

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS – *CAMPUS* SOROCABA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS PARA A SUSTENTABILIDADE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PLANEJAMENTO E USO DOS
RECURSOS RENOVÁVEIS**

**PAGAMENTOS POR SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS VISANDO À MANUTENÇÃO
DOS RECURSOS HÍDRICOS**

MARIANA BERALDI RIGONATO

SOROCABA – SP

2024

**UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS – *CAMPUS* SOROCABA
CENTRO DE CIÊNCIAS E TECNOLOGIAS PARA A SUSTENTABILIDADE
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM PLANEJAMENTO E USO DOS
RECURSOS RENOVÁVEIS**

**PAGAMENTOS POR SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS VISANDO À MANUTENÇÃO
DOS RECURSOS HÍDRICOS**

Mariana Beraldi Rigonato

Tese de doutorado apresentada como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Planejamento e Uso dos Recursos Renováveis.

Orientadora: Profa Dra Roberta Aversa Valente

Coorientadora: Profa Dra Kaline de Mello

Sorocaba – SP

2024

Beraldi Rigonato, Mariana

Pagamentos por Serviços Ecológicos visando à
manutenção dos Recursos Hídricos / Mariana Beraldi
Rigonato -- 2024.
94f.

Tese de Doutorado - Universidade Federal de São Carlos,
campus Sorocaba, Sorocaba

Orientador (a): Roberta Aversa Valente

Banca Examinadora: Ivan Vanderley Silva, Viviane

Moschini Carlos, André Cordeiro Alves dos Santos, Carla
Américo

Bibliografia

1. Gestão de microbacias agrícolas. 2. Instrumento de
incentivo econômico. 3. Áreas prioritárias para
conservação.. I. Beraldi Rigonato, Mariana. II. Título.

Ficha catalográfica desenvolvida pela Secretaria Geral de Informática
(SIn)

DADOS FORNECIDOS PELO AUTOR

Bibliotecário responsável: Maria Aparecida de Lourdes Mariano -
CRB/8 6979



UNIVERSIDADE FEDERAL DE SÃO CARLOS

Centro de Ciências e Tecnologias Para a Sustentabilidade
Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis

Folha de Aprovação

Defesa de Tese de Doutorado da candidata Mariana Beraldi Rigonato, realizada em 04/03/2024.

Comissão Julgadora:

Profa. Dra. Roberta Avena Valente Botezelli Tolini (UFSCar)

Prof. Dr. Ivan Vanderley Silva (Prefeitura de Barueri)

Profa. Dra. Viviane Moschini Carlos (UNESP)

Prof. Dr. Andre Cordeiro Alves dos Santos (UFSCar)

Profa. Dra. Carla Américo (UFSCar)

Ao meu pai, pelo apoio incondicional de sempre. Sei que teria muito orgulho desse título.

Agradecimentos

Agradeço imensamente minhas orientadoras, Kaline e Roberta, pelo suporte e apoio para a realização desse trabalho. Obrigada pela compreensão e acolhida nos momentos de desespero.

À UFSCar Sorocaba, minha casa acadêmica desde a graduação. Agradeço todo o corpo docente do PPGPUR pelos conhecimentos construídos ao longo dessa caminhada.

Agradeço a todos os colegas do GEOPLAN pela ajuda sempre que solicitada.

Agradeço a minha família pelo apoio e incentivo, por acreditarem que eu sou capaz e por compreenderem minha ausência. Agradecimento especial ao meu marido, Rogério, por sempre ter me acolhido, principalmente nos momentos de maior angústia.

Agradeço a CAPES pelo suporte financeiro (Nº do processo 88887.702211/2022-00)

*E quando te perder
Nossos filhos vão se perguntar
Porque a gente levou tanto tempo para entender
Que o seu dinheiro não é água
Seu dinheiro não é ar
E não tem outro planeta para comprar.*

Terra Celta, Gaia

RESUMO

As alterações no uso e cobertura do solo causadas pelas atividades antrópicas afetam os processos hidrológicos e a oferta de serviços ecossistêmicos hídricos. A relação entre florestas e qualidade da água é positiva, sendo reforçada pela legislação brasileira, especificamente pela Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN) (Lei nº 12.651 de 2012). Essa lei estabelece mecanismos de controle, como as Áreas de Preservação Permanente (APP) e a Reserva Legal (RL), com o objetivo de conter o desmatamento. No entanto, as áreas estabelecidas pela LPVN não são suficientes para reter a poluição difusa e impedir a deterioração dos corpos hídricos. Nesse contexto, os Pagamentos por Serviços Ecossistêmicos (PSE), um instrumento de incentivo econômico, pode ser uma ferramenta alternativa na proteção dos recursos hídricos. Dessa forma, nosso objetivo principal foi compreender como os programas de PSE podem ser um instrumento para auxiliar na manutenção dos serviços ecossistêmicos hídricos em microbacias agrícolas. O estudo foi desenvolvido na bacia do rio Sarapuí, SP, utilizando imagens orbitais de 2019 do satélite Sentinel-2A, com resolução espacial de 10m, para diagnóstico do uso e cobertura do solo. Realizou-se coletas de água a cada 2 meses em 6 microbacias durante o período de 2022 e comparamos os parâmetros de qualidade de água com coletas realizadas em 2013/14. Utilizamos testes estatísticos para identificarmos a relação entre usos e cobertura do solo com os parâmetros na escala da microbacia e das APPs e as mudanças nos usos e cobertura do solo. Comparamos a proteção de áreas prioritárias para conservação visando a manutenção dos recursos hídricos com as áreas legalmente protegidas pela LPVN. Além do cenário de proteção legal (APP de 30m), foi simulado um cenário de APP de 100m para comparar a proteção de áreas prioritárias pelo cenário legal e um cenário mais conservador. Por fim, utilizamos dados disponibilizados pelo projeto “Biota-Fapesp Código Florestal” para identificar o déficit de vegetação nativa nas propriedades rurais e também para caracterizar as propriedades de acordo com o tamanho. Identificamos que as microbacias passaram a sofrer impactos negativos na qualidade da água de todos os usos antrópicos (pastagem, agricultura e urbano) e que a cobertura florestal é a mais associada positivamente a qualidade da água. A maior parte da variação da qualidade da água foi explicada na escala da microbacia, o que reforça a importância da adoção de estratégias de conservação na bacia como um todo e não somente nas APPs. Além disso, quase 70% das áreas mais prioritárias para PSE estão fora dos limites das APPs e há poucos déficits de RL e APPs o que demonstra que não há incentivos de conservação adicional por parte da LPVN. Uma APP de 100m ampliaria em 150% a proteção dessas áreas. Portanto, os PSE podem ser instrumentos para financiar a conservação e

restauração florestal de áreas prioritárias, principalmente das que não estão incluídas na LPVN, para ampliar a adoção de boas práticas agrícolas e o saneamento básico para minimizar os impactos dos usos antrópicos na qualidade da água.

Palavras-chave: Gestão de microbacias agrícolas; Instrumento de incentivo econômico; Qualidade de água; Áreas prioritárias para conservação.

ABSTRACT

Changes in land use-land cover by human activities affect hydrological processes and the supply of water ecosystem services. Forests are positively associated with water quality and Brazilian legislation through the Native Vegetation Protection Law (NVPL) (Law n°. 12.651/2012) established command and control instruments, such as Permanent Preservation Areas (PPA) and Legal Reserve (LR) to avoid deforestation. However, the areas established by the NVPL are insufficient to avoid diffuse pollution and the deterioration of water bodies. In this context, Payments for Ecosystem Services (PES), an economic incentive instrument, can be an alternative tool for protecting water resources. Therefore, our main objective is to understand how PES programs can be an instrument to enhance the supply of water environmental services in agricultural watersheds. The study was developed in the Sarapuí river basin, SP, using 2019 orbital images from the Sentinel-2^a satellite, with a spatial resolution of 10m, to identify soil use and cover. We carried out water collections every two months in 6 watersheds during 2022 and compared the water quality parameters with collections in 2013/14. We use statistical tests to identify the relationship between land use and land cover with parameters at the scale of the watersheds and PPAs and changes in land use and land cover. We compared the protection of priority areas for conservation to maintain water resources with areas legally protected by the LPVN. In addition to the legal protection scenario (30m PPA), a 100m PPA scenario was simulated to compare the protection of priority areas by the legal scenario and a more conservative scenario. Finally, we used data from the “Biota-Fapesp Florestal Code” project to identify the deficit of native vegetation on rural properties and to characterize properties according to size. We identified that all anthropogenic uses in watersheds negatively impact water quality (pasture, agriculture, and urban) and that forest cover is the most positively associated with water quality. Most of the variation in water quality was explained at the watershed scale, which emphasizes the importance of adopting conservation strategies in the watershed as a whole and not only in PPAs. Furthermore, almost 70% of the highest priority areas for PES are outside the limits of PPAs, and there are few deficits in LR and PPAs, which demonstrates that there are no additional conservation incentives on the part of the NPVL. A 100m PPA would increase the protection of these areas by 150%. Therefore, PPAs can be an instrument to finance the conservation and forest restoration of priority areas, especially those not included in the LPVN, to expand the adoption

of better agricultural practices and basic sanitation to minimize the impacts of anthropogenic uses on water quality.

Keywords: Management of agricultural watershed; Economic incentive instrument; Water quality; Priority areas for conservation.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 - Limites das Áreas de Preservação Permanente (APPs) hídricas de acordo com a largura do rio estabelecidos na Lei de Proteção da Vegetação Nativa, Brasil 2012.	11
FIGURA 2 - Categorias de classificação dos serviços ecossistêmicos.	14
FIGURA 3 - Uso e cobertura do solo da bacia do rio Sarapuí em São Paulo, Brasil.	24
FIGURA 4 - Esquema das sobreposições dos planos de informação e os respectivos dados obtidos.	32
FIGURA 5 - Uso e cobertura do solo das microbacias em 2014 e 2022, respectivamente.	34
FIGURA 6 - Uso e cobertura do solo das APPs das microbacias em 2014 e 2022, respectivamente.	34
FIGURA 7 - Agrupamento das microbacias no período de 2013/2014 de acordo com a distância de Manhattan.	37
FIGURA 8 - Agrupamento das microbacias no período de 2022 de acordo com a distância de Manhattan.	37
FIGURA 9 - Boxplot da média dos parâmetros de qualidade de água das 6 microbacias no ano de 2014 e 2022, respectivamente. As linhas horizontais de cada box representam a média aritmética (linha central) e ± 1 desvio padrão (linhas superior e inferior). Os pequenos círculos preto são outliers.	40
FIGURA 10 - Correlação de Pearson entre os parâmetros de qualidade da água das 6 microbacias no período de 2022.	42
FIGURA 11 - Regressão linear dos sólidos suspensos totais em relação a vazão na bacia do rio Sarapuí, SP, Brasil.	43
FIGURA 12 - Correlação de Pearson entre os parâmetros de qualidade de água e uso e cobertura do solo na escala da microbacia (A) e da APP (B), respectivamente.	44
FIGURA 13 - Exemplos de práticas inadequadas de gestão dos recursos hídricos identificadas nas microbacias.	51
FIGURA 14 - Uso e cobertura do solo nas Áreas de Preservação Permanente hídricas na bacia do rio Sarapuí, SP-Brasil.	53
FIGURA 15 - Classes de áreas prioritárias em PSE dentro das APPs hídricas na bacia do rio Sarapuí, SP-Brasil.	55

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 - Principais ações para pagamentos de serviços ecossistêmicos relacionados aos recursos hídricos, a premissa em que se baseiam e os respectivos autores que exploraram a estratégia em seus trabalhos.	17
TABELA 2 - Critérios para definição de áreas prioritárias para pagamentos por serviços ecossistêmicos relacionados a recursos hídricos, suas premissas e respectivos autores.	21
TABELA 3 – Tipos de classes de uso e cobertura do solo da bacia do rio Sarapuí, descrição de cada uma e imagem correspondente.	25
TABELA 4 - Base de dados e a respectiva fonte de cada plano de informação utilizado na avaliação da integração dos instrumentos de Comando e Controle e de Incentivo Econômico na proteção da qualidade da água da bacia do rio Sarapuí.	33
TABELA 5 - Distância de Manhattan entre as microbacias considerando o uso e cobertura do solo.	37
TABELA 6 - Distância de Manhattan entre as microbacias considerando o uso e cobertura do solo.	37
TABELA 7 - Parâmetros de qualidade de água para os anos de 2013/2014 e 2022, das microbacias da bacia do rio Sarapuí, SP, Brasil: Máximo, mínimo, média, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV).	38
TABELA 8 - Parâmetros estimados para os melhores modelos de variação da qualidade da água na bacia do rio Sarapuí, SP, Brasil.	44
TABELA 9 - Comparação da variação dos parâmetros de qualidade de solo explicada pelo uso e cobertura da terra nos anos de 2014 (Mello et al., 2018a) e 2022.	45
TABELA 10 - Área (em hectares) referente a cada uso do solo dentro das Áreas de Preservação Permanente hídricas e a respectiva porcentagem em relação à área total da bacia do rio Sarapuí, SP-Brasil.	53
TABELA 11 - Total de área (em hectares) de cada classe de priorização em PSE e o total de área de cada classe em APPs hídricas.	55
TABELA 12 - Áreas prioritárias de Classe 4 e os respectivos usos e cobertura do solo na bacia do rio Sarapuí, SP-Brasil.	55
TABELA 13 - Áreas prioritárias de Classe 5 e os respectivos usos e cobertura do solo na bacia do rio Sarapuí, SP-Brasil.	56

TABELA 14 - Total de propriedades de acordo com o número de módulos fiscais, déficit de Áreas de Preservação Permanente e déficit de Reserva Legal (em ha) na bacia do rio Sarapuí, SP.....	58
---	----

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	1
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	3
2.1 INFLUÊNCIA DO USO E COBERTURA DO SOLO NA QUALIDADE E QUANTIDADE DE ÁGUA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS	3
2.2 OS INSTRUMENTOS DE COMANDO E CONTROLE E DE INCENTIVO ECONÔMICO NA PROTEÇÃO DA ÁGUA DE BACIAS AGRÍCOLAS	8
2.3 AÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS EM PROGRAMAS DE PSE	16
2.4 ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NO PLANEJAMENTO DE IMPLEMENTAÇÃO DE PSE.....	20
3 MATERIAL E MÉTODOS	23
3.1 ÁREA DE ESTUDO	23
3.2 USO E COBERTURA DO SOLO DA BACIA	25
3.3 QUALIDADE DA ÁGUA.....	26
3.3.1 Análises Estatísticas.....	27
3.4 INTEGRAÇÃO DE INSTRUMENTOS DE COMANDO E CONTROLE E DE INCENTIVO ECONÔMICO NA PROTEÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA	29
3.4.1 Lei de Proteção Da Vegetação Nativa	29
3.4.2 Pagamentos por Serviços Ecossistêmicos	30
3.4.3 Análise entre as Políticas de Comando e Controle e de Incentivo Econômico....	31
4 RESULTADOS E DISCUSSÕES	33
4.1 ALTERAÇÕES NO USO E COBERTURA DO SOLO.....	33
4.2 QUALIDADE DA ÁGUA.....	37
4.3 INTEGRAÇÃO DE INSTRUMENTOS DE COMANDO E CONTROLE E DE INCENTIVO ECONÔMICO NA PROTEÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA.....	52
5 CONCLUSÕES.....	61
REFERÊNCIAS	63

1 INTRODUÇÃO

A água é essencial para manter o equilíbrio ecológico e o desenvolvimento sustentável das atividades humanas (Liang et al., 2021). No entanto, atualmente, mais de 2,2 bilhões de pessoas no mundo não têm acesso seguro a esse recurso e mais que o dobro desse número carece de serviços de saneamentos adequados (UNESCO, 2023). De acordo com as projeções, até 2030 a população mundial irá atingir 9,7 bilhões de pessoas e a demanda mundial pela água deve aumentar até 40% em função do crescimento populacional, do desenvolvimento econômico, das mudanças no padrão de consumo, entre outros fatores (UNESCO, 2018). Por outro lado, a maioria dos continentes passou por eventos de seca (Langenbrunner, 2021) e cerca de 40% dos corpos hídricos do mundo apresentaram baixa qualidade da água em 2020 (U.N. Water, 2021). Devido a essa contradição entre oferta e demanda, o gerenciamento dos recursos hídricos é o desafio mais crucial do século 21 (UNESCO, 2018).

As mudanças climáticas e as alterações no padrão de uso e cobertura do solo causadas pelas atividades antrópicas são fatores que afetam os processos hidrológicos e conseqüentemente a oferta de serviços ambientais hídricos, como abastecimento (quantidade de água) e purificação (qualidade) da água (Li et al. 2014; Olusola et al. 2018; Li et al., 2022a; Kuglerová et al., 2020; Twisa et al., 2020; Roticha et al., 2022).

O desmatamento e a fragmentação da paisagem florestal provocam declínios na qualidade da água (Qiu et al., 2023) e estão negativamente relacionados com pH, potássio, acidez e temperatura (De Paula et al., 2018). Os tipos de usos e cobertura do solo também afetam a qualidade da água. A pecuária, por exemplo, normalmente leva a um aumento da temperatura da água, diminuição do oxigênio dissolvido (Mello et al., 2018) e aumento de sedimentos e coliformes devido ao pisoteio e dejetos do gado (Duffy et al., 2020). As terras agrícolas também degradam significativamente a qualidade hídrica (Qiu et al., 2023), pois podem aumentar a produção e escoamento de sedimentos e nutrientes (De Paula et al., 2018). As áreas urbanas e o aumento populacional estão positivamente relacionados com DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio) e *Escherichia. coli* e negativamente a oxigênio dissolvido, dentre outros impactos relacionados ao escoamento de contaminantes do meio urbano e de efluentes domésticos e industriais (Rimba et al., 2021).

As florestas fornecem estabilidade e qualidade no abastecimento de água (Li et al., 2020a; Murphy, 2020; Liu et al., 2021; Caldwell et al., 2023). Esses ecossistemas são reservatórios e filtros naturais, podendo armazenar e purificar a água por meio de suas interações com os processos hidrológicos (Qiu et al., 2023). Além disso, controlam a erosão do

solo e a sedimentação (Shi et al., 2017; Caldwell et al., 2023) e são armazenadoras de carbono podendo ajudar a mitigar problemas relacionados a escassez de água e ao aquecimento global (Ellison et al., 2017). No Brasil, no entanto, há evidências de intensificação agrícola em todos os biomas naturais do país, sendo o da bioma da Mata Atlântica, por exemplo, historicamente o que mais sofreu modificações em sua vegetação nativa (Caballero et al., 2023). Atualmente, as suas áreas primárias de cobertura vegetal foram ocupadas por pastagens (36%), mosaicos de usos agropastoris (26%), terras agrícolas (19%) e monoculturas de árvores (16%) (Rosa et al., 2021).

A fim de preservar a oferta dos serviços ecossistêmicos hídricos, estratégias como a conservação e restauração da vegetação nativa têm sido adotadas para gerir as bacias hidrográficas (Rigonato et al., 2023). Os instrumentos políticos de comando e controle são uma importante ferramenta para exigir que proprietários de terra adotem estratégias de conservação e restauração e, assim, gerir de forma mais sustentável suas propriedades (Phalan et al., 2016; Blundo-Canto et al., 2018; Freitas et al., 2018a). Esses instrumentos fixam normas, regras e procedimentos a fim de assegurar o cumprimento dos objetivos da política em questão e seu descumprimento acarreta a imposição de sanções de cunho penal e administrativo (Nusdeo, 2006).

No Brasil, a Lei de Proteção à Vegetação Nativa - LPVN (Brasil, 2012) estabelece instrumentos de comando e controle que determinam a proteção das zonas de mata ciliar de acordo com a largura do rio, a chamada Área de Preservação Permanente (APP). No entanto, a LPVN ainda não é efetivamente implementada e não tem sido efetiva para proteger e restaurar todas as áreas importantes hidrologicamente na bacia (Mello et al., 2018a; Guidotti et al., 2020). Há críticas por parte do setor agrícola no sentido de que o cumprimento integral da LPVN oferece poucos benefícios econômicos, além de que os custos de restauração que recaem nos proprietários podem ser elevados (Azevedo, et al. 2017). Por outro lado, as áreas de proteção definidas pela LPVN sozinhas não são suficientes para reter a poluição difusa, assim como impedir a sedimentação dos corpos hídricos e regular o ciclo da água (Mello et al., 2018a; Guidotti et al., 2020). A vegetação ciliar protegida pela LPVN ocupa somente uma fração mínima da bacia hidrográfica e, dessa forma, tem capacidade limitada para promover os serviços ecossistêmicos hídricos (Guidotti et al., 2020). Assim, a proteção de áreas de mata ciliar deve ser considerada como uma das muitas estratégias em um plano mais abrangente de gestão de bacias hidrográficas (Liu et al., 2017).

Nesse contexto, os Pagamentos por Serviços Ecossistêmicos (PSE) têm sido apontados como uma ferramenta para adoção de práticas de conservação e como uma alternativa para

promover a proteção dos recursos hídricos e garantir o abastecimento público (Sone et al., 2019; Mattos et al., 2018; Ruggiero et al., 2019; Lopes et al., 2020; Rigonato et al., 2023). O PSE é um incentivo econômico que pode ser oferecido aos proprietários rurais com o objetivo de promover práticas sustentáveis, entre elas, a preservação da vegetação nativa, restauração florestal e a adoção de melhores práticas agrícolas como os sistemas agroflorestais e diminuição do uso de pesticidas e fertilizantes (Richards et al., 2015; Rigonato et al., 2023).

Considerando que 53% dos remanescentes de vegetação nativa ocorrem em áreas privadas (Soares-Filho et al., 2014), esse incentivo torna-se ainda mais importante. No entanto, condicionar os pagamentos à capacidade dessas áreas de prover os serviços ambientais hídricos e de representar uma conservação adicional à qualidade da água ainda é um desafio (Salzman et al., 2018; Pynegar et al., 2018). Assim, a priorização de áreas para PSE voltado aos recursos hídricos é fundamental para maximizar a proteção e a geração de serviços ecossistêmicos hídricos e garantir o sucesso dos programas de restauração e conservação da vegetação nativa, além de permitir uma distribuição mais eficiente dos recursos financeiros (Crouzeilles et al., 2020).

Dessa forma, esse estudo teve como objetivo principal compreender como os programas de PSE podem ser um instrumento para auxiliar na manutenção dos serviços ecossistêmicos hídricos em microbacias agrícolas. Os objetivos específicos foram: 1) avaliar a influência das alterações do uso e cobertura do solo sobre a qualidade e quantidade de água em microbacias agrícolas; 2) avaliar a proteção de áreas prioritárias para manutenção de serviços ecossistêmicos hídricos pelas áreas legalmente protegidas da LPVN, comparando-se com cenário mais conservador; 3) comparar as áreas prioritárias com o déficit de APP e Reserva Legal das propriedades rurais para identificar áreas importantes para implementação de PSE; 4) propor a integração entre os instrumentos de comando e controle e de incentivo econômico como estratégias de gestão das bacias hidrográficas para potencializar a oferta dos serviços ecossistêmicos hídricos.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 INFLUÊNCIA DO USO E COBERTURA DO SOLO NA QUALIDADE E QUANTIDADE DE ÁGUA EM BACIAS HIDROGRÁFICAS

Os ecossistemas hídricos são influenciados pelas características físicas da bacia hidrográfica como elevação, declividade, geologia, padrões de precipitação (Bisson et al.,

2007), mas também pelos usos antrópicos (Takeda et al., 2009). Estudos relatam diversos impactos na qualidade da água após mudanças no uso do solo, entre eles, interferência no processo de sedimentação, transporte de carbono, perdas de nutrientes e mudanças na acidez e temperatura (Shah et al., 2022). O aumento da cobertura florestal tem impactos positivos na qualidade de água em contrapartida, o desmatamento e as atividades agrícolas tendem a impactar negativamente os ecossistemas fluviais (Paula et al., 2018).

A vegetação florestal influencia os processos de escoamento e regula a entrada de sedimentos e nutrientes para os corpos hídricos. Os efeitos benéficos das florestas na qualidade de água ocorrem principalmente devido a proteção contra a erosão pelo dossel da floresta, além de que a serrapilheira e as raízes das árvores impedem a formação de fluxos que contribuiriam para o transporte de sedimentos e nutrientes para os rios (Lintern et al., 2018). Conseqüentemente, com a diminuição do escoamento de matéria orgânica, há menor consumo de oxigênio de microrganismos na água e assim, o oxigênio dissolvido também é afetado pela cobertura florestal (Ice et al., 2021). Além disso, os níveis de nutrientes do solo dentro de uma bacia hidrográfica podem diminuir devido à absorção de fósforo pela vegetação terrestre (Gorgoglione et al., 2020).

Um aumento de 3% na cobertura florestal, juntamente com práticas de conservação do solo, levou a uma diminuição de 0,9 – 3,5% e de 4,0 – 13,3% na perda de solo e na exportação de sedimentos, respectivamente na sub-bacia do Rio Jaguari, em Extrema, Minas Gerais (Saad et al., 2021). Assim, florestas contribuem para a prevenção de voçorocas, principalmente nas bacias hidrográficas com declives mais acentuados. O aumento da infiltração nessas regiões de maior altitude reduz a perda de solo nas regiões mais baixas. Dessa forma, evita-se que as áreas agrícolas sejam devastadas pela erosão hídrica (Pimentel, 2006).

Por outro lado, a fragmentação da paisagem florestal aumenta significativamente os níveis de nitrogênio na água devido à combinação do solo erodido com fluxo terrestre (Berhe et al., 2018). O estado trófico dos rios foi intimamente relacionado com índices de fragmentação da paisagem de acordo com Yirigui et al. (2019). Mello et al. (2022) identificaram maior sedimentação em microbacias com maior efeito de borda e com menos fragmentos agregados, assim como Duarte et al. (2018) que observaram melhor oferta de serviços ecossistêmicos hídricos em áreas com maior agregação da paisagem. Ainda, a fragmentação da cobertura florestal está negativamente relacionada com pH, potássio, acidez e temperatura (De Paula et al., 2018).

Em relação a proteção da mata ciliar, Taniwaki et al. (2017) compararam parâmetros de qualidade de água de microbacias agrícolas cuja mata ciliar das nascentes era degradada com

microbacias cuja mata ciliar das nascentes era conservada. As concentrações de nitrato foram oito vezes maiores nas microbacias com nascentes degradadas, além de apresentar maiores concentrações de carbono orgânico dissolvido e também maiores valores de condutividade elétrica da água. O desmatamento das matas ciliares também remove a sombra dos corpos hídricos que pode elevar a temperatura da água (Ice et al., 2021). Quanto mais estreita a mata ciliar, menor o controle da dinâmica da erosão do solo dentro das APPs e os tampões ciliares menores que 8 m podem atuar como fonte de sedimentos para os riachos. No entanto, a proteção da mata ciliar sozinha não é capaz de mitigar todos os efeitos negativos dentro de uma determinada microbacia agrícola, assim, é fundamental a adoção de boas práticas agrícolas (Guidotti et al., 2020).

As terras agrícolas têm impacto negativo na qualidade da água (Mcgrane, 2016, Shah et al., 2022). A agricultura é fonte primária de nutrientes numa bacia hidrográfica devido ao uso de fertilizantes, muitas vezes em quantidades que excedem a capacidade de retenção pelas florestas (Shah et al., 2022). Os processos próprios da agricultura, como cultivo, drenagem, além do uso de pesticidas, resultam em alterações físicas, químicas e biológicas nas águas a jusante o que pode impactar os ecossistemas aquáticos (Stoate et al., 2009). Outro fator de interferência da agricultura é a utilização de máquinas e construção de estradas que causam danos consideráveis no solo devido a compactação e podem aumentar o escoamento superficial (Zemke et al., 2019).

Áreas convertidas de pasto para cana-de-açúcar apresentaram maiores concentrações de nitrato e de sólidos suspensos (Taniwaki et al., 2017). A agricultura também foi responsável por maiores valores de sedimento e fósforo na água (Mello et al., 2018; Gorgoglione et al., 2020). Para muitos países, a participação da agricultura na poluição total das águas superficiais por nitratos e fósforo é superior a 40% (OECD, 2008).

A agricultura também é a maior responsável pela erosão do solo. As culturas arvenses e permanentes são mais susceptíveis a erosão do solo em comparação com áreas de pastagens. No entanto, em situações em que há falta de cobertura vegetal natural, culturas agrícolas e pastagens podem ajudar a reduzir a erosão (OECD, 20012). A eutrofização dos sistemas hídricos devido à agricultura pode se tornar significativa e generalizada, causando danos aos ecossistemas, a pesca comercial e aos benefícios recreativos e sociais associados a água. No entanto, a influência da agricultura na qualidade da água precisa ser colocada em perspectiva. Por exemplo, áreas rurais em que não há sistema de infraestrutura de tratamento de água, as preocupações podem ser mais significativas (OECD, 2012).

O impacto das atividades agrícolas na qualidade da água também depende de alguns fatores, dentre os quais estão a extensão da área de cultivo na bacia hidrográfica; os regimes de chuva e tipo de irrigação praticada; o tipo de vegetação natural convertida para agricultura; o tipo de cultura agrícola cultivada; o período do ano em que a cultura é plantada, manejada e colhida (anual ou perene); os tipos de práticas agrícolas; a erodibilidade do solo; o nível de proteção da mata ciliar e áreas frágeis da bacia hidrográfica (Brooks et al., 2012). Assim, os estudos sobre o impacto da agricultura na qualidade da água devem considerar diferentes aspectos, pois podem interferir de diferentes formas na qualidade da água. Destaca-se que a adoção de melhores práticas agrícolas e o cumprimento da legislação ambiental que protege as zonas sensíveis da bacia são essenciais para a proteção dos recursos hídricos e a minimização de impactos nas bacias agrícolas (Guidotti et al., 2020).

No Brasil, o principal uso não natural do solo é a pastagem que ocupa 164,34 milhões de hectares ao longo de todos os biomas, sendo que 53% dessa área têm sinais de degradação (Mapbiomas, 2022). A necessidade de água e de espaço para as pastagens são fatores que afetam negativamente a qualidade dos recursos hídricos (Matovelle, 2021). A expansão das pastagens leva principalmente ao aumento de sais solúveis e concentração de coliformes fecais na água (Meneses et al., 2015), aumento da temperatura da água e à diminuição do oxigênio dissolvido (Mello et al., 2018a), aumento de matéria orgânica nos fluxos de água, especialmente nas estações chuvosas (Taniwaki et al., 2017) e diminui acentuadamente as vazões dos rios devido a reduzida capacidade de retenção do solo. Matovelle (2021) relacionou o aumento das pastagens com o aumento no consumo de água para irrigação. O uso diário médio de água para irrigação de pastagens era de 7,7 m³/s, comparado ao fornecimento para consumo humano, que era de 0,13 m³/s. De forma geral, as atividades pecuárias estão diretamente relacionadas com a diminuição da qualidade e quantidade da água, conforme analisado por Strauch et al. (2009).

Contudo, os impactos das pastagens na qualidade da água dependem de diversos fatores, como a localização, tipo de manejo, tipo de gado e intensidade da atividade. Técnicas inadequadas de gestão levam a diminuição de recursos naturais, incluindo perda de qualidade e quantidade da água, compactação do solo e degradação dos ecossistemas (Walker; Salt, 2006). As pastagens intensivas em áreas declivosas e ciliares têm maior impacto na qualidade da água. Em áreas declivosas aumentam os processos erosivos e em áreas de mata ciliar há erosão nas margens dos rios, sedimentação e contaminação por coliformes fecais (Brooks et al., 2012). Pastagens em áreas íngremes também são mais significativas para a poluição por fosfato/fósforo (Lei et al., 2021). Dessa forma, o planejamento e o manejo correto das pastagens na bacia

hidrográfica, especialmente em áreas de mata ciliar, é fundamental para a conservação da qualidade da água nos corpos hídricos.

A silvicultura é outro uso do solo que pode afetar a qualidade da água dos rios de uma bacia hidrográfica. O processo de reflorestamento tem impactos potencialmente negativos sobre a qualidade da água devido às perturbações ocasionadas pelo cultivo, drenagem e cercamento. O aumento na produção de sedimentos é o impacto mais significativo na qualidade da água devido às atividades de manejo florestal (Shah et al., 2022). A drenagem, em especial, influencia mudanças a longo prazo na cor da água e na quantidade de matéria orgânica carregada aos corpos hídricos. A perda de nutrientes pode ser significativa, mas essa perda parece ser mais afetada pelas condições locais, como condições meteorológicas, tipo de solo, técnicas de manejo e quantidade de resíduos florestais deixados no local (Shah et al., 2022). Além disso, as atividades de manejo não são tão frequentes durante o ciclo florestal em comparação com as intensas atividades de uso do solo na agricultura tradicional, além de que a aplicação de nutrientes também é normalmente menor (May et al., 2009). Dessa forma, o efeito negativo do processo de reflorestamento não é significativo a longo prazo (Duffy et al., 2020). No Brasil, os estudos dos impactos da silvicultura na qualidade da água ainda são limitados, mas algumas investigações apontam que os impactos das florestas plantadas são menores quando comparados aos das culturas anuais (Rodrigues et al., 2019).

Após as operações de colheita há perda de carbono orgânico, perturbação do solo, aumento na temperatura da água e aumento no nível do lençol freático devido a redução da evapotranspiração. Os maiores aumentos na concentração de sedimentos exportados ocorrem no ano seguinte a colheita, embora alguns estudos relatam um período de 3 a 4 anos, ou mais (Shah et al., 2022). Em geral, a silvicultura contribui relativamente pouco em termos de cargas de nutrientes para o ambiente, especialmente quando comparadas às contribuições de outros usos do solo, como a agricultura, além de que os impactos são, em sua maioria, de curta duração (Shah et al., 2022). Entretanto, há lacunas na melhor compreensão dessas associações devido à falta de dados sobre os impactos da colheita florestal (Duffy et al., 2020).

A mineração é outro uso do solo que pode afetar a qualidade da água. A compreensão da relação da mineração e seu impacto na qualidade da água ganhou força no Brasil após o rompimento das barragens de Mariana e Brumadinho em Minas Gerais. O colapso das barragens alterou a forma dos rios devido ao volumoso material deslocado (Cionek et al., 2019; SANTOS et al., 2019). Constatou-se aumento nos níveis de turbidez, sedimentos (Rudorff et al., 2018), metais pesados e de outros elementos tóxicos. No Rio Doce, em Mariana, identificaram maior aporte de ferro, sílica, alumínio e metais traços como Cromo, Cádmio e

Chumbo (Gomes et al., 2017). Os níveis de chumbo e mercúrio na água do rio Paraopeba (um afluente do rio São Francisco afetado pelo rompimento da barragem de Brumadinho) eram 21 vezes acima do nível aceitável (Cionek et al., 2019).

Outra preocupação relacionada a mineradoras no Brasil é o fato de que a sua expansão ocorre principalmente em terras indígenas e em unidades de conservação. O garimpo aumentou 495% dentro de terras indígenas apenas nos últimos 10 anos e 40% dessas áreas estão dentro de Unidades de Conservação. O bioma da Amazônia abrange 72% da área minerada. O ouro é o minério que mais ocupa áreas de exploração com 86%, seguida pela mineração industrial de ferro e alumínio, com 25% cada (Mapbiomas, 2022). Más práticas de mineração revelam-se prejudiciais ao meio ambiente, causando impactos como a sedimentação de corpos hídricos, degradação da cobertura do solo, desmatamento, contaminação química com mercúrio, cianeto, ácido nítrico e zinco (Gafur et al., 2018) e ainda aumenta os índices mutagênicos que indicam a possibilidade de mutações na população que consome essas águas (Martín et al., 2020). Mesmo que as áreas de mineração sejam desativadas, elas ainda transportam metais e outros elementos tóxicos (Cruz et al., 2019).

Portanto, diferentes usos do solo têm impactos diversos na qualidade e quantidade da água e compreender essas relações são fundamentais para subsidiar alternativas de gestão do solo a fim de reduzir os impactos ambientais. Gerir as bacias hidrográficas para obter maiores vantagens sem acelerar a degradação ambiental é um caminho para o desenvolvimento sustentável.

2.2 OS INSTRUMENTOS DE COMANDO E CONTROLE E DE INCENTIVO ECONÔMICO NA PROTEÇÃO DA ÁGUA DE BACIAS AGRÍCOLAS

As matas ciliares assumiram reconhecimento mundial quanto à sua importância na proteção dos ecossistemas de água doce, pois desempenham um papel importante no controle dos impactos das atividades agrícolas e das fontes difusas de poluição nas bacias hidrográficas (Yuan et al., 2009). A cobertura vegetal adjacente aos cursos de água exerce uma forte influência na qualidade da água dos rios e ajuda a proteger o ecossistema das atividades antrópicas que ocorrem nas partes superiores da bacia hidrográfica (Li et al., 2018). Essas áreas fornecem múltiplos serviços, como habitat para espécies aquáticas, biodiversidade do solo, filtragem de sedimentos, controle de enchentes, estabilidade dos rios e recarga de aquíferos (Fremier et al., 2013; Johnson et al., 2016; Nelson et al., 2018; Yuan et al., 2009).

No entanto, as matas ciliares estão entre os ecossistemas mais degradados do mundo (Nilsson, Berggren, 2000). Algumas das principais ameaças aos ecossistemas ribeirinhos incluem regimes hidrológicos alterados devido ao uso intensivo da água, desmatamento, conversão da cobertura vegetal para agricultura e outras atividades como pastagem, desenvolvimento urbano e infraestrutura e poluição (Tockner, Stanford, 2002; Naiman et al., 2005). Além disso, a menor evapotranspiração das terras agrícolas resulta em maior quantidade de água atingindo as matas ciliares e os corpos hídricos (Neill et al., 2013) o que pode influenciar as condições de água subterrânea e a umidade do solo (Nagy et al., 201). Dessa forma, a proteção das matas ciliares para mitigar os efeitos da agricultura nos corpos hídricos é obrigatória em muitos países e as jurisdições estabeleceram formas de regulamentação que restringem as atividades de uso do solo nesses ambientes (Garrastazú et al., 2015).

No Brasil, as preocupações com a proteção e conservação das florestas às margens dos cursos de rios e de outros corpos d'água são relativamente novas. O Código Florestal de 1934 (Brasil, 1934) menciona pela primeira vez o termo “florestas protetoras” cuja função é:

Art. 4º. Serão consideradas florestas protectoras as que, por sua localização, servirem conjuncta ou separadamente para qualquer dos fins seguintes:

- a) conservar o regimen das aguas;
- b) evitar a erosão das terras pela acção dos agentes naturaes;
- c) fixar dunas;

Assim, as florestas protetoras proporcionam proteção a água dos rios e prevenção da erosão. A lei proibiu a utilização econômica de tais florestas e incluiu isenções de impostos fundiários como incentivo para a sua conservação pelos proprietários de terras privadas. O conceito de florestas protetoras evoluiu para o de Áreas de Preservação Permanente (APPs), que surgiu com o Código Floresta de 1965 (Brasil, 1965) e que foi reforçado na nova Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN – Lei nº. 12.651) de 2012 (Brasil, 2012). Nesse contexto, são estabelecidos os instrumentos de comando e controle que fixam normas, regras, procedimentos e padrões a fim de assegurar o cumprimento dos objetivos da política em questão. O não cumprimento acarreta em sanções de cunho penal e administrativo (Lustosa; Young, 2002). Neste estudo, consideramos como instrumento de comando e controle as APPs hídricas e a Reserva Legal (RL) instituídas na LPVN.

As APPs consistem em zonas tampão de largura variável ao longo de rios, em torno de nascentes, lagos, zonas úmidas, topo de montanha e encostas íngremes que devem ser

protegidas pelas autoridades, independentemente de serem ou não cobertas por vegetação nativa. A função ambiental das APPs inclui preservar os recursos hídricos, a paisagem, estabilidade geológica e a biodiversidade, além de facilitar o fluxo gênico da flora e da fauna, proteger o solo e garantir o bem-estar das populações humanas (Brasil, 2012).

Quando as APPs estão associadas a cursos d'água (rios, córregos, nascentes, reservatórios naturais e artificiais), são denominadas APPs hídricas. A faixa de vegetação às margens dos cursos d'água variam de acordo com a largura dos mesmos (Figura 1). Segundo a legislação,

Art. 4º Considera-se Área de Preservação Permanente, em zonas rurais ou urbanas, para os efeitos desta Lei:

I - as faixas marginais de qualquer curso d'água natural, desde a borda da calha do leito regular, em largura mínima de:

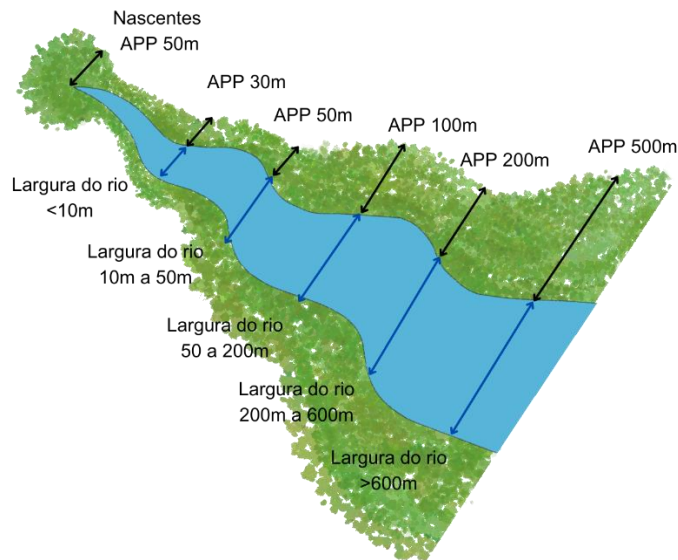
I - as faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene e intermitente, excluídos os efêmeros, desde a borda da calha do leito regular, em largura mínima de: (Redação dada pela Lei nº 12.727, de 2012).

- 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 (quinhentos) metros, para os cursos d'água que tenham largura superior a 600 (seiscentos) metros;

II - as áreas no entorno dos lagos e lagoas naturais, em faixa com largura mínima de:

- a) 100 (cem) metros, em zonas rurais, exceto para o corpo d'água com até 20 (vinte) hectares de superfície, cuja faixa marginal será de 50 (cinquenta) metros;
- b) 30 (trinta) metros, em zonas urbanas (Brasil, 2012).

FIGURA 1 - Limites das Áreas de Preservação Permanente (APPs) hídricas de acordo com a largura do rio estabelecidos na Lei de Proteção da Vegetação Nativa, Brasil 2012.



Fonte: Autoria própria.

A RL compreende um porcentual de área com cobertura vegetal nativa que deve ser obrigatoriamente preservada. No caso da Mata Atlântica esse porcentual é de 20% da área do imóvel. A Cota de Reserva Ambiental (CRA) também foi estabelecida pela LPVN e possui uma abordagem mais voltada para incentivos econômicos e soluções de mercado. As CRA são títulos que representam uma área de cobertura de vegetação nativa em uma propriedade que pode ser utilizada para compensar o déficit de RL em outra propriedade. Cada cota corresponde a 1 hectare (ha) e pode ser ofertada por proprietários que tenham excesso de RL a proprietários com áreas de RL menores do que o mínimo exigido pela legislação (Brasil, 2012). O controle e integração dos dados dos imóveis rurais quanto as informações ambientais ligadas à situação das APPs, RL, florestas e remanescentes de vegetação nativa e áreas de uso restrito, ocorre por meio do Sistema Nacional de Cadastro Ambiental Rural (SICAR) que disponibiliza informações de natureza pública sobre a regularização ambiental dos imóveis rurais em território nacional, na Internet. Já o Cadastro Ambiental Rural (CAR) é registro público dos imóveis no sistema com os dados declaratórios fornecidos pelos próprios proprietários.

A largura das áreas de proteção das matas ciliares é influenciada pela largura das zonas de proteção. Quanto maior a largura da zona tampão, maior é a proteção (Ou et al., 2016; Wang et al., 2020; Valera et al., 2019). Valera et al. (2019) constatou que uma maior vulnerabilidade ambiental ocorre num raio de 50m e que a zona tampão de 30 m proposta no Novo Código

Florestal dificilmente é capaz de proteger a qualidade da água. Assim, é evidente a necessidade de estratégias de amortecimento ribeirinho que resultem numa maior proteção ambiental.

Dessa forma, a eficiência das matas ciliares em proteger os recursos hídricos é limitado, pois só ajuda a remediar problemas ambientais causados pela gestão inadequada do solo nas áreas adjacentes (Guidotti et al., 2020). Além dessa proteção limitada, outro fator preocupante em relação ao grau de proteção dos recursos hídricos pelas matas ciliares é que a legislação brasileira atual permite a continuidade de atividades agrossilvipastoris em APPs. O chamado uso consolidado foi incluído na legislação em 2012 e permite a continuidade dessas atividades em áreas cuja vegetação nativa foi convertida antes de 2008, desde que sejam adotadas melhores práticas de conservação do solo e da água e se uma estreita faixa de proteção com vegetação nativa for restaurada adjacientemente aos cursos d'água. A legislação porém não define o que seriam as melhores práticas de conservação, dificultando a implementação dessa exigência na prática. As atividades agrossilvipastoris em APPs acentuam os processos de erosão e de transporte, seguidos de assoreamento e eutrofização das águas dos rios (Valente et al., 2015). A faixa a ser restaurada varia entre 5 a 50m, dependendo do tamanho do imóvel rural, tipo de corpo hídrico e tipo de vegetação. Os atuais requisitos de restauração (5m para propriedades com menos de 60 ha) são provavelmente inadequados para restaurar os serviços ecossistêmicos hídricos (Biggs et al., 2019).

O tamanho da propriedade (pequena, média e grande) é determinado por uma unidade chamada de “módulos fiscais” (MF). Um MF equivale a uma parcela de terra medida em hectare (ha) que seja o suficiente para sustentar uma família com renda de atividades agrícolas. O tamanho do MF varia de acordo com os municípios entre 5ha, no sul do país, até 110 ha ao norte. Propriedades pequenas legalmente possuem menos de 4 MF e a obrigação de restauração das APPs varia entre 5 e 15 metros. Essas mudanças legislativas reduziram a proteção geral das matas ciliares em 4,5 milhões de hectares que não precisam mais ser restaurados (Soares-Filho et al., 2014).

Apesar da importância das matas ciliares na proteção dos ecossistemas aquáticos, outros fatores afetam a qualidade da água e a eficiência da retenção de sedimentos. Aspectos biofísicos da bacia hidrográfica como o tipo de corpo hídrico (intermitente ou permanente), declividade, posição na paisagem, tamanho do corpo hídrico, além do tipo de vegetação que compõem a mata ciliar, o tamanho das partículas de sedimentos e usos do solo influenciam a funcionalidade de amortecimento e retenção de sedimento das matas ciliares (Yuan et al., 2009; Taniwaki et al., 2017; Valera et al., 2019). Dessa forma, os requisitos de restauração e conservação de APPs não são suficientes para proteger os rios da sedimentação. A implementação de melhores

práticas agrícolas deve ocorrer ao longo de toda a bacia hidrográfica para prevenir a origem dos problemas que impactam a qualidade da água (Guidotti et al., 2020). A regulamentação de mecanismos de incentivos econômicos pode ser uma alternativa para incentivar a adoção dessas práticas pelos proprietários rurais. Nesse contexto, o mecanismo de “Pagamento por Serviços Ecossistêmicos” vem sendo utilizado como mais uma ferramenta para auxiliar a conservação dos processos ecológicos (Ruggiero et al., 2019).

Inicialmente, é importante definirmos o conceito de “Serviços Ecossistêmicos” (SEs). Um dos primeiros conceitos de SEs documentado na literatura foi de Daily (1997) que os define como “serviços prestados pelos ecossistemas naturais e as espécies que os compõem, na sustentação e preenchimento das condições de permanência da vida humana na Terra.” A Avaliação Ecossistêmica do Milênio (*Millenium Ecosystem Assessment*, MEA, 2005) apresenta definição semelhante – “benefícios que o ser humano obtém dos ecossistemas”. Nessa perspectiva, a Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO), em seu relatório *State of Food and Agriculture* (FAO, 2007), estabelece o termo “serviços ambientais” (SA) que são derivados dos SEs, cujo conceito é que “podem ser gerados como externalidades positivas de atividades humanas”, como por exemplo, impactos positivos que podem se originar da produção de alimentos, como a recarga de aquíferos e paisagens cênicas.

Embora os SEs possam ser categorizados de diversas maneiras, a abordagem mais comum é a adotada pela MEA (2003) que os classificou em quatro grandes categorias: 1) serviços de provisão – relaciona-se a capacidade dos ecossistemas em fornecer produtos para manutenção das populações humanas, como alimento, água, energia, fibras e recursos genéticos; 2) serviços de regulação – que se originam dos processos ecológicos que ocorrem na biosfera terrestre, como regulação do clima, estoque de carbono, polinização e purificação da água; 3) serviços culturais – benefícios não-materiais derivados da capacidade dos ecossistemas em contribuir para a manutenção do bem-estar psicológico do ser humano, como recreação e ecoturismo, espiritualidade e experiência estética; 4) serviços de suporte – caracterizados como serviços necessários para a produção de todos os demais serviços, como a ciclagem de nutrientes, produção primária e formação do solo (Figura 2). A biodiversidade, embora não seja classificada em nenhuma categoria, desempenha um papel abrangente na prestação de serviços ecossistêmicos, como por exemplo, relacionar-se a produção de alimentos, a manutenção dos recursos genéticos e ao valor estético de uma paisagem. Mudanças na biodiversidade tem implicações diretas na provisão de todos os serviços ecossistêmicos.

FIGURA 2 - Categorias de classificação dos serviços ecossistêmicos.



Fonte: Adaptado de MEA, 2003.

Wunder (2015) caracteriza o PSE como transações específicas de serviços ecossistêmicos realizadas voluntariamente por compradores e vendedores e enraizadas em princípios econômicos. Já Muradian et al. (2010) e Engel (2008) veem o PSE como um arranjo institucional, destacando a importância dos pagamentos de terceiros para neutralizar atividades que degradam o ambiente social. Ainda para Engel (2008), os PSE são incentivos econômicos fornecidos a indivíduos ou comunidades que gerenciam as suas terras ou recursos naturais de uma forma que gera resultados ambientais positivos. As teorias econômicas denominam de “externalidades” as atividades humanas que geram subprodutos não contabilizados por não terem precificação. Externalidades negativas são aquelas prejudiciais ao bem-estar humano ou ao meio ambiente. Nesse sentido, a associação entre a necessidade de atribuir-se responsabilidades pelas externalidades e a compreensão da importância da conservação dos serviços ecossistêmicos levou a formulações de estímulos à valoração e precificação dos bens e serviços ambientais (Derani, 2008).

As formas de compensação podem assumir diversas formas, incluindo pagamentos diretos em dinheiro, incentivos fiscais ou transferências em espécie e são normalmente efetuados por beneficiários que valorizam os serviços ambientais prestados pelos gestores das terras. Na prática, os programas de PSE dão suporte financeiro aos proprietários de terras na promoção de práticas sustentáveis, incluindo a conservação da vegetação nativa existente, a

restauração florestal, a implementação de sistemas agroflorestais ou outras boas práticas de gestão (Richards et al., 2015; Kroeger et al., 2019; Rignonato et al., 2023).

No Brasil, a Lei nº. 14.119 de 2021 institui a “Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais”. A LPVN já autorizava a instituição do PSA¹ de forma abrangente em todo o território nacional como retribuição às atividades de conservação e melhoria dos ecossistemas que geram serviços ambientais. Após uma década de discussões a política de PSA foi sancionada.

A Política Nacional de PSA estabelece as definições de “pagamento por serviços ambientais”, “pagador de serviços ambientais” e “provedor de serviços ambientais”:

IV - pagamento por serviços ambientais: transação de natureza voluntária, mediante a qual um pagador de serviços ambientais transfere a um provedor desses serviços recursos financeiros ou outra forma de remuneração, nas condições acertadas, respeitadas as disposições legais e regulamentares pertinentes;

V - pagador de serviços ambientais: poder público, organização da sociedade civil ou agente privado, pessoa física ou jurídica, de âmbito nacional ou internacional (...);

VI - provedor de serviços ambientais: pessoa física ou jurídica, de direito público ou privado, ou grupo familiar ou comunitário que, preenchidos os critérios de elegibilidade, mantém, recupera ou melhora as condições ambientais dos ecossistemas.

Dentre os objetivos da lei, destacam-se (Brasil, 2021):

II - estimular a conservação dos ecossistemas, dos recursos hídricos, do solo, da biodiversidade, do patrimônio genético e do conhecimento tradicional associado;

III - valorizar econômica, social e culturalmente os serviços ecossistêmicos;

IV - evitar a perda de vegetação nativa, a fragmentação de habitats, a desertificação e outros processos de degradação dos ecossistemas nativos e fomentar a conservação sistêmica da paisagem;

V - incentivar medidas para garantir a segurança hídrica em regiões submetidas a escassez de água para consumo humano e a processos de desertificação;

VI - contribuir para a regulação do clima e a redução de emissões advindas de desmatamento e degradação florestal;

¹ Neste trabalho, iremos adotar o termo “serviços ecossistêmicos” considerando, como sinônimo, o termo “serviços ambientais”. Também utilizaremos “Pagamento por Serviços Ecossistêmicos” ou “PSE” por tratar-se de uma designação de caráter científico adotado internacionalmente. O termo “Pagamentos por Serviços Ambientais” ou “PSA” será utilizado somente neste capítulo para referir-se a lei brasileira.

VII - reconhecer as iniciativas individuais ou coletivas que favoreçam a manutenção, a recuperação ou a melhoria dos serviços ecossistêmicos, por meio de retribuição monetária ou não monetária, prestação de serviços ou outra forma de recompensa, como o fornecimento de produtos ou equipamentos; (...)

IX - estimular a pesquisa científica relativa à valoração dos serviços ecossistêmicos e ao desenvolvimento de metodologias de execução, de monitoramento, de verificação e de certificação de projetos de pagamento por serviços ambientais; (...)

XI - estabelecer mecanismos de gestão de dados e informações necessários à implantação e ao monitoramento de ações para a plena execução dos serviços ambientais; (...)

XIII - incentivar a criação de um mercado de serviços ambientais;

XIV - fomentar o desenvolvimento sustentável.

A lei de PSA é “de suma importância para o avanço do desenvolvimento sustentável do país, pois estabelece um diálogo em torno do tema serviços ambientais e permite um alinhamento entre os diversos setores, especialmente entre agricultura e meio ambiente” (Coelho et al., 2021, p. 410). A adesão ao instrumento tem crescimento constante pelos municípios e estados brasileiros e a aprovação da lei abre oportunidades e traz diretrizes para a expansão e o aperfeiçoamento dos programas de PSA no Brasil. Apesar dos significativos avanços, é fundamental ampliar o alcance das iniciativas em curso ou já concluídas, que muitas vezes foram implementados a nível local e com baixa repercussão (Coelho et al., 2021).

Ainda faltam informações sobre como os pagamentos condicionam a oferta de serviços ecossistêmicos o que evidencia um longo caminho a percorrer para que os PSE possam contribuir efetivamente para o uso sustentável dos recursos naturais, especialmente nos países em desenvolvimento em que os recursos para a conservação são limitados. A implementação e desenvolvimento de programas de PSE envolve um processo complexo de gestão de bacias hidrográficas e requer o envolvimento de uma ampla gama de partes interessadas. É necessário um conjunto de pesquisas sobre fatores socioeconômicos, sociais e ambientais para auxiliar a tomada de decisões por parte dos gestores de bacias hidrográficas (Rigonato et al., 2023).

2.3 AÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS EM PROGRAMAS DE PSE

Os ecossistemas aquáticos (rios, lagos, águas subterrâneas, mares e águas costeiras) dão suporte a serviços ecossistêmicos cruciais, como a produção de alimentos, abastecimento de água e recreação. Os principais serviços ecossistêmicos hídricos estão relacionados ao ciclo

hidrológico nas bacias hidrográficas, como por exemplo, purificação da água, retenção da água e regulação climática. Os SEs hídricos devem ser considerados para o uso e gestão sustentável dos recursos hídricos (Grizetti et al., 2016).

Os PSE que se concentram em serviços ecossistêmicos relacionados às bacias hidrográficas financiam a adoção de práticas pelos proprietários rurais que melhorem a qualidade da água. Os PSE hídricos tornaram-se especialmente difundidos globalmente (Salzman et al., 2018). Na Tabela 1 estão dispostas as principais ações adotadas pelos proprietários rurais para manter ou melhorar a qualidade da água, assim como as premissas de cada ação e os autores que as exploraram em seus trabalhos.

TABELA 1 - Principais ações para pagamentos de serviços ecossistêmicos relacionados aos recursos hídricos, a premissa em que se baseiam e os respectivos autores que exploraram a estratégia em seus trabalhos.

Ações	Premissas	Autores
Evitar o desmatamento	- Evita alterações na composição química da água ao longo do tempo; - Manutenção da dinâmica hídrica;	- Zabala et al., 2017; - López-García; Manzo-Delgado; Alcántara-Ayala, 2014.
Promover a restauração ambiental	-Melhora a qualidade da água, inclusive a água subterrânea; - Restaura serviços ecossistêmicos; - Diminui o escoamento de sedimentos para os corpos hídricos; - Aumento do estoque de carbono; - Aumenta a conectividade florestal; - Aumento da biodiversidade local;	- Townsend et al., 2012; - Viani; Bracale; Taffarello, 2019; - Kim et al., 2018; - Lopes et al., 2019; -Pagiola; Platais; Sossai, 2019; - De Melo et al., 2016; - Simedo et al, 2020.
Alterações de Práticas Agrícolas	- Reduz as fontes poluidoras; - Diminui a lixiviação; - Reduz o uso de fertilizantes; - Diminui os gastos com tratamento da água para abastecimento público;	- Zheng et al., 2013; - Garcia-Prats; Del Campo; Pulido-Velazquez, 2016; - Kwayu; Sallu; Paavola, 2014; - Woodbury et al., 2018; - Benisiewicz et al., 2021; - Talberth et al., 2015; - Pynegar et al., 2018.

Fonte: Rigonato et al., 2023.

A conservação da cobertura florestal ou de outros tipos de vegetação nativa contribui para a produção de água e para a qualidade dos recursos hídricos, além de reduzir o efeito erosivo das chuvas, pois limita o transporte de sedimentos para os corpos hídricos. Mattos et al. (2018) afirmam, com base em seus estudos sobre a Mata Atlântica (Brasil) que uma área preservada de floresta tropical pode fornecer importantes serviços ecossistêmicos com condições operacionais e custos econômicos acessíveis. Num cenário florestal mais conservador, a água era bem oxigenada e apresentava baixa salinidade e baixa concentração de

sólidos suspensos totais. Esta descoberta provou a eficácia de uma floresta tropical montanhosa no fornecimento de proteção aos corpos de água e na prestação de importantes serviços ecossistêmicos.

Pagiola et al. (2019) avaliaram um programa de PSE para preservação da vegetação nativa em uma microbacia hidrográfica. O PSE contribuiu para evitar o escoamento de sedimentos para os rios beneficiando os usuários de água a jusante com menores custos de tratamento de água e os proprietários de terras a montante com maiores receitas devido aos pagamentos. No México, um PSE para conservação da vegetação nativa com o objetivo de manter a qualidade do abastecimento de água foi responsável por evitar alterações na composição química da água ao longo de 30 anos (Zabala et al., 2017).

Em relação a restauração de vegetação nativa, Kim et al. (2018), a partir de simulações de cenários, previram que um aumento de 7% de floresta primária e de 56% de aumento da floresta total em 30 anos, aumentaria o estoque de carbono e fornecimento de serviços ecossistêmicos, como a regulação da água, produtos agroflorestais e produtos florestais não madeireiros para as comunidades (Kim et al., 2018). No sul do Brasil, um projeto de PSE na bacia hidrográfica do rio Camboriú que aumentou a cobertura florestal resultou na redução dos custos de tratamento de água, mostrando viabilidade econômica a longo prazo (Kroeger et al., 2018).

No Brasil, o programa “Conservador das Águas” é baseado na restauração florestal com foco na produção de água. O programa já foi responsável pela restauração de 3.000 ha de Mata Atlântica em Extrema, Minas Gerais, Brasil (Richards et al., 2015). A restauração florestal nessa região além de melhorar o abastecimento de água também aumentou a estrutura e a conectividade funcional entre as manchas florestais da paisagem. Um aumento da conectividade florestal também foi relatado por Fiorini et al. (2020) mesmo com apenas 1,5% de aumento na cobertura florestal em 7 anos. Esses benefícios representam um grande potencial para incorporar metas de conservação da biodiversidade em programas de PSE relacionados à água.

Em Minas Gerais, Brasil, um programa de PSE destinado à recuperação florestal teve uma contribuição limitada para a qualidade da água devido a fontes poluentes como resíduos agrícolas e esgoto doméstico. É recomendado que os esquemas de PSE também considerem o controle de fontes pontuais de poluição para cumprir sua finalidade (Figueiredo et al., 2021). Assim, destaca-se que os esquemas de PSE são complexos e o seu financiamento apenas não garante o sucesso dos projetos de restauração florestal (Viani et al., 2019). Além disso, os PSE

de conservação e restauração da vegetação nativa devem ser concomitante com as melhores práticas agrícolas.

A poluição difusa proveniente de áreas agrícolas é uma das principais causas da degradação da qualidade da água e, portanto, as mudanças nas práticas agrícolas por parte dos proprietários de terras são outra estratégia importante para contribuir com a qualidade da água (Mello et al., 2020). Branca et al. (2011) afirmam que os programas de PSE ajudam a incentivar a adoção de melhores práticas agrícolas que sejam menos agressivas ao meio ambiente porque reduzem a erosão do solo e a degradação geral da terra, melhorando assim a qualidade da água a jusante e evitando o agravamento futuro das condições.

Os programas de PSE baseados na adoção de melhores práticas agrícolas contribuem para a redução da lixiviação e do uso de fertilizantes, o que melhora a quantidade e a qualidade da água (Zheng et al., 2013; Talberth et al., 2015). Por exemplo, Liang et al. (2018) afirmam que a conversão da cultura do arroz em milho diminui 47% o consumo de água. A substituição das culturas de milho por switchgrass, uma gramínea perene, na Baía de Chesapeake, EUA, reduziu a carga de nitrogênio em 18 kg/ha/ano, atingindo 31% da meta (Woodbury et al., 2018).

Townsend et al. (2012) propuseram, com base em seus estudos na Austrália, que a conversão de mais de 70% das áreas de pastagens em silvicultura resultaria na melhoria da qualidade da água, o que a devolveria aos padrões de potabilidade. Sun et al. (2013) concluíram que a conversão de culturas em florestas e pastagens tem uma melhor capacidade de conservação da água porque reduz o escoamento de sedimentos para os corpos d'água e diminui a erosão do solo. Na bacia hidrográfica do rio Pípiripau, no centro do Brasil, foi demonstrado que os terraços e as microbarragens reduzem consideravelmente a exportação de sedimentos para os corpos hídricos (Strauch et al., 2009).

Práticas sustentáveis de gestão do solo, como agrossilvicultura, reflorestamento em áreas ambientalmente frágeis e terraços podem melhorar a qualidade e a quantidade de água para os usuários a jusante (Kwayu; Sallu; Paavola, 2014). Intervenções na silvicultura, como a preferência dos proprietários por florestas de pinheiros da espécie *Pinus halepensis* Mill na Bacia do Mediterrâneo, Espanha, poderiam produzir um aumento importante na recarga das águas subterrâneas, beneficiando tanto os utilizadores como os proprietários florestais, ultrapassando claramente os custos operacionais (Garcia-Prats; Del Campo; Pulido-Velazquez, 2016). Uma avaliação do custo de oportunidade é essencial para a tomada de decisão dos proprietários de terras para mudar suas práticas agrícolas. A concepção de processos e a implementação de esquemas de PSE, bem como a relação gestor-usuário são cruciais para

envolver com sucesso os agricultores em programas para alcançar melhores níveis de desempenho ambiental (Zanella; Schleyer; Speelman, 2014).

2.4 ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA CONSERVAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NO PLANEJAMENTO DE IMPLEMENTAÇÃO DE PSE

A implementação de programas de PSE no mundo inteiro tem um crescimento constante e somam-se mais de 550 transações ativas até o ano de 2018 com investimentos anuais em torno de \$36 a 42 bilhões de dólares até o ano de 2018. O PSE é um instrumento de política ambiental recente, com diferentes práticas a nível local, regional e nacional e a falta de avaliação contínua e sistemática dos resultados dos programas é um fator de incerteza quanto a sua eficácia como instrumento de conservação. Há escassez de dados em termos de prestação de serviços (uma medida biofísica), eficiência (uma medida econômica) e de melhoria do bem-estar social (como a redução da pobreza, igualdade de gênero ou garantia de direitos de propriedade) (Salzman et al., 2018).

Os PSE implementados em bacias hidrográficas são os mais maduros em termos de valor de transação e distribuição geográfica, somando um investimento de \$24,7 bilhões de dólares distribuídos em 387 programas (Salzman et al., 2018), no entanto, os estudos que avaliam o impacto desses investimentos na qualidade de água são ainda mais escassos.

O foco de muitos programas é no aumento ou manutenção da qualidade da água potável para abastecimento urbano (Martin-Ortega et al., 2013; Grima et al., 2016; Calvet-Mir et al., 2015). Como muitos centros urbanos carecem de tratamento adequado, a qualidade da água potável é influenciada pelo uso do solo e gestão da bacia hidrográfica. O programa “Watershed” implementado em 2003 na região andina da Bolívia, financia ações que excluem a pecuária das matas ciliares. Apesar das evidências de que essa exclusão nas matas ciliares tem um impacto positivo na qualidade da água, a ação não teve impacto na escala da paisagem. Provavelmente houve uma baixa porcentagem de terras inscritas no programa, além de que as terras inscritas pertenciam a uma bacia hidrográfica diferente e, assim, não poderia influenciar a qualidade da água que abastecia as torneiras. Conclui-se que a intervenção não foi direcionada para áreas críticas que influenciavam a qualidade da água para o abastecimento comunitário. Portanto, os programas de PSE podem não condicionar os pagamentos à capacidade daquela área em ofertar serviços ecossistêmicos hídricos (Pynegar et al., 2018).

É evidente, assim, o desafio dos programas de PSE em identificar áreas que são mais importantes para a prestação de serviços ambientais e, dessa forma, garantir que os fundos

sejam gastos de forma mais eficiente. Diversos estudos têm como foco a definição de áreas prioritárias para recebimento de PSE (Tabela 2). Li et al. (2020) consideraram critérios socioeconômicos e biofísicos no reservatório de Pequim, China. Contudo, os critérios biofísicos foram apontados como de maior importância. O critério apontado como mais relevante estava relacionado com a conservação da bacia hidrográfica (por exemplo, uso do solo, quantidade de água, capacidade de conservação da água). Para Mokondoko et al. (2018) a heterogeneidade espacial dos serviços ecossistêmicos deve ser considerada quando se visa o PSE. Os critérios definidos que mais influenciaram a prestação de serviços ecossistêmicos hídricos em seus estudos foram a cobertura florestal, seguida pelo armazenamento de carbono e pela retenção do solo (Mokondoko et al., 2018). Segundo Valente et al. (2021), as áreas de alta prioridade para recebimento de PSE por meio de restauração florestal foram pastagens e terras agrícolas, mesmo em uma bacia hidrográfica predominantemente coberta por floresta, áreas próximas a rios e em áreas íngremes da bacia hidrográfica, com solos com alto potencial erosivo.

TABELA 2 - Critérios para definição de áreas prioritárias para pagamentos por serviços ecossistêmicos relacionados a recursos hídricos, suas premissas e respectivos autores.

Critérios	Premissas	Autores
Áreas marginais de terras agrícolas com alta probabilidade de regeneração natural	- Menores custos de implementação; - Maior aceitação pelos proprietários.	- Viani et al., 2019.
Áreas íngremes	- O desmatamento dessas áreas aumenta o escoamento de sedimentos que pode afetar a qualidade da água; - Proporciona estabilidade ao solo reduzindo o risco de deslizamentos.	- Jones et al., 2017; - Saad et al., 2018; - Valente et al., 2021.
Áreas com alta cobertura florestal	- Aumenta a purificação de água; - Diminui a erosão do solo; - Melhora a qualidade da água.	- Mokondoko et al., 2016 - Mokondoko et al., 2018; - Li et al., 2020.
Matas ciliares e áreas próximas a rios e nascentes	- Promove a conservação da biodiversidade; - Grande capacidade de armazenamento de água. - Aumenta a purificação de água;	- Lei et al., 2011; - Fremier et al., 2013; - Johnson et al., 2016; - Valente et al., 2021.
Socioeconômicos	- Redução da desigualdade social.	- Willaarts et al., 2012; - Asbjornsen et al., 2015; - Asbjornsen et al., 2017.

Solo com alto potencial de erosão	- Aumenta o escoamento de sedimentos que pode afetar a qualidade da água.	- Saad et al., 2018; - Jones et al., 2017; - Valente et al., 2021.
-----------------------------------	---	--

Fonte: Rigonato et al., 2023.

Mokondoko et al. (2016) encontram uma relação positiva entre a cobertura florestal e qualidade das águas superficiais medida pela concentração de *E. Coli*, especialmente nas áreas de mata ciliar (100 metros de largura), o que representa um importante elo entre os serviços hidrológicos e a saúde pública. Portanto, a preservação da cobertura vegetal nas áreas de mata ciliar representa um benefício importante a ser considerado na implementação de PSE.

Johnson et al. (2016) e Lei et al. (201) identificaram que essas áreas possuem grande capacidade de armazenamento de água e o seu valor econômico é maior em comparação com áreas agrícolas produtivas e de baixa produtividade. Notavelmente, as áreas de mata ciliar fornecem um conjunto de importantes serviços ecossistêmicos hídricos e também promovem a conservação da biodiversidade em múltiplas escalas, incluindo proteção de habitat e conectividade funcional (Fremier et al., 2013). A conservação de áreas de mata ciliar foi o critério mais importante para Valente et al. (2021) apresentando 34,80% de importância em seu modelo metodológico. Assim, as áreas de mata ciliar deveriam ser incluídas nos esforços para identificar zonas prioritárias nas quais a conservação ou restauração da cobertura florestal maximizaria a prestação de serviços relacionados aos recursos hídricos (Mokondoko et al., 2016).

Os resultados da restauração vegetal de áreas de mata ciliar foram comparados com a restauração de áreas íngremes por Saad et al. (2018). A restauração de 25% (percentual conquistado pelas ações implementadas por esquemas de PSE) de áreas de mata ciliar reduziu 78% a exportação de sedimentos enquanto em áreas íngremes, 27%. Por outro lado, a restauração das áreas mais íngremes promoveu a maior redução na perda de solo (21%) em contraste com a restauração das áreas de mata ciliar que apresentou uma taxa de 16%. Essa incompatibilidade entre redução da exportação de sedimentos e a perda de solo é devido ao fato de que a floresta não só reduz a perda de solo localmente, como também retém sedimentos que chegam das áreas mais a montante da bacia. Assim, a restauração de áreas de mata ciliar melhora a qualidade da água e diminui o risco de assoreamento. A restauração de áreas íngremes proporciona estabilidade ao solo reduzindo o risco de deslizamentos e mantendo a produtividade agrícola. Portanto, a proteção das áreas de mata ciliar e íngremes são estratégias complementares na proteção da qualidade da água na sua origem (Saad et al., 2018).

Quanto à priorização de áreas, Watanabe e Ortega (2011) sugeriram ainda que os programas devem concentrar-se em questões relacionadas à recarga de aquíferos, lixiviação e escoamento de carbono e nitrogênio, uma vez que esses processos são altamente afetados por mudanças no uso do solo. A expansão agrícola e urbana aumenta o escoamento e reduz a infiltração, o que tem consequências graves para o bem-estar humano, ao diminuir o fluxo das águas subterrâneas e retardar a recarga dos aquíferos.

Além dos critérios biofísicos, os critérios socioeconômicos também são considerados na priorização de áreas para recebimento de PSE. Asbjornsen et al. (2015) em sua revisão citam os principais critérios socioeconômicos utilizados pelos pesquisadores: 1) Conhecimento e participação (quanto os usuários sabem sobre o programa de PSE); 2) Demanda e acesso à água; 3) Práticas e Gestão Territorial; 4) Saúde Humana (prevalência de doenças relacionadas com a água); 5) Dados demográficos; 6) Meios de subsistência (dependência da agricultura para a sobrevivência familiar); 7) Conflitos sociais; 8) Pobreza; 9) Trabalho (percentual de famílias que não trabalham com agricultura e que trabalham com agricultura); 10) Equidade e Justiça (refere-se à distribuição dos custos e benefícios do programa). No entanto, Mokondoko et al. (2018) sugerem que a inclusão de critérios socioeconômicos em programas de pagamentos pode resultar na diminuição da influência dos fatores biofísicos, que tendem a se afastar dos objetivos ecológicos e acarretar uma possível perda de eficácia do programa.

A definição de áreas prioritárias para conservação deve focar áreas com potencial para a produção de serviços ecossistêmicos (Crossman; Byran, 2009). A incorporação da escala, do contexto social e dos processos ecossistêmicos é essencial para o planejamento e implementação mais eficazes de programas de gestão das bacias hidrográficas (Fremier et al., 2013).

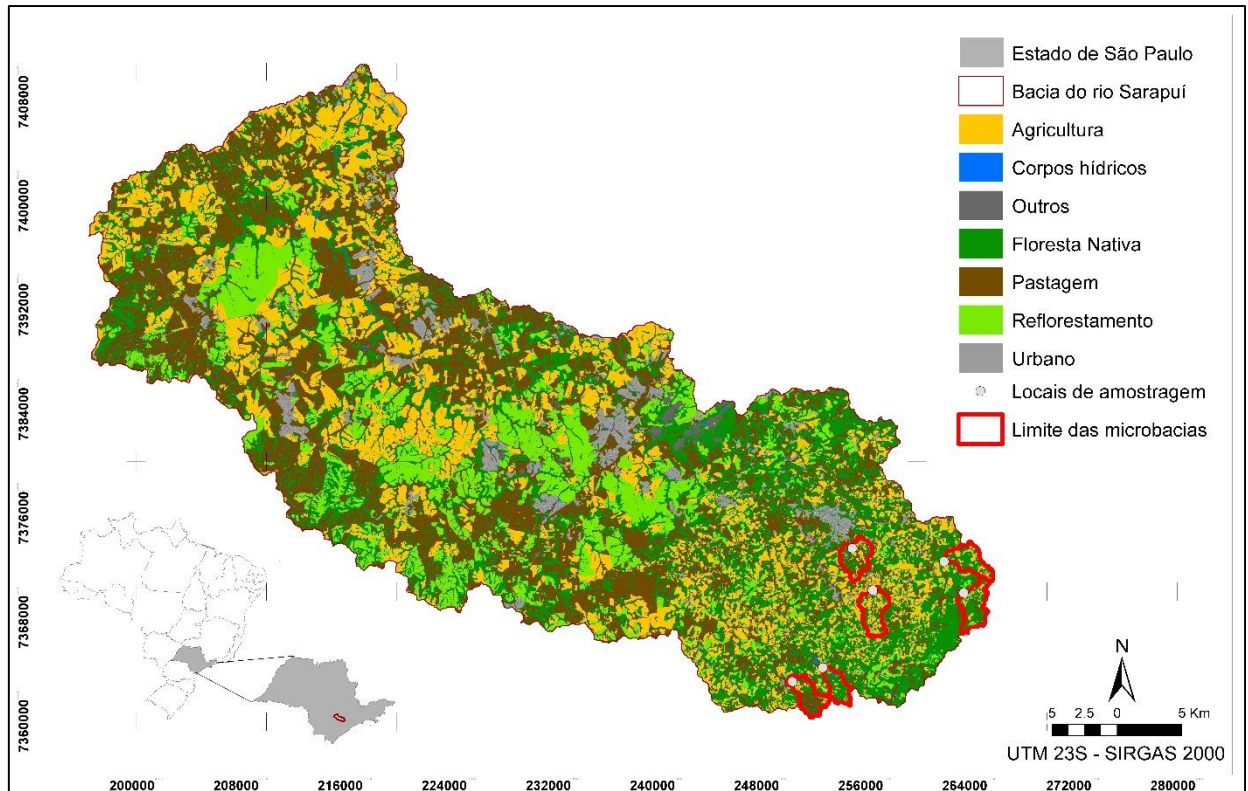
3 MATERIAL E MÉTODOS

3.1 ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo foi a bacia do rio Sarapuí (Figura 3), sendo realizadas avaliações específicas em seis microbacias que estão em seus limites. A bacia do rio Sarapuí possui uma área de aproximadamente 155,000 ha e pertence a bacia do rio Sorocaba e Médio Tietê, localizada no sudeste do estado de São Paulo, Brasil. Essa mesma bacia foi foco do projeto financiado pela FAPESP (2018/21612-8) que definiu áreas prioritárias para conservação e recebimento de PSE visando a manutenção dos recursos hídricos. No desenvolvimento do

projeto, intitulado “Projeto Sarapuí”, foi produzido uma base de dados cartográficos em ambientes dos Sistemas de Informação Geográfica (SIG) que também foi utilizada nesse estudo.

FIGURA 3 -Uso e cobertura do solo da bacia do rio Sarapuí em São Paulo, Brasil.



Fonte: Adaptado do Projeto Sarapuí (2022).

O rio Sarapuí, com extensão aproximada de 160km, abastece 4 cidades e a bacia abrange 10 municípios da região, sendo eles, Piedade, Pilar do Sul, Salto de Pirapora, Votorantim, Alambari, Araçoiaba da Serra, Capela do Alto, Itapetininga, Tatuí e Sarapuí. Originalmente, a região pertence ao bioma da Mata Atlântica, com predominância de floresta Ombrófila Densa (Oliveira-Filho; Fontes, 2000). O tamanho do módulo fiscal das propriedades variaram entre 12 a 22ha.

Atualmente, restam 27% da cobertura vegetal original que estão dispersas em fragmentos ao longo da bacia. As pastagens (áreas cobertas por gramíneas de uso indefinido ou utilizadas pela pecuária) cobrem 31,03% da área. A agricultura ocupa 22,78% e inclui os cultivos anuais, horticultura, grãos e o cultivo comercial de frutas, como as frutas cítricas, caqui, entre outras. Áreas reflorestadas, que incluem plantações comerciais de espécies de eucalipto e pinus, são 13,5% da bacia. Os demais usos incluem áreas urbanas (4,05%), corpos hídricos (0,6%) e outros (mineração e estrada) (Projeto Sarapuí, 2022) (Tabela 3).


As microbacias serão referenciadas como M1, M2, M3, M4, M5 e M6. As seis microbacias, estão na porção sul da bacia e, apesar de serem todas agrícolas, possuem diferentes porcentagens de cobertura florestal (Figura 3). As microbacias são de rios de terceira ordem, com formato, tipo de solo e declividade semelhantes e área de 380 a 600ha. No entanto, as microbacias M1, M2 e M5 possuem mais de 51% de cobertura florestal e as demais 40% de cobertura florestal ou menos.




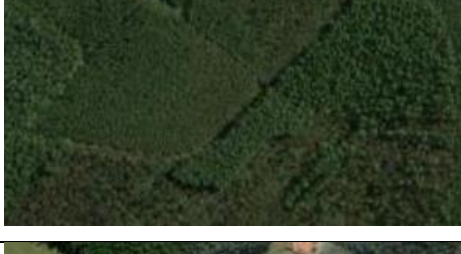

3.2 USO E COBERTURA DO SOLO

Foram utilizadas imagens orbitais de 2019 obtidas pelo sensor MSI (*Multispectral Imager*) do satélite Sentinel-2A, com resolução espacial de 10 m para a identificação do uso e cobertura do solo da área de estudo. O método adotado foi a classificação supervisionada com algoritmo de máxima verossimilhança (MAXVER) de acordo com o método de Harris e Stöcker (1998). Posteriormente, realizou-se ajustes e correções manuais por digitalização em tela, considerando as classes de uso citadas na Tabela 3. Após a digitalização em tela, as classes de uso a foram verificadas em campo em 2020 a partir de uma malha amostral de 456 pontos aleatórios proporcionais às áreas de cada classe de uso. A rede hidrográfica também foi definida por meio de digitalização em tela a partir das cartas topográficas do ICG (Instituto Geográfico e Cartográfico, 1978 - 2006) com escala de 1:10.000.

A acurácia do mapa foi determinada por meio de matrizes de confusão e do índice Kappa, assim como sugerido por Cohen (1960). O mapa de uso e cobertura do solo apresentou uma acurácia global de 85,3% (Projeto Sarapuí, 2022).

TABELA 3 – Tipos de classes de uso e cobertura do solo da bacia do rio Sarapuí, descrição de cada uma e imagem correspondente.

Tipo de uso e cobertura do solo	Descrição	Área exemplo (recortada da imagem)
Floresta Nativa	Áreas ocupadas por floresta Ombrófila Densa.	

Pastagem	Áreas com ocupação de gado ou abandonadas em estágios iniciais de sucessão da vegetação natural.	
Urbano	Áreas ocupadas com construções, bairros rurais, solos desnudos próximos a áreas urbanas e outros tipos de ocupação do solo onde existe a predominância de construções.	
Agricultura	Culturas agrícolas temporárias (cultivo de plantas de curta ou média duração) e permanente (áreas ocupadas com plantios de culturas perenes)	
Reflorestamento	Áreas ocupadas com plantios de <i>Eucalyptus sp</i> ou <i>Pinus sp</i> .	
Corpos hídricos	Formados por rios, lagos e reservatórios.	

3.3 QUALIDADE DA ÁGUA

Foram coletadas amostras de água e analisados os parâmetros de quantidade e qualidade nos 6 pontos de coletas nas diferentes microbacias destacadas na Figura 3, durante o ano de 2022. As coletas foram realizadas com intervalo de 2 meses sendo a primeira coleta realizada no dia 16 de fevereiro de 2022 e a última 14 de dezembro de 2022.

Os parâmetros foram definidos com base nos estudos de Mello et al. (2018a) e Mello et al. (2018b), os quais conduziram 24 coletas com intervalos quinzenais entre 15/10/2013 e

18/10/2014 nos mesmos pontos. Foram selecionados os parâmetros que melhor se adequavam ao padrão de uso e cobertura do solo analisado por Mello et al. (2018a) para serem coletados neste estudo. Portanto, os parâmetros escolhidos para coleta foram condutividade, oxigênio dissolvido (OD), temperatura, pH, sólidos suspensos totais (SST), sólidos suspensos orgânicos (SSO), sólidos suspensos inorgânicos (SSI), fósforo total (P) e vazão. O período de 2013/2014 será chamado de período 1 e o de 2022 será chamado de período 2.

Os parâmetros físico-químicos - condutividade, OD, temperatura e pH - foram coletados com a sonda multiparamétrica AK88 nos próprios locais de coleta. Em cada ponto foram coletados 2 frascos de água com um volume de 500 ml e destinados para posterior análise. Os parâmetros analisados em laboratório foram os SST, SSI, SSO e P. Os SSO, SSI e ST foram analisados em duplicata utilizando-se o método gravimétrico previsto em Apha (2005) e o P, também em duplicata, por meio de determinação espectrofotométrica (Apha, 2005).

Além dos parâmetros de qualidade da água, foram coletados os valores de vazão em todas as coletas e profundidade média. Para o cálculo da vazão, foi obtida a medida da largura do rio com o auxílio da trena e o tempo de percurso de uma esfera de plástico em 3 subseções. Posteriormente realizou-se a média dos tempos segundo método de Santos et. al (2001).

A partir do cálculo da área de cada subseção multiplicado pela velocidade é obtida a vazão parcial. A vazão total foi obtida pela soma das vazões parciais. Também foram utilizados dados de precipitação diária e mensal da estação pluviométrica da represa de Itupararanga durante ambos os períodos.

3.3.1 Análises Estatísticas

As variáveis foram verificadas quanto à normalidade por meio do teste de Shapiro-Wilk e transformadas, quando necessário, em escala logarítmica. Utilizou-se a análise multivariada de variância (ANOVA) com teste de Hotelling-Lawley, que é o equivalente multivariado do teste *t*, para avaliar as diferenças no padrão de uso e cobertura do solo nos períodos 1 e 2. As variáveis dependentes foram as classes de uso e cobertura do solo e a independente foi o período (2013/2014 e 2022). Elaborou-se gráficos de barra com a proporção dos usos em cada microbacia e nas APPs de cada microbacia para visualizar as mudanças de uso e cobertura entre os períodos.

Aplicou-se uma métrica de distância, a distância de Manhattan, para compreender as diferenças nos padrões de uso e cobertura do solo entre as microbacias, em ambos períodos, por meio do pacote *vegan* do software estatístico R-Core Team. A distância de Manhattan é

formulada como sendo a soma das diferenças de seus componentes correspondentes (Shahid et al., 2009), é calculado pela Eq.1.

$$d(jk) = \sum_{i=1}^n (x[ij] - x[ik])$$

Sendo: d é a distância entre duas bacias hidrográficas (j e k) e o x é o valor do percentual de cada classe de uso e cobertura do solo para cada microbacia.

Calculou-se a média, o desvio padrão e o coeficiente de variação para as variáveis de qualidade da água, para ambos períodos de estudo, de forma a obter o padrão das variáveis em cada microbacia e a variação dos dados. Para auxiliar na interpretação e comparação dos dados, gráficos do tipo boxplot com a média dos parâmetros de qualidade da água de cada período também foram gerados.

Aplicou-se novamente a MANOVA para identificar se os parâmetros de qualidade de água responderam de forma diferentes as estações chuvosas (Outubro – Março) e secas (Abril - Setembro) e, também, para determinar se ocorreram diferenças significativas nos parâmetros de qualidade de água entre os dois períodos de coleta. Quando a MANOVA mostrou diferença significativa ($p < 0,05$), utilizou-se a ANOVA para avaliar individualmente como cada variável respondeu a cada situação. Considerou-se como variáveis dependentes os parâmetros de qualidade da água e as variáveis independentes a estação (seca e chuvosa) e o período (2013/14 e 2022) para cada MANOVA.

A correlação de Pearson foi aplicada para determinar a covariância entre os parâmetros de qualidade da água e outra correlação para identificar a intensidade e direção da relação entre as classes de uso e os parâmetros de qualidade da água, tanto nas APPs quanto na escala da microbacia. Realizou-se uma regressão linear simples para avaliar a relação entre as variáveis de qualidade e vazão (fluxo) de água.

Para identificar a relação entre qualidade de água e os usos e cobertura do solo nas escalas de APP e microbacia, avaliou-se a utilização do modelo linear misto e regressão linear múltipla. Prosseguiu-se as análises com o modelo de efeito misto, pois ele permite a identificação dos efeitos aleatórios e efeitos fixos (Zuur et al., 2009).

Para esse modelo, os parâmetros de qualidade de água foram utilizados como variáveis dependentes (respostas) e as classes de uso do solo e vazão foram utilizadas como variáveis independentes (preditoras). A temperatura foi utilizada como covariável, pois exerce influência no resposta de alguns parâmetros de qualidade. Os preditores de efeito aleatório foram o fator microbacia e o fator data da coleta. Os modelos iniciais foram elaborados com todos os

preditores para cada parâmetro de qualidade de água. Em seguida, eles foram retirados gradualmente para melhor ajuste do modelo e identificação das classes de uso mais significativas para cada parâmetro.

Na definição final do modelo utilizou-se os critérios nomeados de valores dos indicadores AIC (Critério de informação de Akaike) (Akaike, 1973) e o BIC (Critério Bayesiano de Schwarz). Quanto menor os valores de AIC e BIC, melhor o ajuste do modelo e 2) preditores que apresentaram nível de significância de 0,05 ($p \leq 0.05$). Para mostrar a qualidade de ajuste dos modelos finais foi calculado R^2 desenvolvido por Xu (2003) para modelos mistos. Todas as análises estatísticas foram conduzidas no programa R-Core Team e para os modelos mistos utilizou-se o pacote *lme4*.

3.4 INTEGRAÇÃO DE INSTRUMENTOS DE COMANDO E CONTROLE E DE INCENTIVO ECONÔMICO NA PROTEÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

3.4.1 Lei de Proteção da Vegetação Nativa

Os instrumentos de comando e controle são aqueles que regulam, por meio de normas, procedimentos e posterior fiscalização, os agentes poluidores do meio ambiente (Oliveira, 2016a). Neste estudo, consideramos como instrumentos de comando e controle as APPs hídricas e a RL previstas na LPVN.

Para avaliar o cumprimento da LPVN quanto à preservação da vegetação nativa nas APPs hídricas, foram delimitadas, em ambientes do Sistema de Informação Geográfica (SIG), faixas entorno da rede hidrográfica da bacia.

As faixas foram geradas de acordo com as distâncias definidas pela legislação (artigo 4º), sendo elas 30 m nos cursos d'água com até 10 metros de largura e 50 metros para nascentes e rios com 10 a 50 metros de largura. Para essa primeira análise não foram consideradas áreas consolidadas dos artigos 61A e 61B da LPVN.

A lei considera uso consolidado, quando não há obrigatoriedade de recomposição vegetal, áreas de propriedades rurais com ocupação antrópica preexistente a 22 de julho de 2008. O uso e cobertura do solo nas APPs foi extraído por meio da sobreposição dos limites das APPs e do mapa de uso cobertura do solo da bacia hidrográfica. Essa caracterização foi importante para avaliarmos o cumprimento da legislação, uma vez que as APPs hídricas devem estar cobertas por vegetação nativa, salvo exceções previstas em lei.

Situações em que os proprietários não cumprem a legislação quanto a proteção da vegetação nativa em APPs hídricas e em RL geram déficits de APPs e de RL. Os déficits podem ocorrer devido ao desmatamento e expansão das atividades agrícolas nessas áreas. Os déficits de APPs hídricas e RL foram obtidos pelo projeto “Biota-Fapesp Código Florestal” a partir de dados disponíveis no Sistema de Cadastro Ambiental Rural - SICAR-SP de dezembro de 2019 (Mello et al., 2022a). Para identificar os déficits por propriedade rural, os limites das mesmas foram extraídos de um modelo fundiário que tratou as geometrias e sobreposições entre propriedades e outras camadas de terras privadas e propriedades públicas (Freitas et al., 2018a; Freitas et al., 2018b; Sparovek et al. al., 2019; Tavares et al., 2021).

O modelo fundiário foi sobreposto com informações de uso do solo da Fundação Brasileira para o Desenvolvimento Sustentável (FBDS), combinadas com outras informações de uso do solo, produzindo um mapa de resolução de 5m. Também foram utilizadas APPs da FBDS para avaliar a vegetação nativa dentro e fora das APPs hídricas. O déficit estimado de vegetação nativa nas propriedades foi calculado com base nos artigos 4, 12, 15, 61-A, 67 e 68 da LPVN (Brasil, 2012; Tavares et al., 2021). Com os dados disponíveis, também foi possível caracterizar a área da bacia quanto ao tamanho das propriedades rurais a fim de investigar a relevância do tamanho das propriedades na retenção da vegetação nativa remanescente.

3.4.2 Pagamentos Por Serviços Ecossistêmicos

Em relação aos instrumentos de incentivo econômico, foram considerados os pagamentos por serviços ecossistêmicos previstos na Lei de PSA (Lei nº. 14.119) (Brasil, 2021). Considerando os objetivos de preservação dos SEs hídricos estabelecidos na lei de PSA, foram identificadas áreas prioritárias para conservação florestal visando a manutenção dos recursos hídricos. As áreas prioritárias foram geradas pelo projeto Sarapuí por meio de Avaliação Multicriterial (AMC).

Inicialmente, foram definidos os critérios e respectivos pesos fatoriais por meio da Técnica Participativa (TP), aplicada tanto presencial quanto remotamente. Foram selecionados especialistas relacionados com a área de interesse do projeto, tendo-lhes sido enviado um conjunto de critérios pré-selecionados a partir de uma literatura consolidada. Ao final da aplicação da TP obteve-se o conjunto de critérios e pesos fatoriais (pf).

Os pesos fatoriais (pf) refletem a importância de cada critério, conforme definido por especialistas no contexto do Processo Hierárquico Analítico (AHP), que se baseia em uma escala com notas variando de zero a nove pontos, enquanto que os pesos de ordenação (po)

estão associados aos critérios que controlam o nível de influência no processo de tomada de decisão.

Neste estudo o po foi definido com base na avaliação da influência dos respectivos critérios. Assim, os critérios mais importantes na definição das áreas prioritárias para conservação florestal foram, em ordem de importância: 1) Proximidades à floresta nativa (pf = 0,2588); 2) Proximidade às nascentes (pf = 0,2262); 3) Vulnerabilidade do solo (pf = 0,1933); 4) Índice topográfico de umidade (TWI) (pf = 0,1689); 5) Índice pluviométrico (IP) (pf = 0,0647); 6) Distância a distúrbios (como estradas, centros urbanos e pequenas construções) (pf = 0,0581) (Projeto Sarapuí, 2022).

Além disso, foram avaliadas as áreas de excedente de vegetação nativa dentro das propriedades rurais como áreas potenciais para PSE. Para tanto, foram utilizados dados de CRA potenciais. As CRAs foram obtidas a partir do projeto “Biota-Fapesp Código Florestal”. As CRAs representam áreas de vegetação nativa em propriedades rurais que excedem os limites mínimos de RL exigidos pela LPVN. Elas podem ser negociadas para compensar déficits de RL em outras propriedades rurais. A quantificação de CRAs na bacia é importante para avaliarmos possíveis excedentes de vegetação nativa que não estão protegidos pelos instrumentos de comando e controle.

3.4.3 Análise entre as Políticas de Comando e Controle e de Incentivo Econômico

Para avaliar o suporte que os programas de PSE podem oferecer e complementar à LPVN na proteção dos serviços ecossistêmicos hídricos, as áreas legalmente protegidas foram sobrepostas às áreas prioritárias para implementação de PSE.

Os tipos de uso e cobertura do solo nas áreas prioritárias foram inicialmente identificados através da sobreposição dos planos de informação em um ambiente SIG. Esse procedimento também foi realizado para as áreas protegidas pela LPVN.

A sobreposição das áreas prioritárias nos limites das APPs estabelecidos pela LPVN as tornariam menos suscetíveis ao desmatamento e para avaliar a abrangência da sua proteção legal, quantificou-se as áreas prioritárias dentro e fora das APPs por meio da sobreposição de ambos planos de informação. Para avaliar a efetividade da área protegida legalmente, simulamos um cenário mais conservador com uma faixa de preservação de 100 metros. A medida de 100m para APP hídrica é defendida por alguns autores (Metzger, 2010; Ou et al.,

2016; Wang et al., 2020), pois tem maior efeito positivo na qualidade da água dos corpos hídricos e na biodiversidade em comparação com metragens menores.

Por fim, os planos de informação das áreas prioritárias e das propriedades rurais (considerando déficits de APP e RL) foram sobrepostos e extraíram-se informações sobre os domínios privados dessas áreas e se as mesmas possuem déficits de vegetação nativa, podendo ser áreas foco para priorização da implementação de PSE.

Na Figura 4 estão esquematizados os planos que foram sobrepostos e os respectivos dados obtidos. A base de dados e a fonte de obtenção de cada plano de informação estão resumidos na Tabela 4.

FIGURA 4 - Esquema das sobreposições dos planos de informação e os respectivos dados obtidos.

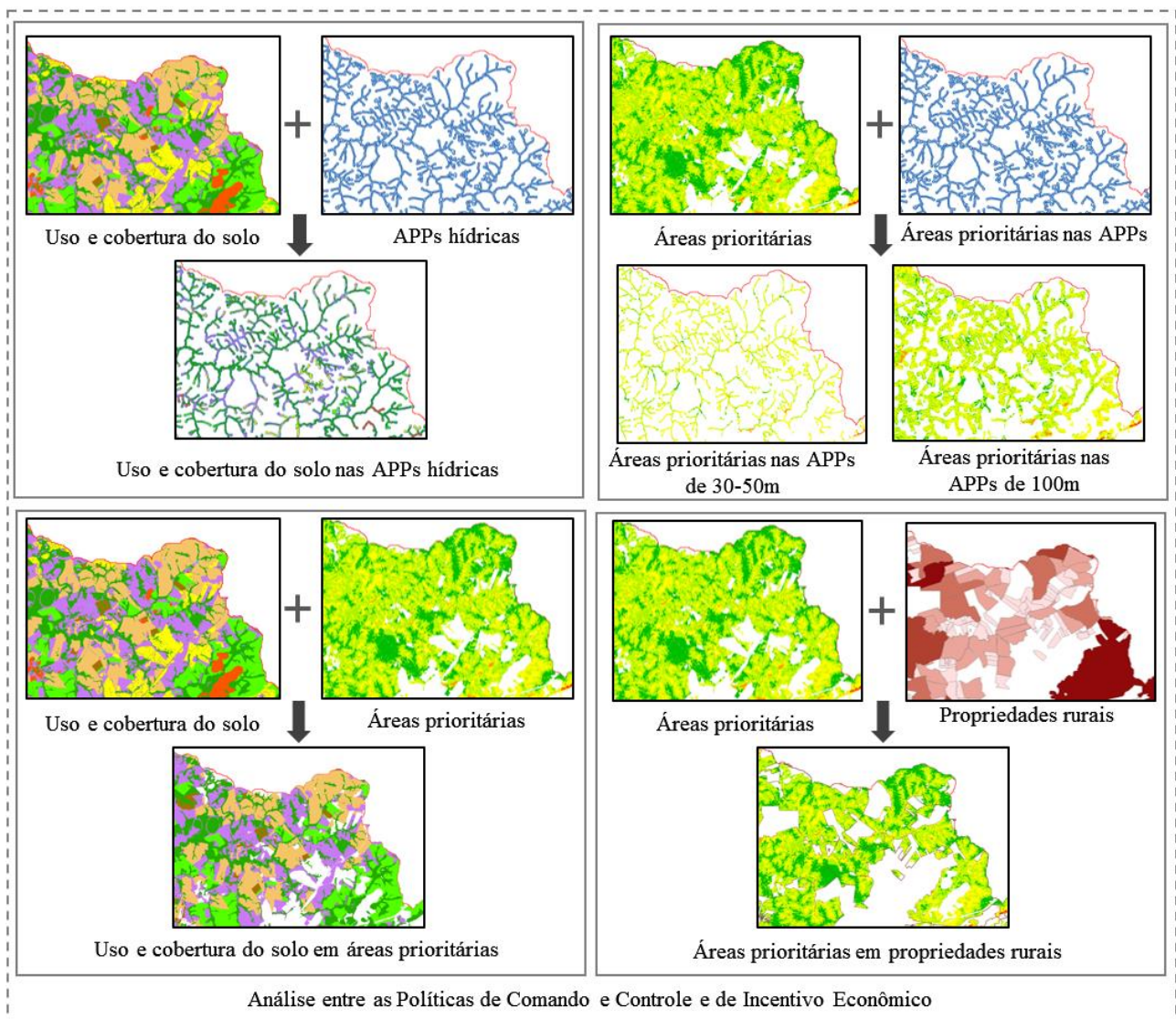


TABELA 4 - Base de dados e a respectiva fonte de cada plano de informação utilizado na avaliação da integração dos instrumentos de Comando e Controle e de Incentivo Econômico na proteção da qualidade da água da bacia do rio Sarapuí.

Plano de Informação	Fonte
Rede hidrográfica.	Cartas topográficas do IGC 1:10.000, IGC, 1978 a 2006.
Uso e cobertura do solo	Imagens de satélite Sentinel 2A com resolução especial de 10m. Utilizou-se a classificação supervisionada orientada ao objeto (OBIA) e a classificação supervisionada com algoritmo de máxima verossimilhança (MAXVER)
APPs hídricas	Delimitadas a partir da geração de faixas entorno da rede hidrográficas de acordo com a LPVN.
Déficits de RL, APPs	Projeto Biota-Fapesp “Código Florestal”
Tamanho das propriedades rurais na bacia do rio Sarapuí.	Projeto Biota-Fapesp “Código Florestal”
Áreas prioritárias para conservação dos recursos hídricos.	Projeto Sarapuí, 2022. Geradas a partir de Análise Multicriterial + Técnica Participatória.

4 RESULTADOS E DISCUSSÕES

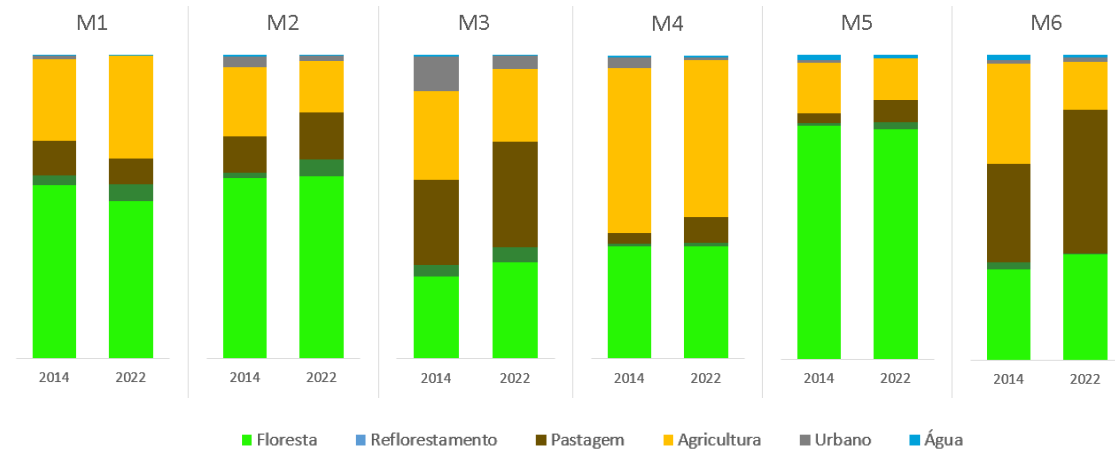
4.1 ALTERAÇÕES NO USO E COBERTURA DO SOLO

As microbacias (referenciadas por M) sofreram alterações significativas no uso e cobertura do solo entre os períodos analisados (2013/2014 e 2022) como apontada pela MANOVA ($F = 15.915$; $p < 0,001$). A ANOVA apontou as classes de reflorestamento, urbano e água como as que mais variaram nos períodos analisados ($p \leq 0,001$), assim como a pastagem ($p \leq 0,05$).

As alterações nas áreas de floresta e agricultura não foram significativas estatisticamente. Na média geral das microbacias, a floresta aumentou somente 1,3% e houve supressão da vegetação nas M1, M4 e M5 de 9%, 0,53% e 1,5% respectivamente. Silva (2023) identificou que nos períodos de 2012 a 2020 o bioma da Mata Atlântica apresentou a menor taxa de desmatamento entre os demais biomas (0,5% - 0,19 milhões de ha), dessa forma, as microbacias seguem padrão semelhante, com baixas taxas de desmatamento e até recomposição florestal em algumas microbacias.

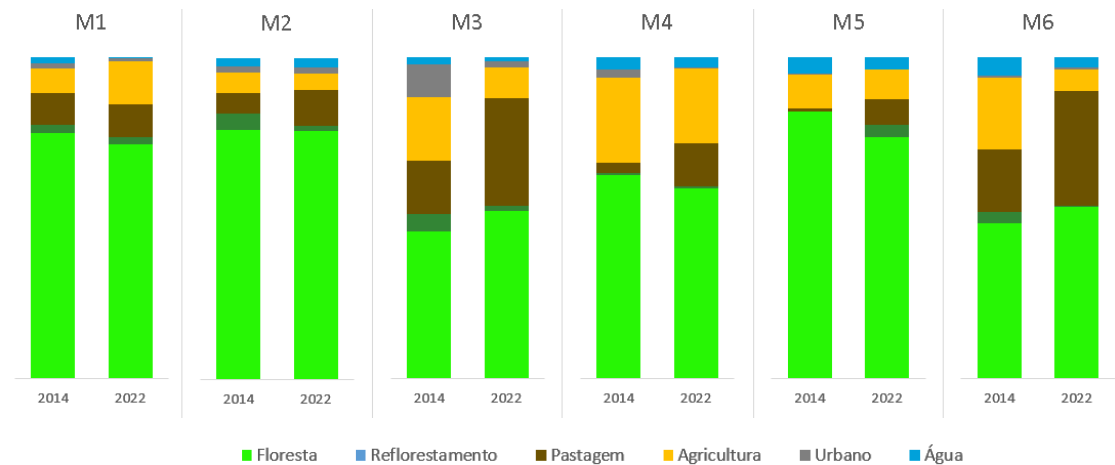
O reflorestamento teve um aumento de 55%, enquanto as áreas de pastagens aumentaram aproximadamente 34,5% (Figura 5). Foi observado que as áreas de pastagens aumentaram em todas as microbacias, com exceção da M1, onde diminuíram em 26%. Além disso, as áreas de corpos hídricos diminuíram em 38,6%, conforme representado na Figura 5. Germano (2022) identificou que nos últimos trinta anos 22% da área total da bacia do rio Sarapuí sofreu, em algum momento, mudanças em seu uso e cobertura do solo.

FIGURA 5 - Uso e cobertura do solo das microbacias em 2014 e 2022, respectivamente.



As Áreas de Preservação Permanente (APPs) também sofreram alterações no uso e cobertura de solo. As florestas tiveram uma redução de 2,14% e a agricultura de 28%. Já as áreas de pastagens aumentaram 98% (Figura 6). Em 2014, as M1 e M2 apresentaram menores proporções de agricultura (entre 6 a 8%), no entanto, em 2022, as M2 e M6 apresentaram os menores valores, sendo que na M1 houve aumento de 73% de agricultura (de 7,66% para 13,3%). As áreas de pastagens aumentaram em todas as APP. A M5, que é mais conservada, passou de 0,57% para 7,96%. Outros aumentos consideráveis foram na M6 (de 19,36% para 35,7%) e na M4 (de 3,25% para 13,56%). A floresta sofreu supressão na maioria das bacias com variações entre 4,7% a 9% e a M3 e a M6 tiveram aumento de 13,74% e 10,38%, respectivamente. Na média geral, houve supressão de 2,14%.

FIGURA 6 - Uso e cobertura do solo das APPs das microbacias em 2014 e 2022, respectivamente.



As alterações ocorridas na Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN) de 2012 desestimulou a restauração florestal tanto nas APPs, como na bacia como um todo. Na bacia, onde a maioria das propriedades é de agricultura familiar, com menos de 4 módulos fiscais, não há necessidade de recuperar a reserva legal. Anteriormente, todas as propriedades, independentemente do tamanho, eram obrigadas a fazer isso se tivessem déficit, conforme a legislação anterior. Além disso, a atual legislação permite a inclusão das APPs regulares e em recuperação de uma propriedade no cômputo da RL (isso só era permitido pelo código florestal de 1965 em casos especiais), o que também reduziu as obrigações de restauração e conservação da cobertura vegetal nas bacias hidrográficas.

Os requisitos de restauração da LPVN para APPs foram reduzidos para 5m em propriedades com menos de 60ha que tiveram supressão da vegetação antes de 2008. Uma largura de 5 metros para a restauração da mata ciliar não é suficiente para garantir a revitalização plena dos serviços ecossistêmicos hídricos (Bracalioni et al., 2016). Isso é particularmente relevante considerando que as revisões da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (LPVN) em 2012 resultaram em uma redução significativa de 46% na área necessária para a restauração no Brasil, conforme destacado por Biggs et al. (2019).

A partir de 2012 a LPVN também autorizou o desenvolvimento de atividades agrossilvipastoris nas APPs, o que era proibido pela versão anterior da legislação. Dessa forma, os usos antrópicos nas APPs foram perpetuados. Ainda que a LPVN condicione o uso agrícola das APPs a melhores práticas de conservação de solo e dos cursos d'água, não há fiscalização dessa condicionante (Bracalioni et al., 2016). Assim, não há incentivos para a promoção da restauração e da conservação florestal.

As modificações ocorridas ao longo do tempo nos usos e cobertura do solo na bacia do rio Sarapuí resultaram em um agrupamento diferente das microbacias nos dois períodos estudados. A distância de Manhattan indicou que em 2014 a microbacia 5, a mais florestada, é a microbacia mais distante de acordo com o padrão de uso e cobertura do solo, seguida pela M4, que tem maior proporção de agricultura. As M1 e M2 apresentaram padrão de uso e cobertura do solo semelhante e foram agrupadas bem próximas, ambas foram classificadas como florestadas e com predomínio secundário de agricultura. As M3 e M6 também apresentaram curta distância entre elas. Essas microbacias possuem proporções semelhantes de floresta, agricultura e pastagem, mas diferem quanto ao percentual de área urbana. Em 2014, é possível identificar dois agrupamentos maiores, as bacias florestadas (1, 2 e 5), com mais de 56% de cobertura vegetal, e não florestadas (3, 4 e 6) com menos de 37% (Figura 6 e Tabela 5).

No entanto, em 2022 houve alterações no agrupamento das microbacias. Segundo resultados da distância de Manhattan, a M5, apesar de ainda apresentar maiores proporções de floresta e a maior distância das demais, está mais próxima da M2, provavelmente devido ao aumento considerável de pastagem (de 3,34 para 7,4%). A M1 também passou a ser mais próxima da M2, que é uma bacia com predomínio de floresta e em seguida de agricultura. A M1 perdeu aproximadamente 9% de floresta nativa, o que foi suficiente para torná-la mais próxima das microbacias com predomínio de uso antrópico (M3, M4 e M6). As M3 e M6 mantiveram a proximidade do período de 2014, no entanto as M1 e M4 passaram a apresentar maior semelhança entre si.

Nesse cenário, a microbacia classificada como florestada em 2014 (a M1) foi agrupada com uma bacia classificada como não florestada, padrão que não ocorreu em 2014 (Figura 8 e Tabela 6). A floresta nativa da M1 reduziu de 56,8% em 2014 para 51,8% em 2022 e as proporções de pastagens passaram a ser semelhantes entre as M1 e M4 (em torno de 8%), principalmente devido à expansão desse uso na M4. Portanto, as mudanças nos padrões de uso e cobertura do solo nas microbacias influenciaram as diferenças nas distâncias e agrupamentos nos períodos considerados.

Ewane (2020) afirmou que a manutenção de uma cobertura vegetal superior a 70% e combinada com sistema agrícola de pousio é uma estratégia eficaz de proteção da qualidade hídrica. Dessa forma, é fundamental, no mínimo, garantir as áreas de cobertura vegetal nas M3, M4 e M6 e incentivar melhores práticas agrícolas.

TABELA 5 - Distância de Manhattan entre as microbacias considerando o uso e cobertura do solo.

Micros	M1	M2	M3	M4	M5
M2	10,58				
M3	59,72	64,78			
M4	60,42	63,44	70,78		
M5	41,94	36,80	101,58	80,98	
M6	56,32	63,38	23,16	61,66	94,02

FIGURA 7 - Agrupamento das microbacias no período de 2013/2014 de acordo com a distância de Manhattan.

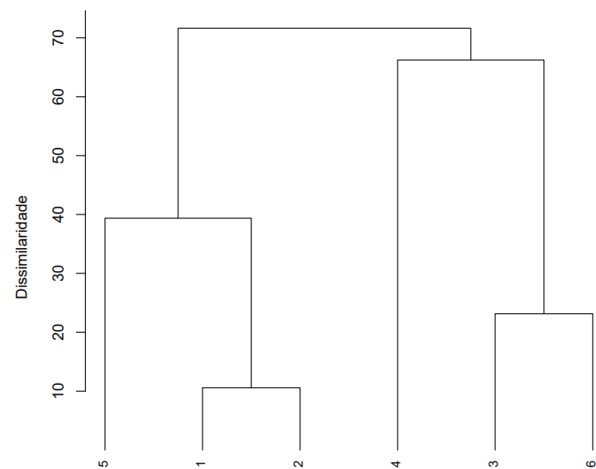
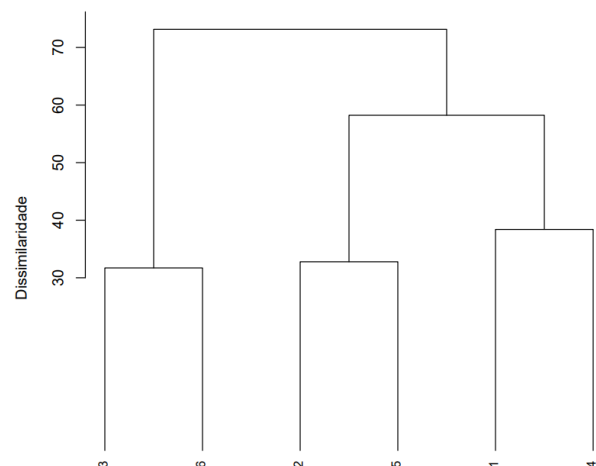


TABELA 6 - Distância de Manhattan entre as microbacias considerando o uso e cobertura do solo.

Micros	M1	M2	M3	M4	M5
M2	33,46				
M3	61,09	57,67			
M4	38,40	69,78	66,67		
M5	49,30	32,78	89,41	80,36	
M6	80,88	63,98	31,71	78,88	86,66

FIGURA 8 - Agrupamento das microbacias no período de 2022 de acordo com a distância de Manhattan.



4.2 QUALIDADE DA ÁGUA

A média total de SST, SSI, SSO, pH e temperatura foram maiores em 2022, já P e OD foram maiores em 2014 (Tabela 7 e Figura 9). Em 2014 a M4 apresentou os maiores valores dos principais parâmetros relacionados a poluição da água (SST, SSI, SSO e P).

No ano de 2022, observou-se que a M6 registrou os maiores valores de sólidos, enquanto que a microbacia M3 registrou os maiores valores de P. Isso sugere uma variação significativa nos níveis de poluentes entre as diferentes áreas de estudo.

Na média geral das microbacias, percebe-se uma tendência de aumento na quantidade de sólidos em todas as microbacias, ao passo que houve uma diminuição de fósforo. (Tabela 7 e Figura 9).

Os dados revelam que em 2014 a M4, caracterizada por uma extensa área de agricultura, registrou a maior média de fósforo, com 88 µg/L. No entanto, em 2022, a microbacia M3 apresentou a maior média, atingindo 61 µg/L. Ambas as microbacias são dominadas por atividades antrópicas, o que sugere uma possível relação entre essas atividades e os níveis de fósforo observados.

É importante destacar que os picos de fósforo registrados em ambos os períodos excederam os valores estabelecidos pela resolução CONAMA 357/05, que classifica os corpos hídricos. Segundo essa resolução, os rios de classe I, adequados para abastecimento humano, recreação e irrigação de hortaliças, não devem ultrapassar 100 µg/L de fósforo. Embora os picos tenham sido observados em todas as microbacias em 2014, em 2022 foram registrados nas M3, M5 e M6. No entanto, a frequência menor de picos em 2022 pode ser atribuída à menor quantidade de coletas realizadas, bem como à diminuição das áreas agrícolas.

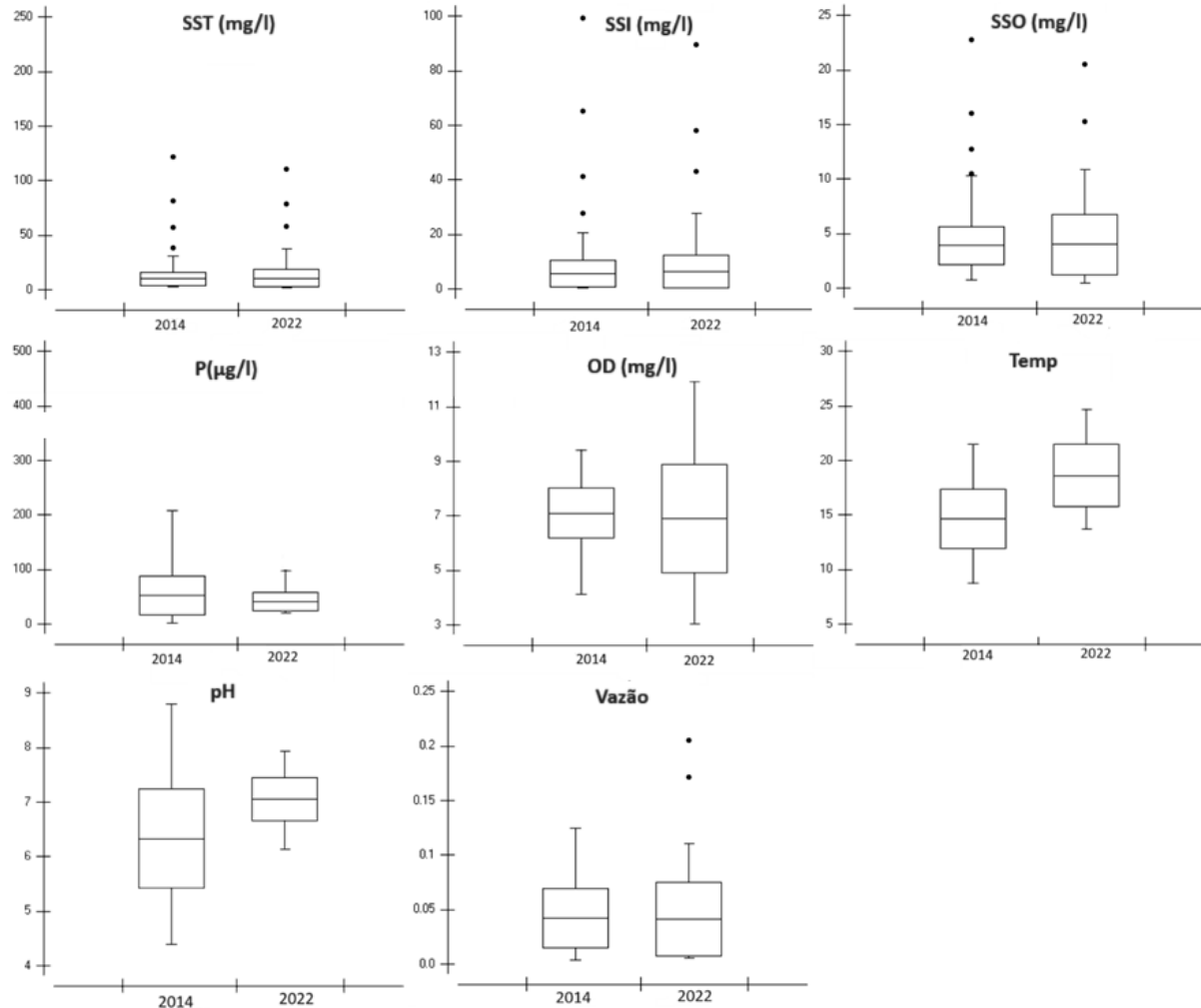
As altas concentrações de fósforo nas águas das microbacias estão possivelmente relacionadas às atividades agrícolas. Por outro lado, as microbacias 5 e 2, que possuem maior proporção de cobertura vegetal, apresentaram os menores valores de fósforo em ambos os períodos, indicando uma possível influência positiva da vegetação na redução dos níveis de poluentes. (Tabela 7).

TABELA 7 - Parâmetros de qualidade de água para os anos de 2013/2014 e 2022, das microbacias da bacia do rio Sarapuí, SP, Brasil: Máximo, mínimo, média, desvio padrão (DP) e coeficiente de variação (CV).

		Parâmetros Estatísticos	SST(mg/l)	SSI(mg/l)	SSO(mg/l)	P(µg/l)	OD(mg/l)	Temp	pH	Vazão
M1	2014	Max	14,860	10,143	4,714	207,120	9,640	17,810	7,790	0,044
		Min	2,130	0,000	0,750	1,840	6,030	8,730	4,520	0,004
		Méd	5,145	2,796	2,316	49,660	7,750	13,515	5,780	0,024
		DP	2,97	2,30	0,88	47,90	0,71	2,70	0,91	0,01
		CV	0,577	0,823	0,381	0,965	0,092	0,200	0,158	0,515
	2022	Max	20,000	14,600	5,400	61,170	12,200	21,200	7,560	0,106
		Min	1,200	0,200	0,800	27,340	6,900	14,400	6,780	0,013
		Méd	5,700	3,767	1,933	37,440	8,233	17,817	7,162	0,045
		DP	6,495	4,937	1,615	11,148	1,812	2,364	0,278	0,041
		CV	1,139	1,311	0,835	0,298	0,220	0,133	0,039	0,921
M2	2014	Max	27,250	20,429	8,000	142,710	9,700	17,680	8,800	0,124
		Min	3,710	1,167	1,946	19,950	6,650	9,710	5,000	0,022

		Méd	11,513	7,219	4,307	56,524	8,039	13,810	6,415	0,054
		DP	6,159	4,970	1,459	36,688	0,720	2,384	0,900	0,025
		CV	0,535	0,688	0,339	0,649	0,090	0,173	0,140	0,453
2022		Max	20,000	14,700	7,400	68,060	10,900	19,100	7,440	0,099
		Min	5,000	2,300	1,700	24,970	6,200	13,700	6,130	0,011
		Méd	12,783	9,072	3,717	44,827	7,750	16,267	7,052	0,044
		DP	5,398	4,652	1,933	15,703	1,482	2,007	0,447	0,028
		CV	0,422	0,513	0,520	0,350	0,191	0,123	0,063	0,633
M3	2014	Max	26,950	20,430	10,500	236,220	8,070	18,780	8,660	0,029
		Min	3,750	0,625	1,714	24,270	4,420	10,130	5,390	0,003
		Méd	10,513	6,441	4,072	67,322	6,775	14,923	6,813	0,016
		DP	6,351	5,193	1,888	44,320	0,954	2,550	0,731	0,008
		CV	0,604	0,806	0,464	0,658	0,141	0,171	0,107	0,464
2022		Max	109,900	89,467	20,467	170,980	10,100	21,600	7,630	0,093
		Min	2,700	1,100	1,400	20,790	3,400	14,900	6,980	0,006
		Méd	25,983	20,600	5,401	61,937	6,150	18,783	7,185	0,025
		DP	37,904	31,121	6,800	51,436	2,029	2,240	0,210	0,031
		CV	1,459	1,511	1,259	0,830	0,330	0,119	0,029	1,238
M4	2014	Max	121,867	99,100	22,767	342,990	9,090	18,780	8,550	0,082
		Min	2,875	0,500	1,700	21,020	6,960	10,510	5,520	0,004
		Méd	21,129	15,143	5,987	88,951	7,915	14,564	6,673	0,042
		DP	27,815	22,821	5,194	83,292	0,592	2,335	0,758	0,022
		CV	1,316	1,507	0,868	0,936	0,075	0,160	0,114	0,516
2022		Max	37,200	27,600	9,600	97,200	10,400	20,400	7,940	0,110
		Min	3,400	1,800	1,600	23,370	4,600	15,100	6,820	0,005
		Méd	12,300	7,900	4,400	47,683	7,317	17,800	7,395	0,036
		DP	11,971	9,493	2,540	24,119	1,684	2,000	0,331	0,035
		CV	0,973	1,202	0,577	0,506	0,230	0,112	0,045	0,983
M5	2014	Max	10,600	5,900	5,667	99,420	8,800	21,480	7,750	0,068
		Min	2,857	0,286	2,286	0,360	5,800	10,950	5,070	0,020
		Méd	6,986	3,148	3,838	37,210	6,906	15,764	6,184	0,040
		DP	1,979	1,444	1,029	23,301	0,708	2,787	0,692	0,013
		CV	0,283	0,459	0,268	0,626	0,103	0,177	0,112	0,329
2022		Max	23,600	12,800	10,800	102,390	10,400	24,700	7,360	0,205
		Min	3,400	1,167	0,400	20,340	5,200	15,700	6,540	0,024
		Méd	9,775	4,003	5,775	40,513	7,350	20,733	6,865	0,070
		DP	6,533	4,059	3,363	27,992	1,541	3,144	0,288	0,064
		CV	0,668	1,014	0,582	0,691	0,210	0,152	0,042	0,912
M6	2014	Max	30,500	19,700	12,750	220,590	9,140	20,600	8,030	0,113
		Min	4,125	0,875	2,375	10,510	5,320	10,460	4,390	0,034
		Méd	13,154	7,888	5,266	59,835	6,960	15,128	6,079	0,076
		DP	7,195	5,458	2,404	44,284	0,692	2,766	0,969	0,025
		CV	0,547	0,692	0,457	0,740	0,099	0,183	0,159	0,328
2022		Max	78,500	58,050	20,500	123,490	10,400	22,800	7,160	0,171
		Min	9,000	3,000	2,200	27,640	3,300	16,100	6,370	0,021
		Méd	30,692	20,686	10,008	55,850	6,250	20,083	6,653	0,075
		DP	27,359	21,583	6,059	33,150	2,220	2,331	0,287	0,050
		CV	0,891	1,043	0,605	0,594	0,355	0,116	0,043	0,660

FIGURA 9 - Boxplot da média dos parâmetros de qualidade de água das 6 microbacias no ano de 2014 e 2022, respectivamente. As linhas horizontais de cada box representam a média aritmética (linha central) e ± 1 desvio padrão (linhas superior e inferior). Os pequenos círculos preto são outliers.



Os SST apresentaram as maiores médias na M4 em 2014, mas em 2022 as maiores médias ocorreram na M6, a microbacia que apresenta a maior proporção de pastagem. Na M6 também observamos em campo obras de represamento com terra exposta, o que pode ter contribuído para o aumento de SST na água. Em relação aos SST a resolução CONAMA 357/05 estabelece valor máximo de 500mg/L para rios de classe I, valor esse que não foi alcançado em nenhuma coleta, em nenhum período. De forma geral, houve aumento na quantidade de SST, SSI e SSO em todas as microbacias, sendo que as M3, M4 e M6, as microbacias com maiores proporções de áreas antropizadas, tiveram valores maiores que as demais (Tabela 6). A baixa proporção de floresta nessas microbacias pode ter contribuído para o aumento na produção de sedimentos.

Mori et al. (2015) apontaram que a distância entre rios e florestas está ligada ao aumento da carga de sedimentos nos rios. Esse aumento pode levar ao assoreamento, afetando a qualidade dos recursos hídricos e a biodiversidade aquática (Viana et al., 2023).

Na bacia do rio Sarapuí, a paisagem fragmentada, especialmente nas Áreas de Preservação Permanente (APPs), expõe os remanescentes florestais aos impactos de usos agropecuários de acordo com Soares et al. (2022). Yirigui et al. (2019) também associaram os piores estados tróficos dos rios à fragmentação da paisagem, sugerindo que a qualidade dos riachos poderia ser melhor se as matas ciliares fossem menos fragmentadas. Essas relações destacam a importância da integridade florestal para a saúde dos ecossistemas aquáticos.

Em relação ao OD a resolução CONAMA 357/05 estabelece valor mínimo de 6mg/L para os rios de classe I. Todas as microbacias, na média geral, apresentaram valores próximos ou superiores ao estabelecido. No entanto, a M3 apresentou o menor valor em 2014 (4,4mg/L) e em 2022, o menor valor registrado de OD nessa microbacia foi de 3,44mg/L. A M6 em 2022 apresentou valor ainda menor, de 3,3 mg/L. A média anual também foi a menor nessa microbacia em ambos períodos (6,7mg/L em 2014 e 6,1mg/L em 2022) (Tabela 7 e Figura 9).

Quanto ao pH, os valores em 2022 variaram de 4,5 a 8,8, com média em torno de 6, já em 2022 variaram de 6,13 a 7,9. Em ambos períodos a média de pH não ultrapassou os limites para rios de classe I estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/05 que vão de 6 a 9.

Assim, M3, M4 e M6 apresentaram os maiores valores de todos os parâmetros relacionados a degradação da água em ambos os períodos e também maior variação dos dados, com valores elevados de desvio padrão e coeficiente de variação (Tabela 7), que são reflexos dos impactos dos diferentes usos nas microbacias. Já as M1, M2 e M5 apresentaram menores valores de sólidos e fósforo e maiores valores de OD.

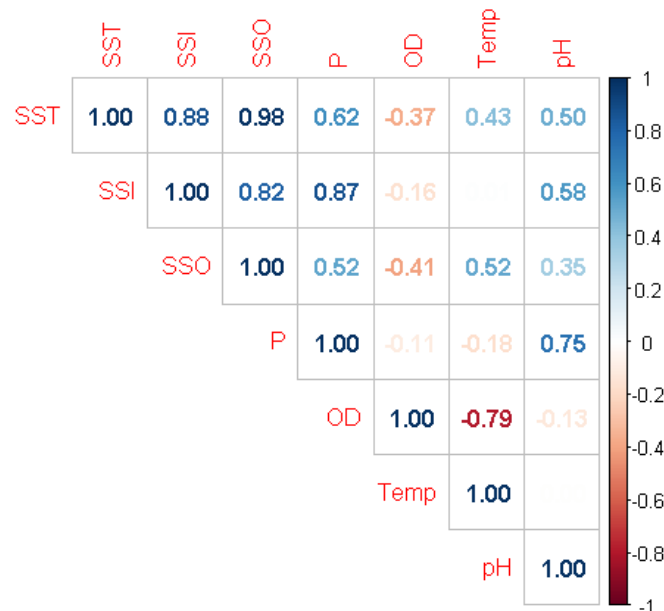
A maior variação temporal indicada pelos maiores valores de DP e CV é um indicador de degradação da água, principalmente nas estações chuvosas, em que a ausência da cobertura florestal torna o solo mais propenso ao escoamento superficial que transfere diretamente poluentes e sedimentos aos rios (Ou et al., 2016; Long et al., 2018). O aumento do escoamento superficial em solos com ocupação antrópica reforça a importância da cobertura vegetal na estabilização, desaceleração do escoamento e prevenção da erosão principalmente durante o período de chuva (Piffer et al., 2021; Mori et al., 2015).

A MANOVA apontou diferenças significativas nos parâmetros de qualidade da água entre os períodos analisados (Hotelling-Lawley = 1.2861, F = 15.699; p = <0,001). Apesar das variações dos parâmetros de sólidos e P entre as microbacias, a ANOVA indicou diferenças estatisticamente significativas somente nos valores de temperatura ($p \leq 0,001$) e pH ($p \leq 0,05$).

Em todas as microbacias a temperatura variou significativamente e na microbacia 1, além da temperatura, o pH também sofreu alterações entre os períodos. Tanto a média de pH quanto temperatura foram maiores em 2022.

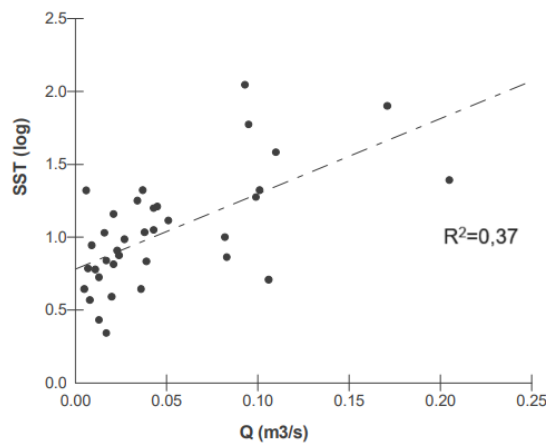
Houve correlação entre SST e SSO ($r = 0,98$), SST e SSI ($r = 0,88$), P e SSI ($r = 0,82$) (Figura 10). Essas correlações podem ser explicadas pelo fato de que os sedimentos são fontes significativas de sólidos na água e possuem capacidade considerável de adsorção de fósforo, conforme discutido por Dos Santos et al. (2020). Essas correlações entre os parâmetros também foram observadas em um estudo anterior realizado por Mello et al. (2018b).

FIGURA 10 - Correlação de Pearson entre os parâmetros de qualidade da água das 6 microbacias no período de 2022.



Nas microbacias, a variável SST foi a mais relacionada à vazão de água, como demonstrou a regressão linear ($R^2 = 0,37$, $p < 0,0001$) (Figura 10). Mello et al. (2018b) também identificou os SST como o parâmetro mais relacionado a vazão, no entanto, a um valor menor ($R^2 = 0,21$, $p < 0,0001$). Essa diferença está relacionada ao aumento de precipitação em 2022 que foi de 1340,07 mm contra 1195mm em 2014. De qualquer forma, a ANOVA não apontou diferenças estatísticas nos valores de vazão entre os períodos e ainda assim, apesar da correlação ser significativa, ela não é tão elevada a ponto de explicar por si só a variação dos parâmetros de qualidade de água.

FIGURA 11 - Regressão linear dos sólidos suspensos totais em relação a vazão na bacia do rio Sarapuí, SP, Brasil.



A vazão varia conforme as estações do ano e tem influência nos parâmetros de qualidade da água (Long et al., 2018), assim como demonstrado na Figura 11. No entanto, os períodos de chuva e seca não são suficientes para explicar a totalidade dos parâmetros. Por exemplo, Long et al. (2018) relacionaram maiores concentrações microbianas a estação chuvosa, mas maiores concentrações de NO_3^- a estação seca. Chea et al. (2016) identificaram que a variação sazonal é menos acentuada que a variação espacial na determinação da qualidade da água e que degradações significativas foram principalmente associadas a perturbações antrópicas. Wang et al. (2021) concluíram que a qualidade da água está intimamente associada aos padrões de uso e cobertura da terra, mesmo com a influência das estações. Considerando que as microbacias mais degradadas apresentaram as maiores médias e variações dos parâmetros de qualidade da água, em contraste com as microbacias com maior proporção de cobertura vegetal, concluímos que os efeitos são controlados pelos usos e cobertura do solo.

A MANOVA aplicada para identificar as diferenças entre a estação chuvosa e seca apresentou resultados significativos ($F= 4.5124$, $p = 0,001$), indicando que os valores dos parâmetros de qualidade variaram entre os meses de coleta e foram influenciados pelas mudanças na precipitação, temperatura e vazão. Dessa forma, a vazão foi incluída como uma preditora importante nos modelos mistos.

Relacionou-se os parâmetros de qualidade da água com as classes de uso e cobertura do solo por meio da correlação de Pearson (Figura 12) e dos modelos mistos (Tabela 8), tanto nas APPs quanto na escola da microbacia. Os modelos de efeito misto explicaram de 53% a 98% a relação entre uso e cobertura do solo e qualidade da água. A classe de uso “floresta” apresentou multicolinearidade, isto é, alta correlação com as demais classes de uso, o que pode causar

instabilidade nas estimativas dos coeficientes do modelo e por isso foi retirada das análises de regressão. As classes reflorestamento e água também foram retiradas das análises pelo mesmo motivo.

FIGURA 12 - Correlação de Pearson entre os parâmetros de qualidade de água e uso e cobertura do solo na escala da microbacia (A) e da APP (B), respectivamente.

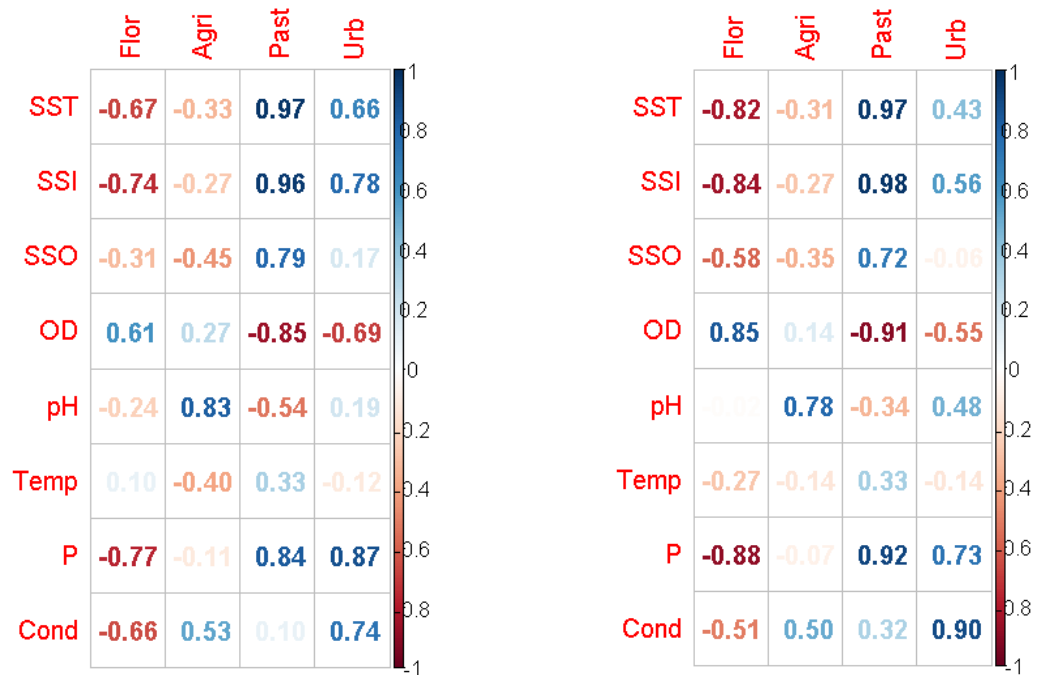


TABELA 8 - Parâmetros estimados para os melhores modelos de variação da qualidade da água na bacia do rio Sarapuí, SP, Brasil.

Variável		AIC	BIC	R ²	Int.	Vazão	Agri	Urb	Past
TSS	M	17,7	28,8	0,6	0,52*	12,61**	0,19		1,01*
	APP	17,7	28,8	0,6	0,56*	12,88***	-0,2		1,25*
ISS	M	29,7	40,8	0,59	0,52	14,3**	0,47		1,26*
	APP	27,9	37,4	0,6	0,2	14,4**			0,04*
OSS	M	5,2	16,3	0,49	0,36**	8,69**	0,76	0,82	0,67*
	APP	5,5	16,5	0,49	0,3*	9,53**	0,23	1,26	0,78*
OD	M	-74,8	-63,7	0,7	0,96***	-0,02	-0,02	-0,71	0,23*
	APP	-75,1	-62,5	0,69	1,10***	0,48	-0,06	-0,83	0,32***
P	M	-27,2	-16,1	0,61	1,33***	6,79**	0,28	4,43*	0,28
	APP	-27,8	-16,7	0,61	1,26***	6,53*	0,93*	8,62*	0,29
pH	M	7,5	18,6	0,79	6,85***	-0,63	1,06***	10,01**	1,02**
	APP	12,6	23,7	0,75	6,69***	-3,41	3,62***	17,69**	0,68*
Cond	M	-98,8	-86,1	0,98	1,35***	0,37	1,27**	14,32**	0,27

	APP	-93,7	-81	0,98	1,11 **	0,36	3,87*	25,59*	0,41
Temp	M	144,5	157,1	0,9	18,79***	5,35	-2,55	-40,18	4,55
	APP	140,2	152,9	0,9	19,6***	4,26	-10,66	-169*	7,6

Sendo: M – escala da microbacia, APP – escala da APP. Em past, agri e urb estão os valores estimados.

Int. – intercept

* p-value $\leq 0,05$; ** p-value $\leq 0,01$; *** p-value $\leq 0,001$.

A floresta nativa foi positivamente correlacionada com OD e negativamente com sólidos e P, em ambas as escalas, mas nas APPs essa correlação foi mais forte ($r = 0,85$) (Figura 12). A área urbana foi negativamente correlacionada com OD e positivamente com os demais parâmetros, padrão que se manteve entre os anos analisados.

A floresta nativa foi a principal cobertura associada a boa qualidade da água, padrão que se manteve desde 2014. Em 2014, os principais usos associados a degradação da qualidade da água, tanto na escala da APP quanto da microbacia, foram a agricultura e o urbano, enquanto que a pastagem apresentou menor impacto depois da floresta (Mello et al., 2018a). Já em 2022, as pastagens, junto ao urbano e agricultura, também passaram a ter impacto negativo na qualidade da água em ambas escalas. A agricultura passou a ter maior influência sobre o P somente na escala da APP (Tabela 9).

TABELA 9 - Comparação da variação dos parâmetros de qualidade de solo explicada pelo uso e cobertura da terra nos anos de 2014 (Mello et al., 2018a) e 2022.

	2014	2022
Pastagem	OD – Microbacia	SST, SSI, SSO, OD - Microbacia
Urbano	SST e P – Microbacia SSO - APP	P – Microbacia e APP
Agricultura	OD, SST e P - Microbacia SSO - APP	P – APP

O OD foi relacionado positivamente a cobertura florestal e respondeu melhor ao padrão de uso e cobertura do solo dentro da bacia, assim como em Mello et al. (2018a). A floresta pode diminuir e até impedir a formação de fluxos de sedimentos e nutrientes para os rios e assim, há menor consumo de oxigênio pelos microrganismos o que mantém valores mais elevados de OD na água próxima a áreas florestadas (Ice et al., 2021; Shah et al. 2022). Outros serviços prestados pelas florestas é a diluição de contaminantes, estabilização do solo, redução na velocidade de infiltração da água, aprisionamento de sedimentos e absorção de sedimentos (Braumann et al., 2007). A floresta associou-se negativamente a todos os parâmetros de

degradação da água, o que corrobora com as afirmações de Braumann et al. (2017). A sombra projetada diretamente aos rios pela mata ciliar ainda contribui para a diminuição da temperatura da água (Ice et al., 2021) o explica a maior correlação do OD com a floresta nas APPs (Figura 12).

A pastagem também foi uma preditora para o OD tanto em 2014 (Mello et al., 2018a) quanto em 2022, mas para SST somente em 2022. Portanto, há uma alteração significativa nos preditores dos parâmetros de qualidade da água nos períodos analisados, sendo que a pastagem passou também a influenciar negativamente a qualidade de água.

A pastagem passou a ocupar maiores proporções de áreas em todas as microbacias, inclusive nas APPs, com exceção na M1. As pastagens na bacia do rio Sarapuí ocuparam áreas de agricultura, que tiveram uma redução em todas as microbacias de 4 a 57%, exceto na microbacia 1, cujo aumento foi de 26,5%. Uma prática comum entre alguns agricultores é a rotação de culturas e pousio, tanto para recuperar a matéria orgânica do solo quanto para evitar a disseminação de fitopatologias nas plantações. A interrupção temporária no uso das terras agrícolas acabam levando ao aumento de gramíneas durante o período de repouso que podem ter sido classificadas como pastagem. Portanto, o aumento da pastagem não necessariamente indica a conversão da agricultura. Em 2014, por exemplo, o número de bois e bubalinos no município de Piedade, local das microbacias, foi de 9.876 e em 2022 foi 10.204, um aumento de 328 indivíduos em 8 anos (IBGE, 2022).

O solo exposto de culturas temporárias acaba degradando a qualidade da água nas bacias, uma vez que aumenta o processo de erosão e conseqüentemente contribui para maiores aportes de sedimentos e matéria orgânica nos corpos hídricos, diferente de cobertura de gramíneas (Mori et al., 2015; Tanaka et al., 2016; Mello et al. 2018).

Por outro lado, há compactação do solo em pastagens devido ao pisoteio pelo gado que pode aumentar o total de sólidos dissolvidos e a condutividade devido à constante perturbação e ressuspensão do substrato das margens dos rios (Roche et al., 2013).

Há liberação de resíduos animais (Ashworth et al., 2022) e maiores cargas de nutrientes na água devido ao aumento do escoamento superficial e erodibilidade do solo provocado pelas pastagens (Xu et al., 2021). A correlação negativa entre OD e pastagem (Figura 11 e Figura 12) ocorre devido ao aumento do fluxo de nutrientes para os corpos hídricos que aumenta a atividade dos microrganismos e diminui OD na água. Outros autores também relacionaram o efeito negativo das pastagens na qualidade de água (Ou et al., 2016; Ou; Strauch, et al., 2009; Wang, 2011; Mori et al., 2015, Tanaka et al., 2016; Oliveira et al., 2016b; Marmontel et al., 2018).

O aumento das áreas de pastagem nas APPs e o acesso irrestrito do gado aos corpos hídricos, já que o cercamento do gado não é prática comum na bacia pelos produtores, pode resultar num aumento duplo das taxas de erosão do solo em relação as APPs florestadas (Zaimes et al., 2004). A erosão das margens dos rios pode ser até 30 vezes maior em APPs descobertas do que com cobertura vegetal (Beeson; Doyle, 2007). Uma abordagem alternativa para melhorar a qualidade da água seria a manutenção da cobertura vegetal já existente e, ao mesmo tempo, conversão das áreas agrícolas em pastagens bem geridas (Campanhão; Ranieri, 2023). Na bacia do rio Sarapuú podemos observar que essa conversão está se expandindo, mas sem a adoção de boas práticas, o que inclusive tornou esse uso um preditor de deterioração da água. Uma gestão adequada da pastagem como cercamento das APPs e fontes alternativas de água podem contribuir para o restabelecimento da mata ciliar e gerar menos impacto nos rios. Ashworth et al. (2022) também apontam que a combinação de um sistema de pastoreio rotacionado com a proteção da mata ciliar contribui para a não degradação da água.

O ambiente urbano foi relacionado a variação de P em ambos períodos. A urbanização teve uma queda em todas as microbacias, exceto na microbacia 6. Apesar da urbanização gerar um desenvolvimento econômico para a região, estudos sugerem que as bacias são sensíveis às mudanças das classes de uso e que o ambiente urbano afeta negativamente a qualidade da água (Chang, 2008; Halstead et al., 2014; Ai et al., 2015; Marx et al., 2023), inclusive indicado também por Mello et al. (2018a). Halstead et al. (2014) identificaram que o desenvolvimento urbano foi o preditor mais poderoso de 11 parâmetros de qualidade de água, entre eles, condutividade, nitrogênio, fósforo, nitrato, potássio e magnésio e argumentam que a “síndrome dos rios urbanos” pode ser detectada mesmo em uma escala geográfica relativamente pequena em uma área pouca desenvolvida.

As fontes de fósforo provenientes do ambiente urbano incluem esgoto sem tratamento, fertilizantes de gramados e jardins e resíduos de animais de estimação (Halstead et al., 2014). O P é lixiviado podendo levar a eutrofização das águas a jusante. Em Piedade, município em que se localiza as microbacias, aproximadamente 40% da população não tem acesso a água e mais de 63% não tem tratamento de esgoto (SNIS, 2021).

A maioria das propriedades é de agricultura familiar e é frequente a descarga dos efluentes diretamente nos corpos hídricos tanto da área urbana quanto das áreas agrícolas, sendo a fossa séptica a prática mais comum. O turismo rural na região também veem crescendo e a expansão de hotéis, pousadas e chácaras aumenta o fluxo de pessoas e a quantidade de efluentes na cidade. A queda significativa da urbanização nas microbacias pode contribuir para a melhoria na qualidade da água, mas o investimento em tratamento de águas residuais e em

infraestrutura de reservatórios podem contribuir para a qualidade da água (Reisinger et al., 2019). Portanto, continua sendo necessário a implementação de melhorias no sistema de esgotamento sanitário na bacia hidrográfica, como já foi apontado em Mello et al. (2018a).

Mello et al. (2018a) identificaram a agricultura como um preditor importante do fósforo principalmente na escala da microbacia, no entanto, em 2022 o fósforo respondeu de forma significativa somente na escala de APP. O P se acumula por toda a paisagem e as áreas agrícolas são fontes a longo prazo para as águas mesmo com a redução dos insumos. Os nutrientes das terras agrícolas são lixiviados até os cursos da água atingindo as APPs e eventualmente acumulam-se nos solos e na vegetação ribeirinha. As APPs são úteis a curto prazo na redução de P para as águas superficiais (Dorioz et al., 2006). Identificou-se na média geral que houve diminuição nos níveis de fósforo da água. A prática de pousio e rotação de cultura podem ter contribuído para a redução do uso de fertilizantes fosfatados nas microbacias, assim como o acesso à tecnologia que vem se disseminando aos poucos entre os produtores.

Pode-se assim dizer que os parâmetros de qualidade de água que foram relacionados às classes de uso e cobertura do solo, responderam de forma significativa em ambas as escalas, exceto o fósforo que respondeu melhor a APP. Isso pode ser uma evidência de que as mudanças no padrão de uso e cobertura do solo que ocorreram nas APPs, conduziram essas áreas a influenciarem a qualidade de água de forma semelhante ao restante da bacia hidrográfica. De forma geral, Mello et al. (2018a) também explicou melhor a variação de qualidade da água pela composição do uso e cobertura do solo na escala da microbacia. Estudos que identificaram as APPs como escala mais importante, consideraram metragens maiores, como de 100m (Ou et al. 2016; Mainali; Cheng, 2018) e 300m (Tran et al., 2010). Ou et al. (2016) argumentaram que uma zona de 50 m representa uma baixa proporção de toda a área da bacia hidrográfica, o que enfraquece sua influência nas condições dos rios. Valera et al. (2019) também indicaram que, para as condições brasileiras, APPs mais estreitas que 45 a 90 m podem ser insuficientes para garantir a boa qualidade da água em vários indicadores.

É essencial avaliar a influência dos usos e cobertura do solo na poluição tanto nas escalas das microbacias quanto das APPs das zonas ripárias no planejamento da gestão da paisagem. A cobertura florestal nas APPs é uma estratégia de planejamento eficaz, uma vez que as áreas críticas para a entrega de sedimentos estão próximas aos rios, mas múltiplas estratégias de planejamento podem ser combinadas para melhorar a qualidade da água (De Paula et al., 2018; Campanhão; Ranieiri, 2023). Algumas ações de gestão da bacia é a adoção de boas práticas agrícolas, especialmente nas áreas de APPs, como o cercamento da mata ciliar para impedir o pisoteio dos rios pelo gado. A redução do uso de fertilizantes fosfatados e a ampliação do

sistema de pousio e rotação de cultura também são estratégias importantes para a redução de poluentes e do processo de sedimentação que carrega nutrientes e sedimentos aos corpos hídricos. A recomposição da cobertura vegetal, principalmente das APPs, seguida pelo aumento da floresta além dos 30m de proteção ripária, também são ações importantes na proteção dos serviços ecossistêmicos hídricos.

Podemos afirmar que a bacia do rio Sarapuí passou a sofrer impactos negativos na qualidade da água dos principais usos antrópicos na bacia, pastagem, urbano e agricultura em comparação a 2014, em que somente agricultura e urbano eram os preditores mais importantes. As alterações de uso e cobertura do solo aumentaram a quantidade de sólidos e diminuíram a de P, apesar dessas diferenças não terem sido estatisticamente significativas. Mainali e Chang identificaram diferenças significativas na qualidade de água durante um período de 26 anos com uma redução de 10% na cobertura florestal, Gbedzi et al. (2020) identificaram diferenças num período de 15 anos, mas relacionou as mudanças a introdução de uma mineradora na região, que foi a responsável principal pelo desmatamento.

Noteboom et al. (2021) afirmam que a influência da perda florestal só poderá ser significativa em caso de grandes alterações nas áreas de cobertura florestal, o que não ocorreu na nossa área de estudo. Dessa forma, consideramos o intervalo entre 2013/14 a 2022 é um período relativamente curto para detectar alterações estatisticamente significativas nos valores dos parâmetros de qualidade da água, no entanto, foi fundamental para avaliarmos a evolução da relação qualidade de água e uso e cobertura do solo, além de que confirmou o quanto o ambiente aquático é sensível as mudanças do meio ambiente, como apontado na literatura (Ou et al., 2016; Shi et al., 2017; Marmontel et al., 2018; Shah et al., 2022; Qiu et al., 2023).

Observou-se, ainda, no campo práticas inadequadas que não ocorriam nos pontos de coleta em 2014 (Figura 13), como descartes pontuais de efluentes nos rios oriundos de áreas agrícolas, lixo acumulado nas margens (inclusive garrafas de vidro e plásticos – alguns materiais já atingindo os rios), uma horticultura que utilizava a vazão da água para lavar as frutas e legumes e represamentos (foram 2 represamentos próximos aos locais de coleta, na M5 e M6).

Além disso, na M3 havia uma pequena ponte de madeira diretamente sob o rio, interrompendo o fluxo da água. Posteriormente, construíram uma ponte mais elevada e houve trânsito de maquinários nas margens do rio que assorearam as margens e depositaram manchas de óleo por todo o local da construção. As construções, mesmo que pequenas, devem ser planejadas visando gerar o menor impacto possível nos cursos d'água. Assim, os resultados desse estudo apontam que não apenas o padrão de uso e cobertura do solo explicam as variações

na qualidade da água, mas também as práticas de conservação e de manejo nas áreas agrícolas, como práticas de conservação do solo, saneamento rural, controle de poluentes devido obras rurais, rotação de culturas e pastagem, etc. (Kwayu et al., 2014; Liang et al., 2018; Benisiewicz et al., 2021; Mello et al., 2022b; Rigonato et al., 2023). Nesse sentido, programas municipais e estaduais de PSE podem funcionar como alavancas para a implementação dessas melhores práticas agrícolas para evitar ou minimizar a degradação que foi observada nas microbacias entre 2014 e 2022.

As tendências observadas na qualidade da água precisam ser continuamente monitoradas e avaliadas e práticas inadequadas de gestão devem ser substituídas por melhores ações de gerenciamento. Os resultados apresentados nesse trabalho devem subsidiar a tomada de decisão para a conservação dos recursos hídricos na bacia do rio Sarapuí, inclusive na conservação das nascentes, uma vez que a qualidade da água é influenciada pelo uso e cobertura do solo. Ressalta-se que a proteção das nascentes é uma ação prioritária prevista na Política Municipal de Meio Ambiente de Piedade (Lei nº 4.611, de 12 de dezembro de 2019) e responsabilidade dos órgãos ambientais do município.

As diversas práticas inadequadas identificadas em campo indicam o não cumprimento da legislação e problemas de fiscalização e gestão pública, principalmente em relação ao lançamento de efluentes sem tratamento em corpos hídricos e ao despejo inadequado de resíduos sólidos.

O município de Piedade estabeleceu em 2019 o Plano Municipal de Saneamento Água e Esgoto com metas de ampliação até 2044. O Plano passou por revisão em 2021 (Lei nº 4.713 de 27 de outubro de 2021) e o poder executivo passou a ser obrigado a apresentar no prazo de 2 (dois) anos o cronograma de obras para abastecimento de água e tratamento de esgoto nos bairros e áreas que necessitarão de métodos isolados de tratamento de água e esgoto (PIEDADE, 2021). Apesar do avanço significativo na elaboração do plano, ainda são necessários avanços para que de fato a legislação se converta em reais melhorias.

A gestão de resíduos também é uma obrigação da prefeitura e apesar do comprometimento instituído na legislação de universalizar o acesso ao serviço público de coleta seletiva, não foi constatado o cumprimento dessa responsabilidade durante o período das coletas. Ressalta-se também a importância da conscientização da população quanto ao descarte indevido dos resíduos e, nesse sentido, campanhas de conscientização promovidas pelos municípios são fundamentais. As obras de melhoria, especialmente as realizadas em APPs, devem passar pelo processo de licenciamento ambiental para prevenir e minimizar os impactos no meio ambiente.

Os produtores rurais devem ser orientados quanto as suas práticas agrícolas. A Lei nº 4.611 de 2019 elenca ações de proteção do solo, como o fomento e disseminação de tecnologias e manejos sustentáveis, priorização de técnicas de agricultura orgânica e o controle de processos erosivos que resultem no transporte de sólidos e no assoreamento dos rios. Essa ações devem ser garantidas e ampliadas aos produtores rurais. Os programas de incentivo econômico, como os PSE, podem ser um mecanismo para auxiliar os municípios no cumprimento de suas responsabilidades quanto à proteção dos recursos hídricos, porém não exige a necessidade da aplicação das leis de comando e controle e a fiscalização.

FIGURA 13 - Exemplos de práticas inadequadas de gestão dos recursos hídricos identificadas nas microbacias.



Sendo: A. Parte do rio a jusante da horticultura na microbacia 6; B. Ponte sob o rio na microbacia 3; C. Lixo acumulado na microbacia 6, logo a jusante do represamento; D. Novo represamento na microbacia 6; E. Móveis e

demais resíduos próximos ao local de coleta na microbacia 2; F. Garrafas de vidro acumuladas próximas as margens do rio na microbacia 5; G. Ponto de escoamento próximo as margens do rio na microbacia 6; H. Ponte recém- construída na microbacia 3; I. Margens do rio alteradas pelo trânsito de maquinários.

4.3 INTEGRAÇÃO DE INSTRUMENTOS DE COMANDO E CONTROLE E DE INCENTIVO ECONÔMICO NA PROTEÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA

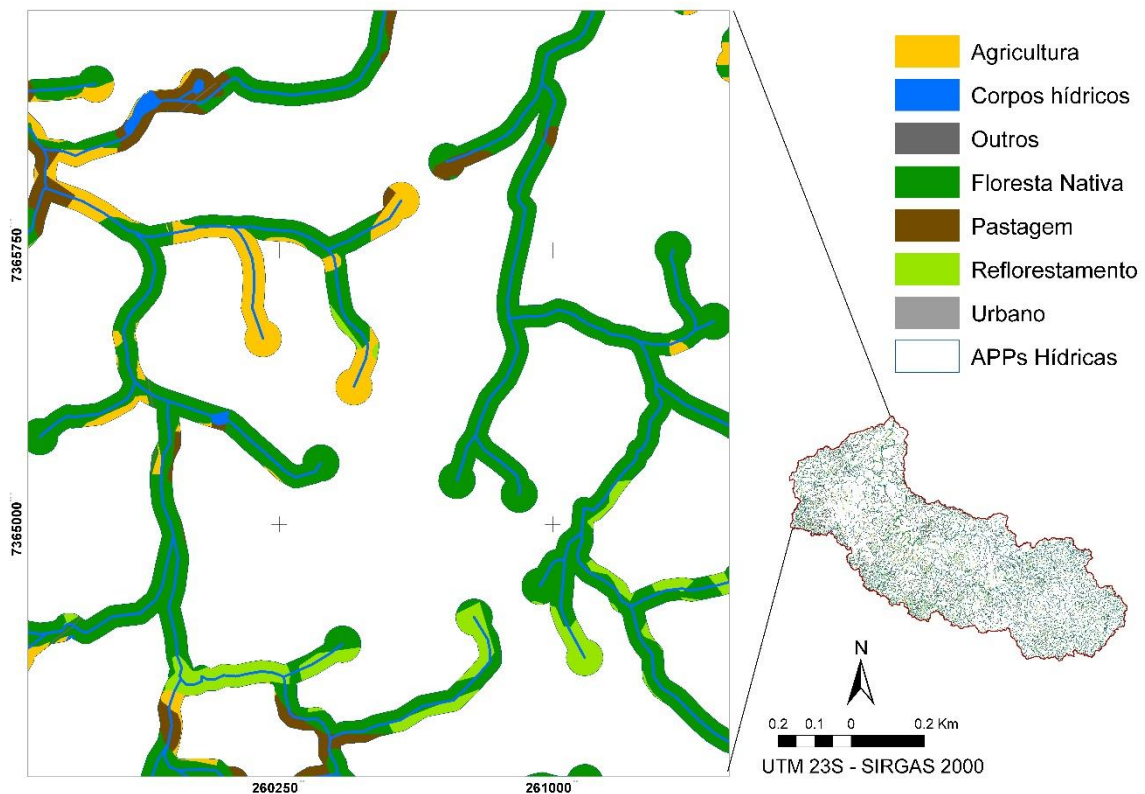
As APPs hídricas da bacia do rio Sarapuí somam um total de 31.073 ha, cerca de 20% da área total. Mais da metade das APPs hídricas é ocupada por vegetação nativa (cerca de 52%) (Tabela 10 e Figura 14), valor próximo a outras bacias da região como a Bacia Hidrográfica do Rio Paiol que apresentou 48,3% de vegetação nativa em suas APPs (Costa et al., 2020) e da microbacia do Córrego Ipaneminha de Baixo com 41,83% (Leal; Tonello, 2017). Já as pastagens ocupam 9.054,69 ha das APPs (29,12%) enquanto a agricultura 3.007,65ha (8,39%).

Comparando a proporção da cobertura vegetal na bacia como um todo que é de 27%, a proporção de vegetação nas APPs é bem superior, o que reflete os esforços de conservação dessas áreas no Brasil, mas também as dificuldades de expansão das atividades agrícolas devido ao predomínio de áreas úmidas (Mello et al., 2018a). Apesar disso, as atividades agropecuárias nas APPs hídricas ainda exercem pressão antrópica, especialmente pelas pastagens, fator de atenção para o planejamento territorial da bacia, uma vez que diversos estudos relacionam essa prática a um efeito negativo na qualidade da água (Ou et al., 2016; Tanaka et al., 2016) induzindo inclusive a perda de solo e água (Ou; Wang, 2011). O desenvolvimento de atividades agropecuárias nas APPs hídricas evidencia que a LPVN não garante a proteção total da vegetação nativa nessas áreas e, conseqüentemente, a proteção dos serviços hídricos, pois as florestas são o uso que mais interferem positivamente na qualidade da água (Mello et al., 2018a; Li et al., 2020a; Liu et al., 2021; Caldwell et al., 2023).

TABELA 10 - Área (em hectares) referente a cada uso do solo dentro das Áreas de Preservação Permanente hídricas e a respectiva porcentagem em relação à área total da bacia do rio Sarapuí, SP-Brasil.

Classe	Total em ha	%
Pastagem	9054,69	29,12
Agriculturas	2493,27	8,39
Vegetação Nativa	16212,85	52,15
Urbano	454,92	1,46
Reflorestamento	2069	6,65
Mineração	67,28	0,27
Estrada	67,28	0,27
Água	514,38	1,75
TOTAL	31073	100

FIGURA 14 - Uso e cobertura do solo nas Áreas de Preservação Permanente hídricas na bacia do rio Sarapuí, SP-Brasil.



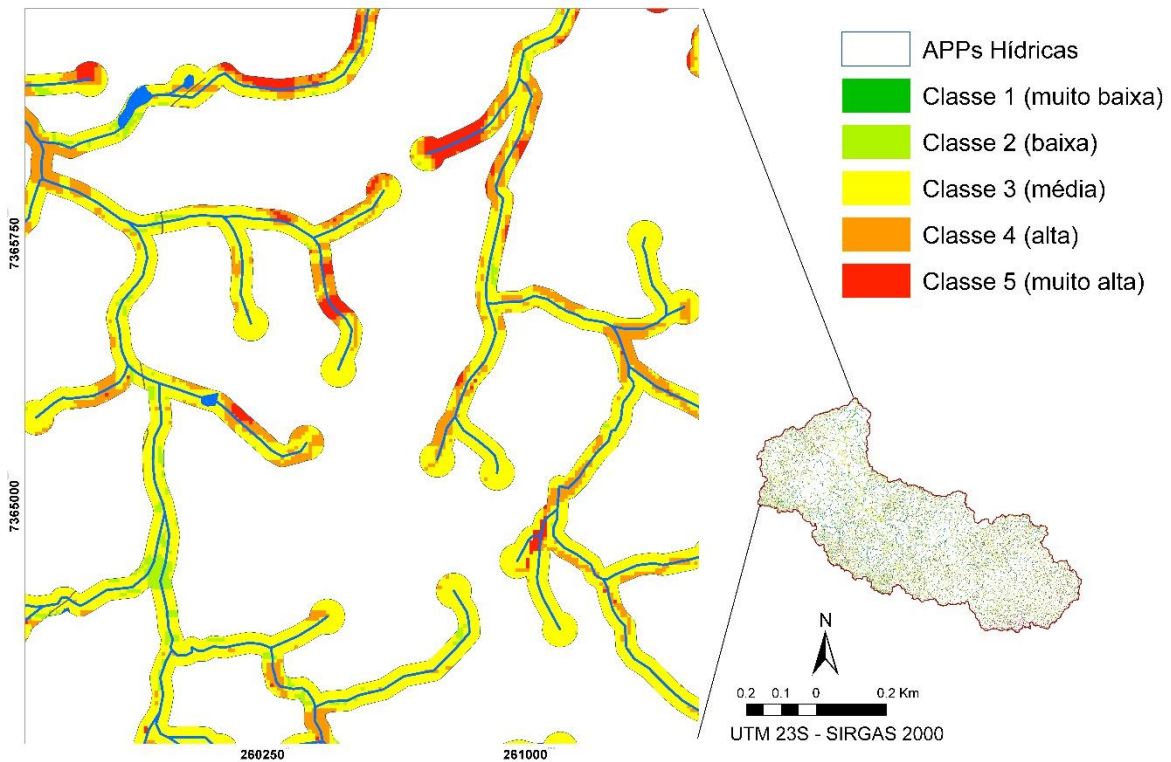
Fonte: Projeto Sarapuí, 2022.

As classes de prioridades para programas de PSE somam 94,5% da bacia, as demais áreas são restritas, como as áreas urbanas, estradas e mineração (Figura 15 e Tabela 11). As

classes mais importantes para priorização são as classes 4 e 5. Cerca de 61,5% das áreas de classe 4 são ocupadas por vegetação nativa, enquanto que essa porcentagem é de 75,6% nas áreas de classe 5 (Tabela 12 e 13). 67,5% da vegetação nativa que é classe 4 está dentro das APPs hídricas, enquanto que da classe 5 essa proporção é de 78,3% (Tabela 7 e 8). Nesse contexto, a LPVN tem um papel importante na inclusão dessas áreas dentro das faixas de proteção, apesar de não as abranger em sua totalidade.

Considerando a simulação de uma zona de mata ciliar de 100m, 1.623,5ha da classe 5, o que representa cerca de 74,7% do total dessa categoria estaria protegida pela LPVN e em relação a classe 4 essa proporção seria de 78% (5.823,7ha). Somando as duas classes, 77,2% dessas áreas encontrar-se-iam na zona de mata ciliar de 100m, um aumento de 152,3% em relação à metragem média de 30 metros (Figura 16). A ampliação da faixa de proteção das áreas de mata ciliar representa um impacto positivo na qualidade da água. A largura mínima aceitável de proteção das APPs para promover a qualidade da água é discussão na literatura (Metzger, 2010; Li, 2013; Ou et al., 2016; Tiwari et al., 2016; Wang et al., 2020; Guidotti et al., 2020;). Para Wang et al. (2020) a largura de 100 metros colabora para o estado mesotrófico dos lagos. Ou et al. (2016) apontam que o uso do solo em uma zona de mata ciliar de 100 m é responsável por 60% da variação da qualidade da água e que uma zona de 50m representa uma baixa proporção de toda a área da bacia hidrográfica, o que enfraquece sua influência nas condições dos rios. É recomendando uma revisão nas larguras de proteção de mata ciliar no Brasil que considere a função da área da bacia, do curso de água e da importância social e econômica das bacias hidrográficas para o abastecimento público (Valera et al., 2019). No entanto, uma mudança na legislação ambiental nesse sentido, que abrangeria nossa área de estudo, é pouco provável.

FIGURA 15 - Classes de áreas prioritárias em PSE dentro das APPs hídricas na bacia do rio Sarapuú, SP-Brasil.



Fonte: Projeto Sarapuú (2022).

TABELA 11 - Total de área (em hectares) de cada classe de priorização em PSE e o total de área de cada classe em APPs hídricas.

Classe	Priorização	Total em ha	% Total	Áreas prioritárias em APP
1	Muito baixa	26327,2	17	1531,45
2	Baixa	49446,1	31,9	7662,67
3	Média	61064,4	39,4	17801,4
4	Alta	7472,4	4,8	2431,7
5	Muito alta	2172,7	1,4	525,44
TOTAL		146482,8	94,5	29952,66

TABELA 12 - Áreas prioritárias de Classe 4 e os respectivos usos e cobertura do solo na bacia do rio Sarapuú, SP-Brasil

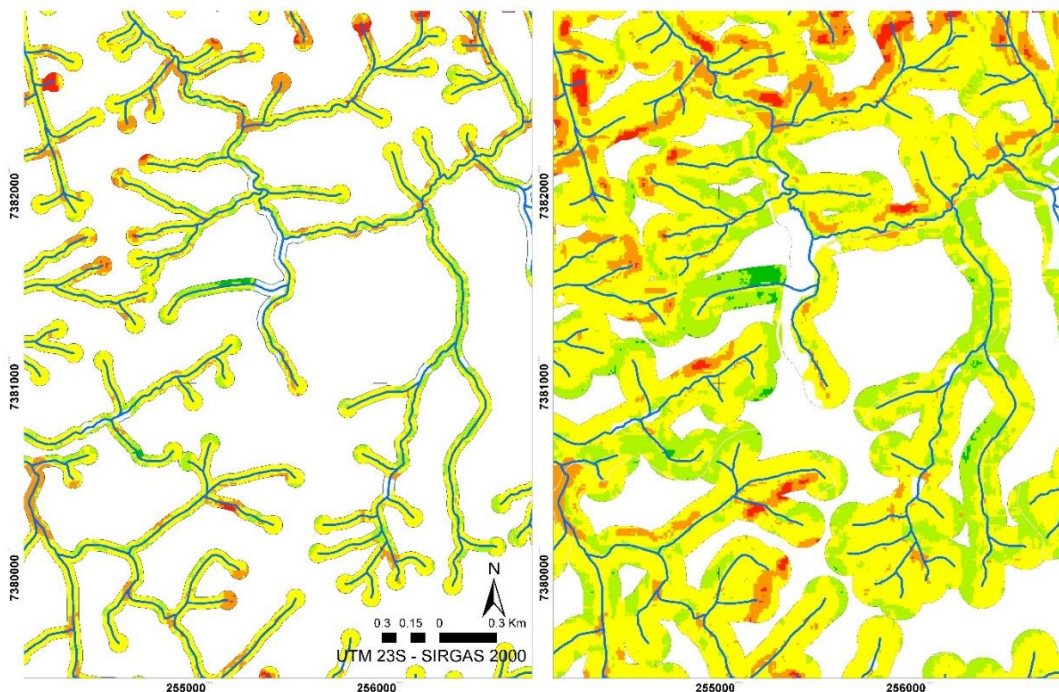
Usos Solo/Classe	Área (ha)	% em relação à classe 4 total	Usos do solo nas APPs	% dos usos da classe 4 nas APPs
Pastagens	1712	22,91	567	23,3
Agriculturas	722	9,66	133,3	5,5

Vegetação nativa	4600	61,56	1640,7	67,5
Reflorestamento	396,4	5,3	84,13	3,5
Agricultura perene	42	0,56	6,57	0,3
TOTAL	7472,4	100	2431,7	100

TABELA 13 - Áreas prioritárias de Classe 5 e os respectivos usos e cobertura do solo na bacia do rio Sarapuú, SP-Brasil.

Usos Solo/Classe	Área (ha)	% em relação à classe 5	Usos do solo nas APPs	% dos usos da classe 5 nas APPs
Pastagens	295	13,58	72,34	13,8
Agriculturas	147,0	6,77	23,8	4,5
Vegetação nativa	1643,7	75,65	411,6	78,3
Reflorestamento	79	3,64	15,8	3
Agricultura perene	8	0,37	1,9	0,4
TOTAL	2172,7	100	525,44	100

FIGURA 16 - Áreas prioritárias em PSE dentro dos limites de Áreas de Preservação Permanente hídricas exigidos pela LPVN (30 metros) e de Áreas de Preservação Permanente hídricas simuladas de 100m, respectivamente.



Apesar das APPs hídricas incluírem a maior parte da vegetação nativa de classe 4 e 5, elas não incluem grande parte do total das áreas mais prioritárias² para conservação visando a

² O termo “áreas mais prioritárias” refere-se as classe 4 (alta prioridade) e classe 5 (muito alta prioridade) para conservação visando a manutenção dos recursos hídricos.

manutenção dos recursos hídricos. Somente 32,5% das áreas de classe 4 estão dentro dos limites de APPs hídricas impostos pela legislação, enquanto que da classe 5 essa proporção é de 24,2% (Tabela 11). Considerando essas duas classes, as mais importantes em termos de prioridade, 69,3% de suas áreas estão fora dos limites de APPs estabelecidos pela LPVN.

Sparovek et al. (2015) apontam que as políticas de comando e controle relacionam-se positivamente com a proteção da vegetação primária e a diminuição do desmatamento, ao aumento da vegetação secundária (Saraiva et al., 2020; Gollnow et al., 2018), a proteção das áreas de mata ciliar e ajudam a mitigar a poluição de origem pontual (Kimani et al., 2020). No entanto, elas não são suficientes para lidar com a poluição difusa (Kimani et al., 2020) e nem para a conservar outras áreas que influenciam diretamente a qualidade dos recursos hídricos, além das áreas de mata ciliar, como identificado pelas nossas análises. Da Silva et al. (2020) e Azevedo et al. (2017) também identificaram que a LPVN é ineficiente na preservação de vegetação nativa em terras privadas sem esforços complementares, como fiscalização e incentivos de mercado.

Cerca de 79,5% da bacia do rio Sarapuí é ocupada por propriedades rurais particulares cadastradas no CAR. A grande maioria das propriedades (cerca de 94%) é de pequeno produtor com até 4 módulos fiscais. O déficit total de APPs é de 5145 ha sendo a maioria nas propriedades de 1 a 36 módulos fiscais e o de RL é de 136,9 ha, a maioria provinda de propriedades entre 12 a 36 módulos fiscais (Tabela 14).

O impacto, seja da restauração ou conservação das RL na qualidade da água, ainda não foi estudado no país (Mello et al., 2020). A oferta de CRA - instrumento que permite o proprietário de um imóvel rural compensar o déficit de RL em outras propriedades – excede em 6783% o déficit de RL na bacia (Tabela 14). A oferta de CRA pode ser feita com excedentes de vegetação nativa fora ou dentro de RL.

Para a bacia do rio Sarapuí, o total de excedentes fora da RL é de 3.398,6 ha e de 6.024,9 ha dentro da RL de pequenas propriedades, somando um total de 9.423,5 ha de áreas potencialmente elegíveis para oferta de CRA. Dessa forma há poucos déficits de APPs e RL na bacia, ainda mais se comparado às áreas com excedentes de vegetação que podem ser ofertadas como CRA. No entanto, segundo Da Silva et al. (2023) esses excedentes de CRA podem ser artificiais, pois como os proprietários têm direito legal de decidir onde conservar a vegetação natural como RL dentro de suas propriedades, eles podem declarar RL em áreas apropriadas para uso humano e criar “excedentes artificiais” de vegetação nativa que podem ser desmatados ou negociadas como CRA.

TABELA 14 - Total de propriedades de acordo com o número de módulos fiscais, déficit de Áreas de Preservação Permanente e déficit de Reserva Legal (em ha) na bacia do rio Sarapuí, SP.

Módulos Fiscais	Total	%	Área ocupada da bacia	% (em relação a área total da bacia)	Déficit de APP	Déficit de RL	Oferta de CRA fora da RL	Oferta de CRA dentro da RL
Até 4	5864	94,34	55423,5	35,8	1034,1	0	3398,6	6024,9
Até 12	263	4,23	27928,8	18	1860,5	42	1103,3	0
Até 36	75	1,2	24462,2	15,8	1712,1	94,9	532,3	0
Até 124	11	0,18	9079,2	5,9	295,2	0	116,7	0
Até 204,8	3	0,05	6373	4,1	243,1	0	261,4	0
TOTAL	6216	100	123269,8	79,5	5145	136,9	5412,3	6024,9

As pequenas propriedades de até 4MF, ocupam uma área de 35,8% do total da área da bacia (45% da área ocupada por propriedades) e são 94% do total do número de propriedades rurais (Tabela 14), porcentagem semelhante a identificada por Silva et al. (2023) para o bioma inteiro da Mata Atlântica que foi 91%. Como a grande maioria da bacia é ocupada por essas pequenas propriedades, há isenções na legislação ambiental quanto a proteção legal de APPs e recomposição de RL. Assim, os poucos déficits de APPs, mesmo que 48% dessas áreas sejam ocupadas por atividades antrópicas, devem-se a permissão pela LPVN do uso consolidado de áreas que foram desmatadas até 2008. Cerca de 4121ha de APPs estão incluídas nessa situação, sendo 3406ha em propriedades de até 4MF. Aproximadamente 50% das propriedades rurais privadas do país foram beneficiadas pela anistia, o que eliminou a necessidade de reflorestamento de 19 milhões de ha nos biomas da Mata Atlântica, Cerrado e Amazônia (Silva et al., 2023). Em relação a recuperação de RL também há isenção para propriedades de até 4MF.

As propriedades privadas abrangem 63,4% das áreas de classes mais prioritárias. A maioria das áreas mais prioritárias, cerca de 63% do total, está dentro de propriedades de até 4 módulos fiscais. Em seguida, 16,6% das áreas estão em propriedades de até 12 módulos fiscais e 15,6% de até 36 módulos fiscais. As propriedades maiores que 36 módulos fiscais abrigam somente 4,8% dessas classes. A presença das áreas mais prioritárias, sejam cobertas por vegetação nativa ou não, em propriedade privadas é fator de preocupação na bacia, pois Da Silva et al. (2023) identificaram que 99% do desmatamento ocorrido entre os anos de 2012 a

2020 na Mata Atlântica, ocorreu em terras privadas. Em uma pesquisa com proprietários no Pará e no Mato Grosso, 76% dos entrevistados afirmaram que só compensariam ou restaurariam suas RL se fossem coagidos por meio de multas ou por incentivos do mercado e 18% não restaurariam suas dívidas florestais em nenhuma condição (Azevedo et al., 2017). A vegetação nativa em RL no bioma da Mata Atlântica aumentou somente 1% entre os anos de 2012 a 2020 (Silva et al., 2023). Portanto, políticas adicionais de incentivos a conservação são necessárias às propriedades privadas.

A implementação de diretrizes e incentivos econômicos especificamente a esta classe de proprietários é fundamental para que estimular a manutenção da vegetação nativa e restauração das áreas mais prioritárias pelas proprietários. Como apontado por Jung et al. (2021), o cumprimento da legislação ambiental pelos pequenos proprietários facilitou seu acesso ao crédito e resultou num aumento na conversão de terras para pastagens. Azevedo et al. (2017) identificou que o cumprimento integral da LPVN oferece poucos benefícios econômicos aos proprietários e custos substanciais. Portanto, como não há incentivos pela legislação ambiental a esses proprietários, ainda mais se considerarmos as isenções de recomposição de APPs e RL, a vegetação nativa nessas propriedades estão mais suscetíveis ao desmatamento motivado especialmente por atividades de subsistência, como pastagem e agricultura.

Os PSE voltados aos pequenos proprietários podem incentivar a proteção e restauração da vegetação nativa das áreas mais prioritárias. Os custos de restauração são um grande obstáculo ao cumprimento das abordagens de comando e o controle pelos proprietários rurais e a própria LPVN reconhece esse fato ao dedicar um capítulo aos incentivos econômicos de preservação e recuperação da vegetação com ênfase em PSE. O programa de PSE “Conservador das Águas” em Extrema, MG, abrangeu incentivos econômicos a 53 proprietários rurais cujas propriedades tinham tamanho mínimo de 2ha. Como resultado, houve um aumento de 60% da cobertura florestal (mais de 3.000ha) nas sub-bacias hidrográficas. Vários decretos municipais regularam a implementação dos PSE na região, entre eles o decreto nº. 1.703/2006 que definiu atividades a serem realizadas pelos proprietários para garantir o pagamento, entre elas o plantio e manutenção de vegetação nativa para regularização da cobertura de APP prevista na LPVN e inscrição da RL do imóvel (Richards et al., 2015). Essas atividades representam como os PSE podem ser utilizados pelos proprietários para o cumprimento da LPVN.

Os PSE podem ainda contribuir para fatores sociais. Adjognon et al. (2020) identificaram que programas de PSE condicionados a resultados melhoraram os meios de subsistência a longo prazo das comunidades com uma redução de 60% na insegurança alimentar

grave. Osewe et al. (2023) avaliaram um programa de PSE e puderam apontar uma integração de benefícios ambientais e sociais que incluem aumento na eficiência das abordagens de conservação, proteção dos serviços ecossistêmicos e benefícios às comunidades rurais pobres, especialmente em programas de longa duração (de 10 a 30 anos) de escala regional. Os PSE podem também aumentar a conscientização sobre o valor dos serviços ecossistêmicos, influenciando positivamente as atitudes da comunidade (Banks-Leite et al., 2014; Alatorre et al., 2021).

Pavani et al. (2020) também apontaram que os PSE podem gerar renda para os agricultores e Stabile et al. (2020) argumentaram que os programas ajudam o cumprimento da legislação ambiental e na geração de produtos livres de desmatamento. A integração dos benefícios sociais aos ambientais é fundamental para tornar as áreas de vegetação nativa nas propriedades rurais menos suscetível ao desmatamento motivado por atividades de subsistência.

Os instrumentos de comando e controle são primordiais na eficiência da proteção ambiental, mas os PSE tornaram-se uma ferramenta complementar para evitar o desmatamento e transformarem as políticas de conservação mais equitativas e menos onerosas aos proprietários rurais (Börner et al., 2015). Essas iniciativas têm o potencial de preencher as lacunas regulatórias, melhorar as práticas do uso do solo e contribuir para mudanças mais amplas no gerenciamento ambiental. Ressalta-se que a integração desses instrumentos em grande escala envolve a relação custo-benefício da conservação florestal (BÖRNER et al., 2015). Dessa forma, estudos futuros com essa perspectiva podem ser desenvolvidos na bacia do rio Sarapuí.

Por fim, pode-se elencar ações para a proteção das áreas prioritárias: 1) A conservação da vegetação nativa classificada como mais prioritárias que está dentro dos limites das APPs e restauração das áreas mais prioritárias que são ocupadas por outros usos também dentro das APPs. Essas estratégias integram-se às exigências da LPVN e nesse cenário os PSE auxiliam a regularização dos proprietários rurais. 2) A conservação e restauração das áreas mais prioritárias que estão fora dos limites das APPs. Aqui a LPVN demonstrou-se ineficaz quanto a proteção dessas áreas e, assim, os PSE podem ser instrumentos eficazes no preenchimento dessas lacunas da legislação. Dessa forma, os instrumentos de comando e controle e de incentivo financeiro integram-se para promover benefícios sociais e ambientais e potencializar a oferta de SEs hídricos na bacia do rio Sarapuí.

5 CONCLUSÕES

Esse estudo avaliou os programas de PSE como um instrumento para auxiliar a implementação de ações de manutenção e preservação dos serviços ecossistêmicos hídricos.

Os rios das microbacias estudadas, apesar de atualmente terem menor quantidade de fósforo, passaram a apresentar maiores quantidades de sólidos e a sofrerem influência dos principais usos antrópicos na bacia.

As pastagens, uso que mais se intensificou na bacia, áreas urbanas e agricultura estão negativamente associadas a qualidade da água, enquanto a cobertura florestal é fundamental para manter a qualidade dos corpos hídricos.

As bacias com menores áreas de floresta continuaram a apresentar os maiores valores de poluentes e maior variação temporal, o que é um indicativo do impacto humano. Apesar dos parâmetros de qualidade da água responderem diferentes em relação a composição da paisagem das microbacias e das APPs, a variação geral da qualidade da água foi melhor explicada pela escala da bacia, em ambos períodos analisados.

Dessa forma, conclui-se que o planejamento do manejo das bacias hidrográficas precisa adotar uma perspectiva em múltiplas escalas, uma vez que as APPs sozinhas não são suficientes para a manutenção da qualidade da água, podendo os PSE funcionarem como estratégia para auxiliar a proteção ou restauração de áreas importantes nessas bacias de cabeceira. Por outro lado, as APPs podem ser priorizadas para restauração, especialmente se considerarmos que quase metade da sua área é ocupada por usos e coberturas antrópicos.

As políticas de incentivo econômico para aumentar a faixa de proteção da vegetação nativa das áreas de mata ciliar pode ser uma estratégia interessante na bacia, uma vez que a margem de proteção de 100m ampliaria em mais de 150% a proteção das áreas mais prioritárias, em contrapartida com o cenário dos atuais 30 m de APP que inclui somente 30% da floresta nativa nas faixas de proteção.

Concluiu-se ainda que não há incentivos por parte da LPVN em conservar ou restaurar áreas adicionais na bacia do rio Sarapuí. A bacia é ocupada em grande parte por propriedades rurais privadas, em sua maioria, propriedades da agricultura familiar. Os déficits de RL e APPs não são significativos comparados com os excedentes de vegetação nativa que podem ser ofertados para compensação ambiental como CRA. Assim, os PSE podem ser uma alternativa para incentivar a conservação e restauração de áreas não incluídas na legislação.

Os PSE também podem ser aplicados para melhorar o saneamento básico da população rural e dar suporte aos agricultores quanto à adoção de melhores práticas agrícolas, especialmente para os pequenos proprietários, que são a maioria na bacia.

No entanto, ressalta-se que os programas de PSE não isentam o papel do estado em implementar leis de proteção ambiental e nem da fiscalização de práticas agrícolas predatórias. Além disso, outras estratégias podem ser implementadas para auxiliar na proteção da qualidade da água, como a criação de unidades de conservação nas cabeceiras dos rios e a aplicação do ICMS ecológico. Esperamos que este trabalho possa subsidiar a implementação dos programas de PSE e dar suporte a gestão da bacia hidrográfica do rio Sarapuí.

REFERÊNCIAS

- ADJOGNON, G.; VAN SOEST, D.; GUTHOFF, J. Reducing hunger with Payments for Environmental Services (PES): Experimental evidence from Burkina Fasomer. **J. Agr. Econ.**, v.103, n.3, p.831–857, 2020.
- AI, L.; SHI, Z.; YIN, W.; HUANG, Z. Spatial and seasonal patterns in stream water contamination across mountainous watersheds: linkage with landscape characteristics. **J. Hydrol.**, v.523, pp. 398-408, 2015.
- AKAIKE, H. **Information theory and an extension of the maximum likelihood principle.** In: PETROV, B.N.; CSAKI, F. (Eds.). Second international symposium on information theory (pp.267-281). Budapest: Akademiai Kiado.
- ALATORRE, A.; DEPENTHAL, J.; SHAPIRO-GARZA, E. Synergies and trade-offs among integrated conservation Approaches in Mexico. **Conservation Biology**, v.35, n. 5, p.1451–1462, 2021.
- APHA (American Public Health Association). **Standard Methods for Examination of Water and Wasterwater.** 21st Ed. Washington, 2005.
- ASBJORNSEN, H. et al. Assessing impacts of payments for watershed services on sustainability in coupled human and natural systems. **BioScience**, v. 65, n. 6, p. 579–591, 2015.
- ASBJORNSEN, H. et al. Interactions between payments for hydrologic services, landowner decisions, and ecohydrological consequences: Synergies and disconnection in the cloud forest zone of central Veracruz, Mexico. **Ecology and Society**, v. 22, n. 2, 2017.
- ASHWORTH, A.J.; KATUWAL, S.; MOORE, P.A.; OWENS, P.R. Multivariate evaluation of watershed health based on longitudinal pasture management, **Science of The Total Environment**, v.824, 2022.
- AZEVEDO, A. et al. Limits of Brazil's Forest Code as a means to end illegal deforestation. **Proc. Natl Acad. Sci. USA** 114, p.7653–7658, 2017.
- BEESON; C.; DOYLE, P. Comparison of Bank Erosion at Vegetated and Non-Vegetated Channel Bends. **Water Resources Bulletin**, v.31, n.6, p.983-990, 2007.
- BENISIEWICZ, B.; MOMBLANCH, A.; LEGGATT, A. HOLMAN, I.P. Erosion and Sediment Transport Modelling to Inform Payment for Ecosystem Services Schemes. **Environmental Modeling & Assessment**, v.26, pp.89-102, 2021.
- BERHE, A.A.; BARNES, R.T.; SIX, J.; MARÍN-SPIOTTA, E. Role of soil erosion in biogeochemical cycling of essential elements: carbon, nitrogen, and phosphorus. **Annu. Rev. Earth Planet Sci.**, v.46, p.521–548, 2018.
- BIGGS, T.W., SANTIAGO, T.M.O., SILLS, E. et al. The Brazilian Forest Code and riparian preservation areas: spatiotemporal analysis and implications for hydrological ecosystem services. **Reg Environ Change**, v.9, p.2381–2394, 2019.

BISSON, P.A.; MONTGOMERY, D.R.; BUFFINGTON, J.M. Valley segments, stream reaches, and channel units. In: Hauer, R.F., Lamberti, G.A. (Eds.), **Methods in Stream Ecology**, second ed. Academic Press, San Diego, pp. 23–49, 2007.

BLUNDO-CANTO, G., et al. The Different Dimensions of Livelihood Impacts of Payments for Environmental Services (PES) Schemes: A Systematic Review. **Ecological Economics**, v.149, p.160-183, 2018.

BÖRNER, J.; MARINHO, E.; WUNDER, S. Mixing Carrots and Sticks to Conserve Forests in the Brazilian Amazon: A Spatial Probabilistic Modeling Approach. **Plos One**, v.10, n.2, p. 1-20, 2015.

BRACALION, P.H.S.; GARCIA, L.C.; LOYOLA, R.; RODRIGUES, R.R.; PILLAR, V.D.; LEWINSOHN, T.M. Análise crítica da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (2012), que substituiu o antigo Código Florestal: atualizações e ações em curso. **Natureza & Conservação**, v.14. 2016.

BRANCA, G. et al. Payments for watershed services supporting sustainable agricultural development in Tanzania. **Journal of Environment and Development**, v. 20, n. 3, p. 278–302, 2011.

BRASIL. **Lei nº 12.651 de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa e dá outras providências.

BRAUMAN, K.A.; DAILY, G.C; DUARTE, T.K.; MOONEY, H.A. The nature and value of ecosystem services: an overview highlighting hydrologic services. **Annu Rev Environ Resour.**, v.32, p.67–98, 2007.

BROOKS, K.N.; FFOLLIOTT, P.F.; MAGNER, J. A. **Hydrology and the Management of Watersheds**. 4. ed. Ames: Wiley-Blackwell, 2012.

CABALLERO, C.B.; BIGGS, T.W.; VERGOPOLAN, N.; WEST, T.A.P.; RUHOFF, A. Transformation of Brazil’s biomes: The dynamics and fate of agriculture and pasture expansion into native vegetation. **Science of the Total Environment**, n.896, 2023.

CALDWEEL, P.V. et al. Forested watersheds provide the highest water quality among all land cover types, but the benefit of this ecosystem service depends on landscape context. **Science of the Total Environment**, v.882, 2023.

CALVET-MIR, L.; CORBERA, E.; MARTIN, A.; FISHER, J.; GROSS-CAMP, N. Payments for ecosystem services in the tropics: a closer look at effectiveness and equity. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v.14, p.150-162, 2015.

CAMPANHÃO, L.M.B.; RANIERI, V.E.L. Influence of forest proportion and configuration at the watershed and riparian zone scales on sediment yield: a simulation experimente. **Landscape Ecology**, v.38, p.2839–2860, 2023.

CAREY, R.O.; HOCHMUTH, G.J.; MARTINEZ, C.J.; BOYER, T.H.; DUKES, M.D.; TOOR, G.S.; CISAR, J.L. Evaluating nutrient impacts in urban watersheds: challenges and research opportunities. **Environ Pollut**, v.173, p.138–149, 2013.

CHANG, H. Spatial analysis of water quality trends in the Han River basin, South Korea. **Water Res.**, v.42, p. 3285-3304, 2008.

CHEA, R.; GRENOUILLET, G.; LEK, S. Evidence of water quality degradation in lower Mekong Basin revealed by self-organizing map. **Plos One**, v.11, n.1, 2016.

CIONEK, V. M.; ALVES, G. H. Z.; TÓFOLI, R. M.; RODRIGUES-FILHO, J. L.; DIAS, R. M. Brazil in the mud again: lessons not learned from Mariana dam collapse. **Biodiversity and Conservation**, v. 28, n. 7, p. 1935–1938, 2019.

COELHO, N. R.; GOMES, A. DA S.; CASSANO, C. R.; PRADO, R. B. Panorama das iniciativas de pagamento por serviços ambientais hídricos no Brasil. **Engenharia Sanitaria E Ambiental**, v.26, n.3, p.409–415, 2021.

COHEN, J. A Coefficient of Agreement for Nominal Scales. **Educational and Psychological Measurement**, v. 20, n. 1, p. 37–46, 1960.

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE-CONAMA. **Resolução CONAMA N° 357**, DE 17 DE MARÇO DE 2005.

COSTA, H.F.; SACRAMENTO, B.H.; SOUSA, J.A.P.; LOURENÇO, R. W. Conflitos ambientais em áreas de preservação permanente na bacia hidrográfica do rio paiol, ibiúna, SP. **R. gest. sust. ambient.**, Florianópolis, v. 9, n. esp , p. 403-418, fev.2020.

CROSSMAN, N.D.; BRYAN, B.A. Identifying cost-effective hotspots for restoring natural capital and enhancing landscape multifunctionality. **Ecol Econ. Elsevier B.V.**, v.68, p.654–668, 2009.

CROUZEILLES, R. et al. Achieving cost-effective landscape-scale forest restoration through targeted natural regeneration. **Conservation Letters.**, v.13., p.1-9, 2020.

CRUZ, M. A. S.; GONÇALVES, A. de A.; DE ARAGÃO, R.; DE AMORIM, J. R. A.; DA MOTA, P. V. M.; SRINIVASAN, V. S.; GARCIA, C. A. B.; DE FIGUEIREDO, E. E. Spatial and seasonal variability of the water quality characteristics of a river in Northeast Brazil. **Environmental Earth Sciences**, v. 78, n. 3, p. 1–11, 2019.

DAILY, G. C. (Ed.). **Nature's services: societal dependence on natural ecosystems**. Washington, DC: Island Press, 1997.

DE MELO, N. A. et al. Phytosociological Survey in Water Preservation Areas, Southern, Brazil. **Botanical Review**, v. 82, n. 4, p. 359–370, 2016.

DE PAULA, F., GERHARD, P., FERRAZ, S.F.B., WENGER, S.J. Multi-scale assessment of forest cover in an agricultural landscape of Southeastern Brazil: implications for management and conservation of stream habitat and water quality. **Ecol. Ind.**, v.85, p.1181–1191, 2018.

DERANI, C. **Direito Ambiental econômico**. 3. ed. São Paulo: Saraiva, 2008.

- DORIOZ, J. M.; WANG, D.; POULENARD, J.; TRÉVISAN, D. The effect of grass buffer strips on phosphorus dynamics—A critical review and synthesis as a basis for application in agricultural landscapes in France. **Agriculture, Ecosystems & Environment.**, v.117, p.4–21, 2006.
- DOS SANTOS, D.R., SCHAEFER, G.L., PELLEGRINI, A. et al. Weirs Control Phosphorus Transfer in Agricultural Watersheds. **Water Air Soil Pollut.**, v.231, n.486, 2020.
- DUARTE, G.T.; SANTOS, P.M.; CORNELISSEN, T.G.; RIBEIRO, M.C.; PAGLIA, A.P. The effects of landscape patterns on ecosystem services: meta-analyses of landscape services.
- DUFFY, C.; O'DONOGHUE, C.; RYAN, M.; KILCLINE, K.; UPTON, V.; SPILLANE, C. The Impact of Forestry as a Land Use on Water Quality Outcomes: An Integrated Analysis. **Forest Policy and Economics**, v.116, 2020.
- ELLISON, D. et al. Trees, forests and water: cool insights for a hot world *Glob. Environ. Change*, v.43, p. 51–61, 2017.
- ENGEL, S.; PAGIOLA, S.; WUNDER, S. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. **Ecol. Econ.**, v.65, p.663–674, 2008.
- EWANE, E.B. Assessing land use and landscape factors as determinants of water quality trends in Nyong River basin, Cameroon. **Environ Monit Assess.**, v.192, .507, 2020.
- FAO. **The state of food and agriculture: paying farmers for environmental services**. Rome, 2007. 222 p. (FAO Agriculture Series, 38).
- FIGUEIREDO, R. et al. Hydrobiogeochemistry of Two Catchments in Brazil Under Forest Recovery in an Environmental Services Payment Program. **Environ Monit and Assess**, v.19, n.3, p.1-16, 2021.
- FIORINI, A. C. O. et al. Forest cover effects of payments for ecosystem services: Evidence from an impact evaluation in Brazil. *Ecological Economics*, v.169, 2020
- FREITAS, F.L.M. DE, ENGLUND, O., SPAROVEK, G., BERNDDES, G., GUIDOTTI, V., PINTO, L.F.G. & MÖRTBERG, U. Who owns the Brazilian carbon? **Global Change Biology**, v.24, p.2129–2142, 2018b.
- FREITAS, F.L.M., SPAROVEK, G., BERNDDES, G. *et al.* Potential increase of legal deforestation in Brazilian Amazon after Forest Act revision. **Nat Sustain**, v.1, p.665–670, 2018a.
- FREMIER, A. K. et al. Understanding spatiotemporal lags in ecosystem services to improve incentives. **BioScience**, v. 63, n. 6, p. 472–482, 2013.
- GAFUR, N.A.; SAKAKIBARA, M.; SANO, S.; SERA, K. A case study of heavy metal pollution in water of Bone River by artisanal small-scale gold mine activities in eastern part of Gorontalo, Indonesia. **Water**, v.10, 2018.
- GARCIA-PRATS, A.; DEL CAMPO, A. D.; PULIDO-VELAZQUEZ, M. A hydroeconomic modeling framework for optimal integrated management of forest and water. **Water Resources Research**, v. 52, n. 10, p. 8277–8294, 2016.

GARRASTAZÚ, M.C.; MENDONÇA, S.D.; HOROKOSKI, T.T.; CARDOSO, D.J.; ROSOT, M.A.D.; NIMMO, E.R.; LACERDA, A.E.B. Carbon sequestration and riparian zones: assessing the impacts of changing regulatory practices in Southern Brazil. **Land Use Policy**, v.42, p. 329-339, 2015.

GBEDZI, D.D. Impact of mining on land use land cover change and water quality in the Asutifi North District of Ghana, West Africa. **Environmental Challenges**, v.2022, 2022.

GERMANO, A.D. **Métodos de detecção de mudança de uso e cobertura do solo para monitoramento ambiental**. Tese (Doutorado em Planejamento e Uso dos Recursos Renováveis). Centro de Ciências e Tecnologias para a Sustentabilidade – Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, p.51, 2022.

GOLLNOW, F.; GÖPEL, J.; HISSA, L.B.V.; SCHALDACH, R.; LAKES, T. Scenarios of land-use change in a deforestation corridor in the Brazilian Amazon: combining two scales of analysis. **Reg. Environ. Change**, v.18, n.1, p. 143-159, 2018.

GOMES, L. E. de O.; CORREA, L. B.; SÁ, F.; NETO, R. R.; BERNARDINO, A. F. The impacts of the Samarco mine tailing spill on the Rio Doce estuary, Eastern Brazil. **Marine Pollution Bulletin**, v. 120, n. 1–2, p. 28–36, 2017.

GORGOGLIONE, A.; GREGORIO, J.; RÍOS, A.; ALONSO, J.; CHRETIES, C.; FOSSATI, M. Influence of Land Use/Land Cover on Surface-Water Quality of Santa Lucía River, Uruguay. **Sustainability**, v.12, 2020.

GRIMA, N.; SINGH, S.J.; SMETSCHKA, B.; RINGHOFER, L. Payment for ecosystem services (PES) in Latin America: analysing the performance of 40 case studies. **Ecosystem Services**, v.17, p.24–32, 2016.

GRIZZETTI, B.; LANZANOVA, D.; LIQUETE, C.; REYNAUD, A.; CARDOSO, A.C. Assessing water ecosystem services for water resource management. **Environ Sci Policy**, v.61, p.194-203, 2016.

GRIZZETTI, B.; LANZANOVA, D.; LIQUETE, C.; REYNAUD, A.; CARDOSO, A.C. Assessing water ecosystem services for water resource management. **Environmental Science & Policy**, v.61, p. 194-203, 2016.

GUIDOTTI, V.; FERRAZ, S.F.B.; PINTO, L.F.G.; SPAROVEK, G.; TANIWAKI, R.H.; GARCIA, L.G.; BRANCALION, P.H.S. Changes in Brazil’s Forest Code can erode the potential of riparian buffers to supply watershed services. **Land Use Policy**, v.94, 2020.

HALSTEAD, J. A.; KLIMAN, S.; BERHEIDE, C. W.; CHAUCER, A.; COCK-ESTEB, A. Urban stream syndrome in a small, lightly developed watershed: A statistical analysis of water chemistry parameters, land use patterns, and natural sources. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.186, n.6, p.3391–3414, 2014.

HARRIS, J. W.; STÖCKER, H. **Handbook of mathematics and computational science**. New York, 1998.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Série Histórica – Pecuária**. Disponível em:< <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/sp/piedade/pesquisa/18/16459>> Acesso em: 16 Jan. 2024.

ICE, G.G.; HALE, V.C.; LIGHT, J.T.; MULDOON, A.; SIMMONS, A.; BOUSQUET, T. Understanding dissolved oxygen concentrations in a discontinuously perennial stream within a managed forest. **Forest Ecology and Management**, v. 479, 2021.

JOHNSON, K. A. et al. Conservation Reserve Program (CRP) lands provide ecosystem service benefits that exceed land rental payment costs. **Ecosystem Services**, v. 18, p. 175–185, 2016.

JONES, K. W. et al. Return on investment from fuel treatments to reduce severe wildfire and erosion in a watershed investment program in Colorado. **Journal of Environmental Management**, v. 198, p. 66–77, 2017.

JUNG, S.; DYNGELAND, C.; RAUSCH, L.; RASMUSSEN, L.V. Brazilian Land Registry Impacts on Land Use Conversion. **Amer. J. Agr. Econ.**, v.104, n.1, p.340–363, 2021.

KIM, Y. S. et al. Managing forests for global and local ecosystem services: A case study of carbon, water and livelihoods from eastern Indonesia. **Ecosystem Services**, v. 31, p. 153–168, 2018.

KIMANI, P.K.; THIONG'O, G.T.; MWANGI, J.K. Water quality as a plausible basis for payment for ecosystem services, the buyer's perspective: Chania River Catchment, Kiambu County, Kenya. **Sustainable Water Resources Management**, v.6, 2020.

KROEGER, T.; KLEMZ, C.; BOUCHER, T.; FISHER, J.R.B.; ACOSTA, E.; CAVASSANI, A.T.; JAMES DENNEDY-FRANK, P.; GARBOSSA, L; BLAINSKI, E.; SANTOS, R.C.; GIBERTI, S.; PETRY, P.; SHEMIE, D.; DACOL, K. Returns on investment in watershed conservation: Application of a best practices analytical framework to the Rio Camboriú Water Producer program, Santa Catarina Brazil. **Sci. Total Environ.**, v.657, p. 1368-1381, 2018.

KUGLEROVÁ, L., JYVSJRVI, J., RUFFING, C., MUOTKA, T., JONSSON, A., ANDERSSON, A., et al. Cutting edge: a comparison of contemporary practices of riparian buffer retention around small streams in Canada, Finland, and Sweden. **Water Resour. Res.**, 2020.

KWAYU, E. J.; SALLU, S. M.; PAAVOLA, J. Farmer participation in the equitable payments for watershed services in Morogoro, Tanzania. **Ecosystem Services**, v. 7, p. 1–9, 2014.

LANGENBRUNNER, B. Water, water not everywhere. **Nat. Clim. Chang.**, v.11, n.650, 2021.

LATAWIEC, A.E.; STRASSBURG, B.B.N.; BRANCALION, P.H.S.; RODRIGUES, R.R.; GARDNER, T. Creating space for large-scale restoration in tropical agricultural landscapes. **Front. Ecol. Environ.**, v.13, n.4, p211-218, 2015.

LEAL, M.S.; TONELLO, K.C. Análise da Morfometria e do Uso e Cobertura da Terra da Microbacia do Córrego Ipaneminha de Baixo, Sorocaba/SP. **Floresta**, Curitiba, PR, v. 46, n. 4, p. 439 – 446, 2016.

LEI, C.; WAGNER, P.D.; FOHRER, N. Effects of land cover, topography, and soil on stream water quality at multiple spatial and seasonal scales in a German lowland catchment, **Ecological Indicators**, v.120, 2021.

LEI, L. et al. Cost-benefit analysis and payments for watershed-scale wetland rehabilitation: A case study in Shandong province, China. **International Journal of Environmental Research**, v. 5, n. 3, p. 787–796, 2011.

LI, C.; SUN, G.; CALDWELL, P. V.; COHEN, E.; FANG, Y.; ZHANG, Y.; OUDIN, L.; SANCHEZ, G. M.; MEENTEMEYER, R. K. Impacts of urbanization on watershed water balances across the conterminous United States. **Water Resour. Res.**, v.56, 2020a.

LI, D.; BU, S.; CHEN, S.; LI, Q.; LI, Y. Assessment of the impact of short-term land use/land cover changes on water resources in the Yanghe reservoir basin, China. **Water science & technology. Water supply**, v.22, n.1, p.833-848, 2022a.

LI, H. et al. Planning and prioritizing forest landscape restoration within megacities using the ordered weighted averaging operator. **Ecological Indicators**, v. 116, n. March 2019, p. 106499, 2020b.

LI, L.; LIU, L.; YU, Z.; PEÑUELAS, J.; SARDANS, J.; CHEN, Q.; XU, J.; ZHOU, G. Carbon, nitrogen and phosphorus stoichiometry in natural and plantation forests in China. **Forests**, v.13, n.755, 2022b.

LI, X.; NIAN, Y.; ZHOU, J.; HU, X. Impact of land use change on water resource allocation in the middle reaches of the Heihe River Basin in North Western China. **J Arid Land**, v.6, n.3, p.273–286, 2014.

LIANG, L. et al. Multi-indicator assessment of a water-saving agricultural engineering project in North Beijing, China. **Agricultural Water Management**, v. 200, n. January, p. 34–46, 2018.

LINTERN, A.; WEBB, J.A.; RYU, D.; LIU, S.; BENDE-MICHL, U.; WATERS, D.; LEAHY, P.; WILSON, P.; WESTERN, A.W. Key factors influencing differences in stream water quality across space. **Wires Water**, v.5, 2018.

LIU, A.; GOONETILLEKE, A.; EGODAWATTA, P. **Role of Rainfall and Catchment Characteristics on Urban Stormwater Quality**. In SpringerBriefs in Water Science and Technology; Springer: Berlin/Heidelberg, Germany, 2015.

LIU, J.; CHENG, F.; ZHU, Y.; ZHANG, Q.; SONG, Q.; CUI, X. Urban Land-Use Type Influences Summertime Water Quality in Small- and Medium-Sized Urban Rivers: A Case Study in Shanghai, China. **Land**, v.11, n.511, 2022.

LIU, N., et al. Forested lands dominate drinking water supply in the conterminous United States. **Environ. Res. Lett.**, v.16, n.8, 2021.

LIU, Y., ENGEL, B.A., FLANAGAN, D.C., GITAU, M.W., MCMILLAN, S.K., CHAUBEY, I. A review on effectiveness of best management practices in improving hydrology and water quality: needs and opportunities. **Sci. Total Environ.**, v.601–602, p.580–593, 2017.

LONG, D.T.; PEARSON, A.L.; VOICE, T.C.; POLANCO-RODRÍGUEZ, A.G.; SANCHEZ-RODRÍGUEZ, C.; XAGORARAKI, I.; CONCHA-VALDEZ, F.G.; PUC-FRANCO, M.; LOPEZ-CETZ, R.; RZOTKIEWICZ, A.T. Influence of rainy season and land use on drinking water quality in a karst landscape, State of Yucatán, Mexico. **Applied Geochemistry**, v.98, p. 265-277, 2018.

LOPES, A. F. et al. Surface vs. groundwater: The effect of forest cover on the costs of drinking water. **Water Resources and Economics**, v. 28, 2019.

LOPES, T.R. et al. Hydrological modeling for the Piracicaba River basin to support water management and ecosystem **Journal of South American Earth Sciences Services**. v.103, 2020.

LÓPEZ-GARCÍA, J.; MANZO-DELGADO, L. L.; ALCÁNTARA-AYALA, I. Rural aquaculture as a sustainable alternative for forest conservation in the Monarch Butterfly Biosphere Reserve, Mexico. **Journal of Environmental Management**, v. 138, p. 43–54, 2014.

MACINTOSH, K.A.; MAYER, B.K.; MCDOWELL, R.W.; POWERS, S.M.; BAKER, L.A.; BOYER, T.H.; RITTMANN, B.E. Managing diffuse phosphorus at the source versus at the sink. **Environ Sci Technol.**, v. 52, 2018.

MAINALI, J.; CHANG, H. Landscape and anthropogenic factors affecting spatial patterns of water quality trends in a large river basin, South Korea. **Journal of Hydrology**, v.564, p. 26-40, 2018.

MANAHAN, S.E. **Environmental Chemistry**, 8ed., CRC Press, New York.

MAPBIOMAS – Mapeamento anual de cobertura e uso da terra no Brasil entre 1985 a 2022 – Coleção 8. Disponível em: <https://brasil.mapbiomas.org/wp-content/uploads/sites/4/2023/09/FACT_port-versao-final.pdf> Acessado em 05 Jan. 2024.

MARMONTEL, C.V.F.; LUCAS-BORJA, M.E.; RODRIGUES, V.A.; ZEMA, D.A. Effects of land use and sampling distance on water quality in tropical headwater springs (Pimenta creek, São Paulo State, Brazil), **Science of The Total Environment**, v. 622–623, p. 690-701, 2018.

MARTÍN, A.; ARIAS, J.; LÓPEZ, J.; SANTOS, L.; VENEGAS, C.; DUARTE, M.; ORTÍZ-ARDILA, A.; DE PARRA, N.; CAMPOS, C.; ZAMBRANO, C.C. Evaluation of the Effect of Gold Mining on the Water Quality in Monterrey, Bolívar (Colombia). **Water**, v.12, n.9, 2020.

MARTIN-ORTEGA J; OJEA E; ROUX C. Payments for water ecosystem services in Latin America: a literature review and conceptual model. **Ecosystem Services**, v.6, p.122–132, 2013.

MARX, C.; TETZLAFF, D.; HINKELMANN, R.; SOULSBY, C. Effects of 66 years of water management and hydroclimatic change on the urban hydrology and water quality of the Panke catchment, Berlin, Germany, **Science of The Total Environment**, v.900, 2023.

MATOVELLE, C. Páramo to Pasture Conversion in a Mountain Watershed: Effects on Water Quality and Quantity. **Mountain Research and Development**, v.41, n.4, 2021.

MATTOS, J. B. et al. Water production in a Brazilian montane rainforest: Implications for

water resources management. **Environmental Science and Policy**, v. 84, p. 52–59, 2018.

MAY, B.; SMETHURST, P.; CARLYLE, C.; MENDHAM, D.; BRUCE, J.; BAILLIE, C. **Review of Fertiliser Use in Australian Forestry, Forest and Wood Products Australia Limited**. Project Number: RC072–0708. Victoria, Australia. 2019.

MCGRANE, S.J. Impacts of urbanisation on hydrological and water quality dynamics, and urban water management: a review. **Hydrol Sci J**, v.61, p. 2295–2311, 2016.

MELLO, K. DE; BRITES, A.; BORGES-MATOS, C.; TAVARES, P. A.; METZGER, J. P.; RODRIGUES, R. R.; SANTOS, Z. L. DOS; JOLY, C. A.; SPAROVEK, G. Science and environmental policy establishment: the case of the Forest Act in the State of São Paulo, Brazil. **Biota Neotropica**, v.22, 2022b.

MELLO, K.; TANIWAKI, R.H.; PAULA, F.R.; VALENTE, R.A.; RANDHIR, T.O.; MACEDO, D.R.; LEAL, C.G.; RODRIGUES, C.B.; HUGHES, R.M. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v.270, 2020.

MELLO, K.; VALENTE, R.A.; RANDHIR, T.O. SANTOS, A.C.A.; VETTORAZZI, C.A. Effects of land use and land cover on water quality of low-order streams in Southeastern Brazil: Watershed versus riparian zone. **Catena**, v.167, 2018.

MELLO, K.; VALENTE, R.A.; RIBEIRO, M.P.; RANDHIR, T. Effects of forest cover pattern on water quality of low-order streams in an agricultural landscape in the Pirapora river basin. Brazil. **Environ. Monit. Assess.**, v. 194, n.3, 2022a.

MELLO, K. et al. Multiscale land use impacts on water quality: Assessment, planning, and future perspectives in Brazil. **Journal of Environmental Management**, v.270, 2020.

MENESES, B.M.; REIS, R.; VALE, M.J.; SARAIVA, R. Land use and land cover changes in Zêzere watershed (Portugal) — Water quality implications. **Science of The Total Environment**, v. 527–528, 2015.

METZGER, J.P. O Código Florestal tem base científica? **Natureza & Conservação**, v.8, n.1, p.1-5, 2010.

MEYER, J. L.; PAUL, M. J.; TAULBEE, W. K. Stream ecosystem function in urbanizing landscapes. **Journal of the North American Benthological Society**, v.24, n.3, p.602–612, 2005.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). **Ecosystems and human well-being: synthesis**. Washington, DC: Island Press, 2005. 137 p. Disponível em: <https://www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf>. Acesso em: 19 dez. 2023.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT (MEA). **Ecosystems and human well-being: a framework for assessment**. Washington, DC: Island Press, 2003. Disponível em: http://pdf.wri.org/ecosystems_human_wellbeing.pdf. Acesso em: 19 dez. 2023.

- MOKONDOKO, P. et al. Spatial analysis of ecosystem service relationships to improve targeting of payments for hydrological services. **PLoS ONE**, v. 13, n. 2, p. 1–28, 2018.
- MOKONDOKO, P.; MANSON, R. H.; PÉREZ-MAQUEO, O. Assessing the service of water quality regulation by quantifying the effects of land use on water quality and public health in central Veracruz, Mexico. **Ecosystem Services**, v. 22, p. 161–173, 2016.
- MORI, G. B.; F. R. DE PAULA; S. F. DE BARROS FERRAZ; A. F. M. CAMARGO; L. A. MARTINELLI. Influence of landscape properties on stream water quality in agricultural catchments in Southeastern Brazil. **International Journal of Limnology**, v. 51, p. 11–21, 2015.
- MURADIAN, R.; CORBERA, E.; PASCUAL, U.; KOSOY, N.; MAY, P. H. Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. **Ecol. Econ.**, v. 69, p. 1202–1208, 2010.
- MURPHY, J. C. Changing suspended sediment in United States rivers and streams: linking sediment trends to changes in land use/cover, hydrology and climate Hydrol. **Earth Syst. Sci.**, v. 24, p. 991–1010, 2020.
- NAGY, R. C. et al. Structure and composition of altered riparian forests in an agricultural Amazonian landscape. **Ecological Applications**, v. 25, n. 6, p. 1725–173, 2015.
- NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H.; MCCLAIN, M. E. **Riparia: Ecology, Conservation, and Management of Streamside Communities**. Elsevier Academic Press, Amsterdam, p. 448, 2005.
- NEILL, C., et al. Watershed responses to Amazon soybean cropland expansion and intensification. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 368, 2013.
- NELSON, J. L.; HUNT, L. G.; LEWIS, M. T.; HAMBY, K. A.; HOOKS, C. R.; DIVELY, G. P. Arthropod communities in warm and cool grass riparian buffers and their influence on natural enemies in adjacent crops. **Agric. Ecosyst. Environ.**, v. 257, p. 81–91, 2018.
- NILSSON, C.; BERGGREN, K. Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation. **BioScience**, v. 50, n. 9, p. 783–792, 2000.
- NOGUEIRA JÚNIOR, L. R. et al. [Ed.]. **Serviços ecossistêmicos e pagamento por serviços ambientais : aspectos teóricos e estudo de caso**. Brasília, DF : Embrapa, 2022.
- NOTEBOOM, M.; SEIDOU, O.; LAPEN, D. R. Predicting water quality trends resulting from forest cover change in an agriculturally dominated river basin in Eastern Ontario, Canada. **Water Quality Research Journal**, v. 56, n. 4, p. 218–238, 2021.
- NUSDEO, A. M. O. O uso de instrumentos econômicos nas normas de proteção ambiental. **Revista da Faculdade de Direito da Universidade de São Paulo**, v. 101, p. 357–378, 2006.
- OECD (2008). **Environmental Performance of Agriculture in OECD Countries since 1990**, OECD, Paris. Disponível em: <www.oecd.org/tad/env/indicators>, acesso em 05 Jan. 2024.
- OECD (2013). **Water Quality and Agriculture: Meeting The Policy Challenge**. OECD

Studies on Water, OECD Publishing. Disponível em: <<http://dx.doi.org/10.1787/9789264168060-en>>, acesso em 05 Jan. 2024.

OLIVEIRA, H.S. Políticas ambientais sustentáveis de comando e controle e a eficácia dos instrumentos econômicos. FrutalMG: Prospectiva, 2016a.

OLIVEIRA, L.M.; MAILLARD, P. ANDRADE PINTO, É.J. Modeling the effect of land use/land cover on nitrogen, phosphorous and dissolved oxygen loads in the Velhas River using the concept of exclusive contribution area. **Environ. Monit. Assess.**, v.188, n.6, p. 1-19, 2016b.

OLIVEIRA-FILHO, A. T.; FONTES, M. A. L. Patterns of floristic differentiation among Atlantic forests in Southeastern Brazil and the influence of climate. **Biotropica**, v. 32, p. 793-810, 2000.

OLUSOLA, A.; ONAFESO, O.; DUROWOJU, O.S. Analysis of organic matter and carbonate mineral distribution in shallow water surface sediments. **Osun Geogr Ver**, n.1, v.1, p.106-110, 2018.

OU, Y., WANG, X., WANG, L. et al. Landscape influences on water quality in riparian buffer zone of drinking water source area, Northern China. **Environ Earth Sci**, v.75, n.114, 2016.
PAGIOLA, S.; PLATAIS, G.; SOSSAI, M. Protecting Natural Water Infrastructure in Espírito Santo, Brazil. **Water Economics and Policy**, v.5, n.4, 2019.

PAULA, F.R.; GERHARD, P.; FERRAZ, S.F.B. WENGER, S.J. Multi-scale assessment of forest cover in an agricultural landscape of Southeastern Brazil: Implications for management and conservation of stream habitat and water quality. **Ecological Indicators**, v.85, p.1181–119, 2018.

PAVANI, B.F.; RIBEIRO, T.C.L.; GONÇALVES, D.A.S.; SOUSA JÚNIOR, W.C.; GIAROLLA, A.; ARRAUT, E.M. Payments for Ecosystem Services to Water Resources Protection In Paraíba do Sul Environmental Protection Area. **Ambiente & Sociedade**, v.23, 2020.

PHALAN, B.; GREEN, R.E.; DICKS, L.V.; DOTTA, G.; FENIUK, C.; LAMB, A.; STRASSBURG, B.B.N.; WILLIAMS, D.R.; ERMGASSEN, E.K.H.J.; BALMFORD, A. How can higher-yield farming help to spare nature? **Science**, v.351, Issue 6272, p. 450-451, 2016.

PIEDADE. **Lei nº 4.611, de 12 de dezembro de 2019**. Dispõe sobre a Política Municipal de Meio Ambiente de Piedade e dá outras providências.

PIEDADE. **Lei nº 4713 de 27 de outubro de 2021**. Dispõe sobre primeira revisão do Plano Municipal de Saneamento dos Serviços de Água e Esgoto no município de Piedade.

PIFFER, P.R.; TAMBOSI, L.R.; FERRAZ, S.F.B.; METZGER, J.P.; URIARTE, M. Native forest cover safeguards stream water quality under a changing climate. **Ecological Applications**, v.31, n.7, 2021.

PIMENTEL, D. Soil Erosion: A food and environmental threat. **Environ. Dev. Sustain.**, v.8, p. 119-137, 2006.

PLUTH, T.B.; BROSE, D.A.; GALLAGHER, D.W.; WASIK, J. Long-term trends show improvements in water quality in the Chicago metropolitan region with investment in wastewater infrastructure, deep tunnels, and reservoirs. **Water Resour. Res.**, v.57, 2021.

PROJETO SARAPUÍ, 2022. Projeto FAPESP, processo 2018/21612-8.

PYNEGAR, E. L. et al. The effectiveness of Payments for Ecosystem Services at delivering improvements in water quality: Lessons for experiments at the landscape scale. **PeerJ**, v. 2018, n. 10, p. 1–29, 2018.

QIU, M.; XIAOHUA, W., HOU. Y.; SPENCER, S. A., HUI. J. Forest Cover, Landscape Patterns, and Water Quality: A Meta-analysis. **Landscape Ecology**, v. 38, n.4, p.877-901, 2023.

R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2014. **A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing**. Viena, Austria. [http:// www.R project.org](http://www.R-project.org).

REISINGER, A.J.; WOYTOWITZ, E.; MAJCHER, E.; ROSI, E.J.; BELT, K.T.; DUNCAN, J.M.; KAUSHAL, S.S.; GROFFMAN, P.M. Changes in long-term water quality of Baltimore streams are associated with both gray and green infrastructure. **Limnol. Oceanogr.**, v.64, pp. S60-S76, 2019.

RICHARDS, R. C. et al. Governing a pioneer program on payment for watershed services: Stakeholder involvement, legal frameworks and early lessons from the Atlantic forest of Brazil. **Ecosystem Services**, v.16, p.23–32, 2015.

RIGONATO, M.B., MELLO, K., VALENTE, R.A.; FARIA, L.C. Payment for Water-Related Ecosystem Services as a Strategic Watershed Management Approach. **Journal of Environmental Protection**, v.14, p.660-684, 2023.

RIMBA, A. B., MOHAN, G., CHAPAGAIN, S. K. et al. Impact of population growth and land use and land cover (LULC) changes on water quality in tourism-dependent economies using a geographically weighted regression approach. **Environ Sci Pollut Res**, v.28, 25920–25938, 2021.

ROCHE, L.M.; KROMSCHROEDER, L.; ATWILL, E.R.; DAHLGREN, A.R.; TATE, K.W. Water quality conditions associated with cattle grazing and recreation on National forest lands. **PLoS One**, v.8. 2013.

RODRIGUES, C. B.; TANIWAKI, R. H.; LANE, P.; DE PAULA LIMA, W.; DE BARROS FERRAZ, S. F. Eucalyptus short-rotation management effects on nutrient and sediments in subtropical streams. **Forests**, v. 10, n. 6, p. 1–13, 2019.

ROSA, M.R.; BRANCALION, P.H.S.; CROUZEILLES, R.; TAMBOSI, L.R.; PIFFER, P.R.; LENTI, F.E.B.; HIROTA, M.; SANTIAMI, E.; METZGER, J.P. Hidden destruction of older forests threatens Brazil’s Atlantic Forest and challenges restoration programs. **Sci. Adv.**, v.7, p. 1-9, 2021.

ROTICH, B.; KINDU, M.; KIPKULEI, H.; KIBET, S.; OJWANG, D. Impact of Land Use/land Cover Changes on Ecosystem Service Values in the Cherangany Hills Water Tower, Kenya. **Environmental Challenges**, v.8, 100576, 2022.

RUDORFF, N.; RUDORFF, C. M.; KAMPEL, M.; ORTIZ, G. Remote sensing monitoring of the impact of a major mining wastewater disaster on the turbidity of the Doce River plume off the eastern Brazilian coast. **ISPRS Journal of Photogrammetry and Remote Sensing**, v. 145, p. 349–361, 2018.

RUGGIERO, P.G.C.; METZGER, J.P.; TAMBOSI, L.R.; NICHOLS, E. Payment for ecosystem services programs in the Brazilian Atlantic Forest: Effective but not enough. **Land Use Policy**, v.82. p.283 – 291, 2019.

SAAD, S. I. et al. Analyzing ecological restoration strategies for water and soil conservation. **PLoS ONE**, v. 13, n. 2, p. 1–27, 2018.

SALZMAN, J. et al. The global status and trends of Payments for Ecosystem Services. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 3, p. 136–144, 2018.

SANTOS, I.; FILL, H.D.; SUGAI, M.R.V.; BUBA, H.; KISHI, R.T.; MARONE, E.; LAUTERT, L.F.C. **Hidrometria Aplicada**. Curitiba: Lactec, 2001. 372 p.

SANTOS, O. S. H.; AVELLAR, F. C.; ALVES, M.; TRINDADE, R. C.; MENEZES, M. B.; FERREIRA, M. C.; FRANÇA, G. S.; CORDEIRO, J.; SOBREIRA, F. G.; YOSHIDA, I. M.; MOURA, P. M.; BAPTISTA, M. B.; SCOTTI, M. R. Understanding the Environmental Impact of a Mine Dam Rupture in Brazil: Prospects for Remediation. **Journal of Environmental Quality**, v. 48, n. 2, p. 439–449, 2019.

SARAIVA, M.B. et al. Forest regeneration in the Brazilian Amazon: Public Policies and Economic Conditions. **J. Clean. Prod.**, v.269, 2020.

SHAH, N.W.; BAILLIE, B.R.; BISHOP, K.; FERRAZ, S.; HÖGBOM, L.; NETTLES, J. The effects of forest management on water quality. **Forest Ecology and Management**, v.522, 2022.

SHAHID, R.; BERTAZZON, S.; KNYDTSON, M.; GHALI, W. Comparison of distance measures in spatial analytical modeling for health service planning. **BMC Health Serv. Res.**, v.3, n.200, p.1–14, 2009.

SHI, P.; ZHANG, Y.; LI, Z.; LI, P.; XU, G. Influence of land use and land cover patterns on seasonal water quality at multi-spatial scales. **Catena**, v.151, p.182–190, 2017.

SILVA, R.F.B.; DE CASTRO, V.D.; NOSSACK, F.Á. et al. Slow-down of deforestation following a Brazilian forest policy was less effective on private lands than in all conservation areas. **Commun Earth Environ.**, v.4, n. 111, 2023.

SIMEDO, M. B. L. et al. The assessment of hydrological availability and the payment for ecosystem services: A pilot study in a Brazilian headwater catchment. **Water**, v. 12, n. 10, 2020.

SNIS - Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento. **Série histórica**. Ministério da Integração e do Desenvolvimento Regional. Disponível em: <<http://app4.mdr.gov.br/serieHistorica/>> Acesso em 15 Jan. 2024.

SOARES, D.R.; NAHSSEN, M.H.C.; SOARES, F.S.S.; MORALES, M.V.; RIGONATO, M.B.; GERMANO, A.D.; VALENTE, R.A. Conectividade estrutural da vegetação nativa para o planejamento da conservação florestal. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 4, e39811427492, 2022.

SOARES-FILHO, B. et al. Cracking Brazil's Forest Code. **Science**, v. 344, n. 6182, p. 363-364, 2014.

SONE, J. S. et al. Water provisioning improvement through payment for ecosystem services. **Science of the Total Environment**, v. 655, p. 1197–1206, 2019.

SPAROVEK, G.; REYDON, B.P.; PINTO, L.F.G.; GUIDOTTI, V.; FREITAS, F.L.M. DE; AZEVEDO-RAMOS, C.; GARDNER, T.; HAMAMURA, C.; RAJÃO, R.; CERIGNONI, F.; SIQUEIRA, G.P.; CARVALHO, T.; ALENCAR, A.; RIBEIRO, V. Who owns Brazilian lands? **Land use policy**, v.87, 2019.

STABILE, M. C.; GUIMARÃES, A. L.; SILVA, D. S.; RIBEIRO, V.; MACEDO, M. N.; COE M.T.; PINTO, E.; MOUTINHO, P.; ALENCAR, A. Solving Brazil's land use puzzle: increasing production and slowing Amazon deforestation. **Land Use Policy**, v.91, 2020.

STOATE, C.; BÁLDI, A.; BEJA, P.; BOATMAN, N.D.; HERZON, I.; VAN DOORN, A.; DE SNOO, G.R.; RAKOSY, L.; RAMWELL, C. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – a review. **J. Environ. Manag.** v.91, p.22–46, 2009.

STRAUCH, A.M.; KAPUST, A.R.; JOST, C.C. Impact of livestock management on water quality and streambank structure in a semi-arid, African ecosystem. **Journal of Arid Environments**, v.73, n.9, p.795–803, 2009.

SUN, L. et al. Ecological Compensation Estimation of Soil and Water Conservation Based on Cost-Benefit Analysis. **Water Resources Management**, v. 27, n. 8, p. 2709–2727, 2013.

TAKEDA, I.; FUKUSHIMA, A.; SOMURA, H. Long-term trends in water quality in an under-populated watershed and influence of precipitation. **Journal of Water and Environment Technology**, Tóquio, v. 7, n. 4, p. 293-306, 2009.

TALBERTH, J. et al. Pay for Performance: Optimizing public investments in agricultural best management practices in the Chesapeake Bay Watershed. **Ecological Economics**, v. 118, p. 252–261, 2015.

TANAKA, M.O.; SOUZA, A.L.T.; MOSCHINI, L.E.; OLIVEIRA, A.K. Influence of watershed land use and riparian characteristics on biological indicators of stream water quality in southeastern Brazil. **Agric. Ecosyst. Environ.**, v.216, p. 33-339, 2016.

TANIWAKI, R.H., CASSIANO, C.C., FILOSO, S., FERRAZ, S.F.B., CAMARGO, P.B., MARTINELLI, L.A. Impacts of converting low-intensity pastureland to high-intensity

bionergy cropland on the water quality of tropical streams in Brazil. **Sci. Total Environ.**, v. 584-585, p.339-347, 2017.

TAVARES, P.A.; BRITES, A.D.; GUIDOTTI, V.; MOLIN, P.G.; MELLO, K.; SANTOS, Z.L.; PINTO, L.F.G.; METZGER, J.P.; RODRIGUES, R.R.; JOLY, C.A.; SPAROVEK, G. Testing temporal benchmarks effects on the implementation of the new Brazilian Forest Act. **Environmental Science and Policy**, v.123, p.213–222, 2021.

TIWARI, T.; LUNDSTROM, J.; KUGLEROVA, L.; LAUDON, H.; OHMAN, K.; ÅGREN, A.M. Cost of riparian buffer zones: Acomparison of hydrologically adaptedsite-specific riparian buffers withtraditional fixed widths. **Water Resour.Res.**,v.52, p.1056–1069, 2016.

TOCKNER, K.; STANFORD, J.A. Riverine floodplains: present state and future trend. **Environ. Conserv.**, v.29, p.3, p. 308-330, 2002.

TONG, S.T.Y.; CHEN, W. Modeling the Relationship between Land Use and Surface Water Quality. **J. Environ. Manag.**, v.66, p.377–393, 2002.

TOWNSEND, P. V. et al. Multiple environmental services as an opportunity for watershed restoration. **Forest Policy and Economics**, v. 17, p. 45–58, 2012.

TRAN, C.P.; BONDE, R.W.; SMITH, A.J.; KLEPPEL, G.S. Land use proximity as a basis for assessing stream water quality in New York State (USA). **Ecol. Indic.**, v.10, p.727–733, 2010.

TWISA, S.; MWABUMBA, M.; KURIAN, M.; BUCHROITHNER, M. F. Impact of Land-Use/Land-Cover Change on Drinking Water Ecosystem Services in Wami River Basin, Tanzania. **Resources (Basel)**, v.9, n.4, p.37, 2020.

UNITED NATIONS WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME, UN-Water. 2023. The United Nations World Water Development Report 2023: **Partnerships and cooperation for Water**, UNESCO, 2023.

UNITED NATIONS WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME, UN-Water. 2018. The United Nations World Water Development Report 2018: **NatureBased Solutions for Water**. Paris, UNESCO, 2021.

VALENTE, M.L., CRUZ, J.C., BAGGIOTTO, C., CONSENSA, C.B. Influential factors in surface water quality in catchments within the Pampa biome with different land use. **Rev. Arvore**, v.39, n.6. p.1135–1145, 2015.

VALENTE, R. A. et al. A multicriteria evaluation approach to set forest restoration priorities based on water ecosystem services. **Journal of Environmental Management**, v. 285, 2021.

VALERA, C.A.; PISSARRA, T.C.T.; FILHO, M.V.M.; VALLE JÚNIOR, R.F.D.; OLIVEIRA, C.F.; MOURA, J.P.; SANCHES FERNANDES, L.F.; PACHECO, F.A.L. The Buffer Capacity of Riparian Vegetation to Control Water Quality in Anthropogenic Catchments from a Legally Protected Area: A Critical View over the Brazilian New Forest Code. **Water**, v.11, n.3, 2019.

VIANA, J.F.D.S.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; SRINIVASAN, R.; SANTOS, C.A.G.; MISHRA, M.; KALUMBA, A.M.; DA SILVA, R.M. Land Use and Land Cover Trends and Their Impact on Streamflow and Sediment Yield in a Humid Basin of Brazil's Atlantic Forest Biome. **Diversity**, v.15, 1220, 2023.

VIANI, R. A. G.; BRACALE, H.; TAFFARELLO, D. Lessons learned from the water producer project in the atlantic forest, Brazil. **Forests**, v. 10, n. 11, p. 1–20, 2019.

WALKER, B.; SALT, D. **Resilience Thinking: Sustaining Ecosystems and People in a Changing World**. Island Press, Washington, D.C. 2006.

WALSH, C. J.; ROY, A. H.; FEMINELLA, J. W.; COTTINGHAM, P. D.; GROFFMAN, P. M.; MORGAN, R. P. The urban stream syndrome: Current knowledge and the search for a cure. **Journal of the North American Benthological Society**, v.24, n.3, p.706–723, 2005.

WANG, M.; DUAN, L.; WANG, J.; PENG, J.; ZHENG, B. Determining the width of lake riparian buffer zones for improving water quality base on adjustment of land use structure. **Ecological Engineering**, v. 158, 2020.

WATANABE, M. D. B.; ORTEGA, E. Ecosystem services and biogeochemical cycles on a global scale: Valuation of water, carbon and nitrogen processes. **Environmental Science and Policy**, v. 14, n. 6, p. 594–604, 2011.

WILLAARTS, B. A.; VOLK, M.; AGUILERA, P. A. Assessing the ecosystem services supplied by freshwater flows in Mediterranean agroecosystems. **Agricultural Water Management**, v. 105, p. 21–31, 2012.

WOODBURY, P. B. et al. Improving water quality in the Chesapeake Bay using payments for ecosystem services for perennial biomass for bioenergy and biofuel production. **Biomass and Bioenergy**, v. 114, p. 132–142, 2018.

WUNDER, S. Revisiting the concept of payments for environmental services. **Ecol. Econ.**, v.117, p.234–243, 2015.

XU, R. **Measuring explained variation in linear mixed effects models**. *Statistics in medicine*, v.22, p. 3527-3541, 2003.

YIRIGUI, Y.; LEE, S.W.; NEJADHASHEMI, A.P.; HERMAN, M.R.; LEE, J.W. Relationships between riparian forest fragmentation and biological indicators of streams. **Sustainability**, v.11, n.10, p.1-24, 2019.

YUAN, Y.; BINGNER, R.L.; LOCKE, M.A. A review of effectiveness of vegetative buffers on sediment trapping in agricultural areas. **Ecohydrology**, v.2, p. 321-336, 2009.

ZABALA, M.E. et al. Hydrochemical assessment of Hydrological Environmental Services in the recharge area in the Southwest of Mexico City. **Environ Earth Sci** , v.76, n.113, 2017.

ZAIMES, G.N.; R.C. SCHULTZ; T.M. ISENHART. Stream Bank Erosion Adjacent to Riparian Forest Buffers, Row-Crop Fields, and Continuously-Grazed Pastures Along Bear Creek in Central Iowa. **Journal of Soil and Water Conservation**, v.59, n.1, p.19-27, 2004.

ZANELLA, M. A.; SCHLEYER, C.; SPEELMAN, S. Why do farmers join Payments for Ecosystem Services (PES) schemes? An Assessment of PES water scheme participation in Brazil. **Ecological Economics**, v. 105, p. 166–176, 2014.

ZEMKE, J.J.; ENDERLING, M.; KLEIN, A.; SKUBSKI, M. The influence of soil compaction on runoff formation. A case study focusing on skid trails at forested andosol sites. **Geosciences**, v.9, 2018.

ZHENG, H. et al. Benefits, costs, and livelihood implications of a regional payment for ecosystem service program. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 110, n. 41, p. 16681–16686, 2013.

ZUUR, A.F. et al. **Mixed effects models and extensions in ecology with R**. Springer Science + Business Media, 2009.