da pesquisa, o uso de métricas da paisagem constitui um importante método para a análise da estrutura da paisagem, podendo servir de embasamento para estudos que envolvam o planejamento da paisagem. Isso pode permitir que os tomadores de decisão interpretem o espaço de forma a redefinir e a melhorar as propostas e mudanças no uso e ocupação do solo.

No entanto, 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 às estimativas de produção de sedimentos, ao possibilitar a análise do grau de vulnerabilidade da bacia hidrográfica aos processos erosivos em diferentes cenários de uso do solo, contribuiu-se para a predição de consequências hidrológicas a partir de mudanças de uso do solo. Com isso, espera-se oferecer subsídios para a escolha de estratégias prioritárias de planejamento de paisagens e de ações voltadas ao manejo conservacionista, bem como orientar projetos de valoração de serviços ambientais.

Contudo, destaca-se que as estimativas de perda de solo por erosão 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 (THALLIS *et al.*, 2012). Ademais, houve dificuldades de obtenção de dados de entrada necessários ao modelo, o que pode influenciar a estimação dos resultados.

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 São Pedro (4ª ordem), a composição geralmente mostra-se mais importante do que a configuração para esses serviços (QIU; TURNER, 2015).

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.

Assim, a aplicação da metodologia em outras bacias hidrográficas com diferentes escalas contribuiria para explorar os diferentes graus de impacto de estratégias de uso e ocupação do solo baseadas em configuração, como o *Lsh* e *Lsp*, contribuindo para o avanço teórico da análise de diferentes estratégias de planejamento de uso do solo em ambiente SIG.

## 2.4 CONCLUSÕES

O mapeamento de fragmentos florestais e a modelagem de cenários de uso do solo empregando diferentes estratégias de planejamento constituem importantes ferramentas para o ordenamento territorial e para a conservação ambiental.

Neste trabalho, essas ferramentas permitiram a avaliação da influência do *Lsh* e do *Lsp* no alcance de objetivos de planejamento relacionados à conservação da biodiversidade e à provisão de serviços ecossistêmicos ligados à manutenção da qualidade da água em uma bacia hidrográfica com captação para abastecimento público, subsidiando a análise de seus *trade-offs*.

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

Em relação à 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.

## REFERÊNCIAS

- ÁGUAS PARANÁ. **Dados de outorgas do Estado do Paraná**. Disponível em: <http://www.aguasparana.pr.gov.br/>. Acesso em: 3 nov. 2018.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. **Codificação de bacias hidrográficas pelo método de Otto Pfafstetter**: aplicação na ANA, [s.d.]. Disponível em: <https://capacitacao.ana.gov.br/conhecerh/bitstream/ana/104/1/apostila.pdf>. Acesso em: 13 jun. 2021.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. Piracicaba, SP: Ícone, 1985. 392p.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. Piracicaba, SP: Ícone, 1993. 3ª ed.
- 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.
- BRANCO, S.M. Água, meio ambiente e saúde. *In*: REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. (Org.). **Águas doces no Brasil**: capital ecológico, uso e conservação. São Paulo: Instituto de Estudos Avançados da USP, 1999, p.227-247.
- 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.
- BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial [da] União**: Brasília, DF, seção 1, 9 jan. 1997. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l9433.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9433.htm). Acesso em: 14 abr. 2021.
- CALIJURI, M. C.; BUBEL, A. P. M. Conceituação de microbacias. *In*: LIMA, W. P.; ZÁKIA, 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.
- COSTA, T. C. e C. da. **Estimativas de perdas de solo para microbacias hidrográficas do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Embrapa Solos, 2005. 48 p.

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.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Código florestal: módulos fiscais**, [s.d.]. Disponível em: <https://www.embrapa.br/codigo-florestal/area-de-reserva-legal-arl/modulo-fiscal>. Acesso em: 15 jun. 2021.

FAHRIG, L. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. **Annual Reviews of Ecology, Evolution and Systematics**, v. 34, p. 487–515, ago. 2003.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION. **La erosión del suelo por el agua: algunas medidas para combatirla en las tierras de cultivo**. FAO: Roma, 1967. 207 p.

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.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Mapa de vegetação do Brasil** (escala 1:5 000 000). Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - Coordenação de Recursos Naturais e Estudos Ambientais, 2004. Disponível em: [vegetacao.pdf](#) (ibge.gov.br). Acesso em: 12. abr. 2021.

JORGE, L.; EUFRADE-JUNIOR, H.; FERREIRA MARMONTEL, C. **Planejamento Ambiental**. São Paulo: Editora Cubo, 2020.

KENNEDY, C. M. *et al.* Optimizing land use decision-making to sustain Brazilian agricultural profits, biodiversity and ecosystem services. **Biological Conservation**, v. 204, p. 221-230, 2016.

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.

LIMA, W. P. **Hidrologia florestal aplicada ao manejo de bacias hidrográficas**. 2. ed. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Departamento de Ciências Florestais, 2008. 253p.

LIMA, W. P. Importância das florestas para produção de água. In: SIMPÓSIO SOBRE RECUPERAÇÃO DA COBERTURA FLORESTAL DA BACIA DO RIO CORUMBATAÍ, Piracicaba. **Anais [...]**. Piracicaba: IPEF, 2000, p. 10-18.

MCGARIGAL, K. *et al.* **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. *et al.* Fator erodibilidade e tolerância de perda dos solos do Estado de São Paulo. **Acta Scientiarum**, v. 24, n. 5, p. 1335-1340, 2002.

MARCHAMOLO, M. *et al.* 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.

NETTO, C. F.; VIRGENS FILHO, J. S.; 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.

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.

PALARETTI, L. F. **Notas de aula: manejo de Bacias Hidrográficas**. FCAV/UNESP, [s.d.]. Disponível em: <https://www.fcav.unesp.br/Home/departamentos/engenhariarural/luizfabianopalaretti/bacia-hidrografica.pdf>. Acesso em: 01 jul. 2021.

PIRES, V. R. de O. *et al.* 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. 328 p

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

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.

SHARP *et al.* **InVEST 3.7.0. user's guide**. The Natural Capital Project, Stanford University, University of Minnesota, The Nature Conservancy, World Wildlife Foundation, 2018. 308 p.

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

RANDHIR, T. O. *et al.* 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.

TALLIS, H. *et al.* **InVEST 2.3.0 user's guide**: iterated valuation of environmental services and tradeoffs, 2012. Disponível em:  
<http://www.naturalcapitalproject.org/InVEST.html>. Acesso em: 20 jun. 2021.

VANNOTE, R. L. *et al.* 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.

VIGIAK, O. *et al.* Comparison of conceptual landscape metrics to define hillslope-scale sediment delivery ratio. **Geomorphology**, v. 138, n. 1, p. 74–88, 2012.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A análise sobre a utilização de estratégias de *Lsh* e *Lsp* no planejamento da Bacia do Rio São Pedro 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 x 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 agregar implicações práticas para processos de tomada de decisão e elaboração de políticas públicas relacionadas ao planejamento territorial.

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.

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

## REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DAS INDÚSTRIAS EXPORTADORAS DE CARNES (ABIEC). **Beef report: perfil da pecuária no Brasil, 2019**. Disponível em: <http://www.abiec.com.br/>. Acesso em: 24 maio de 2019.

ELLIS, E.C., RAMANKUTTY, N. Putting people in the map: anthropogenic biomes of the world. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 6, n. 8, p. 439–447, 2008.

ESTRATÉGIA ODS. **O que são os ODS?**, [s.d.]. Disponível em: <https://www.estrategiaods.org.br/o-que-sao-os-ods/>. Acesso em: 16 out. 2021.

FISCHER, J. *et al.* Land sparing versus land sharing: moving forward. **Conservation Letters**, v. 7, n. 3, p. 149–157, 2014.

GRAU, R.; KUEMMERLE, T.; MACCHI, L. Beyond ‘land sparing versus land sharing’: environmental heterogeneity, globalization and the balance between agricultural production and nature conservation. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 5, n. 5, p. 477–483, out. 2013.

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.

LIN, B.; FULLER, R. Sharing or sparing? How should we grow the world’s cities? **Journal of Applied Ecology**, v. 50, p. 1161–1168, 2013.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO. **Projeções do agronegócio: Brasil 2017/2018 a 2027/2028**. 9. ed. Brasília: Secretaria de Política Agrícola, 2018.

PHALAN, B. *et al.* Reconciling food production and biodiversity conservation: land sharing and land sparing compared. **Science**, v. 333, n. 6047, p. 1289–1291, set. 2011.

TRADEMAP. **Trade statistics for international business development: list of exporters in 2018, 2018**. Disponível em: <http://www.trademap.org/>. Acesso em: 24 maio 2019.

UNITED NATIONS. **World population prospects: the 2018 revision, key findings and advance tables**. Department of Economic and Social Affairs, Population Division, 2018.