



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE**  
**UNIDADE ACADÊMICA DE ADMINISTRAÇÃO E**  
**CONTABILIDADE**  
**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ADMINISTRAÇÃO**



**MODELO MULTICRITÉRIO PARA PRIORIZAÇÃO DE**  
**INVESTIMENTOS EM SERVIÇOS AMBIENTAIS**

DISSERTAÇÃO DE MESTRADO

**MANOEL MARTINS DA COSTA JÚNIOR**

**CAMPINA GRANDE-PB – 2024**

**PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ADMINISTRAÇÃO**

**MANOEL MARTINS DA COSTA JÚNIOR**

**MODELO MULTICRITÉRIO PARA PRIORIZAÇÃO DE  
INVESTIMENTOS EM SERVIÇOS AMBIENTAIS**

Orientador: Prof. Dr. Fernando Schramm

Co-orientadora: Profa. Dra. Vanessa Batista Schramm

Projeto de Dissertação apresentado como pré-requisito para a obtenção do grau de Mestre em Administração do Programa de Pós-Graduação em Administração da Universidade Federal de Campina Grande.

**CAMPINA GRANDE-PB – 2024**

C837m

Costa Júnior, Manoel Martins da.

Modelo multicritério para priorização de investimentos em serviços ambientais / Manoel Martins da Costa Júnior. – Campina Grande, 2024.

150 f. : il. color.

Dissertação (Mestrado em Administração) – Universidade Federal de Campina Grande, Centro de Humanidades, 2024.

"Orientação: Prof. Dr. Fernando Schramm, Profa. Dra. Vanessa Batista Schramm".

Referências.

1. Gestão Social e Ambiental. 2. Serviços Ecológicos. 3. Serviços Ambientais. 4. Pagamento por Serviços Ambientais. 5. Análise de Decisão Multicritério. 6. Meio Ambiente – Decisões Sustentáveis. I. Schramm, Fernando. II. Schramm, Vanessa Batista. III. Título.

CDU 005.35(043)



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO  
**UNIVERSIDADE FEDERAL DE CAMPINA GRANDE**  
POS-GRADUACAO EM ADMINISTRACAO  
Rua Aprigio Veloso, 882, - Bairro Universitario, Campina Grande/PB, CEP 58429-900

## **FOLHA DE ASSINATURA PARA TESES E DISSERTAÇÕES**

**MANOEL MARTINS DA COSTA JÚNIOR**

"MODELO MULTICRITÉRIO PARA PRIORIZAÇÃO DE INVESTIMENTOS EM SERVIÇOS AMBIENTAIS"

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Administração (PPGA-UFCG) como pré-requisito para obtenção do título de Mestre em Administração.

Aprovado em: 25/03/2024

Prof. Dr. Fernando Schramm - PPGA/UFCG  
Orientador principal

Profa. Dra. Vanessa Batista Schramm - PPGA/UFCG  
Coorientadora

Profa. Dra. Patrícia Trindade Caldas - PPGA/UFCG  
Examinadora Interna

Prof. Dr. Renan Felinto de Farias Aires - PPGA/UFERSA  
Examinador Externo

Campina-Grande-PB, 2024



Documento assinado eletronicamente por **FERNANDO SCHRAMM, PROFESSOR(A) DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 27/03/2024, às 10:36, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).

---



Documento assinado eletronicamente por **VANESSA BATISTA SCHRAMM, PROFESSOR(A) DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 27/03/2024, às 10:44, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).

---



Documento assinado eletronicamente por **PATRICIA TRINDADE CALDAS, PROFESSOR(A) DO MAGISTERIO SUPERIOR**, em 05/04/2024, às 11:00, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).

---



Documento assinado eletronicamente por **Renan Felinto de Farias Aires, Usuário Externo**, em 10/04/2024, às 20:02, conforme horário oficial de Brasília, com fundamento no art. 8º, caput, da [Portaria SEI nº 002, de 25 de outubro de 2018](#).

---



A autenticidade deste documento pode ser conferida no site <https://sei.ufcg.edu.br/autenticidade>, informando o código verificador **4319121** e o código CRC **7FE66E8A**.

---

## AGRADECIMENTOS

Agradeço, primeiramente, a minha família por todo o apoio dado. Agradeço a minha mãe, Graça, inspiração de todo o sempre e minha maior incentivadora. Os meses de separação física valeram a pena! Agradeço ao meu pai, Manoel (*in memoriam*), que, apesar de sua longa ausência, suas palavras de incentivo ao estudo continuam ecoando em minha memória desde sempre.

Agradeço aos professores Fernando e Vanessa por toda paciência, compreensão e apoio fornecidos nesta jornada. Foi motivo de orgulho e inspiração tê-los como guias nessa minha volta à academia, e, sem isto, certamente tudo seria muito mais difícil. Seus valiosos ensinamentos e orientações foram essenciais para fazer de mim um melhor cientista e ser humano. Adicionalmente, agradeço a gentileza pelo espaço cedido na universidade para a condução da pesquisa, é uma dívida de gratidão que sempre terei com vocês. Embora nosso vínculo neste mestrado esteja se encerrando, saibam que fica uma amizade para todo o sempre!

Agradeço aos demais professores do PPGA, com quem tanto aprendi neste período. Cito, em especial, dois: Prof. Gesinaldo (Gil) e Profa. Lúcia. Prof. Gil, a quem também tive na minha banca de qualificação, contribuiu de forma esplêndida para minha formação científica e humana, sendo um exemplo para o exercício da profissão de docente. Profa. Lúcia, além de contagiar a todos com seu jeito de ser e ensinar, também me prestou apoio importante em outros projetos conduzidos neste programa. Agradeço aos demais, todos muito importantes também: Edvan, Irivaldo, Verônica e Fátima Martins.

Agradeço ao prof. Renan Aires por ter aceito o convite para ser meu avaliador externo, ocasião em que tive o prazer de conhecê-lo, e a Profa. Patrícia Caldas pela gentileza de aceitar compor esta banca de defesa. Muito obrigado pelas contribuições prévias e posteriores para este trabalho!

Agradeço aos meus colegas e amigos. Sei que foi um período breve, mas foi um prazer conhecer e conviver com vocês, primeiro, de forma online, depois, presencial. Cito nominalmente dois, Alisson e Kallinne, pelos momentos de apoio e angústia compartilhados, mas estendo a todos, os quais, de alguma forma, me inspiraram e me apoiaram. Nos encontraremos pelas estradas da vida.

Agradeço ao Prof. Flávio Lemenhe, um amigo que levei da graduação e, sem o qual, certamente eu não estaria aqui. Foram muitos anos torcendo para que eu continuasse minha formação, e, enfim, chegamos até aqui. Muito obrigado, amigo!

Por fim, agradeço à CAPES, pelo apoio financeiro dado a esta pesquisa, essencial para que eu a conduzisse com o tempo e a dedicação necessários.

A quem eu esqueci, peço perdão, mas sintam-se desde já abraçados.

# **MODELO MULTICRITÉRIO PARA AVALIAÇÃO E PRIORIZAÇÃO DE INVESTIMENTOS EM SERVIÇOS AMBIENTAIS**

## **RESUMO**

Este trabalho tem como objetivo propor um modelo que propicie a avaliação de programas/projetos de PSA no Brasil de uma forma integrada, entendível e viável, visando a atração de potenciais investidores. Para isso, foram estabelecidos os seguintes objetivos: caracterizar o cenário de PSA no Brasil; identificar as variáveis aplicadas na avaliação de programas ou projetos de PSA no Brasil; e desenvolver um modelo multicritério para apoiar decisões de investimento em programas/projetos implementados no âmbito da Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais – PNPSA. Os dois primeiros artigos caracterizaram-se como revisões sistemáticas de literatura, enquanto o último aplicou a metodologia multicritério, visando integrar os objetivos das múltiplas dimensões constituintes dos programas. Cada objetivo específico compreendeu um artigo científico. O primeiro artigo demonstrou que há um desenvolvimento recente de iniciativas, as quais são principalmente focadas em serviços ecossistêmicos hídricos e de carbono, sendo localizadas na Região Sudeste, e havendo uma grande dependência do poder público para implementação e financiamento. O segundo artigo identificou 55 variáveis de desempenho, que puderam ser agrupadas quanto aos objetivos das principais partes presentes no arranjo do PSA: provedores, pagadores, meio ambiente e arranjo institucional. Por fim, o terceiro artigo desenvolveu um modelo de análise multicritério através de quinze critérios de avaliação agrupados nas quatro dimensões identificadas no Artigo 2. O modelo foi aplicado para avaliar cinco programas reais existentes no Brasil, com a utilização de um método multicritério não compensatório, o PROMETHEE II, denotando um melhor desempenho do programa Reflorestar.

**Palavras-chave:** Serviços Ecossistêmicos. Serviços Ambientais. Pagamento por Serviços Ambientais. Análise de Decisão Multicritério. Meio Ambiente. Decisões Sustentáveis.



# **MULTI-CRITERIA MODEL FOR EVALUATION AND PRIORITIZING INVESTMENTS IN ENVIRONMENTAL SERVICES**

## **ABSTRACT**

This work aims to propose a model to enable the assessment of PES programs/projects in Brazil in an integrated, understandable and viable way, aiming to attract potential investors. To this end, the following objectives were established: characterize the PES scenario in Brazil; identify the variables applied in the assessment of PES programs or projects in Brazil; and develop a multi-criteria model to support investment decisions in programs/projects implemented within the scope of the National Policy for Payments for Environmental Services – PNPSA. The first two articles were characterized as systematic literature reviews, while the last one applied the multi-criteria methodology, aiming to integrate the objectives of the multiple dimensions that are present in the programs. Each specific objective comprised a scientific article. The first article demonstrated that there is a recent development of initiatives, which are mainly focused on water and carbon ecosystem services, being located in the Southeast Region, and with a great dependence on public authorities for implementation and financing. The second article identified 55 performance variables, which could be grouped according to the objectives of the main parties present in the PSA arrangement: providers, payers, environment and institutional arrangement. Finally, the third article developed a multi-criteria model using fifteen evaluation criteria grouped into the four dimensions identified in Article 2. The model was applied to evaluate five real programs existing in Brazil, using a non-compensatory multi-criteria method, the PROMETHEE II, denoting better performance of the Reflorestar program.

**Keywords:** Ecosystem Services. Environmental Services. Payment for Environmental Services. Multi-criteria Decision Analysis. Environment. Sustainable Decisions.

## LISTA DE FIGURAS

<b>Figura 1.</b> PSA segundo a concepção Coaseana .....	22
<b>Figura 2.</b> Características normalmente encontradas em programas de PSA .....	24
<b>Figura 3.</b> Etapas do processo de decisão multicritério .....	35
<b>Figura 4.</b> Processo de revisão sistemática de literatura do Artigo 1 .....	36
<b>Figura 5.</b> Processo de revisão sistemática de literatura do Artigo 2.....	38
<b>Figura 6.</b> Fluxograma do modelo proposto .....	39
<b>Figura 7.</b> Programas por Região .....	44
<b>Figura 8.</b> Objetivo principal de cada componente do PSA .....	46

## LISTA DE TABELAS

<b>Tabela 1.</b> Parâmetros de busca para artigos 1 e 2 .....	38
<b>Tabela 2.</b> Matriz de Amarração .....	40
<b>Tabela 3.</b> Framework de análise para o Artigo 1 .....	42
<b>Tabela 4.</b> Critérios utilizados no modelo .....	50
<b>Tabela 5.</b> Classificação das alternativas considerando diferentes cenários .....	52

## **LISTA DE ABREVIações**

<b>ANA</b>	Agência Nacional de Águas e Saneamento
<b>BNDES</b>	Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social
<b>CNPSA</b>	Cadastro Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais
<b>INVEST</b>	Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs
<b>MEA</b>	Millennium Ecosystem Assessment
<b>MCDA</b>	Multi-Criteria Decision Analysis
<b>NTFP</b>	Non-Timber Forest Products
<b>ODS</b>	Objetivos de Desenvolvimento Sustentável
<b>ONU</b>	Organização das Nações Unidas
<b>PCJ</b>	Piracicaba-Capivari-Jundiá
<b>PFPSA</b>	Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais
<b>PNPSA</b>	Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais
<b>PROMETHEE</b>	Preference Ranking Organization Method of Enrichment Evaluation
<b>PSA</b>	Pagamento por Serviços Ambientais
<b>PWS</b>	Payments for Watershed Services
<b>REDD+</b>	Reducing Emissions from Deforestation and Forest Degradation
<b>RSL</b>	Revisão Sistemática de Literatura
<b>TPL</b>	Triple Bottom Line
<b>UNFCC</b>	United Nations Framework Convention on Climate Change

## SUMÁRIO

<b>1</b>	<b>Introdução</b> .....	14
1.1	Contextualização .....	14
1.2	Motivação .....	17
1.3	Objetivos .....	19
1.4	Organização do trabalho .....	20
<b>2</b>	<b>Fundamentação Teórica</b> .....	21
2.1	Fundamentos conceituais e práticos do PSA .....	21
2.2	PSA no Brasil.....	26
2.3	Mensuração do desempenho do PSA .....	28
2.3.1	<i>Dimensões e métricas de avaliação</i> .....	28
2.3.2	<i>Análise de Decisão Multicritério aplicada ao PSA</i> .....	33
<b>3</b>	<b>Metodologia de Pesquisa</b> .....	36
<b>4</b>	<b>Resultados</b> .....	42
4.1	Caracterização das iniciativas de PSA no Brasil.....	42
4.2	Aspectos chave para avaliar o desempenho de projetos e programas desenvolvidos no âmbito da Política de PSA do Brasil.....	45
4.3	Um modelo para avaliação de Pagamento por Serviços Ambientais para fins de investimentos .....	48
<b>5</b>	<b>Considerações Finais</b> .....	53
5.1	Contribuições da pesquisa.....	54
5.2	Limitações da pesquisa .....	54
5.3	Sugestões para pesquisas futuras .....	55
	Referências Bibliográficas .....	57
	Apêndice I.....	70
	Apêndice II .....	95
	Apêndice III .....	122

# 1 Introdução

## 1.1 Contextualização

Os serviços ecossistêmicos podem ser definidos como os benefícios gerados pelos ecossistemas para a sociedade. Eles são normalmente divididos em quatro tipos (Lei 14,119, 2021): (i) provisão, referentes aos produtos utilizados para consumo ou comercialização; (ii) suporte, que mantém a perenidade da vida na terra; (iii) regulação, provendo a estabilidade dos processos ecossistêmicos; e, finalmente, (iv) culturais, referentes a benefícios não materiais providos pela natureza. Os serviços ambientais, por sua vez, são as atividades que visam a manutenção, recuperação ou melhoria dos serviços ecossistêmicos (Lei 14,119, 2021).

A emergência ambiental levou ao surgimento de um novo instrumento para estimular a preservação, que ficou denominado de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA). O papel do PSA é estimular as ações para melhoria de serviços ecossistêmicos, por meio de compensação financeira (Martino, Kondylis, & Zwager, 2017). Os programas/projetos de PSA estão agrupados nos chamados mecanismos baseados em incentivos, ou mecanismos baseados em mercado, enfatizando uma visão de eficiência de mercado para o gerenciamento de políticas ambientais diante da falha do Estado em fazer isso através de mecanismos tradicionais (Greenleaf, 2020; Ioris, 2010; Kull, Sartre, & Castro-Larrañaga, 2015).

O instrumento PSA começou a ter destaque a partir da década de 1990 (Kull et al., 2015) com o estabelecimento de programas/projetos em países tropicais em desenvolvimento, como Costa Rica (Chomitz, Brenes, & Constantino, 1999) e México (Muñoz-Piña, Guevara, Torres, & Braña, 2008), passando a ser adotado em todos os continentes (Wunder, Engel, & Pagiola, 2008). No Brasil, os primeiros programas/projetos surgiram a partir da década de 2000. Em 2012, o PSA passou a ser um instrumento previsto em lei com a aprovação do Novo Código Florestal (Lei 12,651, 2012). Em 2021, passou a vigorar a Lei 14.119/2021, que, entre outras determinações, estabeleceu a criação da Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA), o Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais (PFPSA) e a instituição de um Cadastro Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (CNPSA), visando registrar todas as transações do tipo envolvendo agentes públicos e privados, incluindo metodologias de valoração utilizadas (Lei 14,119, 2021).

A efetividade da PNPSA depende principalmente dos programas/projetos que são desenvolvidos no âmbito desta política. Entretanto, avaliar estes programas/projetos não é uma

tarefa fácil, visto que é preciso considerar diferentes aspectos (econômicos, sociais e ambientais, por exemplo), além dos riscos e incertezas envolvidas, uma vez que os resultados das ações, geralmente, só começam a ser percebidos no médio e longo prazo. O funcionamento do PSA é caracterizado pela interação entre processos naturais e antrópicos, o que, por um lado, faz com que haja uma constante presença da incerteza devido às diferenças de valores e perspectivas existentes no sistema social (Barton et al., 2018), e, por outro, torna instrumentos de avaliação unidimensionais pouco úteis para avaliação dos programas/projetos (Lima, Krueger, & García-Marquez, 2017).

De acordo com Muradian & Rival (2012), os serviços ecossistêmicos possuem uma natureza multidimensional, demandando instrumentos de governança multinível que englobem sua multiplicidade de atores e as diversas interrelações escalares. De fato, os programas/projetos possuem a necessidade da conciliação de interesses distintos e conflitantes, e seus resultados são dependentes do contexto em que estão inseridos, envolvendo aspectos políticos, econômicos, naturais, socioculturais e institucionais (Muradian et al., 2013). Isso faz com que seja necessária uma avaliação integrada, que entenda a interação entre o suprimento de serviços ecossistêmicos e os benefícios obtidos pelos agentes, desenvolvendo estratégias metodológicas que considerem a complexidade de seus processos (Villegas-Palacio, Berrouet, López, Ruiz, & Upegui, 2016).

A avaliação de decisões complexas envolve a consideração de aspectos tangíveis e intangíveis, na qual se torna impossível a obtenção de uma única decisão correta, em vez disto, são pesados os diferentes valores e julgamentos dos tomadores de decisão, os quais são capazes de fornecer diferentes respostas (Saarikoski et al., 2016). Diante disto, a utilização de Análise de Decisão Multicritério (MCDA, no acrônimo em inglês) torna-se uma alternativa para que seja possível a obtenção de um instrumento que lide com os diversos interesses existentes em um programa/projeto da PSA, uma vez que proporcionam uma estruturação do processo de decisão de forma transparente e consistente (Langemeyer, Gómez-Baggethun, Haase, Scheuer, & Elmqvist, 2016). Segundo Saarikoski et al. (2016), dentre as características que métodos multicritério preenchem para uma adequada avaliação dos serviços ecossistêmicos, está a capacidade de integração de múltiplas dimensões, incluindo aspectos ecológicos, econômicos, culturais e morais existentes em um problema de decisão.

Embora alguns estudos venham apontando as vantagens do uso de métodos multicritério para avaliação de serviços ambientais (Barton et al., 2018; Langemeyer et al., 2016; Saarikoski et al., 2016), as aplicações ainda são muito incipientes no cenário mundial, especialmente

quando a análise se concentra em programas/projetos de PSA efetivamente estabelecidos (Langemeyer et al., 2016). Em relação ao Brasil, há uma situação consonante com o encontrado por Langemeyer et al. (2016), com poucos estudos se valendo de métodos multicritério, e os que os utilizam, em grande parte, não o fazem sob a perspectiva da avaliação dos programas/projetos de PSA em operação no país. Porém, existe mais um agravante no cenário nacional: as poucas aplicações existentes normalmente carecem da adoção uma avaliação que congregue suas diferentes dimensões. Foram encontrados estudos que se concentram na priorização de áreas para geração de serviços ecossistêmicos considerando apenas fatores naturais ou outros fatores relacionados a eles (T. R. Lopes et al., 2022; Pissarra, Fernandes, & Pacheco, 2021).

A PNPSA não prevê um mecanismo para avaliar a efetividade dos programas/projetos de PSA. Além desta lacuna, é observado por alguns autores que, em um cenário similar ao encontrado em outros países da América Latina, se predomina a existência de investimentos públicos nos programas/projetos (Perevochtchikova, Castro-Díaz, Langle-Flores, & Ugalde, 2021). Outros trabalhos (Coelho, Gomes, Cassano, & Prado, 2021; Mamedes et al., 2023) observam uma concentração de determinados tipos de programas/projetos pouco equânime entre as regiões do país. Acerca destes dois aspectos, adota-se a premissa que somente com uma diversificação de fontes de investimento é possível que a PNPSA consiga cumprir o seu propósito, se estabelecendo como uma real alternativa aos mecanismos tradicionais de preservação. No entanto, para a construção de uma política de PSA eficiente e atrativa a potenciais investidores, é necessário que se ofereçam mecanismos baseados em evidências e adaptáveis aos processos de tomada de decisão (Bremer et al., 2020; Kroeger et al., 2019).

Desta forma, este trabalho se propõe à construção de um modelo multicritério para avaliação de programas/projetos ambientais visando a atração de investimentos no âmbito do PSA. Para isto, se percorreu o seguinte percurso: partiu-se de um mapeamento geral do cenário de PSA no Brasil através de revisão da literatura desenvolvida sobre o tema, identificando suas principais características e lacunas. Em seguida, uma nova revisão da literatura permitiu a identificação das variáveis avaliativas existentes no tocante a todas as dimensões dos programas/projetos. Por fim, foi proposto o modelo multicritério para avaliação e priorização de programas/projetos ambientais. O modelo é baseado no método PROMETHEE II (Preference Ranking Organization Method of Enrichment Evaluations). Para ilustrar o funcionamento do modelo, foi realizada uma aplicação numérica para avaliar cinco programas de PSA já estabelecidos no Brasil.



Com isso, pretende-se responder a seguinte questão de pesquisa: como desenvolver um modelo que avalie os programas/projetos de PSA de uma forma integrada, entendível, e que não demande grandes esforços para obtenção de dados por parte dos tomadores de decisão?

## **1.2 Motivação**

A sociedade atual já sente as consequências de muitas décadas de exploração de recursos naturais. Em 2005, o programa de pesquisas sobre mudanças ambientais e tendências para as próximas décadas, Millennium Ecosystem Assessment (MEA), que tem apoio das Nações Unidas, publicou um relatório no qual alertava para a alteração dos ecossistemas de uma forma nunca vista na história, carregando, com isso, uma perda imensurável em termos de diversidade natural (Millenium Ecosystem Assessment, 2005).

Decorrente disso, várias nações passaram a desenvolver medidas para mitigar a degradação dos ecossistemas, sendo uma delas o instrumento de PSA. A principal motivação para adoção do instrumento PSA, em diferentes nações, é a emergência ambiental sublinhada anteriormente, que chama a atenção do mundo para o esgotamento dos recursos e a incapacidade de renovação do planeta, e coloca riscos a continuidade da vida na Terra, comprometendo os benefícios que a humanidade obtém dos ecossistemas (Garrastazú et al., 2015). O PSA também é visto como uma política que pode contribuir para o alcance dos chamados Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODSs), um conjunto de 17 objetivos e 169 metas, estabelecidos pela Organização das Nações Unidas (ONU) em 2015, que buscam promover o desenvolvimento mundial em seu tripé ambiental-econômico-social através do alcance da chamada Agenda 2030 (Resolution 70/1, 2015).

Os ODSs trouxeram à tona a necessidade de integrar agendas antigamente consideradas distintas e trabalhadas de forma separada pelos governos e organizações, sendo o PSA um dos instrumentos indicados para a promoção de ações neste sentido (Porrás, Mohammed, Ali, Ali, & Hossain, 2017). Um recente estudo publicado por Li et al. (2023) observou que as atuais tendências de pesquisa no campo do PSA mostram uma contribuição para todos os 17 ODSs, especialmente o ODS13, ODS14 e ODS15, os quais tratam da ação contra mudança no clima, vida na água e vida terrestre, respectivamente, mas também objetivos ligados ao desenvolvimento socioeconômico. Os autores concluem que a integração dos ODSs à política de PSA pode ser um importante subsídio para melhorar a configuração e implementação dos programas.

No Brasil, a adoção do PSA pode servir como estratégia para garantir o cumprimento da legislação ambiental vigente, a exemplo do Código Florestal (Trevisan, Schmitt-Filho, Farley, Fantini, & Longo, 2016), superando problemas de fiscalização em determinadas regiões. Para Libanio (2015), as estratégias de PSA devem ser consideradas como instrumentos complementares necessários para preencher lacunas na política convencional, baseada em programas de financiamento ou na aplicação de instrumentos rígidos de controle direto. Börner, Wunder, Wertz-Kanounnikoff, Hyman, & Nascimento (2014) destacaram a possibilidade dos programas de PSA compartilharem os custos do cumprimento da lei, tornando as políticas de conservação mais palatáveis para os proprietários de terras, pois desempenharia um papel de uma política de recompensas e representaria uma alternativa para suavizar a aplicação de medidas que reduziriam suas receitas econômicas líquidas (Börner, Marinho, & Wunder, 2015).

Diante do exposto, considera-se que o PSA pode ser uma política ambiental alternativa viável no Brasil com os seguintes propósitos: assegurar a preservação ambiental em áreas onde a aplicação da lei é dificultosa, como a fronteira amazônica; incentivar a manutenção de um comportamento ambiental positivo, ou provocar uma mudança daqueles que adotam práticas agressivas ao meio ambiente, fornecendo alternativas de renda compatíveis com a preservação ambiental; incentivar a redução do déficit ambiental de produtores rurais, especialmente àqueles de baixa renda, os quais não possuem condições financeiras de cumprir com as leis ambientais; e promover a inclusão social e fortalecimento socioeconômico de comunidades tradicionais, povos indígenas e quilombolas, assentados da reforma agrária, ribeirinhos, pescadores artesanais, ou quaisquer classificação que compreenda grupos desfavorecidos da sociedade. Em relação aos dois últimos pontos, tem-se que a política de PSA busca, como seu objetivo principal, promover a sobrevivência humana e o desenvolvimento através da melhoria dos serviços ecossistêmicos, desta forma, a promoção do desenvolvimento sustentável pelo PSA deve ser a chave para a avaliação das políticas e para a tomada de decisão (Li et al., 2023).

No entanto, para que seja possível uma adoção consistente, representativa e prolongada com vias da obtenção de resultados efetivos, é necessário um suporte financeiro que também seja consistente. Embora a aplicação do PSA no Brasil já possua certa maturidade, com diversas iniciativas em mais de vinte anos de experiência, o percurso percorrido e as conclusões obtidas quanto ao seu sucesso variam muito a depender do exemplo selecionado. Um exemplo de sucesso é o programa Conservador das Águas, em Extrema, Minas Gerais, que conta tanto com financiamento público e de fontes privadas (Richards et al., 2015). Por outro lado, programas importantes foram descontinuados pela falta de financiamento, como por exemplo o

Proambiente, programa pioneiro surgido no Pará em 2000 (Hall, 2008). Problemas de gestão também foram apontados, a exemplo do Produtor de Água no PCJ (Piracicaba-Capivari-Jundiaí), existente nas cidades paulistas de Joanópolis e Nazaré Paulista, que não conseguiu ter continuidade após a experiência-piloto (Viani, Bracale, & Taffarello, 2019).

Atualmente, o poder público é uma das principais fontes de financiamento de PSA, mas para que a política se sustente é importante encorajar a participação de outros atores, uma vez que mesmo o estabelecimento da PNPSA não promoveu grandes avanços em termos de fontes de recursos estáveis, pois seu arcabouço legal não estabelece uma destinação de recursos permanente do Orçamento Federal para suporte aos programas existentes ou implementação de novas iniciativas. Desta forma, se não forem estabelecidas novas alternativas de apoio financeiro para o fortalecimento e expansão da PNPSA, deve ser mantido um cenário de irregularidade, com alguns programas sendo mais efetivos do que outros, além de ser um fator limitante para que o PSA consiga ser aplicado em todas as regiões do país, ao invés da atual concentração em determinados biomas.

Na perspectiva de atores privados, o investimento em PSA deve ser precedido por uma análise de investimento, que requer informações confiáveis a respeito das ações que estão sendo desenvolvidas e/ou propostas. Considerando ainda investidores privados, outro fator importante que restringe seus dispêndios é a incerteza acerca do futuro (Suich, Lugina, Muttaqin, Alviya, & Sari, 2017). No caso do PSA, a incerteza tem origem na sua caracterização como um instrumento que congrega uma relação complexa entre processos biológicos e o capital humano (Muradian et al., 2013).

Por outro lado, há uma oferta latente de investimentos verdes em busca de novas opções de aplicação, devido às exigências da sociedade de comprometimento por parte de todos os setores quanto à agenda sustentável (van Marrewijk, 2003). Acredita-se que a proposição de modelos que possam vir a subsidiar as decisões, particularmente de agentes privados, sobre investimentos em projetos e/ou programas ambientais pode incentivar a sua diversificação, qualificação e expansão, corroborando, assim, com o fortalecimento da PNPSA.

### **1.3 Objetivos**

Propor um modelo que propicie a avaliação de programas/projetos de PSA no Brasil de uma forma integrada, entendível e viável, visando a atração de potenciais investidores.

Como objetivos específicos, têm-se:

- Caracterizar o cenário das iniciativas de PSA implementadas no Brasil;
- Identificar as principais variáveis aplicadas na avaliação de desempenho de programas ou projetos de PSA no Brasil;
- Desenvolver um modelo multicritério para apoiar decisões de investimento em programas/projetos ambientais implementados no âmbito da Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais – PNPSA.

#### **1.4 Organização do trabalho**

Na Seção 2, é apresentada a fundamentação teórica, contendo uma abordagem conceitual sobre as origens teóricas e como se desenvolveu a aplicação prática do PSA, uma descrição do cenário atual de programas e projetos de PSA existentes no Brasil, os principais aspectos que vêm sendo utilizados para mensuração do desempenho em relação ao PSA, e, finalmente, é discorrido sobre a utilidade da aplicação de uma avaliação integrada e de ferramentas multicritério no tocante aos programas/projetos de PSA. Na Seção 3, é apresentada a metodologia da pesquisa, que explica, de uma forma geral a metodologia seguida na pesquisa que resultou nos três artigos que compõem esta dissertação. Na Seção 4, são apresentados, de forma resumida, os resultados obtidos por esta pesquisa, os quais estão detalhados, na forma dos artigos científicos desenvolvidos, nos Apêndices I, II e III. Finalmente, na Seção 5 são apresentadas as considerações finais, com as respectivas contribuições práticas e teóricas, limitações da pesquisa e sugestões para trabalhos futuros.

## 2 Fundamentação Teórica

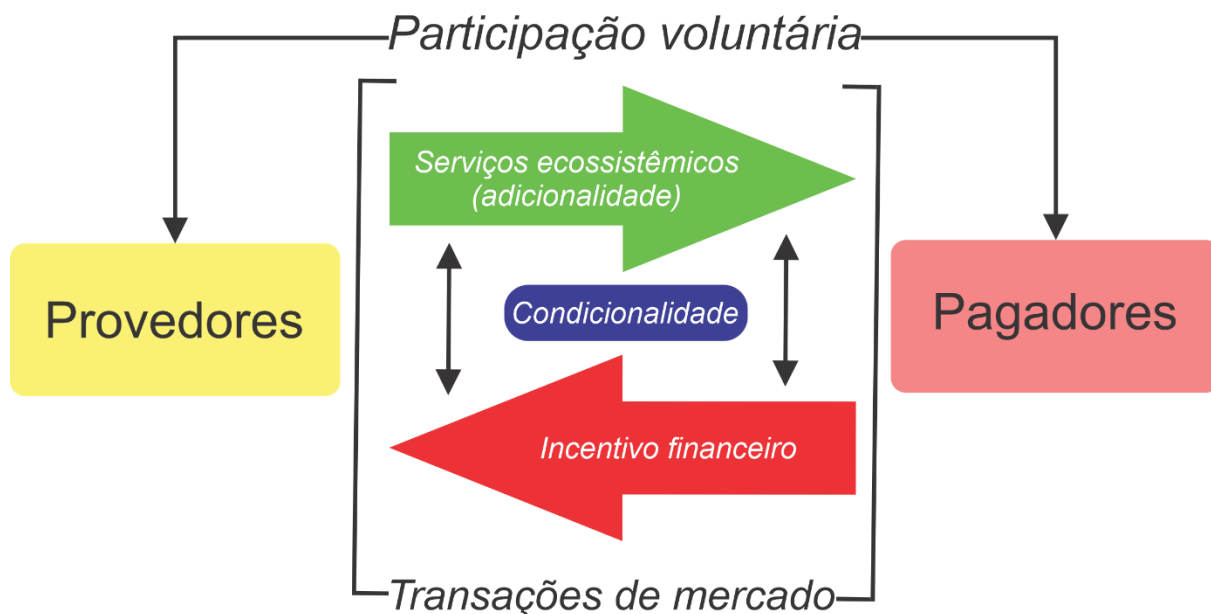
### 2.1 Fundamentos conceituais e práticos do PSA

A base teórica no qual se desenvolveu o PSA advém do economista Ronald Coase, que publicou em 1960 um artigo denominado “O problema do custo social”. Neste trabalho, o autor enfatiza que, em um cenário de baixos custos de transação e direitos de propriedade bem definidos, uma parte que causasse um dano colateral a outra poderia barganhar com o afetado para chegar a uma decisão econômica ótima, sem a necessidade da intervenção de um terceiro ator (Coase, 1960). No texto, o autor faz uma crítica a outro economista, Arthur Pigou, cujo trabalho enfatizou o papel do Estado em estimular ou desestimular atividades e comportamentos através de restrições e encorajamentos, como taxas e recompensas (Pigou, 1932).

O pensamento de Pigou materializou-se nas tradicionais políticas ambientais de comando-e-controle, com foco no desincentivo a atividades que causavam qualquer tipo de dano ambiental. A noção Coaseana, por outro lado, focou na transformação de valores não mercadológicos dos serviços prestados pela natureza em incentivos econômicos, havendo vantagens econômicas de eficiência quando estes serviços fossem incorporados em transações puras de mercado (Gómez-Baggethun, de Groot, Lomas, & Montes, 2010). Não obstante, a ideia do PSA ganhou ênfase a partir década de 1990, em um cenário de popularização da noção de que os mercados eram a forma mais eficiente de garantir a regulação das políticas ambientais devido à falha do Estado em fazê-lo (Ioris, 2010; Kull et al., 2015).

A definição mais conhecida de PSA é dada por Wunder (2005), fiel aos princípios Coaseanos. Segundo este autor, programas de PSA são transações voluntárias entre pelo menos um provedor e pelo menos um comprador de um serviço ecossistêmico bem definido, e que tenha sua produção garantida pelo provedor. Sua ideia básica é a de que os beneficiários de um determinado serviço ecossistêmico podem compensar seus provedores através dos mercados (Gómez-Baggethun et al., 2010). O PSA, de acordo com a definição de Wunder (2005) e a teoria Coaseana, pode ser compreendido a partir de quatro princípios básicos: externalidade, condicionalidade, voluntariedade e adicionalidade. A Figura 1 apresenta uma estrutura típica de um PSA conforme os princípios Coaseanos:

# Externalidade Ambiental



**Figura 1.** PSA segundo a concepção Coaseana

Fonte: elaborado pelo autor (2024)

O PSA Coaseano possui seu funcionamento configurado como uma típica transação de mercado, na qual ambas as partes aderem voluntariamente. O provedor fornece serviços ecossistêmicos, pelo qual é remunerado pelos pagadores de forma condicional.

Externalidades são definidas por Coase (1960) como os benefícios ou prejuízos causados de forma externa e não intencional como consequência de uma determinada atividade. Essas externalidades “podem” afetar inclusive o próprio autor da ação, em um processo que ficou conhecido como “internalizar as externalidades” – por exemplo, quando o proprietário de uma terra passa a adotar práticas mais sustentáveis, que restrinjam ou cessem a atividade econômica que ali era desenvolvida por ele, passando a ter perdas econômicas. Neste caso, serviços ecossistêmicos são vistos como externalidades positivas quando conseguem ser avaliados em termos econômicos, e são incorporados à tomada de decisão econômica (Gómez-Baggethun et al., 2010). No PSA Coaseano, a externalidade positiva, sob a forma do serviço ecossistêmico fornecido, adquire valor econômico (é Commodificada), podendo assim ser transacionada entre as partes.

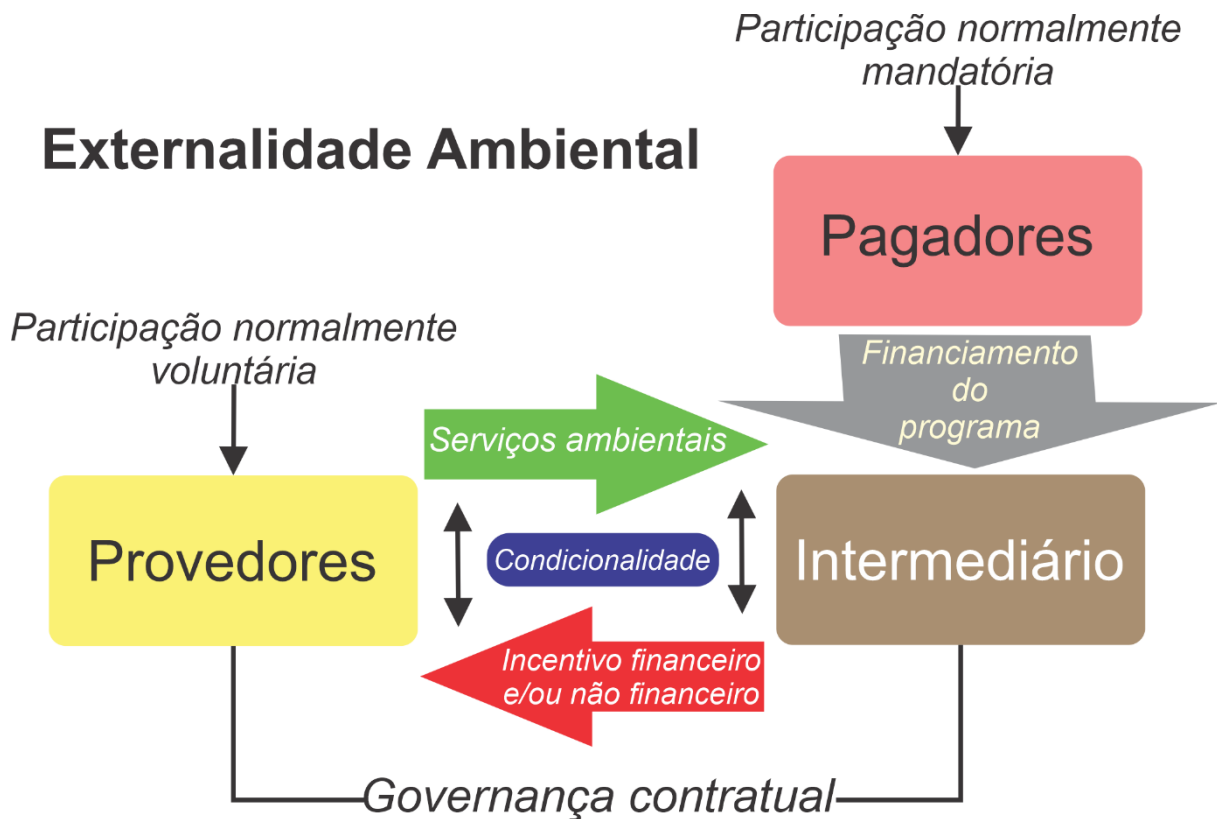
A condicionalidade, por sua vez, é o princípio que obriga a adoção de atividades que visem a manutenção ou melhoria dos serviços ecossistêmicos, e, em caso contrário, a existência de sanções por não cumprimento (Börner et al., 2010; Ma et al., 2017). No PSA Coaseano, a

condicionalidade depende principalmente da garantia de provisão do serviço ecossistêmico acordado entre as partes, somente a partir da qual o provedor recebe a remuneração do pagador.

A voluntariedade diz respeito à participação voluntária daqueles que compõem o programa, não havendo obrigação de fazê-lo. Assim, assume-se que um proprietário de terra que desenvolve uma determinada atividade econômica só irá aderir ao programa de PSA se for economicamente vantajoso em relação a suas atividades correntes. Com isso, o PSA evita que os participantes passem a fazer parte em detrimento a outros meios financeiramente mais vantajosos (Börner et al., 2010; Börner, Wunder, & Giudice, 2016; Schulz, 2020). No PSA Coaseano, a voluntariedade na adesão de ambas as partes à transação econômica é condição essencial: o provedor só participa se for economicamente vantajoso, e o pagador apenas se houver a garantia da prestação do serviço.

Por fim, a adicionalidade é a garantia de que haja uma melhoria real na produção do serviço ecossistêmico em relação à situação corrente ou hipotética (*status quo*), que, normalmente, é utilizada como referência para comparação e determinação dos resultados dos programas (Delacote, Le Velly, & Simonet, 2022; Fiorini, Mullally, Swisher, & Putz, 2020; Garrett, Grabs, Cammelli, Gollnow, & Levy, 2022; Ruggiero, Metzger, Tambosi, & Nichols, 2019; van Oosterzee, Blignaut, & Bradshaw, 2012). Nos programas de PSA Coaseanos, a adicionalidade é garantia essencial para a implantação de um programa em determinado local, pois é sua existência que torna viável o dispêndio de recursos por parte dos pagadores.

No entanto, o desenvolvimento dos programas de PSA no mundo divergiu de modo significativo de seu conceito original (Gómez-Baggethun et al., 2010). Mesmo Wunder (2015), dez anos após seu primeiro conceito, reconheceu que programas de PSA baseados nos princípios Coaseanos eram extremamente difíceis de serem encontrados, e reformulou a sua conceituação, abandonando a noção de comprador e vendedor de serviços ambientais ou ecossistêmicos e substituindo-a por usuários e provedores. Também centrou a operação na gestão e não na garantia da prestação dos serviços. A motivação para isso derivou da aplicação de políticas baseadas em incentivos em vários países, o que evidenciou as diferenças entre a teoria original e a prática, principalmente sobre alguns aspectos básicos dos programas: voluntariedade, condicionalidade, adicionalidade, estrutura e operacionalização. A Figura 2 apresenta algumas características que têm sido costumeiramente encontradas em programas de PSA:



**Figura 2.** Características normalmente encontradas em programas de PSA

Fonte: elaborado pelo autor (2024)

Ao contrário da transação de mercado Coaseana, o que se efetiva é uma relação contratual, onde os pagadores podem ter pouca ou nenhuma influência sobre a condução dos programas, e os intermediários tornam-se preponderantes. O tipo de intermediário mais presente nos programas é o poder público, exercendo os papéis de arrecadador de fundos, implementador ou copatrocinador de projetos (Perevochtchikova et al., 2021). No caso de programas financiados pelo governo, os agentes públicos acabam agindo em nome dos usuários do serviço, ou assumem diretamente a função de comprador (Engel, Pagiola, & Wundel, 2008).

A primeira característica que se mostrou diferente na relação entre conceito e prática foi a voluntariedade. Wunder et al. (2008) e Filoche (2017) observaram que, nos programas financiados pelo governo, o aspecto voluntário seria apenas parcial, por causa das cobranças que normalmente são materializadas por meio de taxas obrigatórias entre os usuários, ou mesmo considerando as contribuições mandatórias dos cidadãos ao orçamento público. Além disso, Wunder et al. (2008) encontrou casos de participação obrigatória mesmo por parte dos provedores, além de financiamento apenas parcial pelos usuários, mesmo em programas com



características de cobrança direta, além de estruturas híbridas, misturando financiamento governamental e dos usuários.

Vários autores identificaram também uma compreensão “ampliada” da condicionalidade, especialmente nos países em desenvolvimento (Angelsen, 2017; Börner, Mendonza, & Vosti, 2007; Pereira, 2010). A literatura chama de “objetivos colaterais”, “programas multiobjetivos” ou estratégias “ganha-ganha”, e referem-se a metas formais, normalmente efetivadas a partir do processo de planejamento e seleção de participantes, que não estão diretamente relacionadas com a oferta de serviços ecossistêmicos. Alguns tipos de objetivos secundários comuns são: o alívio da pobreza (Cisneros, Börner, Pagiola, & Wunder, 2022; Palmer, Souza, Laray, Viana, & Hall, 2020; Rendón Thompson et al., 2013; Reutemann, Engel, & Pareja, 2016; Sunderlin, Sassi, Ekaputri, Light, & Pratama, 2017); equidade social (Cisneros et al., 2022); sobrevivência cultural (Sunderlin et al., 2017); desenvolvimento econômico (Engel et al., 2008; Pereira, 2010); melhoria de governança (Engel et al., 2008); ordenamento do território e classificação fundiária (Pokorny & Pacheco, 2014); criação de emprego (Bremer et al., 2020; Wunder et al., 2008), etc.

Outra diferença sobre o conceito “puro” de PSA diz respeito à garantia de melhorias na prestação dos serviços ecossistêmicos como condição básica a ser recompensada, ou seja, da condicionalidade. Na prática, os programas de PSA adotaram pagamentos antecipados, sendo estes “ex-ante” ou “baseados em esforços” (Salles, Salinas, & Paulino, 2017), normalmente seguidos por outras recompensas distribuídas ao longo do tempo, de acordo com a duração dos contratos, mas ambos com uma característica comum: estão mais relacionadas às atividades realizadas ou interrompidas em virtude da atuação do programa (serviços ambientais), ou mesmo a um suporte inicial às intervenções necessárias, do que aos serviços ecossistêmicos melhorados/mantidos em virtude das respectivas ações.

Skutsch et al. (2014) listaram as vantagens dos pagamentos baseados em esforços em termos de viabilidade técnica, aceitação política e custos mais baixos. Existem duas razões principais para isso: primeiro, por ser essencial para a atratividade dos programas, especialmente entre os agricultores pobres, devido à sua dependência dos rendimentos da terra e restrições de capital (Corbera, Estrada, May, Navarro, & Pacheco, 2011; Richards, Petrie, Christ, Ditt, & Kennedy, 2020), e, portanto, para permitir-lhes iniciar efetivamente as ações demandadas pelo PSA (Gebara, 2013). Em segundo lugar, as dificuldades técnicas e/ou temporais de medir os resultados em termos de serviços ecossistêmicos, devido à natureza de alguns deles (por exemplo, efeitos na qualidade ou quantidade hídrica), como o tempo

necessário para que determinados efeitos se tornem aparentes, a quantidade de fatores a serem isolados, ou a complexidade para traçar aspectos de uma linha de base “pré-intervenção” e um cenário contrafactual para uma comparação de resultados (Wunder et al., 2008). Este último aspecto, assim como a consideração de objetivos adicionais pelos implementadores, também tornou menos preponderante a utilização da adicionalidade como fator para determinar a implementação ou continuidade dos programas.

## **2.2 PSA no Brasil**

Os programas são normalmente classificados de acordo com o seu escopo principal, aparecendo na literatura quatro tipos principais: Serviços de Floresta e Carbono; Serviços de Bacia; Serviços de Biodiversidade; e Serviços de Paisagem (Simedo et al., 2020).

Os programas do tipo Floresta e Carbono são direcionados para manutenção de áreas florestais preservadas numa ótica de diminuição ou compensação das emissões, ou manutenção dos estoques de dióxido de carbono através da ausência do desmatamento, com serviços ecossistêmicos ligados à regulação climática (Angelsen, 2017). Alguns programas permitem a exploração sustentável da floresta, principalmente dos chamados produtos florestais não-madeireiros (NTFP, no acrônimo em inglês), ou até mesmo o desmatamento seletivo, e possuem comumente, como objetivo secundário, a preservação da biodiversidade (Silva-Muller, 2022).

No caso dos Serviços de Bacia, o direcionamento é para a manutenção do equilíbrio do ciclo hidrológico, como regulação da produção e qualidade hídrica (Yu et al., 2020), através de ações de regeneração e conservação florestal, ou de combate de processos erosivos via preservação do solo e estímulo a atividades produtivas mais sustentáveis, como agrofloresta e pastagem rotativa. Suas ações se concentram em áreas ribeirinhas ou de encostas, as quais são mais críticas para os objetivos dos programas (Saad, Silva, Ponette-González, Silva, & Rocha, 2021).

Programas de Serviços de Biodiversidade atuam para a preservação de biomas nativos e combate à extinção de espécies ameaçadas (Tagliari, Moreira, & Peroni, 2019), evitando desequilíbrios nas cadeias biológicas, entre outros aspectos. Por fim, Serviços de Paisagem estão intrinsecamente ligados à caracterização dos serviços ecossistêmicos culturais, ou seja, com aspectos intangíveis, como a beleza cênica e a recreação (Perevochtchikova et al., 2019). Os dois últimos tipos de programa são mais raros de existirem como objetivos principais de PSA, sendo mais comumente encontrados como objetivos secundários de Programas de

Floresta e Carbono e Serviços de Bacia (Mamedes et al., 2023; Riva, Paes-De-Souza, & Talamini, 2022).

No Brasil, a segmentação de distribuição do PSA por tipo é direcionada de acordo com a região e o bioma específico existente. Na Região Amazônica, predominam os programas de Floresta e Carbono, principalmente devido ao relativo estado de preservação deste bioma, em relação aos demais biomas encontrados no país, com menores pressões por desmatamento e uma lei mais rígida na exigência de manutenção de reservas dentro das propriedades (Börner et al., 2010). Esses programas de PSA, normalmente, têm vinculação com um programa global de compensação das emissões evitadas de carbono conhecido como REDD+, sigla em inglês para Redução de Emissões de Desmatamento e Degradação Florestal, estabelecido pela Convenção para Mudanças Climáticas das Nações Unidas (UNFCCC, no acrônimo em inglês).

São programas que visam o pagamento por créditos gerados via mercados de negociação direta, como o acordo firmado entre o governo do Acre e o mercado da Califórnia (Greenleaf, 2020), ou fundos internacionais. Neste segundo caso, tem-se como exemplo o Fundo Amazônia, administrado pelo BNDES (Banco Nacional de Desenvolvimento Econômico e Social) e mantido através de repasses dos governos da Alemanha e da Noruega (Angelsen, 2017; Fearnside, 2012), cujas doações servem para financiar programas como o Bolsa Floresta, no estado do Amazonas (Silva-Muller, 2022).

Outro tipo de programa comum no país, Serviços de Bacia (PWS, no acrônimo em inglês), também é o pioneiro em termos de aplicação sob princípios claros de PSA. Programas deste tipo estão concentrados em regiões próximas ao litoral do país, especialmente nas regiões Sudeste e Sul (Coelho et al., 2021), onde estão as duas aglomerações metropolitanas mais populosas do país, São Paulo e Rio de Janeiro, concentrando, no geral, uma intensa pressão populacional.

O bioma dominante nesta área é a Mata Atlântica, que, ao contrário da Amazônia, foi intensamente degradada desde a chegada dos europeus ao país, e, atualmente, possui apenas 20% de sua cobertura original (Motta & Ortiz, 2018; Scarano & Ceotto, 2015). A primeira iniciativa conhecida do tipo foi o programa Conservador das Águas, da cidade mineira de Extrema, estabelecido em 2005, que logrou êxitos em adotar medidas de recuperação das matas ciliares e do solo em áreas rurais, visando contribuir para melhorias na base Piracicaba-Capivari-Jundiáí, responsável pelo abastecimento da Região Metropolitana de São Paulo (Jardim & Bursztyn, 2015; Richards et al., 2015).

Os Programas de Serviços de Bacia ganharam um apoio federal através da Agência Nacional de Águas e Saneamento (ANA), via a iniciativa denominada Produtor de Água. É um programa que tem o objetivo de prestar apoio de iniciativas de mesma natureza, porém de menor amplitude, estabelecidas no âmbito de estados e municípios. O Produtor de Água envolve diversos tipos de arranjos institucionais, desde mais simples até mais complexos, e procura estimular ações preventivas que visam a redução dos custos de tratamento e controle do uso em regiões onde a aplicação da lei é mais difícil (Libanio, 2015).

A grande maioria dos programas de PSA no país são aplicados em áreas rurais, tal como acontece em outros países. Quando se trata de programas hídricos, o foco é combater fontes de poluição difusa (Libanio, 2015), ou seja, que não possuem uma localização exata e/ou bem definida. No caso de programas de Floresta e Carbono, o foco é no desmatamento em áreas onde a posse de terra é compartilhada (ex. comunidades tradicionais) (Skutsch et al., 2014), ou qualquer outra situação em que os causadores não podem ser identificados e punidos de uma forma clara e diferenciada. Há casos também de programas de PSA em zonas urbanas, tal como o apresentado em Dias, Lange, & Magalhães (2022), que trata de um programa estadual em Minas Gerais que compensa catadores de material reciclável pelo trabalho realizado dentro das cidades, sendo considerado um programa de PSA urbano.

## **2.3 Mensuração do desempenho do PSA**

### **2.3.1 *Dimensões e métricas de avaliação***

A efetividade de um programa de PSA é definida como a capacidade de causar impactos no campo de atuação (Lambin et al., 2014), no entanto, este impacto tem sido medido de forma diversa na literatura, tanto intra como interdimensional. O principal fator que provoca diferença na avaliação dos programas é o fato deles se constituírem, na maioria das vezes, como multidimensionais, ou seja, agruparem mais de um propósito ou preocupação em sua atuação. A consideração do impacto do PSA é mensurada principalmente em termos ambientais, sociais e econômicos, cada uma com suas particularidades, mas que, algumas vezes, se entrelaçam em variáveis conjuntas. Um exemplo de entrelaçamento é a mensuração da custo-efetividade, encontrada em estudos como de Fiorini et al. (2020), no qual os resultados ambientais (em termos de hectares restaurados de floresta) são comparados com os custos incorridos nas

referidas ações, obtendo uma noção da viabilidade da iniciativa. No entanto, a maior parte dos estudos toma considerações individuais de acordo com a dimensão específica abordada.

Em termos ambientais, uma primeira consideração é a de que os estudos pendulam entre um sentido de análise mais próximo da adicionalidade no sentido Coaseano, mensurando efeitos diretos ou previstos das ações nos serviços ecossistêmicos, ou adotando uma perspectiva mais alinhada com as métricas comumente adotadas pelos implementadores dos programas para a divulgação dos seus resultados, e, por vezes, para vinculação dos pagamentos diretos. Neste caso, há uma consideração do obtido em termos de serviços ambientais. Além disto, existem outros aspectos a serem considerados que podem diferenciar o teor das análises, como o escopo temporal da abordagem em relação aos programas ou a perspectiva econômica adotada pelos autores para avaliar os serviços ecossistêmicos.

A principal variável *ex-ante* a ser considerada é a localização, que pode ser colocada de duas formas: qual a principal contribuição de uma área determinada para a geração do serviço ecossistêmico pretendido, desconsiderando-se fatores de risco antropogênicos; ou, qual a importância da área em termos de adicionalidade ambiental, ou seja, absorvendo considerações a respeito do potencial de degradação mediante a inexistência do programa. O primeiro aspecto é potencialmente importante para a aplicação de programas de Serviços de Bacia, os quais a contribuição para a bacia hidrográfica e a distância do local de intervenção para cursos de água denotam influência distinta sobre o resultado pretendido. Além disto, estudos mostram que fatores topográficos ou geológicos também determinarão a contribuição da área de intervenção para a geração do serviço de qualidade e produção hídrica (T. R. Lopes et al., 2022; Pissarra et al., 2021). Em relação ao outro ponto, a priorização, considerando-se o fator de adicionalidade, pode ser mensurada tomando-se por base fatores históricos ou previstos de mudança do uso da terra em determinada região, ou fatores econômicos de produção como: distância para mercados, aplicação da força de trabalho, custos associados à atividade econômica etc. (Cisneros et al., 2022; Delacote & Angelsen, 2015).

Assim como em relação à localização, os efeitos de um tipo de ação específica a ser adotada também contribuem de forma distinta para a geração do serviço ecossistêmico, e este efeito pode ser igualmente simulado de forma prévia como fator de priorização de ações, especialmente em relação a Pagamento por Serviços de Bacia (Saad et al., 2021; Sone et al., 2019; Zolin et al., 2014). Para os demais programas, a importância *ex-ante* do tipo de ação diminui, uma vez que elas costumam ter um caráter responsivo às necessidades da área, e

possuem um portfólio de recomendações menos diversificado e mais claro quando a sua contribuição para o serviço ecossistêmico visado pelas iniciativas.

Com o programa efetivamente em operação, o tipo de efeito direto que se pretende ou é possível de ser medido também variará durante o tempo. Para programas de Serviços de Bacia, de Biodiversidade, ou até mesmo de Paisagem, no curto prazo, é factível ou possível apenas a mensuração direta dos serviços ambientais na forma das intervenções praticadas pelos programas, referindo-se a totais de área restaurada e conservada. Além disto, podem ser incorporadas medidas de adicionalidade legal (ganho ambiental além do exigido pela lei) (Ruggiero et al., 2019) e de conectividade florestal, especialmente para programas objetivando benefícios de biodiversidade (Viani, Braga, Ribeiro, Pereira, & Brancalion, 2018).

Para os programas de PSA de Bacia, Biodiversidade e de Paisagem que adotem medidas de restauração, o efeito direto sobre o serviço ecossistêmico só costuma ser perceptível a partir de um determinado prazo, o que o inviabiliza como fator de valoração ambiental imediata, porém, eles são monitorados e mensurados durante a existência dos programas. Em programas de serviços de Biodiversidade e Paisagem, efeitos podem ser medidos através da qualidade da constituição florestal, presença de espécies invasoras, inventários de fauna e flora etc. (Melo, Delevati, Costa, & Lobo, 2021; Melo, Delevati, Putzke, & Lobo, 2016). Para programas de Serviços de Bacia, são considerados os efeitos sobre a contenção de processos erosivos, além de outras medidas de qualidade e quantidade hídrica (Figueiredo et al., 2021; Fiore, Bardini, & Novaes, 2017). É importante citar que os efeitos ecossistêmicos de programas voltados para questões hídricas são mais fáceis de serem “previstos” do que medidos de forma efetiva, devido à quantidade de fatores externos, inusuais ou extraordinários que precisam ser considerados e isolados para que se obtenha o real efeito do programa, criando dificuldades técnicas, e somando-se a outras questões, como restrições orçamentárias (Lima et al., 2017).

Os programas de Serviços de Carbono possuem características próprias, pois os seus efeitos, seja em termos de redução das emissões, incremento nos estoques ou sequestro do CO<sub>2</sub> atmosférico, não são medidos de forma tangível e direta, mas sim calculados através de metodologias preestabelecidas e validadas que consideram fatores como o tamanho da área, as características biotípicas e etárias da vegetação e do solo, o tipo de ação performada/restringida e o seu respectivo impacto sobre os estoques/emissões de carbono, também através de cálculos já existentes e utilizados na literatura especializada (Salles et al., 2017).

Outros efeitos, de escopo mais amplo até do que a própria abrangência dos programas, precisam ser medidos com o tempo, como índices de permanência das ações e de vazamento

(Reutemann et al., 2016; West, Börner, Sills, & Kontoleon, 2020). O primeiro possui uma amplitude temporal que ultrapassa e é especialmente verificada a partir do encerramento dos contratos, já o segundo é obtido a partir do monitoramento de áreas que não estão inseridas nos programas, visando identificar possíveis “migrações” de atividades de degradação impedidas pelo PSA em sua área de intervenção. São fatores mitigadores que podem até mesmo reverter resultados positivos medidos previamente, mas que também estão sujeitos a dificuldades operacionais e costumam ser pouco implementados.

As avaliações sociais dos programas possuem um escopo direcionado para dois polos distintos: a análise das motivações intrínsecas dos provedores e o efeito dos programas sobre as condições socioeconômicas dos participantes. Os objetivos sociais possuem importância distinta quanto à determinação do sucesso do PSA, a depender do tipo de programa, seus critérios de seleção de provedores e tipos de agentes envolvidos, mas podem ter grande protagonismo, principalmente quando entidades públicas são as principais fiadoras ou implementadoras das iniciativas (Wunder et al., 2008).

Como um dos princípios do PSA é a voluntariedade, a atratividade, ex-ante e ex-post, se mostra muito importante. A principal variável ex-ante é a propensão a participar, sendo influenciada por diversos fatores, e podendo ser mensurada diretamente, através de levantamentos de campo sobre preferências declaradas ou valoração de condições oferecidas (Motta & Ortiz, 2018; Richards, Kennedy, Lovejoy, & Brancalion, 2017; Zanella, Schleyer, & Speelman, 2014), e, indiretamente, a partir da exploração de aspectos impulsionadores ou restritivos encontrados (Kim-Bakkegaard, Jacobsen, Wunder, & Thorsen, 2017). Assim como em outras dimensões, existem diversas variáveis que transitam por diferentes momentos da operação, podendo ser medidas como indicativos de aspectos distintos a depender do objetivo que é pretendido. A motivação para conservar e a confiança nos proponentes do programa são aspectos que indicam uma maior propensão a participar, mas também podem ser utilizadas em um estágio final de contrato como indicadores positivos para a permanência das ações realizadas (Palmer et al., 2020).

Os efeitos nos participantes após a implementação do programa somente são acessíveis no médio e longo prazo, incluindo-se a verificação do impacto no bem-estar e na inclusão socioeconômica, através de dados diretos, ou uma mensuração subjetiva de satisfação com o programa (Sunderlin et al., 2017). Em um período mais curto, o máximo que instrumentos de avaliação podem adotar são medidas intuitivas de melhorias sociais, como valores e duração de

contratos, ou critérios sociais e equitativos de participação e distribuição dos pagamentos etc. (Ezzine-de-Blas, Börner, Violato-Espada, Nascimento, & Piketty, 2011).

Um efeito importante apontado em alguns trabalhos, que se mostra presente principalmente em programas de Serviços de Carbono e pode ser utilizado como um potencializador de melhorias para provedores, é a existência dos chamados pagamentos indiretos, no curto prazo, e, muitas vezes como uma consequência destes, o fortalecimento comunitário, no longo prazo, este último típico da aplicação coletiva do PSA (Silva-Muller, 2022). A partir deles, pode-se intuir uma perpetuação de melhorias para além do período de atuação do programa, uma vez que geralmente incluem medidas de provisão de serviços básicos, melhorias de infraestrutura, e o desenvolvimento, diversificação ou aprimoramento de atividades econômicas que reflitam um melhor equilíbrio com o meio ambiente (Schneider, Coudel, Cammelli, & Sablayrolles, 2015).

A variável ligada ao caráter econômico dos programas, a qual possui um escopo transversal e crítico perante todo o processo pré, durante e pós implementação, é a avaliação de seus custos. Os programas acarretam custos desde suas etapas de planejamento, constituição de equipe administrativa, técnica e operacional, diagnóstico ambiental, análises de viabilidade, seleção de áreas e provedores-alvo, lançamento de editais e documentos, reuniões e workshops etc., até a efetiva implementação das ações, a negociação e o pagamento dos contratos, o monitoramento dos resultados, a aplicação de sanções etc. (Santos et al., 2020). Com o fim do contrato, os implementadores podem optar por renegociá-los, e mesmo que o programa seja encerrado definitivamente, recomenda-se a manutenção de um acompanhamento para garantir que os resultados permaneçam perante o tempo, e se observe a ocorrência de vazamentos. Todas elas sendo atividades que geram custos.

Permeando as etapas descritas está o mapeamento dos custos de transação, os quais ações para a sua mitigação podem demandar uma operação mais enxuta, visando uma avaliação positiva do programa (Börner et al., 2015; Libanio, 2015). Um aspecto ainda pouco presente na literatura, mas também importante, é o referente da propensão a participar para o elo dos pagadores, tratando-se da propensão a pagar, uma variável de avaliação ex-ante. Assim como a avaliação direta do potencial de participação dos provedores, para a propensão a pagar podem ser utilizados experimentos de preferências declaradas, como métodos de avaliação contingente ou experimentos de escolha (P. F. M. Lopes & Villasante, 2018; Machado, Mattedi, Dupas, Silva, & Vergara, 2016). Por fim, alguns estudos buscam estimar os benefícios econômicos



através da provisão de custos consequentes da degradação que são evitados a partir das ações dos programas (Kroeger et al., 2019; Saad et al., 2021).

### ***2.3.2 Análise de Decisão Multicritério aplicada ao PSA***

Os programas de Pagamento por Serviços Ambientais envolvem uma série de interesses distintos, os quais podem ser observados a partir das partes componentes de sua estrutura de governança. Por este motivo, estão inseridos no que podem ser chamados de sistemas antrópico-ambientais, os quais possuem características multidimensionais e dependem de processos interativos entre as partes, uma vez que o uso da terra é produto não apenas de fatores biofísicos, mas também de interesses econômicos e aspectos socioculturais (Lima et al., 2017). Uma das características mais perceptíveis desse entrelaçamento de processos é a incerteza existente, a qual não deriva apenas dos fatores ligados à natureza, os quais, por si só, já carregam uma incerteza intrínseca, mas também da presença indissociável e decisiva de valores sociais (Muradian, 2013).

Os principais determinantes da incerteza são o número de perspectivas a serem consideradas, a extensão e complexidade dos sistemas sociais e dos ecossistemas abordados (Barton et al., 2018). A estrutura básica de um programa, mesmo sob a concepção Coaseana, congrega pelo menos duas partes importantes, as quais são indispensáveis para o funcionamento de um PSA, possuindo interesses próprios: os provedores e os pagadores de serviços ambientais. No entanto, a inviabilização do conceito de mercado, dada a complexidade e os custos de negociações individualizadas entre os participantes, enfatizou o surgimento de estruturas mais diversificadas, com um papel importante de intermediários, principalmente na representação dos pagadores, demandando uma coordenação eficaz na administração dos programas (Muradian, 2013; Vatn, 2010). Além do papel de pagadores, provedores e intermediários, o propósito principal do PSA continua sendo o seu efeito nos serviços ecossistêmicos, sendo influenciado pelas motivações das três partes anteriores.

Diversos estudos identificaram que a priorização de critérios potencialmente positivos para determinados componentes do PSA poderia causar efeito restritivo no interesse ou no resultado das demais. Por exemplo, o programa poderia oferecer condições ou adotar estratégias que atraíssem, em sua grande maioria, provedores já habituados a preservar, prejudicando a noção de adicionalidade ambiental (Greenleaf, 2020; Ioris, 2010; Lambin et al., 2014; Pereira, 2010; Trevisan et al., 2016). Ao mesmo tempo, a priorização de objetivos sociais também

poderia desviar o foco do PSA da obtenção de resultados ambientais (Wunder et al., 2008). Por outro lado, áreas com grande potencial para geração de serviços ecossistêmicos ou oferecimento de condições muito favoráveis aos provedores poderiam requerer altos pagamentos, sendo consideradas inviáveis para os financiadores dos programas (Delacote et al., 2022). Tendo em vista tais objetivos conflitantes, os modelos de avaliação para suporte à decisão devem considerar todos estes aspectos, sob o risco de não serem úteis (Lima et al., 2017).

De acordo com Barton et al. (2018), os métodos de avaliação de serviços ecossistêmicos podem ser agrupados em cinco categorias: métodos de mapeamento; modelagem biofísica; avaliações socioculturais; avaliações monetárias; e, por fim, métodos de síntese. Os quatro primeiros agrupamentos estão confinados a aspectos específicos dos programas: o mapeamento e a modelagem estão relacionados com potenciais ecossistêmicos ou mensuração de respostas às ações direcionadas para o seu melhoramento; as avaliações socioculturais medem aspectos qualitativos e valores intrínsecos; as avaliações monetárias se concentram em fatores econômicos. No entanto, diferentemente dos anteriores, os métodos de síntese congregam diferentes indicadores, buscando assim reduzir a incerteza sobre as alternativas, por isso são os mais adequados para avaliação de programas de PSA.

Estes últimos incluem o mapeamento e modelagem integrados, através de ferramentas como o INVEST (Integrated Valuation of Environmental Services and Tradeoffs), o desenvolvimento de cenários, a análise de custo-benefício, e a Análise de Decisão Multicritério (MCDA) (Barton et al., 2018). A Análise de Decisão Multicritério tem como objetivo a estruturação de decisões complexas, as quais impactam diferentes dimensões, sejam elas sociais, ambientais ou econômicas (V. B. S. Silva, Morais, & Almeida, 2010). Sua premissa é a de que soluções de compromisso devem ser encontradas, uma vez que é impossível a maximização de objetivos distintos ao mesmo tempo quando se lida com situações multidimensionais, como decisões a respeito da sustentabilidade (Munda, 2008).

De acordo com Saarikoski et al. (2016), os processos de MCDA compreendem, em geral, seis etapas distintas (Figura 3): (i) a identificação do problema de decisão; (ii) a estruturação do problema de decisão; (iii) a mensuração da performance e ranqueamento das alternativas; (iv) a extração dos valores das partes interessadas; (v) a sintetização dos resultados através de um modelo matemático; e, (vi) a análise de sensibilidade. Segundo os mesmos autores, a principal vantagem da Análise de Decisão Multicritério sobre outros métodos agregativos na avaliação de serviços ecossistêmicos está na capacidade de ir além da mera valoração monetária, possuindo a capacidade de avaliar aspectos intangíveis, como questões

culturais e de identidade, sendo mais compatíveis com o pluralismo de valores normalmente existente dentro de uma situação-problema.



**Figura 3.** Etapas do processo de decisão multicritério

Fonte: adaptado de Saarikoski et al. (2016)

Em complemento, Barton et al. (2018), ao explicitar as principais propostas de estudo existentes para avaliação de serviços ecossistêmicos, observa que o conjunto de métodos ao qual está inserida a Análise de Decisão Multicritério é especialmente indicada para o que ele chama de “propósitos decisivos”. Dentro dessa categoria, estão incluídos aspectos como a estruturação de um problema de decisão e a identificação de critérios para filtragem e classificação de alternativas, e tem como principal objetivo a identificação de preferências sobre determinadas opções de decisão.

O cenário da utilização de Análise de Decisão Multicritério relacionado aos serviços ecossistêmicos se mostra bastante diversificado, porém, com uma maior ênfase na avaliação de práticas de gerenciamento ou priorização de locais do que na análise propriamente dita de programas de PSA. A revisão conduzida por Langemeyer et al. (2016) cita, entre outros, estudos destinados à: avaliação de valor econômico total de um lugar; avaliação de práticas de uso da terra; avaliação de programas de PSA; avaliação de opções de restauração; priorização de investimentos; seleção de local ou programa; avaliação de aptidão do uso da terra; avaliação da gestão de recursos hídricos; avaliação de diferentes políticas ambientais; avaliação de gestão florestal sustentável; avaliação da gestão de parque ambiental; ao planejamento de desenvolvimento regional; restauração de planícies aluviais; avaliação de serviços ecossistêmicos sob diferentes usos da terra; avaliação de impacto ambiental etc.

Deste modo, identifica-se uma importante lacuna a ser explorada para permitir um avanço na teoria e uma demonstração prática da aptidão de abordagens MCDA para o suporte à decisão envolvendo programas/projetos já implementados.

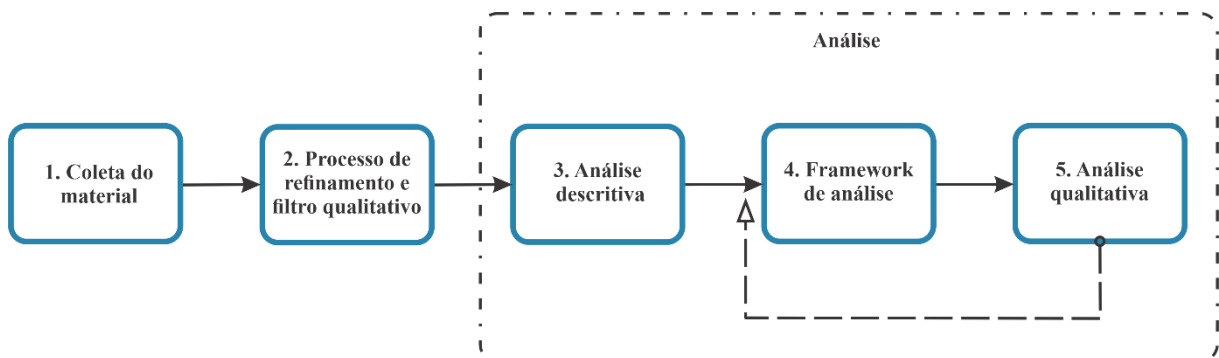
### 3 Metodologia de Pesquisa

Este estudo teve como objetivo geral propor um modelo multicritério para de avaliação e priorização de programas/projetos ambientais para apoiar decisões de investimento no âmbito do PSA.

Em termos metodológicos, a pesquisa se caracteriza por conter etapas exploratórias e descritivas, assim como qualitativas e quantitativas, de acordo com cada um dos seus objetivos específicos, os quais foram estruturados em termos de três artigos científicos distintos.

O procedimento de análise adotado para o primeiro e o segundo objetivos específicos da pesquisa (correspondentes aos Artigos 1 e 2) foi uma Revisão Sistemática de Literatura (RSL) com uma natureza qualitativa. A RSL tem como propósito sintetizar a pesquisa existente sobre um determinado tema, organizando-a em dimensões e categorias de análise para responder a uma questão ou hipótese de pesquisa e contribuir para o desenvolvimento teórico do tema (Snyder, 2019). No entanto, os dois artigos conservam algumas diferenças.

O Artigo 1, cujo objetivo é caracterizar o cenário das iniciativas de PSA implementadas no Brasil, tem um escopo principalmente descritivo. De acordo com Gil (2008), o objetivo das pesquisas descritivas é a caracterização de uma população ou fenômeno. Neste caso, seu objetivo principal foi a descrição das principais características dos programas de PSA encontrados no Brasil, a partir da orientação de um framework de análise, tendo como principal resultado um entendimento do desenvolvimento da aplicação da política de PSA no país, assim como o seu cenário corrente, sendo uma importante base para o desenvolvimento da proposta principal da dissertação. Para a filtragem dos artigos, foi adotado um procedimento composto por cinco passos, extraído do trabalho de Cicciù, Schramm, & Schramm (2022) (Figura 4):



**Figura 4.** Processo de revisão sistemática de literatura do Artigo 1

Fonte: elaborado pelo autor (2024)

Em relação à etapa do filtro qualitativo, conservaram-se para análise apenas artigos que tratavam, total ou parcialmente, de programas que fossem desenvolvidos no Brasil. Além disso, foram excluídas análises que promoviam apenas discussões legais, e revisões de literatura cujo propósito não era o de mapear iniciativas existentes no país. Tais filtros foram aplicados em duas etapas, primeiro, com a leitura dos títulos, resumos e palavras-chave, depois, com a leitura completa dos artigos remanescentes.

O Artigo 2, cujo objetivo é identificar as principais variáveis aplicadas na avaliação de desempenho de programas ou projetos de PSA no Brasil, possui um escopo exploratório, dado seu objetivo de identificar variáveis de desempenho abordadas ou utilizadas na literatura sobre o PSA no Brasil. Gil (2008) afirma que as pesquisas exploratórias buscam o esclarecimento de ideias com vias de obter uma precisão maior para problemas e hipóteses a serem desenvolvidos em estudos posteriores. O principal resultado almejado pelo trabalho foi o entendimento das relações e influências existentes entre as variáveis, de que forma elas contribuíam para o desempenho dos programas/projetos, e como poderiam ser agrupadas em termos de dimensões, uma vez que ele serviria como principal fonte de dados para o terceiro e último artigo, que corresponde ao principal objetivo da dissertação. Para isso, foi realizada uma leitura das seções de metodologia, resultados, discussão e conclusão dos artigos, visando identificar os principais aspectos enfatizados, avaliados ou utilizados para a mensuração do desempenho dos programas.

O principal filtro utilizado para a seleção dos artigos foi a consideração da centralidade do PSA como objetivo de análise das pesquisas e a não caracterização como revisões de literatura. O processo de filtragem do Artigo 2 compreendeu três etapas, considerando a exclusão inicial de artigos, ainda na base de periódicos, e a aplicação dos critérios de filtragem apresentados em dois momentos subsequentes: primeiro, a partir da leitura de títulos, resumos e palavras-chave, depois, com a leitura completa dos artigos (Figura 5). A análise dos artigos, em si, compreendeu duas etapas distintas: primeiro foi realizada uma análise descritiva objetivando traçar as características gerais da literatura analisada, e, por fim, foi realizada a análise qualitativa dos artigos, onde as variáveis de desempenho foram identificadas e agrupadas conforme sua importância hierárquica e o tipo de influência que exerciam.

A classificação hierárquica dividiu as variáveis em cinco níveis, com o primeiro compreendendo as dimensões, o segundo representando as variáveis, ditas principais, que contribuíam diretamente para o desempenho em uma determinada dimensão, e, entre o terceiro e o quinto níveis, as variáveis, ditas secundárias, que, sucessivamente, se auto influenciavam e influenciavam o desempenho das variáveis principais. Finalmente, essa influência poderia ser

positiva, negativa ou ambígua. Quando a influência era positiva, um melhor desempenho em uma respectiva variável secundária ou principal significava um desempenho igualmente positivo em sua variável ou dimensão subsequente. Quando a influência era negativa, ocorria o contrário: um melhor desempenho na variável implicava em um desempenho pior na variável ou dimensão subsequente. A influência ambígua ou indeterminada era dependente de condições específicas de aplicação.



**Figura 5.** Processo de revisão sistemática de literatura do Artigo 2

Fonte: elaborado pelo autor (2024)

Ambos os Artigos 1 e 2 tiveram como fonte de dados uma busca na base Web of Science™, a qual se mostra robusta quando são analisados campos de pesquisa com uma evolução proeminente a partir da década de 1990 (Battisti & Salini, 2013; Choudhri, Siddiqui, Khan, & Cohen, 2015). Como pode ser observado em revisões de literatura anteriores, os estudos sobre PSA têm como característica seu desenvolvimento a partir de 1990 (Yu et al., 2020). Os parâmetros de busca para os dois artigos foram os mesmos (Tabela 1), porém, a principal diferença entre as duas pesquisas foi que, para o Artigo 1 foram considerados apenas trabalhos que tratavam de programas de PSA em efetiva operação, ou seja, abordagens ex-post, enquanto para o Artigo 2 foram considerados, além dos artigos com abordagem ex-post, também os que tratavam do PSA segundo uma abordagem ex-ante, em uma perspectiva anterior à sua implantação.

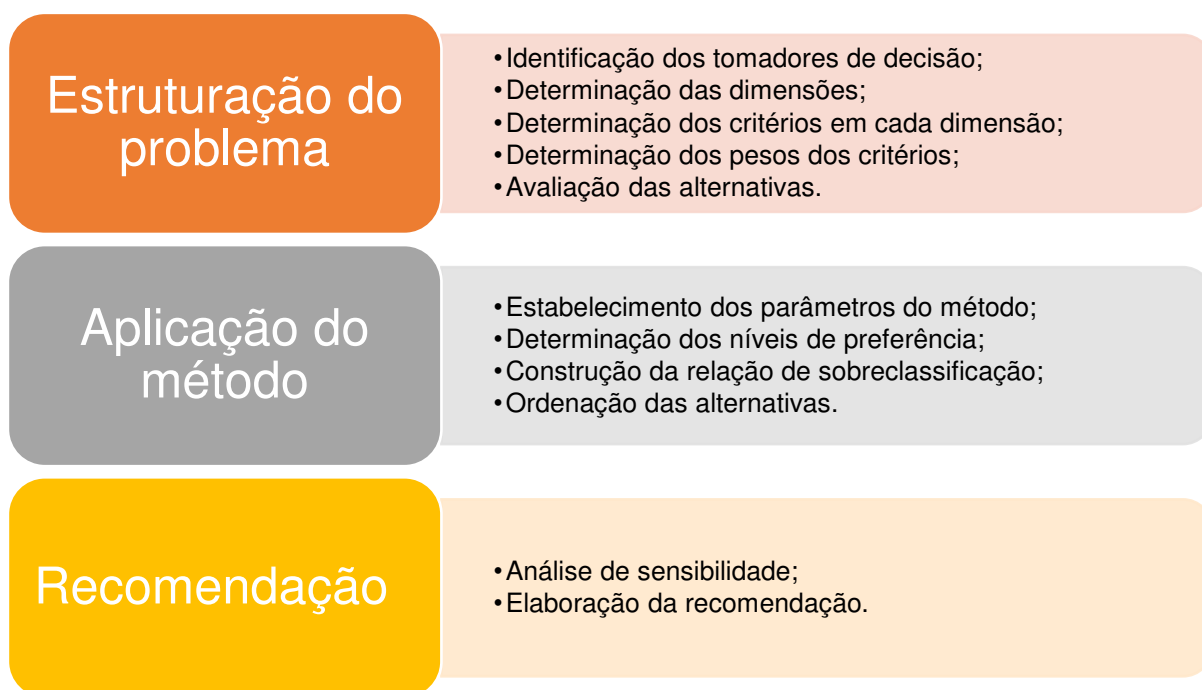
**Tabela 1.** Parâmetros de busca para artigos 1 e 2

Parâmetros	Entrada
Consulta de pesquisa	((TS=("ecosystem service*" OR "environmental service*")) AND TS=(payment*)) AND TS=(Brasil* OR Brazil*)

Índices	Science Citation Index Expanded (SCI-EXPANDED), Social Sciences Citation Index (SSCI), Emerging Sources Citation Index (ESCI), Arts & Humanities Citation Index (A&HCI)
Tipo de documento	“Artigo” ou “revisão”
Intervalo de tempo	Não aplicado
Linguagens	Inglês e português

Nota. Elaborado pelo autor (2024)

O Artigo 3 possui o propósito do desenvolvimento de um modelo multicritério para apoiar decisões de investimento em programas/projetos ambientais implementados no âmbito da Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais – PNPSA. O modelo é baseado no método PROMETHEE II, que faz uma agregação não compensatória das avaliações em cada critério. Seu desenvolvimento respeitou três fases principais: estruturação do problema, a análise (aplicação do método) e a recomendação, com suas respectivas subetapas (Figura 6):



**Figura 6.** Fluxograma do modelo proposto

Fonte: elaborado pelo autor (2024)

O Artigo 3 possui duas fases de pesquisa, uma qualitativa e outra quantitativa. A fase qualitativa corresponde ao processo da estruturação da decisão-problema, com fases como a identificação dos decisores e alternativas, das dimensões de análise e da filtragem dos critérios, a partir dos resultados do Artigo 2. A fase quantitativa, por sua vez, refere-se ao processo da

avaliação das alternativas, com a aplicação do método multicritério, e a posterior análise de sensibilidade.

Visando cumprir o objetivo de reduzir os esforços necessários para obtenção de dados por parte dos tomadores de decisão, o critério predominante de seleção foi a existência de fontes únicas que contivessem o maior número de critérios, ou o maior detalhamento possível sobre um determinado programa. Para a seleção da fonte primordial de dados utilizada, e quando não foi possível obter todos os critérios provindos de uma única fonte, foi adotada uma ordem preferencial por relatórios oficiais provenientes dos próprios programas, de seus implementadores, ou instituições parceiras. Para alguns critérios, o dado foi obtido do aparato legislativo, quando existente, que suportava o programa. A literatura científica sobre os programas foi utilizada em último caso, quando estritamente necessário ou conveniente.

Para todos os casos, foi possível a obtenção de dados para alimentação do modelo unicamente com buscas na internet, de uma forma menos ou mais dificultosa, a depender da diversidade de fontes necessárias para o preenchimento dos dados necessários para cada programa.

Os aspectos metodológicos descritos estão apresentados, de forma resumida, conforme a Matriz de Amarração metodológica de Mazzon (Telles, 2001) (Tabela 2):

**Tabela 2.** Matriz de Amarração

Artigos	Objetivos Específicos	Natureza da Pesquisa	Método de Pesquisa	
			Fonte de Dados	Técnica aplicada
Artigo 1	Caracterizar o cenário das iniciativas de PSA implementadas no Brasil	Análise descritiva qualitativa	Web of Science	Revisão Sistemática de Literatura
Artigo 2	Identificar as principais variáveis aplicadas na avaliação de desempenho de programas ou projetos de PSA no Brasil	Análise exploratória qualitativa	Web of Science	Revisão Sistemática de Literatura
Artigo 3	Desenvolver um modelo multicritério para apoiar decisões de investimento em programas/projetos ambientais implementados no âmbito da Política	Análise descritiva quali-quantitativa	Leis, artigos científicos, relatórios e publicações oficiais dos programas	Análise de Decisão Multicritério



---

Nacional de  
Pagamentos por  
Serviços  
Ambientais –  
PNPSA

---

*Nota.* Elaborado pelo autor (2024), com base em Telles (2001)

## 4 Resultados

Nesta seção, serão apresentados os principais resultados, de acordo com cada objetivo da pesquisa, os quais foram desenvolvidos sob a forma de três artigos científicos. São eles: “Caracterização das iniciativas de Pagamento por Serviços Ambientais no Brasil” (Apêndice I); “Aspectos chave para avaliar o desempenho de projetos e programas desenvolvidos no âmbito da Política de Pagamento por Serviços Ambientais do Brasil” (Apêndice II); e “Um modelo para avaliação de Pagamento por Serviços Ambientais para fins de investimentos” (Apêndice III).

### 4.1 Caracterização das iniciativas de PSA no Brasil

Para este trabalho, foram analisados, a partir da leitura integral dos artigos, 62 trabalhos que tratavam de programas de PSA já estabelecidos no país. A análise descritiva denotou um desenvolvimento recente de trabalhos, com o primeiro artigo sendo publicado somente em 2008 e um maior interesse científico ocorrendo após 2014. O principal periódico em número de trabalhos foi *Ecological Economics*. A maioria dos artigos analisados adotou uma perspectiva de análise institucional, seguida pela ambiental, e, em menor presença, a social e a econômica.

Os artigos foram analisados por meio de um framework (Tabela 3), o qual foi construído inicialmente com categorias advindas da leitura prévia de trabalhos teóricos e revisões de literatura anteriores, mas que foi sendo complementado a partir de características identificadas na leitura dos trabalhos utilizados na revisão. Ao todo, foram constituídas 11 dimensões de análise. Para a fase de aplicação do framework, somente artigos que mencionavam explicitamente um ou mais programas de PSA foram considerados, totalizando 55 artigos, os quais tratavam de 108 programas/projetos estabelecidos no Brasil. Desta forma, os resultados do trabalho foram apresentados considerando o universo de 108 programas/projetos de PSA. O programa de PSA com mais trabalhos direcionados foi o Conservador das Águas, de Minas Gerais.

**Tabela 3.** Framework de análise para o Artigo 1

Dimensão de Análise	Descrição	Categorias de Análise
Categoria de serviço ecossistêmico	Tipo de serviço ecossistêmico.	(i) Serviços de provisão; (ii) Serviços de suporte; (iii) Serviços de regulação; (iv) Serviços culturais; e (v) Não especificado.

Categoria de serviço ambiental	Tipo de serviço ambiental realizado nos programas.	(i) Conservação florestal; (ii) Restauração florestal; (iii) Exploração sustentável; (iv) Melhoria produtiva; (v) Conservação do solo; (vi) Ajustamento legal; (vii) Atividades paisagísticas; e (viii) Não especificado.
Categoria de PSA	Classificação dos programas de acordo com a literatura especializada.	(i) Serviços de Floresta e Carbono; (ii) Serviços de Bacia; (iii) Serviços de Biodiversidade; (iv) Serviços de Paisagem; e (v) Serviços Urbanos.
Estado	Estado do Brasil onde o programa é implementado.	Todos os estados do Brasil
Bioma	Bioma da região onde o programa é implementado.	(i) Mata Atlântica; (ii) Floresta Amazônica; (iii) Cerrado; (iv) Caatinga; e (v) Não especificado.
Objetivos secundários	Objetivos de cunho não ambiental presentes nos programas.	(i) Redução da pobreza/melhoria de vida; (ii) Seleção de comunidades tradicionais; (iii) Seleção de pequenos produtores; (iv) Aplicação de políticas públicas; (v) Melhorias de infraestrutura; (vi) Oferta de empregos; (vii) Seleção de assentamentos rurais; (viii) Campanha de alfabetização; (ix) Valorização da cultura local; (x) Profissionalização; e (xi) Não especificado.
Pagamentos não-monetários	Realização de benefícios além de transferências diretas.	(i) Somente monetário; (ii) Investimentos em infraestrutura; (iii) Treinamento; (iv) Suprimento de materiais; (v) Suporte administrativo; e (vi) Não especificado.
Fase do ciclo de vida do programa	Fase do programa durante a realização do estudo.	(i) Em implementação; (ii) Em operação; (iii) Concluído; e (iv) Não especificado.
Período de implementação	Década de início do programa.	(i) Antes dos anos 1990; (ii) Anos 1990; (iii) Anos 2000; (iv) Anos 2010; (v) Depois dos anos 2010; e (vi) Não especificado.
Implementador	Atores e/ou organizações envolvidas nos arranjos institucionais e na operação dos programas.	(i) Setor público; (ii) Setor privado; (iii) OSCs; (iv) Parceria público-empresarial; (v) Parceria público-OSC; (vi) Parceria público-empresarial-OSC; e (vii) Não especificado.
Financiador	Fontes de financiamento dos programas.	(i) Orçamento público; (ii) Doadores nacionais e internacionais; (iii) Parceria público-privada; (iv) Financiamento público através da cobrança de taxas e multas para indivíduos e organizações; (v) Mercado de carbono; (vi) Financiamento privado; e (vii) Não especificado.

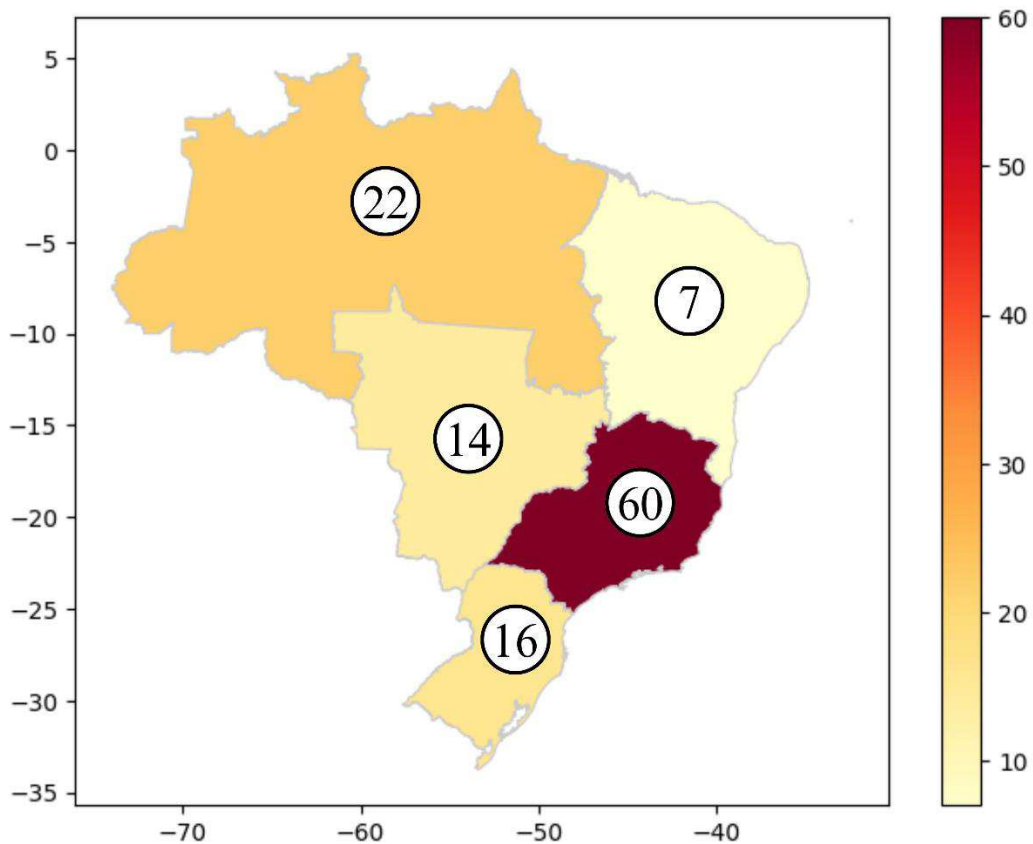
*Nota.* Elaborado pelo autor (2024)

A aplicação do framework denotou que a maioria dos programas tratavam de serviços ecossistêmicos regulatórios, ligados à regulação climática, controle erosivo e qualidade hídrica, seguidos de serviços de provisão, principalmente relacionados com a melhoria da disponibilidade hídrica. Em termos de serviços ambientais, os programas apresentavam,

principalmente, atividades de conservação de áreas já preservadas e restauração de áreas florestais degradadas, havendo também uma presença significativa de atividades de melhoria produtiva.

A categoria de PSA mais encontrada foi a de Serviços de Bacia, focados na regulação do fluxo e qualidade hídrica, com mais de 73% dos programas/projetos sendo caracterizados desta forma. Foram identificados objetivos sociais em 18 programas/projetos, direcionados principalmente para a melhoria socioeconômica e redução da pobreza, e a preferência por pequenos produtores rurais.

Os resultados demonstraram uma concentração geográfica em termos de bioma e unidades federativas: mais da metade dos programas estavam localizados na Mata Atlântica e em apenas três Estados, todos na Região Sudeste: Minas Gerais (25,9%), São Paulo (16,7%) e Rio de Janeiro (13%). Outros biomas e regiões, como a Caatinga e a Região Nordeste, se mostraram sub-representadas no que diz respeito a quantidade de programas/projetos de PSA (Figura 7).



**Figura 7.** Programas por Região

Fonte: elaborado pelo autor (2024)

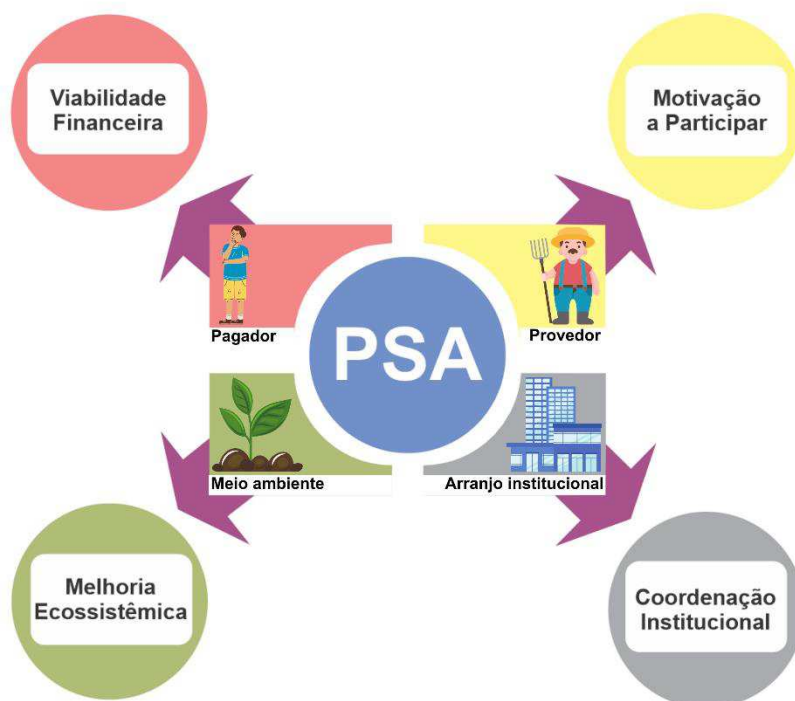
Alguns programas/projetos de PSA apresentavam formas de remuneração indireta, principalmente ligados à melhoria de infraestrutura. A maioria deles estavam já em operação no momento em que foram analisados pelos artigos, e haviam sido iniciados na década de 2010. Outra constatação de destaque foi o protagonismo de atores públicos. Na implementação dos programas, o setor público só não estava presente em 7,7% das iniciativas, tendo como arranjo mais presente a parceria entre atores estatais e organizações da sociedade civil. Em termos de financiamento, o setor público se mostrava o principal patrocinador em mais de 80% dos casos, seguido por entidades empresariais e organizações da sociedade civil.

Em termos gerais, os resultados demonstraram duas grandes lacunas a serem preenchidas para melhorar a efetividade da política de PSA no Brasil: uma melhor distribuição dos programas dentre as regiões geográficas e biomas naturais e uma maior diversificação de suas fontes de financiamento. Em relação ao primeiro caso, é possível observar que a segunda região mais populosa do país, a Região Nordeste, possuía menos de 7% das iniciativas, sendo a maioria delas não localizada em seu bioma mais característico, a Caatinga, que sofre um processo de degradação intenso e enfrenta problemas de disponibilidade hídrica. Em segundo lugar, a dependência de fontes públicas se mostra temerária diante do não estabelecimento de um orçamento perene na PNPSA, já ocorrendo casos de descontinuação de programas, ou não atingimento de objetivos traçados, em virtude de problemas financeiros. Um avanço em relação ao segundo ponto se mostra salutar para que o primeiro objetivo possa ser alcançado.

#### **4.2 Aspectos chave para avaliar o desempenho de projetos e programas desenvolvidos no âmbito da Política de PSA do Brasil**

Para este trabalho, a revisão de literatura compreendeu 103 artigos, sendo dividido em duas seções principais: análise descritiva e análise de desempenho. A análise descritiva denotou que cerca de metade dos artigos foram caracterizados como ex-post, ou seja, tratavam de programas de PSA já estabelecidos, e a outra metade eram ex-ante, os quais analisavam um cenário de não existência vigente da iniciativa, predominando, em ambas as categorias, fontes secundárias de dados. Além disto, a grande maioria dos artigos realizavam uma análise multidimensional (68%), considerando aspectos de, pelo menos, duas dimensões relacionadas ao PSA. Por fim, cerca de 82% dos artigos tratavam de PSAs agrupados dentro das categorias de Serviços de Bacia ou Floresta e Carbono.

A análise de desempenho visou a identificação de variáveis que contribuíam para os resultados do PSA em cada uma de suas dimensões. Em relação às dimensões, denotou-se que as variáveis poderiam ser agrupadas de acordo com as principais partes envolvidas nos programas, ao invés das categorias tradicionais inspiradas na segmentação do Triple Bottom Line (TPL). Assim, elas foram divididas conforme sua relação com: os provedores de serviços ecossistêmicos ou ambientais, os pagadores de serviços ecossistêmicos ou ambientais, o arranjo institucional presente nos programas, e também em relação ao meio ambiente, por ser o aspecto relacionado com o principal objetivo dos programas. A divisão nessas dimensões permitiu com que fosse identificado um objetivo principal para cada uma delas. Este objetivo correspondia à síntese das variáveis presentes em cada dimensão, e representava a maximização do resultado do PSA em relação àquela dimensão específica. Para os provedores, o desempenho do PSA era determinado pela sua motivação a participar dos programas; para os pagadores, pela viabilidade econômica dos programas; para o meio ambiente, pela manutenção ou melhoria dos serviços ecossistêmicos (o qual também corresponde ao objetivo principal dos programas em si); e, para o arranjo institucional, pela coordenação e operacionalização entre as partes (Figura 8).



**Figura 8.** Objetivo principal de cada componente do PSA

Considerando os objetivos de cada dimensão, e após todos os procedimentos de agrupamento de variáveis similares e relacionadas, chegou-se a um número final de 55 variáveis identificadas. Destas, 16 foram direcionadas para a dimensão de provedores (29,09% das variáveis), quatro para dimensão de pagadores (7,27%), 16 para a dimensão de meio ambiente (29,09%), e 19 para a dimensão de arranjo institucional (34,55%).

As variáveis para cada dimensão foram distribuídas de acordo com o número de aparições nos artigos. Para provedores, as cinco variáveis mais analisadas foram: custo de oportunidade das propriedades; propensão a participar dos provedores; inclusão social proporcionada ou almejada pelos programas; presença de pagamento indiretos; e metodologia de pagamento adotada. Para pagadores, as análises se concentraram principalmente na avaliação dos custos envolvidos para planejamento, implementação e realização das ações dos programas. Para o meio ambiente, as principais variáveis analisadas foram: floresta, compreendendo mensuração dos resultados em termos de regeneração e conservação florestal; localização das ações; tipos de ações performadas pelos programas; solo, compreendendo a mensuração de resultados de conservação e recuperação do solo para redução de processos erosivos; e recursos hídricos, compreendendo ações visando a melhoria da qualidade e fluxo de água. Para o arranjo institucional, as análises se concentraram na avaliação da: capacidade de monitoramento dos programas; capacidade financeira dos programas; coordenação operacional dos processos; existência de processos participatórios; e configuração do arranjo institucional dos programas.

A identificação das variáveis e seu respectivo efeito no desempenho do PSA teve, como principal aspecto prático, o fornecimento de importantes subsídios para o desenvolvimento de instrumentos de avaliação para suporte à decisão multidimensionais. A classificação das variáveis em relação às partes impactadas se mostrou mais satisfatória do que a tradicional em termos ambientais, econômicos e sociais. Algumas variáveis que seriam dispostas em dimensões diferentes, caso a abordagem TPL, ou suas variações, fosse adotada, puderam ser agrupadas em uma mesma dimensão, uma vez que estavam relacionadas ou contribuíam para o objetivo de uma mesma parte participante/interessada. No caso dos provedores, as variáveis se relacionavam principalmente com as motivações que os engajavam a participar dos programas, e, em menor aspecto, os efeitos sociais do PSA. Para os pagadores, aspectos da natureza econômica predominavam, enquanto as variáveis de arranjo institucional envolviam uma consideração mais ampla, relacionadas à estrutura, funcionamento, contexto operacional e

relações de poder. Tais variáveis foram juntadas, no modelo final, às relacionadas com os objetivos ambientais dos programas.

Outra noção importante para o desenvolvimento de modelos foi o entendimento do tipo de influência (positiva ou negativa) que a variável exercia sobre o resultado, e o quanto ele era importante para a definição dos resultados de um programa. Além disso, foi percebido que a adoção de uma respectiva variável ou o desenvolvimento de um modelo para a avaliação do PSA deveria considerar a viabilidade de sua mensuração, a fase de operacionalização do programa, e o escopo temporal necessário para a percepção dos resultados. Com relação a programas já em operação, o desenvolvimento de modelos de avaliação poderia ser utilizado para decisões sobre a continuidade ou encerramento de projetos, ou visando a atração de novos investimentos. Nesse sentido, e considerando as lacunas encontradas no mapeamento das iniciativas existentes no Brasil, foi possível nortear qual o tipo e qual a principal finalidade para o modelo que seria desenvolvido no terceiro e último objetivo específico do trabalho.

### **4.3 Um modelo para avaliação de Pagamento por Serviços Ambientais para fins de investimentos**

Para o desenvolvimento do modelo multicritério proposto para o último objetivo, o Artigo 3 teve como base as 55 variáveis identificadas no artigo anterior para as quatro dimensões. O modelo foi desenvolvido para apoiar potenciais pagadores por serviços ambientais, podendo ser entidades individuais ou coletivas com distintas origens, conforme autorizadas em lei. As mesmas dimensões de análise: provedores, pagadores, meio ambiente e arranjo institucional foram mantidas para o modelo, o qual adotou como metodologia de aplicação a Análise de Decisão Multicritério (MCDA).

A filtragem de critérios seguiu o cumprimento de seis características desejáveis: a essencialidade, a completeza, a mensurabilidade, a não redundância, a concisão, e o entendimento. A consideração dessas características foi permeada por dois valores principais: o quanto o critério era representativo da mensuração de desempenho na literatura (total de aparições na literatura), e o quanto era representativo do objetivo geral atribuído a cada dimensão (ligação com o objetivo geral). Nesta etapa, critérios foram excluídos devido aos seguintes motivos: apresentarem uma relação ambígua ou não clara com o objetivo principal da dimensão; serem demasiadamente amplos, sem a possibilidade de ser estabelecida uma relação clara de desempenho, ou podendo ser medidos mais claramente através de



decomposição em outros critérios; serem redundantes em relação à característica medida por outras variáveis, porém, com uma mensuração mais dificultosa ou uma natureza menos completa em comparação com as demais; não serem próprias para a fase de operacionalização do programa que seria avaliada.

Além disso, um sétimo aspecto, o nível de tempo e esforço necessário para obtenção das informações em cada critério, foi considerado, ou seja, sua operacionalidade. O objetivo foi a seleção de critérios que pudessem ser mensurados através de fontes secundárias, como relatórios oficiais, literatura cinza, ou artigos científicos relacionados aos programas. Desta forma, seria possível para os tomadores de decisão a alimentação do modelo através de uma pesquisa nos endereços eletrônicos dos programas, ou de suas instituições participantes, além da análise da base legal pela qual eles são fundados, materiais os quais podem ser encontrados nos lugares mencionados e estão disponíveis para consulta geral, não demandando um grande esforço por parte dos interessados na utilização deste modelo para apoio à decisão.

Derivaram-se, então, 15 critérios, dispostos em oito subcategorias, divididos da seguinte forma, em relação às dimensões: quatro critérios para a dimensão provedores; dois critérios para a dimensão pagadores; três critérios para a dimensão meio ambiente; e seis critérios para a dimensão arranjo institucional. O detalhamento do modelo está disposto na Tabela 4.

Dos 15 critérios, doze deles adotaram uma escala de preferência em que quanto maior o valor de uma alternativa qualquer naquele critério, mais preferível seria esta alternativa. Para os critérios “custo dos pagamentos diretos”, “custo das outras atividades” e “custos de transação”, quanto menor o valor, mais preferível seria a referida alternativa. O método escolhido para aplicação do modelo foi o PROMETHEE II (Brans & Vincke, 1985), uma vez que é um método multicritério do tipo não compensatório, sendo indicado no contexto de decisões ambientais, pois não é razoável que um desempenho superior em uma dimensão sustentável possa ser sobreposto a um desempenho inferior em outra, ou seja, o efeito da compensação entre as dimensões deve ser evitado, ou pelo menos reduzido (Bezerra, Schramm, & Schramm, 2021), além de prover fácil entendimento e fornecer uma pré-ordem completa de alternativas, evitando incomparabilidades.

Os pesos foram distribuídos de forma igual, seguindo a recomendação de Munda (2008): 0,25 para cada dimensão, com posterior redistribuição entre os critérios. Segundo o autor, não existe uma razão específica para considerar uma dimensão sustentável mais importante do que outra. Em termos gerais, a consideração de um método não compensatório e de pesos iguais entre os critérios busca refletir o conceito de “sustentabilidade forte”, conforme posto por

Munda (2008), segundo o qual a perda de capital natural não necessariamente pode ser substituída ou compensada pelo capital criado pelo homem.

**Tabela 4.** Critérios utilizados no modelo

<b>Dimensão</b>	<b>Subcategoria</b>	<b>Critério</b>	<b>Medida</b>
Provedores	Pagamentos indiretos	Apoio à adequação legal	Variável binária (sim/não)
		Apoio à atividade econômica	Variável binária (sim/não)
	Pagamentos diretos	Duração do contrato	Duração em anos de cada contrato
		Valor do contrato	Valor pago em R\$ por hectare para cada provedor
Pagadores	Custo do programa	Custo dos pagamentos diretos	Valor total em R\$ despendido em um ano
		Custo das outras atividades	Valor total em R\$ despendido em um ano
Meio ambiente	Solo	Total de solo conservado/restaurado	Total em hectares das ações
	Floresta	Total de floresta restaurada	Total em hectares das ações
		Total de floresta conservada	Total em hectares das ações
Arranjo institucional	Capacidade financeira	Provisão legal de orçamento	Variável binária (sim/não)
		Número de contratos ativos	Número de contratos ativos
	Capacidade de monitoramento	Continuidade do programa	Total de anos em operação
		Frequência de monitoramento	Frequência por ano
Estrutura do arranjo	Suporte institucional	Custos de transação	20% aplicado aos custos totais
			Número de instituições presentes

*Nota.* Elaborado pelo autor (2024)

A avaliação das alternativas foi realizada através de uma matriz, onde as células foram preenchidas com o desempenho de cada alternativa em cada critério, permitindo uma comparação par a par entre as alternativas de acordo com as escalas de preferência. Para cada critério foi adotada uma função de preferência, a qual simboliza o quanto a preferência do tomador de decisão muda em relação à performance das alternativas nos critérios. O PROMETHEE disponibiliza seis funções diferentes, sendo selecionadas duas, neste caso: para os três critérios com a variável binária, utilizou-se a função 1, ou “usual”, onde os valores atribuídos aos critérios assumiam o valor “1”, quando o critério era preenchido positivamente, e “0”, quando a alternativa não pontuava no respectivo critério. Para os demais critérios, utilizou-se a função 3, ou, “critério com preferência linear”, onde a preferência de uma alternativa sobre a outra mudava progressivamente (valores entre “0” e “1”), de forma linear, até ultrapassar um parâmetro definido como  $p$ , quando a preferência se tornava estrita, ou “1”. Para a aplicação, o parâmetro  $p$  foi definido como a diferença de desempenho entre as melhores e piores alternativas em cada critério.

Para a aplicação do modelo proposto, foram selecionados cinco programas anteriormente implementados ou já em operação no Brasil, todos com foco direcionado no todo ou em parte para a melhoria da quantidade e qualidade hídrica. Devido às características particulares de cada categoria de PSA existente, foi percebido que é recomendável a avaliação de programas com objetivos próximos ou relacionados. Os cinco programas avaliados foram: Conservador das Águas (Minas Gerais); Provedor de Água do Rio Camboriú (Santa Catarina); Produtor de Água e Floresta (Rio de Janeiro); Reflorestar (Espírito Santo); e Provedor de Água no PCJ (São Paulo). Para determinar a ordem das alternativas, a preferência de uma determinada alternativa sobre outra em todos os critérios era agregada e ponderada de acordo com os pesos atribuídos a cada critério, depois disso, dois índices eram calculados, um positivo, representando todas as vezes que uma alternativa sobreclassificava as outras, e outro negativo, representando todas as vezes que uma alternativa era sobreclassificada pelas outras. A subtração dos dois índices determinava o desempenho geral da alternativa e sua ordem de classificação sobre as demais.

A aplicação denotou um desempenho superior do programa Reflorestar. Dois testes de sensibilidade foram realizados, o primeiro com um aumento da importância da dimensão meio ambiente e redução das demais, devido a ela representar de modo mais próximo o objetivo geral de um programa de PSA, e o segundo, com uma mudança de pesos similar, porém, enfatizando a importância da dimensão pagadores, e redução das demais. Neste caso, a dimensão dos

pagadores foi selecionada para a segunda análise por ela possuir de forma mais clara um potencial restritivo em relação às demais dimensões. A classificação das alternativas para os três cenários é apresentada da Tabela 5:

**Tabela 5.** Classificação das alternativas considerando diferentes cenários

<b>Ordem</b>	<b>Aplicação</b>	<b>Sensibilidade 1</b>	<b>Sensibilidade 2</b>
1º	Reflorestar	Reflorestar	P.A. Camboriú
2º	P.A. Camboriú	Conservador	Reflorestar
3º	Conservador	P. Água e Floresta	P. A. PCJ
4º	P.A. PCJ	P.A. Camboriú	P. Água e Floresta
5º	P. Água e Floresta	P. A. PCJ	Conservador

*Nota.* Elaborado pelo autor (2024)

As mudanças observadas no ranking denotaram que devem ser feitas alterações nos pesos atribuídos às dimensões, de modo que melhor reflitam as perspectivas dos tomadores de decisão.

## 5 Considerações Finais

A presente dissertação teve como objetivo geral propor um modelo para propiciar a avaliação de programas/projetos de PSA no Brasil de uma forma integrada, entendível e viável, visando a atração de potenciais investidores. Para este propósito, foram desenvolvidos três artigos científicos, cada um correspondente a um objetivo específico da dissertação: caracterizar o cenário das iniciativas de PSA implementadas no Brasil (Artigo 1); identificar os principais variáveis aplicadas na avaliação de desempenho de programas ou projetos de PSA no Brasil (Artigo 2); e desenvolver um modelo multicritério para apoiar decisões de investimento em programas/projetos ambientais implementados no âmbito da Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais - PNPSA (Artigo 3).

O Artigo 1 avaliou um total de 55 artigos, e denotou uma evolução recente do campo de pesquisa, com o primeiro artigo publicado apenas em 2008. O periódico mais relevante para a área foi *Ecological Economics*. Foi identificada a existência de 108 programas no Brasil, sendo a maioria deles voltados para questões hídricas e envolvendo serviços regulatórios. O programa com mais artigos direcionados foi o Conservador das Águas, de Extrema, Minas Gerais. O cenário geral evidenciou que os programas/projetos se mostraram concentrados na Região Sudeste, assim como no bioma da Mata Atlântica. Foi identificada a presença de objetivos sociais e de pagamentos indiretos em alguns programas, assim como da forte presença do poder público na posição de implementador e/ou financiador.

Para o Artigo 2, a base de dados compreendeu 103 artigos. Foi identificado que a maioria das análises encontradas na literatura eram multidimensionais, e que poderiam ser agrupadas de acordo com quatro partes presentes nos programas: os provedores de serviços ecossistêmicos ou ambientais, os pagadores de serviços ambientais, o meio ambiente, e o arranjo institucional. Cada uma das dimensões possuía um objetivo principal, o qual correspondia à contribuição de cada parte para o desempenho geral do PSA. A partir disto, foi possível o agrupamento das variáveis de acordo com a sua proximidade com o objetivo de cada dimensão, o tipo de influência e o grau de importância que possuíam. Foi encontrado um total de 55 variáveis de desempenho, sendo 16 para provedores, quatro para pagadores, 16 para meio ambiente, e 19 para arranjo institucional. Essas variáveis possuíam um efeito, por diversas vezes, conflitivo entre as dimensões.

O Artigo 3 utilizou como base as 55 variáveis identificadas, estruturando um modelo de avaliação a partir de três fases: estruturação, aplicação do método e recomendação. O processo

de filtragem das variáveis considerou sete características desejáveis: a essencialidade, a completeza, a mensurabilidade, a não redundância, a concisão, o entendimento e a operacionalidade, permitindo que se derivassem 15 critérios. Os critérios foram distribuídos de acordo com as quatro dimensões estabelecidas no Artigo 2, sendo quatro critérios referentes à dimensão provedores, dois à pagadores, três à meio ambiente, e seis à arranjo institucional. Os pesos foram distribuídos de forma equânime entre as dimensões. Foi realizada uma aplicação do modelo para avaliar cinco programas focadas ou relacionadas com a regulação do fluxo ou qualidade hídrica

## **5.1 Contribuições da pesquisa**

Este trabalho fornece importantes contribuições teóricas e práticas. Primeiramente, o mapeamento realizado das iniciativas presentes no país, constante no primeiro objetivo específico, identifica lacunas importantes que podem ser exploradas para o aprimoramento e desenvolvimento dos próximos passos da PNPSA, que possui diversas pendências de regulamentação. A identificação das variáveis de desempenho (segundo objetivo específico), além da compreensão de como elas exercem efeito sobre o PSA, fornece importantes subsídios para o desenvolvimento de instrumentos de avaliação do desempenho multidimensionais, os quais podem ser adaptados a características específicas, como o escopo temporal do programa/projeto e o nível de complexidade requerido/necessário. Por fim, o modelo proposto fornece a possibilidade de avaliação de diferentes categorias de programas/projetos de PSA de uma forma objetiva e multidimensional, considerando os interesses de todas as partes impactadas, mas, ao mesmo tempo, evita grandes esforços para obtenção de dados, operacionalização e entendimento.

## **5.2 Limitações da pesquisa**

As principais limitações encontradas estão relacionadas às fontes de dados utilizadas, as quais foram provenientes, nos casos das revisões de literatura, de estudos publicados em revistas indexadas à base Web of Science<sup>TM</sup>. Dado o largo escopo adotado em relação ao primeiro objetivo específico, é possível que existam distorções em relação ao real cenário de PSA no Brasil, já que existe uma literatura mais volumosa e bem desenvolvida em relação a uma categoria específica de PSA, Serviços de Bacia, inclusive com mapeamentos anteriormente

realizados, os quais se mostraram úteis para esta pesquisa, algo não presente para as demais categorias. Diante disto, acredita-se que a riqueza de informações obtidas em relação à citada categoria, principalmente quanto à quantidade e representatividade dos programas, não reflita tão bem a realidade existente.

Para o segundo objetivo, a pesquisa se limitou ao mapeamento das variáveis, não havendo uma discussão crítica sobre as relações de desempenho identificadas, as quais podem não ser verificáveis ou possíveis/viáveis de serem mensuradas em aplicações reais, ou incluídas em modelos de avaliação, especialmente quando for difícil de determinar uma escala de desempenho em relação a elas. Outro aspecto importante é a necessidade de se aprofundar sobre variáveis que apresentaram relações de desempenho ambíguas, dependentes de contextos específicos, ou díspares entre diferentes estudos, uma vez que sua inclusão em modelos só se mostrará viável caso haja um entendimento satisfatoriamente estabelecido a respeito de seu comportamento e fatores de influência. De outro modo, será temerário incluí-las tomando como base fontes secundárias.

Para o último objetivo, a ausência de divulgação estruturada de dados sobre os programas de PSA no Brasil impediu a consideração de um mesmo escopo temporal ou estágio de atualização de dados entre as alternativas, as quais possuem formas muito distintas de divulgação, demandando esforços também diferenciados por parte dos pesquisadores, e prejudicando a avaliação realizada, assim como o intuito principal objetivado pelo modelo. Quanto mais dificultoso se mostrava a obtenção de dados em relação a uma determinada alternativa, mais era necessário que se recorresse a fontes alternativas e também que se realizassem adaptações. Em último caso, alternativas, que a princípio seriam consideradas, acabaram descartadas, em virtude da impossibilidade de obtenção de informações em todos os critérios. A efetivação do Cadastro Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (CNPSA), como previsto na Lei 14.119/2021, a qual permitirá o compartilhamento de diversas informações importantes a respeito dos programas em operação no país, poderá atenuar de forma importante tais dificuldades.

### **5.3 Sugestões para pesquisas futuras**

Sugere-se, para o desenvolvimento de novos trabalhos, um alargamento de fontes utilizadas, principalmente com a consideração de fontes primárias, e uma redução do escopo de pesquisa, visando um entendimento mais profundo do cenário de PSA. Além disso, um

aprofundamento sobre as variáveis de desempenho poderá ser feito para o desenvolvimento de novos modelos de avaliação adaptáveis a cenários distintos dos programas. Por fim, em relação ao modelo proposto, sugere-se a avaliação de outras categorias de PSA, visando comprovar a sua adequação para diferentes tipos de programas.



## Referências Bibliográficas

- Angelsen, A. (2017). REDD+ as Result-based Aid: General Lessons and Bilateral Agreements of Norway. *Review of Development Economics*, 21(2), 237–264.  
<https://doi.org/10.1111/rode.12271>
- Barton, D. N., Kelemen, E., Dick, J., Martin-Lopez, B., Gómez-Baggethun, E., Jacobs, S., Hendriks, C. M. A., Termansen, M., García-Llorente, M., Primmer, E., Dunford, R., Harrison, P. A., Turkelboom, F., Saarikoski, H., van Dijk, J., Rusch, G. M., Palomo, I., Yli-Pelkonen, V. J., Carvalho, L., Lapola, D. M. (2018). (Dis) integrated valuation – Assessing the information gaps in ecosystem service appraisals for governance support. *Ecosystem Services*, 29, 529–541. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.10.021>
- Battisti, F., & Salini, S. (2013). Robust analysis of bibliometric data. *Statistical Methods and Applications*, 22(2), 269–283. <https://doi.org/10.1007/s10260-012-0217-0>
- Bezerra, P. R. S., Schramm, F., & Schramm, V. B. (2021). A multicriteria model, based on the PROMETHEE II, for assessing corporate sustainability. *Clean Technologies and Environmental Policy*, 23(10), 2927–2940. <https://doi.org/10.1007/s10098-021-02211-y>
- Börner, J., Marinho, E., & Wunder, S. (2015). Mixing carrots and sticks to conserve forests in the Brazilian amazon: A spatial probabilistic modeling approach. *PLoS ONE*, 10(2).  
<https://doi.org/10.1371/journal.pone.0116846>
- Börner, J., Mendoza, A., & Vosti, S. A. (2007). Ecosystem services, agriculture, and rural poverty in the Eastern Brazilian Amazon: Interrelationships and policy prescriptions. *Ecological Economics*, 64(2), 356–373. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.03.001>
- Börner, J., Wunder, S., & Giudice, R. (2016). Will up-scaled forest conservation incentives in the Peruvian Amazon produce cost-effective and equitable outcomes? *Environmental Conservation*, 43(4), 407–416. <https://doi.org/10.1017/S0376892916000229>
- Börner, J., Wunder, S., Wertz-Kanounnikoff, S., Hyman, G., & Nascimento, N. (2014). Forest law enforcement in the Brazilian Amazon: Costs and income effects. *Global Environmental Change*, 29, 294–305. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.04.021>
- Börner, J., Wunder, S., Wertz-Kanounnikoff, S., Tito, M. R., Pereira, L., & Nascimento, N. (2010). Direct conservation payments in the Brazilian Amazon: Scope and equity

- implications. *Ecological Economics*, 69(6), 1272–1282.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.003>
- Brans, J. P., & Vincke, Ph. (1985). Note—A Preference Ranking Organisation Method. *Management Science*, 31(6), 647–656. <https://doi.org/10.1287/mnsc.31.6.647>
- Bremer, L. L., Hamel, P., Ponette-González, A. G., Pompeu, P. V., Saad, S. I., & Brauman, K. A. (2020). Who Are we Measuring and Modeling for? Supporting Multilevel Decision-Making in Watershed Management. *Water Resources Research*, 56(1).  
<https://doi.org/10.1029/2019WR026011>
- Chomitz, K. M., Brenes, E., & Constantino, L. (1999). Financing environmental services: The Costa Rican experience and its implications. *Science of the Total Environment*, 240(1–3), 157–169. [https://doi.org/10.1016/S0048-9697\(99\)00310-1](https://doi.org/10.1016/S0048-9697(99)00310-1)
- Choudhri, A. F., Siddiqui, A., Khan, N. R., & Cohen, H. L. (2015). Understanding bibliometric parameters and analysis. *Radiographics*, 35(3), 736–746.  
<https://doi.org/10.1148/rg.2015140036>
- Cicciù, B., Schramm, F., Schramm, V.B. (2022). Multi-criteria decision making/aid methods for assessing agricultural sustainability: A literature review. *Environmental Science Policy*, 138, 85-96. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2022.09.020>
- Cisneros, E., Börner, J., Pagiola, S., & Wunder, S. (2022). Impacts of conservation incentives in protected areas: The case of Bolsa Floresta, Brazil. *Journal of Environmental Economics and Management*, 111. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2021.102572>
- Coase, R. H. (1960). The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics*, 3, 1–44.
- Coelho, N. R., Gomes, A. S., Cassano, C. R., & Prado, R. B. (2021). Panorama das iniciativas de pagamento por serviços ambientais hídricos no Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 26(3), 409–415. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220190055>
- Corbera, E., Estrada, M., May, P., Navarro, G., & Pacheco, P. (2011). Rights to land, forests and carbon in REDD+: Insights from Mexico, Brazil and Costa Rica. *Forests*, 2(1), 301–342. <https://doi.org/10.3390/f2010301>
- Delacote, P., & Angelsen, A. (2015). Reducing Deforestation and Forest Degradation: Leakage or Synergy? *Land Economics*, 91(3), 501–515.

- Delacote, P., Le Velly, G., & Simonet, G. (2022). Revisiting the location bias and additionality of REDD+ projects: the role of project proponents' status and certification. *Resource and Energy Economics*, 67. <https://doi.org/10.1016/j.reseneeco.2021.101277>
- Dias, A. L. S., Lange, L. C., & Magalhães, A. S. (2022). Application of a 'Recycling Exchange' instrument to compensate waste pickers in Brazil via a first payment for urban environmental services programme. *Waste Management and Research*, 40(7), 892–904. <https://doi.org/10.1177/0734242X211061211>
- Engel, S., Pagiola, S., & Wunder, S. (2008). Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics*, 65(4), 663–674. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.03.011>
- Ezzine-de-Blas, D., Börner, J., Violato-Espada, A. L., Nascimento, N., & Piketty, M. G. (2011). Forest loss and management in land reform settlements: Implications for REDD governance in the Brazilian Amazon. *Environmental Science and Policy*, 14(2), 188–200. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2010.11.009>
- Fearnside, P. M. (2012). Brazil's Amazon Forest in mitigating global warming: Unresolved controversies. *Climate Policy*, 12(1), 70–81. <https://doi.org/10.1080/14693062.2011.581571>
- Figueiredo, R. O., Simioli, M. M., Jesus, T. V. U. C., Cruz, P. P. N., Bayma, G., Nogueira, S. F., Green, T. R., & Camargo, P. B. (2021). Hydrobiogeochemistry of Two Catchments in Brazil Under Forest Recovery in an Environmental Services Payment Program. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(1). <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08773-6>
- Filoche, G. (2017). Playing musical chairs with land use obligations: Market-based instruments and environmental public policies in Brazil. *Land Use Policy*, 63, 20–29. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.01.012>
- Fiore, F. A., Bardini, V. S. S., & Novaes, R. C. (2017). Monitoramento da qualidade de águas em programas de pagamento por serviços ambientais hídricos: Estudo de caso no município de São José dos Campos/SP. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 22(6), 1141–1150. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522017165072>

- Fiorini, A. C. O., Mullally, C., Swisher, M., & Putz, F. E. (2020). Forest cover effects of payments for ecosystem services: Evidence from an impact evaluation in Brazil. *Ecological Economics*, *169*. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106522>
- Garrastazú, M. C., Mendonça, S. D., Horokoski, T. T., Cardoso, D. J., Rosot, M. A. D., Nimmo, E. R., & Lacerda, A. E. B. (2015). Carbon sequestration and riparian zones: Assessing the impacts of changing regulatory practices in Southern Brazil. *Land Use Policy*, *42*, 329–339. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.08.003>
- Garrett, R. D., Grabs, J., Cammelli, F., Gollnow, F., & Levy, S. A. (2022). Should payments for environmental services be used to implement zero-deforestation supply chain policies? The case of soy in the Brazilian Cerrado. *World Development*, *152*. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2022.105814>
- Gebara, M. F. (2013). Importance of local participation in achieving equity in benefit-sharing mechanisms for REDD+: a case study from the Juma Sustainable Development Reserve. *International Journal of the Commons*, *7*, 473–497.
- Gil, A. Carlos. (2008). *Métodos e técnicas de pesquisa social: Vol. 6 ed.* Atlas.
- Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P. L., & Montes, C. (2010). The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. *Ecological Economics*, *69*(6), 1209–1218. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.007>
- Greenleaf, M. (2020). Rubber and Carbon: Opportunity Costs, Incentives and Ecosystem Services in Acre, Brazil. *Development and Change*, *51*(1), 51–72. <https://doi.org/10.1111/dech.12543>
- Hall, A. (2008). Better RED than dead: Paying the people for environmental services in Amazonia. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, *363*(1498), 1925–1932. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.0034>
- Ioris, A. A. R. (2010). The political nexus between water and economics in Brazil: A critique of recent policy reforms. *Review of Radical Political Economics*, *42*(2), 231–250. <https://doi.org/10.1177/0486613410368499>

- Jardim, M. H., & Bursztyn, M. A. (2015). Pagamento por serviços ambientais na gestão de recursos hídricos: o caso de Extrema (MG). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 20(3), 353–360. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000106299>
- Kim-Bakkegaard, R., Jacobsen, J. B., Wunder, S., & Thorsen, B. J. (2017). Comparing tools to predict REDD+ conservation costs to Amazon smallholders. *Resource and Energy Economics*, 49, 48–61. <https://doi.org/10.1016/j.reseneeco.2017.02.002>
- Kroeger, T., Klemz, C., Boucher, T., Fisher, J. R. B., Acosta, E., Cavassani, A. T., Denny-Frank, P. J., Garbossa, L., Blainski, E., Santos, R. C., Giberti, S., Petry, P., Shemie, D., & Dacol, K. (2019). Returns on investment in watershed conservation: Application of a best practices analytical framework to the Rio Camboriú Water Producer program, Santa Catarina, Brazil. *Science of the Total Environment*, 657, 1368–1381. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.116>
- Kull, C. A., Sartre, X. A., & Castro-Larrañaga, M. (2015). The political ecology of ecosystem services. *Geoforum*, 61, 122–134. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2015.03.004>
- Lambin, E. F., Meyfroidt, P., Rueda, X., Blackman, A., Börner, J., Cerutti, P. O., Dietsch, T., Jungmann, L., Lamarque, P., Lister, J., Walker, N. F., & Wunder, S. (2014). Effectiveness and synergies of policy instruments for land use governance in tropical regions. *Global Environmental Change*, 28(1), 129–140. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.06.007>
- Langemeyer, J., Gómez-Baggethun, E., Haase, D., Scheuer, S., & Elmqvist, T. (2016). Bridging the gap between ecosystem service assessments and land-use planning through Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA). *Environmental Science and Policy*, 62, 45–56. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.02.013>
- Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012.* Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis n.ºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis n.ºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória n.º 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. [www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/112651.htm)
- Lei n. 14.119, de 13 de janeiro de 2021.* Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais; e altera as Leis n.ºs 8.212, de 24 de julho de 1991, 8.629, de 25 de

fevereiro de 1993, e 6.015, de 31 de dezembro de 1973, para adequá-las à nova política.  
[https://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2019-2022/2021/lei/114119.htm#art15](https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2019-2022/2021/lei/114119.htm#art15).

- Libanio, P. A. C. (2015). Pollution of inland waters in Brazil: the case for goal-oriented initiatives. *Water International*, 40(3), 513–533.  
<https://doi.org/10.1080/02508060.2015.1024023>
- Lima, L. S., Krueger, T., & García-Marquez, J. (2017). Uncertainties in demonstrating environmental benefits of payments for ecosystem services. *Ecosystem Services*, 27, 139–149. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.005>
- Li, F., Liu, H., Wu, S., Wang, Y., Xu, Z., Yu, P., & Yan, D. (2023). A PES framework coupling socioeconomic and ecosystem dynamics from a sustainable development perspective. *Journal of Environmental Management*, 329, 1–11.  
<https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.117043>
- Lopes, P. F. M., & Villasante, S. (2018). Paying the price to solve fisheries conflicts in Brazil's Marine Protected Areas. *Marine Policy*, 93, 1–8.  
<https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.03.016>
- Lopes, T. R., Folegatti, M. V., Zolin, C. A., Moura, L. B., Oliveira, R. K., Fraga, L. S., Duarte, S. N., Santos, O. N. A., & Moster, C. (2022). Multicriterial Analysis for the Identification of Key Areas to Improve the Management in Piracicaba River Basin, Brazil. *Journal of Hydrologic Engineering*, 27(1). [https://doi.org/10.1061/\(asce\)he.1943-5584.0002146](https://doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0002146)
- Ma, Z., Bauchet, J., Steele, D., Godoy, R., Radel, C., & Zanotti, L. (2017). Comparison of Direct Transfers for Human Capital Development and Environmental Conservation. *World Development*, 99, 498–517. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2017.05.030>
- Machado, F. H., Mattedi, A. P., Dupas, F. A., Silva, L. F., & Vergara, F. E. (2016). Estimativa dos custos de oportunidade para a conservação ambiental na bacia hidrográfica do Ribeirão do Feijão (São Carlos – SP, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 76(1), 28–35.  
<https://doi.org/10.1590/1519-6984.08614>
- Mamedes, I., Guerra, A., Rodrigues, D. B. B., Garcia, L. C., Godoi, R. F., & Oliveira, P. T. S. (2023). Brazilian payment for environmental services programs emphasize water-related services. *International Soil and Water Conservation Research*, 11(2), 276–289.  
<https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2023.01.001>

- Martino, S., Kondylis, F., & Zwager, A. (2017). Protecting the Environment: For Love or Money? The Role of Motivation and Incentives in Shaping Demand for Payments for Environmental Services Programs. *Public Finance Review*, 45(1), 68–96.  
<https://doi.org/10.1177/1091142115604352>
- Melo, N. A., Delevati, D. M., Costa, A. B., & Lobo, E. A. (2021). The use of phytosociology to evaluate the efficiency of headwater preservation areas in the Andreas Stream Hydrographic Basin, RS, Brazil. In *Ecological Indicators* (Vol. 129). Elsevier B.V.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107904>
- Melo, N. A., Delevati, D. M., Putzke, J., & Lobo, E. A. (2016). Phytosociological Survey in Water Preservation Areas, Southern, Brazil. *Botanical Review*, 82(4), 359–370.  
<https://doi.org/10.1007/s12229-016-9172-z>
- Millennium Ecosystem Assessment (Program). (2005). *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island Press.
- Motta, R. S., & Ortiz, R. A. (2018). Costs and Perceptions Conditioning Willingness to Accept Payments for Ecosystem Services in a Brazilian Case. *Ecological Economics*, 147, 333–342. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.01.032>
- Munda, Giuseppe. (2008). *Social multi-criteria evaluation for a sustainable economy*. Springer.
- Muñoz-Piña, C., Guevara, A., Torres, J. M., & Braña, J. (2008). Paying for the hydrological services of Mexico's forests: Analysis, negotiations and results. *Ecological Economics*, 65(4), 725–736. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.07.031>
- Muradian, R. (2013). Payments for Ecosystem Services as Incentives for Collective Action. *Society and Natural Resources*, 26(10), 1155–1169.  
<https://doi.org/10.1080/08941920.2013.820816>
- Muradian, R., Arsel, M., Pellegrini, L., Adaman, F., Aguilar, B., Agarwal, B., Corbera, E., Ezzine-de-Blas, D., Farley, J., Froger, G., Garcia-Frapolli, E., Gómez-Baggethun, E., Gowdy, J., Kosoy, N., Le Coq, J. F., Leroy, P., May, P., Méral, P., Mibielli, P., Urama, K. (2013). Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions. *Conservation Letters*, 6(4), 274–279. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00309.x>

- Muradian, R., & Rival, L. (2012). Between markets and hierarchies: The challenge of governing ecosystem services. *Ecosystem Services*, 1(1), 93–100. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.009>
- Palmer, C., Souza, G. I., Laray, E., Viana, V., & Hall, A. (2020). Participatory policies and intrinsic motivation to conserve forest commons. *Nature Sustainability*, 3(8), 620–627. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0531-8>
- Pereira, S. N. C. (2010). Payment for environmental services in the Amazon Forest: How can conservation and development be reconciled? *Journal of Environment and Development*, 19(2), 171–190. <https://doi.org/10.1177/1070496510368047>
- Perevochtchikova, M., Castro-Díaz, R., Langle-Flores, A., & Ugalde, J. J. V. T. (2021). A systematic review of scientific publications on the effects of payments for ecosystem services in Latin America, 2000–2020. *Ecosystem Services*, 49. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101270>
- Perevochtchikova, M., De la Mora-De la Mora, G., Flores, J. Á. H., Marín, W., Flores, A. L., Bueno, A. R., & Negrete, I. A. R. (2019). Systematic review of integrated studies on functional and thematic ecosystem services in Latin America, 1992–2017. *Ecosystem Services*, 36. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100900>
- Pigou, A. C. (1932). *The Economics of Welfare* (4<sup>a</sup>). MacMillan and Co., Limited. <http://oll.libertyfund.org/title/1410>
- Pissarra, T. C. T., Fernandes, L. F. S., & Pacheco, F. A. L. (2021). Production of clean water in agriculture headwater catchments: A model based on the payment for environmental services. *Science of the Total Environment*, 785, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147331>
- Pokorny, B., & Pacheco, P. (2014). Money from and for forests: A critical reflection on the feasibility of market approaches for the conservation of Amazonian forests. *Journal of Rural Studies*, 36, 441–452. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2014.09.004>
- Porrás, I., Mohammed, E. Y., Ali, L., Ali, M. S., & Hossain, M. B. (2017). Power, profits and payments for ecosystem services in Hilsa fisheries in Bangladesh: A value chain analysis. *Marine Policy*, 84, 60–68. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2017.06.031>



- Rendón Thompson, O. R., Paavola, J., Healey, J. R., Jones, J. P. G., Baker, T. R., & Torres, J. (2013). Reducing emissions from deforestation and forest degradation (REDD+): Transaction costs of six peruvian projects. *Ecology and Society*, 18(1).  
<https://doi.org/10.5751/ES-05239-180117>
- Resolution 70/1 (United Nations)*. Transforming Our World: The 2030 Agenda for Sustainable Development (2015).  
<https://documents.un.org/doc/undoc/gen/n15/291/89/pdf/n1529189.pdf?token=V8Wj90ImoquWTcLEeF&fe=true>
- Reutemann, T., Engel, S., & Pareja, E. (2016). How (not) to pay — Field experimental evidence on the design of REDD + payments. *Ecological Economics*, 129, 220–229.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.05.020>
- Richards, R. C., Kennedy, C. J., Lovejoy, T. E., & Brancalion, P. H. S. (2017). Considering farmer land use decisions in efforts to ‘scale up’ Payments for Watershed Services. *Ecosystem Services*, 23, 238–247. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.12.016>
- Richards, R. C., Petrie, R., Christ, J. B., Ditt, E., & Kennedy, C. J. (2020). Farmer preferences for reforestation contracts in Brazil’s Atlantic Forest. *Forest Policy and Economics*, 118. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2020.102235>
- Richards, R. C., Rerolle, J., Aronson, J., Pereira, P. H., Gonçalves, H., & Brancalion, P. H. S. (2015). Governing a pioneer program on payment for watershed services: Stakeholder involvement, legal frameworks and early lessons from the Atlantic Forest of Brazil. *Ecosystem Services*, 16, 23–32. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.09.002>
- Riva, F. R., Paes-De-Souza, M., & Talamini, E. (2022). REDD+: analysis of its components through a systematic review of scientific literature from Brazil and Indonesia. *International Forestry Review*, 24(1), 72–84.
- Ruggiero, P. G. C., Metzger, J. P., Tambosi, L. R., & Nichols, E. (2019). Payment for ecosystem services programs in the Brazilian Atlantic Forest: Effective but not enough. *Land Use Policy*, 82, 283–291. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.11.054>
- Saad, S. I., Silva, J. M., Ponette-González, A. G., Silva, M. L. N., & Rocha, H. R. da. (2021). Modeling the on-site and off-site benefits of Atlantic Forest conservation in a Brazilian watershed. *Ecosystem Services*, 48. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101260>

- Saarikoski, H., Mustajoki, J., Barton, D. N., Geneletti, D., Langemeyer, J., Gomez-Baggethun, E., Marttunen, M., Antunes, P., Keune, H., & Santos, R. (2016). Multi-Criteria Decision Analysis and Cost-Benefit Analysis: Comparing alternative frameworks for integrated valuation of ecosystem services. *Ecosystem Services*, *22*, 238–249. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.10.014>
- Salles, G. P., Salinas, D. T. P., & Paulino, S. R. (2017). How Funding Source Influences the Form of REDD + Initiatives: The Case of Market Versus Public Funds in Brazil. *Ecological Economics*, *139*, 91–101. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.04.003>
- Santos, F. A. M., Coelho-Junior, M. G., Cardoso, J. C., Basso, V. M., Marques, A. L. P., & Silva, E. M. R. (2020). Program outcomes of payments for watershed services in Brazilian Atlantic Forest: How to evaluate to improve decision-making and the socio-environmental benefits. *Water*, *12*(9), 1–24. <https://doi.org/10.3390/w12092441>
- Scarano, F. R., & Ceotto, P. (2015). Brazilian Atlantic Forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. *Biodiversity and Conservation*, *24*(9), 2319–2331. <https://doi.org/10.1007/s10531-015-0972-y>
- Schneider, C., Coudel, E., Cammelli, F., & Sablayrolles, P. (2015). Small-scale farmers' needs to end deforestation: insights for REDD+ in São Felix do Xingu (Pará, Brazil). *International Forestry Review*, *17*(S1), 124–142.
- Schulz, C. (2020). Forest Conservation Through Markets? A Discourse Network Analysis of the Debate on Funding Mechanisms for REDD+ in Brazil. *Environmental Communication*, *14*(2), 202–218. <https://doi.org/10.1080/17524032.2019.1631869>
- Silva, V. B. S., Morais, D. C., & Almeida, A. T. (2010). A Multicriteria Group Decision Model to Support Watershed Committees in Brazil. *Water Resources Management*, *24*(14), 4075–4091. <https://doi.org/10.1007/s11269-010-9648-2>
- Silva-Muller, L. (2022). Payment for ecosystem services and the practices of environmental fieldworkers in policy implementation: The case of Bolsa Floresta in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy*, *120*. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2022.106251>
- Simedo, M. B. L., Pissarra, T. C. T., Martins, A. L. M., Lopes, M. C., Costa, R. C. A., Zanata, M., Pacheco, F. A. L., & Fernandes, L. F. S. (2020). The assessment of hydrological

- availability and the payment for ecosystem services: A pilot study in a Brazilian headwater catchment. *Water*, 12(10). <https://doi.org/10.3390/w12102726>
- Skutsch, M., Turnhout, E., Vijge, M. J., Herold, M., Wits, T., Den Besten, J. W., & Torres, A. B. (2014). Options for a national framework for benefit distribution and their relation to community-based and national REDD+ monitoring. *Forests*, 5(7), 1596–1617. <https://doi.org/10.3390/f5071596>
- Snyder, H. (2019). Literature review as a research methodology: An overview and guidelines. *Journal of Business Research*, 104, 333–339. <https://doi.org/10.1016/j.jbusres.2019.07.039>
- Sone, J. S., Gesualdo, G. C., Zamboni, P. A. P., Vieira, N. O. M., Mattos, T. S., Carvalho, G. A., Rodrigues, D. B. B., Alves Sobrinho, T., & Oliveira, P. T. S. (2019). Water provisioning improvement through payment for ecosystem services. *Science of the Total Environment*, 655, 1197–1206. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.319>
- Suich, H., Lugina, M., Muttaqin, M. Z., Alviya, I., & Sari, G. K. (2017). Payments for ecosystem services in Indonesia. *Oryx*, 51(3), 489–497. <https://doi.org/10.1017/S0030605316000259>
- Sunderlin, W. D., Sassi, C., Ekaputri, A. D., Light, M., & Pratama, C. D. (2017). REDD+ contribution to well-being and income is marginal: The perspective of local stakeholders. *Forests*, 8(4). <https://doi.org/10.3390/f8040125>
- Tagliari, M. M., Moreira, V. A., & Peroni, N. (2019). Análise de programas de pagamento por serviços ambientais no sul do Brasil: identificando estratégias para a conservação da *Araucaria angustifolia*. *Desenvolvimento e Meio Ambiente*, 50, 216–233.
- Telles, R. (2001). A efetividade da “matriz de amarração” de Mazzon nas pesquisas em Administração. *Revista de Administração*, 36(4), 64–72.
- Trevisan, A. C. D., Schmitt-Filho, A. L., Farley, J., Fantini, A. C., & Longo, C. (2016). Farmer perceptions, policy and reforestation in Santa Catarina, Brazil. *Ecological Economics*, 130, 53–63. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.06.024>
- van Marrewijk, M. (2003). Concepts and Definitions of CSR and Corporate Sustainability: Between Agency and Communion. *Journal of Business Ethics*, 44, 95–105.

- van Oosterzee, P., Blignaut, J., & Bradshaw, C. J. A. (2012). iREDD hedges against avoided deforestation's unholy trinity of leakage, permanence and additionality. *Conservation Letters*, 5(4), 266–273. <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2012.00237.x>
- Vatn, A. (2010). An institutional analysis of payments for environmental services. *Ecological Economics*, 69(6), 1245–1252. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.018>
- Viani, R. A. G., Bracale, H., & Taffarello, D. (2019). Lessons learned from the Water Producer Project in the Atlantic Forest, Brazil. *Forests*, 10(11). <https://doi.org/10.3390/f10111031>
- Viani, R. A. G., Braga, D. P. P., Ribeiro, M. C., Pereira, P. H., & Brancalion, P. H. S. (2018). Synergism Between Payments for Water-Related Ecosystem Services, Ecological Restoration, and Landscape Connectivity Within the Atlantic Forest Hotspot. *Tropical Conservation Science*, 11. <https://doi.org/10.1177/1940082918790222>
- Villegas-Palacio, C., Berrouet, L., López, C., Ruiz, A., & Upegui, A. (2016). Lessons from the integrated valuation of ecosystem services in a developing country: Three case studies on ecological, socio-cultural and economic valuation. *Ecosystem Services*, 22, 297–308. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.10.017>
- West, T. A. P., Börner, J., Sills, E. O., & Kontoleon, A. (2020). Overstated carbon emission reductions from voluntary REDD+ projects in the Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(39), 24188–24194. <https://doi.org/10.1073/pnas.2004334117/-/DCSupplemental>
- Wunder, S. (2005). *Payments for environmental services: Some nuts and bolts* (42). <http://www.cifor.cgiar.org>
- Wunder, S. (2015). Revisiting the concept of payments for environmental services. *Ecological Economics*, 117, 234–243. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.08.016>
- Wunder, S., Engel, S., & Pagiola, S. (2008). Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. *Ecological Economics*, 65(4), 834–852. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.03.010>
- Yu, H., Xie, W., Yang, L., Du, A., Almeida, C. M. V. B., & Wang, Y. (2020). From payments for ecosystem services to eco-compensation: Conceptual change or paradigm shift? In

*Science of the Total Environment* (Vol. 700). Elsevier B.V.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134627>

Zanella, M. A., Schleyer, C., & Speelman, S. (2014). Why do farmers join Payments for Ecosystem Services (PES) schemes? An Assessment of PES water scheme participation in Brazil. *Ecological Economics*, *105*, 166–176.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.06.004>

Zolin, C. A., Folegatti, M. V., Mingoti, R., Paulino, J., Sánchez-Román, R. M., & González, A. M. O. (2014). The first Brazilian municipal initiative of payments for environmental services and its potential for soil conservation. *Agricultural Water Management*, *137*, 75–83. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.02.006>

## Apêndice I

### Overview of Payment for Environmental Services Initiatives in Brazil<sup>1</sup>

#### Abstract

In 2021, the Brazilian government established the National Policy of Payment for Environmental Services. Its main objective is to promote initiatives for maintenance, recovery, and improvement of the ecosystem, in a compensation for benefits, which are named ecosystem services, that the ecosystem provides to society. Although this legislation is very recent, the practice of Payment for Environmental Services (PES) has been adopted in Brazil since 2000. Since then, several initiatives have been developed with the involvement of public and private sectors, making Brazil the main source of studies on PES in Latin America. In this study, we present an overview of all PES initiatives performed in Brazil, considering a perspective of scientific studies that have been published in peer reviewed journals, and whose object of studies were one or more of those initiatives. To analyze these papers, we have proposed a framework that contains 11 categories of analysis, which allow us to have an overview of the Brazilian experience that can be useful for academic purposes, for practitioners, and governments. Our results identified Watershed Services and Forest and Carbon Services as the main types of PES performed in Brazil, which are concentrated in the Southeast and North regions and in the Atlantic Forest and Amazon Forest biomes. The Brazilian PES is mainly intended for regulation services and involves actions for forest conservation and restoration. Other significant aspect is the presence of social goals and non-monetary benefits in various programs.

**Keywords:** Ecosystem Services; Environmental Services; Payment for Environmental Services; Environmental Conservation; Sustainable Development.

## 1 Introduction

In Brazil, the recent Law 14.119/2021 established the National Policy of Payment for Environmental Services (PNPSA, acronym for the term in Portuguese), whose main objective is to promote initiatives (environmental services) for maintenance, recovery, and improvement of the ecosystem, in compensation for benefits that the ecosystem provides to the society, which are named ecosystem services. In literature, sometimes the terms environmental services and ecosystem services have been applied with the same meaning. However, according to the Brazilian law, ecosystem services will be used only to refer to the natural process.

The same law classifies ecosystem services into four types: (i) provision, which produces goods used for consumption or sale (e.g. wood, fresh water, or food); (ii) support, related to maintaining the perpetuity of the earth (e.g. soil formation or nutrient cycling); (iii) regulation, regarding the maintenance of the stability of ecosystem services (e.g. water quality, floods, and climate); and, finally, (iv) cultural services, related to non-material benefits (e.g. aesthetic or spiritual) (Brasil, 2021). In the PNPSA, the private sector, the public sector, communities, non-governmental organizations (NGO), among others, can act as both provider (service provider) and beneficiary (service payer) of environmental services.

Payment for Environmental Services (PES) is an innovative approach (Melo et al., 2021) that has been growing in recent decades and has been applied in various countries worldwide (e.g., Australia, China, Colombia, Costa Rica, Germany, Mexico, Uganda). It proposes a new way of seeing environmentalism that is different from traditional command-and-control policies, in which the landowners (polluter) are responsible for paying all costs of the environmental impact he/she has caused (Börner et al., 2016). In comparison with these command-and-control policies, PES instrument prioritizes initiatives where the rate cost-

---

<sup>1</sup> \*Artigo submetido ao periódico Land Use Policy em 30/11/2023

benefit is better (Pagiola et al., 2005), making the investment more effective in environmental, social, and economic terms.

The motivation for PES has its origin in the work “The Problem of Social Cost”, published in 1960 by Ronald Coase (Coase, 1960). According to this study, when an agent develops some actions related to his/her business, whose consequences impact positively or negatively on a third party, both parties can bargain aiming to find an optimal economic decision to compensate the “externalities” (harm or benefit), assuming a scenario of low transaction costs and granted property rights.

In the PES policies, the adopted practice is to reward (with monetary or non-monetary gains) the agent who caused the harm if he/she interrupts the action that is provoking the harm and/or starts adopting an environmental-friendly attitude; to put it simply, the reward is conditioned to the change of attitude (Börner et al., 2010; Ma et al., 2017); this practice is named “conditionalities”. One type of PES program is the Payment for Watershed Services (PWS), in which downstream water users pay upstream farmers for adopting measures such as less aggressive agricultural or livestock practices or setting aside land for protection and restoration of riparian zones, forest, and soil, aiming to improve water conditions. Another characteristic of PES policies is “voluntariness”, which means landowners are not obligated to join a PES program. However, if they agree to participate, they are coerced to preserve the environment through external incentives and should be punished if they do not comply with the agreement (Ma et al., 2017). Finally, it is assumed that PES is, at least, welfare-neutral for its participants (Börner et al., 2010, 2016; Schulz et al., 2015).

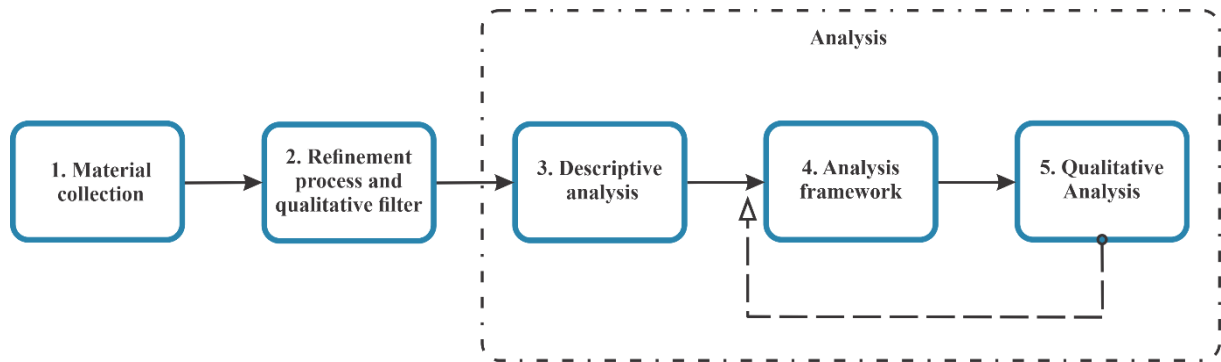
Although the legislation is very recent, PES was already foreseen in 2012 in Brazil’s New Forest Code policy (Brasil, 2012). The first documented initiative was a program of the federal government to promote rural family farming, which was at first implemented as a private initiative in the state of Pará (Amazonian region) in 2000, named Proambiente (acronym in Portuguese for Socio-Environmental Development Program for Rural Family Farming).

Since then, several initiatives have been developed, with the involvement of public and private sectors. In this paper, we performed a literature review on PES programs in Brazil. The goal is to identify the main characteristics of these programs: category of ecosystem service; type of environmental service that is performed; classification of PES; state and biome where these programs are implemented; which phase of its life cycle the PES was during the study; decade in which the PES began; goals of the PES; type of payment that providers can earn; and actors responsible for implementing and funding the programs. From this, we aim to create a data base of environmental services that can subsidize new initiatives on PES programs. A sample of 62 papers were reviewed, encompassing the period from 2003 to 2023, which concern PES programs developed totally or partially in Brazil and that are in implementation phase, operation phase, or already concluded.

The paper is organized as follows: Section 2 presents the methodology of the review; Section 3 presents the results of the analyses; Section 4 presents discussion; and, finally conclusion, limitations, and recommendations for future work are presented in Section 5.

## **2 Materials and methods**

The methodology adopted in this study is a systematic literature review that aims to summarize existing research on a given topic by organizing it into dimensions and categories of analysis to answer a research question or hypothesis, and to contribute to the theoretical development of the topic. To perform the review, we adopted the five-step process implemented in the work by Cicciù et al. (2022) (Figure 1):



**Figure 1.** Literature review process

As for the material collection, the review was performed on the Web of Science™ platform on August 25, 2022. We opted for this based on its reputation and coverage in the most diverse areas of knowledge (Bhardwaj, 2016). We do not choose a specific timespan, but the first result was published only in 2007, and the last in 2022 September. The parameters used in the search are shown on Table 1.

This search returned 239 papers. Then, we proceeded with the second step. First, we excluded proceeding papers, publications in Spanish, book chapters, and editorial materials; a total of 9 papers were removed (first filter).

**Table 1 - Parameters of search in the Web of Science™**

Parameter	Input
<i>Search query</i>	((TS=("ecosystem service*" OR "environmental service*")) AND TS=(payment*)) AND TS=(Brasil* OR Brazil*)
<i>Indexes</i>	Science Citation Index Expanded (SCI-EXPANDED), Social Sciences Citation Index (SSCI), Emerging Sources Citation Index (ESCI), Arts & Humanities Citation Index (A&HCI)
<i>Document type</i>	“Article” or “review”
<i>Timespan</i>	Not applied
<i>Languages</i>	English and Portuguese

Second, we performed a reading of titles, abstracts, and keywords in order to remove papers that did not meet the following criteria (second filter): (i) the paper concerns the analysis of PES programs developed in Brazil (totally or partially); and (ii) papers whose main focus is discussion of legal issues were removed. With this preliminary reading, 35 articles were excluded, and we proceeded with the reading of the remaining papers (195 papers). Then, we proceeded with the full reading of the papers, and then we applied the second filter again and 30 more papers were removed: 14 refer to PES programs in other countries or do not make mention to the region where the study was performed; 9 papers were not about PES; 2 papers are concerned with legal issues; and 5 papers were literature review papers.

We then applied a third filter to the sample of 165 papers to separate the studies into two sets: (i) real-life cases, that is, PES that are in the implementation phase, operation phases, or already concluded; and (ii) hypothetical or only planned program cases. Our analysis was performed over the first set (62 papers).

Based on the goal of the review, we defined some dimensions of analysis. The reading of the papers allowed to identify other dimensions and categories that formed the framework used for the analyses of the papers, as shown in Table 2.



**Table 2 - Framework for analysis of the papers**

<b>Dimension of Analysis</b>	<b>Description</b>	<b>Categories of Analysis</b>
Category of the ecosystem service	The type of ecosystem services.	(i) Provision services; (ii) Support services; (iii) Regulatory services; (iv) Cultural services.
Category of the environmental service	The type of environmental services that have been performed in these programs.	(i) Forest conservation; (ii) Forest restoration; (iii) Sustainable forest exploitation; (iv) Production improvement; (v) Soil conservation; (vi) Legal adjustment; (vii) Landscape activities; (viii) Other.
Category of PES	Category of PES according to specialized literature.	(i) Forest and Carbon Services; (ii) Watershed Services; (iii) Biodiversity Services; (iv) Landscape Services; (v) Urban Services.
Side objectives	Objectives of the PES besides environmental ones.	(i) Poverty reduction/livelihood improvement; (ii) Targeting of traditional communities; (iii) Targeting of smallholders; (iv) Enforcement of public policies; (v) Increment of infrastructure; (vi) Jobs' offer; (vii) Targeting of rural settlements; (viii) Literacy campaign; (ix) Professionalization.
State	State of Brazil where the PES has been implemented.	All states of Brazil.
Biome	Biome of the region where the PES has been implemented.	(i) Atlantic Forest; (ii) Amazon Forest; (iii) Cerrado; (iv) Caatinga.
Period of implementation	Decade in which the PES was begun.	(i) Before 1990's; (ii) 1990's; (iii) 2000's; (iv) 2010's; (v) After 2010's.
Life cycle phase	Phase of the PES during the development of the study.	(i) In implementation; (ii) In operation; (iii) Canceled; (iv) Concluded.
Implementer	Entities involved in the institutional arrangement and operation of program.	(i) Public sector; (ii) Private sector; (iii) NGO; (iv) Public-Private partnership; (v) Public-NGO partnership; (vi) Public-Private-NGO partnership; (vii) Public-NGO-CSO partnership; (viii) Public-CSO partnership; (ix) Public-Private-CSO partnership; (x) Public-Private-NGO-CSO partnership.
Funding	Sources of financial resources of program.	(i) Public budget; (ii) International donors; (iii) Public financing obtained from the application of charges to citizens and/or companies; (iv) Carbon market; (v) Private financing; (vi) NGO.
In-kind payments	Other types of payment besides monetary.	(i) Monetary only; (ii) Investments in infrastructure; (iii) Training; (iv) Material supply; (v) Administrative support.

The categories of ecosystem services are based on the classification adopted in the Brazilian legislation and by other authors (Perevochtchikova et al., 2021). For the dimension "Category of the PES", the categories were based on the classification already used in literature (Simedo et al., 2020; Yu et al., 2020; Dias et al., 2022).

### 3 Results

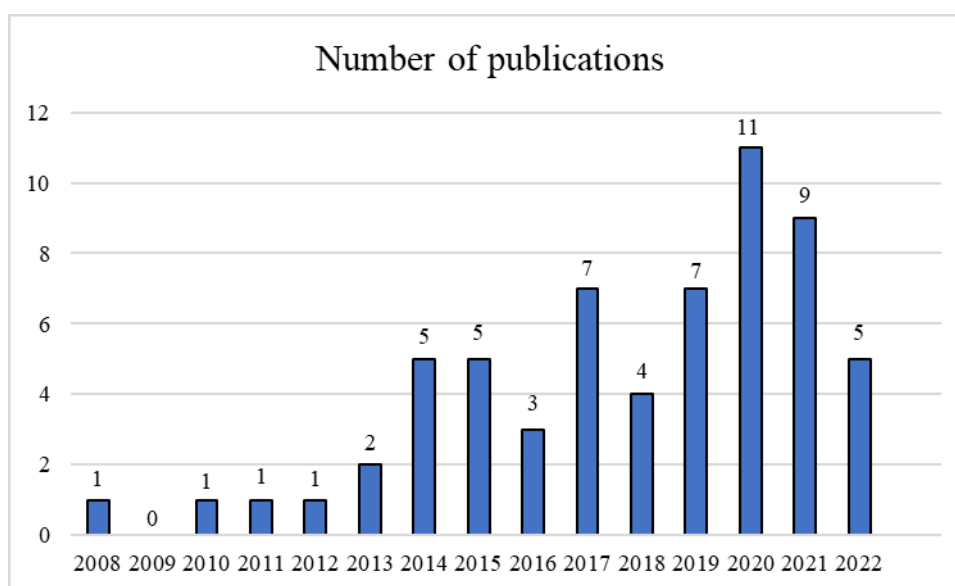
The analyses were organized into two parts: descriptive analysis of the papers and analysis of the programs based on the proposed framework.

#### 3.1 Descriptive analysis

In this section, we present the distribution of papers through the years, the most relevant journals in which the papers were published, and the methodological aspects of these studies.

##### 3.1.1 *Distribution of papers per year*

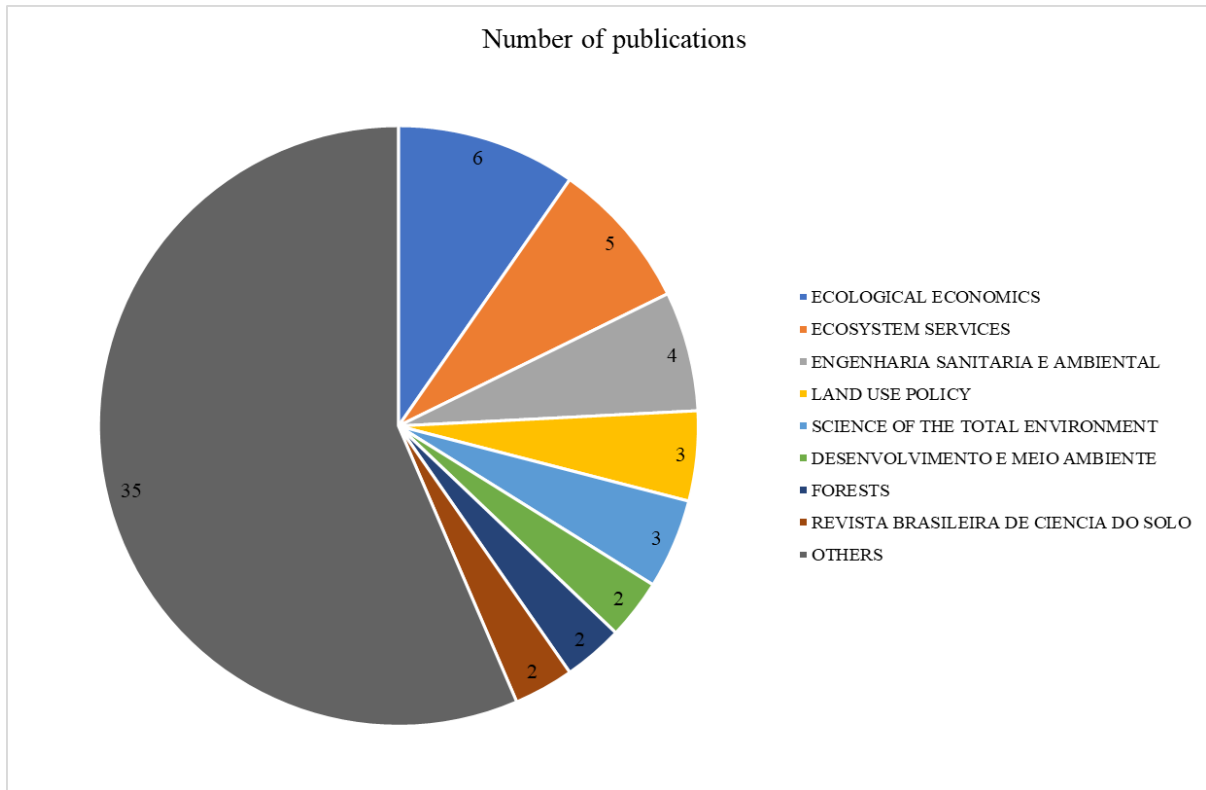
As can be observed in Figure 2, studies concerning PES programs in Brazil are recent, with the first paper being published in 2008. However, more than 90% of the papers were published after 2014, with an average of more than 6 papers per year. In 2020, the number of publications increased almost 100% in relation to the average of the previous years. Then, the number dropped in the following years, maybe because the programs may have been affected by the pandemic period; we believe that the number of publications will increase again from 2023 on.



**Figure 2.** Distribution of papers per year

##### 3.1.2 *Most relevant journals*

The publications are spread into various journals, most of them (56%) with only one publication (Figure 3). The most relevant journal is Ecological Economics, which had a special issue about the topic in 2008, followed by Ecosystem Services journal; in the sequence, we have a Brazilian journal, with publications in Portuguese.



**Figure 3.** Most relevant sources

### 3.1.3 Methodological classification

According to the temporal perspective of the analyses, most works can be classified into ex-post studies (87.10% of the cases) and ex-ante studies (3.23%). Ex-post studies (87.10%) have focused on data and events that have already happened, for example, the measure of environmental, social, and economic gains of a certain program. Ex-ante studies are those that simulate future benefits of a program implemented or in implementation. 9.68% of the studies have combined both perspectives.

Finally, according to the perspective used by the authors to analyze the program, we classified the papers into four categories: environmental, economic, social, and institutional, and it is possible to adopt more than one perspective:

- Environmental: the analysis focuses on environmental results already achieved by the programs or that can be achieved in the future.
- Economic: the analysis focuses on economic and financial results of the programs in terms of costs, cost-effectiveness, sources of financing, returns of investments and cost reduction. This perspective also includes a socioeconomic analysis of the participants, but with the focus on financial gains.
- Social: this analysis focuses on the impact of programs in how the participants live and interact with their community, observing aspects like opinions, knowledge, motivations, preferences, conflicts in the region, historical and cultural aspects of the region/population, integration of the community with the program and its decision-making process.
- Institutional: the analysis focuses on institutional aspects, such as political factors, power disputes between actors, comparison with other policies and countries, and governmental postures, including the use of specific theoretical lens and frameworks.

Most of the papers (70.91%) adopted only one perspective of analysis; Institutional is the main perspective (33.87%), followed by Environmental (25.81%), Social (6.45%), and Economic (4.84%). In a global way, Institutional was the perspective adopted in more than half of the papers (54.84%), followed by Environmental (38.71%), and Social (20.97%) studies. There are no studies that combine the three dimensions of Triple Bottom Line (Environmental/Economic/Social). Table 3 presents the classification of the papers according to the perspective of the analysis.

**Table 3 - Classification of papers according to the dimension of the analysis**

<b>Dimension</b>	<b>Total</b>	<b>%</b>
Institutional	21	33.87
Environmental	16	25.81
Institutional/Social	8	12.90
Social	4	6.45
Economic/Environmental	4	6.45
Economic	3	4.84
Economic/Environmental/Institutional	3	4.84
Economic/Institutional	1	1.61
Economic/Social	1	1.61
Environmental/Institutional	1	1.61
<b>Total</b>	<b>62</b>	<b>100.0</b>

### 3.2 Framework of analysis

The proposed framework of analysis (Table 2) aims to evaluate the programs that are objects of study of the papers. It is important to emphasize that some programs are the object of more than one paper and some papers have as object of study various programs; because of this, the number of papers is different from the number of programs. Also, in the reviewed sample, seven papers do not mention the name of the programs that they evaluated. Thus, we decided to remove these papers in this part of our analysis. So, we proceed with the analysis with the remaining 55 papers that mention 108 different programs.

Table 4 presents the list of programs and the papers that evaluated each of them. To perform our evaluation using the proposed framework, we consider all sources of information about each program.

**Table 4 - List of PES programs analyzed on this study with their respective sources**

<b>Name of the Program in Portuguese</b>	<b>References</b>	<b>Scale</b>
Conservador das Águas	(Bispo et al., 2020; Bremer et al., 2020; Coelho et al., 2021; Figueiredo et al., 2021; Jardim & Bursztyn, 2015; Lima et al., 2016; Richards et al., 2015, 2017; Ruggiero et al., 2019; Saad et al., 2018, 2021; Viani et al., 2018; Zanella et al., 2014; Zolin et al., 2011, 2014)	Municipal
Bolsa Floresta	(Agustsson et al., 2014; Alves-Pinto et al., 2018; Cisneros et al., 2022; Coelho et al., 2021; Gebara, 2013; Kull et al., 2015; Palmer et al., 2020; Pereira, 2010; Rival, 2013; R. Silva et al., 2021; Silva-Muller, 2022)	State
Produtor de Água e Floresta	(Aza et al., 2021; Bremer et al., 2020; Coelho et al., 2021; Filoche, 2017; Fiorini et al., 2020a; Fiorini et al., 2020b)	State
Produtor de Água PCJ	(Coelho et al., 2021; Richards et al., 2017; Ruggiero et al., 2019; Viani et al., 2019)	Intercity

Produtor de Água Rio Camboriú	(Bremer et al., 2020; Coelho et al., 2021; Hamel et al., 2020; Kroeger et al., 2019)	Intercity
Sistema de Incentivos a Serviços Ambientais (SISA)	(Conceição et al., 2015; Greenleaf, 2020a, 2020b; Sunderlin et al., 2017)	State
Guardião das Águas	(Coelho et al., 2021; Melo et al., 2016, Melo et al., 2021)	Municipal
Mina d'Água	(Coelho et al., 2021; Richards et al., 2017; R. F. B. Silva et al., 2017)	State
Oásis Apucarana	(Coelho et al., 2021; Young & Bakker, 2014; Zanella et al., 2014)	Municipal
Proambiente	(Coelho et al., 2021; Hall, 2008; Kull et al., 2015)	Federal
Água Vale do Paraíba	(Coelho et al., 2021; R. F. B. Silva et al., 2017)	Intercity
Bolsa Verde	(Alves-Pinto et al., 2018; Coelho et al., 2021)	Federal
Bolsa Verde - MG	(Coelho et al., 2021; Richards et al., 2017)	State
Crédito Ambiental Paulista RPPN	(Coelho et al., 2021; R. F. B. Silva et al., 2017)	State
Mais Água São José dos Campos	(Coelho et al., 2021; R. F. B. Silva et al., 2017)	Municipal
Manancial Vivo - MS	(Coelho et al., 2021; Sone et al., 2019)	State
Oásis São Paulo	(Coelho et al., 2021; Young & Bakker, 2014)	State
PES Jari	(Sunderlin et al., 2017; West et al., 2020)	Municipal
Produtor de Água (ANA)	(Libanio, 2015, 2016)	Federal
Produtor de Água Guaratinguetá	(Coelho et al., 2021; R. F. B. Silva et al., 2017)	Municipal
Projeto Assentamentos Sustentáveis (PAS)	(Simonet et al., 2019; Sunderlin et al., 2017)	State
PES Ribeirão das Couves	(Fiore et al., 2017; Santos et al., 2020)	Municipal
ADPML Portel-Pará	(West et al., 2020)	-
Agente Ambiental	(Coelho et al., 2021)	Intercity
Agrocortex	(West et al., 2020)	-
Água Bacia Paraíba do Sul	(Coelho et al., 2021)	Intercity
Águas da Mata Atlântica 2 (AMA2)	(Santos et al., 2020)	Municipal
Araçuaí Sustentável	(Rival, 2013)	Municipal
Araucária+	(Tagliari et al., 2019)	Intercity
Bacia do Corumbatai	(Coelho et al., 2021)	State
Bioclima PSA Água	(Coelho et al., 2021)	State
Bioclima PSA RPPN	(Coelho et al., 2021)	State
Bodoquena	(Coelho et al., 2021)	Municipal
Bolsa Reciclagem	(Dias et al., 2022)	State
Botucatu	(Coelho et al., 2021)	Municipal
Cercar para Não Secar	(Coelho et al., 2021)	Municipal
Chico Mendes Law	(Hausknost et al., 2017)	State
Comitê de Bacias Hidrográficas Sorocaba e Médio-Tietê	(Coelho et al., 2021)	State
Consórcio Intermunicipal Lagos São João	(Coelho et al., 2021)	Intercity
Corredor Ecológico Chapecó	(Tagliari et al., 2019)	Intercity
Cotriguaçu	(Sunderlin et al., 2017)	Municipal
Desenvolvimento Rural Sustentável Bacia Santo Antônio	(Coelho et al., 2021)	State
Desmatamento Evitado	(Tagliari et al., 2019)	Interstate
Ecocrédito Itabira	(Coelho et al., 2021)	Municipal
Ecocrédito Montes Claros	(Coelho et al., 2021)	Municipal
Ecocrédito Pouso Alegre	(Coelho et al., 2021)	Municipal
Entorno RPPN Feliciano Abdala	(Coelho et al., 2021)	State
Estradas com Araucárias	(Tagliari et al., 2019)	Interstate
Florestas para a Vida	(Coelho et al., 2021)	State
Florestal Santa Maria	(West et al., 2020)	-
Fundo de Boas Práticas Socioambientais em Microbacias (FUNBOAS)	(Aza et al., 2021)	-
Guardião dos Igarapés	(Coelho et al., 2021)	Municipal
ICMS Ecológico	(Aza et al., 2021)	State
Italva	(Santos et al., 2020)	Municipal

Maísa	(West et al., 2020)	-
Manancial Vivo - PR	(Coelho et al., 2021)	Municipal
Manoa	(West et al., 2020)	-
Miringuava	(Weins et al., 2021)	Municipal
Nascentes do São Francisco	(Coelho et al., 2021)	Municipal
Oásis Bonito	(Coelho et al., 2021)	State
Oásis Brumadinho	(Coelho et al., 2021)	Municipal
Olhos d'Água	(Santos et al., 2020)	Municipal
Preservar para Não Secar	(Coelho et al., 2021)	Municipal
Produtor de Água Ribeirão Abóbora	(Morais et al., 2022)	Municipal
Produtor de Água Bacia Ribeirão João Leite	(Coelho et al., 2021)	State
Produtor de Água Bacia Ribeirão Piripau	(Coelho et al., 2021)	Intercity
Produtor de Água Córrego Feio	(Coelho et al., 2021)	Municipal
Produtor de Água Pratigi	(Coelho et al., 2021)	Municipal
Produtor de Água Ribeirão Candidópolis	(Coelho et al., 2021)	Municipal
Produtor de Água Rio Branco	(Coelho et al., 2021)	State
Produtor de Água Bacia Rio Macaé	(Coelho et al., 2021)	State
Produtor de Água Córrego da Velha	(Coelho et al., 2021)	Municipal
Produtor de Água Rio Vermelho	(Coelho et al., 2021)	Municipal
Produtor de Água Rio Capivari	(Coelho et al., 2021)	Municipal
Produtor de Água Votuporanga	(Coelho et al., 2021)	State
Produtor Sustentável	(Coelho et al., 2021)	Municipal
Produtores de Água do Rio Verde	(Coelho et al., 2021)	Municipal
ProdutorES	(Zanella et al., 2014)	State
ProdutorES de Água Rio São José	(Coelho et al., 2021)	State
ProdutorES de Água Bacia Benevente	(Coelho et al., 2021)	State
ProdutorES de Água Bacia Rio Guandu	(Coelho et al., 2021)	State
Programa para Promover Reflorestamento	(Eloy et al., 2012)	State
Projeto de Recuperação de Matas Ciliares	(Coelho et al., 2021)	Intercity
Projeto Taquarussu	(Coelho et al., 2021)	State
Promata (Associação pelo Meio Ambiente de Juiz de Fora – AMAJF)	(Coelho et al., 2021)	State
Promata Amanhãgua	(Coelho et al., 2021)	State
Promata Carlos Chagas	(Coelho et al., 2021)	State
Promata Itabira	(Coelho et al., 2021)	State
Promata 4 Cantos do Mundo	(Coelho et al., 2021)	State
Purus	(West et al., 2020)	-
Queima Pé	(Coelho et al., 2021)	Municipal
Reflorestar	(Coelho et al., 2021)	State
Ribeirão do Boi Sustentável	(Coelho et al., 2021)	State
Ribeirão Guaratinguetá	(Santos et al., 2020)	Municipal
Rio Bananal	(Santos et al., 2020)	Municipal
Rio Fagundes	(Santos et al., 2020)	Intercity
Rio Preto-Jacundá	(West et al., 2020)	-
Rio Sesmaria	(Santos et al., 2020)	Municipal
Rios Pomba e Muriaé	(Santos et al., 2020)	Intercity
RMDLT Portel-Pará	(West et al., 2020)	-
Russas	(West et al., 2020)	-
Santa Catarina	(Coelho et al., 2021)	State
São Félix do Xingu	(Sunderlin et al., 2017)	Municipal
SOS Nascentes	(Coelho et al., 2021)	Municipal
Suruí	(West et al., 2020)	-
Taxa de Preservação Ambiental (TPI)	(Araujo et al., 2018)	District
Uruçuca	(Coelho et al., 2021)	Municipal
Valparaíso	(West et al., 2020)	-

Some programs are the object of various studies: Conservador das Águas from Extrema, Minas Gerais, which appears in 15 papers of a sample of 55; Bolsa Floresta from Amazonas,

which appears in 20% of the studies; Produtor de Água e Floresta from Rio Claro, Rio de Janeiro (10.91%); Produtor de Água Piracicaba-Capivari-Jundiaí from São Paulo (7.27%); Produtor de Água do Rio Camboriú from Santa Catarina (7.27%); and SISA from Acre (7.27%). however, most of the programs (86, or 79.6% of the cases) appear in only one study.

This section presents the analysis of programs according to the framework of analysis presented in Table 2.

### 3.2.1 *Category of ecosystem services*

The ecosystem services are classified into: (i) Provision services (agriculture productivity/food, aquifer recharge, increased infiltration, non-timber forest products, water availability, water provision, water quantity, water regulation, water storage, and/or water supply); (ii) Support services (biodiversity conservation/protection, forest connectivity, nutrient cycling, pollination, soil conservation, and/or soil fertility); (iii) Regulatory services (avoided carbon emissions, carbon offsetting, carbon sequestration, carbon storage, climate change mitigation, climate regulation, erosion abatement, erosion control, erosion reduction, sedimentation reduction, silting reduction, and/or water quality); and (iv) Cultural services (cultural values, landscape, recreation, and/or traditional forest knowledge).

In most of the studies (63, or 58%), the type of ecosystem service was not specified. regulatory services appeared in 41 studies from a list of 45 programs from which it was possible to identify the category of ecosystem service, that is 91.1% of the cases, alone or in combination with another type of ecosystem service, followed by provision services (51.1%), support services (28.9%), and cultural services (11.1%). Table 5 depicts the type of ecosystem service for which the programs are intended.

**Table 5 - Classification of programs according to ecosystem services**

<b>Category of ES</b>	<b>Total</b>	<b>%</b>
Regulatory	15	33.3
Provision/regulatory	14	27.5
Provision/regulatory/support	6	13.3
Cultural/regulatory/support	3	6.7
Provision	2	4.4
Regulatory/support	2	4.4
Cultural	1	2.2
Support	1	2.2
Cultural/provision/regulatory/support	1	2.2
Total	45	100.0

### 3.2.2 *Category of environmental services*

We have found seven main types of activities performed in PES schemes in Brazil: (i) Forest conservation (fencing of protected areas, and forest protection); (ii) Forest restoration (active restoration, afforestation, forest enrichment, isolation of areas to restoration, natural/passive restoration, planting of seedlings, reconstitution of forests, and reforestation); (iii) Sustainable forest exploitation (extractivism, forest management, sustainable exploitation); (iv) Production/farming improvement (agriculture/livestock best management practices; agroforestry/silvopastoral; contour plowing/farming; fire-free agriculture; good agricultural practices; mechanized agriculture; organic farming; rotation system; sustainable agriculture/livestock); (v) Soil conservation (animal watering infrastructure, improvement of soil management, improvement of waste disposal, pasture recovering, relocation of rural roads and roads maintenance aiming to contain erosion, sanitation, soil improvement, and terraces);

(vi) Legal adjustment (register of private reserves, restoration of Legal Reserve or Permanent Protected Areas); and (vii) Landscape activities (ecotourism, environmental awareness, and environmental education).

For most of the programs (67, or 62% of the cases), it was not possible to identify the category of environmental services. From the remaining programs (41), we observed that most of them are intended for forest conservation (35, or 85.4%) and forest restoration (53.7%). Table 6 presents the results.

**Table 6 - Classification of programs according to environmental service**

<b>Category of ES</b>	<b>Total</b>	<b>%</b>
Forest conservation	35	85.4
Forest restoration	22	53.7
Production improvement	11	26.8
Landscape activities	8	19.5
Sustainable forest exploitation	8	19.5
Legal adjustment	7	17.1
Soil conservation	6	14.6
Other	1	2.4
<b>Total</b>	<b>41</b>	<b>100.0</b>

**Note.** The sum is not 100% because there are programs that fit in more than one category.

### **3.2.3 Category of PES**

The PES programs were classified according to the most common classification found in literature: (i) Forest and Carbon Services; (ii) Watershed Services; (iii) Biodiversity Services; (iv) Landscape Services; and (v) Urban Services.

Various programs are intended for different ecosystem services and for this reason these programs could be classified in more than one type of category of PES. However, we consider the category that was informed in the studies. Only in two cases, the authors classified the programs in more than one category of PES, specifically Forest and Carbon and Watershed Services.

Regarding the category of PES, for only 2 programs it was not possible to identify the category. Table 7 presents the results.

**Table 7 - Classification of programs according to the category of PES program**

<b>Category of PES</b>	<b>Total</b>	<b>%</b>
Watershed Services	79	73.1
Forest and Carbon Services	19	18.1
Biodiversity Services	4	3.8
Forest and Carbon/Watershed	2	1.9
Landscape Services	1	1.0
Urban Services	1	1.0
<b>Total</b>	<b>106</b>	<b>100.0</b>

### **3.2.4 Side objectives**

Side objectives are those that have other purposes other than environmental issues, normally associated with socioeconomic aspects. They are specifically common in developing countries (Börner et al., 2007; Coelho et al., 2021; Delacote & Angelsen, 2015), such as Brazil. Side objectives were identified explicitly in 18 programs (16.67% of the sample) and some programs have more than one side objective. The side objectives that appeared in the studies are divided into: (i) Poverty reduction/livelihood improvement (12 programs, or 66.7%); (ii)



Targeting of traditional communities (quilombolas - descendants of slaves, indigenous, etc.) (4 programs, or 22.2%); (iii) Targeting of smallholders (11 programs, or 61.1%); (iv) Enforcement of public policies (2 programs, or 11.1%); (v) Increment of infrastructure (besides infrastructure directly linked with environmental objectives) (3 programs, or 16.7%); (vi) Job offerings (1 program, or 5.6%); (vii) Targeting of rural settlements (3 programs, or 16.7%); (viii) Literacy campaign (1 program, or 5.6%); (ix) Professionalization (1 program, or 5.6%).

### 3.2.5 Geographic scope

#### 3.2.5.1 PES per biome

It was possible to identify the biomes of only half of the programs. Most programs are performed in the Atlantic Forest (55.6%) and the Amazon Forest (38.9%), indicating a concentration of programs in certain regions of the country, with other biomes representing only 5.6% of the cases (Table 8).

**Table 8 - Biomes where PES programs are performed**

Biome	Total	%
Atlantic Forest	30	55.6
Amazon Forest	21	38.9
Cerrado	2	3.7
Caatinga	1	1.9
Total	54	100.0

#### 3.2.5.2 PES per state

There are programs in all the states of Brazil and in the Federal District. However, three states concentrate more than half of the programs: Minas Gerais (25.9%), São Paulo (16.7%) and Rio de Janeiro (13.0%), all in the Southeast Region. Table 9 shows the distribution of programs per state.

**Table 9 - States where PES programs are localized in Brazil**

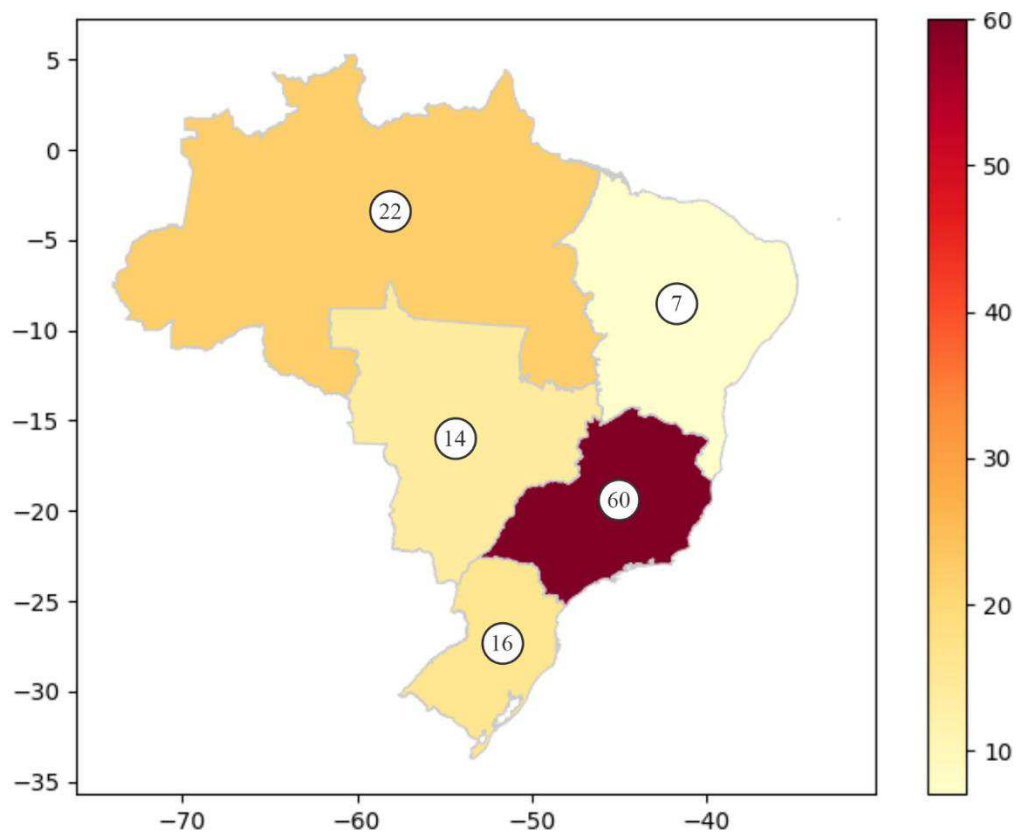
Regions	State	Program	Total	%
Southeast	Minas Gerais	Agente Ambiental; Água Paraíba do Sul; Araçuaí Sustentável; Bolsa Verde; Bolsa Verde-MG; Cercar para não Secar; Conservador das Águas; Desenvolvimento Rural Sustentável; Bacia Santo Antônio; Ecocrédito Itabira; Ecocrédito Montes Claros; Ecocrédito Pouso Alegre; Entorno RPPN Feliciano Abdala; Guardião dos Igarapés; Oásis Brumadinho; Preservar para não Secar; Produtor de Água ANA; Produtor de Água Córrego Feio; Produtor de Água do Rio Capivari; Produtor de Água no Córrego da Velha; Produtor de Água Ribeirão Candidópolis; Promata AMAJF; Promata Amanhágua; Promata Carlos Chagas; Promata Itabira; Promata 4 Cantos do Mundo; Recycling Exchange; Ribeirão do Boi Sustentável; Rios Pomba e Muriaé	28	25.9
	São Paulo	Água Paraíba do Sul; Água Vale do Paraíba; Bacia do Corumbataí; Botucatu; Bolsa Verde; Comitê das Bacias Hidrográficas Sorocaba e	18	16.7

		Médio-Tietê; Crédito Ambiental Paulista; Mais Água de São José dos Campos; Mina d'Água São Luiz do Piratininga; Oásis São Paulo; Produtor de Água ANA; Produtor de Água do Guaratinguetá; Produtor de Água PCJ; Produtor de Água Votuporanga; Produtor Sustentável; Projeto Recuperação de Matas Ciliares; Ribeirão das Couves; Ribeirão Guaratinguetá		
	Rio de Janeiro	Água Bacia Paraíba do Sul; AMA2; Bolsa Verde; Consórcio Intermunicipal Lagos São João; FUNBOAS; ICMS Ecológico; Italva; Olhos d'Água; Produtor de Água ANA; Produtor de Água Bacia do Rio Macaé; Produtor de Água e Floresta; Rio Bananal; Rio Fagundes; Rio Sesmaria	14	13.0
	Espírito Santo	Bolsa Verde; Florestas para a Vida; ProdutorES; ProdutorES de Água Bacia Benevente; ProdutorES de Água Bacia Rio Guandú; ProdutorES de Água Bacia Rio São José; Reflorestar	7	6.5
	Acre	Agrocortex; Bolsa Verde; Chico Mendes Law; Proambiente; Produtor de Água ANA; Produtor de Água Rio Branco; Programa para Promover Reflorestamento; Purus; Russas; Sisa; Valparaíso	11	10.2
North	Pará	ADPML Portel-Pará; Bolsa Verde; Maísa; Proambiente; Projeto Assentamentos Sustentáveis; RMDLT Portel-Pará; São Félix do Xingu	7	6.5
	Amazonas	Agrocortex; Bolsa Floresta; Bolsa Verde; Proambiente	4	3.7
	Rondônia	Bolsa Verde; Manoa; Rio Preto-Jacundá; Suruí	4	3.7
	Tocantins	Bolsa Verde; Proambiente; Produtor de Água ANA; Projeto Taquarussu	4	3.7
	Amapá	Bolsa Verde; Jarí; Proambiente	3	2.8
	Roraima	Bolsa Verde; Proambiente	2	1.9
	Santa Catarina	Araucária+; Bolsa Verde; Corredor Ecológico Chapecó; Desmatamento Evitado; Produtor de Água ANA; Produtor de Água do Rio Camboriú; Produtor de Água do Rio Vermelho; Projeto Estradas com Araucárias; Santa Catarina; SOS Nascentes	10	9.3
South	Paraná	Bioclima PSA Água; Bioclima PSA RPPN; Bolsa Verde; Manancial Vivo; Miringuava; Oásis Apucarana; Produtor de Água ANA; Desmatamento Evitado; Projeto Estradas com Araucárias	9	8.3
	Rio Grande do Sul	Guardião das Águas; Produtor de Água ANA	2	1.9
	Mato Grosso	Bolsa Verde; Cotriguaçu; Florestal Santa Maria; Proambiente; Produtor de Água ANA; Queima Pé; Suruí	7	6.5
Central-West	Goiás	Bolsa Verde; Produtor de Água ANA; Produtor de Água Bacia do Ribeirão João Leite; Produtor de Água do Ribeirão Abóbora; Produtor de Água na Bacia do Ribeirão Pípiripau; Produtores de Água do Rio Verde	6	5.6
	Mato Grosso do Sul	Bodoquena; Oásis Bonito; Manancial Vivo; Produtor de Água ANA	4	3.7

	Distrito Federal	Bolsa Verde; Produtor de Água ANA; Produtor de Água na Bacia do Ribeirão Pipiripau	3	2.8
	Bahia	Bolsa Verde; Produtor de Água ANA; Produtor de Água Pratiigi; Uruçuca	4	3.7
	Sergipe	Bolsa Verde; Nascentes do Rio São Francisco; Produtor de Água ANA	3	2.8
	Maranhão	Bolsa Verde; Proambiente	2	1.9
Northeast	Pernambuco	Bolsa Verde; Taxa de Preservação Ambiental	2	1.9
	Alagoas	Bolsa Verde	1	0.9
	Ceará	Bolsa Verde	1	0.9
	Paraíba	Bolsa Verde	1	0.9
	Piauí	Bolsa Verde	1	0.9
	Rio Grande do Norte	Bolsa Verde	1	0.9
		Total		108

**Note.** The sum of initiatives is not 100% because of programs in more than one state.

The Southeast Region concentrated most initiatives (55.6%), followed by North (20.3%), South (14.8%) Central-West (13.0%), and Northeast (6.5%) (Figure 4).



**Figure 4.** Programs by region

### 3.2.6 Payments-in-kind

Federal Law 14.119/2021 establishes the possibility of non-monetary payments, including social improvements, carbon reduction certificates, lending, and Environmental Reserve Quota (Brasil, 2021). One example of this is the Bolsa Floresta program for which the payment is converted into construction of educational and health facilities (Silva-Muller, 2022).

Only in 11 programs, we observed the existence of payment-in-kind, but in 4 of them it was not possible to identify the type. The remaining are distributed as presented in Table 10.

**Table 10 - Presence of payments-in-kind**

<b>Specification</b>	<b>Total</b>	<b>%</b>
Investments in infrastructure	5	45.5
Training	4	36.4
Material supplies	3	27.3
Administrative support	2	18.2
Unspecified action	4	36.4
<b>Total</b>	<b>11</b>	<b>100.0</b>

**Note.** The sum is not 100% because there are programs that fit in more than one category.

### **3.2.7 Life cycle phase**

It was possible to identify the life cycle phase that the program was in during the development of the study in only 51 of the programs. For programs that are in more than one study, we considered the more recent information about it, that is, the most recent paper. For programs for which it was possible to identify the life cycle phase, we observed that: 44 programs (77.2%) were in operation, 11 programs (19.3%) were already concluded, 1 program was canceled, and 1 was in the implementation phase.

### **3.2.8 Period of implementation**

We identified the year of implementation for 38 programs: 19 programs (50%) were implemented in the decade of 2010; 16 programs (42.1%) were implemented in the 2000's; and 3 programs (7.9%) in 1990's.

### **3.2.9 Implementers**

Disregarding, the programs for which it was not possible to identify the origin of entities involved in their institutional arrangement and operation (a total of 69 programs), we can infer that in only 3 programs (7.7%) public sectors are not involved in the institutional arrangement and operation, and in most of them (92.3%) this is done through partnerships with other entities, especially NGOs. Table 11 presents these results.

**Table 11 - Implementers of PES programs**

<b>Implementers</b>	<b>Total</b>	<b>%</b>
NGO/Public	13	33.3
Public	9	23.1
NGO/Private/Public	4	10.3
Civil Society/NGO/Public	3	7.7
Civil Society/Public	3	7.7
Civil Society/NGO/Private/Public	2	5.1
Private	2	5.1
Civil Society/Private/Public	1	2.6
Private/Public	1	2.6
NGO	1	2.6
<b>Total</b>	<b>39</b>	<b>100.0</b>

### **3.2.10 Funding**

The sources of financing represent the entities that have effectively provided financial resources for implementation and operation of programs. For most of the programs (74 out of 108) it was not possible to identify in the papers what the sources of financing were. Considering only the programs for which it was possible to identify the financial providers (34 programs), we observed that the public sector is the main sponsor (82.3% of the cases). Then we have private actors (32.4%); NGOs (17.7%); international donors (11.8%); and carbon market (2.9%).

## **4 Discussion**

### **4.1 Increase of PES programs in Brazil**

In our review, we have mapped more than one hundred initiatives, but the number of PES programs in Brazil could be much higher, since our search was limited to initiatives that were object of scientific research with publication in internationally indexed journals. We also believe that the life-cycle curve of PES programs in Brazil is still in the introduction phase since the Brazilian Policy of Payment for Environmental Services (Law 14.119/2021) is only 2 years old.

Although Brazil implemented its first PES program later than other countries in Latin America (for example Costa Rica, which implemented a national program in the 90's), Brazil is the main source of study of PES in the region, as already pointed out by (Perevochtchikova et al., 2019). According to our review, from 2000 onwards, Brazil has implemented 108 programs encompassing all of the states in the country, and the Federal District. Most of the programs started in the 2010's. The first PES program was the Proambiente, which started in 2000 as an initiative of private actors, and then became a federal program years later.

Regarding research on this topic, the first study concerning the analysis of PES programs performed in Brazil was published in 2008. From 2014 onwards, we have observed a small increase in the number of publications, just after the United Nations Conference on Sustainable Development (Rio+20), which took place in Brazil in 2012. The number of studies is very small when compared to the number of PES programs and considering the relevance of the country in developing this type of initiatives.

We believe that the number of PES program initiatives, as well as research on this topic, can increase significantly in the next years.

### **4.2 Geographical scope**

Besides the large quantity of programs, Brazil is a success due to the extent of its projects, reaching four different biomes: Atlantic Forest, Amazon Forest, Cerrado, and Caatinga. However, almost 95% of the initiatives are developed in Amazon Forest and Atlantic Forest.

More than half of the initiatives are located in the Southeast (55.6%), which is the most populous region in Brazil, and in the North (20.3%), which has the largest territorial area, and encompasses the Amazon Forest. Among the states of the Southeast Region, Minas Gerais has almost 47% of programs, while São Paulo, Rio de Janeiro and Espírito Santo have 30%, 23.3% and 11.7%, respectively. This distribution seems to be in accordance with the extent of the territorial area of each state. Also, about 70% of the Watershed programs are developed in this region. One of the most studied cases is the program “Conservador das Águas”, which is

intended to improve the Cantareira water supply system and the Hydrographic Basins of Piracicaba-Capivari-Jundiá, which are responsible for supplying water to the Greater São Paulo.

The initiative in the North Region seems to be well distributed among its states. Forest and Carbon programs are predominant and almost all programs of this type are developed in this region. These programs are focused mainly on REDD+ actions, which is a global project created by the United Nations Climate Change that encourages carbon emitters (usually developed countries) to pay other countries to monitor and conserve their forests, preventing emissions from deforestation, sequestering carbon from the atmosphere, and maintaining their carbon stocks (Reutemann et al., 2016). An example of a REDD+ initiative in Brazil is the Amazon Fund, managed by Brazil development bank (BNDES, acronym in Portuguese), and started after an agreement between the governments of Brazil, Norway, and Germany, in 2008.

Despite being the second most populous region in Brazil and the third in territorial area extension, the Northeast has less than 7% of the PES, with five of its states being placed last, with only one program, the Bolsa Verde, a national initiative present in all regions of Brazil. Around 70% of the Northeast territory is covered by the biome Caatinga, which is a biome exclusive of this region of Brazil, but also covers a small portion of the state of Minas Gerais. This biome has been suffering an accelerated degradation process, which has put its unique biodiversity at risk. However, we identified only one initiative of PES in this biome, the project Araçuaí Sustentável, which is developed in Jequitinhonha Valley, Minas Gerais, thus out of the Northeast Region. Besides this initiative, we identified seven PES programs in the Northeast, but five do not have this identified biome. One is in the Atlantic Forest, and one in the state of Maranhão, which encompasses the part of the region covered by the Amazon Forest.

### 4.3 Classification

Most of the programs are intended for regulatory services (91.1%), specially concerning climate change mitigation and water: 51.2% are Watershed Services and 43.9% are Forest and Carbon type. Following those, we have provision (51.1%), support (28.9%), and cultural services (11.1%). The result is similar to that found by Perevotchchikova et al. (2019) in Latin America: regulatory (~61%), provision (~56%), support (28%), and cultural services (~17%). In the case of provision services, around 87% refers to Watershed Services. However, 55% of the programs involve more than one type of ecosystem service.

The sample of environmental services could be divided according to some groups: first, we have purely conservationist activities, encompassing forest conservation and restoration, as well as soil conservation; however, we have activities that attempt to reconcile environmental improvements with the continued use of land for previous economic activities, such as farming improvement and sustainable forest exploitation. Finally, we have activities intended for legal adequacy, and activities that aim to promote environmental awareness of the participants, seeking continuity of results.

The group of conservationist activities is present in approximately nine out of ten programs that indicated the kind of environmental service, while the group of sustainable exploitation activities is present in 39% of the PES programs. Environmental awareness and legal compliance activities, each with only one item, are less frequent (19.5% and 17.1%, respectively). The results of Perevotchchikova et al. (2019) are quite similar, with conservation, management, and restoration activities being the most present in Latin-American PES, in that order.

The presence of legal adequacy activities, such as the recomposing of Legal Reserves (RL, acronym in Portuguese) and Permanent Protected Areas (APP, acronym in Portuguese),

both established as obligations of landowners by the Brazilian legislation, provoke a pertinent discussion in literature. Some authors put the inclusion of legal obligations among the activities carried out on the properties, benefiting those that disagree with the law, as a factor that undermines the notion of environmental additionality (Ruggiero et al., 2018), emphasizing a failure of the government to guarantee the legal compliance of landowners (Greenleaf, 2020b), also weakening environmental obligations (Filoche, 2017).

However, our results indicated that more than 70% of the programs that have measures of legal adequacy also have some kind of social objective within them. According to other researches (Agustsson et al., 2014; Hall, 2008; Ruggiero et al., 2019; Salles et al., 2017; Silva-Muller, 2022; Young & Bakker, 2014), legal adjustment is a way found to diminish the compliance costs and improve the evaluation of environmental laws, because sometimes they are seen with suspicion and negativity. Furthermore, this type of measure may be essential for poor landowners, who do not have the financial conditions to legalize the situation (Fiorini et al., 2020b), or in areas of land regularization (Börner et al., 2010).

When we relate the environmental service category and the type of PES program, we identify a greater presence of measures of forest conservation (62.8%); forest restoration (86.4%); production improvement (63.6%); landscape activities (62.5%); legal adjustment (71.4%); and soil conservation (100%) in Watershed programs. Sustainable forest exploitation is mostly present in Forest and Carbon programs (75%). Due to the singular connection between Watershed programs and Atlantic Forest, and the Forest and Carbon programs and Amazon Forest, the pattern in the comparison between environmental service and biome is quite similar. A remarkable exception is soil conservation activities, equally divided between the Atlantic Forest and Cerrado (33.3% for both), which may be a demonstration that these types of activities are closely associated with degraded biomes, where farming exploitation is more intense.

#### **4.4 Management aspects**

Brazilian PES programs are not restricted to direct cash transfers to providers. We found eleven programs that explicitly indicated payments-in-kind, mainly related to improving the beneficiaries' infrastructure, training, and material supplies. Most of these programs are in the Southeast Region (seven), four of which are in the state of Rio de Janeiro, although three of the latter do not mention the specification of payment-in-kind there.

Payments-in-kind are seen more broadly as social measures. In our results, more than 70% of the programs with payments-in-kind also have some type of social objective. These payments could focus on helping vulnerable landowners who do not have financial conditions to carry out the necessary actions alone, or on offering new possibilities for financial incomes which are less aggressive to the environment than the current economic activities performed on the land.

The public sector is involved in approximately nine out of ten PES initiatives in Brazil among those where implementers could be identified. Non-governmental organizations also play a prominent role in supporting the programs, present in around 60% of them. The presence of mostly public actors is also shown in the reviews of Perevochtchikova et al. (2019) and Perevochtchikova et al. (2021) in Latin American countries, with only a limited participation of the private sector.

In our case, private and civil society organizations (trade unions, class associations etc.) also play a minority role (about 26% and 23%, respectively). In the case of civil society organizations, the presence in programs located in the North Region is far above the national standard (44%) and is the only type of actor where most of the programs are not in the Southeast

Region. In general, about 69% of the programs have at least two different implementers, which is an indicative that the planning, implementation, and operation of a program require skills such as technical expertise and financial support. Being institutions with experience in this kind of instrument and financial strength is essential for the continuity and success of these initiatives.

Public sector is the main financing actor of the PES programs, present in eight out of ten initiatives, but segmented into two distinct roles: the first is a direct participation as a buyer of ecosystem services, due to resources from public budget; the second case is the intermediation between individuals and companies and the programs, collecting fees, taxes and fines, and transferring the resources to implementers and/or providers. About 74% of the programs have exclusively one or both types of financing mentioned, which means that other actors are far less present as financiers than as implementers. Only 11% of the programs do not rely on public actors for their resources.

The role of the Southeast Region is prominent in most types of funding sources. The case of the state of Rio de Janeiro is impressive because its alone accounts for almost half of the programs that are financed by fines and taxes. On the other hand, the North Region encompasses all programs with international donors, which is explained by the presence of the REDD+ initiative in this region. Excessive reliance on public sources could restrict the reach of Brazilian Policy of Payment for Environmental Services, due to the lack of budgetary guarantees in Federal Laws.

Some case studies have reported budget problems among the programs (Fiorini et al., 2020b; Hall, 2008; Pokorny & Pacheco, 2014; Richards et al., 2017; Young & Castro, 2021), which configures an aspect that should be observed. Financial difficulties undermine the scalability, attractiveness, and viability of the police, which also compromises the permanence of the results already achieved.

## **5 Conclusions**

The review of the PES scenario in Brazil demonstrated a recent development of initiatives since the 2000's. The type of PES that are performed in Brazil are Watershed Services and Forest and Carbon Services types and most of the programs are concentrated in the Southeast and North regions and in the Atlantic Forest and Amazon Forest biomes. The Northeast Region and Caatinga biome are the geographic scope with fewer initiatives. The programs are intended mainly for regulation services, involving actions for forest conservation and forest restoration. It is important to emphasize the presence of social goals and non-monetary benefits in various PES programs. A negative aspect is the strong dependence of public sources to implement and fund these initiatives.

We concluded that the effectiveness of PES to improve the environmental situation of the regions in Brazil depends on two main issues: (i) a greater diversification of funding sources, with less dependence on the public sector; and (ii) a better distribution of the programs over the regions/biomes – the Southeast Region concentrates more than half of the programs, while the Northeast has less than 10%.

The scope of our research is very wide: it includes the whole country, which has a very large territorial area, all types of ecosystem services, and all types of environmental services. Because of this, our research was limited to literature sources, specifically papers concerning PES programs in Brazil that were published in peer-review scientific journals. Consequently, it is possible that the analyzed sample of PES programs does not reflect the actual scenario of PES programs in Brazil in practice. However, this paper brings an important contribution to academic personnel, practitioners, and government, since the literature on this topic is very



incipient, and the Brazilian legislation about PSA are only 2 years old; we believe that an overview of PES' initiatives in Brazil is necessary and urgent. For future works we recommend reducing the scope of the study in order to provide a more in-depth analysis of the situation, consulting other sources of information (primary sources) and in some cases verification *in loco*.

## Acknowledgments

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Finance Code 001.

## References

- Agustsson, K., Garibjana, A., Rojas, E., Vatn, A., 2014. An assessment of the Forest Allowance Programme in the Juma Sustainable Development Reserve in Brazil. *International Forestry Review* 16, 87–102. <https://doi.org/10.1505/146554814811031260>
- Alves-Pinto, H.N., Hawes, J.E., Newton, P., Feltran-Barbieri, R., Peres, C.A., 2018. Economic Impacts of Payments for Environmental Services on Livelihoods of Agro-extractivist Communities in the Brazilian Amazon. *Ecological Economics* 152, 378–388. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.05.016>
- Araujo, C.D., Krott, M., Hubo, C., 2018. Power Strategies for Ecotourism in the Fernando de Noronha Archipelago (Brazil) for Implementing Payments for Ecosystem Services. *J Park Recreat Admi* 36, 82–100. <https://doi.org/10.18666/jpra-2018-v36-i3-7554>
- Aza, A., Riccioli, F., Di Iacovo, F., 2021. Optimising payment for environmental services schemes by integrating strategies: The case of the Atlantic Forest, Brazil. *For Policy Econ* 125. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2021.102410>
- Bhardwaj, R.K., 2016. Scientometric analysis and dimensions on international business literature. *Scientometrics* 106, 299–317. <https://doi.org/10.1007/s11192-015-1777-1>
- Bispo, D.F.A., Batista, P.V.G., Guimarães, D.V., Silva, M.L.N., Curi, N., Quinton, J.N., 2020. Monitoring land use impacts on sediment production: A case study of the pilot catchment from the Brazilian program of payment for environmental services. *Rev Bras Cienc Solo* 44, 1–15. <https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20190167>
- Börner, J., Mendoza, A., Vosti, S.A., 2007. Ecosystem services, agriculture, and rural poverty in the Eastern Brazilian Amazon: Interrelationships and policy prescriptions. *Ecological Economics* 64, 356–373. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.03.001>
- Börner, J., Wunder, S., Giudice, R., 2016. Will up-scaled forest conservation incentives in the Peruvian Amazon produce cost-effective and equitable outcomes? *Environ Conserv* 43, 407–416. <https://doi.org/10.1017/S0376892916000229>
- Börner, J., Wunder, S., Wertz-Kanounnikoff, S., Tito, M.R., Pereira, L., Nascimento, N., 2010. Direct conservation payments in the Brazilian Amazon: Scope and equity implications. *Ecological Economics* 69, 1272–1282. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.003>
- Brasil, 2021. Lei nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021: Institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais; e altera as Leis nºs 8.212, de 24 de julho de 1991, 8.629, de 25 de fevereiro de 1993, e 6.015, de 31 de dezembro de 1973, para adequá-las à nova política.
- Brasil, 2012. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012: Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de

- 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis n<sup>o</sup>s 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória n<sup>o</sup> 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências.
- Bremer, L.L., Hamel, P., Ponette-González, A.G., Pompeu, P. V., Saad, S.I., Brauman, K.A., 2020. Who Are we Measuring and Modeling for? Supporting Multilevel Decision-Making in Watershed Management. *Water Resour Res* 56. <https://doi.org/10.1029/2019WR026011>
- Cicciù, B., Schramm, F., Schramm, V.B., 2022. Multi-criteria decision making/aid methods for assessing agricultural sustainability: A literature review. *Environ Sci Policy*. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2022.09.020>
- Cisneros, E., Börner, J., Pagiola, S., Wunder, S., 2022. Impacts of conservation incentives in protected areas: The case of Bolsa Floresta, Brazil. *J Environ Econ Manage* 111. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2021.102572>
- Coase, R.H., 1960. The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics* 3. <https://doi.org/10.1086/466560>
- Coelho, N.R., Gomes, A.S., Cassano, C.R., Prado, R.B., 2021. Panorama das iniciativas de pagamento por serviços ambientais hídricos no Brasil. *Engenharia Sanitaria e Ambiental* 26, 409–415. <https://doi.org/10.1590/S1413-415220190055>
- Conceição, H.R., Börner, J., Wunder, S., 2015. Why were upscaled incentive programs for forest conservation adopted? Comparing policy choices in Brazil, Ecuador, and Peru. *Ecosyst Serv* 16, 243–252. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.004>
- Delacote, P., Angelsen, A., 2015. Reducing Deforestation and Forest Degradation: Leakage or Synergy? *Land Econ* 91, 501–515. <https://doi.org/10.3368/le.91.3.501>
- Dias, A. L. S., Lange, L. C., & Magalhães, A. S., 2022. Application of a ‘Recycling Exchange’ instrument to compensate waste pickers in Brazil via a first Payment for Urban Environmental Services programme. *Waste Management and Research* 40, 892–904. <https://doi.org/10.1177/0734242X211061211>
- Eloy, L., Méral, P., Ludewigs, T., Pinheiro, G.T., Singer, B., 2012. Payments for ecosystem services in Amazonia. The challenge of land use heterogeneity in agricultural frontiers near Cruzeiro do Sul (Acre, Brazil). *Journal of Environmental Planning and Management* 55, 685–703. <https://doi.org/10.1080/09640568.2011.621021>
- Figueiredo, R.O., Simioli, M.M., Jesus, T.V.U.C., Cruz, P.P.N., Bayma, G., Nogueira, S.F., Green, T.R., Camargo, P.B., 2021. Hydrobiogeochemistry of Two Catchments in Brazil Under Forest Recovery in an Environmental Services Payment Program. *Environ Monit Assess* 193. <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08773-6>
- Filoche, G., 2017. Playing musical chairs with land use obligations: Market-based instruments and environmental public policies in Brazil. *Land use policy* 63, 20–29. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.01.012>
- Fiore, F.A., Bardini, V.S.S., Novaes, R.C., 2017. Monitoramento da qualidade de águas em programas de pagamento por serviços ambientais hídricos: Estudo de caso no município de São José dos Campos/SP. *Engenharia Sanitaria e Ambiental* 22, 1141–1150. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522017165072>
- Fiorini, A.C.O., Mullally, C., Swisher, M., Putz, F.E., 2020a. Forest cover effects of payments for ecosystem services: Evidence from an impact evaluation in Brazil. *Ecological Economics* 169. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106522>
- Fiorini, A.C.O., Swisher, M., Putz, F.E., 2020b. Payment for environment services to promote compliance with brazil’s forest code: The case of “Produtores de agua e floresta.” *Sustainability* 12. <https://doi.org/10.3390/su12198138>

- Gebara, M.F., 2013. Importance of local participation in achieving equity in benefit-sharing mechanisms for REDD+: a case study from the Juma Sustainable Development Reserve. *Int J Commons* 7, 473–497. <https://doi.org/10.18352/ijc.301>
- Greenleaf, M., 2020a. The value of the untenured forest: land rights, green labor, and forest carbon in the Brazilian Amazon. *Journal of Peasant Studies* 47, 286–305. <https://doi.org/10.1080/03066150.2019.1579197>
- Greenleaf, M., 2020b. Rubber and Carbon: Opportunity Costs, Incentives and Ecosystem Services in Acre, Brazil. *Dev Change* 51, 51–72. <https://doi.org/10.1111/dech.12543>
- Hall, A., 2008. Better RED than dead: Paying the people for environmental services in Amazonia, in: *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*. Royal Society, pp. 1925–1932. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.0034>
- Hamel, P., Bremer, L.L., Ponette-González, A.G., Acosta, E., Fisher, J.R.B., Steele, B., Cavassani, A.T., Klemz, C., Blainski, E., Brauman, K.A., 2020. The value of hydrologic information for watershed management programs: The case of Camboriú, Brazil. *Science of the Total Environment* 705. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135871>
- Hausknot, D., Grima, N., Singh, S.J., 2017. The political dimensions of Payments for Ecosystem Services (PES): Cascade or stairway? *Ecological Economics* 131, 109–118. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.08.024>
- Jardim, M.H., Bursztyn, M.A., 2015. Pagamento por serviços ambientais na gestão de recursos hídricos: o caso de Extrema (MG). *Engenharia Sanitaria e Ambiental* 20, 353–360. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000106299>
- Kroeger, T., Klemz, C., Boucher, T., Fisher, J.R.B., Acosta, E., Cavassani, A.T., Denedy-Frank, P.J., Garbossa, L., Blainski, E., Santos, R.C., Giberti, S., Petry, P., Shemie, D., Dacol, K., 2019. Returns on investment in watershed conservation: Application of a best practices analytical framework to the Rio Camboriú Water Producer program, Santa Catarina, Brazil. *Science of the Total Environment* 657, 1368–1381. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.116>
- Kull, C.A., Sartre, X.A., Castro-Larrañaga, M., 2015. The political ecology of ecosystem services. *Geoforum* 61, 122–134. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2015.03.004>
- Libanio, P.A.C., 2016. O uso de estratégias focadas em resultados para o controle da poluição hídrica no Brasil. *Engenharia Sanitaria e Ambiental* 21, 731–738. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016121578>
- Libanio, P.A.C., 2015. Pollution of inland waters in Brazil: the case for goal-oriented initiatives. *Water Int* 40, 513–533. <https://doi.org/10.1080/02508060.2015.1024023>
- Lima, G.C., Silva, M.L.N., Freitas, D.A.F. de, Cândido, B.M., Curi, N., Oliveira, M.S., 2016. Spatialization of soil quality index in the Sub-Basin of Posses, Extrema, Minas Gerais. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* 20, 78–84. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v20n1p78-84>
- Ma, Z., Bauchet, J., Steele, D., Godoy, R., Radel, C., Zanotti, L., 2017. Comparison of Direct Transfers for Human Capital Development and Environmental Conservation. *World Dev*. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2017.05.030>
- Melo, N.A., Delevati, D.M., Costa, A.B., Lobo, E.A., 2021. The use of phytosociology to evaluate the efficiency of headwater preservation areas in the Andreas Stream Hydrographic Basin, RS, Brazil. *Ecol Indic*. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107904>
- Melo, N.A., Delevati, D.M., Putzke, J., Lobo, E.A., 2016. Phytosociological Survey in Water Preservation Areas, Southern, Brazil. *Botanical Review* 82, 359–370. <https://doi.org/10.1007/s12229-016-9172-z>

- Morais, A.R., Freitas-Oliveira, R., Moreira, J.C., Souza, A.O., Bittar, B.B., Carvalho, F.M.V., Oliveira, G.V., Santos, L.R.S., Guimarães, M.A., Amorim, N.P.L., Assis, R.A., Borges, R.E., Oliveira, S.R., Andreani, T.L., Siqueira, M.N., 2022. Multi-taxon inventory and landscape characterization in an agrosystem of the Brazilian Midwest targeted for payment for environmental services. *Biota Neotrop* 22. <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2021-1283>
- Pagiola, S., Arcenas, A., Platais, G., 2005. Can Payments for Environmental Services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America. *World Dev* 33, 237–253. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2004.07.011>
- Palmer, C., Souza, G.I., Laray, E., Viana, V., Hall, A., 2020. Participatory policies and intrinsic motivation to conserve forest commons. *Nat Sustain* 3, 620–627. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0531-8>
- Pereira, S.N.C., 2010. Payment for environmental services in the amazon forest: How can conservation and development be reconciled? *Journal of Environment and Development* 19, 171–190. <https://doi.org/10.1177/1070496510368047>
- Perevochtchikova, M., Castro-Díaz, R., Langle-Flores, A., Ugalde, J.J.V.T., 2021. A systematic review of scientific publications on the effects of payments for ecosystem services in Latin America, 2000–2020. *Ecosyst Serv* 49. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101270>
- Perevochtchikova, M., De la Mora-De la Mora, G., Flores, J.Á.H., Marín, W., Flores, A.L., Bueno, A.R., Negrete, I.A.R., 2019. Systematic review of integrated studies on functional and thematic ecosystem services in Latin America, 1992–2017. *Ecosyst Serv* 36. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100900>
- Pokorny, B., Pacheco, P., 2014. Money from and for forests: A critical reflection on the feasibility of market approaches for the conservation of Amazonian forests. *J Rural Stud* 36, 441–452. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2014.09.004>
- Reutemann, T., Engel, S., Pareja, E., 2016. How (not) to pay — Field experimental evidence on the design of REDD + payments. *Ecological Economics* 129, 220–229. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.05.020>
- Richards, R.C., Kennedy, C.J., Lovejoy, T.E., Brancalion, P.H.S., 2017. Considering farmer land use decisions in efforts to ‘scale up’ Payments for Watershed Services. *Ecosyst Serv* 23, 238–247. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.12.016>
- Richards, R.C., Rerolle, J., Aronson, J., Pereira, P.H., Gonçalves, H., Brancalion, P.H.S., 2015. Governing a pioneer program on payment for watershed services: Stakeholder involvement, legal frameworks and early lessons from the Atlantic Forest of Brazil. *Ecosyst Serv* 16, 23–32. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.09.002>
- Rival, L.M., 2013. From carbon projects to better land-use planning: Three Latin American initiatives. *Ecology and Society* 18. <https://doi.org/10.5751/ES-05563-180317>
- Ruggiero, P.G.C., Metzger, J.P., Tambosi, L.R., Nichols, E., 2019. Payment for ecosystem services programs in the Brazilian Atlantic Forest: Effective but not enough. *Land use policy* 82, 283–291. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.11.054>
- Saad, S.I., Silva, J.M., Ponette-González, A.G., Silva, M.L.N., Rocha, H.R., 2021. Modeling the on-site and off-site benefits of Atlantic Forest conservation in a Brazilian watershed. *Ecosyst Serv* 48. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101260>
- Saad, S.I., Silva, J.M., Silva, M.L.N., Guimarães, J.L.B., Sousa, W.C., Figueiredo, R.O., Rocha, H.R., 2018. Analyzing ecological restoration strategies for water and soil conservation. *PLoS One* 13. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192325>

- Salles, G.P., Salinas, D.T.P., Paulino, S.R., 2017. How Funding Source Influences the Form of REDD + Initiatives: The Case of Market Versus Public Funds in Brazil. *Ecological Economics* 139, 91–101. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.04.003>
- Santos, F.A.M., Coelho-Junior, M.G., Cardoso, J.C., Basso, V.M., Marques, A.L.P., Silva, E.M.R., 2020. Program outcomes of payments for watershed services in Brazilian Atlantic Forest: How to evaluate to improve decision-making and the socio-environmental benefits. *Water* 12, 1–24. <https://doi.org/10.3390/w12092441>
- Schulz, C., Ioris, A.A.R., Martin-Ortega, J., Glenk, K., 2015. Prospects for Payments for Ecosystem Services in the Brazilian Pantanal: A Scenario Analysis. *Journal of Environment and Development* 24, 26–53. <https://doi.org/10.1177/1070496514548580>
- Silva, R.F.B., Rodrigues, M.D.A., Vieira, S.A., Batistella, M., Farinaci, J., 2017. Perspectives for environmental conservation and ecosystem services on coupled rural–urban systems. *Perspect Ecol Conserv*. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.05.005>
- Silva, R., Laques, A.E., Cabral, A.I.R., Silva, S.C., Pereira, H., Saito, C., 2021. Land use dynamics under the Bolsa Floresta Program: a case study of the Uatumã Sustainable Development Reserve (Amazonas, Brazil). *Acta Amazon* 51, 370–381. <https://doi.org/10.1590/1809-4392202100281>
- Silva-Muller, L., 2022. Payment for ecosystem services and the practices of environmental fieldworkers in policy implementation: The case of Bolsa Floresta in the Brazilian Amazon. *Land use policy* 120. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2022.106251>
- Simedo, M.B.L., Pissarra, T.C.T., Martins, A.L.M., Lopes, M.C., Costa, R.C.A., Zanata, M., Pacheco, F.A.L., Fernandes, L.F.S., 2020. The assessment of hydrological availability and the payment for ecosystem services: A pilot study in a Brazilian headwater catchment. *Water* 12. <https://doi.org/10.3390/w12102726>
- Simonet, G., Subervie, J., Ezzine-De-Blas, D., Cromberg, M., Duchelle, A.E., 2019. Effectiveness of a REDD1 project in reducing deforestation in the Brazilian Amazon. *Am J Agric Econ*. <https://doi.org/10.1093/ajae/aay028>
- Sone, J.S., Gesualdo, G.C., Zamboni, P.A.P., Vieira, N.O.M., Mattos, T.S., Carvalho, G.A., Rodrigues, D.B.B., Alves Sobrinho, T., Oliveira, P.T.S., 2019. Water provisioning improvement through payment for ecosystem services. *Science of the Total Environment* 655, 1197–1206. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.319>
- Sunderlin, W.D., Sassi, C., Ekaputri, A.D., Light, M., Pratama, C.D., 2017. REDD+ contribution to well-being and income is marginal: The perspective of local stakeholders. *Forests* 8. <https://doi.org/10.3390/f8040125>
- Tagliari, M.M., Moreira, V.A., Peroni, N., 2019. Análise de programas de pagamento por serviços ambientais no sul do Brasil: identificando estratégias para a conservação da *Araucaria angustifolia*. *Desenvolvimento e Meio Ambiente* 50, 216–233. <https://doi.org/10.5380/dma.v50i0.60495>
- Viani, R.A.G., Bracale, H., Taffarello, D., 2019. Lessons learned from the water producer project in the Atlantic forest, Brazil. *Forests* 10. <https://doi.org/10.3390/f10111031>
- Viani, R.A.G., Braga, D.P.P., Ribeiro, M.C., Pereira, P.H., Brancalion, P.H.S., 2018. Synergism Between Payments for Water-Related Ecosystem Services, Ecological Restoration, and Landscape Connectivity Within the Atlantic Forest Hotspot. *Trop Conserv Sci* 11. <https://doi.org/10.1177/1940082918790222>
- Weins, N.W., Santos, L.C.O., Silva, M.D., Gadda, T., Silva, C.L., 2021. Payments for watershed ecosystem services in the Miringuava basin, Brazil: Mediating or exacerbating conflicts in peri-urban commons? *Revista Brasileira de Marketing* 10. <https://doi.org/10.5585/geas.v10i1.18468>

- West, T.A.P., Börner, J., Sills, E.O., Kontoleon, A., 2020. Overstated carbon emission reductions from voluntary REDD+ projects in the Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 117, 24188–24194. <https://doi.org/10.1073/pnas.2004334117/-/DCSupplemental>
- Young, C.E.F., Bakker, L.B., 2014. Payments for ecosystem services from watershed protection: A methodological assessment of the Oasis Project in Brazil. *Brazilian Journal of Nature Conservation* 12, 71–78. <https://doi.org/10.4322/natcon.2014.013>
- Young, C.E.F., Castro, B.S., 2021. Financing mechanisms to bridge the resource gap to conserve biodiversity and ecosystem services in Brazil. *Ecosyst Serv* 50. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101321>
- Yu, H., Xie, W., Yang, L., Du, A., Almeida, C.M.V.B., Wang, Y., 2020. From payments for ecosystem services to eco-compensation: Conceptual change or paradigm shift? *Science of the Total Environment*. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134627>
- Zanella, M.A., Schleyer, C., Speelman, S., 2014. Why do farmers join Payments for Ecosystem Services (PES) schemes? An Assessment of PES water scheme participation in Brazil. *Ecological Economics* 105, 166–176. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.06.004>
- Zolin, C.A., Folegatti, M.V., Mingoti, R., Sánchez-Román, R.M., Paulino, J., Gonzáles, A.M.G.O., 2011. Minimização da erosão em função do tamanho e localização das áreas de floresta no contexto do programa “Conservador das Águas.” *Rev Bras Cienc Solo* 35, 2157–2166. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000600030>
- Zolin, C.A., Folegatti, M. V., Mingoti, R., Paulino, J., Sánchez-Román, R.M., González, A.M.O., 2014. The first Brazilian municipal initiative of payments for environmental services and its potential for soil conservation. *Agric Water Manag* 137, 75–83. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.02.006>

## Apêndice II

### KEY ASPECTS FOR EVALUATING THE PERFORMANCE OF PROJECTS AND PROGRAMS DEVELOPED WITHIN THE CONTEXT OF THE PAYMENT POLICY FOR ENVIRONMENTAL SERVICES IN BRAZIL<sup>2</sup>

#### ABSTRACT

Payment for Environmental Services (PES) has been adopted as a strategy to protect ecosystems and face environmental emergency. Brazil has experienced a growing trend towards adopting this kind of initiative. This topic is also becoming a focus for new research. However, there is no consensus in literature regarding the aspects that must be taken into consideration to evaluate programs and their risks, since these have a complex nature. Aiming to contribute to the improvement of PES assessment, this study sought to condense the aspects used to measure the performance of proposed or implemented projects/programs in Brazil through a systematic review of articles published about the topic in journals indexed in the Web of Science™ database. The variables were classified according to a hierarchical structure, measuring both their degree of importance, and the type of influence they exerted on performance. In total, 55 variables were found, which were associated with four dimensions representing the main elements impacted by the programs: providers, payers, environment, and institutional arrangement. It was observed that aspects related to providers are mainly linked to the motivation to participate, to payers with the economic viability of the programs, to the environment with the improvement of ecosystem services, to the institutional arrangement with the operationalization and coordination among the components. It is expected that the results will allow the development of comprehensive analysis instruments which respect the multidimensionality that exists in PES initiatives.

**Keywords:** Payment for Environmental Services; Brazil; Performance Analysis; Ecosystems; Evaluation

#### 1 INTRODUCTION

The development of mechanisms to guarantee the protection and provision of global ecosystem services has become a necessity given the failure of traditional policies to guarantee this objective (Farley et al., 2010), and the growing awareness of the importance of biodiversity and its associated ecosystem services (Alston, Andersson, & Smith, 2013). Verde Selva, Pauli, Kim, & Clifton (2020) emphasize that a solution capable of achieving socioeconomic development and sustainable management of natural resources at the same time is necessary.

In this context, the Payment for Environmental Services (PES) strategy emerged. PES is defined as a set of environmental instruments or policies that aim to encourage the adoption of more sustainable land uses through monetary or other incentives, centered on human actions, that improve the provision of certain ecosystem services (Jiangyi, Shiquan, & Hmeimar, 2020), or the reward to forest users conditioned on their conservation performance (Muñoz-Piña, Guevara, Torres, & Braña, 2008). According to Wunder (2015), PES involves voluntary transactions between providers and users, subjected to agreed management rules for the generation of external services.

PES can be considered an innovative policy for ecosystem conservation (Adhikari & Agrawal, 2013) and has been dominating literature and debate on incentive-based policies in the last decade (Conceição, Börner, & Wunder, 2015). Existing programs can be classified into four types: carbon sequestration and storage; biodiversity protection; watershed protection; scenic beauty (Wunder, 2005).

---

<sup>2</sup> \*Artigo submetido ao periódico Ecosystem Services em 31/01/2024

Although the economic idea on which the valuation of ecosystem services is based dates back to the thinking of Ronald Coase in the 1960s (Coase, 1960), it was only at the end of the 1990s that PES began to be adopted as a strategy to face environmental emergency (Kull, Sartre, & Castro-Larrañaga, 2015) due to the perception that the benefits obtained from ecosystems were at serious risk because of the reduction of natural habitats (Garrastazu et al., 2015).

In Brazil, PES is a policy envisioned since the adoption of the New Forest Code in 2012, more specifically in items I and II of article 41 of the aforementioned legal instrument (Filoche, 2017). In 2021, a law was enacted with the aim of regulating the issue at a federal level, and of providing better legal support and standardization to programs under development or operation in the country (Garrett, Grabs, Cammelli, Gollnow, & Levy, 2022). In previous years, laws have also been enacted at state and city levels to support local programs.

As a result, in recent years Brazil has experienced a “boom” and a growing trend for adopting PES (Mamedes et al., 2023). The main initiatives focus on hydrological functions, carbon sequestration, habitat for threatened species, and landscape protection (Perevochtchikova et al., 2019). Consequently, researchers from around the world began to study the Brazilian experience in PES, as observed in a literature review presented by Yu et al. (2020). In another literature review on the topic, Costa Júnior, Schramm, & Schramm (2023, *submitted for publication*) analyzed 62 articles published in indexed scientific journals, which deal with PES projects and/or programs developed in Brazil that were in the implementation, operation, or completed phases. Together, these articles covered 108 different programs involving all regions of the country. A prominent portion of these programs have been implemented for over a decade and are capable of providing important lessons on future program development (Richards et al., 2015).

However, there is no consensus in literature regarding the aspects that must be taken into consideration to evaluate PES projects and programs in relation to the underlying objectives that guided the National Payment Policy for Environmental Services (PNPSA, in Portuguese acronym), as well as to evaluate its inherent risks. Nor is there an instrument for that. According to Corbera, Estrada, May, Navarro, & Pacheco (2011), it is important for PES assessment tools to be developed to support decision-making, covering aspects such as directing public and private financing and investments towards qualified expansion, which maximizes the chances of the success of actions and the environmental commitment of the participants.

It is known that evaluating PES projects/programs is a complex task. According to Wunder, Engel, & Pagiola (2008), PES is a complex, multifaceted tool, with multiple and broad objectives. Muradian (2013) adds that these programs need to reconcile different interests, which often conflict with each other. Furthermore, there is the time factor: some program results require a medium to long period of time to manifest themselves, which makes it difficult to assess success and/or failure.

In this work, a literature review of articles dealing with PES in Brazil which were published in indexed journals and made available in the Web of Science™ database was carried out, with the aim of surveying aspects that are considered by researchers to judge the performance of PES projects/programs in Brazil. A total of 103 articles were reviewed and 277 aspects were raised. After the analysis, aspects of similar nature were combined, reducing the number to 55 aspects, which were organized into four dimensions of analysis (payers, providers, environment, and institutional arrangement), each representing a central objective for a PES program.



## 2 METHODOLOGY

In this work, a literature review was carried out on articles which were published in indexed scientific journals on the topic of Payment for Environmental Services in Brazil, available in the Web of Science™ database. The objective of the review was to identify aspects highlighted, evaluated, and/or used in studies to measure the performance of PES projects/programs. The research was carried out in August 2022, using the parameters presented in Table 1.

Initially, the search returned 239 works. Firstly, conference articles, publications in Spanish, book chapters and editorial materials were excluded. A total of 9 works were removed (first filter). Next, the titles, abstracts and keywords of each article were read with the aim of removing articles that did not meet the following criteria: (i) PES should be a central aspect of the analysis; (ii) the PES project/program should be in Brazil; (iii) the article should address the program performance factors; and (iv) the article should not be a literature review. With this second filter, 35 articles were excluded.

We then proceeded with a preliminary reading of the remaining works (195 articles). In this stage, the same criteria as the previous stage were applied, which resulted in the exclusion of a further 92 articles. Finally, the remaining 103 articles were analyzed, which dealt with PES projects/programs in Brazil already implemented, previous analyses on possible implementations of hypothetical programs, or expansion of existing programs to new areas. The Figure 1 shows the flowchart.

Table 1  
Search parameters on Web of Science™

Parameter	Input
<i>Searching terms</i>	((TS=("ecosystem service*" OR "environmental service*")) AND TS=(payment*)) AND TS=(Brasil* OR Brazil*)
<i>Indexes</i>	Science Citation Index Expanded (SCI-EXPANDED), Social Sciences Citation Index (SSCI), Emerging Sources Citation Index (ESCI), Arts & Humanities Citation Index (A&HCI)
<i>Types of documents</i>	“Article” or “review”
<i>Time span</i>	Not applied
<i>Languages</i>	English or Portuguese

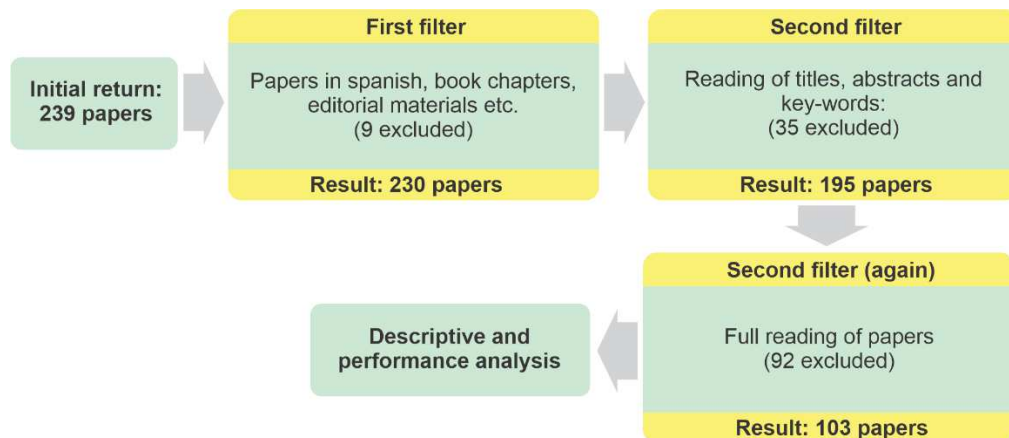


Figure 1. Literature review process

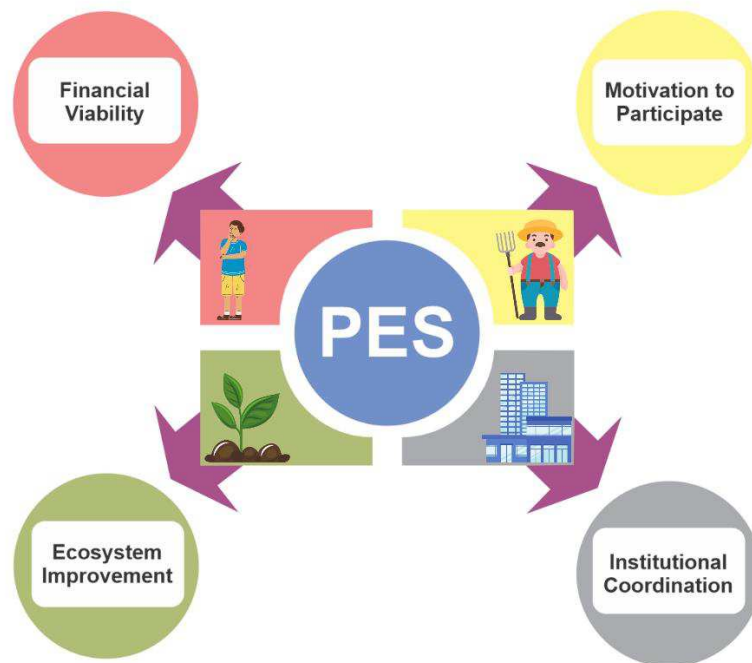
First, a descriptive analysis was carried out to provide a general overview of the articles evaluated, in terms of: (i) their temporal relationship with regard to the existence or not of programs in operation during the research; (ii) types of data sources used for the analysis of PES projects/programs; (iii) analysis dimension; and (iv) programs analyzed by ecosystem service category.

The qualitative analysis was carried out as follows: from reading the methodology, results, discussions and conclusions, aspects that were highlighted, evaluated, and/or used in studies to measure the performance of PES projects/programs were identified. As they were identified, these aspects were organized into a hierarchical structure: 1<sup>st</sup> level – dimensions of (social, environmental, economic and institutional) analyses; 2<sup>nd</sup> level – main variables which assessed the program's contribution with regard to performance in each dimension; 3<sup>rd</sup> level – aspects that influenced the corresponding 2<sup>nd</sup> level aspect; 4<sup>th</sup> level - aspects that influenced the 3<sup>rd</sup> level aspect; and 5<sup>th</sup> level - aspects that influenced the corresponding 4<sup>th</sup> level aspect. In this structure, an aspect was sometimes classified as a main variable, sometimes as a secondary variable.

The secondary variables were also classified according to the type of influence: (i) driving, when the influence for the corresponding aspect was positive, that is, the better the performance in the secondary variable, the better the performance of the higher level variable; (ii) restrictive, when the influence for the corresponding aspect was negative, that is, the better the performance in the secondary variable, the worse the performance of the higher level variable; and (iii) ambiguous, which may exert a positive or negative influence, depending on the situation.

Afterwards, which key aspect was being represented in each variable was determined, and then the variables were renamed according to this key aspect. This made it possible to aggregate variables of a similar nature and reduce the set of variables from a total of 277 to 55.

It was also found that some main variables were related to more than one analysis dimension, which made the original classification inefficient. Furthermore, it was observed that the new main variables could be uniquely associated with the main actors involved in the process (providers, payers, and institutions), as well as with the environment. Therefore, we decided to redefine the analysis dimensions: (i) providers – the more motivated providers are to participate, the better the program's performance; (ii) payers – the more financially viable for the payer, the better the program's performance; (iii) environment – the more it contributes to the improvement and/or maintenance of ecosystem services (ESs), the better the program's performance; and (iv) institutional arrangement – the more effective the coordination and operationalization between the parties, the better the performance. Thus, the first conclusion to be drawn is that the evaluation of the performance of PES programs must be multidimensional (Figure 2).



**Figure 2.** The main objective of each component of PES

The results are shown in Section 3, along with the descriptive analysis of the articles evaluated.

### 3 RESULTS

#### 3.1 Descriptive Analysis

##### 3.1.1 *Temporal scope and data source*

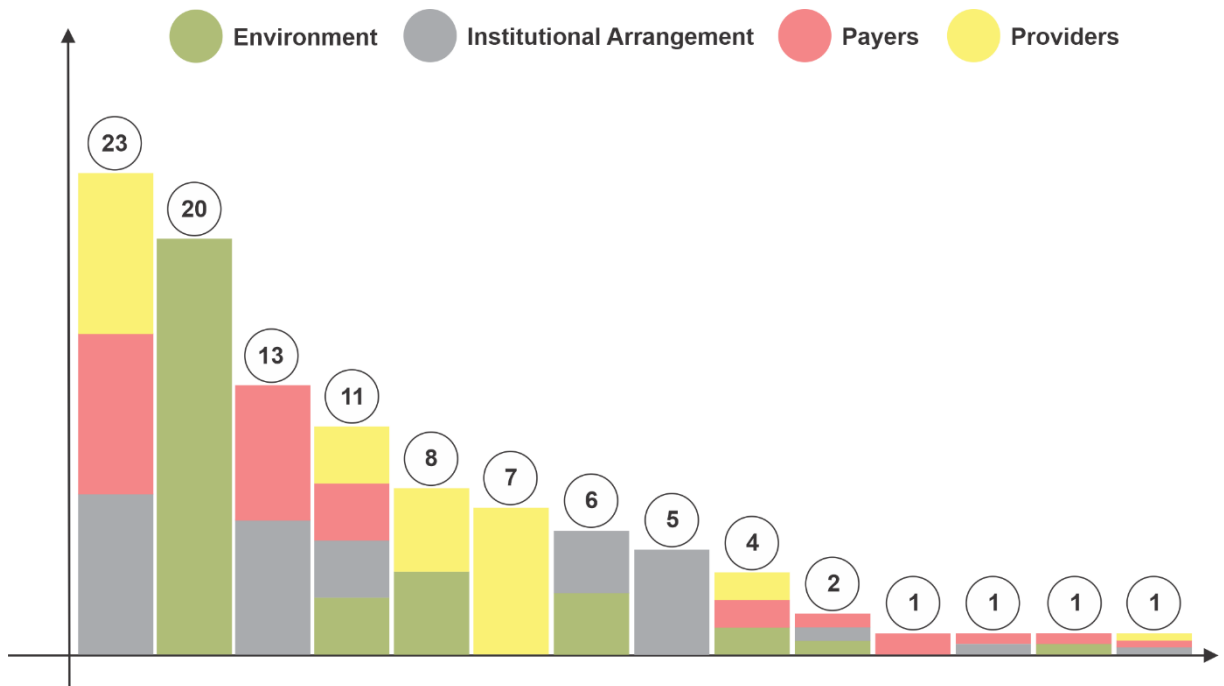
The articles analyzed were divided into *ex-ante* and *ex-post*. The *ex-ante* articles focused their efforts on issues such as prioritizing areas for application of programs, proposing valuation methodologies, analyzing the suitability of areas and potential benefits in relation to dimensions, etc. They provided valuable contributions and represented 49.5% of the articles analyzed. The *ex-post* articles, which effectively directed their research into established programs, corresponded to 50.5% of the sample.

The data sources used in the analyzed articles were: secondary sources (41 articles, or 39.81%), mainly bibliographic and documentary research; primary sources (24 articles, or 23.30%), including interviews and surveys, social experiments, focus groups, workshops, participant and non-participant observations, field visits, expert analyses, informal testimonies, fauna and flora inventories, collection of soil and water samples for laboratory analysis, etc.; and a combination of primary and secondary sources (38 articles, or 36.89%).

##### 3.1.2 *Analysis dimensions*

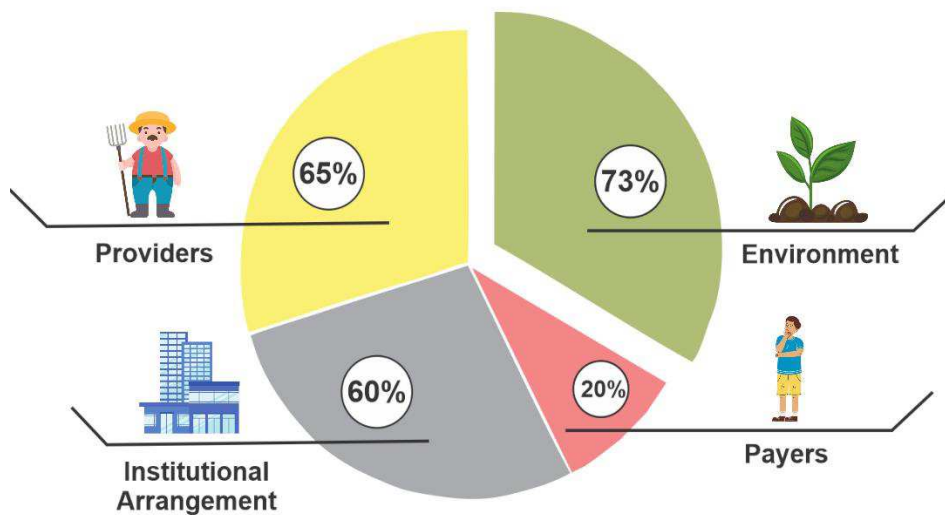
The articles evaluated differ from each other regarding the first-level dimensions cited to evaluate the performance of PES programs. In the vast majority of articles (70 articles, or 68%), more than one analysis dimension was considered, compared to those in which only one dimension (33 articles, or 32%) was analyzed. Among these, the articles mainly analyzed the dimensions of environment, providers, and institutional arrangements, with only one work

addressing the dimension of individual payers. Eleven (11) articles (10.68%) considered the four dimensions simultaneously. Figure 3 shows the dimensions analyzed in the articles.



**Figure 3.** Distribution of dimensions within articles

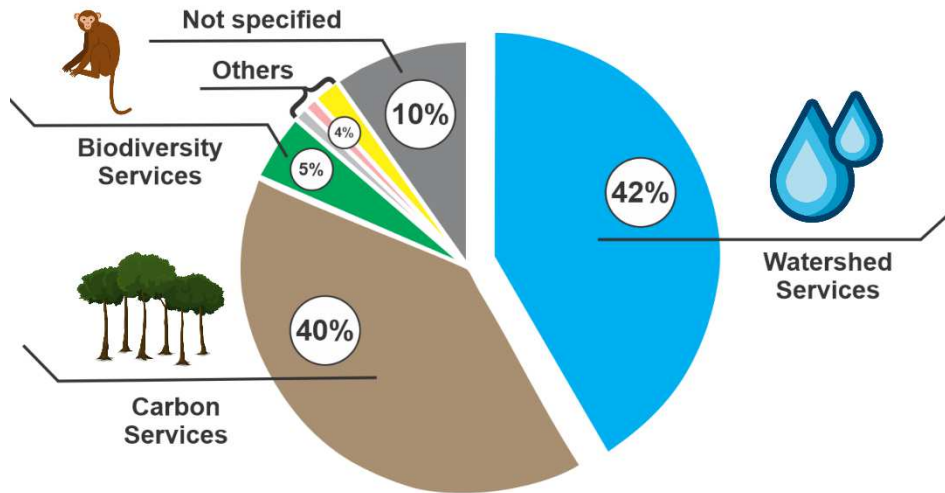
Considering absolute numbers, we observed that the variables linked to the dimensions of environment, providers, and institutional arrangements are analyzed in the vast majority of articles. On the other hand, only around 20% of the articles show a variable that represents the interests of payers (Figure 4).



**Figure 4.** Presence of variables of each dimension within articles

### 3.1.3 Type of ecosystem service

According to the typology of ecosystem services described in Yu et al. (2020), the programs discussed in the articles were classified as shown in Figure 5. Eighty-two percent (82%) of the programs involve hydrological services or carbon services, and in only 2% of cases the program involves more than one type of ecosystem service.



**Figure 5.** Category of PES program analyzed in the articles

## 3.2 Performance evaluation of PES programs

In this section, the analysis dimensions and the variables which can be evaluated in each of them to measure the performance of PES projects/programs are shown. The 55 variables were classified into one of the four proposed dimensions. To this end, it was observed where the underlying aspect would impact (positively or negatively) the most: on the motivation of providers; in the payers' finances; in improving and/or maintaining ecosystem services; or in coordination and operationalization among the actors involved. As a result, there are 16 variables in the providers dimension (29.09%), 4 variables in the payers' dimension (7.27%), 16 variables in the environment dimension (29.09%), and 19 variables in the institutional arrangement dimension (34.55%).

### 3.2.1 Providers

As guarantors of the provision of ecosystem services through actions performed on their properties, providers are a key aspect to be considered when determining the performance of a PES project/program. In the providers dimension, the more motivated the providers are to participate, the better the programs' performance. Sixteen (16) aspects were identified that allow evaluating the motivation of providers, and consequently, the performance of the programs (Table 2).

Table 2

**Analysis variables for providers**

<b>Variable</b>	<b>Description</b>	<b>Study</b>
Opportunity cost	It is how much the provider stops earning when choosing to carry out the project under the PES.	(Börner et al., 2010; Bousfield, Massam, Peres, & Edwards, 2022; Delacote & Angelsen, 2015; Engel, Palmer, Taschini, & Urech, 2015; Ezzine-de-Blas, Börner, Violato-Espada, Nascimento, & Piketty, 2011; Farinha et al., 2019; Fiorini, Mullally, Swisher, & Putz, 2020; Fiorini, Swisher, & Putz, 2020; Guerra, 2016; Kim-Bakkegaard, Jacobsen, Wunder, & Thorsen, 2017; Larrosa, Carrasco, Tambosi, Banks-Leite, & Milner-Gulland, 2019; Martino, Kondylis, & Zwager, 2017; Morello, Parry, Markusson, & Barlow, 2017; Palmer, Taschini, & Laing, 2017; Ruggiero, Metzger, Tambosi, & Nichols, 2019; Saad, Silva, Ponette-González, Silva, & Rocha, 2021; Schulz, Ioris, Martin-Ortega, & Glenk, 2015; Seroa da Motta & Ortiz, 2018; Soares-Filho et al., 2016; Stabile et al., 2022; Viani, Bracale, & Taffarello, 2019; Vilar, Oliveira, Jacovine, Ferreira, & Souza, 2010; West, Grogan, Swisher, Caviglia-Harris, Sills, Harris, et al., 2018; Young & Bakker, 2014; Zanella, Schleyer, & Speelman, 2014)
Propensity to participate	Propensity to participate is a variable that measures the provider's desire to participate in the program.	(Agustsson, Garibjana, Rojas, & Vatn, 2014; Alarcon, Fantini, Salvador, & Farley, 2017; Canova et al., 2019; Cromberg, Duchelle, & Rocha, 2014; Delacote & Angelsen, 2015; Fiorini, Mullally, et al., 2020; Fiorini, Swisher, et al., 2020; Kim-Bakkegaard et al., 2017; Martino et al., 2017; Morello et al., 2017; Palmer et al., 2017; Pokorny & Pacheco, 2014; Richards et al., 2015; Richards, Kennedy, Lovejoy, & Brancalion, 2017; Richards, Petrie, Christ, Ditt, & Kennedy, 2020; Seroa da Motta & Ortiz, 2018; R. F. B. da Silva, Rodrigues, Vieira, Batistella, & Farinaci, 2017; R. A. Silva et al., 2016; Silva-Muller, 2022; Simonet, Subervie, Ezzine-de-Blas, Cromberg, & Duchelle, 2019; Trevisan, Schmitt-Filho, Farley, Fantini, & Longo, 2016; Vilar et al., 2010; Young & Bakker, 2014; Zanella et al., 2014)
Social inclusion	It investigates the effect of PES on issues such as income, well-being, or other socioeconomic aspects of providers.	(Agustsson et al., 2014; Alves-Pinto, Hawes, Newton, Feltran-Barbieri, & Peres, 2018; Aza, Riccioli, & Di Iacovo, 2021; Begossi et al., 2011; Börner et al., 2010; Bousfield et al., 2022; Cammelli

		& Angelsen, 2019; Dias, Lange, & Magalhães, 2022; Eloy, Méral, Ludewigs, Pinheiro, & Singer, 2012; Engel et al., 2015; Ezzine-de-Blas et al., 2011; Farinha et al., 2019; Naime et al., 2022; Pagiola, Platais, & Sossai, 2019; Pereira, 2010; Pissarra, Fernandes, & Pacheco, 2021; Santos et al., 2020; R. F. B. da Silva et al., 2017; Sunderlin, De Sassi, Ekaputri, Light, & Pratama, 2017; Viani et al., 2019; West, Grogan, Swisher, Caviglia-Harris, Sills, Harris, et al., 2018; West, Grogan, Swisher, Caviglia-Harris, Sills, Roberts, et al., 2018)
Indirect payments	Indirect payments involve a myriad of initiatives, generally complementary to the direct money transfer, including support for legal, bureaucratic adequation and promotion of activities that reconcile environmental preservation and generation of income.	(Agustsson et al., 2014; Alarcon et al., 2017; Alves-Pinto et al., 2018; Araujo, Krott, & Hubo, 2018; Aza et al., 2021; Börner et al., 2010; Gebara, 2013; Morello et al., 2017; Pokorny & Pacheco, 2014; Richards et al., 2015, 2020; Seroa da Motta & Ortiz, 2018; Schneider, Coudel, Cammelli, & Sablayrolles, 2015; R. A. Silva et al., 2016; Sunderlin et al., 2017; Trevisan et al., 2016; West, Grogan, Swisher, Caviglia-Harris, Sills, Roberts, et al., 2018)
Payment methodology	It is the methodology applied by the program to define the amounts and distribution of payments to providers.	(Börner, Marinho, & Wunder, 2015; Fearnside, 2012; Fiore, Bardini, & Cabral, 2020; Garrett et al., 2022; Gebara, 2013; Guerra, 2016; Hall, 2008; Libanio, 2015; Pokorny & Pacheco, 2014; Reutemann, Engel, & Pareja, 2016; Salles, Salinas, & Paulino, 2017; Skutsch et al., 2014; Trevisan et al., 2016; Vendruscolo, Ferreira, Vendruscolo, Cavalheiro, & Stachiw, 2019; West, Grogan, Swisher, Caviglia-Harris, Sills, Roberts, et al., 2018; West, Börner, Sills, & Kontoleon, 2020)
Intrinsic motivations	This variable is related to the mensuration of levels of previous or current engagement with the program, including satisfaction and trust.	(Agustsson et al., 2014; Aza et al., 2021; Cammelli & Angelsen, 2019; Ezzine-de-Blas et al., 2011; Fiorini, Swisher, et al., 2020; Gebara, 2013; Martino et al., 2017; Palmer, Souza, Laray, Viana, & Hall, 2020; Richards et al., 2020; Schneider et al., 2015; Seroa da Motta & Ortiz, 2018; Silva-Muller, 2022; Trevisan et al., 2016; Viani et al., 2019; Zanella et al., 2014)
Contract value	It is the amount paid to each program participant.	(Engel et al., 2015; Pagiola et al., 2019; Viani et al., 2019; West, Grogan, Swisher, Caviglia-Harris, Sills, Harris, et al., 2018; West, Grogan, Swisher, Caviglia-Harris, Sills, Roberts, et al., 2018)

Participation cost	This is any costs linked to the program that directly affect providers.	(Richards et al., 2015; Schneider et al., 2015; Seroa da Motta & Ortiz, 2018; Trevisan et al., 2016)
Property rights	This refers to the adequacy of providers in terms of regularity of ownership of their land.	(Börner et al., 2010; Guerra, 2016; Soares-Filho et al., 2016; Viani et al., 2019)
Community strengthening	It is a variable that promote encouragement to the collectivity.	(Agustsson et al., 2014; Aza et al., 2021; Pereira, 2010)
Economic dependence on land	It measures how much the owner need the income generated by the economic activity carried out in the potential area for the PES.	(Fiorini, Swisher, et al., 2020; Richards et al., 2020; Zanella et al., 2014)
Previous experiences	This is a variable related to the perception of participants in areas with previous implementation of PES programs.	(Canova et al., 2019; Conceição et al., 2015; Cromberg et al., 2014)
Selection process	It considers the criteria chosen by the program to select its providers.	(Fiore et al., 2020; Schulz et al., 2015; Stabile et al., 2022)
Duration of contracts	Temporal scope of PES action in each contract established with participants.	(Richards et al., 2020; Viani et al., 2019)
Environmental education	It is related to the adoption of environmental awareness measures within the programs.	(Agustsson et al., 2014; Morais et al., 2022)
Traditional values	These are traditional values that are specific to the regions where the programs are implemented.	(Schulz et al., 2015)

### 3.2.2 Payers

From the payers' perspective, the performance of PES projects/programs is directly related to the financial viability of these programs, considering the balance between the intended activities, or the desired benefits, and the amount necessary to be spent so that these objectives are achieved. In this dimension, the more financially viable for the payer, the better the program's performance. Four aspects were identified that allow the financial viability of programs to be assessed (Table 3).

Table 3  
**Analysis variables for payers**

Variable	Description	Study
Program cost	This variable refers to the measurement of costs involving aspects such as planning, implementation, and operationalization, etc.	(Aza et al., 2021; Börner et al., 2015; Fiorini, Mullally, et al., 2020; Mattos et al., 2018; Naime et al., 2022; Pagiola et al., 2019; Reutemann et al., 2016; Richards et al., 2015; Saad et al., 2021; Santos et al., 2020; Soares-Filho et al., 2016; Vendruscolo et al., 2019; Viani et al., 2019; West, Grogan, Swisher, Caviglia-Harris, Sills, Roberts, et al., 2018; Young & Bakker, 2014; Young & Castro, 2021)
Population support	It is the user reception to the adoption of the PES policy in a given region.	(Conceição et al., 2015; Guerra, 2016)
Propensity to pay	It is a variable that confirms which amounts are accepted or have preference for being charged to potential payers.	(P. F. M. Lopes & Villasante, 2018)



Return on investment	It is a variable to obtain the cost effectiveness from a perspective of return flows over time to determine the feasibility of actions.	(Kroeger et al., 2019)
----------------------	---	------------------------

### 3.2.3 Environment

The environmental result within the scope of the PES is given in terms of obtaining additionality, that is, the extent to which benefits are achieved that would not be achieved in the absence of the programs. The more you contribute to the improvement and/or maintenance of ecosystem services (ES), the better the program's performance. However, in practice, it is very difficult to measure this. What can be done is to evaluate the environmental services performed and the results obtained, without necessarily evaluating the impact on ESs. In this way, 16 aspects were identified that allow the evaluation of the contribution of the programs to the environment (Table 4).

Table 4  
**Analysis variables for environment**

Variable	Description	Study
Forest	This variable encompasses environmental services referring to regeneration or to the protection of conserved forest areas.	(Banks-Leite et al., 2014; Bispo et al., 2020; Börner et al., 2015; Cisneros, Börner, Pagiola, & Wunder, 2022; Delacote, Palmer, Kim-Bakkegaard, & Thorsen, 2014; Delacote, Le Velly, & Simonet, 2022; Delacote & Angelsen, 2015; Ditt, Mourato, Ghazoul, & Knight, 2010; Eloy et al., 2012; Ferraz et al., 2014; Larrosa et al., 2019; Lima et al., 2016; Magnago et al., 2015; Mattos et al., 2018; Melo, Delevati, Costa, & Lobo, 2021; Melo, Delevati, Putzke, & Lobo, 2016; Morais et al., 2022; Naime et al., 2022; Palmer et al., 2017; Reutemann et al., 2016; Ruggiero et al., 2019; Saad et al., 2018, 2021; Santos et al., 2020; R. Silva et al., 2021; Simedo et al., 2020; Simonet et al., 2019; Sone et al., 2019; Viani, Braga, Ribeiro, Pereira, & Brancalion, 2018; Viani et al., 2019; West et al., 2020; West, Grogan, Swisher, Caviglia-Harris, Sills, Harris, et al., 2018; West, Grogan, Swisher, Caviglia-Harris, Sills, Roberts, et al., 2018)
Location	This refers to the location of environmental actions to be carried out in the programs.	(Agustsson et al., 2014; Banks-Leite et al., 2014; Börner et al., 2010; Cisneros et al., 2022; Delacote et al., 2022; Delacote & Angelsen, 2015; Eloy et al., 2012; Fearnside, 2012; Hall, 2008; Larrosa et al., 2019; T. R. Lopes et al., 2022; Machado, Mattedi, Dupas, Silva, & Vergara, 2016; Magnago et al., 2015; Melo et al., 2016; Monteiro, Pruski, Calegario, Oliveira, & Pereira, 2018; Morais et al., 2022; Pissarra et al., 2021; Richards et al., 2015; Rodrigues, Alves

Proposed or performed action	This refers to the type of environmental action promoted by the program.	Sobrinho, Oliveira, & Panachuki, 2011; Saad et al., 2018, 2021; Santos et al., 2020; R. Silva et al., 2021; Simedo et al., 2020; Soares-Filho et al., 2016; Stabile et al., 2022; Vendruscolo et al., 2019; Viani et al., 2019; West, Grogan, Swisher, Caviglia-Harris, Sills, Harris, et al., 2018; West et al., 2020; Young & Bakker, 2014; Zolin et al., 2011) (Alarcon et al., 2017; Araujo et al., 2018; Aza et al., 2021; Bispo et al., 2020; Bousfield et al., 2022; Eloy et al., 2012; Fiorini, Mullally, et al., 2020; Guerra, 2016; Kroeger et al., 2019; Machado et al., 2016; Martino et al., 2017; Mattos et al., 2018; Morello et al., 2017; Pagiola et al., 2019; Saad et al., 2021; Santos et al., 2020; Schneider et al., 2015; Seroa da Motta & Ortiz, 2018; R. Silva et al., 2021; R. A. Silva et al., 2016; Simonet et al., 2019; Sone et al., 2019; Viani et al., 2019; Zanella et al., 2014; Zolin et al., 2011, 2014)
Soil	This variable is related to soil conservation, improvement, and recovery practices.	(Bispo et al., 2020; Ditt et al., 2010; Fiore, Bardini, & Novaes, 2017; Lima et al., 2016; Mattos et al., 2018; Melo et al., 2016; Monteiro et al., 2018; Rodrigues et al., 2011; Saad et al., 2018, 2021; Simedo et al., 2020; Sone et al., 2019; Zolin et al., 2011, 2014)
Water resources	It is a variable for measuring ecosystem results that are related to improvements in water quality, production, and storage.	(Ferraz et al., 2014; Figueiredo et al., 2021; Fiore et al., 2017; T. R. Lopes et al., 2022; Mattos et al., 2018; Melo et al., 2021; Pissarra et al., 2021; Simedo et al., 2020; Sone et al., 2019)
Size of the area	The area destined to the implementation of program actions in each participating property.	(Banks-Leite et al., 2014; Ferraz et al., 2014; Kim-Bakkegaard et al., 2017; Magnago et al., 2015; Morais et al., 2022; Pissarra et al., 2021; Richards et al., 2020; Young & Bakker, 2014)
Biodiversity	This variable refers to ecosystem gains in terms of fauna and flora biodiversity.	(Banks-Leite et al., 2014; Eloy et al., 2012; Larrosa et al., 2019; Melo et al., 2021, 2016; Morais et al., 2022; Viani et al., 2018)
Environmental diagnosis	Environmental diagnosis will determine the need to implement the PES in an area/region.	(Fiore et al., 2020; Jardim & Bursztyn, 2015; Schulz et al., 2015; Soares-Filho et al., 2016; Young & Bakker, 2014)
Permanence	It is the maintenance of program results over time, especially after the end of contracts.	(Reutemann et al., 2016; Ruggiero et al., 2019; Simonet et al., 2019; Viani et al., 2019)
Production improvement	This variable is related to PES actions aimed at adopting less aggressive production practices.	(Bispo et al., 2020; Pissarra et al., 2021; R. F. B. da Silva et al., 2017; Simedo et al., 2020)
Reduction in emissions	This variable measures the effect of programs on carbon storage and compensation processes.	(Ditt et al., 2010; Magnago et al., 2015; West et al., 2020; West, Grogan, Swisher, Caviglia-Harris, Sills, Harris, et al., 2018)

Potential improvement in ecosystem services	This variable refers to measuring the potential for generating various ecosystem services.	(Banks-Leite et al., 2014; Ferraz et al., 2014)
Invasive species	This is when there are non-natural fauna and flora species in the PES implementation ecosystems.	(Melo et al., 2021, 2016; Morais et al., 2022)
Leakage/spillover	Leakage, or spillover, refers to the migration of existing or potential degradation from a certain area to another outside of the program's operating boundaries.	(Reutemann et al., 2016; West et al., 2020)
Legal additionality	This is related to the environmental results of the program in addition to the obligations already provided for in current legislation.	(Ruggiero et al., 2019)
Material supply	It is the production, supply, and dispensing of seedlings intended for PES activities.	(Viani et al., 2019)

### 3.2.4 Institutional arrangement

The institutional analysis of PES projects/programs differs from others because it has a broader emphasis. In general terms, it seeks to investigate which aspects guide the effective implementation of the policy (in *ex-ante* cases) and the adequate operation of programs (*ex-post* cases). Factors such as the types of organizations involved and the rules and structures that underlie the performance and coordination of actions are considered, which will determine how the program will operate and its application limits, in addition to monitoring its actions. Analysis of power struggles among the interest groups that make up the initiatives can also be highlighted, which determine the nature of the PES project/program. In short, it is possible to state that the more effective the coordination and operation among the parties, the better the program's performance. Thus, 19 aspects were identified that evaluate the performance of programs in the institutional arrangement dimension (Table 5).

**Table 5**  
Analysis variables for institutional arrangement

Variable	Description	Study
Monitoring capacity	This refers to the monitoring activities of actions promoted by the PES.	(Araujo et al., 2018; Aza et al., 2021; Begossi et al., 2011; Börner et al., 2015; Bremer et al., 2020; Conceição et al., 2015; Delacote & Angelsen, 2015; Eloy et al., 2012; Figueiredo et al., 2021; Fiore et al., 2017, 2020; Fiorini, Mullally et al., 2020; Garrett et al., 2022; Hall, 2008; Libanio, 2015; Naime et al., 2022; Pereira, 2010; Santos et al., 2020; Schulz et al., 2015; Seroa da Motta & Ortiz, 2018; R. Silva et al., 2021; Silva-Muller, 2022; Soares-Filho et al., 2016; Stabile et al., 2022; Viani et al., 2019; Young & Bakker, 2014; Young & Castro, 2021)
Financial capacity	Financial potential of programs that allows the achievement of its objectives.	(Alarcon et al., 2017; Araujo et al., 2018; Bremer et al., 2020; Camelo & Sanches, 2019; Fearnside, 2012; Fiore

		et al., 2017; Hall, 2008; Jardim & Bursztyn, 2015; Kim-Bakkegaard et al., 2017; Libanio, 2015; Machado et al., 2016; Martino et al., 2017; Morello et al., 2017; Palmer et al., 2020; Richards et al., 2015, 2020; Schneider et al., 2015; Silva-Muller, 2022; Soares-Filho et al., 2016; Sunderlin et al., 2017; Trevisan et al., 2016; Vendruscolo et al., 2019; West et al., 2020; Young & Bakker, 2014; Young & Castro, 2021)
Operational coordination	It includes the processes that occur after the implementation of programs.	(Araujo et al., 2018; Aza et al., 2021; Begossi et al., 2011; Börner et al., 2010; Cammelli & Angelsen, 2019; Conceição et al., 2015; Fearnside, 2012; Fiore et al., 2020; Guerra, 2016; Hall, 2008; Jardim & Bursztyn, 2015; Libanio, 2015, 2016; Morello et al., 2017; Richards et al., 2015; Salles et al., 2017; Santos et al., 2020; Schulz et al., 2015; Silva-Muller, 2022; Skutsch et al., 2014; Stabile et al., 2022; Trevisan et al., 2016; Viani et al., 2019; Young & Castro, 2021)
Participatory process	Participatory processes are bottom-up approaches that consider the opinions, concerns, and knowledge of participants.	(Agustsson et al., 2014; Aza et al., 2021; Begossi et al., 2011; Canova et al., 2019; Eloy et al., 2012; Fiore et al., 2020; Fiorini, Mullally, et al., 2020; Gebara, 2013; Hausknost et al., 2017; Palmer et al., 2020; Pereira, 2010; Rival, 2013; Schneider et al., 2015; Seroa da Motta & Ortiz, 2018; R. Silva et al., 2021; R. A. Silva et al., 2016; Viani et al., 2019; Weins, Santos, Silva, Gadda, & Silva, 2021; Young & Bakker, 2014; Zanella et al., 2014)
Institutional arrangement	This refers to the configuration established among the various institutions present the program.	(Conceição et al., 2015; Fiore et al., 2020; Jardim & Bursztyn, 2015; Libanio, 2015, 2016; Pokorny & Pacheco, 2014; Richards et al., 2015, 2017, 2020; Rival, 2013; Salles et al., 2017; R. A. Silva et al., 2016; Viani et al., 2019; Young & Bakker, 2014; Zanella et al., 2014)
Geographic reach	It is the scope achieved by the PES when considering its entire area of activity.	(Aza et al., 2021; Fearnside, 2012; Guerra, 2016; Hall, 2008; Morello et al., 2017; Salles et al., 2017; Schulz et al., 2015; R. A. Silva et al., 2016; Sunderlin et al., 2017; West et al., 2020; Young & Bakker, 2014; Young & Castro, 2021)
Association with another policy	This provides an association of programs with different environmental and social policies.	(Aza et al., 2021; Begossi et al., 2011; Börner et al., 2010, 2015; Cammelli & Angelsen, 2019; Delacote & Angelsen, 2015; Ezzine-de-Blas et al., 2011; Garrett et al., 2022; Guerra, 2016; Simonet et al., 2019; Soares-Filho et al., 2016; Young & Castro, 2021)

Transaction costs	Transaction costs refer to the myriad of costs involved in the contractual agreements among program parties.	(Börner et al., 2015; Fearnside, 2012; Guerra, 2016; Kroeger et al., 2019; Libanio, 2015; Richards et al., 2015; Schulz et al., 2015; Skutsch et al., 2014; Soares-Filho et al., 2016; Trevisan et al., 2016; Viani et al., 2019)
Legal framework	Legal framework promotes legal stability for the program.	(Fiore et al., 2020; Hall, 2008; Libanio, 2015, 2016; Viani et al., 2019; Young & Castro, 2021)
Technical team	This team is mainly involved with field actions contained in the program.	(Bremer et al., 2020; Conceição et al., 2015; Fiore et al., 2017, 2020; Fiorini, Mullally, et al., 2020)
Planning	It includes the processes that occur before the implementation of programs.	(Fiore et al., 2020; Garrett et al., 2022; Salles et al., 2017; Schulz et al., 2015; Stabile et al., 2022)
Political support	The support of political forces for programs.	(Araujo et al., 2018; Cammelli & Angelsen, 2019; Schulz et al., 2015; Skutsch et al., 2014; Young & Castro, 2021)
Power disputes	This variable refers to the relationships among the various interested actors that make up the PES.	(Hausknost et al., 2017; Rival, 2013; Weins et al., 2021; Young & Castro, 2021)
Number of contracts	This refers to the number of contracts that are maintained at the same time by the program.	(Börner et al., 2015; Santos et al., 2020)
Uncertainty	Uncertainty corresponds to processes that affect the guarantee of stability of the application of the PES.	(Fiore et al., 2020; Young & Castro, 2021)
Continuity of activity	This variable is associated to guarantees of long-term program permanence.	(Young & Castro, 2021)
Decision support	This is the obtaining of informational, technical, or methodological support for decisions to be made within the program.	(Bremer et al., 2020)
Technological diffusion	It is related to the perspective of technological advances regarding human activities.	(Schulz et al., 2015)
Transparency	Transparency includes the mechanisms for disseminating the results obtained by the programs.	(Salles et al., 2017)

## 4 DISCUSSION

Literature analysis indicates that the perception of success of PES projects/programs must consider a multidimensional assessment, observing aspects of providers, payers, institutions involved, and obviously, the impact on the environment. Aspects related to providers are mainly linked to the motivations that lead them to participate in such projects/programs, as well as less prominently, to the social effects of PES. In the payers' dimension, aspects of an economic nature predominate. These aspects seek to evaluate the financial viability of projects/programs from the perspective of those who pay (directly or indirectly) for them. The institutional arrangement dimension has a broader character, bringing together issues linked to structure, functioning, and the operating context, and analyses of the power relations that occur within programs.

The evaluation aspects of PES projects/programs must be established according to some considerations: (1<sup>st</sup>) the positive or negative way in which the aspect contributes to achieving the result previously established for the program; (2<sup>nd</sup>) how much the aspect can contribute to achieving this result. That is, the relative importance of the aspect; (3<sup>rd</sup>) the ease and feasibility of measuring the aspect; (4<sup>th</sup>) its location in the project life cycle, which includes the following phases: planning, operation, and a third phase after the project's closure; and (5<sup>th</sup>) the time span necessary to perceive the results.

In relation to the first item, some aspects can contribute positively to one or more dimensions, while for others the effect is negative. For example, higher numbers for contract values and geographic reach are preferable from the perspective of providers and the environment, but it is not desirable for payers. Furthermore, some aspects indicate conflicting objectives: for example, the greater the monitoring, the higher costs will be incurred on the project/program, which is not desirable. Finally, the use of social criteria for the distribution of payments also favors income generation objectives, but when it involves a dispersion of contracts across small properties, in addition to putting pressure on transaction costs, it can place the environmental contribution of the participants on a secondary level.

Regarding the last two items, it was observed that some aspects are only applicable in the planning phase, while others benefit the operation phase and/or evaluate the project results, which, in turn, can be short, medium, or long term. Therefore, proposing an instrument to evaluate PES projects/programs needs to consider the phase the program is in and the time span of the results.

An instrument intended for the planning phase can support decisions on investments in new environmental projects, by public and/or private agents. An instrument intended for the operation phase could monitor and control, which could, in turn, support decisions about project continuity, closure, or even new investments. In the post-closure phase, this instrument could support new strategies and policies involving PESs, particularly the Brazilian National Payment Policy for Environmental Services (PNPSA).

With regard to aspects of the provider dimension, the perception of a program's performance begins in the planning phase, through aspects that assess the motivation to be part of the initiative: propensity to participate; previous intrinsic motivations; previous experiences; dependence on land; traditional values, etc. In the operation phase, aspects of this dimension mainly concern ensuring that the agreed benefits are met: selection process; duration and value of contracts; indirect payments; payment methodology, etc. As to the evaluation of the results themselves, there are: social inclusion metrics; community strengthening; environmental education, engagement with actions etc. It can be stated that the perception of performance in this dimension is closely linked to the connection between providers' expectations regarding the benefits they will have and the compliance with what was agreed to.

An important restrictive variable for providers is the opportunity cost, which is usually adopted as a measure to define the value of payments to be made by programs and has repercussions in other dimensions. Using opportunity cost as a reference for payments can cause the provider to lose actual or potential income, since it does not consider the particularities of each provider, and thus compromises the attractiveness of the program. Likewise, they can make programs more expensive when the situation involves areas with high opportunity costs. If these areas are important for the generation of ecosystem services, the impossibility of incorporating them may thwart results of environmental actions. Thus, it is possible to state that, like the evaluation of program performance, the definition of the amount to be paid in the transaction must also adopt a multidimensional approach.

With regard to the payers' dimension, the aspects are essentially economic, with the evaluation of costs appearing in different ways, and can be evaluated in all phases of the project

(planning, operation, and after closure), such as the cost effectiveness of the program and return on investment (ROI). However, behavioral aspects can be evaluated, especially in phases prior to implementation, such as population support and the propensity to pay of potential users. It can be observed that some economic aspects of this dimension conflict with aspects of other dimensions. In practice, the effect of this can be a project that is very good from the payers' point of view and, at the same time, can be very bad from the environmental point of view and/or from the providers' point of view.

Aspects of the institutional arrangement dimension can be classified into two groups: aspects to evaluate the planning phase; and aspects to evaluate the operation phase. In the first group, there are aspects that are proposed to be evaluated: a consistent legal framework; the presence of capable institutions; political support for the PES; the minimization of uncertainties; adequate financial capacity to carry out the actions; complementarity with other public policies, etc. In the second group, there are aspects that are proposed to be evaluated: the effectiveness of the operation in terms of coordination and monitoring of actions; participation structures; solving power disputes; the transparency of processes; support for decision making; the technical team involved; minimizing transaction costs, etc. Aspects such as the institutional arrangement and scope of the program can be assessed both in the planning and operational phases.

Probably, the institutional arrangement dimension is the most difficult dimension to evaluate, since it includes broad aspects, which are very subjective and difficult to measure. For some of these aspects, it is worth thinking about indirect ways of evaluation based on the relationships between variables: for example, the effectiveness of the institutional arrangement can be evaluated through transaction costs, coordination between component parts, or the support for necessary activities; the impact of power struggles can be assessed based on the institutional configuration itself and the existence of participatory processes.

In relation to the environmental dimension, as to the planning phase, the main aspect is the location of the actions, which aims to evaluate the area's potential for generating the intended ecosystem service, disregarding anthropogenic risk factors, or even the environmental additionality of the area; that is, the potential for degradation if the program is not carried out. Other important aspects must be defined in advance, aiming to increase the program's chances of success: the diagnosis of the area and the type of action necessary to maximize results; what results are expected from the defined course of action; how much of each property should be targeted by the program to obtain the result. In the operation phase, the program's results are measured based on the environmental and/or ecosystem gains obtained, such as: the total area conserved or restored; the adoption of less aggressive production practices; gains in biodiversity; the reduction of erosion processes; improvements in water quality and quantity; reduction in carbon emissions, etc. Action quality measures can also be incorporated, such as legal additionality and the presence of invasive species. Some of these effects can be measured immediately from the beginning of PES actions, however, others are only able to be analyzed after a certain period has been respected, which can even surpass the period of the contract with the provider and the very existence of the program.

Other effects that have a broader scope than the geographic and temporal coverage of the programs are the rates of permanence of actions and leakage. The first has a temporal range that is especially verified after the termination of contracts, while the second is obtained from the monitoring of areas that are not included in the programs, aiming to identify possible "migrations" of degradation activities prevented by the PES in its area of intervention, whether for economic reasons or as a result of an adverse behavioral effect. These are restrictive factors that can even reverse positive previously measured results, but which are also subject to operational difficulties and whose verification is usually poorly implemented.

## 5 CONCLUSIONS

The main objective of this work was to identify the performance factors of PES projects/programs developed in Brazil, which were the object of study in articles published in indexed scientific journals.

The variables were grouped into four central dimensions, which represented the parties impacted by the programs: providers, payers, environment, and institutions. Each of these dimensions determined a specific contribution to the performance of the PES: for providers, the greater the motivation to participate, the better the performance of the programs; for payers, the greater the financial viability, the better the program performance; for the environment, the greater the contribution to the improvement and/or maintenance of ecosystem services, the better the program performance; for the institutional arrangement, the more effective the coordination and operation among the parties, the better the performance of the programs.

Thus, 55 variables were identified in literature, segmented by dimension, and ordered according to the number of studies in which they were considered. The identification of analysis variables, with their respective effects on PES performance, makes it possible to develop instruments aimed at prioritizing areas of application for future initiatives, or for evaluating programs that are already implemented, considering their multidimensionality, which then allows for an integrated and comprehensive approach that supports decision-making on PES projects/programs.

Considerations regarding the assessment instrument must involve the appropriate temporal scope for measuring each variable, in addition to technical viability and the ability to provide decision support within the programs, facilitating the interpretation and practical use of the results obtained. Therefore, it is possible that not all of the variables presented are suitable for inclusion in a particular analysis instrument.

It should be noted that this work did not propose to present specific means or carry out in-depth analysis on the feasibility of measuring the aforementioned variables, or even imply a critical discussion on the correction of performance relationships. It focuses on describing how they are placed by the authors and are a limitation to be considered. For future studies, the development of assessment models that reflect the performance variables presented in this research is recommended.

## ACKNOWLEDGMENTS

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Finance Code 001.

## REFERENCES

- Adhikari, B., & Agrawal, A. (2013). Understanding the social and ecological outcomes of PES projects: A review and an analysis. *Conservation and Society, 11*(4), 359–374. <https://doi.org/10.4103/0972-4923.125748>
- Agustsson, K., Garibjana, A., Rojas, E., & Vatn, A. (2014). An assessment of the Forest Allowance Programme in the Juma Sustainable Development Reserve in Brazil. *International Forestry Review, 16*(1), 87–102.
- Alarcon, G. G., Fantini, A. C., Salvador, C. H., & Farley, J. (2017). Additionality is in detail: Farmers' choices regarding payment for ecosystem services programs in the Atlantic Forest, Brazil. *Journal of Rural Studies, 54*, 177–186. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2017.06.008>



- Alston, L. J., Andersson, K., & Smith, S. M. (2013). Payment for environmental services: Hypotheses and evidence. *Annual Review of Resource Economics*, 5, 139–159. <https://doi.org/10.1146/annurev-resource-091912-151830>
- Alves-Pinto, H. N., Hawes, J. E., Newton, P., Feltran-Barbieri, R., & Peres, C. A. (2018). Economic Impacts of Payments for Environmental Services on Livelihoods of Agro-extractivist Communities in the Brazilian Amazon. *Ecological Economics*, 152, 378–388. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.05.016>
- Araujo, C. D., Krott, M., & Hubo, C. (2018). Power Strategies for Ecotourism in the Fernando de Noronha Archipelago (Brazil) for Implementing Payments for Ecosystem Services. *Journal of Park and Recreation Administration*, 36(3), 82–100. <https://doi.org/10.18666/jpra-2018-v36-i3-7554>
- Aza, A., Riccioli, F., & Di Iacovo, F. (2021). Optimizing payment for environmental services schemes by integrating strategies: The case of the Atlantic Forest, Brazil. *Forest Policy and Economics*, 125. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2021.102410>
- Banks-Leite, C., Pardini, R., Tambosi, L. R., Pearse, W. D., Bueno, A. A., Bruscin, R. T., Condez, T. H., Dixo, M., Igari, A. T., Martensen, A. C., & Metzger, J. P. (2014). Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science*, 345(6200), 1038–1041. <https://doi.org/10.1126/science.1255487>
- Begossi, A., May, P. H., Lopes, P. F., Oliveira, L. E. C., Vinha, V., & Silvano, R. A. M. (2011). Compensation for environmental services from artisanal fisheries in SE Brazil: Policy and technical strategies. *Ecological Economics*, 71(1), 25–32. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.09.008>
- Bispo, D. F. A., Batista, P. V. G., Guimarães, D. V., Silva, M. L. N., Curi, N., & Quinton, J. N. (2020). Monitoring land use impacts on sediment production: A case study of the pilot catchment from the Brazilian program of payment for environmental services. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, 44, 1–15. <https://doi.org/10.36783/18069657rbcs20190167>
- Börner, J., Marinho, E., & Wunder, S. (2015). Mixing carrots and sticks to conserve forests in the Brazilian Amazon: A spatial probabilistic modeling approach. *PLoS ONE*, 10(2). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0116846>
- Börner, J., Wunder, S., Wertz-Kanounnikoff, S., Tito, M. R., Pereira, L., & Nascimento, N. (2010). Direct conservation payments in the Brazilian Amazon: Scope and equity implications. *Ecological Economics*, 69(6), 1272–1282. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.003>
- Bousfield, C. G., Massam, M. R., Peres, C. A., & Edwards, D. P. (2022). Carbon payments can cost-effectively improve logging sustainability in the Amazon. *Journal of Environmental Management*, 314. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115094>
- Bremer, L. L., Hamel, P., Ponette-González, A. G., Pompeu, P. V., Saad, S. I., & Brauman, K. A. (2020). Who Are we Measuring and Modeling for? Supporting Multilevel Decision-Making in Watershed Management. *Water Resources Research*, 56(1). <https://doi.org/10.1029/2019WR026011>
- Camelo, A. P. S., & Sanches, K. L. (2019). Pagamento por serviços ambientais: Um instrumento de mitigação dos efeitos de variação climática e uma ferramenta de gestão para crise hídrica na bacia do Alto Descoberto. *Nativa*, 7(5), 574–581. <https://doi.org/10.31413/nativa.v7i5.6986>
- Cammelli, F., & Angelsen, A. (2019). Amazonian farmers' response to fire policies and climate change. *Ecological Economics*, 165. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106359>

- Canova, M. A., Lapola, D. M., Pinho, P., Dick, J., Patricio, G. B., & Priess, J. A. (2019). Different ecosystem services, same (dis)satisfaction with compensation: A critical comparison between farmers' perception in Scotland and Brazil. *Ecosystem Services*, 35, 164–172. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.10.005>
- Cisneros, E., Börner, J., Pagiola, S., & Wunder, S. (2022). Impacts of conservation incentives in protected areas: The case of Bolsa Floresta, Brazil. *Journal of Environmental Economics and Management*, 111. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2021.102572>
- Coase, R. H. (1960). The Problem of Social Cost. *Journal of Law and Economics*, 3, 1–44.
- Conceição, H. R., Börner, J., & Wunder, S. (2015). Why were upscaled incentive programs for forest conservation adopted? Comparing policy choices in Brazil, Ecuador, and Peru. *Ecosystem Services*, 16, 243–252. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.004>
- Corbera, E., Estrada, M., May, P., Navarro, G., & Pacheco, P. (2011). Rights to land, forests and carbon in REDD+: Insights from Mexico, Brazil and Costa Rica. *Forests*, 2(1), 301–342. <https://doi.org/10.3390/f2010301>
- Costa Junior, M. M., Schramm, F., Schramm, V. B. (2023). Overview of Payment for Environmental Services' Initiatives in Brazil. *Submitted for publication*.
- Cromberg, M., Duchelle, A. E., & Rocha, I. O. (2014). Local participation in REDD+: Lessons from the Eastern Brazilian Amazon. *Forests*, 5(4), 579–598. <https://doi.org/10.3390/f5040579>
- Delacote, P., & Angelsen, A. (2015). Reducing Deforestation and Forest Degradation: Leakage or Synergy? *Land Economics*, 91(3), 501–515.
- Delacote, P., Le Velly, G., & Simonet, G. (2022). Revisiting the location bias and additionality of REDD+ projects: The role of project proponents' status and certification. *Resource and Energy Economics*, 67. <https://doi.org/10.1016/j.reseneeco.2021.101277>
- Delacote, P., Palmer, C., Bakkegaard, R. K., & Thorsen, B. J. (2014). Unveiling information on opportunity costs in REDD: Who obtains the surplus when policy objectives differ? *Resource and Energy Economics*, 36(2), 508–527. <https://doi.org/10.1016/j.reseneeco.2013.07.002>
- Dias, A. L. S., Lange, L. C., & Magalhães, A. S. (2022). Application of a 'Recycling Exchange' instrument to compensate waste pickers in Brazil via a first payment for urban environmental services programme. *Waste Management and Research*, 40(7), 892–904. <https://doi.org/10.1177/0734242X211061211>
- Ditt, E. H., Mourato, S., Ghazoul, J., & Knight, J. (2010). Forest conversion and provision of ecosystem services in the Brazilian Atlantic Forest. *Land Degradation and Development*, 21(6), 591–603. <https://doi.org/10.1002/ldr.1010>
- Eloy, L., Méral, P., Ludewigs, T., Pinheiro, G. T., & Singer, B. (2012). Payments for ecosystem services in Amazonia. The challenge of land use heterogeneity in agricultural frontiers near Cruzeiro do Sul (Acre, Brazil). *Journal of Environmental Planning and Management*, 55(6), 685–703. <https://doi.org/10.1080/09640568.2011.621021>
- Engel, S., Palmer, C., Taschini, L., & Urech, S. (2015). Conservation Payments under Uncertainty. *Land Economics*, 91(1), 36–56.
- Ezzine-de-Blas, D., Börner, J., Violato-Espada, A. L., Nascimento, N., & Piketty, M. G. (2011). Forest loss and management in land reform settlements: Implications for REDD governance in the Brazilian Amazon. *Environmental Science and Policy*, 14(2), 188–200. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2010.11.009>
- Farinha, M. J. U. S., Bernardo, L. V. M., Soares Filho, A., Berezuk, A. G., Silva, L. F., & Ruviano, C. F. (2019). Opportunity cost of a private reserve of natural heritage, Cerrado

- biome – Brazil. *Land Use Policy*, 81, 49–57.  
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.08.028>
- Farley, J., Aquino, A., Daniels, A., Moulaert, A., Lee, D., & Krause, A. (2010). Global mechanisms for sustaining and enhancing PES schemes. *Ecological Economics*, 69(11), 2075–2084. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2010.02.016>
- Fearnside, P. M. (2012). Brazil’s Amazon Forest in mitigating global warming: Unresolved controversies. *Climate Policy*, 12(1), 70–81.  
<https://doi.org/10.1080/14693062.2011.581571>
- Ferraz, S. F. B., Ferraz, K. M. P. M. B., Cassiano, C. C., Brancalion, P. H. S., Luz, D. T. A., Azevedo, T. N., Tambosi, L. R., & Metzger, J. P. (2014). How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? *Landscape Ecology*, 29(2), 187–200.  
<https://doi.org/10.1007/s10980-014-9988-z>
- Figueiredo, R. O., Simioli, M. M., Jesus, T. V. U. C., Cruz, P. P. N., Bayma, G., Nogueira, S. F., Green, T. R., & Camargo, P. B. (2021). Hydrobiogeochemistry of Two Catchments in Brazil Under Forest Recovery in an Environmental Services Payment Program. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(1). <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08773-6>
- Filoche, G. (2017). Playing musical chairs with land use obligations: Market-based instruments and environmental public policies in Brazil. *Land Use Policy*, 63, 20–29.  
<https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2017.01.012>
- Fiore, F. A., Bardini, V. S. S., & Novaes, R. C. (2017). Monitoramento da qualidade de águas em programas de pagamento por serviços ambientais hídricos: Estudo de caso no município de São José dos Campos/SP. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 22(6), 1141–1150. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522017165072>
- Fiore, F. A., Bardini, V. S. S., & Cabral, P. C. P. (2020). Arranjos institucionais para a implantação de programa municipal de pagamento por serviços ambientais hídricos: Estudo de caso de São José dos Campos (SP). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 25(2), 303–313.
- Fiorini, A. C. O., Mullally, C., Swisher, M., & Putz, F. E. (2020). Forest cover effects of payments for ecosystem services: Evidence from an impact evaluation in Brazil. *Ecological Economics*, 169. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106522>
- Fiorini, A. C. O., Swisher, M., & Putz, F. E. (2020). Payment for environment services to promote compliance with Brazil’s Forest Code: The case of “Produtores de Água e Floresta”. *Sustainability*, 12(19). <https://doi.org/10.3390/su12198138>
- Garrastazu, M. C., Mendonça, S. D., Horokoski, T. T., Cardoso, D. J., Rosot, M. A. D., Nimmo, E. R., & Lacerda, A. E. B. (2015). Carbon sequestration and riparian zones: Assessing the impacts of changing regulatory practices in Southern Brazil. *Land Use Policy*, 42, 329–339. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2014.08.003>
- Garrett, R. D., Grabs, J., Cammelli, F., Gollnow, F., & Levy, S. A. (2022). Should payments for environmental services be used to implement zero-deforestation supply chain policies? The case of soy in the Brazilian Cerrado. *World Development*, 152.  
<https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2022.105814>
- Gebara, M. F. (2013). Importance of local participation in achieving equity in benefit-sharing mechanisms for REDD+: A case study from the Juma Sustainable Development Reserve. *International Journal of the Commons*, 7, 473–497.
- Guerra, R. (2016). Assessing preconditions for implementing a Payment for Environmental Services initiative in Cotriguaçu (Mato Grosso, Brazil). *Ecosystem Services*, 21, 31–38.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.07.009>

- Hall, A. (2008). Better RED than dead: Paying the people for environmental services in Amazonia. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1498), 1925–1932. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.0034>
- Hausknot, D., Grima, N., & Singh, S. J. (2017). The political dimensions of Payments for Ecosystem Services (PES): Cascade or stairway? *Ecological Economics*, 131, 109–118. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.08.024>
- Jardim, M. H., & Bursztyn, M. A. (2015). Pagamento por serviços ambientais na gestão de recursos hídricos: O caso de Extrema (MG). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 20(3), 353–360. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000106299>
- Jiangyi, L., Shiquan, D., & Hmeimar, A. E. H. (2020). Cost-effectiveness analysis of different types of payments for ecosystem services: A case in the urban wetland ecosystem. *Journal of Cleaner Production*, 249. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119325>
- Kim-Bakkegaard, R., Jacobsen, J. B., Wunder, S., & Thorsen, B. J. (2017). Comparing tools to predict REDD+ conservation costs to Amazon smallholders. *Resource and Energy Economics*, 49, 48–61. <https://doi.org/10.1016/j.reseneeco.2017.02.002>
- Kroeger, T., Klemz, C., Boucher, T., Fisher, J. R. B., Acosta, E., Cavassani, A. T., Denny-Frank, P. J., Garbossa, L., Blainski, E., Santos, R. C., Giberti, S., Petry, P., Shemie, D., & Dacol, K. (2019). Returns on investment in watershed conservation: Application of a best practices analytical framework to the Rio Camboriú Water Producer program, Santa Catarina, Brazil. *Science of the Total Environment*, 657, 1368–1381. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.116>
- Kull, C. A., Sartre, X. A., & Castro-Larrañaga, M. (2015). The political ecology of ecosystem services. *Geoforum*, 61, 122–134. <https://doi.org/10.1016/j.geoforum.2015.03.004>
- Larrosa, C., Carrasco, L. R., Tambosi, L. R., Banks-Leite, C., & Milner-Gulland, E. J. (2019). Spatial conservation planning with ecological and economic feedback effects. *Biological Conservation*, 237, 308–316. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.06.015>
- Libanio, P. A. C. (2015). Pollution of inland waters in Brazil: The case for goal-oriented initiatives. *Water International*, 40(3), 513–533. <https://doi.org/10.1080/02508060.2015.1024023>
- Libanio, P. A. C. (2016). O uso de estratégias focadas em resultados para o controle da poluição hídrica no Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 21(4), 731–738. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522016121578>
- Lima, G. C., Silva, M. L. N., Freitas, D. A. F., Cândido, B. M., Curi, N., & Oliveira, M. S. (2016). Spatialization of soil quality index in the Sub-Basin of Posses, Extrema, Minas Gerais. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 20(1), 78–84. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v20n1p78-84>
- Lopes, P. F. M., & Villasante, S. (2018). Paying the price to solve fisheries conflicts in Brazil's Marine Protected Areas. *Marine Policy*, 93, 1–8. <https://doi.org/10.1016/j.marpol.2018.03.016>
- Lopes, T. R., Folegatti, M. V., Zolin, C. A., Moura, L. B., Oliveira, R. K., Fraga, L. S., Duarte, S. N., Santos, O. N. A., & Moster, C. (2022). Multicriterial Analysis for the Identification of Key Areas to Improve the Management in Piracicaba River Basin, Brazil. *Journal of Hydrologic Engineering*, 27(1). [https://doi.org/10.1061/\(asce\)he.1943-5584.0002146](https://doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0002146)
- Machado, F. H., Mattedi, A. P., Dupas, F. A., Silva, L. F., & Vergara, F. E. (2016). Estimativa dos custos de oportunidade para a conservação ambiental na bacia hidrográfica do

- Ribeirão do Feijão (São Carlos – SP, Brazil). *Brazilian Journal of Biology*, 76(1), 28–35. <https://doi.org/10.1590/1519-6984.08614>
- Magnago, L. F. S., Magrath, A., Laurance, W. F., Martins, S. V., Meira-Neto, J. A. A., Simonelli, M., & Edwards, D. P. (2015). Would protecting tropical forest fragments provide carbon and biodiversity co-benefits under REDD+? *Global Change Biology*, 21(9), 3455–3468. <https://doi.org/10.1111/gcb.12937>
- Mamedes, I., Guerra, A., Rodrigues, D. B. B., Garcia, L. C., Godoi, R. F., & Oliveira, P. T. S. (2023). Brazilian payment for environmental services programs emphasize water-related services. *International Soil and Water Conservation Research*, 11(2), 276–289. <https://doi.org/10.1016/j.iswcr.2023.01.001>
- Martino, S., Kondylis, F., & Zwager, A. (2017). Protecting the Environment: For Love or Money? The Role of Motivation and Incentives in Shaping Demand for Payments for Environmental Services Programs. *Public Finance Review*, 45(1), 68–96. <https://doi.org/10.1177/1091142115604352>
- Mattos, J. B., Santos, D. A., Falcão Filho, C. A. T., Santos, T. J., Santos, M. G., & De Paula, F. C. F. (2018). Water production in a Brazilian montane rainforest: Implications for water resources management. *Environmental Science and Policy*, 84, 52–59. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.03.004>
- Melo, N. A., Delevati, D. M., Costa, A. B., & Lobo, E. A. (2021). The use of phytosociology to evaluate the efficiency of headwater preservation areas in the Andreas Stream Hydrographic Basin, RS, Brazil. *Ecological Indicators* (Vol. 129). Elsevier B.V. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107904>
- Melo, N. A., Delevati, D. M., Putzke, J., & Lobo, E. A. (2016). Phytosociological Survey in Water Preservation Areas, Southern, Brazil. *Botanical Review*, 82(4), 359–370. <https://doi.org/10.1007/s12229-016-9172-z>
- Monteiro, L. I. B., Pruski, F. F., Calegario, A. T., Oliveira, A. N. G., & Pereira, S. B. (2018). Methodology for payment for ecosystem services based on the concept of land use and management capability. *Soil Use and Management*, 34(4), 515–524. <https://doi.org/10.1111/sum.12442>
- Morais, A. R., Freitas-Oliveira, R., Moreira, J. C., Souza, A. O., Bittar, B. B., Carvalho, F. M. V., Oliveira, G. V., Santos, L. R. S., Guimarães, M. A., Amorim, N. P. L., Assis, R. A., Borges, R. E., Oliveira, S. R., Andreani, T. L., & Siqueira, M. N. (2022). Multi-taxon inventory and landscape characterization in an agrosystem of the Brazilian Midwest targeted for payment for environmental services. *Biota Neotropica*, 22(1). <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2021-1283>
- Morello, T. F., Parry, L., Markusson, N., & Barlow, J. (2017). Policy instruments to control Amazon fires: A simulation approach. *Ecological Economics*, 138, 199–222. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.03.043>
- Muñoz-Piña, C., Guevara, A., Torres, J. M., & Braña, J. (2008). Paying for the hydrological services of Mexico's forests: Analysis, negotiations and results. *Ecological Economics*, 65(4), 725–736. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.07.031>
- Muradian, R. (2013). Payments for Ecosystem Services as Incentives for Collective Action. *Society and Natural Resources*, 26(10), 1155–1169. <https://doi.org/10.1080/08941920.2013.820816>
- Naime, J., Angelsen, A., Molina-Garzón, A., Carrilho, C. D., Selviana, V., Demarchi, G., Duchelle, A. E., & Martius, C. (2022). Enforcement and inequality in collective PES to reduce tropical deforestation: Effectiveness, efficiency and equity implications. *Global Environmental Change*, 74. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2022.102520>

- Pagiola, S., Platais, G., & Sossai, M. (2019). Protecting Natural Water Infrastructure in Espírito Santo, Brazil. *Water Economics and Policy*, 5(4). <https://doi.org/10.1142/S2382624X18500273>
- Palmer, C., Souza, G. I., Laray, E., Viana, V., & Hall, A. (2020). Participatory policies and intrinsic motivation to conserve forest commons. *Nature Sustainability*, 3(8), 620–627. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-0531-8>
- Palmer, C., Taschini, L., & Laing, T. (2017). Getting more ‘carbon bang’ for your ‘buck’ in Acre State, Brazil. *Ecological Economics*, 142, 214–227. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.06.024>
- Pereira, S. N. C. (2010). Payment for environmental services in the Amazon Forest: How can conservation and development be reconciled? *Journal of Environment and Development*, 19(2), 171–190. <https://doi.org/10.1177/1070496510368047>
- Perevochtchikova, M., De la Mora-De la Mora, G., Flores, J. A. H., Marín, W., Flores, A. L., Bueno, A. R., & Negrete, I. A. R. (2019). Systematic review of integrated studies on functional and thematic ecosystem services in Latin America, 1992–2017. *Ecosystem Services*, 36. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2019.100900>
- Pissarra, T. C. T., Fernandes, L. F. S., & Pacheco, F. A. L. (2021). Production of clean water in agriculture headwater catchments: A model based on the payment for environmental services. *Science of the Total Environment*, 785, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147331>
- Pokorny, B., & Pacheco, P. (2014). Money from and for forests: A critical reflection on the feasibility of market approaches for the conservation of Amazonian forests. *Journal of Rural Studies*, 36, 441–452. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2014.09.004>
- Reutemann, T., Engel, S., & Pareja, E. (2016). How (not) to pay — Field experimental evidence on the design of REDD + payments. *Ecological Economics*, 129, 220–229. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.05.020>
- Richards, R. C., Kennedy, C. J., Lovejoy, T. E., & Brancalion, P. H. S. (2017). Considering farmer land use decisions in efforts to ‘scale up’ Payments for Watershed Services. *Ecosystem Services*, 23, 238–247. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.12.016>
- Richards, R. C., Petrie, R., Christ, J. B., Ditt, E., & Kennedy, C. J. (2020). Farmer preferences for reforestation contracts in Brazil’s Atlantic Forest. *Forest Policy and Economics*, 118. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2020.102235>
- Richards, R. C., Rerolle, J., Aronson, J., Pereira, P. H., Gonçalves, H., & Brancalion, P. H. S. (2015). Governing a pioneer program on payment for watershed services: Stakeholder involvement, legal frameworks and early lessons from the Atlantic Forest of Brazil. *Ecosystem Services*, 16, 23–32. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.09.002>
- Rival, L. M. (2013). From carbon projects to better land-use planning: Three Latin American initiatives. *Ecology and Society*, 18(3). <https://doi.org/10.5751/ES-05563-180317>
- Rodrigues, D. B. B., Alves Sobrinho, T., Oliveira, P. T. S., & Panachuki, E. (2011). Nova abordagem sobre o modelo brasileiro de serviços ambientais. *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 35, 1037–1045.
- Ruggiero, P. G. C., Metzger, J. P., Tambosi, L. R., & Nichols, E. (2019). Payment for ecosystem services programs in the Brazilian Atlantic Forest: Effective but not enough. *Land Use Policy*, 82, 283–291. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.11.054>
- Saad, S. I., Silva, J. M., Ponette-González, A. G., Silva, M. L. N., & Rocha, H. R. (2021). Modeling the on-site and off-site benefits of Atlantic Forest conservation in a Brazilian watershed. *Ecosystem Services*, 48. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101260>

- Saad, S. I., Silva, J. M., Silva, M. L. N., Guimarães, J. L. B., Sousa, W. C., Figueiredo, R. O., & Rocha, H. R. (2018). Analyzing ecological restoration strategies for water and soil conservation. *PLoS ONE*, *13*(2). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192325>
- Salles, G. P., Salinas, D. T. P., & Paulino, S. R. (2017). How Funding Source Influences the Form of REDD + Initiatives: The Case of Market Versus Public Funds in Brazil. *Ecological Economics*, *139*, 91–101. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.04.003>
- Santos, F. A. M., Coelho-Junior, M. G., Cardoso, J. C., Basso, V. M., Marques, A. L. P., & Silva, E. M. R. (2020). Program outcomes of payments for watershed services in Brazilian Atlantic Forest: How to evaluate to improve decision-making and the socio-environmental benefits. *Water*, *12*(9), 1–24. <https://doi.org/10.3390/w12092441>
- Schneider, C., Coudel, E., Cammelli, F., & Sablayrolles, P. (2015). Small-scale farmers' needs to end deforestation: Insights for REDD+ in São Felix do Xingu (Pará, Brazil). *International Forestry Review*, *17*(S1), 124–142.
- Schulz, C., Ioris, A. A. R., Martin-Ortega, J., & Glenk, K. (2015). Prospects for Payments for Ecosystem Services in the Brazilian Pantanal: A Scenario Analysis. *Journal of Environment and Development*, *24*(1), 26–53. <https://doi.org/10.1177/1070496514548580>
- Seroa da Motta, R., & Ortiz, R. A. (2018). Costs and Perceptions Conditioning Willingness to Accept Payments for Ecosystem Services in a Brazilian Case. *Ecological Economics*, *147*, 333–342. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.01.032>
- Silva, R. F. B., Rodrigues, M. D. A., Vieira, S. A., Batistella, M., & Farinaci, J. (2017). Perspectives for environmental conservation and ecosystem services on coupled rural–urban systems. *Perspectives in Ecology and Conservation*, *15*(2), 74–81. <https://doi.org/10.1016/j.pecon.2017.05.005>
- Silva, R. A., Lapola, D. M., Patricio, G. B., Teixeira, M. C., Pinho, P., & Priess, J. A. (2016). Operationalizing payments for ecosystem services in Brazil's sugarcane belt: How do stakeholder opinions match with successful cases in Latin America? *Ecosystem Services*, *22*, 128–138. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.09.013>
- Silva, R., Laques, A. E., Cabral, A. I. R., Silva, S. C., Pereira, H., & Saito, C. (2021). Land use dynamics under the Bolsa Floresta Program: A case study of the Uatumã Sustainable Development Reserve (Amazonas, Brazil). *Acta Amazonica*, *51*(4), 370–381. <https://doi.org/10.1590/1809-4392202100281>
- Silva-Muller, L. (2022). Payment for ecosystem services and the practices of environmental fieldworkers in policy implementation: The case of Bolsa Floresta in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy*, *120*. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2022.106251>
- Simedo, M. B. L., Pissarra, T. C. T., Martins, A. L. M., Lopes, M. C., Costa, R. C. A., Zanata, M., Pacheco, F. A. L., & Fernandes, L. F. S. (2020). The assessment of hydrological availability and the payment for ecosystem services: A pilot study in a Brazilian headwater catchment. *Water*, *12*(10). <https://doi.org/10.3390/w12102726>
- Simonet, G., Subervie, J., Ezzine-De-Blas, D., Cromberg, M., & Duchelle, A. E. (2019). Effectiveness of a REDD+ project in reducing deforestation in the Brazilian Amazon. *American Journal of Agricultural Economics*, *101*(1), 211–229. <https://doi.org/10.1093/ajae/aay028>
- Skutsch, M., Turnhout, E., Vijge, M. J., Herold, M., Wits, T., Den Besten, J. W., & Torres, A. B. (2014). Options for a national framework for benefit distribution and their relation to community-based and national REDD+ monitoring. *Forests*, *5*(7), 1596–1617. <https://doi.org/10.3390/f5071596>

- Soares-Filho, B., Rajão, R., Merry, F., Rodrigues, H., Davis, J., Lima, L., Macedo, M., Coe, M., Carneiro, A., & Santiago, L. (2016). Brazil's market for trading forest certificates. *PLoS ONE*, *11*(4). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0152311>
- Sone, J. S., Gesualdo, G. C., Zamboni, P. A. P., Vieira, N. O. M., Mattos, T. S., Carvalho, G. A., Rodrigues, D. B. B., Alves Sobrinho, T., & Oliveira, P. T. S. (2019). Water provisioning improvement through payment for ecosystem services. *Science of the Total Environment*, *655*, 1197–1206. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.319>
- Stabile, M. C. C., Garcia, A. S., Salomão, C. S. C., Bush, G., Guimarães, A. L., & Moutinho, P. (2022). Slowing Deforestation in the Brazilian Amazon: Avoiding Legal Deforestation by Compensating Farmers and Ranchers. *Frontiers in Forests and Global Change*, *4*. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.635638>
- Sunderlin, W. D., De Sassi, C., Ekaputri, A. D., Light, M., & Pratama, C. D. (2017). REDD+ contribution to well-being and income is marginal: The perspective of local stakeholders. *Forests*, *8*(4). <https://doi.org/10.3390/f8040125>
- Trevisan, A. C. D., Schmitt-Filho, A. L., Farley, J., Fantini, A. C., & Longo, C. (2016). Farmer perceptions, policy and reforestation in Santa Catarina, Brazil. *Ecological Economics*, *130*, 53–63. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.06.024>
- Vendruscolo, J., Ferreira, K. R., Vendruscolo, C. F., Cavalheiro, W. C. S., & Stachiw, R. (2019). Viabilidade do pagamento por serviços ambientais na microbacia do rio D'Alincourt, Amazônia Ocidental, Brasil. *Revista Geográfica Venezolana, Volumen Especial*, 198–208.
- Verde Selva, G., Pauli, N., Kim, M. K., & Clifton, J. (2020). Opportunity for change or reinforcing inequality? Power, governance and equity implications of government payments for conservation in Brazil. *Environmental Science and Policy*, *105*, 102–112. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2020.01.001>
- Viani, R. A. G., Bracale, H., & Taffarello, D. (2019). Lessons learned from the Water Producer Project in the Atlantic Forest, Brazil. *Forests*, *10*(11). <https://doi.org/10.3390/f10111031>
- Viani, R. A. G., Braga, D. P. P., Ribeiro, M. C., Pereira, P. H., & Brancalion, P. H. S. (2018). Synergism Between Payments for Water-Related Ecosystem Services, Ecological Restoration, and Landscape Connectivity Within the Atlantic Forest Hotspot. *Tropical Conservation Science*, *11*. <https://doi.org/10.1177/1940082918790222>
- Vilar, M. B., Oliveira, A. C. C., Jacovine, L. A. G., Ferreira, G., & Souza, A. L. (2010). Valoração ambiental de propriedades rurais de municípios da bacia hidrográfica do rio Xopotó, MG. *Cerne*, *16*(4), 539–545.
- Weins, N. W., Santos, L. C. O., Silva, M. D., Gadda, T., & Silva, C. L. (2021). Payments for watershed ecosystem services in the Miringuava basin, Brazil: Mediating or exacerbating conflicts in peri-urban commons? *Revista Brasileira de Marketing*, *10*(1). <https://doi.org/10.5585/geas.v10i1.18468>
- West, T. A. P., Börner, J., Sills, E. O., & Kontoleon, A. (2020). Overstated carbon emission reductions from voluntary REDD+ projects in the Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *117*(39), 24188–24194. <https://doi.org/10.1073/pnas.2004334117/-/DCSupplemental>
- West, T. A. P., Grogan, K. A., Swisher, M. E., Caviglia-Harris, J. L., Sills, E., Harris, D., Roberts, D., & Putz, F. E. (2018). A hybrid optimization-agent-based model of REDD+ payments to households on an old deforestation frontier in the Brazilian Amazon. *Environmental Modelling and Software*, *100*, 159–174. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.11.007>



- West, T. A. P., Grogan, K. A., Swisher, M. E., Caviglia-Harris, J. L., Sills, E. O., Roberts, D. A., Harris, D., & Putz, F. E. (2018). Impacts of REDD+ payments on a coupled human-natural system in Amazonia. *Ecosystem Services*, 33, 68–76. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.08.008>
- Wunder, S. (2005). *Payments for environmental services: Some nuts and bolts* (42). <http://www.cifor.cgiar.org>
- Wunder, S. (2015). Revisiting the concept of payments for environmental services. *Ecological Economics*, 117, 234–243. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.08.016>
- Wunder, S., Engel, S., & Pagiola, S. (2008). Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. *Ecological Economics*, 65(4), 834–852. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.03.010>
- Young, C. E. F., & Bakker, L. B. (2014). Payments for ecosystem services from watershed protection: A methodological assessment of the Oasis Project in Brazil. *Brazilian Journal of Nature Conservation*, 12(1), 71–78. <https://doi.org/10.4322/natcon.2014.013>
- Young, C. E. F., & Castro, B. S. (2021). Financing mechanisms to bridge the resource gap to conserve biodiversity and ecosystem services in Brazil. *Ecosystem Services*, 50. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101321>
- Yu, H., Xie, W., Yang, L., Du, A., Almeida, C. M. V. B., & Wang, Y. (2020). From payments for ecosystem services to eco-compensation: Conceptual change or paradigm shift? *Science of the Total Environment*, 700, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.134627>
- Zanella, M. A., Schleyer, C., & Speelman, S. (2014). Why do farmers join Payments for Ecosystem Services (PES) schemes? An Assessment of PES water scheme participation in Brazil. *Ecological Economics*, 105, 166–176. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.06.004>
- Zolin, C. A., Folegatti, M. V., Mingoti, R., Sánchez-Román, R. M., Paulino, J., & Gonzáles, A. M. G. O. (2011). Minimização da erosão em função do tamanho e localização das áreas de floresta no contexto do programa “Conservador das Águas.” *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 35, 2157–2166.
- Zolin, C. A., Folegatti, M. V., Mingoti, R., Paulino, J., Sánchez-Román, R. M., & González, A. M. O. (2014). The first Brazilian municipal initiative of payments for environmental services and its potential for soil conservation. *Agricultural Water Management*, 137, 75–83. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.02.006>

## Apêndice III

### **A Model for Assessment of Payment for Environmental Services with the aim of Investments**

#### **Abstract**

Payment for Environmental Services is characterized as a socio-ecological instrument composed by multiple aspects with, several times, conflicting objectives, causing high uncertainties. These uncertainties are potentially dangerous for the attraction of new investors aiming the expansion of PES policy, whose decisions must be supported by evidence-based mechanisms. In order to provide a comprehensive assessment of PES programs, this work aims to develop a multicriteria model for assessment of environmental projects aiming to support investments in the ambit of Brazilian PES policy. The input of the model was a set of variables identified in a previous review, which are grouped in four dimensions: providers, payers, environment and institutional arrangement. For each dimension, the criteria were filtered considering seven desirable characteristics: essentiality, completeness, measurability, non-redundancy, conciseness, understandability and operationality. Fifteen criteria are selected: four for providers, two for payers, three for environment, and six for institutional arrangement. An outranking multicriteria method, PROMETHEE II, was selected for the evaluation of alternatives, and the weights was distributed equally among dimensions, following a recommendation of literature for environmental decisions. A sensibility analysis was made through changes in the weights of the dimensions of environment and payers. The model was tested through the evaluation of five established Brazilian programs intended for the improvement of water resources. The model showed potential to be applied in real-life situations due to this simplicity and little demand for effort to obtain data, being indicated for comparison of programs with similar objectives.

**Keywords:** Payment for Environmental Services; Environmental Policy; Brazil; Investment Decisions; Multicriteria Decision Analysis.

#### **1 Introduction**

In Brazil, the National Policy of Payment for Environmental Services (PNPSA, acronym in Portuguese), through the Federal Law 14.119, of January 2021, established the Payment for Environmental Services (PES), a mechanism that converts the environmental benefits into financial values. These financial incentives aim to encourage local actors to offer and maintain such benefits (Engel, Pagiola, & Wunder, 2008). The improvement of ecosystem services is the main goal of the PNPSA, but the policy does encourages using PES initiatives to promote social, economic, and cultural development of rural and urban populations, traditional communities, indigenous, and family farmers, especially those in vulnerable situations.

Due to the environmental emergency, the PNSA is an important instrument adopted by the Brazilian government to mitigate the effect of environmental degradation. But it is important to perform continuous evaluation of this instrument to adopt new strategies and/or change the course of action aiming to ensure the goals are met. This evaluation includes mainly the evaluation of PES programs/projects already being executed and/or new initiatives.

One of the aims of the evaluation of PES programs/projects is to reduce the high level of uncertainties involved in this type of project: uncertainties in PES projects come not only from biological processes, but from the relationship between the biophysical aspect and human capital involved and between the involved actors (Muradian, 2013), which can put the project at risk. Also, the investments must be oriented and supported by evidence-based mechanisms (Kroeger et al., 2019) that should be sufficiently flexible to permit the adaptation to each stage of the decision-making process (Bremer et al., 2020).

Finally, the PNPSA establishes that payers for environmental services can be public authorities, civil society organizations, and private agents (individuals or legal entities). In practice, however, public sector is the main sponsor of PES programs/projects worldwide. In

Brazil, the public sector is responsible for more than 80% of investments in PES programs/projects, while the private sector contributes with around 32%, but we believe that with the establishment of the PNPSA in 2021, the participation of private sector will increase. In the case of companies, to sponsor environmental services aims to improve the company's green image, keep it position within markets due to new environmental-friendly consumer demand (L. S. Lima, Krueger, & García-Marquez, 2017; Pokorny & Pacheco, 2014). In this sense, the assessment of PES projects is also necessary to subsidy the decision regarding a portfolio of investments in PES projects. The targeting of investments by public and private actors normally focuses on the potential of meeting multiple benefits for ecosystem services, but it is necessary to evaluate the trade-offs when the benefit in a specific service causes prejudices to others ecosystem services (Quatrini & Crossman, 2018), or even impact negatively actors involved in the process (Börner et al., 2010).

However, to assess the results of environmental projects is not an easy task. According to Barton et al. (2018), one of the challenges of this type of policy is to assess the performance of PES programs/projects in a way that encompasses all aspects (environmental, social, economic, and cultural). Nelson et al. (2009) pointed out the difficult in linking the service with noticeable benefits. Finally, the assessment should consider the impact on different stakeholders.

In order to provide a comprehensive assessment of PES programs/projects, which takes into account the entire complexity nature of these projects, this work aims to develop a multicriteria model for assessment of environmental projects aiming to support investments in the ambit of PES policy. The use of Multicriteria Analysis has been encouraged in the literature as an effective way to promote the necessary integrated evaluation of environmental services within the complex system involving anthropic and natural factors (Barton et al., 2018; Saarikoski et al., 2016). Langemeyer, Gómez-Baggethun, Haase, Scheuer, & Elmqvist (2016) performed a literature review on the use of Multicriteria Analysis in the context of ecosystem services; they identified 32 that were published between 2004 and 2013, but only two are intended to portfolio selection in the context of environmental programs/projects.

The input for the development of the model was a literature review whose goal was to identify the aspects that are considered in studies concerned with the evaluation of PES programs/projects in Brazil. After this review, we have concluded that PES programs/projects can be evaluated considering four dimensions: providers; payers; environmental; and institutional. For each of this dimension, we have identified a set of criteria that can measure the consequence of each program/project will have on the corresponding dimension.

The paper is organized into six sections: the Section 2 presents a literature review on evaluation of PES programs using Multicriteria Analysis; Section 3 presents the model; Section 4 shows the numerical application of the model; the discussion is presented in Section 5; and conclusions are presented in Section 6.

## **2 Multicriteria Evaluation of PES Programs/Projects**

The assessment of ecosystem services should be placed into the socio-ecological context (Barton et al., 2018), therefore, the consideration of only biologic aspects makes the evaluation irrelevant and useless (L. S. Lima et al., 2017). Barton et al. (2018) add that it is necessary to consider multiple perspectives and values of the social system and to consider the extent of the ecosystem. Moreover, the outputs of PES programs/projects will depend on the values of each impacted part which make this difficult, otherwise impossible, to develop a right answer (Saarikoski et al., 2016), that is, an output that is the best for all parties simultaneously. In sum, there are multidimensional processes that needs an integrated assessment involving the

environmental quality, the provision of services and how these services benefit the community (Villegas-Palacio, Berrouet, López, Ruiz, & Upegui, 2016).

Moreover, PES programs/projects are characterized by complexities regarding aspects such as identification of suitable areas, negotiation with actors, building of trust and acceptance, financing, monitoring, register and verification of results, contract compliance and impacts (L. S. Lima et al., 2017). Because of this complexity, uncertainty is omnipresent when considering the assessment of PES programs/projects. When a program/project is designed, the uncertainty must be approached in a clearer manner to strength the capacity of adaptation, viability, trust, and credibility of the PES program/project (L. S. Lima et al., 2017).

In this context, Multicriteria Analysis is a powerful tool for supporting the evaluation of PES programs/projects. Multicriteria Analysis allows to deal with plural values and conflicting judgements and is characterized by the involvement stakeholders in the analysis process (Saarikoski et al., 2016). According to Langemeyer et al. (2016), Multicriteria Analysis provides transparency and organization to the decision-making process, not aiming for an optimal solution, but relating a specific decision-making situation with the perspectives that it is placed in (Saarikoski et al., 2016).

Langemeyer et al. (2016) performed a literature review on the use of Multicriteria Analysis in the context of ecosystem services. They identified 32 that were published between 2004 and 2013, most of them intended to evaluate land and management practices. According to the authors, Multicriteria Analysis provides a broader use in comparison to cost-benefit analysis and traditional techniques, integrating different values from distinct dimensions and a plurality of preferences from different social groups, locations, and temporal dynamics, being indicated to the prioritization of alternatives. Saarikoski et al. (2016) add that Multicriteria Analysis facilitates deliberative processes and the integration of intangible ecosystem services, considering multiple dimensions to encourage the analysis of gains and losses between the beneficiaries, and demonstrating advantages under other techniques such as cost-benefit analysis and monetary valuation.

As for Brazil, the use of Multicriteria Analysis is even more incipient. We can cite the studies by Pissarra, Fernandes, & Pacheco (2021) and Lopes et al. (2022) intended to the prioritization of areas for an implementation of a hydrological project, considering only environmental aspects. On the other hand, Aza, Riccioli, & Di Iacovo (2021) make an effective comparison between PES alternatives, considering environmental, social, and economic dimensions, but largely using subjective judgments of participants about the criteria.

## **2.1 PES assessment under the perspective of their parts**

The literature analysis carried out by Costa Júnior, Schramm, & Schramm (*submitted for publication*) concluded that the PES programs/projects should be evaluated according to the following dimensions: environmental or ecosystem services providers; environmental services payers; environment; and the institutions present in the programs. For each dimension, we have identified in the literature a set of variables that can measure the consequence of each program/project will have on the corresponding dimension.

### **2.1.1 Providers**

The relationship of providers with the objectives begins even before their participation itself, through attractiveness so that they express the desire to be part of it and, after this, effectively engage in the intended actions (Börner et al., 2010). Attractiveness will determine which and how many providers will take part in the PES, which, in turn, will influence the

quality and scale of achieving objectives. Taking environmental aspects as a basis, potential providers will contribute differently to the generation of the intended ecosystem services, according to factors such as the location and size of their properties. Likewise, the number of providers convinced to participate will influence their performance. In a second phase, attractiveness is related to ensuring that the agreed conditions are met, which will determine the engagement of participants in carrying out the actions, and the permanence of the results over time (Ruggiero, Metzger, Tambosi, & Nichols, 2019). There is, therefore, a relationship of adjustment of expectations between the promised conditions and those implemented. Secondary objectives, such as social ones, which inspire different selection metrics (Aza et al., 2021; Sunderlin, De Sassi, Ekaputri, Light, & Pratama, 2017), will also be determined by the attractiveness of the programs.

The theory put as the one of the main principles of PES the voluntariness (Börner et al., 2010; Börner, Wunder, & Giudice, 2016; Schulz, Ioris, Martin-Ortega, & Glenk, 2015) so, attractiveness, *ex-ante* and *ex-post*, is very important. Studies that dealt with criteria and variables related to providers demonstrate that it is determined, firstly, by behavioral issues (intrinsic motivations) (Motta & Ortiz, 2018; Schulz et al., 2015). From an *ex-ante* perspective, the analysis pendulum swings much less towards what the program offers and more towards its existence itself, with only a process of offering benefits to actors who already adopted environmentally responsible actions, or at least expressed the desire to adopt them, and only needed an external incentive that compensated for their efforts or permitted the materialization of previous desires (Fiorini, Swisher, & Putz, 2020; Young & Bakker, 2014). It is important to highlight that these internal aspects are identified as restrictive in some studies in terms of obtaining environmental results (Greenleaf, 2020; Ioris, 2010; Lambin et al., 2014; Pereira, 2010; Trevisan, Schmitt-Filho, Farley, Fantini, & Longo, 2016), because they limit the assumption of additionality (probably would be obtained even with the inexistence of PES).

In an *ex-post* aspect, the effect of the program itself on these intrinsic motivations is evaluated, as an incentive for behavioral changes, mainly through environmental awareness and education actions (Agustsson, Garibjana, Rojas, & Vatn, 2014; Bremer et al., 2020; Fiorini, Swisher et al., 2020). On the other hand, there are studies that focus on extrinsic aspects, being, *ex-ante*, directed to the conditions offered by the programs to potential providers so that they can be attracted, from the monetary incentives themselves to various indirect benefits (Alarcon, Fantini, Salvador, & Farley, 2017; Börner et al., 2010; Bousfield, Massam, Peres, & Edwards, 2022; Canova et al., 2019; Cromberg, Duchelle, & Rocha, 2014; Engel, Palmer, Taschini, & Urech, 2015; Ezzine-de-Blas, Börner, Violato-Espada, Nascimento, & Piketty, 2011; Farinha et al., 2019; Martino, Kondylis, & Zwager, 2017; Morello, Parry, Markusson, & Barlow, 2017; Motta & Ortiz, 2018; Palmer, Taschini, & Laing, 2017; Pissarra et al., 2021; Richards, Kennedy, Lovejoy, & Brancalion, 2017; Richards, Petrie, Christ, Ditt, & Kennedy, 2020; Schneider, Coudel, Cammelli, & Sablayrolles, 2015; R. A. Silva et al., 2016; Skutsch et al., 2014; Trevisan et al., 2016; Vilar, Oliveira, Jacovine, Ferreira, & Souza, 2010; West, Grogan, Swisher, Caviglia-Harris, Sills, Roberts et al., 2018), or, *ex-post*, measuring its effects on the socioeconomic aspects of the participants (Agustsson et al., 2014; Alves-Pinto, Hawes, Newton, Feltran-Barbieri, & Peres, 2018; Dias, Lange, & Magalhães, 2022; Pokorny & Pacheco, 2014; Sunderlin et al., 2017).

### 2.1.2 Payers

We observed, after analyzed real experiences, that public authorities are the major financial drivers of programs in Brazil, in line with the scenario found in other places around the world, acting either as a direct financier or directing the resources raised in society

(Perevochtchikova, Castro-Díaz, Langle-Flores, & Ugalde, 2021). Analyzes at the payer level typically have an economic perspective, where the impact of programs in financial terms is mainly verified. In this case, the point of view needs to be a balance between the intended activities, or the desired benefits, and the amount necessary to be spent so that these objectives are achieved, that is, there must be a cost-effectiveness within the programs (Börner, Marinho, & Wunder, 2015; Fiorini, Mullally, Swisher, & Putz, 2020; Mattos et al., 2018; Naime et al., 2022; Pagiola, Platais, & Sossai, 2019; Saad, Silva, Ponette-González, Silva, & Rocha, 2021; Santos et al., 2020; Young & Bakker, 2014).

The importance of economic analysis for the PES is emphasized given the lack of permanent funding sources for most programs, which, in some cases, has already caused the discontinuity of some projects (Cromberg et al., 2014). Another essential aspect to be considered is that economic criteria can have a restrictive effect on other dimensions, such as environmental and social, when maximized. An example commonly found in the literature is that an optimization that emphasizes locations with a high level of contribution to the generation of ecosystem services would also largely include areas that would require a high level of payment, which, together, would cause an increase in the cost of its application (Delacote, Le Velly, & Simonet, 2022). Therefore, there must be a relationship between benefits and costs, with budgetary challenges being established as a third point in the analysis.

The main analyzes on payers' dimension focus on measuring costs in absolute terms (Viani, Bracale, & Taffarello, 2019; West, Grogan, Swisher, Caviglia-Harris, Sills, Harris, et al., 2018), or in comparison with measured or predicted results (Börner et al., 2015; Fiorini, Mullally, et al., 2020) including considering the impact on the cost savings of reparative or contingency actions that would occur in the absence of PES initiatives (Kroeger et al., 2019; Mattos et al., 2018; Pagiola et al., 2019; Saad et al., 2021), seeking to verify the viability of its implementation.

### **2.1.3 Environment**

Environmental objectives constitute fundamental figures for measuring the performance of PES programs. The environmental result, within the scope of the PES, is given in terms of obtaining additionality. In theoretical terms, this additionality should be considered in relation to the gains obtained in terms of ecosystem services, that is, services falling into the categories of provision, support, regulation and cultural, which means, the payments spent would be fully linked to obtaining it. However, real experiences bring a different approach, mainly for some specific types of PES, such as those of a water nature, largely due to technical difficulties, financial constraints or operational effectiveness in measuring the effects on some ecosystem services (Wunder, Engel, & Pagiola, 2008), with, instead, a focus on results in terms of environmental services, that is, the actions carried out by the programs, with the consequent linking of payments to the same aspect.

This differentiation is also reflected in the nature of the environmental assessments carried out in the literature: some studies measure the benefits directly considering the actions carried out, others seek to investigate the benefits achieved as a result of these actions. Related to this characterization, some ramifications of analysis can be inferred. In the field of causes, for example, there are studies that evaluate PES programs in terms of forestry actions and production practices (Cisneros, Börner, Pagiola, & Wunder, 2022; Delacote et al., 2022; Fiorini, Mullally, et al., 2020; Ruggiero et al., 2019; R. Silva et al., 2021; Simonet, Subervie, Ezzine-De-Blas, Cromberg, & Duchelle, 2019; Viani, Braga, Ribeiro, Pereira, & Brancalion, 2018; Viani et al., 2019; West, Börner, Sills, & Kontoleon, 2020). Related to the consequences, the analyzes may reflect a measurement of the effects on water resources, soil, carbon services and

biodiversity, not understanding a specific ecosystem service, or even considering a mix of them (Banks-Leite et al., 2014; Bispo et al., 2020; Ditt, Mourato, Ghazoul, & Knight, 2010; Ferraz et al., 2014; Figueiredo et al., 2021; Fiore, Bardini, & Novaes., 2017; G. C. Lima et al., 2016; Lopes et al., 2022; Magnago et al., 2015; Melo, Delevati, Putzke, & Lobo, 2021; Monteiro, Pruski, Calegario, Oliveira, & Pereira, 2018; Saad et al., 2018; Smedo et al., 2020; Sone et al., 2019; Zolin et al., 2011, 2014). These are studies with both an *ex-ante* characteristic, based on the assumption of the benefit sought by the program to determine areas for prioritization of application, or estimating the future effects of an initiative already implemented, as well as *ex-post*, in which there is a measurement of past results.

Although the maximization of environmental results is considered, itself, a positive aspect in the performance of a PES, it can be limited by other factors. Mainly there is a restrictive effect of the economic dimension, which limits the achievement of results in terms of quality and scale, when related to the financial restrictions of the programs (Hall, 2008), or, when is observed the economic ineffectiveness of applying the actions in certain areas, even with positive environmental potential (Pagiola, Arcenas, & Platais, 2005). Social objectives also produce a restrictive effect, as they insert processes and rules that, in addition to dividing the focus of application, lead to different action choices, mainly in terms of selection of providers, from those that would be taken if only the effect on the generation of ecosystem services were considered (Wunder et al., 2008).

#### **2.1.4 Institutional arrangement**

Institutional analysis involves parameters that encompass the whole functioning of a PES program, normally having a broad scope in comparison to other variables. We could see this dimension as the less apparent, sometimes even hidden, structure to the external public, but not less important, because is from the effectivity of institutional structure that it is possible to achieve the objectives of the other dimensions. In Brazil, program arrangements are characterized by their diversity, ranging from simpler configurations, covering no more than two actors, to others of a complex nature, with several stakeholders from different origins (Libanio, 2015; Santos et al., 2020).

Aspects such the geographic scope of programs imply the need for a governance structure that is multilayered and encompasses the interrelationship between global and local aspects and their multiplicity of actors, requiring a high level of coordination between the parties (Muradian & Rival, 2012). Institutional conditions are essential, for example, for the scale of projects (Börner et al., 2015), representing a challenge in countries with a historic of problems in the full implementation of environmental policies and deficient political and institutional structures (Plumb, Nielsen, & Kim, 2012; Salles, Salinas, & Paulino, 2017). Institutional failures may still weaken the achievement of environmental and social objectives, or mitigate the economic viability of programs (Viani et al., 2019), and it is observed problems related to the legitimacy of some organizations and the difficulty of accountability in programs with very dispersed roles, which often makes it difficult to obtain the necessary support to continue the activities (Libanio, 2015). Resolution of institutional challenges must be done by moving from single approaches to the combination of different governance structures, scales and management tools (Muradian & Rival, 2012), depending on the context.

We could separate the institutional variables into two large analysis groups, one *ex-ante*, referring to aspects linked to planning effectiveness (Begossi et al., 2011; Börner et al., 2015; Canova et al., 2019; Fearnside, 2012; Guerra, 2016; Schneider et al., 2015; Skutsch et al., 2014; Stabile et al., 2022), and other *ex-post*, denoting issues related to their operational effectiveness (Conceição, Börner, & Wunder, 2015; Fiore, Bardini, & Cabral, 2020; Gebara, 2013; Jardim &

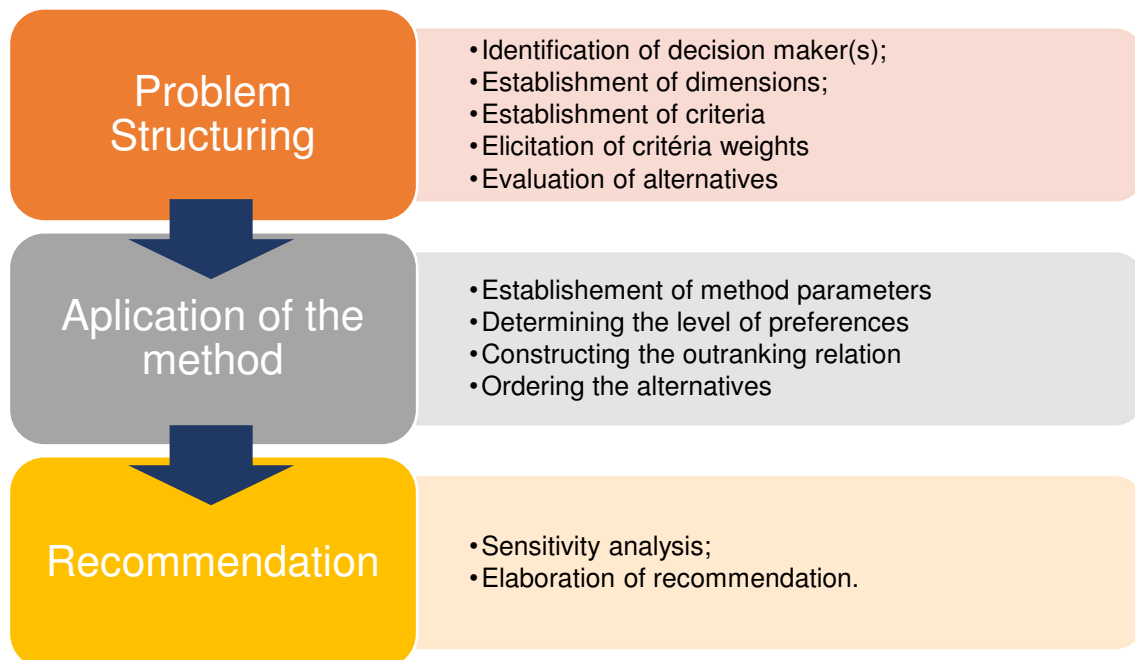
Bursztyn, 2015; Libanio, 2015, 2016; Richards et al., 2015, 2017; Rival, 2013; Salles et al., 2017; Santos et al., 2020; Silva-Muller, 2022; Viani et al., 2019; Young & Bakker, 2014; Young & Castro, 2021; Zanella, Schleyer, & Speelman, 2014), including power disputes among stakeholders (Araujo, Krott, & Hubo, 2018; Hausknost, Grima, & Singh, 2017; Weins, Santos, Silva, Gadda, & Silva, 2021). Regardless of treating about concrete or hypothetical cases, these studies normally provide lessons about processes or requirements necessary to ensure the achievement of objectives.

### 3 Proposed Model

The model will represent the system that is formed when an entity decides to adopt a PES policy and need to select/prioritize initiatives to compose a portfolio of investment in environmental actions, considering multiple dimensions of evaluation, which in our case reflect environmental goals and objectives of the impacted parties. The alternatives are PES initiatives that already established and in effective operation.

The model will provide a ranking of these alternatives from the best to the worst according to the overall performance in relation to all criteria simultaneously. We want to ensure the concept of strong sustainability proposed by Munda (2008) are met; to put it simply, a low performance in a given criteria cannot be compensated for by a high performance in another. Therefore, the model is based on the multicriteria model PROMETHEE II (Brans, Vincke, & Mareschal, 1986) that is a non-compensatory method and provides complete pre-order of alternatives, avoiding incomparability.

The model is divided into three phases (Figure 1): (i) problem structuring; (ii) analysis; and (iii) recommendation.



**Figure 1.** Flowchart of the model



### **3.1 Problem structuring**

At this phase, the situation will be modeled in terms of decision-maker, dimensions and criteria of analysis, and alternatives.

#### **3.1.1 *Decision-maker***

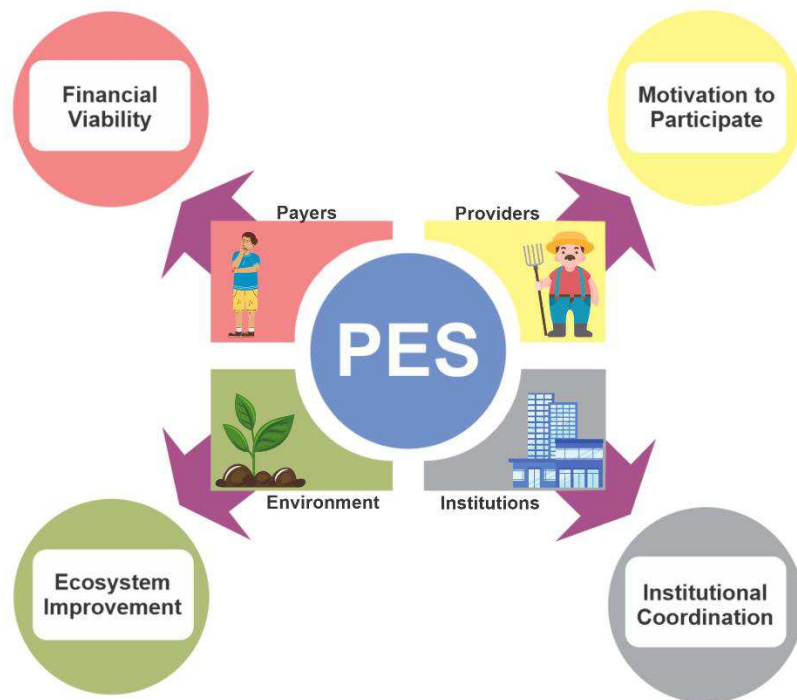
The model is targeted to support potential payers of environmental services. The PNPSA establishes as possible payers for environmental services: public authorities; civil society organizations; and private agents, individuals, or legal entities, national or foreign.

Our decision-maker can be one of these entities, which can be an individual or multiple individual acting as a single entity.

#### **3.1.2 *Dimensions***

In general, the integrated assessment of ecosystem services is multidimensional, considering the traditional Triple Bottom Line or adaptations of it; for example: biophysical, economic and social (Barton et al., 2018); ecological, cultural, economic and moral (Saarikoski et al., 2016); ecological, social and economic (Langemeyer et al., 2016); physical, biotic, economic, cultural and political (Villegas-Palacio et al., 2016); biophysical, social, institutional and economic (L. S. Lima et al., 2017).

However, we observed that these above dimensions are not enough to classify all variables we have identified in our literature review and/or it was not possible to establish a unique relation variable-dimension. Given this, we observed that the variables could be classified according to the central interest of the main impacted parties as well as environmental objectives. As for providers, the more motivated they are to participate in a program, the better the assessment of respective program will be. In relation to payers, the more financially viable is the program, the better the program's performance. As far as institutional arrangement is concerned, the more effective the coordination and operationalization between the parties, the better the program's performance. Finally, the environment is evaluated based on its potential contribution to the improvement or maintenance of ecosystem services (Figure 2).



**Figure 2.** Specific objectives of each dimension

### 3.1.3 Criteria

In multicriteria models, criteria definition is necessary to assess the adequacy of alternatives in a clear manner (Langemeyer et al., 2016). The 55 performance variables identified by Costa Júnior et al. (*submitted for publication*) were the input for evaluation according to their adequacy and reasonableness for the objectives of the model. The filters adopted are explained below.

Firstly, the variables were evaluated considering the six desirable characteristics to the set of criteria recommended by the specialized literature: essential, complete, measurable, non-redundant, concise, and understandable. At this step, several variable were eliminated because they were: (i) ambiguous or make an unclear relationship in relation to the fundamental objective of the dimension; (ii) very broad, without the possibility of establishing a clear performance relationship, or being able to be measured more clearly through decomposition into other criteria; (iii) redundant in relation to the characteristic measured by other variable(s), however, with more difficult measurement or less complete characteristic in relation to the last one(s); (iv) only suitable for an *ex-ante* analysis. We also observed if the criterion is operational, in terms of time and effort to obtain the information necessary to evaluate the alternatives in relation to the corresponding criteria; only criteria that allows to obtain data from secondary sources, such as official documents and reports, researches, grey literature, etc.

After applying the filters, fifteen criteria were derived for the model (Table 1).

**Table 1**  
Criteria used in the model

Dimension	Subcategory	ID	Criterion	Description	Measure	
Providers	Indirect payments	C1	Support for legal adequacy	Existence of measures within the program to adapt the provider to any legal deficit, whether in terms of compliance with environmental obligations (such restoration of permanent preservation areas or legal reserves), land ownership (offering of land titles), or any other. The presence of support for legal adequacy is capable to ensure a better attractiveness for the program.	Dummy variable (yes/no)	
		C2	Support for economic activity	Measures that emphasize the improvement of the economic activities carried out by the provider, adopting a less aggressive approach to the environment, which may involve anything from a complete change in the type of activity, the improvement of practices already carried out or the improvement of the conditions in which they are carried out (stimulus, technical and monetary support for organic food, rotational grazing, agroforestry, logistic and operational infrastructure, etc.). The presence of support for economic activity is an aspect that stimulates the joining to the program.	Dummy variable (yes/no)	
	Direct payments	C3	Contract's length	Duration of each contract signed with each provider. A longer contract duration, in complementarity with an acceptable value, is considered attractive, because guarantee the provision of regular resources for a long time.	Duration in years of each contract	
		C4	Contract's value	Value offered to providers per hectare allocated to program actions. It has a complementary evaluation with the duration of contract, meaning that a higher contract value for as long time as possible indicates a better attractiveness.	Value in R\$ paid per hectare in the interval	
	Payers	Program cost	C5	Cost of direct payments	Total value paid by the program to providers in contracts. A higher cost of payments indicates lower economic viability.	Total value in R\$ spent in a year
			C6	Cost of other activities	Costs carried out by the program with exception of contracts' direct payments. Include field activities, administrative processes, monitoring and verification activities, indirect payments, social activities, etc. A higher cost to proceed these activities indicates lower economic viability.	Total value in R\$ spent in a year

Environment	Soil	C7	Soil conservation	Total area of actions for soil improvement carried out by the programs to reduce erosive processes, excluding forestry activities. Include practices such terracing, dams, roads' improvement, pasture cover, productive improvement, etc. A larger area has more potential benefits in generation of ecosystem services.	Total of hectares enrolled since the beginning of program
	Forest	C8	Total of restored forest	Total area of forest restored through program actions, including all types of forest restoration (active, passive, afforestation, enrichment etc.). Include activities that reconcile the economic activity with improvement of forest cover, such agroforestry and silvopasture. A larger area has more potential benefits in generation of ecosystem services.	Total of hectares enrolled since the beginning of program
	Forest	C9	Total of conserved forest	Total area of forest conserved through program actions, such fencing of forest patches or simple prohibition and monitoring of preserved areas. Also include activities that reconcile the economic activity with the sustainable management of existent forests, such sustainable exploitation of non-timber forest products (NTFP) and controlled harvesting. A larger area has more benefits on potential avoidance of loss of ecosystem services.	Total of hectares enrolled since the beginning of program
	Financial capacity	C10	Legal provision of funds	Provision of funds necessary for implementation and operation of programs, it is measured in terms of the existence of budget guaranteed in program-related legislation. A budget guaranteed in law is considered an aspect of better institutional effectiveness.	Dummy variable (yes/no)
Institutional arrangement		C11	Number of contracts	Total of contracts currently actives in the program. If the program is capable to maintain a high number of contracts at the same time, it is supposed that it has a better institutional effectiveness.	Number of active contracts
		C12	Continuity	The period of continuous operation of the program. If the program is capable to keep operative for many years, it is an indicative of better institutional effectiveness.	Total of years in operation
	Monitoring capacity	C13	Monitoring frequency	Frequency of activities carried out by the program to monitor the implementation and manutention of actions performed. We consider that the establishment of a higher frequency means a better institutional effectiveness.	Frequency per year
	Arrangement structure	C14	Transaction costs	Costs allocated to guarantee the accomplishment of contract's	20% of total costs of a

			conditions and the provision of ecosystem services. A lower transaction cost means a better institutional effectiveness.	program in a year*
Arrangement structure	C15	Institutional support	Number of institutions involved in the planning and operation of programs. A more diversified support means a better institutional effectiveness.	Number of participating institutions

Note. Transaction costs are estimate as adopted by Feltran-Barbieri et al. (2018) and Ozment et al. (2018).

For criteria C1, C2 and C10 (dummy variables), a value 1 is preferable to a value 0. For criteria C3, C4, C7, C8, C9, C11, C12, C13 and C15, a higher value is preferable to a smaller value. Finally, for criteria C5, C6 and C14, a smaller value is preferable to a higher value.

Figure 2 presents the hierarchy of criteria.

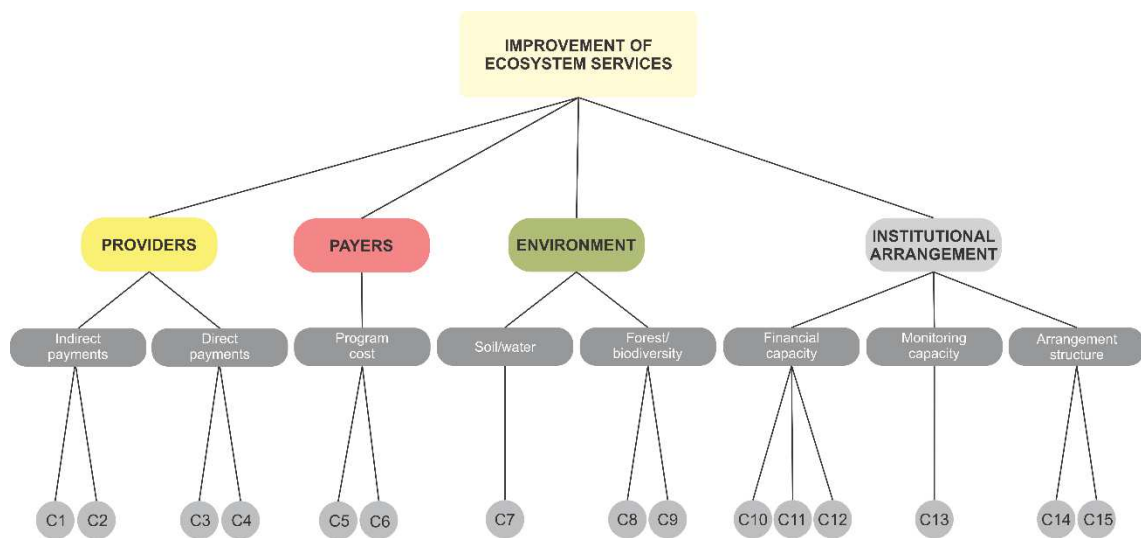


Figure 2. MCDA model for assessment of PES programs

### 3.1.4 Weights of Criteria

The attribution of criteria weights followed the recommendation of Munda (2008), in which an equal importance is given for each dimension, and the weight of each dimension is also distributed equally to their correspondent criteria (Table 2). The sum of weights of dimensions is 1. If the decision-maker does not agree with these weights, he/she will have opportunity to test different scenarios during the further sensitivity analysis step.

**Table 2**  
Weights of dimensions and criteria

Dimension	Weight	Criterion	Weight
Providers	0.25	C1	0.0625
		C2	0.0625
		C3	0.0625
		C4	0.0625
Payers	0.25	C5	0.1250
		C6	0.1250
Environment	0.25	C7	0.0833
		C8	0.0833
		C9	0.0833

Institutional arrangement	0.25	C10	0.0417
		C11	0.0417
		C12	0.0417
		C13	0.0417
		C14	0.0417
		C15	0.0417

### 3.1.5 Evaluation of Alternatives

The matrix of evaluation is a matrix where the lines correspond to the criteria and the columns correspond to the alternatives. Each cell of the matrix is completed with the performance of each alternative on the respective criterion. Through this, we could do the pairwise comparison between the alternatives according to the scales used for each criterion. To evaluate the alternatives, different sources of information can be used, such as, official and/or independent environmental agency reports, and specialized literature sources. We recommend using up-to-date data for evaluation of alternatives and, if possible, considering data from the same timeslot to evaluate all alternatives.

## 3.2 Application of the method

At this phase, we will follow the steps of the PROMTHEE II, whose starting point is the matrix of evaluation constructed in the previous step.

### 3.2.1 Definition of parameters

A preference function should be assigned for each criterion. The preference function will describe how the preference of a decision-maker changes in relation to the performance of alternatives in it, it means:  $d_j(a_1) - d_j(a_n)$ , which  $d_j(a_1)$  represents the performance of an alternative  $a_1$  in relation to a criterion  $j$ . Brans et al. (1986) established six types of preference functions (Figure 3).

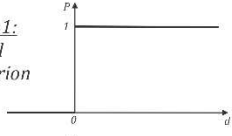
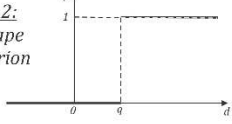
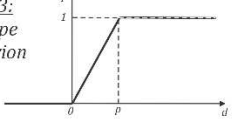
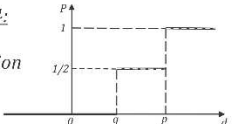
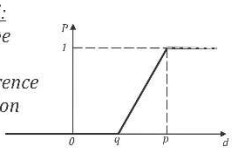
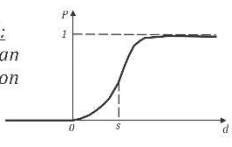
For criteria that use dummy variables (C1, C2 and C10), it is recommended to assign function type 1, called "usual function". For criteria C3, C4, C5, C6, C7, C8, C9, C11, C12, C13, C14 and C15 we used the function type 3, called "criterion with linear preference" or "V-shape". This function offers the possibility for a decision-maker to prefer progressively an alternative  $a_1$  to an alternative  $a_n$ , with the intensity changing linearly until the deviation becomes equal to  $p$ , in this case the preference becomes strict (Brans et al., 1986). Thus,  $p$  was defined as the difference between the best and the worst alternatives (Table 3), with a positive performance above  $p$  receiving 1, a positive performance below  $p$  receiving a value between 0 and 1, and a negative or null performance receiving 0.

**Table 3**

Threshold values

Criterion	C3	C4	C5	C6	C7	C8
$p$	3	352.13	618,801.64	2,623,299.09	2,456	435.24
Criterion	C9	C11	C12	C13	C14	C15
$p$	3,843.6	187	6	11	586,095.90	17

If the decision-maker does not agree with the threshold values, he/she will have opportunity to test different scenarios during the further sensitivity analysis step.

Generalized criterion	Definition	Parameters to fix
<p><i>Type 1:</i> Usual Criterion</p> 	$P(d) = \begin{cases} 0 & d \leq 0 \\ 1 & d > 0 \end{cases}$	-
<p><i>Type 2:</i> U-shape Criterion</p> 	$P(d) = \begin{cases} 0 & d \leq q \\ 1 & d > q \end{cases}$	q
<p><i>Type 3:</i> V-shape Criterion</p> 	$P(d) = \begin{cases} 0 & d \leq 0 \\ \frac{d}{p} & 0 \leq d \leq p \\ 1 & d > p \end{cases}$	p
<p><i>Type 4:</i> Level Criterion</p> 	$P(d) = \begin{cases} 0 & d \leq q \\ \frac{1}{2} & q < d \leq p \\ 1 & d > p \end{cases}$	p, q
<p><i>Type 5:</i> V-shape with Indifference Criterion</p> 	$P(d) = \begin{cases} 0 & d \leq q \\ \frac{d - q}{p - q} & q < d \leq p \\ 1 & d > p \end{cases}$	p, q
<p><i>Type 6:</i> Gaussian Criterion</p> 	$P(d) = \begin{cases} 0 & d \leq 0 \\ 1 - e^{-\frac{d^2}{2s^2}} & d > 0 \end{cases}$	s

**Figure 3.** Preference functions  
Source: Adapted from Brans et al. (1986).

### 3.2.2 Determining the Level of Preferences Between Alternatives

Based on the preferences functions assigned to each criterion, we should calculate the intensity of preference of an alternative  $a_1$  over an alternative  $a_n$  in each criterion  $j$ ,  $P_j(a_1, a_n)$ . After that, we should calculate the overall preference of  $a_1$  over  $a_n$ , considering all criteria, that is  $P(a_1, a_n)$  (Equation 1).

$$P(a_1, a_n) = \frac{1}{w} \sum_{j=1}^{n_j} w_j P_j(a_1, a_n) \quad (1)$$

Where  $w_j$  is the criterion weight, and  $n_j$  corresponds to the total of criteria.

### 3.2.3 Constructing the Outranking Relation

After that, two indexes are calculated, the positive outranking flow  $Q_{(a_n)}^+$  and the negative outranking flow  $Q_{(a_n)}^-$ .  $Q_{(a_n)}^+$  means all the time that an alternative  $a_1$  outranks the other alternatives (Equation 2), while  $Q_{(a_n)}^-$  means all the time that an alternative  $a_1$  is overclassified by the others alternatives (Equation 3). Both indexes are divided by the total of alternatives minus 1.

$$Q_{(a_1)}^+ = \sum_{a_1 \neq a_n} \frac{P(a_1, a_n)}{n_a - 1} \quad (2)$$

$$Q_{(a_1)}^- = \sum_{a_1 \neq a_n} \frac{P(a_1, a_n)}{n_a - 1} \quad (3)$$

### 3.2.4 Ordering the Alternatives

The PROMETHEE II will order the alternatives through the net flow of each alternative  $Q_{a_n}$ , which represents the difference between the positive outranking flow  $Q_{(a_n)}^+$  and the negative outranking flow  $Q_{(a_n)}^-$  (Equation 4). If the net flow of an alternative  $a_1$  is bigger than the net flow of an alternative  $a_n$ , means that the alternative  $a_1$  outranked and is preferable to  $a_n$ .

$$Q_{(a_1)} = Q_{(a_1)}^+ - Q_{(a_1)}^- \quad (4)$$

### 3.3 Recommendation

The objective of sensitivity analysis is to verify if the results obtained with the initial parameters are robust and stable, increasing the transparency of the process (Munda, 2008). We recommend provoking slight changes in weights of dimensions in a way that an increase in a dimension is compensated for by the proportional decrease in the other dimensions, keeping the sum of weights in 1.

If the decision-maker(s) is(are) satisfied with the results, the recommendation is elaborated; otherwise, he/she is invited to review the parameters of the model in order to obtain a new ranking.

## 4 Numerical Application

The model was applied to evaluate five programs already established in Brazil. All programs develop actions intended for water improvement, but four of them are classified as Payment for Watershed Services (PWS) programs.

The Alternative 1 is the *Conservador das Águas* program, established in the municipality of Extrema, Minas Gerais. It is the first type of PES program focused on the protection of hydrological basins in Brazil, being in operation since 2005, with first payments made in 2007. The program was established aiming to contribute to improvements in the Piracicaba-Capivari-Jundiá basin, which is responsible for the supply of the Metropolitan Region of São Paulo through the Cantareira system. The objectives of the *Conservador das Águas* are: to increase forest coverage in river basis; to reduce diffuse rural pollution; to disseminate integrated soil, forest and water management; and to ensure socioeconomic and environmental sustainability (Prefeitura Municipal de Extrema, 2017; Richards et al., 2015).

The Alternative 2 is the *Produtor de Água do Rio Camboriú* program, established in 2009. It is an initiative of the Municipal Water and Sanitation Company (EMASA, in Portuguese acronym) from Balneário Camboriú, Santa Catarina, and its main objectives are the conservation and recovery of sensitive and riparian areas to promote the quality, quantity and



regularization of water flow in the Camboriú river basin. Two municipalities share the basin, Camboriú and Balneário Camboriú. This last is known nationally for its tourist appeal, which causes a population increase of more than three times in the high season, and increases, in the same proportion, the pressure on water demand (Kroeger et al., 2019).

The Alternative 3 is the *Produtores de Água e Floresta* program, from Rio Claro, Rio de Janeiro, also established in 2009. The objective of this program is to protect the Guandu river basin, which serves the Metropolitan Region of Rio de Janeiro, the second largest of Brazil. Payments for the conservation and restoration of forest remnants are based on the region's opportunity cost (in this case, milk production), in addition to the forest's conservation stage and proximity to or inclusion in the conservation unit. The resources come from a fee for water use in the region (Fiorini, Mullally, et al., 2020; Fiorini, Swisher, et al., 2020).

The Alternative 4 is the *Reflorestar* program, the only program which has a state scale, and whose focus is wider in terms of ecosystem services. Established in 2008, as an initiative from Espírito Santo Government; actually, the *Reflorestar* program is a junction of some initiatives already existent in the state, focusing on the reestablishment or protection of native forests. The main objective of this program is to protect hydrological resources and biodiversity (Sossai, Platais, Machado Júnior, Novelli, & Beloti, 2016).

Finally, the alternative 5 is the *Produtor de Água no PCJ* program, established as a pilot project between the years of 2008 and 2015 under the coordination of the NGO The Nature Conservancy Brazil, with support of the Federal program also called *Produtor de Água*, from the Brazilian National Water and Sanitation Agency (ANA, in Portuguese acronym). The financial resources for this project come from the Piracicaba-Capivari-Jundiá Committee. As well as the *Conservador das Águas, Produtor de Água no PCJ* was located in the Piracicaba-Capivari-Jundiá basin, more specifically in the municipalities of Joanópolis and Nazaré Paulista, state of São Paulo, and aimed the improvement of supply in the Cantareira system through actions of forest conservation and restoration, and soil conservation (Viani et al., 2019).

#### 4.1.1 Evaluation of Alternatives

We have collected data from different sources to evaluate the alternatives. Due to scarcity data, for some alternatives the data used to evaluate them were more up to date than data used to evaluate others. For Alternative 1, we considered data from 2015, for Alternative 2, data from 2018, for Alternative 3, data from 2013, for Alternative 4, we've used data from 2015 and 2017 for different criteria, and finally, for Alternative 5, data is from 2014 that which is the last year of operation of the program. The evaluation matrix is presented in Table 4.

**Table 4**  
Matrix of Evaluation

Criteria	Alternatives				
	A1	A2	A3	A4	A5
C1 (max)	1	1	1	1	1
C2 (max)	0	1	1	1	0
C3 (max)	4	2	2	5	3
C4 (max)	235.00	412.13	60.00	265.85	125.00
C5 (min)	769,154.26	235,005.06	195,042.81	594,117.67	150,352.62
C6 (min)	2,551,781.88	151,451.59	2,778,750.68	1,215,538.89	300,000.00
C7 (max)	2,456	0	0	0	99.3
C8 (max)	342	59.76	495	360	68.1
C9 (max)	840	1,049.61	4,165	3,957	321.4
C10 (max)	1	1	0	1	0

C11 (max)	210	23	62	149	41
C12 (max)	10	9	4	7	6
C13 (max)	12	2	2	1	2
C14 (min)	664,187.23	78,091.33	594,758.70	361,931.31	90,070.52
C15 (max)	17	10	7	24	13

Note. Sources: Alternative 1: Lei 2,100 (2005); Lei 2,482 (2009); Prefeitura Municipal de Extrema (2015, 2017, 2022); Taffarello (2016). Alternative 2: EMASA (2018); Lei 3,026 (2009); Lei 4,599 (2021). Alternative 3: Castello Branco (2015); Fiorini, Swisher, et al. (2020). Alternative 4: Decreto 3,182-R (2012); FUNDÁGUA (2017); Lei 8,960 (2008); Lei 8,995 (2008); Portaria Estadual 013-R (2018); Secretary of Environment and Water Resources of Espírito Santo (<https://seama.es.gov.br/>); Sossai et al. (2016); Taffarello (2016). Alternative 5: The Nature Conservancy (2015).

Note that there is no dominant alternative, that is, an alternative that is better than the others in all criteria simultaneously; also, there is no dominated alternative.

#### 4.1.2 Application of PROMETHEE II

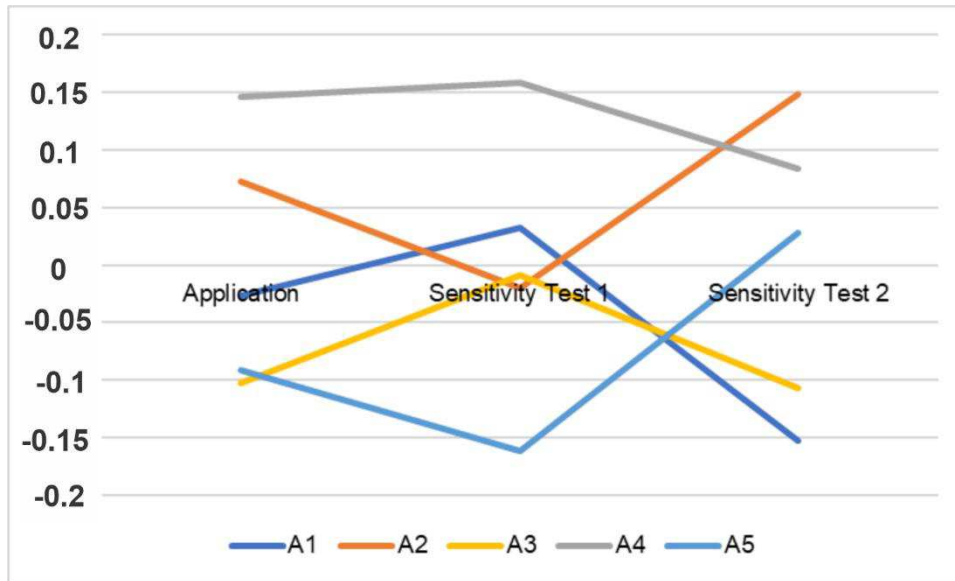
The evaluation matrix (Table 4) was the start point for the application of the PROMETHEE II method, considering the parameters defined in Section 3 (preference functions, thresholds, and weights of criteria). Table 5 presents the ranking of alternatives from the best to the worst.

**Table 5**  
Ranking of alternatives

Alternative	$Q^+$	$Q^-$	$Q$
A4	0.417913368	0.271556375	0.146356992
A2	0.375318107	0.302095631	0.073222476
A1	0.361551995	0.3877696	-0.026217605
A5	0.246359413	0.337342143	-0.090982729
A3	0.293569999	0.395949133	-0.102379135

In sequence, a sensitivity analysis was performed to verify the robustness of results. For this, we choose to focus on dimensions (environment and payers), increasing the weights of each, one at a time, with the reduction of the importance of the others. The dimension of environment was emphasized because we consider that it is the dimension that more reflects the objectives of PES policy. On the other side, the dimension payers includes criteria potentially more restrictive to other dimensions.

The sensitivity test was carried out as follows: first, we increased the weight of environment in 0,15 from the original distribution, and reduced the weights of providers, payers, and institutional arrangement in 0,05 each one; then, the weights of criteria were redistributed equally into each dimension. We have repeated the same process but increasing the weight of dimension payers. The effect of the changes in the final ranking has observed for each simulation (Figure 4). Table 6 summarizes the results.



**Figure 4.** Performance of alternatives through sensitivity analyzes.

**Table 6**

Ranking of alternatives considering different scenarios

Ranking	Original	Simulation 1	Simulation 2
1 <sup>st</sup>	A4	A4	A2
2 <sup>nd</sup>	A2	A1	A4
3 <sup>rd</sup>	A1	A3	A5
4 <sup>th</sup>	A5	A2	A3
5 <sup>th</sup>	A3	A5	A1

For the first simulation, Alternative 4 has remained in the 1<sup>st</sup> position, but the position of the remaining alternatives has changed: Alternative 2 decreased two positions, from the 2<sup>nd</sup> to the 4<sup>th</sup>, while Alternative 3 increased two positions, moving from the last to the 3<sup>rd</sup> place, but very close to Alternative 2; Alternative 1 increased one position, from 3<sup>rd</sup> to 2<sup>nd</sup> place; and Alternative 5 has occupied the last position. The second simulation has provoked changes in all positions of the ranking, with emphasis on Alternative 1 that decreased two positions (from 3<sup>rd</sup> place to the last position). The results of both tests indicate that some adjustments should be made in the distribution of weights among the dimensions to better reflect the perspectives of decision-makers.

## 5 Discussion

The characteristics of PES programs/projects require that their evaluation performance should be made assessing multiple dimensions and conflicting objectives. In this context, the literature has been showing that the Multicriteria Analysis has some advantages in comparison with other integrative methods in determined situations of decision, such the ranking of alternatives. However, we also observed that the use of MCDA to evaluate operational programs is still incipient, and some applications of MCDA fail to successfully contemplate the complexity of programs, approaching only biophysical and/or economic factors. The use of an outranking method, such as PROMETHEE II, avoids or diminishes the compensation among criteria, is considered important when we deal with an environmental decision.

The dimension providers reflect the motivation of providers to participate at the programs/projects. For selecting the criteria, we assumed that the benefits offered by the

programs to the providers have impact on their motivation and consequently on the improvement of ecosystem services. For payers' dimension, the criteria are related with the economic impact of payments and activities regarding the disponible resources. The dimension environment encompasses criteria that evaluated the direct impact of programs/actions on ecosystem services. As for the institutional arrangement dimension, the main aspects are related to financial and monitoring capacity, and the operational structure of a program.

The choice of criteria was made considering some characteristics inside the set of variables: essential, complete, measurable, non-redundant, concise, and understandable. In addition, a particular characteristic was emphasized: the operationality of the model. We focused on a proposition of model as simple as possible to ensure that it has potential to be used for supporting real-life applications. For example, our model does not require technical knowledge either lots of resources to carry out the assessments, even when the nature of the ecosystem services is more complex. According to Barton et al. (2018), the higher the level of effort that a model for decision-support demands, the lower the appropriateness of the model for the situation that it is created for. On the other hand, we avoided the use of subjective criteria and opted for natural measures and proxy variables.

The application shows that the model has potential to be applied for real-life applications. But we observed that PES programs with different aims (such PWS and PES with carbon focus) are very complicated to be compared with each other. In this sense, we recommend the use of this model for PES with similar objectives and characteristics. Moreover, we recommend the development of some standards to report the results of PES programs/projects in order to support the assessment of alternatives by potential investors.

## **6 Conclusion**

This paper presents a model to assess PES programs based on the PROMETHEE II method. The objective of the model is to support the investment decision, allowing the diversification of sources and the expansion of Brazilian policy of PES.

To build the model, we use as a basis a systematic literature review that identified the variables present in papers published in peer reviewed journals that are used to measure, to understand, or to determine the performance of PES programs/projects. An important input of the mentioned work is the perception that the performance variables are better measured if divided according to the main interest parts of the programs, instead of adopting the Triple Bottom Line perspective. Thus, the proposed model considers the following dimensions: (i) providers, (ii) payers, (iii) environment, and (iv) institutional arrangement.

To test the model, we evaluate five programs already established in Brazil, four of them with a main hydrological focus, and other related with improvement of water conditions. The application shows that the model has potential to be applied for real-life applications, but it is important to ensure that the evaluated PES programs/projects comparable to each other, that is, with similar objectives and characteristics.

The main limitation of this model was the absence of structured data to allow a comparison of alternatives considering the same timeslot. We recommend the development of some standards to report the results of PES programs/projects in order to support the assessment of alternatives by potential investors

A suggestion for future works is the application of the model with other categories of PES, such Forest and Carbon PES.

## Acknowledgments

This study was financed in part by the Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Finance Code 001.

## References

- Agustsson, K., Garibjana, A., Rojas, E., & Vatn, A. (2014). An assessment of the Forest Allowance Programme in the Juma Sustainable Development Reserve in Brazil. *International Forestry Review*, *16*(1), 87–102.
- Alarcon, G. G., Fantini, A. C., Salvador, C. H., & Farley, J. (2017). Additionality is in detail: Farmers' choices regarding payment for ecosystem services programs in the Atlantic Forest, Brazil. *Journal of Rural Studies*, *54*, 177–186. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2017.06.008>
- Alves-Pinto, H. N., Hawes, J. E., Newton, P., Feltran-Barbieri, R., & Peres, C. A. (2018). Economic Impacts of Payments for Environmental Services on Livelihoods of Agro-extractivist Communities in the Brazilian Amazon. *Ecological Economics*, *152*, 378–388. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.05.016>
- Araujo, C. D., Krott, M., & Hubo, C. (2018). Power Strategies for Ecotourism in the Fernando de Noronha Archipelago (Brazil) for Implementing Payments for Ecosystem Services. *Journal of Park and Recreation Administration*, *36*(3), 82–100. <https://doi.org/10.18666/jpra-2018-v36-i3-7554>
- Aza, A., Riccioli, F., & Di Iacovo, F. (2021). Optimising payment for environmental services schemes by integrating strategies: The case of the Atlantic Forest, Brazil. *Forest Policy and Economics*, *125*. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2021.102410>
- Banks-Leite, C., Pardini, R., Tambosi, L. R., Pearse, W. D., Bueno, A. A., Bruscatin, R. T., Condez, T. H., Dixo, M., Igari, A. T., Martensen, A. C., & Metzger, J. P. (2014). Using ecological thresholds to evaluate the costs and benefits of set-asides in a biodiversity hotspot. *Science*, *345*(6200), 1038–1041. <https://doi.org/10.1126/science.1255487>
- Barton, D. N., Kelemen, E., Dick, J., Martin-Lopez, B., Gómez-Baggethun, E., Jacobs, S., Hendriks, C. M. A., Termansen, M., García-Llorente, M., Primmer, E., Dunford, R., Harrison, P. A., Turkelboom, F., Saarikoski, H., van Dijk, J., Rusch, G. M., Palomo, I., Yli-Pelkonen, V. J., Carvalho, L., Lapola, D. M. (2018). (Dis)integrated valuation – Assessing the information gaps in ecosystem service appraisals for governance support. *Ecosystem Services*, *29*, 529–541. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.10.021>
- Begossi, A., May, P. H., Lopes, P. F., Oliveira, L. E. C., Vinha, V., & Silvano, R. A. M. (2011). Compensation for environmental services from artisanal fisheries in SE Brazil: Policy and technical strategies. *Ecological Economics*, *71*, 25–32. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2011.09.008>
- Bezerra, P. R. S., Schramm, F., & Schramm, V. B. (2021). A multicriteria model, based on the PROMETHEE II, for assessing corporate sustainability. *Clean Technologies and Environmental Policy*, *23*(10), 2927–2940. <https://doi.org/10.1007/s10098-021-02211-y>
- Bispo, D. F. A., Batista, P. V. G., Guimarães, D. V., Silva, M. L. N., Curi, N., & Quinton, J. N. (2020). Monitoring land use impacts on sediment production: A case study of the pilot catchment from the Brazilian program of payment for environmental services. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, *44*, 1–15. <https://doi.org/10.36783/18069657rbcS20190167>

- Börner, J., Marinho, E., & Wunder, S. (2015). Mixing carrots and sticks to conserve forests in the Brazilian amazon: A spatial probabilistic modeling approach. *PLoS ONE*, *10*(2). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0116846>
- Börner, J., Wunder, S., & Giudice, R. (2016). Will up-scaled forest conservation incentives in the Peruvian Amazon produce cost-effective and equitable outcomes? *Environmental Conservation*, *43*(4), 407–416. <https://doi.org/10.1017/S0376892916000229>
- Börner, J., Wunder, S., Wertz-Kanounnikoff, S., Tito, M. R., Pereira, L., & Nascimento, N. (2010). Direct conservation payments in the Brazilian Amazon: Scope and equity implications. *Ecological Economics*, *69*(6), 1272–1282. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.003>
- Bousfield, C. G., Massam, M. R., Peres, C. A., & Edwards, D. P. (2022). Carbon payments can cost-effectively improve logging sustainability in the Amazon. *Journal of Environmental Management*, *314*. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115094>
- Brans, J. P., & Vincke, Ph. (1985). Note—A Preference Ranking Organisation Method. *Management Science*, *31*(6), 647–656. <https://doi.org/10.1287/mnsc.31.6.647>
- Brans, J. P., Vincke, Ph., & Mareschal, B. (1986). How to select and how to rank projects: The PROMETHEE method. *European Journal of Operational Research*, *24*, 228–238.
- Bremer, L. L., Hamel, P., Ponette-González, A. G., Pompeu, P. V., Saad, S. I., & Brauman, K. A. (2020). Who Are we Measuring and Modeling for? Supporting Multilevel Decision-Making in Watershed Management. *Water Resources Research*, *56*(1). <https://doi.org/10.1029/2019WR026011>
- Canova, M. A., Lapola, D. M., Pinho, P., Dick, J., Patricio, G. B., & Priess, J. A. (2019). Different ecosystem services, same (dis)satisfaction with compensation: A critical comparison between farmers' perception in Scotland and Brazil. *Ecosystem Services*, *35*, 164–172. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.10.005>
- Castello Branco, M. R. (2015). *Pagamentos por serviços ambientais: da teoria à prática*. ITPA.
- Cisneros, E., Börner, J., Pagiola, S., & Wunder, S. (2022). Impacts of conservation incentives in protected areas: The case of Bolsa Floresta, Brazil. *Journal of Environmental Economics and Management*, *111*. <https://doi.org/10.1016/j.jeem.2021.102572>
- Conceição, H. R., Börner, J., & Wunder, S. (2015). Why were upscaled incentive programs for forest conservation adopted? Comparing policy choices in Brazil, Ecuador, and Peru. *Ecosystem Services*, *16*, 243–252. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.10.004>
- Costa Junior, M. M., Schramm, F., Schramm, V. B. (Submitted for publication). Key Aspects for Evaluating the Performance of Projects and Programs Developed within the Context of the Payment Policy for Environmental Services in Brazil.
- Cromberg, M., Duchelle, A. E., & Rocha, I. O. (2014). Local participation in REDD+: Lessons from the Eastern Brazilian Amazon. *Forests*, *5*(4), 579–598. <https://doi.org/10.3390/f5040579>
- Decreto n. 3.182-R, de 20 de dezembro de 2012. Aprova o regulamento da Lei 9.864/2012, que dispõe sobre o Programa de Pagamento por Serviços Ambientais - PSA. [https://seama.es.gov.br/Media/seama/Programa%20Reflorestar/Decreto%203182-R\\_20dez12\\_%20Regulamenta%20Lei%209864\\_PSA%202012.pdf](https://seama.es.gov.br/Media/seama/Programa%20Reflorestar/Decreto%203182-R_20dez12_%20Regulamenta%20Lei%209864_PSA%202012.pdf)
- Delacote, P., Le Velly, G., & Simonet, G. (2022). Revisiting the location bias and additionality of REDD+ projects: the role of project proponents' status and certification. *Resource and Energy Economics*, *67*. <https://doi.org/10.1016/j.reseneeco.2021.101277>
- Dias, A. L. S., Lange, L. C., & Magalhães, A. S. (2022). Application of a 'Recycling Exchange' instrument to compensate waste pickers in Brazil via a first payment for

- urban environmental services programme. *Waste Management and Research*, 40(7), 892–904. <https://doi.org/10.1177/0734242X211061211>
- Ditt, E. H., Mourato, S., Ghazoul, J., & Knight, J. (2010). Forest conversion and provision of ecosystem services in the Brazilian Atlantic Forest. *Land Degradation and Development*, 21(6), 591–603. <https://doi.org/10.1002/ldr.1010>
- EMASA. (2018). *Relatório de Atividades Anual*. [https://www.emasa.com.br/emasa/conteudo/relatorio\\_anual-2018.pdf](https://www.emasa.com.br/emasa/conteudo/relatorio_anual-2018.pdf)
- Engel, S., Pagiola, S., & Wunder, S. (2008). Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. *Ecological Economics*, 65(4), 663–674. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.03.011>
- Engel, S., Palmer, C., Taschini, L., & Urech, S. (2015). Conservation Payments under Uncertainty. *Land Economics*, 91(1), 36–56.
- Ezzine-de-Blas, D., Börner, J., Violato-Espada, A. L., Nascimento, N., & Piketty, M. G. (2011). Forest loss and management in land reform settlements: Implications for REDD governance in the Brazilian Amazon. *Environmental Science and Policy*, 14(2), 188–200. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2010.11.009>
- Farinha, M. J. U. S., Bernardo, L. V. M., Soares Filho, A., Berezuk, A. G., Silva, L. F., & Ruviano, C. F. (2019). Opportunity cost of a private reserve of natural heritage, Cerrado biome – Brazil. *Land Use Policy*, 81, 49–57. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.08.028>
- Fearnside, P. M. (2012). Brazil’s Amazon Forest in mitigating global warming: Unresolved controversies. *Climate Policy*, 12(1), 70–81. <https://doi.org/10.1080/14693062.2011.581571>
- Feltran-Barbieri, R., Ozment, S., Hamel, P., Gray, E., Mansur, H. L., Valente, T. P., Ribeiro, J. B., & Matsumoto, M. M. (2018). *Infraestrutura Natural para Água no Sistema Guandu, Rio de Janeiro*.
- Ferraz, S. F. B., Ferraz, K. M. P. M. B., Cassiano, C. C., Brancalion, P. H. S., Luz, D. T. A., Azevedo, T. N., Tambosi, L. R., & Metzger, J. P. (2014). How good are tropical forest patches for ecosystem services provisioning? *Landscape Ecology*, 29(2), 187–200. <https://doi.org/10.1007/s10980-014-9988-z>
- Figueiredo, R. O., Simioli, M. M., Jesus, T. V. U. C., Cruz, P. P. N., Bayma, G., Nogueira, S. F., Green, T. R., & Camargo, P. B. (2021). Hydrobiogeochemistry of Two Catchments in Brazil Under Forest Recovery in an Environmental Services Payment Program. *Environmental Monitoring and Assessment*, 193(1). <https://doi.org/10.1007/s10661-020-08773-6>
- Fiore, F. A., Bardini, V. S. S., & Novaes, R. C. (2017). Monitoramento da qualidade de águas em programas de pagamento por serviços ambientais hídricos: Estudo de caso no município de São José dos Campos/SP. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 22(6), 1141–1150. <https://doi.org/10.1590/s1413-41522017165072>
- Fiore, F. A., Bardini, V. S. S., & Cabral, P. C. P. (2020). Arranjos institucionais para a implantação de programa municipal de pagamento por serviços ambientais hídricos: estudo de caso de São José dos Campos (SP). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 25(2), 303–313.
- Fiorini, A. C. O., Mullally, C., Swisher, M., & Putz, F. E. (2020). Forest cover effects of payments for ecosystem services: Evidence from an impact evaluation in Brazil. *Ecological Economics*, 169. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2019.106522>
- Fiorini, A. C. O., Swisher, M., & Putz, F. E. (2020). Payment for environment services to promote compliance with Brazil’s Forest Code: The case of “Produtores de agua e floresta.” *Sustainability*, 12(19). <https://doi.org/10.3390/su12198138>

- FUNDÁGUA. (2017). *Relatório Anual*.  
<https://seama.es.gov.br/Media/seama/Documentos/2017%20Rel%20Anual%20Fund%203%20A1gua-1.pdf>
- Gebara, M. F. (2013). Importance of local participation in achieving equity in benefit-sharing mechanisms for REDD+: a case study from the Juma Sustainable Development Reserve. *International Journal of the Commons*, 7, 473–497.
- Greenleaf, M. (2020). The value of the untenured forest: land rights, green labor, and forest carbon in the Brazilian Amazon. *Journal of Peasant Studies*, 47(2), 286–305.  
<https://doi.org/10.1080/03066150.2019.1579197>
- Guerra, R. (2016). Assessing preconditions for implementing a Payment for Environmental Services initiative in Cotriguaçu (Mato Grosso, Brazil). *Ecosystem Services*, 21, 31–38.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.07.009>
- Hall, A. (2008). Better RED than dead: Paying the people for environmental services in Amazonia. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 363(1498), 1925–1932. <https://doi.org/10.1098/rstb.2007.0034>
- Hausknot, D., Grima, N., & Singh, S. J. (2017). The political dimensions of Payments for Ecosystem Services (PES): Cascade or stairway? *Ecological Economics*, 131, 109–118.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.08.024>
- Ioris, A. A. R. (2010). The political nexus between water and economics in Brazil: A critique of recent policy reforms. *Review of Radical Political Economics*, 42(2), 231–250.  
<https://doi.org/10.1177/0486613410368499>
- Jardim, M. H., & Bursztyn, M. A. (2015). Pagamento por serviços ambientais na gestão de recursos hídricos: o caso de Extrema (MG). *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 20(3), 353–360. <https://doi.org/10.1590/S1413-41522015020000106299>
- Kroeger, T., Klemz, C., Boucher, T., Fisher, J. R. B., Acosta, E., Cavassani, A. T., Denny-Frank, P. J., Garbossa, L., Blaini, E., Santos, R. C., Giberti, S., Petry, P., Shemie, D., & Dacol, K. (2019). Returns on investment in watershed conservation: Application of a best practices analytical framework to the Rio Camboriú Water Producer program, Santa Catarina, Brazil. *Science of the Total Environment*, 657, 1368–1381.  
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.12.116>
- Lambin, E. F., Meyfroidt, P., Rueda, X., Blackman, A., Börner, J., Cerutti, P. O., Dietsch, T., Jungmann, L., Lamarque, P., Lister, J., Walker, N. F., & Wunder, S. (2014). Effectiveness and synergies of policy instruments for land use governance in tropical regions. *Global Environmental Change*, 28(1), 129–140.  
<https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2014.06.007>
- Langemeyer, J., Gómez-Baggethun, E., Haase, D., Scheuer, S., & Elmqvist, T. (2016). Bridging the gap between ecosystem service assessments and land-use planning through Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA). *Environmental Science and Policy*, 62, 45–56. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.02.013>
- Lei n. 2.100, de 21 de dezembro de 2005.* Cria o Projeto Conservador das Águas, autoriza o executivo a prestar apoio financeiro aos proprietários rurais e dá outras providências.
- Lei n. 2.482, de 13 de fevereiro de 2009.* Institui o Fundo Municipal para Pagamentos por Serviços Ambientais e dá outras providências.  
<https://agencia.baciaspcj.org.br/docs/legislacoes/extrema-lei-2482-09.pdf>
- Lei n. 3.026, de 26 de novembro de 2009.* Cria o projeto Produtor de Água, autoriza a Empresa Municipal de Água e Saneamento - EMASA a prestar apoio financeiro aos proprietários rurais e dá outras providências.



- Lei n. 4.599, de 10 de dezembro de 2021. Altera a Lei nº 3.026/2009 que “Cria o Projeto Produtor de Água, autoriza a Empresa Municipal de Água e Saneamento - EMASA a prestar apoio financeiro aos proprietários rurais e dá outras providências”.
- Lei n. 8.960, de 18 de julho de 2008. Dispõe sobre a criação do Fundo Estadual de Recursos Hídricos do Espírito Santo - FUNDÁGUA.  
[https://seama.es.gov.br/Media/Seama/Legisla%C3%A7%C3%A3o/Legisla%C3%A7%C3%A3o%20interna/Lei\\_8960\\_%202008.pdf](https://seama.es.gov.br/Media/Seama/Legisla%C3%A7%C3%A3o/Legisla%C3%A7%C3%A3o%20interna/Lei_8960_%202008.pdf)
- Lei n. 8.995, de 22 de setembro de 2008. Institui o Programa de Pagamento por Serviços Ambientais - PSA e dá outras providências.
- Libanio, P. A. C. (2015). Pollution of inland waters in Brazil: the case for goal-oriented initiatives. *Water International*, 40(3), 513–533.  
<https://doi.org/10.1080/02508060.2015.1024023>
- Libanio, P. A. C. (2016). O uso de estratégias focadas em resultados para o controle da poluição hídrica no Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 21(4), 731–738.  
<https://doi.org/10.1590/S1413-41522016121578>
- Lima, L. S., Krueger, T., & García-Marquez, J. (2017). Uncertainties in demonstrating environmental benefits of payments for ecosystem services. *Ecosystem Services*, 27, 139–149. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2017.09.005>
- Lima, G. C., Silva, M. L. N., Freitas, D. A. F., Cândido, B. M., Curi, N., & Oliveira, M. S. (2016). Spatialization of soil quality index in the Sub-Basin of Posses, Extrema, Minas Gerais. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, 20(1), 78–84.  
<https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v20n1p78-84>
- Lopes, T. R., Folegatti, M. V., Zolin, C. A., Moura, L. B., Oliveira, R. K., Fraga, L. S., Duarte, S. N., Santos, O. N. A., & Moster, C. (2022). Multicriterial Analysis for the Identification of Key Areas to Improve the Management in Piracicaba River Basin, Brazil. *Journal of Hydrologic Engineering*, 27(1).  
[https://doi.org/10.1061/\(asce\)he.1943-5584.0002146](https://doi.org/10.1061/(asce)he.1943-5584.0002146)
- Magnago, L. F. S., Magrach, A., Laurance, W. F., Martins, S. V., Meira-Neto, J. A. A., Simonelli, M., & Edwards, D. P. (2015). Would protecting tropical forest fragments provide carbon and biodiversity cobenefits under REDD+? *Global Change Biology*, 21(9), 3455–3468. <https://doi.org/10.1111/gcb.12937>
- Martino, S., Kondylis, F., & Zwager, A. (2017). Protecting the Environment: For Love or Money? The Role of Motivation and Incentives in Shaping Demand for Payments for Environmental Services Programs. *Public Finance Review*, 45(1), 68–96.  
<https://doi.org/10.1177/1091142115604352>
- Mattos, J. B., Santos, D. A., Falcão Filho, C. A. T., Santos, T. J., Santos, M. G., & De Paula, F. C. F. (2018). Water production in a Brazilian montane rainforest: Implications for water resources management. *Environmental Science and Policy*, 84, 52–59.  
<https://doi.org/10.1016/j.envsci.2018.03.004>
- Melo, N. A., Delevati, D. M., Costa, A. B., & Lobo, E. A. (2021). The use of phytosociology to evaluate the efficiency of headwater preservation areas in the Andreas Stream Hydrographic Basin, RS, Brazil. In *Ecological Indicators* (Vol. 129). Elsevier B.V.  
<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107904>
- Monteiro, L. I. B., Pruski, F. F., Calegario, A. T., Oliveira, A. N. G., & Pereira, S. B. (2018). Methodology for payment for ecosystem services based on the concept of land use and management capability. *Soil Use and Management*, 34(4), 515–524.  
<https://doi.org/10.1111/sum.12442>

- Morello, T. F., Parry, L., Markusson, N., & Barlow, J. (2017). Policy instruments to control Amazon fires: A simulation approach. *Ecological Economics*, *138*, 199–222. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.03.043>
- Motta, R. S., & Ortiz, R. A. (2018). Costs and Perceptions Conditioning Willingness to Accept Payments for Ecosystem Services in a Brazilian Case. *Ecological Economics*, *147*, 333–342. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.01.032>
- Munda, Giuseppe. (2008). *Social multi-criteria evaluation for a sustainable economy*. Springer.
- Muradian, R. (2013). Payments for Ecosystem Services as Incentives for Collective Action. *Society and Natural Resources*, *26*(10), 1155–1169. <https://doi.org/10.1080/08941920.2013.820816>
- Muradian, R., & Rival, L. (2012). Between markets and hierarchies: The challenge of governing ecosystem services. *Ecosystem Services*, *1*(1), 93–100. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2012.07.009>
- Naime, J., Angelsen, A., Molina-Garzón, A., Carrilho, C. D., Selviana, V., Demarchi, G., Duchelle, A. E., & Martius, C. (2022). Enforcement and inequality in collective PES to reduce tropical deforestation: Effectiveness, efficiency and equity implications. *Global Environmental Change*, *74*. <https://doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2022.102520>
- Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, H., Cameron, D. R., Chan, K. M. A., Daily, G. C., Goldstein, J., Kareiva, P. M., Lonsdorf, E., Naidoo, R., Ricketts, T. H., & Shaw, M. R. (2009). Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *7*(1), 4–11. <https://doi.org/10.1890/080023>
- Ozment, S., Feltran-Barbieri, R., Hamel, P., Gray, E., Ribeiro, J. B., Barrêto, S. R., Padovezi, A., & Valente, T. P. V. (2018). *Infraestrutura natural para água no Sistema Cantareira, São Paulo*.
- Pagiola, S., Arcenas, A., & Platais, G. (2005). Can Payments for Environmental Services help reduce poverty? An exploration of the issues and the evidence to date from Latin America. *World Development*, *33*(2 SPEC. ISS.), 237–253. <https://doi.org/10.1016/j.worlddev.2004.07.011>
- Pagiola, S., Platais, G., & Sossai, M. (2019). Protecting Natural Water Infrastructure in Espírito Santo, Brazil. *Water Economics and Policy*, *5*(4). <https://doi.org/10.1142/S2382624X18500273>
- Palmer, C., Taschini, L., & Laing, T. (2017). Getting more ‘carbon bang’ for your ‘buck’ in Acre State, Brazil. *Ecological Economics*, *142*, 214–227. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.06.024>
- Pereira, S. N. C. (2010). Payment for environmental services in the amazon forest: How can conservation and development be reconciled? *Journal of Environment and Development*, *19*(2), 171–190. <https://doi.org/10.1177/1070496510368047>
- Perevochtchikova, M., Castro-Díaz, R., Langle-Flores, A., & Ugalde, J. J. V. T. (2021). A systematic review of scientific publications on the effects of payments for ecosystem services in Latin America, 2000–2020. *Ecosystem Services*, *49*. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101270>
- Pissarra, T. C. T., Fernandes, L. F. S., & Pacheco, F. A. L. (2021). Production of clean water in agriculture headwater catchments: A model based on the payment for environmental services. *Science of the Total Environment*, *785*, 1–12. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.147331>

- Plumb, S. T., Nielsen, E. A., & Kim, Y. S. (2012). Challenges of opportunity cost analysis in planning REDD+: A Honduran case study of social and cultural values associated with indigenous forest uses. *Forests*, 3(2), 244–264. <https://doi.org/10.3390/f3020244>
- Pokorny, B., & Pacheco, P. (2014). Money from and for forests: A critical reflection on the feasibility of market approaches for the conservation of Amazonian forests. *Journal of Rural Studies*, 36, 441–452. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2014.09.004>
- Portaria SEAMA 013-R, de 15 de junho de 2018. Dispõe sobre as regras do Reflorestar/PSA. [https://seama.es.gov.br/Media/seama/Programa%20Reflorestar/Portaria%20SEAMA%20013-R\\_15jun18\\_Atualiza%20normas%20Reflorestar.pdf](https://seama.es.gov.br/Media/seama/Programa%20Reflorestar/Portaria%20SEAMA%20013-R_15jun18_Atualiza%20normas%20Reflorestar.pdf)
- Prefeitura Municipal de Extrema. (2015). *Conservador das Águas - 10 anos*. <https://www.nature.org/media/brasil/conservador-de-aguas-10-anos.pdf>
- Prefeitura Municipal de Extrema. (2017). *Conservador das Águas - 12 anos*. <https://extrema.mg.gov.br/conservadordasaguas/wp-content/uploads/2019/10/CONSERVADOR-DAS-%C3%81GUAS-LIVRO-12-ANOS.pdf>
- Prefeitura Municipal de Extrema. (2022, November 25). *Portal da Transparência*. <https://extrema-mg.portaltp.com.br/>.
- Quatrini, S., & Crossman, N. D. (2018). Most finance to halt desertification also benefits multiple ecosystem services: A key to unlock investments in Land Degradation Neutrality? *Ecosystem Services*, 31, 265–277. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.04.003>
- Richards, R. C., Kennedy, C. J., Lovejoy, T. E., & Brancalion, P. H. S. (2017). Considering farmer land use decisions in efforts to ‘scale up’ Payments for Watershed Services. *Ecosystem Services*, 23, 238–247. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.12.016>
- Richards, R. C., Petrie, R., Christ, J. B., Ditt, E., & Kennedy, C. J. (2020). Farmer preferences for reforestation contracts in Brazil’s Atlantic Forest. *Forest Policy and Economics*, 118. <https://doi.org/10.1016/j.forpol.2020.102235>
- Richards, R. C., Rerolle, J., Aronson, J., Pereira, P. H., Gonçalves, H., & Brancalion, P. H. S. (2015). Governing a pioneer program on payment for watershed services: Stakeholder involvement, legal frameworks and early lessons from the Atlantic Forest of Brazil. *Ecosystem Services*, 16, 23–32. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.09.002>
- Rival, L. M. (2013). From carbon projects to better land-use planning: Three Latin American initiatives. *Ecology and Society*, 18(3). <https://doi.org/10.5751/ES-05563-180317>
- Ruggiero, P. G. C., Metzger, J. P., Tambosi, L. R., & Nichols, E. (2019). Payment for ecosystem services programs in the Brazilian Atlantic Forest: Effective but not enough. *Land Use Policy*, 82, 283–291. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2018.11.054>
- Saad, S. I., Silva, J. M., Ponette-González, A. G., Silva, M. L. N., & Rocha, H. R. (2021). Modeling the on-site and off-site benefits of Atlantic Forest conservation in a Brazilian watershed. *Ecosystem Services*, 48. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101260>
- Saad, S. I., Silva, J. M., Silva, M. L. N., Guimarães, J. L. B., Sousa, W. C., Figueiredo, R. O., & Rocha, H. R. (2018). Analyzing ecological restoration strategies for water and soil conservation. *PLoS ONE*, 13(2). <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0192325>
- Saarikoski, H., Mustajoki, J., Barton, D. N., Geneletti, D., Langemeyer, J., Gomez-Baggethun, E., Marttunen, M., Antunes, P., Keune, H., & Santos, R. (2016). Multi-Criteria Decision Analysis and Cost-Benefit Analysis: Comparing alternative frameworks for integrated valuation of ecosystem services. *Ecosystem Services*, 22, 238–249. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.10.014>

- Salles, G. P., Salinas, D. T. P., & Paulino, S. R. (2017). How Funding Source Influences the Form of REDD + Initiatives: The Case of Market Versus Public Funds in Brazil. *Ecological Economics*, 139, 91–101. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2017.04.003>
- Santos, F. A. M., Coelho-Junior, M. G., Cardoso, J. C., Basso, V. M., Marques, A. L. P., & Silva, E. M. R. (2020). Program outcomes of payments for watershed services in Brazilian Atlantic Forest: How to evaluate to improve decision-making and the socio-environmental benefits. *Water*, 12(9), 1–24. <https://doi.org/10.3390/w12092441>
- Schneider, C., Coudel, E., Cammelli, F., & Sablayrolles, P. (2015). Small-scale farmers' needs to end deforestation: insights for REDD+ in São Felix do Xingu (Pará, Brazil). *International Forestry Review*, 17(S1), 124–142.
- Schulz, C., Ioris, A. A. R., Martin-Ortega, J., & Glenk, K. (2015). Prospects for Payments for Ecosystem Services in the Brazilian Pantanal: A Scenario Analysis. *Journal of Environment and Development*, 24(1), 26–53. <https://doi.org/10.1177/1070496514548580>
- Silva, R. A., Lapola, D. M., Patricio, G. B., Teixeira, M. C., Pinho, P., & Priess, J. A. (2016). Operationalizing payments for ecosystem services in Brazil's sugarcane belt: How do stakeholder opinions match with successful cases in Latin America? *Ecosystem Services*, 22, 128–138. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.09.013>
- Silva, R., Laques, A. E., Cabral, A. I. R., Silva, S. C., Pereira, H., & Saito, C. (2021). Land use dynamics under the Bolsa Floresta Program: a case study of the Uatumã Sustainable Development Reserve (Amazonas, Brazil). *Acta Amazonica*, 51(4), 370–381. <https://doi.org/10.1590/1809-4392202100281>
- Silva-Muller, L. (2022). Payment for ecosystem services and the practices of environmental fieldworkers in policy implementation: The case of Bolsa Floresta in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy*, 120. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2022.106251>
- Simedo, M. B. L., Pissarra, T. C. T., Martins, A. L. M., Lopes, M. C., Costa, R. C. A., Zanata, M., Pacheco, F. A. L., & Fernandes, L. F. S. (2020). The assessment of hydrological availability and the payment for ecosystem services: A pilot study in a Brazilian headwater catchment. *Water*, 12(10). <https://doi.org/10.3390/w12102726>
- Simonet, G., Subervie, J., Ezzine-De-Blas, D., Cromberg, M., & Duchelle, A. E. (2019). Effectiveness of a REDD1 project in reducing deforestation in the Brazilian Amazon. In *American Journal of Agricultural Economics* (Vol. 101, Issue 1, pp. 211–229). Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/ajae/aay028>
- Skutsch, M., Turnhout, E., Vijge, M. J., Herold, M., Wits, T., Den Besten, J. W., & Torres, A. B. (2014). Options for a national framework for benefit distribution and their relation to community-based and national REDD+ monitoring. *Forests*, 5(7), 1596–1617. <https://doi.org/10.3390/f5071596>
- Sone, J. S., Gesualdo, G. C., Zamboni, P. A. P., Vieira, N. O. M., Mattos, T. S., Carvalho, G. A., Rodrigues, D. B. B., Alves Sobrinho, T., & Oliveira, P. T. S. (2019). Water provisioning improvement through payment for ecosystem services. *Science of the Total Environment*, 655, 1197–1206. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.11.319>
- Sossai, M. F., Platais, G. H., Machado Júnior, J. A., Novelli, F. Z., & Beloti, T. (2016). Restauração de paisagens florestais no estado do Espírito Santo - Brasil: de projetos-piloto a política estadual de restauração em larga escala. In M. A. Moraes (Org.), *Restauração de Paisagens e Florestas no Brasil*. Brasília: UICN. [www.iucn.org/FLR](http://www.iucn.org/FLR)
- Stabile, M. C. C., Garcia, A. S., Salomão, C. S. C., Bush, G., Guimarães, A. L., & Moutinho, P. (2022). Slowing Deforestation in the Brazilian Amazon: Avoiding Legal Deforestation by Compensating Farmers and Ranchers. *Frontiers in Forests and Global Change*, 4. <https://doi.org/10.3389/ffgc.2021.635638>

- Sunderlin, W. D., Sassi, C., Ekaputri, A. D., Light, M., & Pratama, C. D. (2017). REDD+ contribution toward well-being and income is marginal: The perspective of local stakeholders. *Forests*, 8(4). <https://doi.org/10.3390/f8040125>
- Taffarello, D. (2016). *Segurança hídrica e adaptação baseada em ecossistemas nas bacias de cabeceira do Sistema Cantareira, Brasil* (Doctorate in Hydraulics and Sanitary Engineering). University of São Paulo, São Carlos, SP, Brasil.
- The Nature Conservancy. (2015). *Produtor de Água no PCJ: Lições aprendidas e próximos passos* (1ª). The Nature Conservancy.
- Trevisan, A. C. D., Schmitt-Filho, A. L., Farley, J., Fantini, A. C., & Longo, C. (2016). Farmer perceptions, policy and reforestation in Santa Catarina, Brazil. *Ecological Economics*, 130, 53–63. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2016.06.024>
- Viani, R. A. G., Bracale, H., & Taffarello, D. (2019). Lessons learned from the water producer project in the Atlantic Forest, Brazil. *Forests*, 10(11). <https://doi.org/10.3390/f10111031>
- Viani, R. A. G., Braga, D. P. P., Ribeiro, M. C., Pereira, P. H., & Brancalion, P. H. S. (2018). Synergism Between Payments for Water-Related Ecosystem Services, Ecological Restoration, and Landscape Connectivity Within the Atlantic Forest Hotspot. *Tropical Conservation Science*, 11. <https://doi.org/10.1177/1940082918790222>
- Vilar, M. B., Oliveira, A. C. C., Jacovine, L. A. G., Ferreira, G., & Souza, A. L. (2010). Valoração ambiental de propriedades rurais de municípios da bacia hidrográfica do rio Xopotó, MG. *Cerne*, 16(4), 539–545.
- Villegas-Palacio, C., Berrouet, L., López, C., Ruiz, A., & Upegui, A. (2016). Lessons from the integrated valuation of ecosystem services in a developing country: Three case studies on ecological, socio-cultural and economic valuation. *Ecosystem Services*, 22, 297–308. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2016.10.017>
- Weins, N. W., Santos, L. C. O., Silva, M. D., Gadda, T., & Silva, C. L. (2021). Payments for watershed ecosystem services in the Miringuava basin, Brazil: Mediating or exacerbating conflicts in peri-urban commons? *Revista Brasileira de Marketing*, 10(1). <https://doi.org/10.5585/geas.v10i1.18468>
- West, T. A. P., Börner, J., Sills, E. O., & Kontoleon, A. (2020). Overstated carbon emission reductions from voluntary REDD+ projects in the Brazilian Amazon. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 117(39), 24188–24194. <https://doi.org/10.1073/pnas.2004334117/-/DCSupplemental>
- West, T. A. P., Grogan, K. A., Swisher, M. E., Caviglia-Harris, J. L., Sills, E., Harris, D., Roberts, D., & Putz, F. E. (2018). A hybrid optimization-agent-based model of REDD+ payments to households on an old deforestation frontier in the Brazilian Amazon. *Environmental Modelling and Software*, 100, 159–174. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2017.11.007>
- West, T. A. P., Grogan, K. A., Swisher, M. E., Caviglia-Harris, J. L., Sills, E. O., Roberts, D. A., Harris, D., & Putz, F. E. (2018). Impacts of REDD+ payments on a coupled human-natural system in Amazonia. *Ecosystem Services*, 33, 68–76. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2018.08.008>
- Wunder, S., Engel, S., & Pagiola, S. (2008). Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. *Ecological Economics*, 65(4), 834–852. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2008.03.010>
- Young, C. E. F., & Bakker, L. B. (2014). Payments for ecosystem services from watershed protection: A methodological assessment of the Oasis Project in Brazil. *Brazilian Journal of Nature Conservation*, 12(1), 71–78. <https://doi.org/10.4322/natcon.2014.013>

- Young, C. E. F., & Castro, B. S. (2021). Financing mechanisms to bridge the resource gap to conserve biodiversity and ecosystem services in Brazil. *Ecosystem Services*, 50. <https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2021.101321>
- Zanella, M. A., Schleyer, C., & Speelman, S. (2014). Why do farmers join Payments for Ecosystem Services (PES) schemes? An Assessment of PES water scheme participation in Brazil. *Ecological Economics*, 105, 166–176. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2014.06.004>
- Zolin, C. A., Folegatti, M. V., Mingoti, R., Sánchez-Román, R. M., Paulino, J., & Gonzáles, A. M. G. O. (2011). Minimização da erosão em função do tamanho e localização das áreas de floresta no contexto do programa “Conservador das Águas.” *Revista Brasileira de Ciência Do Solo*, 35, 2157–2166.
- Zolin, C. A., Folegatti, M. V., Mingoti, R., Paulino, J., Sánchez-Román, R. M., & González, A. M. O. (2014). The first Brazilian municipal initiative of payments for environmental services and its potential for soil conservation. *Agricultural Water Management*, 137, 75–83. <https://doi.org/10.1016/j.agwat.2014.02.006>