

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO, CONTABILIDADE E
GESTÃO DE POLÍTICAS PÚBLICAS (FACE)
DEPARTAMENTO DE ECONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECONOMIA

LUANA MAGALHÃES DUARTE DE ARAÚJO

**DIMENSÃO ESPACIAL NA ANÁLISE ECONÔMICA DE ESQUEMAS DE
PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS: O CAMINHO PARA A
EFICÁCIA**

**MESTRADO EM ECONOMIA
GESTÃO ECONÔMICA DO MEIO AMBIENTE**

BRASÍLIA-DF

2019

UNIVERSIDADE DE BRASÍLIA
FACULDADE DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO, CONTABILIDADE E
GESTÃO DE POLÍTICAS PÚBLICAS (FACE)
DEPARTAMENTO DE ECONOMIA
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECONOMIA

LUANA MAGALHÃES DUARTE DE ARAÚJO

**DIMENSÃO ESPACIAL NA ANÁLISE ECONÔMICA DE ESQUEMAS DE
PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS: O CAMINHO PARA A
EFICÁCIA**

Dissertação apresentada como requisito parcial para a obtenção de título de Mestre em Economia - Gestão Econômica do Meio Ambiente, do Programa de Pós-Graduação do Departamento de Economia da Universidade de Brasília.

Orientador: Prof. Dr. Jorge Madeira Nogueira

BRASÍLIA-DF

2019

LUANA MAGALHÃES DUARTE DE ARAÚJO

**DIMENSÃO ESPACIAL NA ANÁLISE ECONÔMICA DE ESQUEMAS DE
PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS: O CAMINHO PARA A
EFICÁCIA**

Dissertação apresentada como requisito parcial para obtenção do título de **Mestre em Economia – Gestão Econômica do Meio Ambiente**, do Programa de Pós-Graduação em Economia – Departamento de Economia da Universidade de Brasília, por intermédio do Centro de Estudos em Economia, Meio Ambiente e Agricultura (CEEMA)

Brasília, 03 de dezembro de 2019

Prof. Dr. Jorge Madeira Nogueira (Orientador)

Departamento de Economia da UnB

Dra. Carolina Tavares da Silva Bernardo

Departamento de Economia da UnB

Prof. Dr. Pedro Henrique Zucchi da Conceição

Departamento de Economia da UnB

Prof.^a Dra. Mercedes Maria da Cunha Bustamante

Departamento de Ecologia da UnB

*Ao meu amor Vitor e à nossa filha Helena, que,
ainda em meu ventre, ilumina o caminho
adiante e dá vida à minha vida.*

AGRADECIMENTOS

A Deus, minha força e meu canto, fonte do Amor incomparável, de cuidado e de incontáveis graças.

Ao meu marido Vitor, companheiro incansável: meu porto-seguro, força diária, motivação e acolhimento nos momentos mais desafiadores. A ele, que esteve ao meu lado comigo desde o despertar desse sonho em 2012: essa conquista é nossa. Sem você eu jamais chegaria tão longe.

À minha filha Helena, que, ainda sendo gerada dentro de mim, nos ilumina, nos transforma, nos cura e nos dá razões para seguir adiante. Filha: estamos aqui fora te esperando com todo o amor do mundo!

À minha mãe Mirtes, minha grande inspiração, fonte de amor, fé, garra, força e abraço, na mesma proporção. Tudo que é meu tem um pouquinho de você.

Aos meus irmãos Lucas e Giovana, amores da vida, que contribuíram tanto para ser quem eu sou. Amo vocês infinitamente!

Ao meu pai, Ronaldo, e aos meus irmãos, Rogério, Isabela e Rodrigo, sinais evidentes do amor de Deus na minha vida.

À família Duarte, em especial à minha madrinha Sônia e à minha prima Amangad, que tanto me cuidaram e me incentivaram a trilhar o caminho do amor e do conhecimento.

À minha segunda família, Ana, Roberto, Gabriela e Juliana, fontes de amor inesgotável, de apoio e cuidado. Sou muito grata por fazer parte da família de vocês.

À minha irmã de alma, Laís, que, me conhecendo mais do que eu mesma, acredita em mim e me inspira no caminho acadêmico, mas principalmente me motiva a ir em direção daquilo que faz meu coração vibrar.

Ao prof. Dr. Jorge Madeira Nogueira, principal responsável pela minha paixão pela economia ambiental, pela orientação, por todo o incentivo para mergulhar na teoria econômica e pelas lições e aprendizados dentro e fora da vida acadêmica.

À prof.^a Dra. Rebecca Runting, pelas contribuições essenciais à minha dissertação, por ter me recebido de portas abertas na Universidade de Melbourne e assim me possibilitado viver uma experiência única para a minha formação acadêmica, cheia de aprendizados na ecologia, na economia e na vida.

Aos meus colegas de trabalho do MMA, em especial André, Jennifer, Mateus, Mariana, Otávio e Rodrigo, que me apoiaram desde o início nessa jornada e foram tão importantes nos momentos mais difíceis de conciliar a jornada de trabalho intensa com os desafios do mestrado.

Ao Dr. Carlos Alberto de Mattos Scaramuzza, meu grande incentivador e amigo, que por tantos anos no MMA me ensinou sobre a vida e sobre o mundo das políticas públicas.

À Dra. Ana Paula Prates, líder e amiga, fonte de apoio e aprendizados no MMA, que possibilitou que eu me dedicasse inteiramente para a escrita da dissertação de mestrado. Sempre lembrarei com muito carinho tudo o que você fez por mim.

Aos meus amigos tão queridos, sempre presentes, força e amparo em todos os momentos, imprescindíveis no caminho da vida.

Aos colegas do CEEMA/UnB, por todo o apoio, companhia e alegria ao longo desses dois anos. Com vocês tudo ficou mais leve.

Quando falamos de «meio ambiente», fazemos referência também a uma particular relação: a relação entre a natureza e a sociedade que a habita. Isto impede-nos de considerar a natureza como algo separado de nós ou como uma mera moldura da nossa vida. Estamos incluídos nela, somos parte dela e compenetramo-nos.

Por isso, já não basta dizer que devemos preocupar-nos com as gerações futuras; exige-se ter consciência de que é a nossa própria dignidade que está em jogo. Somos nós os primeiros interessados em deixar um planeta habitável para a humanidade que nos vai suceder. Trata-se de um drama para nós mesmos, porque isto chama em causa o significado da nossa passagem por esta terra.

Carta Encíclica “*Laudato Si*”, Papa Francisco

RESUMO

O Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) é um instrumento econômico que se apresenta como uma alternativa de política pública para lidar com a crescente degradação dos ecossistemas. Sob essa perspectiva, o PSA busca incentivar todo aquele que, em virtude de suas práticas de conservação, proteção, manejo e recuperação de ecossistemas, mantém ou incrementa o fornecimento de um serviço ecossistêmico. No entanto, apesar de uma aplicação extensiva do instrumento nas últimas décadas, as evidências de sua eficácia na promoção de conservação de ecossistemas ainda permanecem inconclusivas. Isso ocorre devido à ausência de rigorosas avaliações de impacto e ao fato de que, em muitos casos, os pagamentos são realizados para provedores de serviços ambientais que teriam mantido os ecossistemas intactos de qualquer modo, mesmo na ausência de pagamentos, uma vez que as terras apresentam um baixo custo de oportunidade de uso do solo. A literatura recente tem demonstrado que considerar as interações espaciais na paisagem e a heterogeneidade espacial de custos, benefícios e ameaças relacionados aos serviços ecossistêmicos pode ser uma estratégia valiosa para aprimorar o desempenho de programas de PSA ao redor do mundo. Nesse contexto, a presente investigação objetiva compreender como o uso de informações espaciais no desenho e implementação de esquemas de PSA pode contribuir para o aumento da eficácia do instrumento. Para isso, utiliza-se como método de pesquisa uma revisão crítica da literatura específica, com base em artigos publicados em periódicos científicos indexados nas áreas de economia e ecologia relacionados ao tema. Os resultados apontam para uma série de recomendações específicas de desenho e implementação dos programas, visando uma aplicação mais eficaz dos recursos, incluindo: (1) segmentação espacial; (2) diferenciação de pagamento; (3) monitoramento da condicionalidade; e (4) bônus de aglomeração. Embora haja *trade-offs* entre os custos da informação extra gerada (por exemplo, dados biofísicos, econômicos e sociais) e resultados mais eficazes, a simplificação excessiva do mecanismo de PSA pode resultar em baixo custo-benefício e induzir a erros no processo de tomada de decisão. Ainda, evidências empíricas mostram que os benefícios gerados pelo uso das informações adicionais superam os custos da

implementação dessas estratégias. Os principais desafios para maximizar a relação custo-eficácia do PSA por meio da análise espacial incluem a falta de dados, incertezas, percepções de justiça e *trade-offs* associados à eficácia e equidade. Ainda, considerar o contexto econômico, social e as especificidades ecológicas locais é essencial para escolher o desenho do programa de PSA mais adequado para obter o máximo impacto na conservação. A coleta de dados ecológicos e econômicos de monitoramento dos programas pode favorecer o acompanhamento dos resultados das ações de conservação e permitir ajustes ao longo do tempo que se adequem a cada realidade local. Por fim, deve-se dar ênfase ao processo de desenho de políticas, para entender em que condições o PSA pode contribuir significativamente para a conservação dos ecossistemas, como uma opção dentre um conjunto diverso de soluções específicas para cada contexto.

Palavras-chave: Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), eficácia, adicionalidade, análise espacial, pagamentos diferenciados.

ABSTRACT

Payment for Environmental Services (PES) is an economic instrument that consists on a public policy alternative to deal with the increasing degradation of ecosystems. From this perspective, the PSA seeks to encourage anyone who, through its ecosystem conservation, protection, management, and restoration practices, maintains or enhances the provision of an ecosystem service. However, despite widespread application of the instrument in recent decades, evidence of its effectiveness in promoting ecosystem conservation still remains inconclusive. This is due to the lack of rigorous impact assessments and the fact that, in many cases, payments are made to environmental service providers who would have kept ecosystems intact anyway, even in the absence of payments, due to low opportunity costs of land use. Recent literature has shown that considering spatial interactions in the landscape and the spatial heterogeneity of costs, benefits, and threats related to ecosystem services can be a valuable strategy for enhancing the performance of PES programs around the world. In this context, the present investigation aims to understand how the use of spatial information in the design and implementation of PES schemes can contribute to increase the effectiveness of the instrument. A critical review of the specific literature was conducted, based on articles published in indexed scientific journals in the economics and ecology related areas. The main program design and implementation recommendations for more effective application of resources include: (1) spatial targeting; (2) payment differentiation; (3) monitoring conditionality; and (4) agglomeration bonus. While there are trade-offs between the costs of extra information generated (e.g. biophysical, economic and social data) and more effective outcomes, over-simplification of the PES mechanism can be ineffective and lead to errors in the decision making process. Moreover, empirical evidence shows that the benefits generated by using additional information outweigh the costs of implementing these strategies. Key challenges in maximizing the cost-effectiveness of PSA through spatial analysis include lack of data, uncertainties, perceptions of fairness, and trade-offs associated with effectiveness and equity. Also, considering the economic, social context, and local ecological specificities is essential to choosing the most appropriate PES program design for maximum conservation impact. The collection of ecological

and economic program data can improve the monitoring of conservation actions and allow adjustments over time to suit each local context. Finally, emphasis should be placed on the policy design process to understand under what conditions PES can contribute significantly to ecosystem conservation as an option among a diverse set of context-specific solutions.

Key-words: payment for environmental services (PES), effectiveness, additionality, spatial analysis, payment differentiation

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1. A relação entre estrutura, função e bem-estar humano.	21
Figura 2. Classificação de bens e serviços de acordo com os critérios de rivalidade e excludibilidade.	27
Figura 3. Curva de custo de oportunidade e curva de oferta de serviços ambientais em caso hipotético.	43
Figura 4. Possíveis relações espaciais de serviços ecossistêmicos entre área de provisão (P) e benefício (B).	53
Figura 5. Características espaciais da provisão de serviços ambientais que motivam a incorporação de informações geográficas em sistemas econômicos e ambientais.	60
Figura 6. Resumo das recomendações para projetos de PSA, benefícios potenciais e limitações de acordo com o tipo de informação espacial disponível.	69
Quadro 1. Categorias de serviços ecossistêmicos.	24
Quadro 2. Recomendações para promover a eficácia no desenho do PSA.	98

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	15
CAPÍTULO 1 FUNDAMENTOS DA ECOLOGIA E DA ECONOMIA AMBIENTAL	18
1.1 ECOSSISTEMA, FUNÇÕES E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS: DO QUE ESTAMOS FALANDO?	18
1.2 SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS E A AGENDA POLÍTICA.....	22
1.3 DIFERENÇAS ENTRE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS E SERVIÇOS AMBIENTAIS.....	24
1.4 FALHAS DE MERCADO	26
1.4.1 Bens públicos puros, bens de clube e bens de propriedade comum.....	27
1.4.2 Externalidades	29
1.4.3 Direitos de propriedade incompletos	31
1.4.4 Informação assimétrica.....	32
1.5 PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS: DEFINIÇÕES E CONCEITOS ...	33
1.6 COMENTÁRIOS CONCLUSIVOS	36
CAPÍTULO 2 AVALIAÇÃO DE EFICÁCIA E ADICIONALIDADE EM PROGRAMAS DE PSA	38
2.1 AVALIAÇÕES DE EFICÁCIA EM PROGRAMAS DE PSA.....	38
2.2 ADICIONALIDADE, SELEÇÃO ADVERSA E COMPENSAÇÃO EXAGERADA	41
2.3 AVALIAÇÕES DE IMPACTO DE PROGRAMAS DE PSA E SEUS RESULTADOS	43
2.4 INCORPORAÇÃO DE INFORMAÇÕES ESPACIAIS E A EFICÁCIA DO PSA	46
2.5 COMENTÁRIOS CONCLUSIVOS	47
CAPÍTULO 3 DIMENSÃO ESPACIAL DO PSA: UMA ESTRATÉGIA PARA AUMENTO DA EFICIÊNCIA E EFICÁCIA	49
3.1 DINÂMICA ESPACIAL DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS	50
3.1.1 Oferta de serviços ecossistêmicos	50
3.1.2 Demanda por serviços ecossistêmicos.....	52
3.1.3 Fluxo de serviços ecossistêmicos	55
3.1.4 Conectividade	56
3.1.5 Aglomeração espacial	58
3.2 CARACTERÍSTICAS ESPACIAIS DA PROVISÃO DE SERVIÇOS AMBIENTAIS	58
3.2.1 Heterogeneidade espacial de custos, benefícios e ameaça	61
3.2.2 Efeitos de transbordamento e vazamento.....	62
3.2.3 Efeito de limiar	65
3.3 COMENTÁRIOS CONCLUSIVOS	66

CAPÍTULO 4 INCORPORAÇÃO DE INFORMAÇÕES ESPACIAIS PARA APRIMORAR A EFICÁCIA AMBIENTAL EM ESQUEMAS DE PSA.....	68
4.1 PRIORIZAÇÃO ESPACIAL (“ <i>SPATIAL TARGETING</i> ”).....	68
4.1.1 Priorização com foco em benefício (<i>benefit-targeting</i>).....	70
4.1.2 Priorização com foco em custos (<i>cost-targeting</i>).....	71
4.1.3 Priorização com foco em benefício-custo (<i>benefit-cost targeting</i>).....	71
4.1.4 Priorização com foco em ameaça (<i>threat targeting</i>).....	72
4.2 PAGAMENTOS DIFERENCIADOS – ANÁLISE ESPACIAL DE CUSTOS E BENEFÍCIOS.....	74
4.3 MONITORAMENTO E CONDICIONALIDADE E O USO DE INFORMAÇÕES ESPACIAIS.....	75
4.4 BÔNUS DE AGLOMERAÇÃO.....	78
4.6 COMENTÁRIOS CONCLUSIVOS.....	80
CAPÍTULO 5 DESAFIOS E OPORTUNIDADES PARA A INCORPORAÇÃO DE INFORMAÇÕES ESPACIAIS EM ESQUEMAS DE PSA	81
5.1 OPORTUNIDADES PARA A INCORPORAÇÃO DE INFORMAÇÕES ESPACIAIS EM ESQUEMAS DE PSA	81
5.1.1 Adicionalidade.....	81
5.1.2 Eficiência e eficácia.....	84
5.2 DESAFIOS PARA A INCORPORAÇÃO DE INFORMAÇÕES ESPACIAIS EM ESQUEMAS DE PSA	86
5.2.1. Disponibilidade de dados e incerteza	86
5.2.2. Contexto político e institucional e <i>trade-off</i> entre múltiplos objetivos.....	88
5.2.3. Aspectos sociais e efeitos adversos	90
5.3 INFORMAÇÕES ESPACIAIS APRIMORAM A EFICÁCIA DE ESQUEMAS DE PSA?	93
CONSIDERAÇÕES FINAIS	100
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS.....	103
APÊNDICE A – Resultados da análise bibliométrica	120
APÊNDICE B – Análise do Projeto de Lei nº 312/2015 à luz dos conceitos abordados	126

INTRODUÇÃO

Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) é um instrumento econômico inovador que tem sido amplamente adotado nas últimas duas décadas como uma das possíveis respostas para lidar com a crescente degradação dos ecossistemas. Sob essa perspectiva, o PSA busca incentivar todo aquele que, em virtude de suas práticas de conservação, proteção, manejo e recuperação de ecossistemas, mantém ou incrementa o fornecimento de um serviço ecossistêmico.

Apesar do rápido crescimento do número de programas de PSA nos últimos anos, as evidências de sua eficácia como um instrumento de promoção de conservação de ecossistemas ainda permanecem inconclusivas. Isso acontece principalmente pela ausência de rigorosas avaliações de impacto e pelo fato de que, em muitos casos, os pagamentos são realizados para provedores de serviços ambientais que teriam mantido os ecossistemas intactos de qualquer modo, mesmo na ausência de pagamentos, uma vez que as terras apresentam um baixo custo de oportunidade de uso. Nesses casos, o PSA não apresenta nenhum valor adicional em termos de conservação ambiental.

A literatura recente tem demonstrado que o uso de informações espaciais no desenho e implementação de esquemas de PSA pode influenciar positivamente a adicionalidade e melhorar a eficácia ambiental do instrumento, enfatizando a aplicação de dados de oferta e demanda para a provisão de serviços ambientais. Nesse sentido, vários estudos apontam ganhos em eficiência, eficácia e adicionalidade por meio da incorporação de informações de custos, benefícios e ameaça à provisão de serviços ambientais.

Sob essa perspectiva, a presente investigação visa compreender como o uso de informações espaciais no desenho e implementação de esquemas de Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) pode contribuir para o aumento da eficácia do instrumento. As análises e os resultados aqui apresentados geram recomendações para uma melhor aplicação dos recursos destinados aos programas de PSA implementados dentro e fora do Brasil.

Utiliza-se como método de pesquisa uma revisão crítica da literatura específica, com base em artigos publicados em periódicos científicos indexados nas áreas de economia e ecologia relacionados ao tema. Assim, foram utilizadas

na Plataforma *Scopus* as seguintes palavras chave - em português e em inglês – para a busca de artigos e documentos recentes: “serviços ecossistêmicos”, “pagamento por serviços ambientais”, “falhas de mercado”, “adicionalidade”, “eficácia”, “eficiência”, “custo-eficácia”, “direcionamento espacial (*spatial targeting*)”, “pagamentos diferenciados”, “monitoramento”, “avaliação de impacto”, entre outras.

O estudo está dividido em cinco capítulos. O primeiro capítulo apresenta os fundamentos da ecologia e da economia ambiental relacionados ao PSA, incluindo a moldura conceitual que define funções e serviços ecossistêmicos e serviços ambientais e uma revisão das principais falhas de mercado associadas a provisão de serviços ambientais.

O segundo capítulo descreve as principais avaliações de impacto do PSA realizadas nos últimos anos, bem como os desafios de sua implementação, relacionados à ausência de métricas e cenários contrafactuais e à falta de adicionalidade e eficácia do instrumento relatada em muitos casos.

O terceiro capítulo apresenta os princípios da dinâmica espacial dos serviços ecossistêmicos, destacando a importância de considerar dados ecológicos e econômicos para melhor compreender a distribuição heterogênea da oferta, demanda e fluxo de serviços ecossistêmicos e as características da provisão de serviços ambientais que justificam o uso de informações espaciais para a gestão ambiental e para o desenho de esquemas de PSA.

O quarto capítulo é composto por uma revisão da literatura do planejamento espacial da conservação e do PSA, com foco nas recomendações e estratégias descritas na literatura com potencial de incrementar a eficácia do PSA por meio da incorporação de informações espaciais, incluindo seu potencial e suas limitações.

O quinto capítulo conclui com uma análise dos principais desafios, oportunidades e recomendações para a incorporação de informações espaciais no desenho e implementação de esquemas de PSA, incluindo questões políticas, técnicas e institucionais na fase do desenho e implementação que podem afetar a eficácia do PSA.

Por fim, o Apêndice A detalha os principais resultados encontrados na análise bibliométrica realizada com o objetivo de compreender a literatura sobre a dimensão espacial do PSA.

Já o Apêndice B apresenta uma breve análise do teor do Projeto de Lei nº 312/2015 - recentemente aprovado na Câmara dos deputados - à luz da teoria econômica e dos principais conceitos abordados nesta dissertação.

CAPÍTULO 1 FUNDAMENTOS DA ECOLOGIA E DA ECONOMIA AMBIENTAL

1.1 ECOSSISTEMA, FUNÇÕES E SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS: DO QUE ESTAMOS FALANDO?

“Um ecossistema consiste em *todos* os organismos – plantas, animais e microorganismos – que vivem em uma área, juntamente com o seu ambiente físico” (EHRlich; EHRlich, 1981, p. 78). Em outras palavras, os ecossistemas são definidos como unidades funcionais que incluem todas as interações entre uma comunidade biótica e seu ambiente abiótico, funcionando como um sistema ecológico complexo, que pode incluir milhares de tipos diferentes de organismos que vivem em uma grande variedade de ambientes individuais (ODUM; BARETT, 1972; RICKLEFS, 2008). Por exemplo, pode-se falar de um ecossistema florestal, um ecossistema da pradaria e um ecossistema estuarino como unidades distintas porque relativamente pouca energia e poucas substâncias são trocadas entre essas unidades em comparação com as inúmeras transformações que ocorrem em cada uma delas (RICKLEFS, 2008).

O estudo de ecossistemas, por sua vez, lida com movimentos de energia e materiais e como esses movimentos são influenciados pelo clima e outros fatores físicos. A função do ecossistema reflete as atividades dos organismos, bem como as transformações físicas e químicas de energia e materiais no solo, atmosfera e água (RICKLEFS, 2008). Essas funções, que sustentam a vida na Terra, dependem de um equilíbrio muito delicado entre muitos processos ecológicos, incluindo processos de transformação, armazenamento e transferência de energia em cadeias alimentares; ciclos biogeoquímicos (por exemplo, a ciclagem de nitrogênio) e regulação do clima (DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002). Sob essa perspectiva, cada tipo de organismo tem o seu papel no ecossistema e é - em certo grau - essencial para o contínuo funcionamento saudável do ecossistema (EHRlich; EHRlich, 1981).

O funcionamento dos ecossistemas em termos de prestação de serviços à humanidade foi descrita pela primeira vez no relatório *Study of Critical Environmental Problems*, por meio do termo “serviços ambientais” (*environmental services*) (BERNARDO, 2017; MOONEY; EHRlich, 1997;

STUDY OF CRITICAL ENVIRONMENTAL PROBLEMS, 1970). A partir desse marco, diversos trabalhos enfatizaram as relações de dependência entre as funções ecossistêmicas e o bem-estar humano, a fim de despertar o interesse da sociedade para a importância de conservar a integridade desses ecossistemas e processos naturais (EHRlich; EHRlich, 1981; WESTMAN, 1977). Esses trabalhos incluíam termos como “serviços da natureza” e “serviços públicos do ecossistema global”.

Em 1981, surge o termo “serviços ecossistêmicos” (*ecosystem services*), elaborado por Ehrlich e Ehrlich (1981), ressaltando o valor social de funções da natureza. Esse trabalho teve como propósito discutir como a perda da biodiversidade¹ poderia comprometer a provisão desses serviços críticos para a humanidade e se esses seriam substituíveis por soluções tecnológicas (BERNARDO, 2017; EHRlich; EHRlich, 1981; GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; MOONEY; EHRlich, 1997).

No entanto, os termos “função do ecossistema” e “serviços ecossistêmicos” têm sido sujeito a várias, e às vezes, contraditórias interpretações (BOYD; BANZHAF, 2007; DAILY, 1997; DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002; FISHER; TURNER; MORLING, 2009).

Por um lado, a visão biocêntrica, oriunda da ecologia, descreve “função do ecossistema” como funcionamento interno do ecossistema (ex.: manutenção de fluxos de energia e ciclagem de nutrientes), independente se esses processos são diretamente úteis ou não para os seres humanos (BERNARDO, 2017; DAILY, 1997; EHRlich; EHRlich, 1981; GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013; WESTMAN, 1977).

Por outro lado, a visão antropocêntrica, oriunda da economia, define “função do ecossistema” como a capacidade dos processos naturais e componentes de fornecer bens e serviços que satisfaçam as necessidades humanas, direta ou indiretamente (ex.: fornecimento de água potável e tratamento de resíduos) (COSTANZA et al., 1998; DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002; FISHER; TURNER; MORLING, 2009).

¹ A biodiversidade é definida como a variabilidade de organismos vivos de todas as origens, compreendendo, dentre outros, os ecossistemas terrestres, marinhos e outros ecossistemas aquáticos e os complexos ecológicos que fazem parte; compreendendo ainda a diversidade dentro de espécies, entre espécies e de ecossistemas (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2000).

Da mesma forma, o conceito de “serviços ecossistêmicos” apresenta divergências relevantes. Na visão ecológica, esses serviços são provenientes de conjunto dos processos energéticos e dos fluxos de matéria (KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013) e são definidos como “as condições e processos por meio dos quais os ecossistemas naturais e as espécies que os compõem, sustentam e preenchem a vida humana” (DAILY, 1997). Já os “bens ecossistêmicos” – definidos como a estrutura ou estoque - são todos os organismos e fatores abióticos que o integram (ex.: produtos florestais e madeireiros (WESTMAN, 1977).

No entanto, o uso do termo serviços ecossistêmicos foi também uma tentativa abrangente de reformular as preocupações ecológicas em termos econômicos para aprimorar a proteção ambiental, com um foco utilitarista e/ou antropocêntrico (ARMSWORTH et al., 2007; PETERSON et al., 2010). Por exemplo, De Groot, Wilson e Boumans (2002) associam serviços ecossistêmicos a funções de valor ao ser humano. Em consonância com essa definição, Fisher, Turner e Morling (2009) definem serviços ecossistêmicos como os aspectos dos ecossistemas utilizados (ativa ou passivamente) para produzir o bem-estar humano.

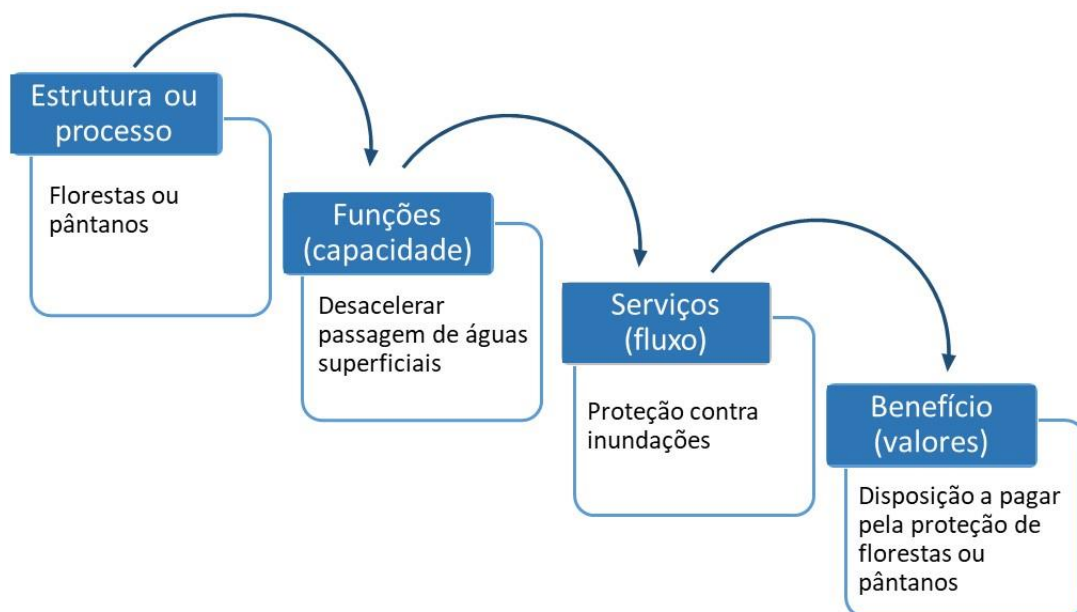
Ademais, Boyd e Banzhaf (2007) definem serviços ecossistêmicos como “os componentes ecológicos diretamente consumidos ou desfrutados para produzir o bem-estar humano” (incluindo estrutura e funções dos ecossistemas). Esses autores fazem ainda uma distinção entre benefícios e serviços, onde o benefício seria o ponto onde o bem-estar humano é diretamente afetado e o ponto em que outras formas de capital (construídas, humanas e sociais) provavelmente são necessárias para obter o ganho em bem-estar. Por exemplo, a ciclagem de nutrientes, que é um serviço de uso indireto gera o fornecimento de água limpa, que é um serviço de uso direto. Quando consumida para beber, essa água limpa torna-se um *benefício*, que requer ferramentas e conhecimento de extração (BOYD; BANZHAF, 2007).

De modo geral, uma função ecossistêmica gera um determinado serviço ecossistêmico quando os processos naturais geram benefícios apropriáveis pelo ser humano, incorporando a noção de utilidade aos ecossistemas (DAILY, 1997). Assim, as funções ou processos se tornam serviços se houver seres humanos que se beneficiem deles. Sem beneficiários humanos eles não são serviços

(FISHER; TURNER; MORLING, 2009). No entanto, discernir as complexas interações entre estrutura, processo e serviço é uma tarefa complicada pelo fato de os ecossistemas não são fenômenos lineares, mas sim “sistemas complexos”(FISHER; TURNER; MORLING, 2009).

Haines-Young e Potschin (2010) propõem uma forma de representar a lógica que baseia o paradigma dos serviços ecossistêmicos (Figura 1). Esse diagrama faz uma distinção entre as estruturas e os processos ecológicos gerados pelos ecossistemas e os benefícios que as pessoas obtêm a partir deles.

Figura 1. A relação entre estrutura, função e bem-estar humano.



Fonte: Adaptado de Haines-Young e Potschin (2010).

A presença de estruturas ecológicas como florestas e pântanos em uma bacia hidrográfica pode ter a capacidade (função) de retardar a passagem das águas superficiais. Esta função pode ter o potencial de modificar a intensidade da inundação. No entanto, se essa função é considerada um serviço ou não, depende se o 'controle de inundação' é considerado um benefício. As pessoas ou a sociedade valorizam essa função de maneira diferente em lugares diferentes e em momentos diferentes. Portanto, ao definir quais são as funções "significativas" de um ecossistema e o que constitui um "serviço ecossistêmico",

é importante entender o contexto espacial (localização geográfica), as escolhas e os valores sociais (monetários e não monetários), e o conhecimento sobre a estrutura e dinâmica dos próprios sistemas ecológicos (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2010).

1.2 SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS E A AGENDA POLÍTICA

No início de sua aplicação, a lógica subjacente ao uso do conceito de serviços ecossistêmicos era principalmente pedagógica. Essa lógica visava (e ainda visa) a demonstrar como o desaparecimento da biodiversidade afeta diretamente as funções do ecossistema que sustentam os serviços críticos para o bem-estar humano (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010).

No final da década de 90, alguns autores já ressaltavam que a pouca ênfase na proteção dos sistemas naturais ocorria, em grande parte, porque os seres humanos ainda não entendiam nem apreciavam seu valor e que esse desconhecimento acerca dos serviços dos ecossistemas naturais representava o fracasso dos ecologistas em comunicar suas descobertas ao público em geral. Haveria, portanto, uma necessidade vital de traduzir essas informações para o público em geral, bem como para os formuladores de políticas, de maneira a estimular a ação necessária para preservar os recursos naturais do planeta. (DAILY, 1997; MOONEY; EHRLICH, 1997).

No final da década de 90 e início dos anos 2000, o conceito de serviços ecossistêmicos foi gradualmente sendo incorporado na agenda política. A crescente degradação e o uso insustentável de ecossistemas em todo o mundo despertou o interesse de incorporá-los às decisões de conservação e gestão (CHAN et al., 2006; GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). Demonstrar a influência muitas vezes ignorada entre a natureza e os elementos do bem-estar - água potável, alimentos, combustível, controle de enchentes e benefícios estéticos e culturais - seria a chave tornar a conservação relevante e possível (ARMSWORTH et al., 2007).

Sob essa perspectiva, a Avaliação Ecosistêmica do Milênio foi um marco que firmou o conceito de serviços ecossistêmicos na agenda política (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005). Ela foi a primeira avaliação

global abrangente das implicações da mudança do ecossistema para as pessoas. Seu objetivo central foi avaliar as consequências da degradação dos ecossistemas para o bem-estar humano e a base científica necessária para melhorar a conservação e o uso sustentável desses ecossistemas. O trabalho envolveu mais de 1.300 especialistas internacionais e resultou em uma série de publicações em 2005 que descreviam as condições e tendências dos principais ecossistemas e serviços do mundo, e as opções disponíveis para restaurar, conservar ou aprimorar seu uso sustentável (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005).

A principal conclusão do relatório foi que 60% dos serviços ecossistêmicos avaliados estavam sendo degradados ou usados de maneira insustentável, com importantes implicações para o desenvolvimento, o alívio da pobreza e as estratégias necessárias para que as sociedades lidem e se adaptem a mudanças ambientais de longo prazo (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2010; MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005).

Desde a Avaliação Ecosistêmica do Milênio, várias outras iniciativas internacionais que trabalham com o conceito surgiram, especialmente com foco de demonstrar o impacto econômico da perda de biodiversidade e dos ecossistemas e elaborar análises custo-benefício em escala global. Alguns exemplos relevantes são o Relatório Stern sobre Economia das Mudanças Climáticas e iniciativas relacionadas com a Convenção de Diversidade Biológica das Nações Unidas², como a iniciativa “A Economia dos Ecossistemas e da Biodiversidade”³, que visou estimar os custos da perda de serviços ecossistêmicos provenientes da inação humana para combater a perda global de biodiversidade (GÓMEZ-BAGGETHUN et al., 2010; TEEB, 2008).

Ademais, a Avaliação Ecosistêmica do Milênio também definiu quatro categorias para os serviços ecossistêmicos (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT, 2005) (Quadro 1).

² www.cbd.int

³ www.teebweb.org

Quadro 1. Categorias de serviços ecossistêmicos.

Serviços de provisão	Produtos obtidos dos ecossistemas (ex.: alimentos, água para consumo humano, madeira e recursos genéticos)
Serviços de regulação	Benefícios obtidos da regulação de processos ecossistêmicos (ex.: regulação do clima, purificação da água, polinização).
Serviços culturais	Benefícios imateriais obtidos dos ecossistemas (ex.: benefícios espirituais e religiosos; educacionais e cênicos).
Serviços de suporte	Serviços necessários para a produção de todos os outros serviços ecossistêmicos (ex.: formação de solo, ciclagem de nutrientes).

Fonte: Avaliação Ecosistêmica do Milênio (2005).

Diversas outras categorizações foram propostas ao longo dos últimos anos (COSTANZA, 2008; DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002; FISHER; TURNER; MORLING, 2009; KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013). Como não há um único sistema de classificação capaz de atender a todas as demandas, compreender o contexto social e a finalidade da aplicação da classificação (ex.: fins educacionais, uso dos dados para análise custo-benefício; gestão da paisagem ou políticas de equidade) é fundamental para garantir uma aplicação eficiente e evitar dupla contagem (FISHER; TURNER; MORLING, 2009).

1.3 DIFERENÇAS ENTRE SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS E SERVIÇOS AMBIENTAIS

Os termos “serviços ecossistêmicos” e “serviços ambientais” têm sido amplamente utilizados como sinônimos na literatura acadêmica e em programas de gestão ambiental (GUEDES; SEEHUSEN, 2011; PAGIOLA; PLATAIS, 2002; TITO; ORTIZ, 2013; WUNDER, 2005). Todavia, existe a necessidade de diferenciar os dois termos para que possam ser submetidos a análises eficazes e sistemáticas (BERNARDO, 2017).

O conceito de serviços ecossistêmicos veio da Ecologia, enquanto o conceito de “serviços ambientais”, surgiu a partir de um enfoque interdisciplinar com o objetivo de ressaltar os efeitos que as atividades humanas causaram sobre o meio ambiente (BERNARDO, 2017; EHRLICH; EHRLICH, 1981; STUDY OF CRITICAL ENVIRONMENTAL PROBLEMS, 1970). Ademais, apesar dos serviços ecossistêmicos serem fornecidos diretamente pela natureza, o tipo, a qualidade e a quantidade dos serviços são afetados pelas decisões tomadas pelos usuários de recursos naturais (JACK; KOUSKY; SIMS, 2008). Deste modo, os proprietários rurais são, em última análise, os agentes econômicos que garantem a oferta de serviços ecossistêmicos e suas ações que levam a essa garantia seriam componentes dos serviços ambientais (NOGUEIRA, 2013).

Sob essa perspectiva, segundo a Organização das Nações Unidas para Agricultura e Alimentação (2007), “serviços ambientais” são resultado de uma ação humana que gera um impacto positivo sobre o ecossistema, sendo, portanto, uma subcategoria de “serviços ecossistêmicos” (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2007). Deste modo, se por um lado, o termo “serviços ecossistêmicos” se refere ao produto das funções e processos ecológicos, por outro lado, “serviços ambientais” são os serviços prestados por pessoas para a manutenção ou a melhoria de um dado serviço ecossistêmico (DAILY, 1997; KARSENTY; EZZINE-DE-BLAS, 2016).

Assim, os seres humanos obtêm benefícios diretamente do meio ambiente (serviços ecossistêmicos provenientes de ecossistemas naturais) e quando intervêm na paisagem, por meio dos serviços ambientais (BERNARDO, 2017).

A rápida degradação dos ecossistemas pode, em parte, ser explicada pelo fato de que muitos dos serviços ambientais não se refletem em transações de mercado e não são incorporados nos preços das transações entre seus ofertantes e seus demandantes. No jargão econômico, serviços ambientais são afetados pelas chamadas “falhas de mercado”. Deste modo, ineficácias no comunicar das preferências individuais de uma sociedade podem levar a uma provisão sub-ótima desses serviços (LANDELL-MILLS; PORRAS, 2002). Compreender essas características, portanto, é fundamental para avaliar, gerenciar, manter ou restaurar os serviços ecossistêmicos (FISHER; TURNER; MORLING, 2009).

1.4 FALHAS DE MERCADO

A economia neoclássica demonstra – a partir do primeiro teorema da economia do bem-estar - que, sob certas condições e hipóteses, o funcionamento de mercados livres conduz a alocações eficientes de recursos escassos na economia (PINDYCK; RUBINFELD, 2006). Assim, os agentes econômicos, maximizando utilidades e lucros, tenderão a gerar nos mercados um conjunto de preços de bens e serviços que conduzirá à eficiência na alocação de recursos (MUELLER, 2007). Para que isso ocorra, uma série de condições (ou arranjos institucionais) deve existir.

Esses arranjos institucionais incluem: (i) mercados existentes para todos bens e serviços produzidos; (ii) mercados perfeitamente competitivos; (iii) informação completa; (iv) direitos de propriedade bem definidos; (v) ausência de externalidades; (vi) bens e serviços privados (não há bens públicos); e (vii) funções de produção e de utilidade bem-comportadas (PERMAN et al., 2003). Nesse caso, a eficiência econômica completa é alcançada, já que os recursos são alocados de modo que nenhuma realocação possa melhorar a situação de um indivíduo sem piorar a situação de outro. Em outras palavras, a eficiência econômica completa prevalece quando o ótimo de Pareto é alcançado (TISDELL, 2005).

No entanto, esse situação ideal de uma economia de mercado perfeita é baseada em hipóteses que originam um paradigma interessante mas que está sujeito a falhas de diversos tipos no mundo real (MUELLER, 2007; STERNER; CORIA, 2012). Deste modo, quando os mercados deixam de operar de maneira eficiente, ou seja, quando os preços inexistem ou falham em comunicar as preferências individuais de uma sociedade, temos uma situação chamada de falha de mercado (LANDELL-MILLS; PORRAS, 2002).

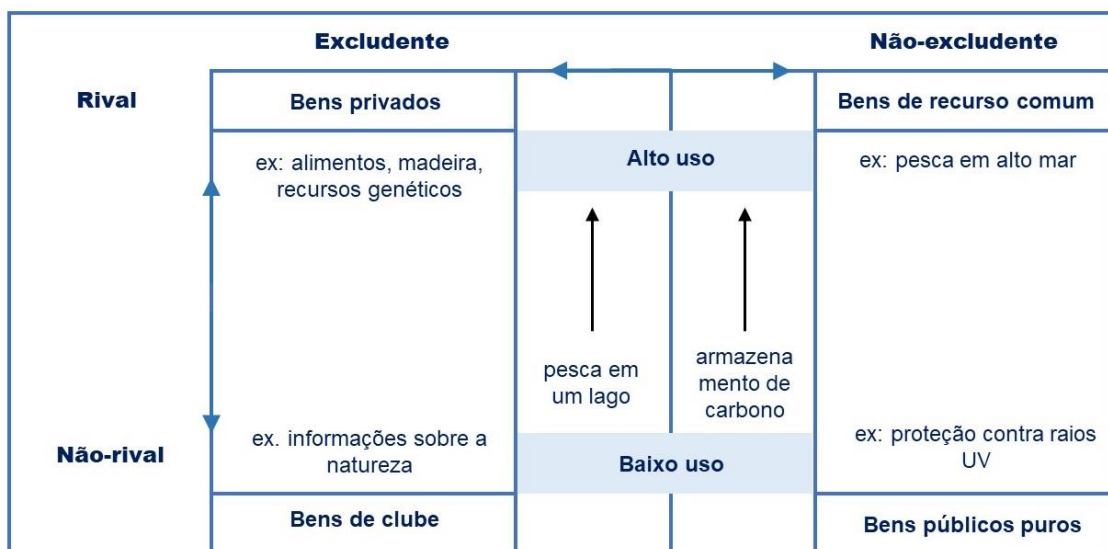
Fontes importantes de falha de mercado no uso e na conservação da natureza incluem: (1) a existência de bens públicos; (2) a presença de externalidades; (3) direitos de propriedade mal definidos; (4) a existência de bens de propriedade comum; (5) mercados incompletos; e (6) informações imperfeitas (ou assimétricas) (STERNER; CORIA, 2012; TISDELL, 2005).

1.4.1 Bens públicos puros, bens de clube e bens de propriedade comum

Bens privados possuem duas propriedades que os tornam apropriados para o mercado: são rivais e excludentes (FISHER; TURNER; MORLING, 2009). Rival significa que se uma pessoa consome determinado bem ou serviço, outra pessoa não pode consumi-lo. Excludente significa que as pessoas podem ser excluídas de seu consumo. Exemplos de bens e serviços provenientes dos ecossistemas que são considerados privados incluem alimentos, madeira e recursos medicinais, que são negociados em mercados convencionais (HALL; LIEBERMAN, 2002; PINDYCK; RUBINFELD, 2006).

Todavia, nem todos os bens e serviços ecossistêmicos são rivais e excludentes. De fato, existe um espectro de rival para não rival e de excludente para não excludente, conforme demonstrado na Figura 2. Alguns bens que são não rivais em baixos níveis de uso podem se tornar bens rivais em altos níveis de uso.

Figura 2. Classificação de bens e serviços de acordo com os critérios de rivalidade e excludibilidade.



Fonte: Adaptado de Fisher; Turner e Morling, 2009.

Os **bens de clube** são bens não-rivais mas excludentes. Por exemplo, as informações que obtemos da natureza (por exemplo, biomimética) não são rivais, pois se um indivíduo usa as informações, não haverá menos informações para outros indivíduos. No entanto, é impossível impedir o uso da informação por

meio de uma patente (FISHER; TURNER; MORLING, 2009). Outro conjunto de bens são **bens de propriedade comum**, que são rivais, mas não excludentes. Por exemplo, a pesca em alto mar é um exemplo, já que o uso da pesca deixa menos recursos disponíveis para outros indivíduos (rival), mas impedir o acesso em alto mar é impossível ou envolve altos custos (não excludente). Conseqüentemente, esses recursos tendem a ser utilizados em excesso (PINDYCK; RUBINFELD, 2006).

Finalmente, existem **bens públicos puros**, que são não-rivais e não-excludentes. Por exemplo, a capacidade da atmosfera (com suas interações bióticas e abióticas) de proteger as pessoas da radiação UV gera um benefício onde o uso de um indivíduo não impede o uso de outros indivíduos e não há como impedi-los de usá-lo (FISHER; TURNER; MORLING, 2009). Outros exemplos de bens públicos incluem o ar limpo e o valor de existência de uma espécie (STERNER; CORIA, 2012; TISDELL, 2005).

No caso dos bens públicos puros, em muitos casos, quando os direitos de propriedade não estão definidos de forma apropriada, não há possibilidade de excluir a ação de terceiros em determinado território. Assim, é comum haver o comportamento de pessoas que usufruem do bem sem arcar com seus custos (os chamados "*free-riders*"), o que estimula uma oferta do bem abaixo do ótimo social.

Deste modo, políticas públicas são necessárias para a regulação da oferta de serviços de bens públicos, para garantir que um bem público seja ofertado em uma quantidade na qual iguale o benefício marginal de demandá-lo com o custo marginal de ofertá-lo, seja por meio de financiamento/pagamento desse bem ou de coleta de tributos pelo seu uso (TISDELL, 2005). Assim, a intervenção do governo para conservar os ecossistemas pode ser necessária para aumentar a eficiência econômica⁴. Além disso, a intervenção estatal também pode ocorrer

⁴ Embora a intervenção do governo possa levar a uma melhoria social no caso das falhas de mercado, essa intervenção do governo nem sempre é eficaz devido aos custos de transação envolvidos na execução de políticas e ineficiências relacionadas a burocracias com excesso de pessoal, informações imperfeitas e baixos níveis de motivação e orçamento (LANDELL-MILLS; PORRAS, 2002). Assim, a mera existência de uma falha de mercado não garante automaticamente a implementação de uma determinada política, porque os custos de falhas de mercado devem ser ponderados em relação ao potencial de "falhas de política". Essa comparação deve ser realizada dentro do contexto específico da formulação geral de políticas no país e da economia a ser estudada (STERNER; CORIA, 2012).

para melhorar a distribuição de renda, diminuir riscos e incertezas e garantir a sustentabilidade. No entanto, isso será feito apenas se os custos da intervenção do governo não excederem os benefícios que serão obtidos (TISDELL, 2005).

No caso dos bens de recurso comum, o comportamento de carona também pode levar ao uso excessivo de recursos comuns, a menos que as instituições sejam fortes o suficiente para limitar o acesso dos usuários. (STERNER; CORIA, 2012). De fato, o fator determinante para o tipo de exploração (sustentável ou não) são as instituições sociais e as regras estabelecidas para o uso daqueles recursos (CIRIACY-WANTRUP, 1971).

Nesse contexto, Ostrom (1990) evidencia alguns exemplos ao longo da história onde a propriedade comum possibilitou um uso sustentável do recurso, no caso de adequados arranjos institucionais. A autora apresenta soluções alternativas à visão polarizada entre Estado e mercado, sustentando a hipótese de que a governança da comunidade pode ser um meio eficiente de gerir a utilização de propriedade (OSTROM, 1990; ROSENBERG, 2012). Por outro lado, em muitos casos a governança de recursos compartilhados falha em garantir a sustentabilidade dos recursos renováveis, como, por exemplo, no caso de uma comunidade local que não leva em consideração os impactos do uso dos recursos em outras comunidades (TISDELL, 2005).

1.4.2 Externalidades

Sem o direito de propriedade claramente definido e com alto custo de excluir um agente de exercer suas atividades, é comum que um agente tome decisões sem arcar com todas as consequências de suas ações, o que é definido como uma **externalidade** (TIETENBERG; LEWIS, 2015). Isso acontece por que existe uma diferença entre benefícios privados e sociais. Ou seja, valiosos serviços - como a regulação do clima e da qualidade da água; manutenção da biodiversidade e benefícios estéticos, recreacionais e culturais - são frequentemente externos aos mercados e, portanto, subestimados por decisões gerenciais que maximizam o lucro (ALSTON; ANDERSSON; SMITH, 2013; EUROPEAN COMMISSION, 2008; JACK; KOUSKY; SIMS, 2008).

De fato, a principal característica das externalidades é que há bens com os quais as pessoas se importam e que não são providos de forma eficiente pelo

mercado (VARIAN, 2006). Assim, as externalidades ocorrem quando custos são impostos a terceiros sem que sejam totalmente compensados ou quando os benefícios são recebidos por indivíduos que não pagam integralmente por eles (TISDELL, 2005). As externalidades podem ser positivas (no caso de ações que promovem aumento do bem-estar social por meio de ações privadas, como por exemplo, conservação de florestas) ou negativas (no caso de efeitos sociais negativos gerados por determinada atividade, como a poluição) (BERNARDO, 2017).

Como as externalidades não se refletem nos preços de mercado, elas podem se tornar uma causa de ineficiência econômica (PINDYCK; RUBINFELD, 2006). Esse é o caso de diversos serviços ecossistêmicos que não são transacionados no mercado e em muitos casos não possuem preço observável (LANDELL-MILLS; PORRAS, 2002; PETERSON et al., 2010). Por exemplo, os agricultores muitas vezes recebem poucos benefícios da proteção da floresta dentro de suas terras, especialmente quando comparados a usos alternativos da terra, como a conversão para terras agrícolas ou pastagens. Por outro lado, suas práticas de conservação geram benefícios sociais externos, como o controle da erosão e o sequestro de carbono (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008).

Uma intervenção governamental pode minimizar o problema das externalidades e aumentar a eficiência na provisão dos bens e serviços ecossistêmicos, na forma de regulamentação, impostos/subsídios, fortalecimento de direitos de propriedade, licenças negociáveis, facilitação de negociação privada, entre outros (TISDELL, 2005). Mueller (2007) divide essas intervenções em duas categorias principais de políticas ambientais: (1) **políticas de comando e controle**, apoiada em leis, decretos, tratados, etc e (2) **políticas de estímulo de mercado**, como, por exemplo, o tributo pigouviano e as licenças negociáveis.

Para solucionar o problema das externalidades, pode-se distinguir dois enfoques alternativos: o pigouviano e o coaseano. A proposta de taxação foi apresentada por Arthur Pigou (1932) e dominou o debate econômico sobre como o governo deveria agir para solucionar as falhas de mercado até a década de 1960 (ROSENBERG, 2012). Para esse autor, a melhor solução para internalizar externalidades era por meio de uma intervenção do Estado na economia, taxando as atividades que gerassem externalidades negativas (VARIAN, 2006).

Por outro lado, Coase (1960) criticou o tributo pigouviano, sugerindo que taxar o gerador da externalidade nem sempre é a solução mais eficiente. O teorema de Coase (1960) sugere que os proprietários poderiam alcançar uma solução ótima para o problema, ou seja, aquela que maximiza os ganhos sociais por meio de uma negociação privada (COASE, 1960). Sob essa perspectiva, se o custo de organizar a atividade econômica fosse baixo, os direitos de propriedade bem definidos e os agentes livres para negociar, os agentes só parariam de negociar quando atingissem uma alocação eficiente de recursos.

Por exemplo, se o problema envolve um gado que destrói a plantação do terreno vizinho, a construção de uma cerca na área de pecuária ou o abandono da área de cultivo poderiam ser soluções negociadas entre os proprietários, sem a necessidade de uma intervenção estatal (COASE, 1960). Essa ideia é criticada especialmente por que no caso de mercado amplo com muitos agentes envolvidos, a complexidade e os custos de negociação poderiam ser altos e afetariam o alcance de um resultado eficiente (HANLEY; SHOGREN; WHITE, 2007; PERMAN, 2003).

1.4.3 Direitos de propriedade incompletos

Hanley, Shogren e White (2007) reconhecem os direitos de propriedade bem definidos como condição para a existência de uma alocação eficiente de recursos. Um sistema de direito de propriedade, portanto, representa uma série de direitos (de propriedade privada ou coletiva) que define os privilégios e obrigações do proprietário para o uso do ativo ou recurso (HANLEY; SHOGREN; WHITE, 2007). Para serem caracterizados como “bem-definidos”, esses direitos de propriedade devem: (i) estar totalmente atribuídos aos agentes (privados ou coletivos); (ii) garantir os custos e benefícios do uso dos recursos exclusivamente aos proprietários; (iii) ser transferíveis de um proprietário para o outro de forma voluntária; e (iv) estar seguros contra invasões e confisco (CIRIACY-WANTRUP, 1971; HANLEY; SHOGREN; WHITE, 2007).

Em muitos casos, externalidades podem ser vistas como conseqüências de **direitos de propriedade incompletos**. Por exemplo, práticas agrícolas inadequadas podem gerar erosão do solo, causando prejuízo à água coletada pelos proprietários vizinhos à justante. Se os proprietários à justante tivessem

direito à água limpa, esses proprietários poderiam processar aqueles que causaram a erosão do solo e assim internalizar os efeitos (STERNER; CORIA, 2012). De fato, em muitos casos é difícil atribuir direitos de propriedade bem definidos a atributos ambientais como ar limpo. Outra dificuldade está em estabelecer nitidamente os responsáveis e os prejudicados pela poluição (MUELLER, 2007).

1.4.4 Informação assimétrica

Em muitos casos, o comprador e o vendedor possuem informações diferentes sobre uma transação, gerando uma falha de mercado conhecida como “informação assimétrica” (PINDYCK; RUBINFELD, 2006). Nesse caso, um agente econômico possui uma informação de interesse de outro agente, mas não tem incentivos para comunicá-la (VARIAN, 2006), o que pode afetar o nível de demanda e oferta e gerar uma quantidade produzida abaixo do ótimo de mercado.

A assimetria de informações pode causar duas falhas de mercado distintas, conhecidas como **seleção adversa** e **risco moral** (FERRARO, 2008). No caso da **seleção adversa**, a omissão se dá antes da realização da transação, de maneira que a informação negligenciada, embora seja de importância fundamental, não é considerada no fechamento do acordo (ROSENBERG, 2012, p. 30).

Por exemplo, consumidores podem estar poucos dispostos a pagar um preço adicional por um produto orgânico, já que eles não têm certeza se, de fato, trata-se de um produto orgânico. Como resultado, tanto o lucro como a quantidade produzida estariam em nível ineficientemente baixo (TIETENBERG; LEWIS, 2015). Uma solução potencial para esse exemplo de seleção adversa seria dispor de um mecanismo de certificação para que o consumidor tivesse informações mais confiáveis sobre a procedência dos produtos (HANLEY; SHOGREN; WHITE, 2007).

Já o **risco moral** surge após a realização da transação. Nesse caso, um agente econômico pode se beneficiar da ausência de verificação de conformidade do contrato, e tentar maximizar sua utilidade evitando o cumprimento de suas responsabilidades contratuais (FERRARO, 2008).

A compreensão das assimetrias de informação não apenas auxilia a projetar instrumentos de política para resolver as dificuldades de monitoramento; também está no cerne do dilema mais essencial: como promover objetivos sociais, como a equidade, sem destruir os incentivos ao trabalho e à eficiência (STERNER; CORIA, 2012) Como os formuladores de políticas não possuem dados confiáveis sobre danos causados pela poluição e custos de redução, por exemplo, eles não podem elaborar políticas que sejam ao mesmo tempo eficientes (no que diz respeito à alocação de recursos) e justas (no compartilhamento dos encargos de todos os custos envolvidos).

Se os gestores políticos precisam da cooperação de indivíduos que têm informações “privilegiadas”, eles devem aceitar que esses indivíduos possam ganhar algo em troca da divulgação de informações (STERNER; CORIA, 2012). As implicações dessa falha para a gestão adequada dos serviços ecossistêmicos e serviços ambientais será discutida com mais detalhes nos Capítulos 2 e 4.

1.5 PAGAMENTO POR SERVIÇOS AMBIENTAIS: DEFINIÇÕES E CONCEITOS

Uma das possibilidades para solucionar a questão das externalidades e dos bens públicos é compensar os proprietários rurais pelos serviços ambientais fornecidos. Sob essa perspectiva, o pagamento por serviços ambientais (PSA) surge como uma das alternativas de políticas públicas possíveis para realinhar os benefícios sociais e privados resultantes de decisões relacionadas ao uso da terra, por meio de um incentivo de mercado para a manutenção privada de recursos naturais (ALSTON; ANDERSSON; SMITH; JACK; KOUSKY; SIMS, 2008).

De fato, muitos países tem desenvolvido programas de PSA em diferentes escalas para atingir uma variedade de serviços ecossistêmicos, incluindo serviços relacionados à água, seqüestro de carbono e biodiversidade (ALIX-GARCIA; SHAPIRO; SIMS, 2012; LIU et al., 2008; PAGIOLA, 2008; SIMS et al., 2014).

A ideia central do PSA é que beneficiários externos façam pagamentos diretos, voluntários, contratuais e condicionais aos proprietários de terras e usuários locais em troca da adoção de práticas que garantam a conservação e

a restauração do ecossistema (WUNDER, 2005, 2015). Ou seja, que paguem pelos serviços ambientais desses proprietários.

A partir dessa definição, o mecanismo de PSA pode ser classificado como uma aplicação do Teorema de Coase (PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010), segundo o qual transações voluntárias de mercado entre os atores sociais levam a uma alocação ótima de recursos, desde que os custos de transação sejam baixos e os direitos de propriedade estejam claramente definidos. Assim, o papel do governo se restringiria à alocação inicial de direitos de propriedade e a garantia de um ambiente legal onde os direitos de propriedade sejam exequíveis (COASE, 1960).

Na prática, no entanto, existem poucos exemplos de PSA em conformidade com o conceito teórico desenvolvido na literatura (LANDELL-MILLS; PORRAS, 2002; SCHOMERS; MATZDORF, 2013). Sob essa perspectiva, diversos autores afirmam a implementação do PSA tem se desviado substancialmente dos princípios baseados no mercado e poucos mecanismos podem ser considerados mercados puros (FLETCHER; BREITLING, 2012; MURADIAN et al., 2013). De fato, em vários casos o PSA se aproxima mais de um subsídio ambiental aos provedores de serviços ambientais, com recursos provenientes de taxas ou tarifas (ENGEL, 2016).

Desta forma, dois tipos básicos de PSA podem ser distinguidos. O primeiro tipo é o PSA coaseano, que resulta de uma negociação direta entre beneficiários e provedores de serviços ambientais. Um exemplo é o da empresa de engarrafamento de água Vittel (“o beneficiário”) que paga aos agricultores próximos (“os fornecedores”) pela adoção de práticas agrícolas que reduzem a poluição por nitratos. As condições para uma negociação coaseana entre os provedores e os beneficiários de serviços ambientais são frequentemente violadas na prática, porque os serviços são frequentemente bens públicos e os custos de transação das negociações podem ser altos (TACCONI, 2012).

Já o segundo tipo é o PSA pigouviano. Esse se assemelha a um subsídio ambiental, onde os pagamentos são feitos por um agência governamental com orçamento público (ENGEL, 2016). Alguns exemplos de PSA que se enquadram

nessa categoria incluem esquemas nacionais de PSA implementados na Costa Rica, México, Estados Unidos e China⁵ (SCHOMERS; MATZDORF, 2013).

Muitos esquemas de PSA existentes representam híbridos dos dois tipos. Consequentemente, a maioria dos programas de PSA envolve atores de terceiros (por exemplo, governos, organizações internacionais, ONGs ou desenvolvedores de projetos de carbono) (ENGEL, 2016). O financiamento do setor privado é promissor apenas se houver poucos beneficiários com uma grande proporção de benefícios totais relativamente altos (como no exemplo da empresa Vittel), os beneficiários estiverem bem organizados (por exemplo, associações de usuários de água) ou quando políticas complementares criarem uma demanda por prestação de serviços (por exemplo, por meio de limites para emissões de carbono ou requisitos de compensação da biodiversidade) (ENGEL, 2016).

Desta forma, existe uma clara divisão na literatura científica correlata ao tema, entre autores que defendem uma visão mais estreita do conceito de PSA e uma visão mais ampla, que abarca um maior número de experiências práticas (ROSA DA CONCEIÇÃO; BÖRNER; WUNDER, 2015; SCHOMERS; MATZDORF, 2013).

A primeira ressalta o PSA como um instrumento de mercado voluntário, e busca identificar as condições para que as intervenções sejam eficientes e destacar os princípios para um desenho ótimo. Segundo essa visão, a escolha de uma definição mais estrita procede da tentativa de identificar o instrumento como sendo algo diferente dos instrumentos já existentes até então.

Sob essa perspectiva, defende-se a utilidade de compreender os diferentes graus de conformidade entre a definição teórica e a implementação do instrumento, de forma a indicar até que ponto esses casos realmente representam o princípio de PSA subjacente, além de permitir comparação entre eles (KARSENTY; EZZINE-DE-BLAS, 2016; WUNDER, 2005, 2013).

⁵ O Brasil ainda não possui uma regulamentação do PSA em nível nacional. No entanto, o Plenário da Câmara dos Deputados aprovou recentemente o Projeto de Lei n° 312/15, do deputado Rubens Bueno (Cidadania-PR), que cria a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA) e institui o Cadastro Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (CNPSA) e o Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais (PFPSA). O Projeto de Lei está atualmente em tramitação no Senado (BRASIL, 2019). Uma breve análise do teor desse Projeto de Lei está disponível no Apêndice B.

Já a segunda crítica a visão de que o PSA seria um instrumento de mercado e propõe definições mais amplas que reforçam as dimensões institucionais e sociais envolvidas na implementação do instrumento (MURADIAN et al., 2010). Segundo essa visão, a maioria dos esquemas de PSA não preenche os critérios rígidos que definem, principalmente devido às complexidades inerentes dos sistemas socioecológicos e a custos de transação significativos.

Ainda, ressaltam os efeitos que os pagamentos podem ter na indução de mudanças comportamentais, podendo, em alguns casos, excluir as motivações intrínsecas, sociais e éticas para realizar uma atividade de conservação dos ecossistemas naturais (CORBERA; BROWN; ADGER, 2007; MURADIAN et al., 2013; PASCUAL et al., 2010).

1.6 COMENTÁRIOS CONCLUSIVOS

Ecossistemas naturais desempenham um papel essencial na regulação e manutenção de processos e funções que sustentam a vida humana, gerando benefícios à sociedade que são chamados “serviços ecossistêmicos” (DAILY, 1997; DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002). A partir do final da década de 90 e início dos anos 2000, o conceito de serviços ecossistêmicos foi gradualmente sendo incorporado na agenda política e uma série de iniciativas surgiram com o objetivo de avaliar as mudanças nos ecossistemas e incorporá-los em processos de tomada de decisão.

Portanto, o tipo, a qualidade e a quantidade de serviços fornecidos por um ecossistema são afetados pelas decisões dos usuários sobre os recursos naturais. Nesse sentido, serviços ambientais são os serviços prestados por indivíduos para a manutenção ou a melhoria de um dado serviço ecossistêmico (KANDZIORA; BURKHARD; MÜLLER, 2013; KARSENTY; EZZINE-DE-BLAS, 2016)

Assim, a rápida degradação dos ecossistemas pode, em parte, ser explicada pelo fato de que muitos dos serviços ambientais não recebem um valor econômico e estão frequentemente sujeitos às chamadas “falhas de mercado”. Deste modo, compreender as características associadas a esses serviços é fundamental para avaliar, gerenciar, manter ou restaurar os serviços

ecossistêmicos (FISHER; TURNER; MORLING, 2009). Dentre as principais falhas de mercado que influenciam a provisão ótima de serviços ambientais, estão: bens públicos, externalidades, direitos de propriedade incompletos e informações assimétricas.

Nesse contexto, o pagamento por serviços ambientais surge como uma das soluções possíveis para solucionar as falhas de mercado associadas a provisão desses serviços, por meio de pagamentos diretos, voluntários, contratuais e condicionais de beneficiários externos aos proprietários de terras e usuários locais em troca da adoção de práticas que garantam a conservação e a restauração do ecossistema. Esse conceito surgiu como uma aplicação básica do Teorema de Coase

No entanto, na prática, existem poucos exemplos de PSA em conformidade com o conceito “coaseano”, e, em vários casos o PSA se aproxima mais de um subsídio ambiental aos provedores de serviços ambientais, ou um híbrido dos dois tipos. Essas diferenças geraram uma divisão na literatura sobre um tema, onde alguns autores defendem uma visão mais estreita do conceito de PSA, buscando identificar condições para um desenho ótimo. Outros autores defendem uma visão mais ampla, apresentando a crítica de que o PSA não seria um instrumento de mercado e propondo definições que reforçam as dimensões institucionais e sociais envolvidas na implementação do instrumento.

CAPÍTULO 2 AVALIAÇÃO DE EFICÁCIA E ADICIONALIDADE EM PROGRAMAS DE PSA

2.1 AVALIAÇÕES DE EFICÁCIA EM PROGRAMAS DE PSA

No início de sua implementação, o PSA foi considerado uma inovação importante porque lidava diretamente com a realidade de que a conservação está longe de ser sempre uma situação “ganha-ganha”. De fato, em muitos casos, as atividades desejáveis do ponto de vista da sociedade são pouco atraentes para os agricultores, madeireiros, pescadores e outros atores que gerenciam os ecossistemas diretamente.

Nesse contexto, esse instrumento de mercado pretende abordar interesses conflitantes por meio de compensações, o que pode ser uma maneira mais eficiente⁶ de alcançar a conservação quando comparadas à alternativas de comando e controle (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; WUNDER, 2007; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008). No entanto, apesar de ter se tornado globalmente uma estratégia complementar às estratégias de conservação existentes, como áreas protegidas (KARSENTY; EZZINE-DE-BLAS, 2016; SCHOMERS; MATZDORF, 2013), em muitos casos a contribuição efetiva do PSA para a conservação dos ecossistemas é desconhecida (PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010).

De fato, apesar de uma aplicação extensiva do instrumento nas últimas décadas – que representa mais de 550 programas ativos em todo o mundo e estimados US\$ 36 a US\$ 42 bilhões em transações anuais (SALZMAN et al., 2018) - evidências empíricas sobre a sua eficácia são escassas, devido à

⁶ Uma alocação eficiente de recursos ocorre quando nenhum indivíduo consegue aumentar seu bem-estar sem que seja reduzido o bem-estar de outro indivíduo (PINDYCK; RUBINFELD, 2006). Uma política, programa ou projeto é ótimo ou eficiente em um sentido econômico, se maximizar os benefícios líquidos para a sociedade. Assim, para ser considerado eficiente em um sentido estrito, um programa de PSA precisaria direcionar seus fundos para que o valor presente líquido das mudanças resultantes em todos os fluxos de serviços ecossistêmicos fosse maximizado para o orçamento dado. Tal maximização exigiria levar em conta as mudanças no bem-estar associadas a todos os serviços ecossistêmicos afetados pelo programa de PSA, não apenas aqueles associados ao (s) serviço (s) alvo (s). Em um sentido menos estrito, a eficiência poderia ser definida em relação a apenas o valor (líquido presente) das mudanças no (s) serviço (s) específico (s) cuja provisão o programa procura promover. Neste caso, no entanto, deve-se ser explícito sobre este foco seletivo, a fim de evitar interpretações enganosas e se referir ao programa como eficiente com relação a esse serviço específico, em vez de simplesmente “eficiente” (KROEGER, 2013).

ausência de rigorosas avaliações de impacto (ARMSWORTH et al., 2012; BÖRNER et al., 2017; ENGEL, 2016; EZZINE-DE-BLAS et al., 2016; NAEEM et al., 2015).

Um dos desafios das avaliações de eficácia do PSA é diferenciar resultados gerados a partir das ações do programa dos resultados gerados por outros fatores (ex.: legislação ambiental, padrões de crescimento econômico e de uso dos recursos naturais) (LE VELLY; DUTILLY, 2016). Deste modo, para distinguir os resultados causados pelas intervenções do PSA dentre outros fatores, é necessário utilizar uma abordagem contrafactual capaz de inferir causalidade às intervenções (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; LE VELLY; DUTILLY, 2016; WUNDER, 2015).

Assim, a **eficácia ambiental** é definida como a mudança na provisão dos serviços induzidos pelo programa, comparado a um evento contrafactual não observado, ou seja, o que aconteceria na ausência da intervenção do PSA (BÖRNER et al., 2017; PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010). Já a medida de **custo-eficácia**⁷ leva em conta os custos e impactos de diferentes alternativas, possibilitando escolher aquelas que fornecem os melhores resultados para determinado orçamento ou que minimiza os custos para determinado objetivo (LEVIN, 1983). Em outras palavras, para ser custo-eficaz, uma política deve alcançar o mesmo nível de benefícios ambientais a um custo menor do que políticas alternativas.

Ferraro e Pattanayak (2006) apontam para o problema básico na avaliação do sucesso de programas que não possuem um contrafactual, comparando um resultado entre as propriedades que participam de um esquema e as que não participam. Como a participação não é aleatoriamente designada entre as propriedades, os fatores que determinam se um proprietário decide participar de um PSA também podem determinar o resultado do interesse. Por exemplo, se uma floresta estiver longe de estradas e em encostas íngremes, é improvável que seja adequada para a conversão na agricultura. Isso pode

⁷ Isso contrasta com uma solução economicamente eficiente, já que, embora a eficiência maximize o bem-estar social relacionado ao objetivo de conservação, em muitos casos os orçamentos limitados impedem uma política totalmente eficiente (BÖRNER et al., 2017; DUKE; DUNDAS; MESSER, 2013; LEWIS et al., 2011). Ou seja, embora um programa eficiente seja sempre custo-eficaz, um programa custo-eficaz não é necessariamente eficiente (KROEGER, 2013).

determinar se o proprietário se inscreve no PSA e também se a floresta seria derrubada na ausência do programa. Assim, uma comparação das taxas médias de desmatamento dentro e fora do esquema de PSA, sem um grupo controle, produz uma estimativa tendenciosa do efeito do tratamento " participar de um PSA " devido a esse problema de endogeneidade (FERRARO; PATTANAYAK, 2006; HANLEY; WHITE, 2014).

No entanto, poucas avaliações de impacto de PSA incorporam esse tipo de abordagem contrafactual e *ex-ante* (PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010; SALZMAN et al., 2018; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008). Por exemplo, Börner e colaboradores (2017) sintetizaram estudos sobre a eficácia dos pagamentos por serviços ambientais para alcançar objetivos ambientais e descobriram que poucas avaliações de impacto baseadas em contrafactual foram realizadas, concentrados em um pequeno número de países (ex: Costa Rica, México).

Ademais, Calvet-Mir e colaboradores (2015) e Grima e colaboradores (2016) analisaram avaliações de impacto em diferentes regiões do mundo e verificaram que poucos estudos usaram grupos de controle de áreas não-participantes do PSA para explicar fatores biofísicos, socioeconômicos, políticos ou institucionais que podem estar influenciando o desempenho do PSA. Isso dificulta a avaliação da adicionalidade, ou seja, o resultado de um programa além do que teria ocorrido na sua ausência (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; PAGIOLA; HONEY-ROSÉS; FREIRE-GONZÁLEZ, 2016).

Deste modo, embora os estudos de caso ilustrem muitos aspectos promissores do PSA, ainda não se compreende completamente as condições sob as quais o PSA tem impactos ambientais positivos ou sua relação custo-benefício (PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010). Alternativamente, se mais programas de PSA fossem planejados no início com a intenção de avaliar sua eficácia, com uma documentação cuidadosa do contexto e dos elementos do projeto, o conhecimento sobre programas eficazes de PSA seria ampliado e organizações governamentais e não-governamentais poderiam usar os resultados das avaliações para focar seus orçamentos limitados nos programas mais eficazes (BÖRNER et al., 2016; FERRARO; PATTANAYAK, 2006; PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010).

2.2 ADICIONALIDADE, SELEÇÃO ADVERSA E COMPENSAÇÃO EXAGERADA

Em muitos casos, as avaliações existentes apontam que programas de PSA não geram benefícios ambientais adicionais porque estão pagando aos proprietários de terra que teriam mantido a terra na floresta mesmo na ausência de pagamentos (ALIX-GARCIA; SHAPIRO; SIMS, 2012; ARRIAGADA et al., 2009). Um dos principais motivos da baixa adicionalidade em programas de PSA é o problema da seleção adversa⁸, onde, devido à natureza voluntária do programa, potenciais beneficiários que teriam cumprido as condições do programa mesmo na ausência de pagamentos tendem a solicitar primeiro a entrada no PSA, já que seu custo de oportunidade é zero (WUNDER et al., 2018).

De fato, seleção adversa de participantes entre os provedores de serviços ambientais é uma das principais fontes de ineficácia na implementação do PSA. Esse fenômeno ocorre como resultado de uma assimetria básica de informações: os implementadores do programa normalmente não sabem se os participantes potenciais do PSA protegerão ou melhorarão os serviços ecossistêmicos na ausência de pagamentos (BÖRNER et al., 2017; ROSA DA CONCEIÇÃO; BÖRNER; WUNDER, 2015).

A prevalência de seleção adversa em PSA provavelmente será especialmente severa em contextos onde as condições de cumprimento pré-programa de pagamento já são altas, onde os pagamentos são insuficientes para cobrir os custos de cumprimento (ou seja, devido a baixos pagamentos e alta custos de oportunidade e transação)⁹, e onde as taxas de adesão do programa são baixas (BÖRNER et al., 2017, p. 362).

Além disso, proprietários de terra têm mais informação do que os compradores sobre os custos marginais de provisão de serviços ambientais. Essas informações são difíceis de serem observadas pelo governo ou por outros

⁸ Esse conceito foi abordado no Capítulo 1.

⁹ Segundo Wunder (2005), o PSA tenderá a induzir o comportamento eficaz de forma desejada na faixa intermediária de atividades, marginalmente mais lucrativas do que o uso da terra desejado. Para atividades menos lucrativas, é provável que o PSA seja irrelevante; para atividades substancialmente mais lucrativas, o financiamento finito tende a ficar aquém da compensação necessária.

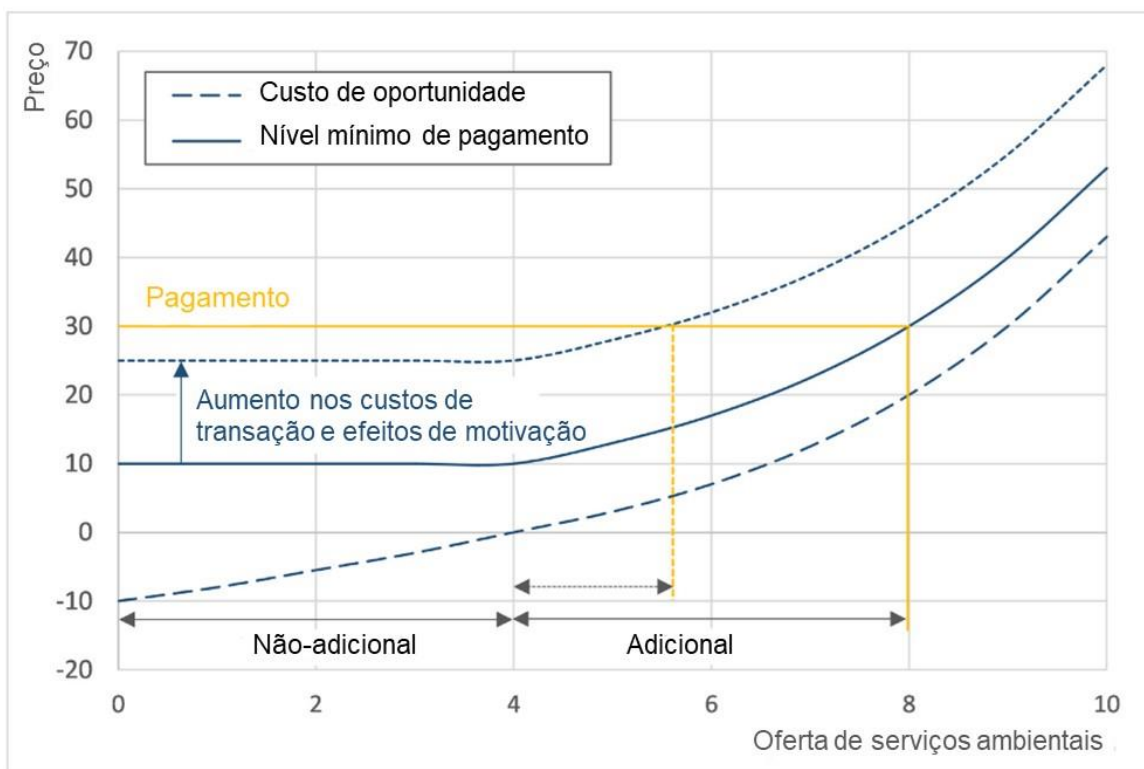
compradores, pois dependem de uma grande variedade de proprietários e características da terra (HANLEY; WHITE, 2014). Essa assimetria de informação pode levar a equilíbrios ineficientes, por exemplo, a pagamentos muito altos (PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010). Essa “compensação exagerada”, pode minar a adicionalidade, uma vez que significará perder os prestadores de serviços ambientais na margem, que são precisamente aqueles com maior probabilidade de oferecer conformidade adicional (BÖRNER et al., 2017).

Börner e colaboradores (2017) apresentam um caso hipotético de curva de oferta de serviços ambientais (Figura 3) onde a linha tracejada representa os custos de oportunidade do fornecimento de serviços ambientais e a linha sólida representa a mínima disposição a receber para participar em um programa de PSA. A última é igual à soma, entre outros, de custos de oportunidade, custos de transação e motivação intrínseca à provisão de serviços ambientais - nesse caso, presume-se aqui que os dois últimos sejam constantes entre os provedores de serviços ambientais. Para um determinado nível de pagamento do PSA (linha amarela), obtém-se um determinado nível de adicionalidade (representado pela parcela de provedores de serviços ambientais com um custo de oportunidade acima de zero). Qualquer fator que aumente o nível mínimo de pagamento aceitável (linha pontilhada) afetará negativamente a adicionalidade do PSA.

Além disso, o próprio programa de PSA pode reforçar ou diminuir as motivações intrínsecas pré-existentes para conservação¹⁰ ou provisão de serviços ambientais (um fenômeno comumente denominado "*crowding-in*" e "*crowding-out*", respectivamente) (BÖRNER et al., 2017; FLETCHER; BREITLING, 2012).

¹⁰ A motivação intrínseca refere-se a fazer uma atividade para a satisfação inerente que ela traz, o que significa que um indivíduo é movido a agir pela diversão ou pelo desafio envolvido ou por convicção pessoal. Por exemplo, a decisão de conservar determinada área pode ser motivada pelo compromisso moral das pessoas com a conservação da natureza (RODE; GÓMEZ-BAGGETHUN; KRAUSE, 2015).

Figura 3. Curva de custo de oportunidade e curva de oferta de serviços ambientais em caso hipotético.



Fonte: Extraído de Borner e colaboradores (2017).

2.3 AVALIAÇÕES DE IMPACTO DE PROGRAMAS DE PSA E SEUS RESULTADOS

Os esforços realizados para avaliar a adicionalidade nos programas de PSA estão focados em países em desenvolvimento que iniciaram a implementação deste instrumento há mais tempo. Vários destes estudos foram realizados na Costa Rica, por exemplo, com resultados muito divergentes, variando de praticamente nenhum impacto do PSA sobre o desmatamento a um aumento de 10% na cobertura florestal primária (WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008).

Por exemplo, Sanchez-Azofeifa, Pfaff, Robalino e Boomhower (2007) publicaram uma das primeiras avaliações quantitativas do programa nacional de PSA da Costa Rica. Os autores encontraram pouco impacto do programa e concluíram que a queda observada nas taxas de desmatamento provavelmente seria atribuída a outras iniciativas de conservação – como a restrição legal de desmatamento, e não ao PSA. Eles também sugeriram que a seleção adversa

levou à matrícula de terras com baixos custos de oportunidade de conservação em que o desmatamento era improvável; uma ideia que outros estudos sobre o programa confirmaram (ARRIAGADA et al., 2009; SÁNCHEZ-AZOFEIFA et al., 2007).

Alix-Garcia e colaboradores (2012) realizaram um estudo baseado em contrafactual para avaliar o impacto do programa nacional de PSA no México. O estudo constatou que as taxas de desmatamento foram 50% menores nas parcelas inscritas, mas que as taxas de desmatamento já eram baixas, o que sugeriu que a adicionalidade potencial do programa era limitada (ALIX-GARCIA; SHAPIRO; SIMS, 2012; ARRIAGADA et al., 2009; BÖRNER et al., 2017; ENGEL, 2016). Ademais, Chen e colaboradores (2010) mostraram que cerca de 78% das terras de um dos maiores programas de PSA do mundo - o Programa de Conversão de Terras Inclinadas da China - não seriam convertidos para usos agrícolas mesmo após o vencimento dos contratos, indicando uma ausência de adicionalidade (CHEN et al., 2010).

De modo geral, avaliações empíricas sugerem que a maioria dos programas de PSA em escala nacional, liderados pelo governo, ainda precisam demonstrar efeitos substanciais de conservação e, em muitos casos, não adotam características de projeto orientadas para a eficácia (ALIX-GARCIA; SHAPIRO; SIMS, 2012; COSTEDOAT et al., 2015; PAGIOLA, 2008; ROSA DA CONCEIÇÃO; BÖRNER; WUNDER, 2015).

No entanto, apesar da baixa efetividade no nível nacional, os esquemas de PSA podem ser efetivos em escala local. Avaliando um programa de PSA da biodiversidade no estado de Chiapas, no México, onde a pressão sobre os recursos florestais é historicamente alta, Costedoat e colaboradores (2015) constataram que, durante o período de 2007-2013, os pagamentos evitavam de 12 a 15% de perda de cobertura florestal nas comunidades de PSA participantes.

Da mesma forma, Honey-Rosés, Baylis e Ramirez (2011), descobriram que as restrições legais ao uso florestal combinadas com um PSA para a conservação florestal na Reserva da Biosfera Borboleta-Monarca, uma área com taxas relativamente altas de desmatamento na região central do México levam a uma perda e degradação florestal significativamente menor.

Ruggiero e colaboradores (2019) avaliaram a capacidade de dois programas de PSA locais de promover a conservação de florestas nativas na

Mata Atlântica brasileira. Utilizando uma abordagem contrafactual, os autores estimaram a cobertura florestal nas propriedades controle e integrantes do programa antes e após a implementação do PSA. O resultado foi um efeito positivo na cobertura florestal, com a inscrição no PSA por um período de cinco anos associado a 2,8 a 5,6% adicionais da cobertura da área agrícola na Mata Atlântica nativa, por meio da regeneração florestal. Embora positivo, o impacto relativamente lento do PSA sugere que os gestores ambientais não devem contar exclusivamente com o mecanismo do PSA para alcançar metas de conservação (RUGGIERO et al., 2019).

Uma lição que pode ser extraída desta literatura é que é difícil para um programa de desmatamento evitado ter um impacto na ausência de risco de desmatamento (ALIX-GARCIA; WOLFF, 2014). Isso ocorre porque, nesse caso, existe uma baixa probabilidade de não fornecer o serviço ambiental no caso de ausência de pagamento (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008).

Além disso, algumas das avaliações evidenciam que muitos esquemas de PSA são baseados em fundamentos científicos fracos (WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008). Por exemplo, Naeem e co-autores (2015) constataram que dos 118 projetos avaliados, 60% não apresentavam princípios científicos básicos para a implementação do instrumento. Ezzine-de-Blas (2016) avaliou 55 programas de PSA e constatou que poucos se encaixam nos critérios estabelecidos por Wunder (2005). Como resultado, poucos projetos abordam adequadamente a fase de desenho e avaliação desses programas, o que pode reduzir substancialmente o potencial de geração de benefícios ambientais. (ENGEL, 2016; NAEEM et al., 2015; SALZMAN et al., 2018).

Ademais, Wunder, Engel e Pagiola (2008) observaram que o desenho e o desempenho do programa geralmente diferem entre iniciativas financiadas pelo usuário e lideradas pelo governo. Os programas financiados pelos usuários, caracterizados por uma escala menor e um enfoque único de serviço ambiental, geralmente eram mais adaptados às necessidades locais e possuíam critérios de seleção de áreas e regras de condicionalidade mais fortes, sugerindo uma maior eficácia quando comparados aos programas de governo (WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008). Por outro lado, muitos programas de PSA financiados pelo governo têm objetivos vagos, oferecem baixos níveis de adicionalidade e

são ineficazes, sofrendo de problemas de seleção adversa (HANLEY; WHITE, 2014).

No entanto, essa literatura ainda não representa uma base ampla de evidências sistemáticas, já que existe uma grande diferença na qualidade e disponibilidade de dados em iniciativas de PSA. Além disso, o conjunto existente de estudos provavelmente está inclinado ao pequeno número de esquemas que estão em operação por tempo suficiente para produzir resultados mensuráveis (BÖRNER et al., 2016). À medida que o número de iniciativas aumenta, juntamente com a coleta de dados padronizados sobre contextos de implementação, *design* de esquemas e indicadores de resultados iniciais, essas revisões podem se tornar ferramentas ainda mais poderosas para o aconselhamento de políticas, adotando padrões de meta-análise mais rigorosos (EZZINE-DE-BLAS et al., 2016).

2.4 INCORPORAÇÃO DE INFORMAÇÕES ESPACIAIS E A EFICÁCIA DO PSA

A literatura recente mostra que considerar informações espaciais ao planejar e implementar esquemas de PSA pode influenciar positivamente a adicionalidade e melhorar a eficácia ambiental. De fato, diversas abordagens têm sido utilizadas para investigar aspectos espaciais de PSA, enfatizando a oferta e demanda variável de serviços ambientais que podem ocorrer nas diferentes áreas (CHEN et al., 2010; DE VALCK; ROLFE, 2018; DUKE et al., 2014; MOKONDOKO et al., 2018; WÜNSCHER; ENGEL, 2012). As observações dessa literatura frequentemente se assemelham às aquelas do trabalho dedicado ao planejamento espacial da conservação, enfatizando a relevância das considerações espaciais para melhorar os processos decisórios e influenciar os resultados em termos de custo-eficácia (BALL; POSSINGHAM; WATTS, 2009; BÖRNER et al., 2016; MARGULES; PRESSEY, 2000; WUNDER et al., 2018).

Por exemplo, uma das recomendações para melhoria no desenho do PSA na literatura é considerar heterogeneidades espaciais para estabelecer prioridades para os contratos. Os orçamentos geralmente são muito escassos para inscrever todos os potenciais fornecedores de serviços ambientais em um esquema. Assim, pode-se priorizar investir em áreas que possuem alta

densidade de serviços ecossistêmicos, utilizando critérios geográficos como inclinação ou proximidade à uma fonte de água (WÜNSCHER; ENGEL, 2012).

Ademais, as áreas também podem diferir significativamente no grau em que os ecossistemas provedores dos serviços estão ameaçados. Assim, a seleção das áreas pode ser realizada com base na probabilidade esperada de desmatamento ou outras estimativas mais aproximadas de áreas sob ameaça (EZZINE-DE-BLAS et al., 2016). Combinados, esses dados provavelmente fornecem benefícios ambientais adicionais, comparado com, por exemplo, uma seleção aleatória de participantes, que poderia levar a perdas em termos de eficácia (WUNDER et al., 2018; WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2008).

Além disso, ajustar o pagamento de acordo com os diferentes custos de oportunidade de provisão de serviços ecossistêmicos – por meio de pagamentos diferenciados - pode promover ganhos de eficiência e eficácia substanciais, reduzindo os efeitos causados por pagamentos elevados (ENGEL, 2016). Essas estratégias de aumento de eficácia em programas de PSA serão detalhadas no Capítulo 4.

2.5 COMENTÁRIOS CONCLUSIVOS

Apesar da ampla disseminação do PSA nos últimos anos, evidências de seu impacto na conservação de ecossistemas ainda são escassas e inconclusivas. Muitas avaliações de impacto não são implementadas de maneira rigorosa, dificultando a avaliação da eficácia e da adicionalidade do instrumento. Além disso, diversas avaliações apontam para a falta de adicionalidade de programas de PSA, que estão pagando aos proprietários de terra que teriam mantido a terra na cobertura original mesmo na ausência de pagamentos, o que se deve em parte ao problema da seleção adversa. Ademais, a assimetria de informação sobre os custos de provisão dos serviços ambientais também pode levar a um pagamento elevado, o que pode comprometer a adicionalidade do programa.

Essas deficiências e a escassez de avaliações de impacto rigorosas levaram alguns observadores a advertir contra uma expansão muito rápida do PSA, sem que tenhamos uma sólida base de conhecimento sobre o que funciona e o que não funciona (WUNDER; NELSON; NIKOLAKIS, 2014). Desta forma,

essa é uma área na qual pesquisas adicionais são necessárias - idealmente com medidas de monitoramento adequadas incorporadas no projeto do programa de PSA desde o início (WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008).

As avaliações do PSA em condições de altos níveis de cumprimento pré-programa e potencial para seleção adversa (ex.: PSA nacionais da Costa Rica e México) exibem baixos níveis de eficácia. No entanto, em contextos de alta ameaça aos ecossistemas e baixo nível de cumprimento pré-programa, iniciativas subnacionais e locais de PSA podem ser eficazes (por exemplo, Chiapas e Reserva da Biosfera da Borboleta Monarca) (BÖRNER et al., 2017). Ademais, em alguns casos foi demonstrado que programas financiados pelos usuários seriam mais eficazes quando comparados aos programas de governo (WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008).

Por fim, utilizar informações espaciais sobre densidade de serviços ecossistêmicos, taxas de desmatamento e outras estimativas sobre ameaça pode resultar em benefícios ambientais adicionais e ganhos de eficácia. Ademais, ajustar os pagamento de acordo com diferentes custos de oportunidade pode ser uma estratégia promissora para promover eficácia e reduzir os efeitos causados pela compensação exagerada.

CAPÍTULO 3 DIMENSÃO ESPACIAL DO PSA: UMA ESTRATÉGIA PARA AUMENTO DA EFICIÊNCIA E EFICÁCIA

A inerente heterogeneidade do ambiente físico e das influências humanas sobre ele indicam que somente por meio da compreensão dessas complexidades e interações é possível tomar decisões eficientes sobre o uso da terra (BATEMAN, 2009). Nesse contexto, uma literatura crescente nos últimos anos tem aplicado análises espaciais para subsidiar a tomada de decisão sobre a gestão de recursos naturais (ANDO et al., 1997; BALL; POSSINGHAM; WATTS, 2009; BATEMAN; LOVETT; BRAINARD, 2003; MARGULES; PRESSEY, 2000; WU, 2004).

De fato, intervenções políticas são - implícita ou explicitamente - espaciais, já que a alocação de recursos e a criação de obrigações ou restrições promove impactos desiguais em diferentes escalas. Por exemplo, propriedades rurais tendem a ser influenciadas por características biofísicas do solo, além de trajetórias históricas divergentes, padrões de propriedade da terra variáveis, entre outros (VAN DER HORST, 2006). Sob essa perspectiva, considerar as heterogeneidades espaciais tende a ser uma estratégia robusta para aprimorar a distribuição dos benefícios de políticas ambientais como o PSA e promover a alocação eficiente de recursos (BABCOCK et al., 1997; ENGEL, 2016; EZZINE-DE-BLAS et al., 2016; MOKONDOKO et al., 2018; TAIT et al., 2012).

Nesse contexto, uma literatura crescente investiga a dimensão espacial no desenho e implementação do PSA¹¹, enfatizando o uso dessas informações para a seleção de parcelas custo-eficazes com base em dados ecológicos e econômicos sobre oferta, demanda e fluxo variáveis de serviços ecossistêmicos, além de informações sobre custos, ameaças e interações espaciais (BATEMAN, 2009; CHEN et al., 2010; DUKE et al., 2015; WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2008).

Além disso, outros estudos identificam as condições para intervenções eficazes e destacam os princípios para um desenho aprimorado do instrumento, como priorização espacial, pagamentos diferenciados, monitoramento e bônus

¹¹ Para compreender a literatura que correlaciona o PSA à dimensão espacial, foi realizada uma análise bibliométrica que considerou trabalhos entre 2006 e 2019. O detalhamento dessa pesquisa e seus resultados estão disponíveis no Apêndice A.

de aglomeração (FERRARO, 2008; PARKHURST; SHOGREN, 2007; WUNDER, 2013; WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2008). De fato, considerar informações espaciais ao planejar e implementar esquemas de PSA pode influenciar positivamente a adicionalidade¹² do instrumento.

3.1 DINÂMICA ESPACIAL DOS SERVIÇOS ECOSSISTÊMICOS

3.1.1 Oferta de serviços ecossistêmicos

A oferta de serviços ecossistêmicos pode ser definida como o potencial total de funções ecológicas ou elementos biofísicos em um ecossistema para fornecer um serviço ecossistêmico potencial dentro de um determinado período de tempo, independentemente de os seres humanos usarem ou valorizarem essa função (BURKHARD et al., 2012; TALLIS et al., 2012). Essa oferta varia de acordo com condições biofísicas e mudanças no espaço e no tempo relacionadas à cobertura do solo, uso da terra e mudanças climáticas (BURKHARD et al., 2012).

Sob essa perspectiva, compreender a distribuição heterogênea da oferta de serviços ecossistêmicos pode apoiar a identificação dos níveis e tipos de serviços fornecidos por regimes alternativos de manejo do solo; o grau de congruência espacial na oferta de diferentes serviços; e mudanças de provisão ao longo do tempo (BALVANERA et al., 2001). Embora a pesquisa de serviços ecossistêmicos incorpore uma variedade de dados ecológicos, sociais, abióticos, de uso da terra e econômicos, grande parte da literatura tem se concentrado em quantificar e mapear apenas a oferta biofísica desses serviços (COWLING et al., 2008; MARTINEZ-HARMS et al., 2015; RUNTING et al., 2017).

De fato, existem estudos destinados a quantificar e mapear o fornecimento de serviços ecossistêmicos, incluindo o uso de dados secundários, mapas, monitoramento, modelagem, medições de campo e opinião de especialistas (MARTÍNEZ-HARMS; BALVANERA, 2012; SEPPELT et al., 2011).

Indicadores biofísicos quantificáveis podem facilitar a identificação de *hotspots* de serviços ecossistêmicos para planejamento da conservação - áreas

¹² A **adicionalidade** refere-se aos resultados dos programas de PSA além do que teria ocorrido na ausência deles (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008).

de altos valores de serviços únicos (COWLING et al., 2008; SCHRÖTER; REMME, 2016). Exemplos de tais indicadores incluem metros cúbicos de água potável e toneladas de carbono armazenadas por hectare. No entanto, determinar o melhor indicador possível para quantificar e representar cada serviço é um desafio e pode exigir um estudo ecológico prévio para identificação dos respectivos provedores (CIMON-MORIN; DARVEAU; POULIN, 2013).

Além disso, essa provisão raramente é uma grandeza biofísica facilmente modelada. Para os casos mais simples, como o sequestro de carbono, a quantificação da troca de gases de efeito estufa entre a vegetação e a atmosfera pode ser suficiente para a avaliação de benefícios. No entanto, a modelagem quantitativa pode se tornar mais complexa para outros tipos de serviços, como identidade cultural ou risco evitado de enchentes (VILLA et al., 2011).

As fontes de informação mais usadas incluem dados de uso e cobertura do solo que estão prontamente disponíveis e têm sido amplamente utilizadas para orientar as decisões de gestão. No entanto, confiar em métodos baseados apenas em estimativas amplas de oferta de serviços ecossistêmicos e ambientais por meio de informações de cobertura da terra pode levar a erros substanciais, especialmente quando aplicado em escala local. Isso pode ocorrer por que as relações entre variáveis de cobertura da terra e oferta desses serviços são geralmente desconhecidas (CHAN et al., 2006; MARTÍNEZ-HARMS; BALVANERA, 2012).

De fato, a avaliação de serviços ecossistêmicos requer uma compreensão abrangente do sistema e, portanto, uma representação dos processos biofísicos relevantes (SEPPELT et al., 2011). Além disso, embora alguns serviços essenciais tenham sido mapeados com frequência, como o armazenamento de carbono e a produção de alimentos, muitos outros serviços críticos para a manutenção de ecossistemas e o bem-estar humano raramente são abordados, como controle de doenças e serviços culturais (MARTÍNEZ-HARMS; BALVANERA, 2012).

Martinez-Harms e colaboradores (2015) observaram diferentes preferências em relação a determinados tipos de dados, dependendo da categoria de serviços ecossistêmicos. Por exemplo, os dados econômicos foram usados principalmente para serviços de provisão, enquanto os dados ecológicos foram aplicados principalmente para avaliar os serviços de regulação e suporte.

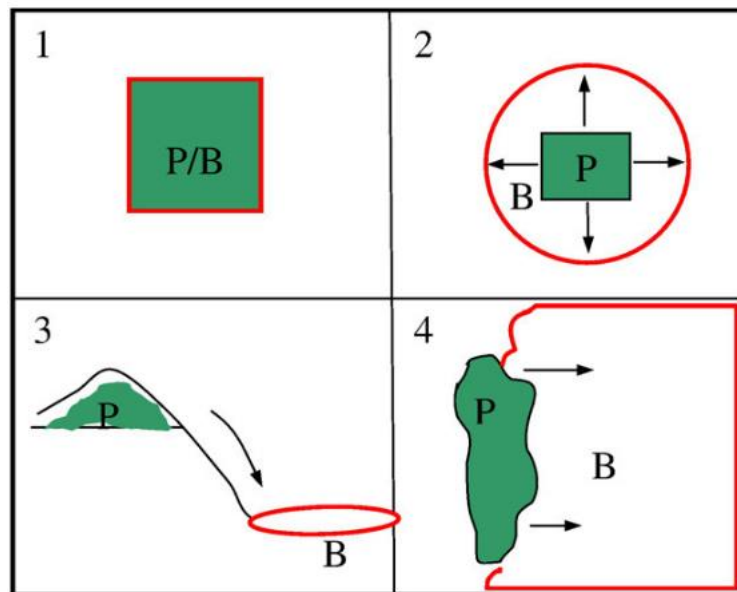
Dados de uso e cobertura da terra têm sido frequentemente usados para serviços de provisão e regulação.

De qualquer modo, a incorporação de linhas de base pode ser crucial para avaliar o suprimento desses serviços, especialmente ao usar dados agregados. Além disso, o monitoramento de longo prazo é necessário para capturar adequadamente as complexas interações, sinergias e “*trade-offs*” entre as funções e processos dos ecossistemas (TOMSCHA; GERGEL, 2016). Para alguns serviços ecossistêmicos, a medição e o mapeamento apenas da oferta serão suficientes para quantificar o serviço (por exemplo, o sequestro de carbono). No entanto, para a maioria dos serviços, será necessário contabilizar a presença de beneficiários (CHAN et al., 2006; CIMON-MORIN; DARVEAU; POULIN, 2013).

3.1.2 Demanda por serviços ecossistêmicos

Por definição, os processos, estruturas e funções dos ecossistemas só se tornam serviços ecossistêmicos onde há seres humanos para se beneficiar deles. Portanto, é importante considerar não apenas a capacidade de um ecossistema de fornecer um serviço, mas também a variação espacial da demanda e os padrões espaciais de distribuição desses serviços para os beneficiários (CHAN et al., 2006; FISHER; TURNER; MORLING, 2009; VERHAGEN et al., 2017). A Figura 4 apresenta quatro diferentes configurações espaciais entre área de provisão (P) e benefício (B). Em (1) a provisão e o benefício ocorrem na mesma localidade (ex.: formação de solo, provisão de matéria-prima); em (2) os serviços são fornecidos de forma omnidirecional, com benefícios indo além dos limites da área de provisão (ex.: polinização, sequestro de carbono); em (3) áreas à jusante se beneficiam de serviços fornecidos à montante (ex.: serviços hídricos) e em (4) área de provisão se direcionam para uma direção específica (ex.: proteção costeira contra inundações).

Figura 4. Possíveis relações espaciais de serviços ecossistêmicos entre área de provisão (P) e benefício (B).



Fonte: retirado de Fisher, Turning e Morling (2009).

De fato, para a definição de um "serviço ecossistêmico", a compreensão do contexto espacial (localização geográfica), escolhas e valores sociais (monetários e não monetários) é tão importante quanto o conhecimento sobre a estrutura e a dinâmica dos próprios sistemas ecológicos (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2010). Nesse contexto, a demanda por serviços ecossistêmicos pode ser definida como a soma de todos os bens e serviços ecossistêmicos atualmente consumidos ou usados em uma área durante dado período de tempo. Essa demanda é determinada pelo ambiente biofísico, tamanho da população, preferências culturais e valor percebido do serviço (BURKHARD et al., 2012; VILLAMAGNA; ANGERMEIER; BENNETT, 2013).

As áreas com alta capacidade de serviço ecossistêmico e a localização de beneficiários não necessariamente coincidem (FISHER; TURNER; MORLING, 2009; VERHAGEN et al., 2017). Esse desarranjo espacial pode acontecer devido à falta de acesso físico ou de demanda ou a restrições por arranjos institucionais. Por exemplo, a demanda por serviços de recreação de um Parque Nacional é mais influenciada pela sua proximidade dos centros populacionais e pelas vias de acesso a ele do que pela capacidade do parque de fornecer os serviços. Além disso, restrições de uso podem afetar o acesso a serviços como abastecimento de água. Assim, sem a informação da demanda,

uma potencial provisão do serviço pode ser avaliada, mas nada é revelado sobre quanto do serviço está realmente sendo ofertado à população (CHAN et al., 2006; CIMON-MORIN; DARVEAU; POULIN, 2014; TALLIS et al., 2012).

Essas discrepâncias espaciais indicam que as áreas prioritárias a serem protegidas não são necessariamente as áreas com maior potencial biofísico, mas sim as áreas mais importantes para garantir a continuidade do fluxo desses serviços aos beneficiários. Esse conceito de “oferta-real” é valioso para a seleção de áreas que possam prover os serviços demandados de forma mais eficiente (CIMON-MORIN; DARVEAU; POULIN, 2013).

De fato, a inclusão de métricas de demanda fornece informações mais precisas sobre os serviços ecossistêmicos afetados pelas decisões de gestão e permite uma melhor previsão das conseqüências dessas decisões para uma ampla gama de benefícios (TALLIS et al., 2012). Por exemplo, Verhagen e coautores (2017) mostram que ignorar a demanda de serviços ecossistêmicos pode levar à identificação de áreas prioritárias em regiões remotas, onde os benefícios para a sociedade são pequenos. Além disso, Cimon e coautores (2014) evidenciaram que selecionar áreas apenas com base em dados de oferta de serviços ecossistêmicos pode ser até três vezes menos eficiente no atendimento das demandas dos beneficiários em escala local.

Ferramentas espaciais que demonstram explicitamente as conexões entre ecossistemas e as pessoas podem ajudar a informar uma estratégia baseada na eficiência, evidenciando quais regiões são críticas para manter a oferta de serviços para grupos específicos de beneficiários, e, portanto, prioritárias para intervenções de gestão. Ademais, ao identificar os atores que beneficiam ou degradam os fluxos de benefícios, esses mapas também podem fornecer orientação para direcionar programas de pagamentos por serviços ambientais (ADAMS; PRESSEY; NAIDOO, 2010; BAGSTAD et al., 2013; CHAN et al., 2006; FISHER; TURNER; MORLING, 2009; VILLA et al., 2011).

Embora alguns estudos tenham mapeado o potencial biofísico de serviços ecossistêmicos e sua demanda, ainda não existe na literatura uma abordagem sistemática para identificar áreas prioritárias de serviços ecossistêmicos com base em sua provisão, proximidade com beneficiários, acessibilidade, demanda e configuração espacial dos fluxos de serviços (MAES et al., 2012). No entanto, métodos econômicos, como a valoração econômico ambiental, poderiam ser

usados para complementar a avaliação biofísica dos serviços ecossistêmicos, possibilitando a inclusão de dados sobre a demanda espacial e temporal desses serviços (CIMON-MORIN; DARVEAU; POULIN, 2013).

3.1.3 Fluxo de serviços ecossistêmicos

O fluxo de serviços ecossistêmicos é definido como a conexão entre o local em que um serviço é produzido e o local que o serviço é utilizado pelos seres humanos (FISHER; TURNER; MORLING, 2009). Por exemplo, o fornecimento de água potável envolve o fluxo de água acima e abaixo do solo para áreas de coleta ou consumo (MITCHELL et al., 2015). Para cada serviço ecossistêmico, é possível identificar a zona de fluxo, a área sobre a qual a capacidade e a demanda do serviço podem ser interligadas espacialmente. Essas áreas variam de escalas locais a globais: enquanto o habitat dos polinizadores precisa ser protegido próximo às terras cultiváveis, as florestas que sequestram carbono podem ser conservadas em qualquer lugar (VERHAGEN et al., 2017). Além disso, o fluxo de serviços ecossistêmicos depende do movimento de organismos, matéria e pessoas entre áreas de cobertura natural e antrópica. Por exemplo, a regulação de pragas depende do movimento de insetos nativos de fragmentos de vegetação nos cultivos e a pesca e recreação contam com o movimento de pessoas para locais de pesca ou parques (MITCHELL et al., 2015).

Neste contexto, a identificação de áreas prioritárias para serviços ecossistêmicos deve levar em consideração a variabilidade espaço-temporal do fluxo de serviços na paisagem. Por exemplo, os resultados de Cimon e colaboradores (2013) mostram que a abordagem mais eficaz para identificar áreas prioritárias é baseada em indicadores biofísicos quantificáveis, bem como em seu fluxo espaço-temporal e na escala em que isso ocorre (VERHAGEN et al., 2017).

De fato, o uso de modelos e ferramentas para quantificar e avaliar serviços ecossistêmicos pode ajudar os tomadores de decisão a planejar intervenções e políticas a fim de proteger locais de alta prioridade de fluxo de provisão ou desenvolver planos para melhorar os serviços ecossistêmicos prejudicados. Por exemplo, os resultados do modelo podem destacar caminhos críticos - áreas

onde múltiplos fluxos convergem em alta densidade ou onde fluxos únicos transmitem todo o serviço recebido por um grupo de beneficiários (BAGSTAD et al., 2013).

Por outro lado, o mapeamento dos serviços ecossistêmicos e a identificação de áreas de alta pressão ecológica e baixa capacidade podem ajudar os gestores a desenvolver estratégias para mitigar mudanças na qualidade ambiental (VILLAMAGNA; ANGERMEIER; BENNETT, 2013). Ademais, a utilização dessas ferramentas espaciais pode auxiliar na compreensão das escalas espaciais e temporais adequadas para gestão e restauração desses serviços (HAINES-YOUNG; POTSCHIN, 2010).

No entanto, a natureza complexa dos serviços ecossistêmicos e a consequente incapacidade de descrever, quantificar e mapear consistentemente os seus fluxos limitam a aplicação de conceitos à formulação de políticas. Enquanto alguns modelos de serviços ecossistêmicos estão começando a resolver esse problema quantificando fluxos de serviços (especialmente para serviços hidrológicos, polinização e serviços fornecidos por espécies migratórias), limitações de dados, comportamento humano complexo e a interação entre o capital natural e a infraestrutura construída aumentam a dificuldade de modelar a dinâmica espacial dos fluxos de serviços ecossistêmicos (BAGSTAD et al., 2013; TALLIS et al., 2008).

3.1.4 Conectividade

Conectividade é o grau em que as paisagens facilitam o movimento de espécies ou recursos e é importante para funções ecológicas subjacentes a muitos serviços ecossistêmicos (DE GROOT; WILSON; BOUMANS, 2002; TAYLOR et al., 1993). A conectividade da paisagem é alterada pelas mudanças na cobertura da terra e no uso da terra, incluindo a fragmentação do habitat – o fracionamento de áreas de cobertura natural da terra em pedaços menores, independente da perda de habitat (FAHRIG, 2003).

O grau de conectividade da paisagem pode afetar diretamente a manutenção de serviços ecossistêmicos, influenciando padrões de fluxos ecológicos que são críticos para a prestação desses serviços. No entanto, a direção das relações entre conectividade e prestação de serviços (ou seja,

negativa ou positiva) dependerá do serviço em questão (MITCHELL; BENNETT; GONZALEZ, 2013). Por exemplo, um corredor de vida selvagem pode melhorar o serviço ecossistêmico relacionado à biodiversidade - como a polinização - facilitando a manutenção e a migração de espécies. Por outro lado, um padrão disperso de parques urbanos pode melhorar a acessibilidade e a provisão de serviços recreativos e de saúde.

Gerenciar a conectividade de paisagem para serviços ecossistêmicos não envolve, portanto, simplesmente minimizar a fragmentação, mas requer uma compreensão mais profunda dos efeitos da estrutura da paisagem na provisão de serviços (MITCHELL et al., 2015; WILLIAMS; REVELLE; LEVIN, 2005).

O planejamento da paisagem quase sempre envolve decisões sobre arranjos espaciais de usos conflitantes da terra que influenciam o nível de fragmentação da paisagem (MITCHELL et al., 2015). Nesse sentido, considerar critérios de conectividade na formulação de políticas de conservação pode fornecer informações úteis sobre padrões de distribuição de serviços ecossistêmicos. No entanto, embora a conectividade tenha sido proposta como importante para a gestão de serviços ecossistêmicos, há poucos exemplos de como implementar efetivamente tais análises e existem poucos dados empíricos disponíveis (BAGSTAD et al., 2013; KUKKALA; MOILANEN, 2017; MITCHELL; BENNETT; GONZALEZ, 2013).

Kukkala e Molailanen (2017) sugeriram soluções para incorporar dados de conectividade na gestão de serviços ecossistêmicos e encontraram pelo menos três tipos de requisitos de conectividade: (i) áreas suficientemente grandes para funcionamento de processos ecológicos subjacentes (tanto local quanto regionalmente); (ii) efetiva conectividade entre oferta e demanda de serviços ecossistêmicos; e (iii) diferentes padrões de agregação ou dispersão, para garantir a oferta e a acessibilidade do serviço ecossistêmico de forma equitativa em diferentes administrações. Entender esses diferentes aspectos da provisão de serviços ecossistêmicos e quais características os influenciam em termos de estrutura, fragmentação e heterogeneidade da paisagem pode aumentar a capacidade de gerenciar paisagens e de desenvolver mecanismos políticos eficazes (MITCHELL et al., 2015).

3.1.5 Aglomeração espacial

A provisão de serviços ecossistêmicos depende frequentemente da configuração espacial do uso da terra. Por exemplo, ao comparar paisagens com a mesma quantidade total de habitat, o sucesso da provisão de serviços ecossistêmicos como provisão de habitat, polinização e filtragem de nutrientes tende a ser maior em paisagens onde o habitat é agrupado em vez de fragmentado devido às dependências espaciais que caracterizam esses serviços (BALL; POSSINGHAM; WATTS, 2009; HANLEY; WHITE, 2014; MARGULES; PRESSEY, 2000; POLASKY et al., 2014). Sob essa perspectiva, a aglomeração espacial, ou a preservação conjunta de projetos ou parcelas contíguas e próximas, significa que a proximidade espacial de múltiplas intervenções ambientais pode influenciar o benefício de cada intervenção individual.

Essas dependências espaciais implicam que o benefício de conservar uma determinada parcela dependerá da localização espacial de outras parcelas conservadas e, portanto, a coordenação entre múltiplos proprietários pode ser necessária (DUKE et al., 2015; POLASKY et al., 2014). No entanto, como as áreas de provisão de serviços ecossistêmicos costumam ultrapassar os limites de propriedades privadas e os proprietários de terras têm a liberdade de escolher a terra que se aposenta, o desafio do planejamento de políticas é encontrar sistemas de incentivos que coordenem espacialmente programas de conservação voluntária (BANERJEE et al., 2017; PARKHURST et al., 2002). O bônus de aglomeração é uma das possíveis soluções para essa questão, e será discutido no Capítulo 5.

3.2 CARACTERÍSTICAS ESPACIAIS DA PROVISÃO DE SERVIÇOS AMBIENTAIS

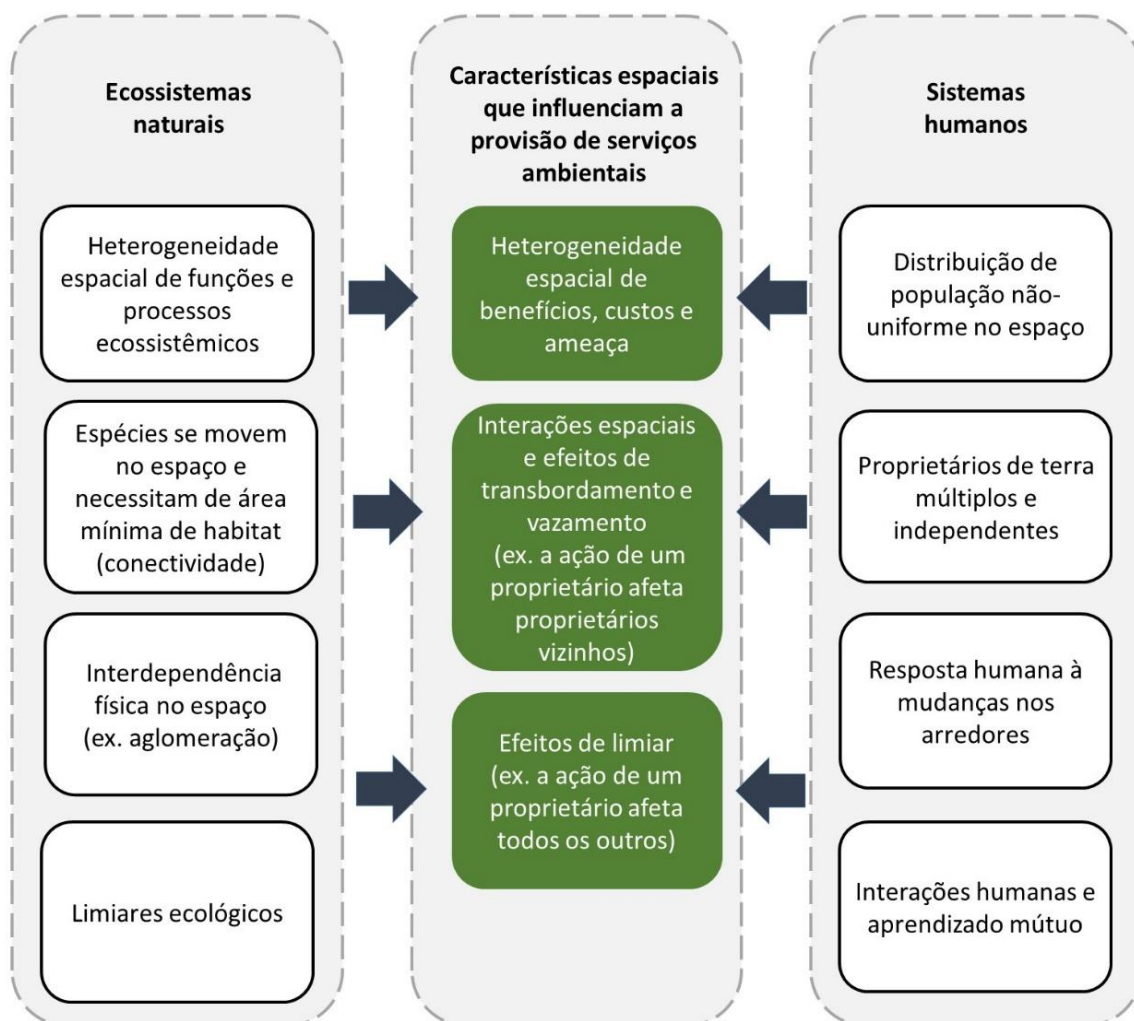
A economia da provisão de serviços ambientais é baseada na demanda e oferta em alterar o produto das externalidades. Ou seja, a demanda por serviços ambientais (uma externalidade positiva) representa o benefício social marginal de fornecer esses serviços, enquanto a oferta de serviços ambientais representa os custos marginais dessa provisão. Assim, o nível eficiente de pagamento em um programa de PSA ocorre na intersecção das curvas de

demanda e oferta do serviço ambiental (LEWIS; WU, 2014; PINDYCK; RUBINFELD, 2006).

No entanto, as curvas de demanda e oferta desses serviços são influenciadas pelo escopo geográfico (ex.: escala local, regional ou nacional) e pelos padrões espaciais de uso do solo, e o impacto de mudanças no uso da terra nos serviços ecossistêmicos pode variar de forma dramática dependendo da localização e dos padrões de uso e cobertura da terra (LEWIS; WU, 2014). Por exemplo, em nível nacional, a quantidade de carbono sequestrada depende da localização em regiões com taxas de crescimento florestal heterogêneo. No âmbito regional, a quantidade de recreação ao ar livre fornecida depende da localização de vegetação nativa e paisagens cênicas próximas à população.

Sob essa perspectiva, três características justificam o uso de informações sobre escala e padrões de uso e cobertura do solo para a gestão de serviços ambientais e para o desenho de políticas correlatas: (1) heterogeneidade espacial de custos, benefícios e ameaça; (2) interações espaciais e efeito de transbordamento; e (3) efeitos de limiar (Figura 5) (LEWIS; WU, 2014).

Figura 5. Características espaciais da provisão de serviços ambientais que motivam a incorporação de informações geográficas em sistemas econômicos e ambientais.



Fonte: adaptado de Lewis e Wu (2014).

Devido às complexidades do ecossistema, como efeitos de conectividade e aglomeração, conexões espaciais de bacias hidrográficas e limiars ecológicos, os benefícios da conservação em diferentes áreas não são independentes uns dos outros. Essas complexidades exigem a adoção de uma abordagem sistemática ao projetar políticas de conservação que maximizem a provisão de serviços ambientais (WU, 2004). Por outro lado, os sistemas humanos também são altamente complexos, caracterizados por possuírem múltiplos proprietários de terra independentes, que respondem a mudanças que ocorrem nas áreas vizinhas às suas propriedades e interagem uns com os outros (LEWIS; WU, 2014; ROBALINO; PFAFF, 2012).

3.2.1 Heterogeneidade espacial de custos, benefícios e ameaça

As variações de custos e benefícios relacionados aos serviços ambientais na paisagem são causados tanto pela provisão heterogênea dos serviços ecossistêmicos (ex.: características do solo e qualidade da água) quanto pela distribuição não-uniforme de populações humanas no espaço¹³ (ex.: os custos e benefícios de uma área protegida em termos de serviços de recreação depende da distância dessa área para os centros urbanos) (LEWIS; WU, 2014). Além disso, a provisão de serviços ambientais - por meio de intervenções de conservação - têm custos variáveis associados, incluindo custos de aquisição de terras, gerenciamento, transação¹⁴ e custos de oportunidade¹⁵. Essas informações são especialmente importantes se um gestor de programa tiver recursos limitados para distribuir entre muitos projetos que são substitutos próximos em termos de benefícios ambientais, mas que diferem substancialmente em termos de custo (DUKE; DUNDAS; MESSER, 2013).

Ademais, as ameaças a esses ecossistemas naturais – ou seja, o risco de perda do serviço ecossistêmico - não são homogêneas, e dependem tanto de características naturais do ambiente quanto de fatores econômicos e espaciais. Por exemplo, o risco de desmatamento ou degradação do solo que ameace a provisão de água para abastecimento será maior em solos aptos a produção agrícola e próximos a centros urbanos (NEWBURN et al., 2005; WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2008). Além disso, a demanda por exploração de recursos florestais pode variar também de acordo com a infraestrutura de transporte para escoamento da produção e tende a ser maior se a área estiver adjacente a áreas desmatadas ou próximas a estradas madeireiras (HONEY-ROSÉS; BAYLIS; RAMÍREZ, 2011).

Utilizar informações de custo, benefícios e ameaças variáveis - ou uma combinação delas - para priorizar áreas-alvo em programas de PSA pode ser

¹³ A natureza heterogênea da oferta e da demanda de serviços ecossistêmicos foi abordada em detalhes na Seção 3.1.

¹⁴ Os custos de transação são os custos de fornecer algum bem ou serviço por meio do mercado. No caso de PSA, inclui custos de negociação entre usuários e provedores de ES; custos de monitoramento (verificação); e custos de execução (ALSTON; ANDERSSON; SMITH, 2013; COASE, 1960).

¹⁵ Os custos de oportunidade de conservação são os custos associados a oportunidades perdidas de converter terras em usos lucrativos (por exemplo, agricultura ou pastagem) (STERNER; CORIA, 2012).

crucial para a promover uma maior eficácia em programas de PSA, aumentando de forma substancial a quantidade de serviço ecossistêmico obtido para um dado orçamento (ANDO et al., 1997; ARMSWORTH et al., 2012; BABCOCK et al., 1997; NEWBURN et al., 2005; STOMS; KREITLER; DAVIS, 2011; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008; WÜNSCHER; ENGEL, 2012). Esse tema será abordado com mais profundidade no Capítulo 4.

3.2.2 Efeitos de transbordamento e vazamento

Os pagamentos podem afetar indiretamente o uso da terra, incentivando a conservação ou levando ao desmatamento em áreas próximas que não fazem parte do programa, o que pode afetar a magnitude dos resultados ambientais e econômicos do PSA (ROBALINO; PFAFF, 2012; WU; ZILBERMAN; BABCOCK, 2001). Por um lado, o efeito de transbordamento (do inglês *spillover*) indica um incentivo à conservação para além das áreas participantes do programa de PSA. Esse efeito pode estar relacionado ao aumento da aplicação das leis existentes, do monitoramento, das mudanças nas normas sociais ou do aumento das oportunidades associadas a provisão de serviços ambientais como resultado da maior proteção dos ecossistemas regionais (PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010). Por exemplo, no estado de Chiapas, no México, e na Costa Rica, os proprietários passaram a desenvolver projetos de ecoturismo em paralelo à participação no programa de PSA hídrico (COSTEDOAT et al., 2015).

Pfaff e Robalino (2012) sugerem um modelo na Costa Rica para mensurar o impacto das decisões dos vizinhos no comportamento de desmatamento de um indivíduo. Segundo os autores, políticas de conservação podem ter um efeito positivo de transbordamento em áreas não-participantes, afetando a quantidade e distribuição espacial das florestas. Esse efeito pode ser promovido pelo aumento das expectativas entre os proprietários de terra de receita futura de programas de PSA ou por ser um sinal que o governo não estaria disposto no momento em investir em infraestrutura e desenvolvimento da região (ALIX-GARCIA; WOLFF, 2014).

Por outro lado, esforços para reduzir a perda florestal em um local podem resultar em desmatamento e degradação florestal nas áreas vizinhas, um fenômeno conhecido como “vazamento” (do inglês *leakage*) (DELACOTE;

ROBINSON; ROUSSEL, 2016). O efeito de vazamento pode ocorrer sempre que a escala espacial de intervenção for inferior à escala total do problema alvo (WUNDER, 2008). Por essa razão, esse termo é comumente utilizado no contexto de serviços de escala global, principalmente no contexto da emissões de gases de efeito estufa e do instrumento de Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação (REDD+)¹⁶, definido como “(...) o aumento líquido de emissões de gases de efeito estufa em uma área fora do projeto resultante da atividade do projeto” (SCHWARZE; NILES; OLANDER, 2002, p. 1686). Para serviços mais localizados, a atenção ao efeito de vazamento dependerá da escala de intervenção (por exemplo, se toda a bacia hidrográfica está incluída, ou apenas parte dela) e se as atividades podem ser realocadas sem prejuízo para a provisão de serviços ambientais (ex.: se o deslocamento de usos erosivos do solo pode ser direcionado para áreas onde eles não afetam os serviços hídricos) (WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008).

Nesse contexto, existe dois efeitos principais de vazamento que podem ser causados por uma política de PSA (SCHWARZE; NILES; OLANDER, 2002). Primeiramente, o **efeito de substituição** ocorre quando um proprietário que remove uma parcela da terra da produção (inscrevendo-a no programa) transfere a produção planejada para outra parcela dentro de suas propriedades. Em segundo lugar, o **efeito do preço de mercado do produto** ocorre quando a remoção de várias parcelas de terra da produção ou a introdução de pagamentos altera os preços de mercado, e essas mudanças, por sua vez, induzem o desmatamento adicional (ALIX-GARCIA; SHAPIRO; SIMS, 2012; WU; ZILBERMAN; BABCOCK, 2001).

De fato, existe uma literatura crescente que visa avaliar a eficácia das políticas levando em consideração os efeitos líquidos do “vazamento” (ALIX-GARCIA; SHAPIRO; SIMS, 2012; HONEY-ROSÉS; BAYLIS; RAMÍREZ, 2011; SCHWARZE; NILES; OLANDER, 2002; WU; ZILBERMAN; BABCOCK, 2001; WUNDER, 2007). Por exemplo, Alix-Garcia, Shapiro e Sims (2012) discutiram os

¹⁶ REDD+ é um incentivo desenvolvido no âmbito da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima (UNFCCC) para recompensar financeiramente países em desenvolvimento por seus resultados de redução de emissões de gases de efeito estufa provenientes do desmatamento e da degradação florestal, considerando o papel da conservação de estoques de carbono florestal, manejo sustentável de florestas e aumento de estoques de carbono florestal (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2016).

dois possíveis efeitos no programa nacional de Pagamento por Serviços Ambientais no México. Os autores encontraram evidências que o efeito de substituição depende do nível de renda dos proprietários, e que, na média, esse efeito reduziu o desmatamento evitado dentro de propriedades em 4%.

Ainda, Delacote, Robinson e Roussel (2016) compararam diferentes opções de políticas para combater o desmatamento. Apesar do PSA ser a opção de política mais custo-efetiva em nível de projeto, quando comparadas a políticas alternativas como áreas protegidas, é a política que resultam nos maiores níveis de vazamento, o que pode reduzir significativamente sua eficácia em nível da paisagem. Esses autores também apontam que o vazamento é sensível à interação da política específica e a distribuição espacial dos fragmentos florestais, sugerindo que o tipo de padrão (agrupado ou disperso) da paisagem é crucial para determinar se o PSA é ou não a política mais efetiva em comparação com outras alternativas (DELACOTE; ROBINSON; ROUSSEL, 2016).

O PSA tem maior probabilidade de exibir vazamento se (i) restringir a produção de produtos com alto retorno e demanda inelástica (ex.: produtos agrícolas para exportação); (ii) levar à redução da demanda por capital e trabalho; e / ou (iii) reduzir a produção de um recurso vital para os meios de subsistência locais e a terra vizinha estiver disponível como local alternativo de produção. O vazamento tende a ser menos problemático quando os pagamentos são feitos para criação de atividades (por exemplo, agrossilvicultura, práticas agrícolas alternativas) do que quando são feitos para redução de atividade (por exemplo, desmatamento evitado, destinação de terras para conservação) (ENGEL, 2016; WUNDER, 2008).

No entanto, apesar da relevância desse efeito, ele não tem sido considerado ao mensurar a eficácia do PSA e existem poucas evidências quantitativas nos programas de PSA existentes (WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008) Por exemplo, Samii e colaboradores (2014) avaliaram estudos de avaliação de impacto de programas de PSA em países de renda média e baixa e encontraram poucos estudos que avaliam os efeitos de vazamento das áreas do programa para as áreas ao redor não pertencentes ao programa.

3.2.3 Efeito de limiar

As discontinuidades ecológicas são mudanças repentinas em qualquer propriedade de um ecossistema como consequência de uma mudança suave e contínua em uma variável independente. Descontinuidades ecológicas implicam valores críticos da variável independente – os limiares ecológicos - em torno da qual o sistema passa de um estado estável para outro (FAHRIG, 2003; MURADIAN, 2001).

Por exemplo, o número de indivíduos de determinada espécie é uma função da quantidade de habitat disponível para essa espécie na paisagem. No entanto, essa relação não é proporcional; existe um nível de habitat - um limiar - abaixo do qual a população não pode se sustentar (FAHRIG, 2003). Deste modo, no limiar, há uma mudança brusca na estrutura da paisagem, aumento no número e no tamanho dos fragmentos, perda repentina da conectividade da paisagem, e conseqüentemente baixa capacidade de manter diversidade biológica e prover serviços ambientais (METZGER, 2010). Nesse contexto, alguns estudos apontam, por exemplo, um limite mínimo de 30% de cobertura nativa para manutenção da biodiversidade (FAHRIG, 2003; METZGER, 2010).

Devido aos efeitos de limiar, a relação entre a quantidade de terra conservada (o insumo) e o nível de serviços ambientais gerados (a produção) em uma região pode ser altamente não-linear, o que representa desafio substancial para formular uma política de PSA (LEWIS; WU, 2014). Por exemplo, em alguns casos, esforços de conservação com base em critérios físicos ou questões relacionadas à equidade tendem a ignorar efeitos de limiares ecológicos, o que pode fazer com que os recursos da política ou programa sejam excessivamente dispersos geograficamente, e, como resultado, gerem benefícios ambientais mínimos (WU, 2004).

Sob essa perspectiva, o conhecimento dos limiares ecológicos pode ajudar a definir a sensibilidade das espécies às ameaças, como fragmentação do habitat, perda de diversidade genética e invasão de pragas de plantas e animais. Essas informações podem ser importantes para planejar e executar políticas e planos de gestão custo-efetivos que considerem esses limites (HUGGETT, 2005).

No entanto, na prática, a ausência ou falta de dados adequados sobre a resposta das variáveis ecológicas à perda e fragmentação do habitat pode tornar os limiares difíceis ou impossíveis de detectar. Mesmo com dados de boa qualidade, ainda pode ser difícil ou mesmo impossível detectar pontos de quebra abruptos (limiares) de forma confiável nessas respostas. Isto se deve, em parte, a grande variabilidade nas preferências de habitat das diferentes espécies e às diferentes respostas aos mesmos padrões de cobertura da paisagem (DESMET, 2018; HUGGETT, 2005)

Nesse sentido, apesar de potencialmente valiosos, informações sobre limiares ecológicos na paisagem podem levar a simplificações tendenciosas e interpretações equivocadas (VAN DER HOEK; ZUCKERBERG; MANNE, 2015). Por exemplo, o conhecimento do limiar ecológico pode levar atores privados a reduzirem a quantidade de habitat recomendada para o mínimo possível, ao invés de manter uma quantidade existente de vegetação nativa que pode exceder o limite, de modo que qualquer impacto adicional antrópico ou natural pode causar perdas irreversíveis (HUGGETT, 2005).

3.3 COMENTÁRIOS CONCLUSIVOS

A literatura acadêmica recente tem investigado a dimensão espacial do PSA como uma estratégia para aumento da eficácia. Assim, destaca-se o uso dessas informações com base em dados ecológicos e econômicos sobre oferta, demanda e fluxo variáveis de serviços ecossistêmicos. Nesse contexto, compreender a distribuição heterogênea da oferta, demanda e fluxo de serviços ecossistêmicos por meio da adoção de linhas de base, indicadores e monitoramento adequados desses serviços pode fornecer informações valiosas para priorizar áreas para o PSA.

Ademais, o conhecimento das propriedades espaciais relacionadas à conectividade e aglomeração espacial pode subsidiar políticas de PSA. Especialmente àquelas focadas em conservação da biodiversidade e na maximização de serviços ambientais por meio de sistemas de incentivos que coordenem espacialmente diferentes áreas de provisão.

Acrescentam-se a isso três características básicas que justificam o uso de informações sobre escala e padrões de uso e cobertura do sol para a gestão de

serviços ambientais e para o desenho de políticas correlatas: (1) heterogeneidade espacial de custos, benefícios e ameaça; (2) interações espaciais e efeito de transbordamento e (3) efeitos de limiar.

Em primeiro lugar, utilizar informações de custo, benefício e ameaça variáveis – ou uma combinação delas - para priorizar áreas-alvo em programas de PSA pode ser crucial para a promover maior eficácia em programas de os. Essa estratégia pode aumentar de forma substancial a quantidade de serviço ecossistêmico obtido para um dado orçamento.

Em segundo lugar, considerar as interações espaciais é importante porque os pagamentos podem afetar indiretamente o uso da terra, incentivando a conservação (efeito de transbordamento) ou levando ao desmatamento (efeito de vazamento) em áreas próximas que não fazem parte do programa. Esses efeitos devem ser considerados pois podem afetar a magnitude dos resultados ambientais e econômicos do PSA.

Por fim, o conhecimento dos limiares ecológicos pode ajudar planejar e executar políticas e planos de gestão custo-efetivos, uma vez que, devido aos efeitos de limiar, a relação entre a quantidade de terra conservada (o insumo) e o nível de serviços ambientais gerados (a produção) em uma região pode ser altamente não-linear. Essas características ecológicas representam um desafio substancial para formular uma política de PSA.

CAPÍTULO 4 INCORPORAÇÃO DE INFORMAÇÕES ESPACIAIS PARA APRIMORAR A EFICÁCIA AMBIENTAL EM ESQUEMAS DE PSA

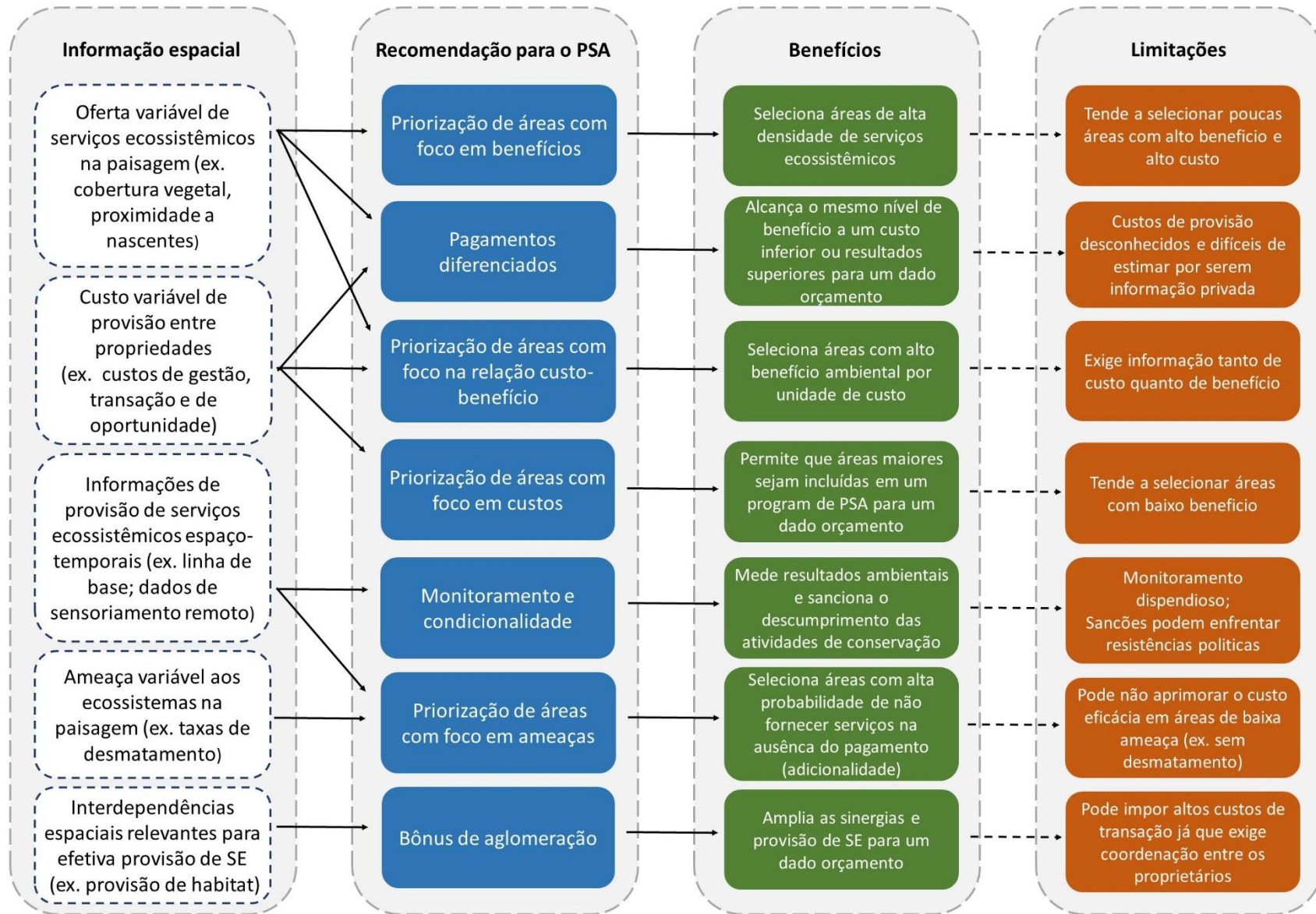
A literatura recente tem mostrado que programas de PSA podem ser geralmente aprimorados pela aplicação de informações espaciais. Isso ocorre especialmente por meio de algumas recomendações específicas de desenho e implementação: (1) segmentação espacial (2) diferenciação de pagamento; (3) monitoramento da condicionalidade e (4) bônus de aglomeração (ALIX-GARCIA; DE JANVRY; SADOULET, 2008; CHEN et al., 2010; EZZINE-DE-BLAS et al., 2016; WUNDER et al., 2018; WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2008) (Figura 6).

4.1 PRIORIZAÇÃO ESPACIAL (“*SPATIAL TARGETING*”)

Políticas públicas podem ser implementadas de forma mais equitativa, custo-eficaz e/ou eficiente¹⁷ por meio da utilização de análise e priorização espacial (“*spatial targeting*”) como uma ferramenta analítica para definir as áreas geográficas-alvo mais adequadas ou relevantes para a intervenção (VAN DER HORST, 2006). No caso de um programa de PSA, por exemplo, quando o número de fornecedores potenciais excede o financiamento disponível, os gestores podem aplicar tal estratégia para selecionar áreas com alto potencial de serviços ecossistêmicos (ex.: alto grau de biodiversidade) e alta ameaça (ex.: alta taxa de desmatamento), aumentando a probabilidade de obter benefícios adicionais quando comparado ao cenário de não intervenção (EZZINE-DE-BLAS et al., 2016).

¹⁷ No entanto, Kroeger (2013) ressalta que o termo “eficiência” nessa literatura muitas vezes tem sido aplicado de forma incorreta, sendo em alguns casos definida como benefícios ambientais esperados por dólar gasto, o que seria, na verdade, a definição de “custo-eficácia”. Além disso, em muitos casos, a medida em termos de custo-eficácia não é altamente imprecisa, devido às dificuldades metodológicas em mensurar o produto em termos de serviços ambientais (KROEGER, 2013).

Figura 6. Resumo das recomendações para projetos de PSA, benefícios potenciais e limitações de acordo com o tipo de informação espacial disponível.



Fonte: Elaborado pela autora.

De fato, vários autores têm discutido a priorização espacial como uma recomendação para melhorar a relação custo-eficácia dos esquemas de PSA. Esses estudos demonstram que a seleção de áreas com base em considerações de benefício, custo e ameaça pode aumentar significativamente a quantidade de serviços obtidos com um determinado orçamento ou reduzir custos para atingir um determinado nível de provisão de serviços ambientais (ANDO et al., 1997; ARMSWORTH et al., 2012; BABCOCK et al., 1997; CHEN et al., 2010; FERRARO, 2003; MOKONDOKO et al., 2018; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008; WÜNSCHER; ENGEL, 2012).

Existe, no entanto, um *trade-off* entre a priorização ótima, por um lado, e a simplicidade, os baixos custos de transação, a transparência na comunicação e o consenso, por outro lado. Os ganhos de eficiência da seleção aprimorada precisam ser comparados aos custos de implementação (WÜNSCHER; ENGEL, 2012). Além disso, os ganhos de adicionalidade do desenho sofisticado precisam ser ponderados contra o aumento dos riscos de vazamentos e *trade-offs* relacionados a equidade e bem-estar (que serão discutidos no Capítulo 5) (BÖRNER et al., 2017).

4.1.1 Priorização com foco em benefício (*benefit-targeting*)

Quando as áreas diferem em seu potencial para provisão de serviços ecossistêmicos, a priorização espacial pode ser aplicada na fase de desenho projeto de PSA para selecionar áreas de alta densidade desses serviços. Por exemplo, os locais podem ser selecionados com base em áreas de prioridade ecológica e características do local como declividade ou proximidade de uma nascente ou curso d'água (WÜNSCHER; ENGEL, 2012).

Em alguns casos, os programas usam uma seleção de áreas com critérios multidimensionais, que inclui a priorização por benefícios (por exemplo, Programa de Conservação de Reservas dos EUA e o Programa Nacional de PSA do México). Em muitos outros, a priorização é muito mais simples (por exemplo, priorização de florestas primárias sobre secundárias) (WUNDER et al., 2018). Como o foco está na identificação de áreas de conservação potenciais com os maiores ativos, independentemente de seus custos ou vulnerabilidade à

perda, considerar apenas essa estratégia levará à seleção de parcelas de alto custo e alto benefício.

Assim, é provável que o resultado não seja custo-efetivo, sacrificando os benefícios líquidos mais amplos que poderiam ser obtidos pela preservação de um número muito maior de parcelas com benefício ligeiramente menor, mas custo significativamente menor. Apesar das críticas, a priorização de áreas de maior benefício continua a ser o algoritmo dominante, usado em esforços de conservação por organizações governamentais e não-governamentais (BABCOCK et al., 1997; DUKE et al., 2014; NAIDOO et al., 2006; NEWBURN et al., 2005).

4.1.2 Priorização com foco em custos (*cost-targeting*)

No caso da seleção baseada em custos, o objetivo é identificar as parcelas com os menores custos de provisão, independentemente dos benefícios. Como resultado, grande parte da área selecionada tem baixos benefícios líquidos de preservação, o que pode levar a um resultado ineficiente. (BABCOCK et al., 1997; FERRARO, 2003). Apesar disso, essa estratégia de priorização é geralmente aplicada em programas de conservação porque leva a maior participação em termos de número de parcelas, já que muitos gestores de programas relatam resultados inteiramente baseados na área total preservada (DUKE et al., 2014).

No entanto, a dificuldade em selecionar áreas com base nos custos reside no fato de que as informações sobre os custos da provisão de serviços ecossistêmicos tendem a ser assimétricas. Os proprietários de terras geralmente têm maior conhecimento sobre os custos de realizar determinadas ações e prestar serviços de conservação do que as agências implementadoras (DUKE; DUNDAS; MESSER, 2013; ENGEL, 2016).

4.1.3 Priorização com foco em benefício-custo (*benefit-cost targeting*)

Recentemente, a literatura do planejamento da conservação tem levantado a importância da consideração explícita dos custos, além de benefícios, para a proteção eficiente dos recursos naturais. Esses autores argumentam que, assim como a biodiversidade não é distribuída uniformemente

na paisagem, a variabilidade espacial dos custos pode ser enorme e deve ser explicitamente considerada no planejamento (NAIDOO et al., 2006; NEWBURN et al., 2005; STOMS; KREITLER; DAVIS, 2011).

De fato, os ganhos em eficiência de incluir a distribuição espacial de custos no planejamento foram demonstrados em uma variedade de contextos. Esses estudos mostram que é possível conservar ecossistemas a uma fração do custo (ou atingir metas mais altas para o mesmo custo) se a heterogeneidade espacial dos custos de conservação for considerada no processo de planejamento.

Alguns estudos sugerem que incorporar a heterogeneidade espacial de custos ao planejamento é tão ou mais importante do que incorporar informações sobre benefícios ambientais. Ademais, outros estudos apontam que investir no desenvolvimento de dados completos de custos para aplicação em políticas ambientais pode ser uma estratégia custo-efetiva para a conservação, especialmente quando há grande heterogeneidade. nos custos de provisão de serviços ecossistêmicos dos proprietários de terra (ADAMS; PRESSEY; NAIDOO, 2010; ANDO et al., 1997; ENGEL, 2016; FERRARO, 2003, 2008; NAIDOO et al., 2006; SCHRÖTER et al., 2014; WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2008).

Nesse contexto, a priorização por custo-benefício (“*benefit-cost targeting*”) seleciona projetos com as maiores relações de custo-benefício até que o orçamento esteja esgotado. Essa abordagem garante a seleção de projetos com o maior benefício por unidade orçamentária, o que geralmente produz maior custo-efetividade do que o uso de apenas custos ou informações sobre benefícios (DUKE; DUNDAS; MESSER, 2013; FERRARO, 2003).

4.1.4 Priorização com foco em ameaça (*threat targeting*)

A priorização de serviços ecossistêmicos deve também considerar a probabilidade de perda de benefício - ou ameaça - se o local não estiver protegido de futuras mudanças no uso da terra (SCHRÖTER; REMME, 2016). Os dados sobre ameaça podem ser adicionados aos benefícios ambientais, como no exemplo fornecido por Margules e Pressey (2000) no contexto do Planejamento Sistemático da Conservação, que possui modelos com

componentes para insubstituibilidade (benefícios biológicos) e vulnerabilidade (probabilidade de conversão). Alternativamente, informações sobre ameaças podem ser combinadas com benefícios e dados de custo, ponderando fatores como o custos da terra e a probabilidade de conversão do uso da terra (NEWBURN et al., 2005).

A adição de informações sobre ameaças pode aprimorar a adicionalidade ambiental por selecionar áreas que teriam alta probabilidade de não fornecer o serviço ambiental no caso de ausência de pagamento (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008). Por exemplo, estudos sobre implementação local de programas de PSA mostram redução significativa na perda e degradação de florestas em áreas onde a pressão sobre os recursos florestais tem sido historicamente alta, quando comparada ao cenário de não pagamento (COSTEDOAT et al., 2015; HONEY-ROSÉS et al., 2009). No entanto, o impacto potencial de eficiência na priorização de áreas com alta ameaça só será relevante se houver uma variação considerável na ameaça do serviço, que pode diferir entre as regiões e também em diferentes escalas.

Wünscher e coautores (2008) verificaram, para a Costa Rica, que, considerar dados de ameaça praticamente não melhorou a custo-efetividade do programa, porque as taxas de desmatamento eram muito baixas. No entanto, as taxas de desmatamento podem ser o principal critério em países ou regiões com ameaças de desmatamento mais altas e regionalmente mais variáveis do que as observadas na Costa Rica (WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2008). Por exemplo, Alix-Garcia e colaboradores (2008) demonstram empiricamente que incluir o risco na seleção de áreas para programas de serviços ambientais no México pode aumentar sua eficiência e mostram que isso pode ser viável em termos de implementação.

Entretanto, poucos programas de PSA atualmente priorizam áreas com base no risco de perda de serviços ecossistêmicos. Por exemplo, Wunder e colaboradores (2018) estudaram as características-chave para melhorar o desempenho do PSA em 70 casos em todo o mundo. Os autores descobriram que os gestores, em geral, consideram áreas estratégicas do ponto de vista ecológico e, em muitos casos, diversificam pagamentos, mas apenas um em cada cinco consideram dados de ameaça. Além disso, Martin-Ortega (2013) analisou 40 esquemas de PSA na América Latina e verificou falta de

informações sobre ameaças à perda de serviços ecossistêmicos que poderiam motivar esquemas de PSA.

4.2 PAGAMENTOS DIFERENCIADOS – ANÁLISE ESPACIAL DE CUSTOS E BENEFÍCIOS

No caso do PSA, os pagamentos só serão considerados incentivos se os benefícios oferecidos pela terra forem maiores ou iguais aos custos de oportunidade - o valor da terra em atividades alternativas (ALIX-GARCIA; DE JANVRY; SADOULET, 2008). No entanto, os custos de provisão de serviços ambientais são geralmente heterogêneos. Por exemplo, proprietários em terras de alto valor (por exemplo, com solos férteis ou mais perto de mercados agrícolas) provavelmente abdicarão de maiores receitas para a conservação florestal e podem exigir maiores compensações para cobrir seus custos de oportunidade quando comparados a terras de baixo valor (WUNDER et al., 2018).

Nessa perspectiva, alguns autores sugerem que gestores de programas de PSA devem variar as ofertas de pagamento de acordo com *proxies* dos custos de provisão. Esses pagamentos flexíveis seriam iguais aos custos individuais da provisão de serviços ambientais, o que permitiria que áreas maiores fossem incluídas em um programa de PSA para um determinado orçamento, potencialmente aumentando os ganhos ambientais do programa (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; EZZINE-DE-BLAS et al., 2016; FERRARO, 2008; PAGIOLA, 2008).

Além dos custos esperados de fornecimento, a diferenciação de pagamentos também pode ser realizada com base nos diferentes níveis de benefício ambiental. Por exemplo, pagamentos mais altos podem ser oferecidos aos proprietários das áreas que possuem alta densidade de serviços ecossistêmicos (HANLEY; WHITE, 2014). De fato, evidências empíricas mostram melhorias na relação custo-efetividade da aplicação de estratégias de pagamento diferenciado em programas de PSA (ALIX-GARCIA; DE JANVRY; SADOULET, 2008; CHEN et al., 2010; EZZINE-DE-BLAS et al., 2016; WUNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2006).

Isso pode ser especialmente importante no caso de programas em escala nacional, dadas suas grandes heterogeneidades nos custos de oportunidade dos proprietários de terra. Por exemplo, Chen e colaboradores (2010) verificaram que os investimentos em esquemas de pagamento diferenciados foram até dez vezes mais eficientes do que pagamentos fixos (mesmo preço pago a todos os participantes) no programa nacional de PSA da China.

Apesar do potencial, a estratégia de pagamentos diferenciados é atualmente subutilizada em esquemas de PSA. Wunder e coautores (2018) encontraram poucos programas de PSA que usam ativamente os parâmetros de custo, tanto para áreas de baixo custo, quanto para diferenciar os pagamentos de acordo com os níveis de custo declarados. Uma das razões atribuídas a isso é que pagamentos fixos geralmente parecem mais “justos”, já que cada participante recebe o mesmo valor.

De fato, especialmente em nações de baixa e média renda, os gestores podem ser contrários à diferenciação de pagamento porque existem resistências políticas. Assim, há uma preocupação de que os proprietários percebam pagamentos diferenciados como injustos ou manipulados para satisfazer os eleitorados políticos ou a corrupção e não como uma forma de atender metas ambientais pelo menor custo (FERRARO, 2008; JACK; JAYACHANDRAN, 2018).

4.3 MONITORAMENTO E CONDICIONALIDADE E O USO DE INFORMAÇÕES ESPACIAIS

Outra característica importante para promover a eficácia do PSA é a condicionalidade, o que significa que o pagamento é feito somente se o serviço for efetivamente fornecido (WUNDER, 2005). Na prática, o grau de condicionalidade reflete os esforços combinados do gestor em monitorar os resultados ambientais e sancionar a não conformidade. Como os pagamentos não podem ser condicionais a menos que o serviço possa ser efetivamente monitorados, o monitoramento da prestação de serviços é uma característica central do PSA (EZZINE-DE-BLAS et al., 2016; SOMMERVILLE; MILNER-GULLAND; JONES, 2011).

Sob essa perspectiva, a informação espacial pode ter um papel fundamental tanto na determinação de linhas de base biofísicas quanto na medição e mapeamento de efeitos das intervenções de PSA em termos de provisão de serviços ambientais (LEWIS et al., 2011; TOMSCHA; GERGEL, 2016).

Os métodos de monitoramento variam de acordo com a escala do esquema. Assim, os dados podem ser obtidos a partir de uma análise muito específica de conformidade por meio de trabalho de campo (ex.: programa nacional de PSA na China) ou por meio de avaliações mais gerais baseadas em imagens de satélite para fornecer informações rápidas sobre cobertura florestal (por exemplo, programas nacionais de PSA da Costa Rica e do México) (BENNETT, 2008; PORRAS et al., 2008).

Em geral, o monitoramento e a fiscalização tendem a ser onerosos ao exigir uma ampla presença no campo e/ou aquisição de dados de sensoriamento remoto de alta resolução. Além disso, o tipo de ameaça influenciará o nível de monitoramento necessário. O desmatamento, por exemplo, é mais fácil e tipicamente possui menor custo de monitoramento do que a degradação florestal da extração de madeira (WUNDER et al., 2018). De todo modo, coletar dados de linha de base cientificamente significativos e custo-efetivos pode ser desafiador e muitos esquemas não apresentam informações de linha de base antes da implementação do esquema de PSA (MARTIN-ORTEGA; OJEA; ROUX, 2013; NAEEM et al., 2015). Assim, a escolha cuidadosa dos indicadores e o planejamento de como o monitoramento será usado para condicionar os pagamentos são passos essenciais para que o PSA atinja os objetivos de conservação (SOMMERVILLE; MILNER-GULLAND; JONES, 2011).

Ademais, na maioria dos programas de PSA existentes, a conformidade é baseada em *proxies* de uso da terra, ações de manejo ou condições particulares - e não no próprio serviço (MARTIN-ORTEGA; OJEA; ROUX, 2013). Tais *proxies* são frequentemente usadas devido à complexidade e aos custos associados a medir cada serviço ecossistêmico, além do fato que a provisão de serviços pode ser afetada por fatores externos, o que aumentaria o risco para proprietários de terras e diminuiria a participação (BÖRNER et al., 2017).

De fato, o debate sobre condicionalidade na teoria de PSA tem evoluído na literatura para incluir medidas baseadas em *proxies* de uso da terra ao invés

de prestação de serviços (NAEEM et al., 2015; PORRAS et al., 2008). Por exemplo, com base em 20 anos de implementação do programa nacional de PSA na Costa Rica, Porras e coautores (2013) sugere continuar usando indicadores simples para avaliar o impacto ambiental do programa (ex.: indicadores de uso do solo que consideram o conjunto de serviços ecossistêmicos) ao invés de gastar seu orçamento em monitorar impactos de cada serviço de forma individual.

Embora a condicionalidade possa aumentar a relação custo-eficácia dos programas de PSA, ela também acarreta em custos de oportunidade adicionais e, portanto, implica em *trade-offs*. Do lado da demanda, o aumento dos custos de monitoramento pode diminuir o orçamento disponível para pagamentos, levando a uma menor quantidade de área beneficiada pelo programa. Já do lado da oferta, os riscos de não-pagamento pela aplicação de sanções aumenta o custo de oportunidade, elevando os custos de conservação – por incluir ações extras para evitar sanções -, o que aumenta os custos de participação e portanto, o nível de pagamentos necessários para cobrir esses custos (KROEGER, 2013).

No entanto, embora haja uma tendência em reduzir a área contemplada por um dado programa de PSA, a condicionalidade também tenderá a aumentar o fluxo médio de serviços ambientais nas áreas inscritas: o monitoramento e a fiscalização adequados fornecerá um incentivo aos proprietários de terras para adotarem atividades de gerenciamento que reduzam a probabilidade de não gerar serviços ambientais. Embora isso aumente os custos de participação, também reduz a taxa ou o grau de descumprimento dos contratos de PSA para as terras que continuam a participar do programa na presença de condicionalidade (KROEGER, 2013).

Por fim, embora as iniciativas normalmente monitorem a conformidade, poucas delas têm um registro consistente de sanções aplicadas à não conformidade (ex.: redução ou interrupção de pagamentos). Isso significa que os gestores de PSA freqüentemente toleram algum grau de não conformidade. Por exemplo, Wunder, Engel e Pagiola (2008) verificaram que a aplicação da condicionalidade é baixa em programas de PSA financiados pelo governo, aparentemente devido ao desinteresse em punir os participantes não conformes por razões políticas. Nesse sentido, os gestores de PSA precisam definir o

tamanho das sanções e os níveis de monitoramento e fiscalização de forma a acomodar os diferentes objetivos (WUNDER et al., 2018).

4.4 BÔNUS DE AGLOMERAÇÃO

O bônus de aglomeração é um sistema de incentivo espacial que oferece um pagamento adicional para cada hectare de área destinado a conservação que compartilha uma fronteira comum com outra área destinada ao mesmo fim. Sob esta abordagem, os proprietários de terras não cooperativas recebem um incentivo para criar voluntariamente uma área de proteção contígua através de sua fronteira comum. Portanto, o pagamento de conservação de cada proprietário de terra depende da sua própria área conservada voluntariamente, das áreas conservadas de seus proprietários vizinhos e da localização dessas áreas no contexto da paisagem (PARKHURST et al., 2002; PARKHURST; SHOGREN, 2007).

De fato, vários estudos examinam os esforços para incentivar os proprietários rurais a coordenar seu comportamento usando bônus de aglomeração (BANERJEE et al., 2017; PARKHURST et al., 2002; PARKHURST; SHOGREN, 2007). Em geral, esses estudos mostram que o bônus de aglomeração tem potencial, mas ainda há muito a ser aprendido sobre como e por que a coordenação ocorre. Por exemplo, alguns estudos sugerem que a coordenação e, portanto, o bônus de aglomeração provavelmente funcionará melhor quando o número de provedores de serviços ambientais em potencial for pequeno ou se organizarem em grupos menores que funcionem bem (ENGEL, 2016; PARKHURST; SHOGREN, 2007). Além disso, a comunicação explícita melhora os resultados em grande parte porque pode reduzir a incerteza estratégica associada à participação e coordenação no esquema (BANERJEE et al., 2017; PARKHURST et al., 2002).

Algumas evidências experimentais sugerem, por sua vez, que a coordenação pode ser alcançada, mas o sucesso depende do tamanho e da natureza dos custos de transação. Nesse sentido, facilitar a comunicação de baixo custo entre os produtores melhoraria a probabilidade de uma coordenação bem-sucedida em direção a padrões de uso da terra socialmente desejáveis (JOHST et al., 2010). Nesse contexto, Banerjee e coautores (2017) sugeriram

que fornecer subsídios para reduzir os custos de transação durante as fases iniciais de um programa de PSA poderiam auxiliar a promover a coordenação, sugerindo que um melhor desempenho poderia persistir mesmo depois que esses subsídios forem removidos.

Johst e colaboradores (2010) encontraram um ganho de eficiência significativo no pagamento com bônus de aglomeração no caso de PSA de biodiversidade em comparação com pagamentos homogêneos. Além disso, esse autores apontam que o resultado em termos de custo-eficácia depende da interação de três mecanismos:

(i) o efeito de conectividade, ou seja, o grau em que padrão agregado de fragmentos florestais permite o aumento da dispersão das espécies em seu habitat;

(ii) o efeito de restrição de fragmento, ou seja, no caso de pagamentos homogêneos os fragmentos de menor custo são escolhidos e no caso do bônus de aglomeração apenas alguns fragmentos contidos dentro de um compartimento podem ser escolhidos, levando a escolha de áreas com maior custo (esse efeito será maior quanto mais heterogêneos forem os custos de provisão do serviço na paisagem); e

(iii) o efeito de transferência de excedente, que significa que, devido aos efeitos de limiar – que deve ser excedido para que os proprietários recebam um pagamento - alguns dos proprietários de terra serão confrontados com a escolha entre não receber qualquer pagamento e oferecer pagamentos paralelos aos agricultores cuja participação no programa seja necessária para atingir o limiar ecológico de provisão do serviço ambiental. Nesse caso, os lucros individuais seriam negativos sem o pagamentos paralelos, que, por sua vez, reduziriam o excedente geral do produtor - um efeito que é maior quando a heterogeneidade de custo entre os fragmentos na paisagem é alta (JOHST et al., 2010).

Apesar de muitas evidências teóricas, existem poucas evidências empíricas sobre a aplicação do bônus de aglomeração em programas de PSA (LIU et al., 2019). Duke e colaboradores (2015) sugerem que isso pode ocorrer devido a desafios em estimar as interdependências espaciais entre os programas e destacam a necessidade de estruturas que possam acomodar essas relações *ex post*. Ademais, a compreensão de como esse esquema de

bônus seria comunicado e compreendido pelos proprietários de terra e agricultores ainda é limitada (LIU et al., 2019).

4.6 COMENTÁRIOS CONCLUSIVOS

Programas de PSA podem ter sua eficácia aprimorada pela aplicação de informações espaciais, especialmente por meio de algumas recomendações específicas de desenho e implementação: (1) segmentação espacial (2) diferenciação de pagamento; (3) monitoramento da condicionalidade e (4) bônus de aglomeração.

A priorização espacial pode se dar pela análise de informações de custo, benefício, ameaça ou uma combinação delas. A literatura recente tem mostrado que, selecionar áreas com alto potencial de serviços ecossistêmicos (ex.: alto grau de biodiversidade) e alta ameaça (ex.: alta taxa de desmatamento), aumenta a probabilidade de obter benefícios adicionais quando comparado ao cenário de não intervenção.

Ademais, como os custos de provisão de serviços ambientais são geralmente heterogêneos, variar as ofertas de pagamento de acordo com *proxies* dos custos de provisão permite que áreas maiores sejam incluídas em um programa de PSA para um determinado orçamento. Essa medida tem o potencial de aumentar os ganhos ambientais do programa.

Além disso, a informação espacial pode ser utilizada para determinar linhas de base e gerar métricas de mapeamento de efeitos das intervenções de PSA em termos de provisão de serviços ambientais. Essas informações são essenciais para promover a eficácia do PSA por meio do cumprimento da condicionalidade, que significa que o pagamento é feito somente se o serviço for efetivamente fornecido.

Por fim, o bônus de aglomeração pode ser importante para o incremento da eficácia nos casos onde existe um potencial para aglomeração espacial de serviços ambientais. Assim, aplica-se um incentivo para criar voluntariamente uma área de proteção ambiental contígua, e o pagamento de conservação de cada proprietário de terra dependerá da sua própria área conservada voluntariamente, das áreas conservadas de seus proprietários vizinhos e da localização dessas áreas no contexto da paisagem.

CAPÍTULO 5 DESAFIOS E OPORTUNIDADES PARA A INCORPORAÇÃO DE INFORMAÇÕES ESPACIAIS EM ESQUEMAS DE PSA

O PSA é reconhecido como uma ferramenta sofisticada e exigente, que, para funcionar de forma adequada precisa ser cuidadosamente personalizado para pré-condições essenciais. Sob essa perspectiva, embora a teoria do PSA seja relativamente simples, a prática é muito mais difícil. Isso acontece particularmente nos países em desenvolvimento, que enfrentam uma infinidade de desafios de desenho institucional e governança (PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010).

A literatura recente mostra que considerar informações espaciais ao planejar e implementar esquemas de PSA pode influenciar positivamente a adicionalidade e melhorar a eficácia ambiental (CHEN et al., 2010; DE VALCK; ROLFE, 2018; DUKE et al., 2014; MOKONDOKO et al., 2018; WÜNSCHER; ENGEL, 2012). Por outro lado, uma série de desafios envolvendo custo para obtenção de dados, contexto político e institucional e justiça social devem ser considerados ao incorporar informações espaciais para o desenho e implementação de programas de PSA (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; MURADIAN et al., 2013; PASCUAL et al., 2010; STOMS; KREITLER; DAVIS, 2011).

5.1 OPORTUNIDADES PARA A INCORPORAÇÃO DE INFORMAÇÕES ESPACIAIS EM ESQUEMAS DE PSA

5.1.1 Adicionalidade

A falta de adicionalidade é apontada como um dos problemas mais graves dos programas atuais de PSA, já que pagar por serviços que não correm o risco de serem perdidos é um uso ineficiente de escassos fundos de conservação (ALIX-GARCIA; DE JANVRY; SADOULET, 2008; ENGEL, 2016; NAEEM et al., 2015; PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010). Assim, abordagens e critérios que considerem as variações espaciais podem ser aplicados para reduzir o risco de seleção adversa e compensação exagerada e, assim, contribuir para o aumento da adicionalidade.

Por exemplo, o governo mexicano introduziu uma série de critérios para escassez de água e risco de desmatamento no sistema de seleção de áreas, a fim de reduzir as perdas de eficiência derivadas da seleção adversa (MUÑOZ-PIÑA et al., 2008). Além disso, o governo da Costa Rica introduziu recentemente uma matriz prioritária que concede pontos mais altos a propriedades localizadas em áreas pré-selecionadas, como florestas, corredores biológicos, territórios indígenas e áreas localizadas em torno de nascentes d'água (PORRAS et al., 2013).

Ainda, o uso de informações sobre custos heterogêneos na provisão de serviços ambientais pode ser fundamental para aprimorar a eficácia da implementação desses programas. Para isso, em alguns casos, os agentes implementadores podem promover leilões de compras, nos quais os proprietários de terras competem por contratos de PSA, criando um incentivo para que estes revelem (algumas) informações sobre seus verdadeiros custos de oportunidade de fornecimento de serviços ambientais (LUNDBERG et al., 2018).

Desta forma, os agentes implementadores do programa estabelecem pagamentos em um nível que maximize a oferta de serviços ambientais para um determinado orçamento de PSA, de acordo com o custo de oportunidade de cada propriedade, minimizando o problema da compensação exagerada (LUNDBERG et al., 2018). Esse é o caso, por exemplo, do Programa de Conservação de Reservas dos Estados Unidos (CRP), que aplica leilões competitivos para estimar os custos de oportunidade individuais, a fim de maximizar os benefícios por dólar investido e para evitar que os proprietários de terras obtenham rendas excessivas (CHEN et al., 2010; PORRAS et al., 2013).

Na prática, a adicionalidade dependerá da interação entre contexto, *design* e implementação (BÖRNER et al., 2017). Por exemplo, Lundberg e colaboradores (2018) compararam diversos tipos de desenho de PSA e verificaram que, além da heterogeneidade dos custos de provisão, a relação entre os benefícios e os custos de provisão dos serviços ambientais e o nível de conformidade da linha de base são fundamentais para determinar qual é o tipo de desenho que maximiza a provisão de serviços ambientais para um dado orçamento.

Em locais, por exemplo, onde pagamentos diferenciados são politicamente viáveis e / ou quando a linha de base da conformidade é baixa, um leilão competitivo provavelmente será a abordagem mais eficaz. Por outro lado, a priorização espacial com foco em benefícios dos serviços ambientais será mais eficaz em casos de alta conformidade da linha de base e/ou baixo orçamento, associado a uma correlação positiva entre o custo e a provisão de serviços ambientais. Ou seja, quando áreas com maior densidade de serviços ecossistêmicos serão também a de maior custo de oportunidade (LUNDBERG et al., 2018).

Ademais, uma das questões é que garantir a adicionalidade requer estimativas realistas sobre o que teria acontecido na ausência do programa. Muitos esquemas atuais de PSA não calculam essas linhas de base (conhecidas como contrafactuais), mas apenas pagam aos proprietários de terra com base em uma atividade (ou no custo de oportunidade do uso do solo) que está sendo implementada (BENNETT, 2008; ENGEL, 2016).

Isso destaca a utilidade potencial de dados de sensoriamento remoto, complementados com monitoramento de campo, para o estabelecimento de linhas de base, que pode ser aplicada para entender as mudanças nas variáveis ecológicas como cobertura florestal ou diversidade de plantas (MOKONDOKO et al., 2018; SIMS et al., 2014). Assim, o uso de dados ecológicos e socioeconômicos acoplados a modelos econométricos pode ser útil para comparar o desempenho entre áreas com e sem intervenção (GARCIA; ABILDTRUP; STENGER, 2018).

Por fim, a aplicação de pesquisas envolvendo disciplinas ecológicas e econômicas é essencial para o manejo eficaz dos ecossistemas. Sob essa perspectiva, além de introduzir variáveis ecológicas em modelos econômicos (desde variáveis simples de solo a indicadores complexos de biodiversidade), é necessário coletar dados ambientais e econômicos para melhorar a avaliação dos serviços ecossistêmicos e ambientais e permitir um mapeamento mais abrangente que explicaria a distribuição espacial dos ecossistemas, bem como a heterogeneidade espacial das demandas por esses serviços (GARCIA; ABILDTRUP; STENGER, 2018).

Nesse contexto, incorporar dados de mapeamento de serviços ecossistêmicos pode ser uma oportunidade para melhorar a tomada de decisão

sobre os programas de PSA. Esse mapeamento consiste em um conjunto de dados espaciais vinculado a dados ecológicos e econômicos, que pode auxiliar os gestores a tomarem decisões em diferentes escalas espaciais, avaliar o impacto das mudanças nos usos da terra e nas decisões políticas e de planejamento (GARCIA; ABILDTRUP; STENGER, 2018). Por exemplo, as ferramentas de modelagem espacialmente explícitas, como o InVEST¹⁸ (*Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs*), que possibilitam mapear e valorar os serviços ecossistêmicos e permitem que os tomadores de decisão avaliem *trade-offs* associados a alternativas de gestão do solo e como o ARIES¹⁹ (*Artificial Intelligence for Ecosystem Services*) e o MIMES²⁰ (*Multi-scale Integrated Model of the Earth Systems Ecological Services*), que abordam o fluxo de serviços entre locais, além da prestação específica de serviços ecossistêmicos (GARCIA; ABILDTRUP; STENGER, 2018; WÜNSCHER; ENGEL, 2012).

5.1.2 Eficiência e eficácia

Existem evidências crescentes de que ganhos de eficiência e eficácia podem ser alcançados por meio da incorporação de melhorias no desenho do PSA, pelo aumento dos benefícios, redução de custos ou ambos. Por exemplo, Ezzine-de-Blas e coautores (2016) aplicaram uma meta-análise quantitativa de 55 esquemas de PSA para verificar quais características de desenho do PSA influenciaram os resultados ambientais. Os autores confirmaram que o maior impacto foi alcançado com a priorização espacial (para densidade e ameaça de serviços ecossistêmicos); diferenciação de pagamento (em oposição a pagamentos uniformes) e condicionalidade (por meio da implementação de monitoramento e sanção).

Alguns estudos mostram que a eficiência e a eficácia dos programas de PSA na Costa Rica, México, China e EUA podem ser substancialmente aumentadas usando um processo de seleção que integra dados espaciais de custos e benefícios, ao invés de um sistema de priorização espacial baseado

¹⁸ <https://www.naturalcapitalproject.org/invest/>

¹⁹ <http://aries.integratedmodelling.org/>

²⁰ <http://www.afordablefutures.com/orientation-to-what-we-do/services/mimes>

apenas em áreas prioritárias para conservação (DUKE et al., 2014; MOKONDOKO et al., 2018; TUANMU et al., 2016; WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2008).

Uma razão que pode explicar por que poucos esquemas de PSA implementam atualmente essas informações espaciais para o desenho dos programas é que existem custos de transação adicionais de implementação (EZZINE-DE-BLAS et al., 2016; WUNDER et al., 2018). No entanto, evidências empíricas apontam que os ganhos superam os custos da implementação da priorização espacial (ARMSWORTH et al., 2012; DUKE et al., 2015; ENGEL, 2016; EZZINE-DE-BLAS et al., 2016). Por exemplo, no programa nacional de PSA da Costa Rica, a priorização espacial aumentaria os custos administrativos em 3,8% e os custos totais em 0,3%, enquanto aumentaria os benefícios ambientais em pelo menos 14% (WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2008).

Além disso, Armsworth e coautores (2012) demonstraram que os potenciais benefícios - em termos de biodiversidade - do aprimoramento da seleção espacial e da diferenciação de pagamentos de PSA no Reino Unido eram altos. Assim, mesmo um aumento nos custos de implementação em 70% seria válido, pois os ganhos de eficiência superariam os custos de transação adicionais (ARMSWORTH et al., 2012).

No entanto, esses estudos se concentram em países com capacidade administrativa relativamente alta e boa disponibilidade de dados. Portanto, essas descobertas podem não ser generalizáveis para todos os contextos. De todo modo, o desenho do PSA envolve um *trade-off* entre a complexidade da estratégia de planejamento espacial e seu custo.

Não obstante, os resultados desses estudos são altamente relevantes para os formuladores de políticas, pois demonstram que ignorar informações espaciais pode levar a políticas equivocadas em ambientes espacialmente complexos (DUKE et al., 2015). Esses resultados não apenas demonstram os grandes ganhos de eficácia que podem ser alcançados por meio do uso de informações espaciais em programas e projetos de PSA, mas também que o tipo de informação disponível pode ser crucial.

Por exemplo, os atributos espaciais (benefícios, custos e ameaças) contribuem de maneira muito diferente para o aumento da eficiência: enquanto a integração das informações de provisão levou a aumentos moderados de

eficiência, a integração dos custos de participação aumentou significativamente a eficiência, em grande parte devido a média mais baixa de pagamentos, e, conseqüentemente, ao aumento da área total contratada (WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2008).

Por fim, o contexto econômico local pode influenciar na eficácia dos programas de PSA, já que proprietários com custo de oportunidade menor apresentam maior probabilidade de aderir a uma programa de PSA (RUGGIERO et al., 2019). Por exemplo no caso do programa nacional de PSA da Costa Rica, o declínio da atividade econômica rural contribuiu para o abandono das terras produtivas, diminuindo o custo de oportunidade da terra para atividades de regeneração e contribuindo para resultados mais eficazes do programa (DANIELS et al., 2010).

5.2 DESAFIOS PARA A INCORPORAÇÃO DE INFORMAÇÕES ESPACIAIS EM ESQUEMAS DE PSA

Apesar das melhorias na incorporação de informações espaciais no PSA em estudos de casos, a implementação do PSA no mundo real não incorpora totalmente essas lições e, em muitos casos, não reflete os avanços acadêmicos. De fato, evidências empíricas mostram que muitos projetos não abordam adequadamente a fase de projeto e avaliação desses programas (ENGEL, 2016; NAEEM et al., 2015; SALZMAN et al., 2018). A falta de dados, incertezas, preocupações sobre a equidade, questões administrativas e o fato de muitos dos programas serem financiados pelo governo podem ajudar a explicar a relutância em adotar práticas mais sofisticadas e teoricamente informadas (BÖRNER et al., 2017; WUNDER et al., 2018).

5.2.1. Disponibilidade de dados e incerteza

Embora ferramentas espaciais para quantificar e selecionar áreas tenham se mostrado valiosas, a efetiva seleção de parcelas para o PSA depende da disponibilidade de dados espacialmente explícitos e de metodologias de avaliação (STOMS; KREITLER; DAVIS, 2011; ZHANG et al., 2015).

De fato, muitos programas de PSA sofrem com a falta de dados específicos do local, em uma escala relevante para medir a heterogeneidade dos fluxos de serviços e priorizar atividades associadas à prestação de serviços, além de apresentarem informações de *proxy* (por exemplo, cobertura da terra) ao invés de métricas dos próprios serviços ambientais (MOKONDOKO et al., 2018). Tais abordagens ignoram a dinâmica complexa e multi-escala de provisão e fluxo desses serviços no ecossistema e muitas vezes não oferecem precisão suficiente para informar decisões ou analisar cenários espacialmente explícitos (VILLA et al., 2011).

Do lado do custo da provisão de serviços ambientais, também há dificuldades e incertezas na aquisição de dados - particularmente custos de oportunidade - porque são informações privadas e frequentemente previstas com base em *proxies* do custo real (ALIX-GARCIA; DE JANVRY; SADOULET, 2008; CALVET-MIR et al., 2015; NAIDOO et al., 2006). Embora a alternativa de aplicação de leilões para estimar os custos de provisão possa ser altamente eficaz na revelação de custos com fornecedores, ela é geralmente complexa e dispendiosa (FERRARO, 2008).

As agências de conservação têm, ademais, conhecimentos ou recursos limitados para formular modelos de mudança de uso da terra ou custo de aquisição em nível de paisagem (NEWBURN et al., 2005). Por isso, dados secundários e técnicas de modelagem simples são frequentemente utilizados, já que esses métodos são mais fáceis de aplicar quando há restrições de tempo, dados ou orçamento. No entanto, embora seja necessária alguma simplificação para comunicar de forma eficaz com políticos e o público em geral, a simplificação excessiva por vezes pode induzir a erros no processo de tomada de decisão (MARTÍNEZ-HARMS; BALVANERA, 2012; STOMS; KREITLER; DAVIS, 2011). Uma abordagem de complexidade intermediária pode ser a solução para lidar com diferentes níveis de capacidade em adotar o modelo (SEPPELT et al., 2011).

Na prática, como a coleta e a análise de dados podem ter altos custos, as melhorias obtidas por meio da priorização espacial e da diferenciação de pagamento devem ser comparados à sua viabilidade, que é associada criticamente ao nível dos custos de transação (por exemplo, necessidades adicionais de dados e mudanças nos procedimentos administrativos) (VAN

HECKEN, 2015; VATN, 2010). Além disso, a questão se vale a pena ou não considerar determinado critério de priorização (provisão de serviços, ameaça ou custos de provisão) dependerá da variação espacial com relação a este critério entre as áreas (BABCOCK et al., 1997; ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; FERRARO, 2003).

De todo modo, mesmo um pacote de dados limitado utilizado para priorizar benefícios ou custos ambientais pode ser muito superior a não considerar dados espaciais. Por exemplo, Chen e colaboradores (2010) descobriram que as diferenças na quantidade de benefícios ambientais obtidos entre abordagens de priorização espacial ótimas e subótimas eram muito menores do que diferenças entre qualquer uma das abordagens de priorização e a seleção aleatória de parcelas.

5.2.2. Contexto político e institucional e *trade-off* entre múltiplos objetivos

Apesar da importância da informação espacial para aprimorar a formulação de políticas, é importante reconhecer que, mesmo com os melhores dados disponíveis, os resultados de um PSA dependem, em grande medida, da interação de forças políticas, socioculturais e institucionais (NEWBURN et al., 2005; VATN, 2010). Assim, em muitos casos a eficácia dessas políticas pode ser prejudicada porque a priorização das áreas pode utilizar critérios políticos e/ou administrativos e não por uma análise espacial rigorosa dos custos e benefícios potenciais (VAN DER HORST, 2006).

Por exemplo, pagamentos flexíveis visando uma utilização eficiente dos orçamentos dos programas podem enfrentar barreiras políticas, uma vez que os pagamentos uniformes podem ser vistos pelos proprietários de terras e gestores como mais justos e transparentes (FERRARO, 2008). Isso pode ajudar a explicar por que a maioria dos programas de PSA existentes nos países em desenvolvimento emprega abordagens de pagamento estritamente fixas, como o programa de PSA na Costa Rica (PAGIOLA, 2008) ou apenas permitem variações de pagamento muito restritas com dois ou três níveis diferentes de pagamento, como o programa de PSA no México e o programa nacional de PSA da China (ALIX-GARCIA; DE JANVRY; SADOULET, 2008; BENNETT, 2008).

Portanto, a dimensão do poder na formulação de programas de PSA e a influência da interação entre atores políticos (por exemplo, ONGs, empresas ou governos) é crucial (HAUSKNOST; GRIMA; SINGH, 2017). Por exemplo, análises qualitativas do programa nacional de PSA do México por McAfee e Shapiro (2010) e Munoz-Piña e coautores (2008) descrevem como o contexto institucional e social (como o envolvimento de agências federais e ativistas rurais) transformou o desenho do PSA inicialmente com foco na eficiência para um foco direcionado para o alívio da pobreza. De fato, os fatores políticos e institucionais fora do controle do projeto podem alterar substancialmente a alocação de recursos, o que muitas vezes pode levar a decisões subótimas (TALLIS et al., 2008).

Ainda, em muitos casos, a implementação do PSA pode ser promovida sem base científica adequada e com fraca capacidade de monitorar os resultados e avaliar a conformidade, devido à urgência institucional ou à conveniência social e política (KINZIG, 2011). Por exemplo, em alguns casos, escolhas políticas podem priorizar o apoio legislativo de agências governamentais ou a captação de recursos por organizações não-governamentais, mesmo que isso reflita em um desempenho menos eficaz (DUKE; DUNDAS; MESSER, 2013; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008).

Ademais, o processo político pode introduzir restrições à custo-eficácia do PSA no que diz respeito a medidas para garantir a conformidade. De fato, especialmente em programas de PSA financiados pelo governo, as sanções podem ser um gargalo fundamental para a implementação adequada do PSA. Nesse caso, os implementadores podem temer os potenciais custos políticos associados a um sistema efetivo de sanções, como a complexidade administrativa, possíveis alegações de inequidade e perda de confiança entre os atores (WUNDER et al., 2018). Essa falta de fiscalização prejudica os resultados ambientais, porque eles podem eventualmente levar à não-conformidade generalizada (EZZINE-DE-BLAS et al., 2016; PATTANAYAK; WUNDER; FERRARO, 2010).

Assim, deve-se dar ênfase ao processo de desenho de políticas, para entender em que condições os PSA podem contribuir significativamente para a conservação dos ecossistemas, ao invés de assumi-los como panaceias políticas (OSTROM; JANSSEN; ANDERIES, 2007). Portanto, um

enquadramento político mais contextualizado, em que os pagamentos constituem apenas um entre um conjunto diversificado de soluções potenciais, pode ser uma forma mais eficaz de enfrentar os desafios socioambientais (KINZIG, 2011; MURADIAN et al., 2013).

Adicionalmente, a formação de equipes multidisciplinares, incluindo outras disciplinas sociais (por exemplo, antropologia, geografia, sociologia, história) e das ciências da vida poderia facilitar uma avaliação mais crítica da eficácia e dos *trade-offs* associados a diferentes projetos de PSA (HALPERN et al., 2013; LEWISON; AN; CHEN, 2017; PASCUAL et al., 2014). Como os sistemas de PSA não são criados em um vácuo institucional (VATN, 2010), são necessárias pesquisas adicionais para compreender as condições políticas e o desenho institucional que podem facilitar a implementação de melhorias no desenho do programa.

5.2.3. Aspectos sociais e efeitos adversos

Os padrões espaciais heterogêneos de custos, benefícios e ameaça relacionados a provisão de serviço ambientais geralmente requerem uma distribuição desigual de pagamentos para alcançar resultados ótimos de conservação (HALPERN et al., 2013). Isso significa que maximizar a eficácia ambiental do PSA pode ter implicações que afetam quem recebe e quanto (por exemplo, direcionar e diferenciar pagamentos) (PASCUAL et al., 2010) Por exemplo, nas políticas mais simplificadas que adotam pagamentos fixos, os provedores de serviços recebem algum excedente (porque o pagamento é superior ao custo de oportunidade). Uma medida de baixo custo minimizaria esse excedente, mas isso poderia prejudicar os resultados de redução da pobreza (BÖRNER et al., 2017).

Embora as avaliações de impacto sobre os efeitos do PSA no aumento do bem-estar sejam muito limitadas (CALVET-MIR et al., 2015; SAMII et al., 2014), vários estudos sugerem um *trade-off* entre eficiência e equidade nos programas de PSA. Por exemplo, muitos esquemas de pagamento falham em priorizar adequadamente áreas de alta pressão de desmatamento e alta densidade de serviços ecossistêmicos, e o mesmo tempo gerar efeitos marginalmente

positivos no alívio da pobreza (JACK; JAYACHANDRAN, 2018; KOLINJIVADI et al., 2015; SÁNCHEZ-AZOFEIFA et al., 2007).

Estudos sugerem que, com o tempo, o programa nacional de PSA mexicano aumentou seu foco na priorização com base em critérios socioeconômicos, e não ambientais, o que pode ter enfraquecido a eficácia dos programas (ALIX-GARCIA; SHAPIRO; SIMS, 2012). Além disso, o desenho de programas de PSA baseados na eficiência pode favorecer exclusivamente acordos contratuais com grandes proprietários – já que o número menor de contratos diminui os custos de transação. Por outro lado, uma abordagem focada na equidade mapearia o bem-estar de diferentes partes interessadas, levando em consideração as pessoas marginalizadas e com poucos recursos e como elas seriam afetadas pelos esquemas de PSA (PASCUAL et al., 2014).

Um grande desafio é que os programas de PSA - especialmente nos países em desenvolvimento - geralmente têm objetivos duplos de conservação e melhoria do bem-estar econômico e social (LANDELL-MILLS; PORRAS, 2002). Existe, portanto, uma tensão entre os fundamentos teóricos originais do PSA, com o objetivo de maximizar a relação custo-eficácia e as realidades local, onde é desejável incluir considerações de distribuição social de custos e benefícios (PASCUAL et al., 2014). Enquanto alguns pesquisadores afirmam que o alívio da pobreza e o desenvolvimento rural devem ser considerados potenciais benefícios colaterais, ao invés de serem objetivos primários do programa (KINZIG, 2011; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008), outros consideram os resultados sociais e ambientais igualmente importantes e intrinsecamente conectados (CORBERA; PASCUAL, 2012).

Por um lado, alguns argumentam que não há evidências do tipo de 'ganha-ganha' que motivaria a combinação da redução da pobreza com as metas de conservação nos programas de PSA, de modo que os PSA não deveriam ter objetivos de redução da pobreza como prioridade (SAMII et al., 2014). Por outro lado, desconsiderar inteiramente aspectos sociais no desenho e implementação do PSA pode prejudicar a legitimidade e a credibilidade dos esquemas, correndo o risco de comprometer a provisão de serviços ambientais a longo prazo (CORBERA; PASCUAL, 2012; HALPERN et al., 2013).

Alguns autores afirmam que os esquemas de PSA podem até induzir efeitos comportamentais adversos (ALPIZAR et al., 2014; MURADIAN et al.,

2013; PASCUAL et al., 2010). Alpizar e colaboradores (2013) afirmam que orientar pagamento visando a adicionalidade máxima pode levar à exclusão de proprietários de terras já em conformidade, eliminando motivações intrínsecas devido a percepções de injustiça. Isso pode se tornar um perigo sistêmico para o PSA, ameaçando sua aceitação local e introduzindo incentivos perversos que também se tornam uma ameaça para a eficiência a longo prazo da intervenção.

Por outro lado, as percepções locais de justiça na distribuição dos benefícios do PSA têm sido associadas a uma maior credibilidade, eficácia e apoio político do esquema e podem ser ainda mais importantes para o sucesso de um esquema do que o valor real pago pelo programa (PORRAS et al., 2013). Por exemplo, Gross-Camp e coautores (2012) analisaram um estudo de caso de PSA em um parque nacional em Ruanda e descobriram que a eficácia do programa de PSA estava relacionada positivamente com percepções de legitimidade e justiça. Nesse caso, qualquer ganho de eficiência provavelmente seria de curto prazo não for considerado justo pelos participantes (GROSS-CAMP et al., 2012).

Sob essa perspectiva, existe uma mudança em curso nos programas de PSA, particularmente na América Latina, no sentido de buscar uma abordagem mais focada na distribuição social de custos e benefícios (MUÑOZ-PIÑA et al., 2008; PAGIOLA, 2008). Por exemplo, o esquema pioneiro de PSA para conservação de florestas da Costa Rica passou a abordar as questões sociais do programa que se originaram porque grandes proprietários de terras, altamente instruídos, dominavam os esquemas (PORRAS et al., 2008). Nesse caso, a participação em áreas com baixo índice de desenvolvimento social começou a ser priorizada, eliminando a exigência do título da terra que excluía muitos agricultores pobres do acesso ao benefício (PASCUAL et al., 2014).

Da mesma forma, uma avaliação do programa nacional de PSA do México constatou que 78% dos pagamentos foram direcionados a proprietários que vivem em centros populacionais com níveis altos ou muito altos de marginalização (MUÑOZ-PIÑA et al., 2008).

O programa de incentivos “SocioPáramo” do Equador é outro exemplo de considerar aspectos sociais no planejamento do PSA. Estabelecido em 2009, o esquema prioriza os locais com base na ameaça de desmatamento e sua importância relativa em termos de armazenamento de carbono, regulação

hidrológica e conservação da biodiversidade. No entanto, o esquema também usa os níveis de pobreza rural para definir áreas prioritárias, favorecendo a alocação de recursos entre comunidades indígenas e diminuindo os pagamentos à medida que o tamanho da terra do participante aumenta, para reduzir o comportamento de busca por renda extra por grandes e influentes proprietários de terra (BREMER; FARLEY; LOPEZ-CARR, 2014).

No entanto, existem desafios consideráveis para integrar as dimensões sociais no planejamento de PSA. Envolver as partes interessadas nas negociações e na gestão de conflitos aumenta os custos e as complexidades da conservação, o que atrasa as decisões nas quais as ações são urgentes ou o dinheiro precisa ser desembolsado rapidamente. Além disso, os custos de transação aumentam com a inclusão de proprietários mais pobres (como geralmente possuem propriedades menores) (LANDELL-MILLS; PORRAS, 2002). Portanto, é necessário determinar se e em que medida os aspectos sociais podem melhorar a robustez dos resultados da conservação (PASCUAL et al., 2014) já que, em muitos casos, a inclusão das variáveis sociais como critérios de priorização pode prejudicar o resultado do PSA em termos de eficácia.

5.3 INFORMAÇÕES ESPACIAIS APRIMORAM A EFICÁCIA DE ESQUEMAS DE PSA?

A literatura recente evidencia que a melhor compreensão da natureza heterogênea dos benefícios e fluxos dos ecossistemas, a dinâmica da mudança no uso da terra e a rentabilidade dos usos alternativos da terra pode ser valiosa para aprimorar o desempenho de programas de PSA ao redor do mundo. Nessa perspectiva, a incorporação de modelos espaciais e indicadores econômicos e ecológicos no desenho de PSA pode agregar valor aos resultados ambientais e levar a melhores escolhas de investimento a partir de uma perspectiva de custo-eficácia (DUKE et al., 2015; EZZINE-DE-BLAS et al., 2016; VILLA et al., 2011).

Considerar a dimensão espacial do PSA reforça dois critérios básicos estabelecidos por Wunder (2005): o serviço ambiental deve ser bem definido – o que exige informações sobre o serviço - e o pagamento deve ser condicional – o que pressupõe a existência do monitoramento. Assim, a aplicação de dados

especiais pode aproximar o PSA ao conceito teórico da literatura que o define como um instrumento de mercado – o PSA coaseano -, buscando identificar as condições para que as intervenções sejam eficientes e destacar os princípios para um desenho ótimo.

De fato, os programas financiados pelos usuários, caracterizados por uma escala menor e um enfoque único de serviço ambiental, são geralmente mais adaptados às necessidades locais e possuem critérios de seleção de áreas e regras de condicionalidade mais fortes, sugerindo uma maior eficácia quando comparados aos programas de governo (WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008). No entanto, as condições para uma negociação coaseana entre os provedores e os beneficiários de serviços ambientais dependerão fundamentalmente dos direitos de propriedade bem estabelecidos e dos custos de transação envolvidos na obtenção dessas informações adicionais (TACCONI, 2012).

Por outro lado, o PSA pigouviano, financiado pelo governo – que representa grande parte dos esquemas existentes - também pode ser aprimorado por meio da dimensão espacial, especialmente por aprimorar a medida de adicionalidade. Como os orçamentos públicos costumam ser muito escassos para incluir todos os potenciais provedores de serviços ambientais em um único esquema, investir em áreas com alta densidade de serviços ecossistêmicos e áreas de alta ameaça pode levar a resultados mais eficazes (WUNDER et al., 2018; WUNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2008)..

Em todos os casos, considerar os parâmetros de custos tanto para priorizar área de baixo custo quanto para diferenciar os pagamentos de acordo com os diferentes níveis de custo de provisão de serviços ambientais também pode ajudar a alcançar resultados custos-eficazes no PSA (BÖRNER et al., 2017; ENGEL, 2016; JACK; JAYACHANDRAN, 2018). Se os pagamentos de PSA devem fornecer ou assegurar a prestação de serviços, então os proprietários precisam ser pagos, e as atividades realizadas na área devem ser suficiente para fornecer o serviço desejado.

Ainda, o valor do pagamento para os proprietários de terra deve ser competitivo com os custos de oportunidade. Em outras palavras, o PSA por si só fará com que as árvores valham mais em pé do que cortadas somente se os pagamentos de serviços para proprietários de terras economicamente motivados forem tão atraentes quanto, por exemplo, os valores extrativos da madeira.

Em muitos cenários, os fluxos de receita dos esquemas de PSA serão inadequados por conta própria para mudar o comportamento dos proprietários de terras e podem precisar operar em conjunto com a regulamentação ou outras estratégias. Um dos principais desafios para os programas de subsídios está na identificação dos proprietários de terras que são mais importantes para a provisão de serviços. Isso requer um mecanismo de avaliação para garantir que os fundos sejam gastos de maneira mais eficiente. Muitos programas de subsídios, no entanto, não condicionam os pagamentos à capacidade de prestação de serviços, seja por causa dos custos de transação ou pela preocupação em alcançar um objetivo duplo de redução da pobreza (SALZMAN et al., 2018).

Dentre as diferentes abordagens de planejamento com ênfase nos ganhos de eficiência, destacam-se: (1) direcionamento espacial para a seleção de prestadores de serviços ecossistêmicos (ALIX-GARCIA; DE JANVRY; SADOULET, 2008; WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2008), (2) pagamentos diferenciados (CHEN et al., 2010; EZZINE-DE-BLAS et al., 2016; WUNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2006); (3) monitoramento e condicionalidade (WUNDER, 2005, 2015) e bônus de aglomeração (PARKHURST et al., 2002; PARKHURST; SHOGREN, 2007).

Apesar da falta de avaliações de impacto sistemáticas dos programas de PSA, evidências emergentes revelam ganhos consideráveis de eficiência na aplicação dessas recomendações na formulação do projeto (MOKONDOKO et al., 2018; TUANMU et al., 2016; WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2008). Além disso, embora exista a preocupação com os custos adicionais relacionados ao aprimoramento do desenho do PSA, evidências empíricas mostraram que os ganhos de custo-benefício podem superar os custos de implementação (ARMSWORTH et al., 2012; DUKE et al., 2015; ENGEL, 2016; EZZINE-DE-BLAS et al., 2016).

Para reduzir o nível de incerteza sobre ganhos ambientais na provisão de serviços ecossistêmicos, é recomendado investir recursos na coleta de informações ecológicas e econômicas por meio de abordagens de avaliação com base em evidências sistemáticas. Como existem custos substanciais associados à essas medidas, ao desenhar melhorias em programas de PSA, esforços

devem ser feitos para manter essas melhorias custos-eficazes, amplamente disponíveis e relevantes para o desenho de políticas (DE VALCK; ROLFE, 2018).

Apesar do potencial de aumentar a sofisticação do desenho do PSA, é preciso cautela ao buscar eficácia ambiental. Embora muitos esquemas de PSA apresentem uma remuneração muito alta (em comparação com seus custos reais de provisão) e baixa eficácia ambiental, cair no extremo oposto também pode se tornar um risco (WUNDER; NELSON; NIKOLAKIS, 2014). Assim, um esquema de PSA tem que encontrar um equilíbrio razoável entre um foco de curto prazo na adicionalidade ao custo mais baixo e as percepções sociais que afetam a viabilidade política de longo prazo do PSA (WUNDER; NELSON; NIKOLAKIS, 2014).

Por fim, mecanismos de PSA são desenvolvidos em contextos ambientais, econômicos, sociais e políticos específicos e considerar as especificidades de cada programa é essencial para escolher o desenho do programa de PSA mais adequado para obter o máximo impacto na conservação (LUNDBERG et al., 2018). Atualmente, os programas de PSA são usados para atingir diversos serviços ecossistêmicos em todo o mundo. Com a ampla variedade de localizações geográficas e serviços ecossistêmicos alvo, o contexto dos programas de PSA varia muito (LUNDBERG et al., 2018). Nesse sentido, compreender as especificidades desse contexto pode ajudar a definir qual o melhor tipo de desenho visando aumentar o impacto do programa, já que o mesmo tipo de manejo em um local pode não ter o mesmo efeito na provisão de serviços ambientais em um local diferente.

Ademais, em muitos casos o PSA inclui objetivos secundários - implícitos ou explícitos - como redução da pobreza, desenvolvimento regional ou melhoria da governança, que podem ter uma influência significativa na elaboração dos programas (WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008). Como os cenários “ganha-ganha” para equidade, eficiência econômica e eficácia ambiental são raros, uma combinação de instrumentos pode ser necessária para alcançar os objetivos potencialmente conflitantes de eficiência e equidade (PORRAS et al., 2013). Neste sentido, o PSA não pode ser considerado, *a priori*, como a opção política mais eficaz em termos de custos para alcançar objetivos ambientais ou para proporcionar benefícios sociais, e deve ser considerado como apenas uma, de

um conjunto diversificado de soluções potenciais, para solucionar desafios ambientais (MURADIAN et al., 2013).

O Quadro 2 apresenta um resumo com as principais recomendações para promover a eficácia no desenho do PSA, enfatizando em que circunstâncias o PSA se tornar uma ferramenta política adequada e quais informações espaciais podem ser aplicadas visando o aumento da eficácia.

Por fim, deve-se assinalar, como no exemplo da Costa Rica, que as mudanças podem ser testadas de forma incremental (por exemplo, novos critérios e pontuações baseadas em pontos para a seleção de áreas elegíveis ao PSA) (PORRAS et al., 2013). Nesse contexto, gestores de programas de PSA podem implementar uma gestão adaptativa para possibilitar o “aprender fazendo” (KENWARD et al., 2011).

Essa abordagem exige um ciclo contínuo de *design*, implementação, monitoramento, avaliação e redefinição do projeto de programa em resposta a evidências e *feedback* das partes interessadas (SIMS et al., 2014). Tal moldura implicaria uma abordagem mais flexível e dinâmica ao PSA. Sob essa perspectiva, contratos flexíveis abririam o escopo para a renegociação de metas e objetivos à luz de mudanças sociais, econômicas e ecológicas imprevistas (ENGEL; PAGIOLA; WUNDER, 2008; PASCUAL et al., 2014).

Quadro 2. Recomendações para promover a eficácia no desenho do PSA.

Adicionalidade: promover a obtenção de benefícios adicionais quando comparado ao cenário de não intervenção	O uso de informações espaciais de custos, benefícios e ameaça pode diminuir a taxa de seleção adversa (ex. por meio da seleção de áreas com alto nível de ameaça) e reduzir as chances de uma compensação exagerada (ex. por meio de pagamentos diferenciados).
	O estabelecimento de linha de base (ex. por meio da aplicação de dados de sensoriamento remoto, monitoramento em campo e/ou mapeamento de serviços ecossistêmicos) é essencial para compreender as variáveis ecológicas e econômicas nos cenários com e sem intervenção.
Condicionabilidade: efetuar o pagamento somente se o serviço for efetivamente fornecido	O monitoramento dos serviços ambientais é etapa crucial para verificar os resultados ambientais provenientes das ações de manejo e conservação.
	A aplicação de sanções à não-conformidade é etapa fundamental para o princípio da condicionabilidade e evita um cenário de inconformidade generalizada
Priorização espacial: considerar heterogeneidade de benefícios, ameaças e custos de implementação (incluindo custos de oportunidade e de transação).	Priorizar áreas com alta ameaça e alta densidade de serviços ecossistêmicos
	Considerar áreas com médio custo de oportunidade , com o PSA sendo marginalmente mais lucrativo do que o uso da terra desejado. Para atividades menos lucrativas, é provável que o PSA seja irrelevante; para atividades substancialmente mais lucrativas, o financiamento finito tende a ficar aquém da compensação necessária.
	Os ganhos de eficiência da seleção aprimorada precisam ser comparados aos custos de implementação , considerando também os custos de implementar políticas que ignorem a complexidade espacial.
Conformidade pré-programa	Em casos de baixa conformidade e viabilidade política para pagamentos diferenciados , o leilão pode ser uma alternativa eficaz.
	Em casos de alta conformidade e baixo orçamento , a seleção de áreas com maior benefício pode gerar maior adicionalidade
Contexto político	Dar ênfase ao processo político local para entender em que condições os PSA podem contribuir significativamente para a conservação dos ecossistemas.
Especificidades locais	Considerar as peculiaridades regionais e locais tanto dos ecossistemas quanto dos custos e ameaças associados à sua conservação . Um programa nacional com apenas um nível de pagamento, sem considerar as especificidades locais, pode ser altamente ineficaz para a manutenção dos processos ecológicos básicos. Um programa em escala local tende a ser mais eficaz.
Foco no estabelecimento dos objetivos ambientais	Objetivos sociais devem, preferencialmente, ser tratados como efeitos colaterais desejáveis . No caso de considerar critérios sociais, determinar se, e em que medida, eles podem melhorar a robustez dos resultados da conservação já que, em muitos casos, a inclusão das variáveis sociais como critérios de priorização pode prejudicar o resultado do PSA em termos de eficácia.
	Encontrar um equilíbrio razoável entre um foco de curto prazo na adicionalidade ao custo mais baixo e as percepções sociais que afetam a viabilidade política de longo prazo do PSA.

Fonte: elaborado pela autora.

Por exemplo, Sims e colaboradores (2014) utilizaram o caso do programa nacional de PSA do México para demonstrar a importância da gestão adaptativa para o aprimoramento da priorização espacial do programa, e demonstraram que o programa progressivamente incorporou áreas de alta prioridade ecológica e social em resposta aos ajustes no desenho da política conduzidos pelos *feedbacks* do processo. Segundo esses autores, três fatores facilitaram o gerenciamento adaptativo no México e são importantes para a gestão da conservação: um ambiente político favorável, incluindo apoio financeiro e incentivo à experimentação do governo federal; disponibilidade de dados sociais e ambientais; e participação ativa no processo de revisão pelas partes interessadas e avaliadores externos (SIMS et al., 2014).

Um projeto de PSA adaptativo pode ajudar a garantir um equilíbrio adequado entre diferentes metas de priorização que se sobrepõem no espaço (SIMS et al., 2014). Isso poderia ser implementado, por exemplo, por meio de um sistema de informação que incluísse uma ferramenta de avaliação periódica como parte do sistema de monitoramento. Essa ferramenta se beneficiaria de um banco de dados integrado com informações (espaciais e não espaciais) das diferentes etapas do processo - adesão, informações de pagamento, dados de monitoramento e informações de renovação de contrato – de modo a informar e oferecer alternativas para uma implementação mais eficaz do programa ao longo do tempo (PORRAS et al., 2013).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O PSA é componente de um conjunto de opções de políticas alternativas que apresenta uma abordagem inovadora para solucionar falhas de mercado relacionadas à provisão de serviços ambientais e enfrentar os desafios atuais para a conservação dos ecossistemas. Originalmente, o PSA foi concebido como um instrumento eficaz na teoria econômica, com o objetivo de maximizar os resultados ambientais por meio da aplicação de recursos limitados.

No entanto, o rápido crescimento no número de programas de PSA nos últimos anos levantou preocupações sobre a adicionalidade - os resultados dos programas além do que teria ocorrido na sua ausência. De fato, as avaliações de impacto, embora ainda escassas, evidenciam que muitos projetos são baseados em fracos fundamentos científicos e a eficácia raramente é avaliada com o rigor necessário. Deste modo, existem grandes ineficácias associadas à implementação de esquemas de PSA, revelando que um desenho de projeto inadequado pode levar à alocação ineficiente de recursos financeiros e a resultados ambientais limitados ou inexistentes.

Uma das fontes de ineficácia do PSA provem do fato de que os programas têm sido construídos e implementados, muitas vezes, sem considerar a dinâmica e a natureza espacial do seu principal objeto – os serviços ecossistêmicos. Por um lado, os ecossistemas naturais estão sujeitos à complexidades espaciais como oferta, demanda e fluxo heterogêneo de serviços ecossistêmicos, bem como efeitos de conectividade, aglomeração e limiares ecológicos. Por outro lado, os sistemas humanos que se beneficiam e afetam a provisão de serviços ecossistêmicos também são altamente complexos, caracterizados por possuírem múltiplos proprietários de terra independentes, que respondem a mudanças que ocorrem nas áreas vizinhas às suas propriedades e interagem uns com os outros.

Sob essa perspectiva, utilizar modelos espaciais e ferramentas para quantificar e avaliar essas complexidades espaciais pode ajudar os tomadores de decisão a proteger locais de alta prioridade para provisão desses serviços, diferenciar pagamentos, aprimorar o monitoramento e assim melhorar a relação custo-eficácia das intervenções planejadas. O uso dessas informações aproxima o PSA de critérios importantes estabelecidos por Wunder (2005) e pode

aprimorar a relação custo-eficácia tanto em instrumentos que se assemelham ao conceito coaseano quanto a programas baseados no conceito pigouviano.

Embora haja *trade-offs* entre os custos da informação extra gerada (por exemplo, dados biofísicos, econômicos e sociais) e resultados mais precisos, a simplificação excessiva do mecanismo de PSA pode resultar em baixo custo-benefício e induzir a erros no processo de tomada de decisão. Além disso, em muitos casos os benefícios gerados pelo uso das informações adicionais superam os custos da implementação dessas estratégias.

A implementação de um mecanismo de PSA requer, também, uma compreensão cuidadosa dos contextos ecológicos e socioeconômicos específicos. A coleta de dados ecológicos e econômicos de monitoramento dos programas é crucial para acompanhar a eficácia das ações de conservação e permitir ajustes ao longo do tempo que se adequem a cada realidade local.

Sob essa perspectiva, é essencial também considerar as peculiaridades regionais e locais tanto dos ecossistemas quanto dos custos e ameaças associados à sua conservação. Nesse sentido, um programa nacional com apenas um nível de pagamento, sem considerar as especificidades locais, pode ser altamente ineficaz para a manutenção dos processos ecológicos básicos.

Ainda, na maioria dos casos associar objetivos ambientais e sociais pode minar a eficácia do instrumento, já que existem "*trade-offs*" entre os objetivos de conservação ambiental e objetivos de cunho social. Assim, visando a eficácia do instrumento, os objetivos relacionados à justiça social e desenvolvimento devem ser considerados potenciais benefícios colaterais, ao invés de serem objetivos primários do programa.

Ademais, em muitos casos a eficácia dos esquemas de PSA pode ser prejudicada pela utilização de critérios políticos e/ou administrativos e não por uma análise espacial rigorosa dos custos e benefícios, o que pode prejudicar tanto a adicionalidade quanto a condicionalidade do instrumento (quando sanções de não-conformidade não são aplicadas por falta de viabilidade política). Deste modo, deve-se dar ênfase ao processo de desenho de políticas, para entender em que condições o PSA pode contribuir significativamente para a conservação dos ecossistemas.

Em suma, o PSA é uma ferramenta de política pública exigente que precisa ser cuidadosamente projetada para alocar recursos limitados para a

conservação. Para obter melhores resultados, recomenda-se incorporar lições sobre a formulação de PSA que surgiram na última década e investir em desenhos mais sofisticados de mecanismos de PSA que garantam a implementação dos princípios de adicionalidade e condicionalidade.

Por fim, o PSA não pode ser considerado a priori como a opção de política pública mais eficaz em termos de custos para alcançar objetivos ambientais ou para proporcionar benefícios sociais. A mudança para uma estrutura de política integrada, onde os pagamentos constituem apenas uma opção dentre um conjunto diverso de soluções específicas para cada contexto, pode ser uma maneira mais eficaz de lidar com questões socioambientais. A incorporação de características sofisticadas de desenho de PSA e políticas complementares ajudará a concretizar o potencial do PSA para alcançar resultados de conservação mais eficazes.

Como recomendações para estudos futuros, sugere-se focar em análises quantitativas da eficácia do PSA e da relação benefício/custo da aplicação de informações espaciais no desenho e implementação do instrumento. Tais análises podem fornecer os números necessários para subsidiar formuladores de políticas e agentes privados a promover esquemas de PSA que resultem em impactos ambientais positivos e que maximizem a relação custo-eficácia do PSA.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ADAMS, V. M.; PRESSEY, R. L.; NAIDOO, R. Opportunity costs: Who really pays for conservation? **Biological Conservation**, [s. l.], v. 143, n. 2, p. 439–448, 2010.
- ALIX-GARCIA, J.; DE JANVRY, A.; SADOULET, E. The role of deforestation risk and calibrated compensation in designing payments for environmental services. **Environment and Development Economics**, Reino Unido, v. 13, n. 3, p. 375–394, 2008.
- ALIX-GARCIA, J. M.; SHAPIRO, E. N.; SIMS, K. R. E. Forest Conservation and Slippage: Evidence from Mexico's National Payments for Ecosystem Services Program. **Land Economics**, [s. l.], v. 88, n. 4, p. 613–638, 2012.
- ALIX-GARCIA, J.; WOLFF, H. Payment for Ecosystem Services from Forests. **Annual Review of Resource Economics**, [s. l.], v. 6, n. 1, p. 361–380, 2014.
- ALPIZAR, F.; NORDEN, A.; PFAFF, A.; ROBALINO, J. Effects of Exclusion from a Conservation Policy: Negative Behavioral Spillovers from Targeted Incentives. **Duke Environmental and Energy Economics Working Paper Series**, [s. l.], 28 p., 2014. Disponível em: <http://ssrn.com/abstract=2467666>. Acesso em 30 jun. 2019.
- ALSTON, L. J.; ANDERSSON, K. P.; SMITH, S. Payment for Environmental Services: Hypotheses and Evidence. **Annual Review of Resource Economics**, [s. l.], v. 5, p. 139-159, 2013.
- ANDO, A.; CAMM, J.; POLASKY, S.; SOLOW, A. Species Distributions, Land Values and Efficient Conservation. **Science**, [s. l.], v. 279, n. 5459, p. 2126-2128, 1998.
- ARMSWORTH, P. R.; ACS, S.; DALLIMER, M.; GASTON, K. J.; HANLEY, N.; WILSON, P. The cost of policy simplification in conservation incentive programs. **Ecology Letters**, [s. l.], v. 15, n. 5, p. 406–414, 2012.
- ARMSWORTH, P. R.; CHAN, K. M. A.; DAILY, G. C.; EHRLICH, P. R.; KREMEN, C.; RICKETTS, T. H.; SANJAYAN, M. A. Ecosystem-Service Science and the Way Forward for Conservation. **Conservation Biology**, [s. l.], v. 21, n. 6, p. 1383–1384, 2007.
- ARRIAGADA, R. A.; SILLS, E. O.; PATTANAYAK, S. K.; FERRARO, P. J. Combining qualitative and quantitative methods to evaluate participation in costa rica's program of payments for environmental services. **Journal of Sustainable Forestry**, [s. l.], v. 28, n. 3–5, p. 343–367, 2009.

- BABCOCK, B. A.; LAKSHMINARAYAN, P. G.; WU, J.; ZILBERMAN, D. Targeting Tools for the Purchase of Environmental Amenities. **Land Economics**, [s. l.], v. 73, n. 3, p. 325–339, 1997.
- BAGSTAD, K. J.; JOHNSON, G. W.; VOIGT, B.; VILLA, F. Spatial dynamics of ecosystem service flows: A comprehensive approach to quantifying actual services. **Ecosystem Services**, [s. l.], v. 4, p. 117–125, 2013.
- BALL, I. R.; POSSINGHAM, H. P.; WATTS, M. Marxan and relatives: software for spatial conservation prioritisation. In: MOLAINEN, A.; WILSON, K.A.; POSSINGHAM, H. P. 2009. In: **Spatial conservation prioritisation: Quantitative methods and computational tools**. Oxford: Oxford University Press, 2009, p. 185-195.
- BALVANERA, P.; DAILY, G. C.; EHRLICH, P. R.; RICKETTS, T. H.; BAILEY, S. A.; KARK, S.; KREMEN, C.; PEREIRA, H. Conserving biodiversity and ecosystem services. **Science**, [s. l.], v. 291, n. 5511, p. 2047, 2001.
- BANERJEE, S.; CASON, T. N.; DE VRIES, F. P.; HANLEY, N. Transaction costs, communication and spatial coordination in Payment for Ecosystem Services Schemes. **Journal of Environmental Economics and Management**, [s. l.], v. 83, p. 68–89, 2017.
- BATEMAN, I. J. Bringing the real world into economic analyses of land use value: Incorporating spatial complexity. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 26, n. SUPPL. 1, p. 30–42, 2009.
- BATEMAN, I. J.; LOVETT, A.; BRAINARD, J. **Applied Environmental Economics - A GIS Approach to Cost-Benefit Analysis**. New York: Cambridge University Press, 2003.
- BENNETT, M. T. China's sloping land conversion program: Institutional innovation or business as usual? **Ecological Economics**, [s. l.], v. 65, n. 4, p. 699–711, 2008.
- BERNARDO, C. T. da S. **Economia Ambiental e Ecologia: a proximidade se limita ao prefixo?** 2017. 274f. Tese (Doutorado em Economia) — Universidade de Brasília, Brasília, 2017.
- BÖRNER, J.; BAYLIS, K.; CORBERA, E.; EZZINE-DE-BLAS, D.; FERRARO, P. J.; HONEY-ROSÉS, J.; LAPEYRE, R.; PERSSON, U. M.; WUNDER, S. Emerging evidence on the effectiveness of tropical forest conservation. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 11, n. 11, p. 1–11, 2016.
- BÖRNER, J.; BAYLIS, K.; CORBERA, E.; EZZINE-DE-BLAS, D.; HONEY-ROSÉS, J.; PERSSON, U. M.; WUNDER, S. The Effectiveness of Payments for Environmental Services. **World Development**, [s. l.], v. 96, p. 359–374, 2017.

BOYD, J.; BANZHAF, S. What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 63, n. 2–3, p. 616–626, 2007.

BREMER, L. L.; FARLEY, K. A.; LOPEZ-CARR, D. What factors influence participation in payment for ecosystem services programs? An evaluation of Ecuador's SocioPáramo program. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 36, p. 122–133, 2014.

BURKHARD, B.; KROLL, F.; NEDKOV, S.; MÜLLER, F. Mapping ecosystem service supply, demand and budgets. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 21, p. 17–29, 2012.

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

CHAN, K. M. A.; SHAW, M. R.; CAMERON, D. R.; UNDERWOOD, E. C.; DAILY, G. C. Conservation planning for ecosystem services. **PLoS Biology**, [s. l.], v. 4, n. 11, p. 2138–2152, 2006.

CHEN, X.; LUPI, F.; VIÑA, A.; HE, G.; LIU, J. Using cost-effective targeting to enhance the efficiency of conservation investments in payments for ecosystem services. **Conservation Biology**, [s. l.], v. 24, n. 6, p. 1469–1478, 2010.

CIMON-MORIN, J.; DARVEAU, M.; POULIN, M. Towards systematic conservation planning adapted to the local flow of ecosystem services. **Global Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 2, p. 11–23, 2014.

CIMON-MORIN, J. Ô.; DARVEAU, M.; POULIN, M. Fostering synergies between ecosystem services and biodiversity in conservation planning: A review. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 166, p. 144–154, 2013.

CIRIACY-WANTRUP. The Economics of Environmental Policy. **Land Economics**, Wisconsin, v. 47, n. 1, p. 36–45, 1971.

COASE, R. H. The problem of social cost. **Journal of Law and Economics**, Chicago, v. 3, p. 1–44, 1960.

CORBERA, E.; BROWN, K.; ADGER. The equity and legitimacy of markets for ecosystem services. **Development and Change**, Oxford, v. 38, n. 4, p. 587–613, 2007.

CORBERA, E.; PASCUAL, U. Ecosystem Services: Heed Social Goals. **Science**, [s. l.], v. 335, n. 6, p. 655–656, 2012.

COSTANZA, R. Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 141, p. 350–352, 2008.

COSTANZA, R.; D'ARGE, R.; DE GROOT, R.; FARBER, S.; GRASSO, M.; HANNON, B.; LIMBURG, K.; NAEEM, S.; O'NEILL, R. V.; PARUELO, J.; RASKIN, R. G.; SUTTON, P.; VAN DEN BELT, M. The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, [s. l.], v. 38, n. 386, p. 253–260, 1998.

COSTEDOAT, S.; CORBERA, E.; EZZINE-DE-BLAS, D.; HONEY-ROSÉS, J.; BAYLIS, K.; CASTILLO-SANTIAGO, M. A. How effective are biodiversity conservation payments in Mexico? **PLoS ONE**, [s. l.], v. 10, n. 3, p. 1–20, 2015.

COWLING, R. M.; EGOH, B.; KNIGHT, A. T.; O'FARRELL, P. J.; REYERS, B.; ROUGET, M.; ROUX, D. J.; WELZ, A.; WILHELM-RECHMAN, A. An operational model for mainstreaming ecosystem services for implementation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s. l.], v. 105, n. 28, p. 9483–9488, 2008.

DAILY, G. C. Introduction: What are Ecosystem Services? In:_____. *Natures's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems*. 1. ed. Washington: Island Press, 1997, p. 1-10.

DANIELS, A. E.; BAGSTAD, K.; ESPOSITO, V.; MOULAERT, A.; MANUEL, C. Understanding the impacts of Costa Rica ' s PES : Are we asking the right questions ? *Ecological Economics*, [s. l.], v. 69, n. 11, p. 2116–2126, 2010.

DE GROOT, R. S.; WILSON, M. A.; BOUMANS, R. M. J. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 41, n. 3, p. 393–408, 2002.

DE VALCK, J.; ROLFE, J. Spatial Heterogeneity in Stated Preference Valuation: Status, Challenges and Road Ahead. **International Review of Environmental and Resource Economics**, [s. l.], v. 11, n. 4, p. 355–422, 2018.

DELACOTE, P.; ROBINSON, E. J. Z.; ROUSSEL, S. Deforestation , leakage and avoided deforestation policies : A spatial analysis. **Resource and Energy Economics**, [s. l.], v. 45, p. 192–210, 2016.

DESMET, P. G. Using landscape fragmentation thresholds to determine ecological process targets in systematic conservation plans. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 221, n. January, p. 257–260, 2018.

DUKE, J. M.; DUNDAS, S. J.; JOHNSTON, R. J.; MESSER, K. D. Prioritizing payment for environmental services: Using nonmarket benefits and costs for optimal selection. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 105, p. 319–329, 2014.

DUKE, J. M.; DUNDAS, S. J.; JOHNSTON, R. J.; MESSER, K. D. The effect of spatial interdependencies on prioritization and payments for environmental services. **Land Use Policy**, [s. l.], v. 48, p. 341–350, 2015.

DUKE, J. M.; DUNDAS, S. J.; MESSER, K. D. Cost-effective conservation planning: Lessons from economics. **Journal of Environmental Management**, [s. l.], v. 125, p. 126–133, 2013.

EHRlich, P. R.; EHRlich, A. H. **Extinction**: the causes and consequences of the disappearance of species. 1. ed. New York: Ballantine Books, 1981. 305 p.

ENGEL, S. The Devil in the Detail: A Practical Guide on Designing Payments for Environmental Services. **International Review of Environmental and Resource Economics**, [s. l.], v. 9, p. 131–177, 2016.

ENGEL, S.; PAGIOLA, S.; WUNDER, S. Designing payments for environmental services in theory and practice: An overview of the issues. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 65, n. 4, p. 663–674, 2008.

EZZINE-DE-BLAS, D.; WUNDER, S.; RUIZ-PÉREZ, M.; DEL PILAR MORENO-SANCHEZ, R. Global patterns in the implementation of payments for environmental services. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 11, n. 3, p. 1–16, 2016.

FAHRIG, L. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, [s. l.], v. 34, n. 1, p. 487–515, 2003.

FERRARO, P. J. Assigning Priority to Environmental Policy Interventions in a Heterogeneous World. **Journal of Policy Analysis and Management**, [s. l.], v. 22, n. 1, p. 27–43, 2003.

FERRARO, P. J. Asymmetric information and contract design for payments for environmental services. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 65, n. 4, p. 810–821, 2008.

FERRARO, P. J.; PATTANAYAK, S. K. Money for Nothing? A Call for Empirical Evaluation of Biodiversity Conservation Investments. **PLoS Biology**, [s. l.], v. 4, n. 4, p. e105, 2006.

FISHER, B.; TURNER, R. K.; MORLING, P. Defining and classifying ecosystem services for decision making. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 68, n. 3, p. 643–653, 2009.

FLETCHER, R.; BREITLING, J. Market mechanism or subsidy in disguise? Governing payment for environmental services in Costa Rica. **Geoforum**, [s. l.], v. 43, n. 3, p. 402–411, 2012.

FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS.

Paying farmers for environmental services. 2007. Disponível em: <
<http://www.fao.org/publications/sofa/2007/en/>>. Acesso em: 26 set. 2019.

GARCIA, S.; ABILDTRUP, J.; STENGER, A. How does economic research contribute to the management of forest ecosystem services? **Annals of Forest Science**, [s. l.], v. 75, n. 2, 2018.

GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; DE GROOT, R.; LOMAS, P. L.; MONTES, C. The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 69, n. 6, p. 1209–1218, 2010.

GROSS-CAMP, N. D.; MARTIN, A.; MCGUIRE, S.; KEBEDE, B.; MUNYARUKAZA, J. Payments for ecosystem services in an African protected area: exploring issues of legitimacy, fairness, equity and effectiveness. **Oryx**, Cambridge, v. 46, n. 1, p. 24–33, 2012.

GUEDES, F. B.; SEEHUSEN, S. E. (Org.). **Pagamentos por serviços ambientais na Mata Atlântica.** Lições aprendidas e desafios. Brasília: MMA, 2011. 272 p.

HAINES-YOUNG, R. H.; POTSCHIN, M. P. The links between biodiversity, ecosystem services and human well-being. In: RAFAELLI, D. G.; FRID L. J. F. **Ecosystem Ecology: a new synthesis.** Cambridge: Cambridge University Press, 2010, p. 110-139.

HALL, R. E.; LIEBERMAN, M. Economics: Principles and Applications. **Handbook of Social Choice and Welfare.** 2. ed. [s. l.]: Thomson/South-Western; 2003. 873 p.

HALPERN, B. S.; KLEIN, C. J.; BROWN, C. J.; BEGER, M.; GRANTHAM, H. S.; MANGUBHAI, S.; RUCKELSHAUS, M.; TULLOCH, V. J.; WATTS, M.; WHITE, C.; POSSINGHAM, H. P. Achieving the triple bottom line in the face of inherent trade-offs among social equity, economic return, and conservation. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s. l.], v. 110, n. 15, p. 6229–6234, 2013.

HANLEY, N.; SHOGREN, J. F.; WHITE, B. Market failure. In: HANLEY, N.; SHOGREN, J. F.; WHITE, B. **Environmental Economics: In Theory & Practice.** 2. ed. London: Palgrave Macmillan, 2007, p. 43-81.

HANLEY, N.; WHITE, B. Incentivizing the Provision of Ecosystem Services. **International Review of Environmental and Resource Economics**, [s. l.], v. 7, n. 3–4, p. 299–331, 2014.

- HAUSKNOST, D.; GRIMA, N.; SINGH, S. J. The political dimensions of Payments for Ecosystem Services (PES): Cascade or stairway? **Ecological Economics**, [s. l.], v. 131, p. 109–118, 2017.
- HONEY-ROSÉS, J.; BAYLIS, K.; RAMÍREZ, M. I. A Spatially Explicit Estimate of Avoided Forest Loss. **Conservation Biology**, [s. l.], v. 25, n. 5, p. 1032–1043, 2011.
- HUGGETT, A. J. The concept and utility of “ecological thresholds” in biodiversity conservation. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 124, n. 3, p. 301–310, 2005.
- JACK, B. K.; JAYACHANDRAN, S. Self-selection into payments for ecosystem services programs. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s. l.], v. 116, n. 12, p. 5326–5333, 2018.
- JACK, B. K.; KOUSKY, C.; SIMS, K. R. E. Designing payments for ecosystem services: Lessons from previous experience with incentive-based. **PNAS**, [s. l.], v. 105, n. 28, p. 9465–9470, 2008.
- JOHST, K.; SHOGREN, J. F.; DRECHSLER, M.; WA, F. An agglomeration payment for cost-effective biodiversity conservation in spatially structured landscapes. **Resource and Energy Economics**, [s. l.], v. 32, n. 2, p. 261–275, 2010.
- KANDZIORA, M.; BURKHARD, B.; MÜLLER, F. Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators: A theoretical matrix exercise. **Ecological Indicators**, [s. l.], v. 28, p. 54–78, 2013.
- KARSENTY, A.; EZZINE-DE-BLAS, D. PES, markets and property rights: a comment on Wunder’s revisited concept of PES and a proposal of conceptual framework. **HAL working paper**, [s. l.] 2016, 16 p. Disponível em: <<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01262380>>
- KENWARD, R. E.; WHITTINGHAM, M. J.; ARAMPATZIS, S.; MANOS, B. D.; HAHN, T.; TERRY, A.; SIMONCINI, R.; ALCORN, J.; BASTIAN, O.; DONLAN, M.; ELWE, K.; FRANZEN, F.; KARACSONYI, Z.; LARSSON, M.; MANOU, D.; NAVODARU, I.; PAPADOPOULOU, O.; PAPATHANASIOU, J.; VON RAGGAMBY, A.; SHARP, R. J. A.; SODERQVIST, T.; SOUTUKORVA, A.; VAVROVA, L.; AEBISCHER, N. J.; LEADER-WILLIAMS, N.; RUTZ, C. Identifying governance strategies that effectively support ecosystem services, resource sustainability, and biodiversity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s. l.], v. 108, n. 13, p. 5308–5312, 2011.
- KINZIG, A. P.; PERRINGS, C.; CHAPIN F. S.; POLASKY, S.; SMITH, V. K.; TILMAN, D.; TURNER B. L. Paying for Ecosystem Services. **Science**, [s. l.], v. 334, n. 6056, p. 603-604, 2011.

KOLINJIVADI, V.; GRANT, A.; ADAMOWSKI, J.; KOSOY, N. Juggling multiple dimensions in a complex socio-ecosystem: The issue of targeting in payments for ecosystem services. **Geoforum**, [s. l.], v. 58, p. 1–13, 2015.

KROEGER, T. The quest for the “optimal” payment for environmental services program: Ambition meets reality, with useful lessons. **Forest Policy and Economics**, [s. l.], v. 37, p. 65–74, 2013.

KUKKALA, A. S.; MOILANEN, A. Ecosystem services and connectivity in spatial conservation prioritization. **Landscape Ecology**, [s. l.], v. 32, n. 1, p. 5–14, 2017.

LANDELL-MILLS, N.; PORRAS, I. T. Silver bullet or fools’ gold? **Nature**, [s. l.], v. 240, n. 5376, p. 66, 2002.

LE VELLY, G.; DUTILLY, C. Evaluating payments for environmental services: Methodological challenges. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 11, n. 2, p. 1–20, 2016.

LEWIS, D. J.; PLANTINGA, A. J.; NELSON, E.; POLASKY, S. The efficiency of voluntary incentive policies for preventing biodiversity loss. **Resource and Energy Economics**, [s. l.], v. 33, n. 1, p. 192–211, 2011.

LEWIS, D. J.; WU, J. Land-Use Patterns and Spatially Dependent Ecosystem Services : Some Microeconomic Foundations. **International Review of Environmental and Resource Economics**, [s. l.], v. 8, p. 191–223, 2014.

LEWISON, R. L.; AN, L.; CHEN, X. Reframing the payments for ecosystem services framework in a coupled human and natural systems context: strengthening the integration between ecological and human dimensions. **Ecosystem Health and Sustainability**, [s. l.], v. 3, n. 5, p. 1335931, 2017.

LIU, J.; LI, S.; OUYANG, Z.; TAM, C.; CHEN, X. Ecological and socioeconomic effects of China’s policies for ecosystem services. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s. l.], v. 105, n. 28, p. 9477–9482, 2008.

LIU, Z.; XU, J.; YANG, X.; TU, Q.; HANLEY, N. Performance of Agglomeration Bonuses in Conservation Auctions : Lessons from a Framed Field Experiment. **Environmental and Resource Economics**, [s. l.], v. 73, n. 3, p. 843–869, 2019.

LUNDBERG, L.; PERSSON, U. M.; ALPIZAR, F.; LINDGREN, K. Context Matters: Exploring the Cost-effectiveness of Fixed Payments and Procurement Auctions for PES. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 146, p. 347–358, 2018.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, [s. l.], v. 405, n. 6783, p. 243–53, 2000.

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

MARTÍNEZ-HARMS, M. J.; BALVANERA, P. Methods for mapping ecosystem service supply: A review. **International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services and Management**, [s. l.], v. 8, n. 1–2, p. 17–25, 2012.

MARTINEZ-HARMS, M. J.; BRYAN, B. A.; BALVANERA, P.; LAW, E. A.; RHODES, J. R.; POSSINGHAM, H. P.; WILSON, K. A. Making decisions for managing ecosystem services. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 184, p. 229–238, 2015.

METZGER, J.P. O Código Florestal tem base científica? **Natureza e Conservação**, São Paulo, v. 8, n. 1, p. 92-99, 2010.

MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT. **Ecosystems and Human Well-being: Synthesis**. A Report of the Millennium Ecosystem Assessment. Washington: Island Press, 2005. 155p.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Convenção sobre a Diversidade Biológica**, CDB, Brasília: MMA. 2000. 32 p. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/estruturas/sbf_dpg/_arquivos/cdbport.pdf>. Acesso em: 20 nov. 2016.

MITCHELL, M. G. E.; BENNETT, E. M.; GONZALEZ, A. Linking Landscape Connectivity and Ecosystem Service Provision: Current Knowledge and Research Gaps. **Ecosystems**, [s. l.], v. 16, n. 5, p. 894–908, 2013.

MITCHELL, M. G. E.; SUAREZ-CASTRO, A. F.; MARTINEZ-HARMS, M.; MARON, M.; MCALPINE, C.; GASTON, K. J.; JOHANSEN, K.; RHODES, J. R. Reframing landscape fragmentation's effects on ecosystem services. **Trends in Ecology and Evolution**, [s. l.], v. 30, n. 4, p. 190–198, 2015.

MOKONDOKO, P.; MANSON, R. H.; RICKETTS, T. H.; GEISSERT, D. Spatial analysis of ecosystem service relationships to improve targeting of payments for hydrological services. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 13, n. 2, p. 1–27, 2018.

MOONEY, H. A.; EHRLICH, P. R. Ecosystem services: a fragmente history. In: DAILY, G. C. **Natures's Services: Societal Dependence on Natural Ecosystems**. 1. ed. Washington: Island Press, 1997, p. 11-19.

MUELLER, C. C. **Os economistas e as relações entre o sistema econômico e o meio ambiente**. 1º reimpressão. Brasília: Editora Universidade de Brasília, 2012. 562p.

MUÑOZ-PIÑA, C.; GUEVARA, A.; TORRES, J. M.; BRAÑA, J. Paying for the

hydrological services of Mexico's forests: Analysis, negotiations and results. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 65, n. 4, p. 725–736, 2008.

MURADIAN, R. Ecological thresholds: A survey. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 38, n. 1, p. 7–24, 2001.

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.; NORGAARD, R.; OZKAYNAK, B.; PASCUAL, U.; PENGUE, W.; PEREZ, M.; PESCHE, D.; PIRARD, R.; RAMOS-MARTIN, J.; RIVAL, L.; SAENZ, F.; VAN HECKEN, G.; VATN, A.; VIRA, B.; URAMA, K. Payments for ecosystem services and the fatal attraction of win-win solutions. **Conservation Letters**, [s. l.], v. 6, n. 4, p. 274–279, 2013.

MURADIAN, R.; CORBERA, E.; PASCUAL, U.; KOSOY, N.; MAY, P. H. Reconciling theory and practice: An alternative conceptual framework for understanding payments for environmental services. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 69, n. 6, p. 1202–1208, 2010.

NAEEM, S.; INGRAM, J. C.; VARGA, A.; AGARDY, T.; BARTEN, P.; BENNETT, G.; BLOOMGARDEN, E.; BREMER, L. L.; BURKILL, P.; CATTAN, M.; CHING, C.; COLBY, M.; COOK, D. C.; COSTANZA, R.; DECLERCK, F.; FREUND, C.; GARTNER, T.; GUNDERSON, J.; JARRETT, D.; KINZIG, A. P.; KISS, A.; KOONTZ, A.; KUMAR, P.; LASKY, J. R.; MASOZERA, M.; MEYERS, D.; MILANO, F.; NICHOLS, E.; OLANDER, L.; OLMSTED, P.; PERGE, E.; PERRINGS, C.; POLASKY, S.; POTENT, J.; PRAGER, C.; QUÉTIER, F.; REDFORD, K.; SATERSON, K.; THOUMI, G.; VARGAS, M. T.; VICKERMAN, S.; WEISSER, W.; WILKIE, D.; WUNDER, S. Get the science right when paying for nature's services. **Science**, [s. l.], v. 347, n. 6227, p. 1206–1207, 2015.

NAIDOO, R.; BALMFORD, A.; FERRARO, P. J.; POLASKY, S.; RICKETTS, T. H.; ROUGET, M. Integrating economic costs into conservation planning. **Trends in Ecology and Evolution**, [s. l.], v. 21, n. 12, p. 681–687, 2006.

NEWBURN, D.; REED, S.; BERCK, P.; MERENLENDER, A. Economics and land-use change in prioritizing private land conservation. **Conservation Biology**, [s. l.], v. 19, n. 5, p. 1411–1420, 2005.

NOGUEIRA, J. M. **Mercado ou Governo?** O dilema dos esquemas de pagamentos por serviços ambientais no Brasil. Relatório de Inteligência. Brasília: Instituto CNA, 2013. 29 p.

ODUM, E. P.; BARETT, G. W. **Fundamentals of Ecology**. 5. ed. Philadelphia: W. B. Saunders Company, 1972. 533p.

OSTROM, E. **Governing the commons**. The evolution of institutions for collective action. 1. ed. Cambridge: Cambridge University Press, 1990. 280 p.

OSTROM, E.; JANSSEN, M. A.; ANDERIES, J. M. Going beyond panaceas. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, Estados Unidos da América, v. 104, n. 39, p. 15176–15178, 2007.

PAGIOLA, S. Payments for environmental services in Costa Rica. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 65, n. 4, p. 712–724, 2008.

PAGIOLA, S.; HONEY-ROSÉS, J.; FREIRE-GONZÁLEZ, J. Evaluation of the permanence of land use change induced by payments for environmental services in Quindío, Colombia. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 11, n. 3, p. 1–18, 2016.

PAGIOLA, S.; PLATAIS, G. Payment for Environmental Services. **Environmental Strategy Notes**, [s. l.], n. 3, 2002.

PARKHURST, G. M.; SHOGREN, J. F. Spatial incentives to coordinate contiguous habitat. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 64, n. 2, p. 344–355, 2007.

PARKHURST, G. M.; SHOGREN, J. F.; BASTIAN, C.; KIVI, P.; DONNER, J.; SMITH, R. B. W. Agglomeration bonus: An incentive mechanism to reunite fragmented habitat for biodiversity conservation. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 41, n. 2, p. 305–328, 2002.

PASCUAL, U.; MURADIAN, R.; RODRÍGUEZ, L. C.; DURAIAPPAH, A. Exploring the links between equity and efficiency in payments for environmental services: A conceptual approach. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 69, n. 6, p. 1237–1244, 2010.

PASCUAL, U.; PHELPS, J.; GARMENDIA, E.; BROWN, K.; CORBERA, E.; MARTIN, A.; GOMEZ-BAGGETHUN, E.; MURADIAN, R. Social equity matters in payments for ecosystem services. **BioScience**, Oxford, v. 64, n. 11, p. 1027–1036, 2014.

PATTANAYAK, S. K.; WUNDER, S.; FERRARO, P. J. Show me the money: Do payments supply environmental services in developing countries? **Review of Environmental Economics and Policy**, Oxford, v. 4, n. 2, p. 254–274, 2010.

PERMAN, R.; MA, Y.; MCGILVRAY, J.; COMMON, M. **Natural Resource and Environmental Economics**. 3. ed. Reino Unido: Pearson Educated Limited, 2003.

PETERSON, M. J.; HALL, D. M.; FELDPAUSCH-PARKER, A. M.; PETERSON, T. R. Obscuring ecosystem function with application of the ecosystem services concept: Essay. **Conservation Biology**, [s. l.], v. 24, n. 1, p. 113–119, 2010.

PINDYCK, R. S.; RUBINFELD, D. L. **Microeconomia**. 6. ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2006. 641p.

POLASKY, S.; LEWIS, D. J.; PLANTINGA, A. J.; NELSON, E. Implementing the optimal provision of ecosystem services. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, [s. l.], v. 111, n. 17, p. 6248–6253, 2014.

PORRAS, I.; BARTON, D. N.; MIRANDA, M.; CHACÓN-CASCANTE, A. **Learning from 20 years of payments for ecosystem services in Costa Rica**. [s.l: s.n.]. Disponível em: <<http://pubs.iied.org/16514IIED.html>>

PORRAS, I.; GREIG-GRAN, M.; NEVES, N.; DEVELOPMENT, I. I. for E. and. **All that glitters: a review of payments for watershed services in developing countries**. 1. ed. London: International Institute for Environment and Development, 2013. Disponível em: <<http://www.iied.org/pubs/pdfs/13542IIED.pdf>>. Acesso em 20 jun. 2019.

RICKLEFS, R. **The Economy of Nature**. 6. ed. New York: W. H. Freeman and Company, 2008. 620 p.

ROBALINO, J. A.; PFAFF, A. Contagious development: Neighbor interactions in deforestation. **Journal of Development Economics**, [s. l.], v. 97, n. 2, p. 427–436, 2012.

RODE, J.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; KRAUSE, T. Motivation crowding by economic incentives in conservation policy: A review of the empirical evidence. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 117, p. 270–282, 2015.

ROSA DA CONCEIÇÃO, H.; BÖRNER, J.; WUNDER, S. Why were upscaled incentive programs for forest conservation adopted? Comparing policy choices in Brazil, Ecuador, and Peru. **Ecosystem Services**, [s. l.], v. 16, p. 243–252, 2015.

ROSENBERG, R. **Mecanismos Voluntários de Pagamentos por Serviços Ambientais: Por que não ocorrem no Brasil? Um estudo focado em empresas de geração hidrelétrica e de abastecimento público de água**. 2012. 126 f. Dissertação (Mestrado em Economia)-Faculdade de Economia, Administração e Contabilidade, Departamento de Economia, Universidade de Brasília, Brasília, 2012.

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

RUNTING, R. K.; BRYAN, B. A.; DEE, L. E.; MASEYK, F. J. F.; MANDLE, L.; HAMEL, P.; WILSON, K. A.; YETKA, K.; POSSINGHAM, H. P.; RHODES, J. R. Incorporating climate change into ecosystem service assessments and decisions: a review. **Global Change Biology**, [s. l.], v. 23, n. 1, p. 28–41, 2017.

SALZMAN, J.; BENNETT, G.; CARROLL, N.; GOLDSTEIN, A.; JENKINS, M. The global status and trends of Payments for Ecosystem Services. **Nature Sustainability**, [s. l.], v. 1, n. 3, p. 136–144, 2018.

SAMII, C.; LISIECKI, M.; KULKARNI, P.; CHAVIS, L. **Effects of payment for environmental services (PES) on deforestation and poverty in low- and middle-income countries**. 1. ed. Noruega: Campbell Colaborations, 2014. 95 p. Disponível em: <<https://campbellcollaboration.org/library/payment-for-environmental-services-deforestation-poverty.html>>. Acesso em 23 jun. 2019

SÁNCHEZ-AZOFEIFA, G. A.; PFAFF, A.; ROBALINO, J. A.; BOOMHOWER, J. P. Costa Rica's payment for environmental services program: Intention, implementation, and impact. **Conservation Biology**, [s. l.], v. 21, n. 5, p. 1165–1173, 2007.

SCHOMERS, S.; MATZDORF, B. Payments for ecosystem services: A review and comparison of developing and industrialized countries. **Ecosystem Services**, [s. l.], v. 6, p. 16–30, 2013.

SCHRÖTER, M.; REMME, R. P. Spatial prioritisation for conserving ecosystem services: comparing hotspots with heuristic optimisation. **Landscape Ecology**, [s. l.], v. 31, n. 2, p. 431–450, 2016.

SCHRÖTER, M.; RUSCH, G. M.; BARTON, D. N.; BLUMENTRATH, S.; NORDÉN, B. Ecosystem services and opportunity costs shift spatial priorities for conserving forest biodiversity. **PLoS ONE**, [s. l.], v. 9, n. 11, 2014.

SCHWARZE, R.; NILES, J. O.; OLANDER, J. Understanding and managing leakage in forest-based greenhouse-gas-mitigation projects. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, [s. l.], v. 360, n. 1797, p. 1685–1703, 2002.

SEPPELT, R.; DORMANN, C. F.; EPPINK, F. V.; LAUTENBACH, S.; SCHMIDT, S. A quantitative review of ecosystem service studies: Approaches, shortcomings and the road ahead. **Journal of Applied Ecology**, [s. l.], v. 48, n. 3, p. 630–636, 2011.

SIMS, K. R. E.; ALIX-GARCIA, J. M.; SHAPIRO-GARZA, E.; FINE, L. R.; RADELOFF, V. C.; ARONSON, G.; CASTILLO, S.; RAMIREZ-REYES, C.; YAÑEZ-PAGANS, P. Improving Environmental and Social Targeting through Adaptive Management in Mexico's Payments for Hydrological Services Program. **Conservation Biology**, [s. l.], v. 28, n. 5, p. 1151–1159, 2014.

SOMMERVILLE, M. M.; MILNER-GULLAND, E. J.; JONES, J. P. G. The challenge of monitoring biodiversity in payment for environmental service interventions. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 144, n. 12, p. 2832–2841, 2011.

STERNER, T.; CORIA, J. **Policy Instruments for Environmental and Natural Resource Management**. 2 ed. New York: RFF Press, 2012. 638 p.

STOMS, D. M.; KREITLER, J.; DAVIS, F. W. The power of information for targeting cost-effective conservation investments in multifunctional farmlands. **Environmental Modelling and Software**, [s. l.], v. 26, n. 1, p. 8–17, 2011.

STUDY OF CRITICAL ENVIRONMENTAL PROBLEMS. **Man's Impact On The Global Environment**. Assessment recommendation for action. 1. ed. Massachusetts: MIT Press, 1970. 319 p.

TACCONI, L. Redefining payments for environmental services. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 73, p. 29–36, 2012.

TAIT, P.; BASKARAN, R.; CULLEN, R.; BICKNELL, K. Nonmarket valuation of water quality: Addressing spatially heterogeneous preferences using GIS and a random parameter logit model. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 75, p. 15–21, 2012.

TALLIS, H.; KAREIVA, P.; MARVIER, M.; CHANG, A. An ecosystem services framework to support both practical conservation and economic development. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, [s. l.], v. 105, n. 28, p. 9457–9464, 2008.

TALLIS, H.; LESTER, S. E.; RUCKELSHAUS, M.; PLUMMER, M.; MCLEOD, K.; GUERRY, A.; ANDELMAN, S.; CALDWELL, M. R.; CONTE, M.; COPPS, S.; FOX, D.; FUJITA, R.; GAINES, S. D.; GELFENBAUM, G.; GOLD, B.; KAREIVA, P.; KIM, C. ki; LEE, K.; PAPENFUS, M.; REDMAN, S.; SILLIMAN, B.; WAINGER, L.; WHITE, C. New metrics for managing and sustaining the ocean's bounty. **Marine Policy**, [s. l.], v. 36, n. 1, p. 303–306, 2012.

TAYLOR, P. D.; FAHRIG, L.; HENEIN, K.; MERRIAM, G. Connectivity is a vital element of landscape structure. **Oikos**, [s. l.], v. 68, n. 3, p. 571–573, 1993.

TEEB. **The economics of ecosystems and biodiversity - An interim report**. Alemanha: European Communities, 2008. 64p.

TIETENBERG, T.; LEWIS, L. **Environmental & Natural Resource Economics**. 10. ed. Reino Unido: Pearson Educated Limited, 2015. 632 p.

TISDELL, C. A. **Economics of environmental conservation**. 2. ed. Massachusetts: Edward Elgar Publishing Limited, 2005. 288 p.

- TITO, M. R.; ORTIZ, R. A. **Projeto Apoio aos Diálogos Setoriais EU-Brasil.** Pagamentos por serviços ambientais: desafios para estimular a demanda empresarial. Brasília: MMA, 2013. 52 p. Disponível em: <http://sectordialogues.org/sites/default/files/mmaa_-_publicacao_-_5_convocatoria_-_portugues.pdf>. Acesso em 12 abr. 2019.
- TOMSCHA, S. A.; GERGEL, S. E. Ecosystem service trade-offs and synergies misunderstood without landscape history. **Ecology and Society**, [s. l.], v. 21, n. 1, 2016.
- TUANMU, M. N.; VIÑA, A.; YANG, W.; CHEN, X.; SHORTRIDGE, A. M.; LIU, J. Effects of payments for ecosystem services on wildlife habitat recovery. **Conservation biology**, [s. l.], v. 30, n. 4, p. 827–835, 2016.
- VAN DER HOEK, Y.; ZUCKERBERG, B.; MANNE, L. L. Application of habitat thresholds in conservation: Considerations, limitations, and future directions. **Global Ecology and Conservation**, [s. l.], v. 3, p. 736–743, 2015.
- VAN DER HORST, D. Spatial cost–benefit thinking in multi-functional forestry; towards a framework for spatial targeting of policy interventions. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 59, p. 171–180, 2006.
- VAN HECKEN, G; BASTIAENSEN, J.; WINDEY, C. **The frontiers of the debate on Payments for Ecosystem Services:** A proposal for innovative future research. Antwerp: Institute of Development Policy and Management, 2015. 52 p.
- VARIAN, H. R. **Microeconomia. Princípios básicos.** 7. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2006.
- VATN, A. An institutional analysis of payments for environmental services. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 69, n. 6, p. 1245–1252, 2010.
- VERHAGEN, W.; KUKKALA, A. S.; MOILANEN, A.; VAN TEEFFELEN, A. J. A.; VERBURG, P. H. Use of demand for and spatial flow of ecosystem services to identify priority areas. **Conservation Biology**, [s. l.], v. 31, n. 4, p. 860–871, 2017.
- VILLA, F.; BAGSTAD, K.; JOHNSON, G.; VOIGT, B. Scientific instruments for climate change adaptation: Estimating and optimizing the efficiency of ecosystem service provision. **Economía Agraria y Recursos Naturales**, [s. l.], v. 11, n. 1, p. 83–98, 2011.
- VILLAMAGNA, A. M.; ANGERMEIER, P. L.; BENNETT, E. M. Capacity, pressure, demand, and flow: A conceptual framework for analyzing ecosystem service provision and delivery. **Ecological Complexity**, [s. l.], v. 15, p. 114–121, 2013.

WESTMAN, W. How Much Are Nature ' s Services Worth ? **Science**, [s. l.], v. 197, n. 4307, p. 960–964, 1977.

WILLIAMS, J. C.; REVELLE, C. S.; LEVIN, S. A. Spatial attributes and reserve design models: A review. **Environmental Modeling and Assessment**, [s. l.], v. 10, n. 3, p. 163–181, 2005.

WU, J. J. Using sciences to improve the economic efficiency of conservation policies. **Agricultural and Resource Economics Review**, [s. l.], v. 33, n. 1, p. 18–23, 2004.

WU, J. J.; ZILBERMAN, D.; BABCOCK, B. A. Environmental and distributional impacts of conservation targeting strategies. **Journal of Environmental Economics and Management**, [s. l.], v. 41, n. 3, p. 333–350, 2001.

WUNDER, S. **Payments for environmental services: some nuts and bolts**. CIFOR, Ocasional Paper, n. 42, 2005. 25p.

WUNDER, S. The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation: Essays. **Conservation Biology**, [s. l.], v. 21, n. 1, p. 48–58, 2007.

WUNDER, S. How do we deal with leakage? In: ANGELSEN, A. (Org). **Moving ahead with REDD: issues, options and implications**. Indonesia: Center for International Forestry Research, 2008.

WUNDER, S. When payments for environmental services will work for conservation. **Conservation Letters**, [s. l.], v. 6, n. 4, p. 230–237, 2013.

WUNDER, S. Revisiting the concept of payments for environmental services. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 117, p. 234–243, 2015.

WUNDER, S.; BROUWER, R.; ENGEL, S.; EZZINE-DE-BLAS, D.; MURADIAN, R.; PASCUAL, U.; PINTO, R. From principles to practice in paying for nature's services. **Nature Sustainability**, [s. l.], v. 1, n. 3, p. 145–150, 2018.

WUNDER, S.; ENGEL, S.; PAGIOLA, S. Taking stock: A comparative analysis of payments for environmental services programs in developed and developing countries. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 65, n. 4, p. 834–852, 2008.

WUNDER, S.; NELSON, H.; NIKOLAKIS, W. Lessons in the design of payments for environmental services Theory and experience. In: NIKOLALIS, W.; INNES, J. **Forests and Globalization: Challenges and Opportunities for Sustainable Development**. New York: Routledge, 2014, p. 202–214.

WÜNSCHER, T.; ENGEL, S. International payments for biodiversity services: Review and evaluation of conservation targeting approaches. **Biological Conservation**, [s. l.], v. 152, p. 222–230, 2012. WÜNSCHER, T.; ENGEL, S.; WUNDER, S. Payments for environmental services in Costa Rica: increasing efficiency through spatial differentiation. **Quarterly Journal of International Agriculture**, [s. l.], v. 45, p. 319–337, 2006.

WÜNSCHER, T.; ENGEL, S.; WUNDER, S. Spatial targeting of payments for environmental services: A tool for boosting conservation benefits. **Ecological Economics**, [s. l.], v. 65, n. 4, p. 822–833, 2008.

ZHANG, L.; FU, B.; LÜ, Y.; ZENG, Y. Balancing multiple ecosystem services in conservation priority setting. **Landscape Ecology**, [s. l.], v. 30, n. 3, p. 535–546, 2015.

APÊNDICE A – Resultados da análise bibliométrica

Para compreender a literatura que correlaciona o PSA à dimensão espacial, foi realizada uma busca na plataforma *Scopus* pelos seguintes termos²¹: “*payment for environmental services*” OR “*payment for ecosystem services*” AND “*targeting*” OR “*spatial analysis*” OR “*spatial coordination*” OR “*payment differentiation*” OR “*auctions*”, em títulos, resumos e palavras-chave, sendo encontrados 219 registros entre 2006 e 2019.

O primeiro registro encontrado é de Wunscher, Engel e Wunder (2006), que sugere possíveis ganhos de eficiência no programa nacional de PSA da Costa Rica por meio de um mecanismo de priorização de área que levava em consideração a diversidade espacial dos serviços ecossistêmicos e o os diferentes custos de oportunidade da terra. Em seguida, Wunder (2007) destaca que o desenho de programas de PSA poderia ser aprimorado por meio do estabelecimento de linhas de base, do cálculo de custos de oportunidade e priorização de áreas mais relevantes.

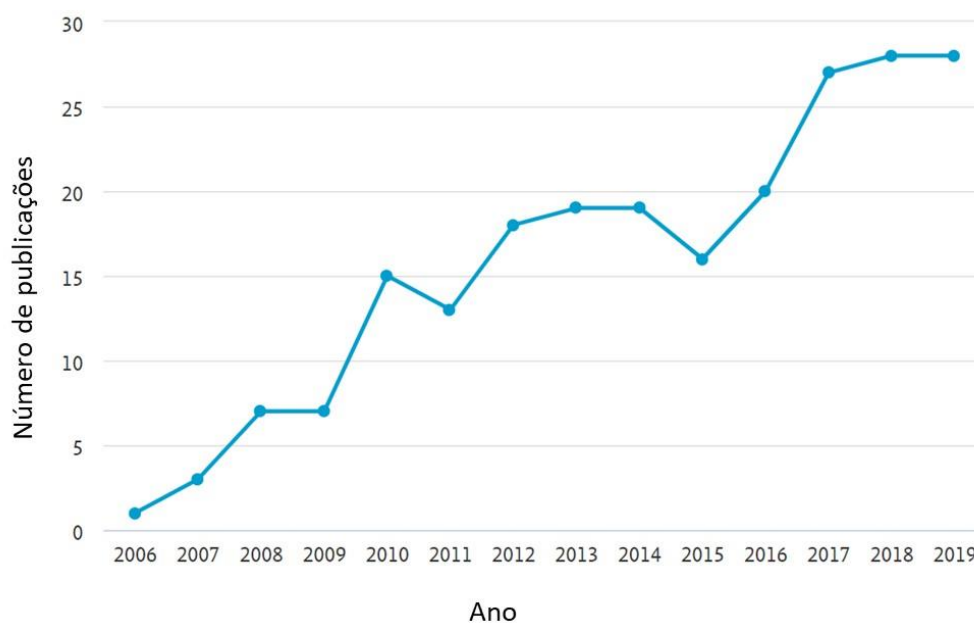
Esse autor traz o conceito de “adicionalidade”, definindo-a como “efeitos incrementais de conservação em relação a linhas de base pré-definidas” (WUNDER, 2007, p. 51). Já em 2008 surgem importantes trabalhos relacionados ao tema por meio de uma edição especial da revista “*Ecological Economics*” sobre PSA, com destaque para a aplicação de uma ferramenta que quantificava os ganhos de eficiência provenientes de três variáveis heterogêneas no espaço: benefícios, custos e ameaça (WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2008) e para abordagens para reduzir a informação assimétrica sobre os custos de provisão de serviços ambientais com objetivo de maximizar os serviços obtidos para determinado orçamento (FERRARO, 2008).

Ainda em 2008, surgem discussões sobre o potencial ganho de eficiência no PSA por meio da inclusão de dados sobre risco de desmatamento com um critério de priorização espacial (ALIX-GARCIA; DE JANVRY; SADOULET, 2008).

²¹ Para a escolha dos termos mais relevantes para o tema, foi realizado um levantamento prévio de palavras-chave relacionadas à dimensão espacial, encontradas na base de dados da busca dos termos “pagamento por serviços ambientais” e “pagamento por serviços ecossistêmicos”. As cinco-palavras-chave mencionadas apareceram com maior frequência na busca, além de estarem presentes em artigos muito relevantes para a temática.

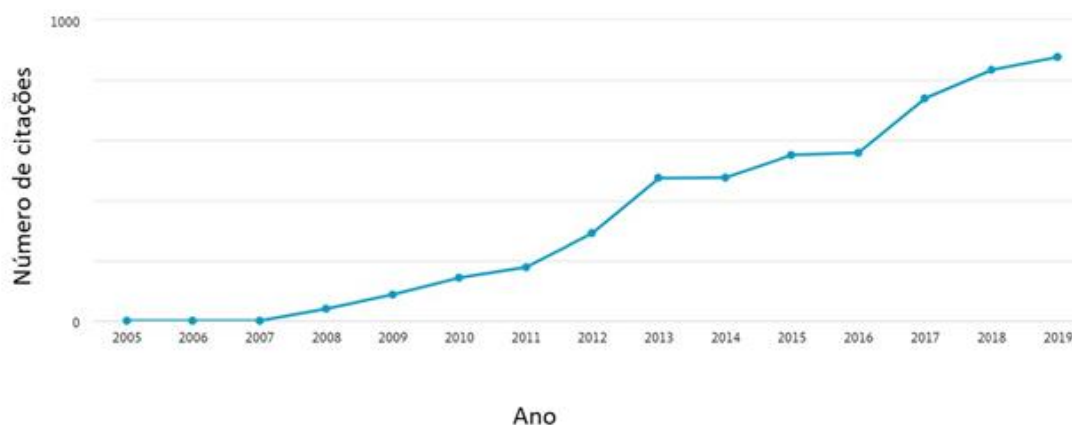
A partir de 2010, o número de publicações nesse aumenta de forma relevante, chegando ao ápice em 2018 e 2019 (com 28 registros em cada). As Figuras A.1 e A.2 abaixo apresentam a evolução do número de publicações e de citações por ano.

Figura A.1. Crescimento do número de publicações relacionadas à dimensão espacial do PSA.



Fonte: elaborado pela autora com base nos dados da Plataforma *Scopus*

Figura A.2. Crescimento do número de citações das publicações relacionadas à dimensão espacial do PSA



Fonte: elaborado pela autora com base nos dados da Plataforma *Scopus*

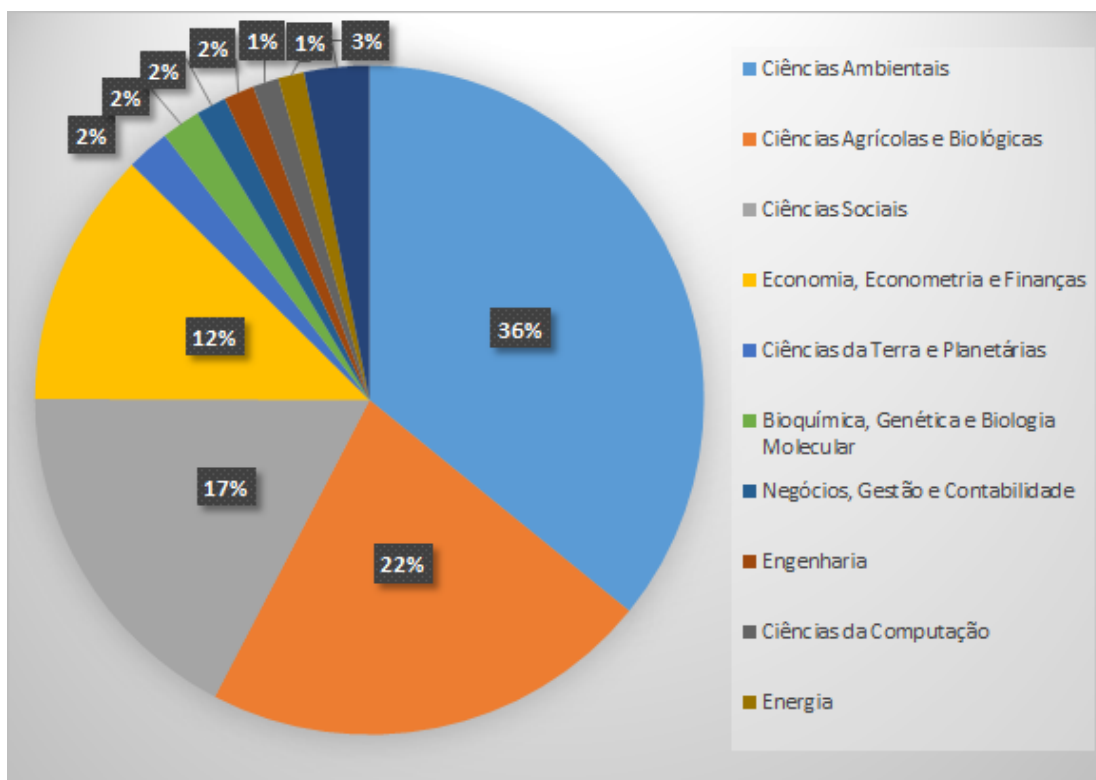
O artigo mais citado é uma revisão de Wunder (2007), "*The efficiency of payments for environmental services in tropical conservation: Essays*", com 479 citações. Esse trabalho apresenta recomendações para o desenho do PSA, ressaltando o estabelecimento linhas de base para garantir a medida de adicionalidade do instrumento. Além disso, o autor ressalta que, do ponto de vista da eficiência, os proprietários deveriam ser pagos por um esquema de PSA apenas se representam uma ameaça para a provisão dos serviços e/ou apresentam potencial de aumentar a provisão desses serviços. Deste modo, o PSA, para ser eficaz, deveria ser direcionado para um contexto de alta ameaça e custos de oportunidade intermediários.

O autor que mais publicou nesse tema foi Sven Wunder, com 13 registros. Seus estudos abordam experiências e aprendizados a partir do PSA em países da América Latina como Costa Rica, Brasil, Peru, Colômbia, etc. O autor aborda uma visão estrita do PSA, o chamado PSA "puro" ou baseado no mercado, onde existem transações voluntárias entre usuários e beneficiários do serviço que são condicionais a regras acordadas de gestão dos recursos naturais para gerar serviços ambientais além do limite da propriedade (WUNDER, 2015). A partir desse conceito, o autor aborda as condições de contexto, desenho e implementação que são cruciais para um funcionamento adequado do instrumento, com foco em países em desenvolvimento.

Os estudos em ciências ambientais (171)²² dominaram a pesquisa, seguido por Ciências Agrícolas e Biológicas (104) e Ciências Sociais (83) (Figura A.3) A área de Economia, Econometria e Finanças somou 59 registros, o que correspondeu a 12% do levantamento total. Dada a interface do tema com a Ecologia e a Biologia da Conservação, a alta representatividade dessas áreas era esperada. No entanto, o relativo baixo número de publicações na área de economia pode sinalizar que questões essenciais como custos de transação e de oportunidade, eficiência e eficácia podem não estar sendo discutidos de forma adequada na interface entre o PSA e a dimensão espacial.

²² Um artigo pode ter mais de uma alocação em área, o que resulta em um total superior aos 221 artigos resultantes da pesquisa.

Figura A.3. Representatividade das áreas de pesquisa em porcentagem nas publicações relacionadas à dimensão espacial do PSA.

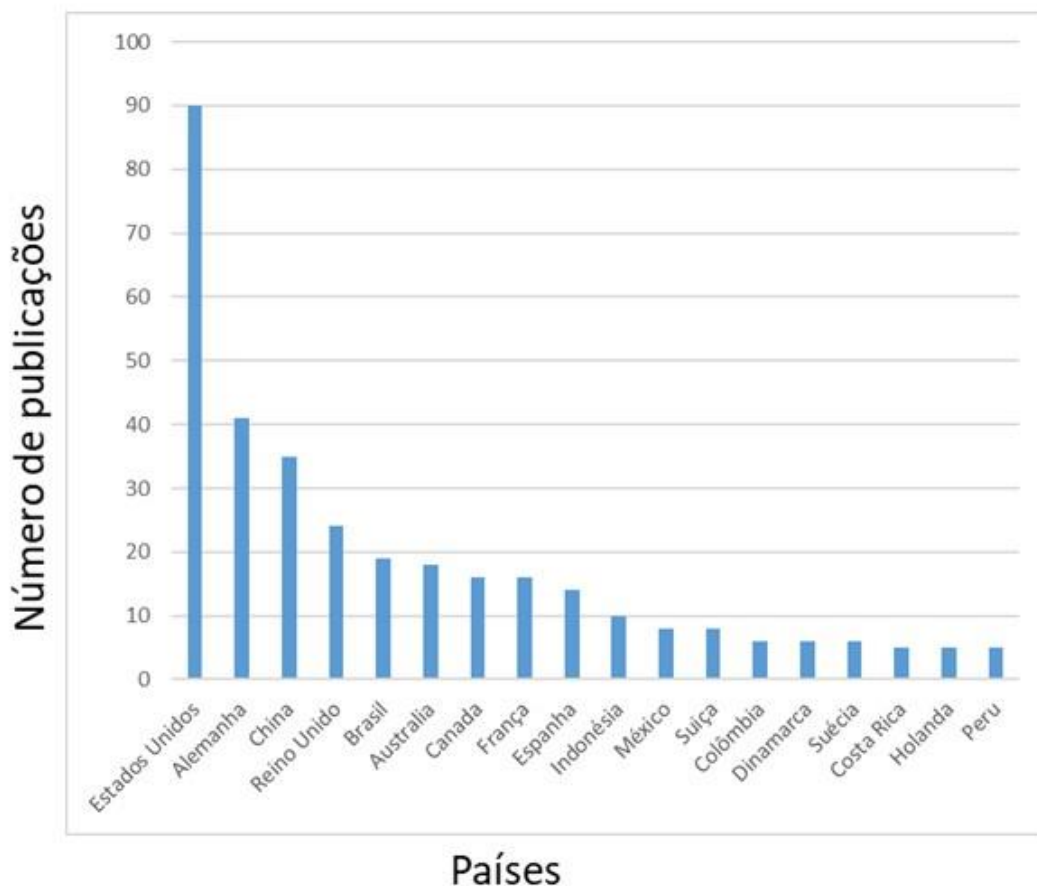


Fonte: elaborado pela autora com base nos dados da *Plataforma Scopus*

Artigos elaborados e/ou com foco em Estados Unidos (90) e Alemanha (41) dominam a literatura do tema, seguido por China (35) (Figura A.4). O Brasil aparece em quinto lugar, com 19 artigos, se destacando em meio a uma lista dominada por países desenvolvidos. Ademais, o Brasil se apresenta como país da América Latina com maior número de publicações nessa área, seguido por México (8), Costa Rica (5) e Peru (5).

Essa distribuição da origem e foco territorial dos estudos é importante para a discussão das abordagens e ferramentas espaciais de PSA, dada a heterogeneidade de contextos políticos, técnicos e institucionais e da impossibilidade, em muitos casos, de replicar determinadas abordagens e recomendações de *design* para países com contextos distintos.

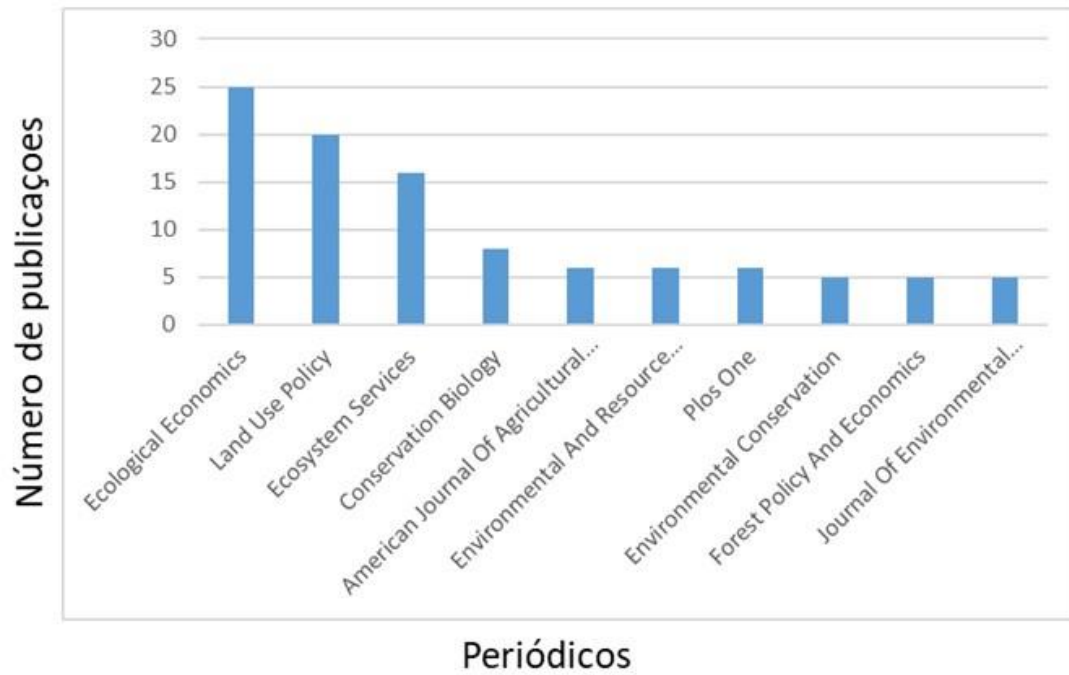
Figura A.4. Países que mais publicam no tema com cinco ou mais artigos relacionados à dimensão espacial do PSA.



Fonte: elaborado pela autora com base nos dados da *Plataforma Scopus*.

Apesar da concentração das publicações nas áreas relacionadas às Ciências Ambientais e Biológicas, o periódico com maior número de publicações no tema pertence a área de economia, *Ecological Economics* (25), seguida por *Land Use Policy* (20) e *Ecosystem Services* (16) (Figura A.5) O *Ecological Economics* possui grande relevância para o tema da pesquisa, especialmente entre os anos de 2008-2010, onde as publicações sobre dimensão espacial do pertenciam majoritariamente a essa revista.

Figura A.5. Revistas que mais publicam sobre a dimensão espacial do PSA (com cinco ou mais publicações).



Fonte: elaborado pela autora com base nos dados da *Plataforma Scopus*.

APÊNDICE B – Análise do Projeto de Lei nº 312/2015 à luz dos conceitos abordados

Apesar da existência de uma série de normas que instituem e regulamentam políticas estaduais e municipais de PSA, ainda não existe no Brasil um instrumento normativo que regule o PSA em nível nacional²³. No entanto, tramitam no Congresso Nacional, pelo menos, três Projetos de Lei (PLs) que visam à criação de uma Política Nacional de PSA. São eles: PL nº 792/2007, PL nº 312/2015 e PLS nº 276/2013 (FUNDAÇÃO GRUPO BOTICÁRIO et al., 2017).

No dia 03 de setembro de 2019, o Plenário da Câmara dos Deputados aprovou o Projeto de Lei nº 312/15, do deputado Rubens Bueno (Cidadania-PR), que cria a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA) e institui o Cadastro Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (CNPSA) e o Programa Federal de Pagamento por Serviços Ambientais (PFPSA). O Projeto de Lei está atualmente em tramitação no Senado (BRASIL, 2019).

Considerando a relevância deste fato para a implementação de programas de PSA no Brasil, esta Seção visa apresentar uma breve análise²⁴ do teor desse Projeto de Lei à luz da teoria econômica e dos principais conceitos abordados nesta dissertação.

Serviços ecossistêmicos x Serviços Ambientais

O Projeto de Lei nº 312/2015 define conceitos, objetivos, diretrizes, ações e critérios de implantação da Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA). Na definição de conceitos, observa-se uma convergência

²³ Apesar disso, a importância crescente do PSA se refletiu na previsão do instrumento na Lei de Proteção da Vegetação Nativa (art. 41 da Lei nº 12.651/2012), que autoriza a instituir “programa de pagamento ou incentivo a serviços ambientais como retribuição, monetária ou não, às atividades de conservação e melhoria dos ecossistemas e que gerem serviços ambientais” (BRASIL, 2012). Esse artigo, no entanto, ainda não foi regulamentado.

²⁴ Não é objetivo desta Seção explorar de forma detalhada cada aspecto do PL 312/2015, mas apresentar, de modo geral, quais são os principais pontos de convergência ou divergência do PL em relação à teoria econômica abordada neste trabalho e à dimensão espacial do PSA.

com a literatura existente na distinção entre “serviços ecossistêmicos” e “serviços ambientais”. De acordo com a redação do PL (art 2º):

II – serviços ecossistêmicos: benefícios relevantes para a sociedade gerados pelos ecossistemas, em termos de manutenção, recuperação ou melhoria das condições ambientais (...)

III – serviços ambientais: atividades individuais ou coletivas que favorecem a manutenção, a recuperação ou a melhoria dos serviços ecossistêmicos

Essa diferenciação é coerente com o observado no Capítulo 1, onde descreve-se uma tendência na distinção entre serviços ecossistêmicos e serviços ambientais. Essa distinção é relevante para a política de PSA, já que, em última instância, são os proprietários rurais que são remunerados por suas ações de modo a garantir a oferta de serviços ecossistêmicos (FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION OF THE UNITED NATIONS, 2007).

Objetivos da PNPSA

O PL nº 312/2015 apresenta uma série de objetivos para a Política Nacional de PSA. O Art 4º do PL nº 312/2015 define como um dos objetivos da PNPSA:

I – disciplinar a atuação do poder público, das organizações da sociedade civil e dos agentes privados em relação aos serviços ecossistêmicos, de forma a mantê-los, recuperá-los ou melhorá-los em todo o território nacional (...)

Esse objetivo não deixa claro qual o foco principal da política, ou seja, se teria o objetivo efetuar pagamentos semelhantes a um subsídio ambiental, com orçamento público, se apenas forneceria as condições básicas para a negociação direta entre provedores e beneficiários de serviços ambientais ou se promoveria uma abordagem híbrida, conforme descrito no Capítulo 1.

Apesar de se assemelhar a uma política destinada a utilizar orçamento público, por meio da instituição do Programa Federal de PSA, “com o objetivo de efetivar a PNPSA relativamente ao pagamento desses serviços pela União” (Art 16º), a exemplo de programas nacionais como o da Costa Rica e México, o texto também descreve como objetivo no Art 4º, inciso X – “incentivar a criação de um mercado de serviços ambientais”. Essa falta de clareza na definição dos objetivos principais da política pode minar a eficácia de sua implementação,

podendo levar a resultados subótimos em termos de conservação ambiental, conforme abordado no Capítulo 5.

Ademais, dentre as diretrizes da PNPSA (Art 5º), destaca-se:

III – a utilização do pagamento por serviços ambientais como instrumento de promoção do desenvolvimento social, ambiental, econômico e cultural das populações em área rural e urbana e dos produtores rurais, em especial das comunidades tradicionais, dos povos indígenas e dos agricultores familiares

Conforme discutido no Capítulo 5, programas de PSA - especialmente nos países em desenvolvimento – costumam ter objetivos duplos de conservação e melhoria do bem-estar econômico e social, o que parece ser o caso do PL nº 312/2015. Todavia, como existe um *trade-off* entre eficácia e equidade, priorizar critérios socioeconômicos ao invés de critérios ambientais pode enfraquecer a eficácia dos programas (ALIX-GARCIA; SHAPIRO; SIMS, 2012; LANDELL-MILLS; PORRAS, 2002). Assim, do ponto de vista da eficácia, o alívio da pobreza e o desenvolvimento rural deveriam ser considerados potenciais benefícios colaterais da PNPSA ao invés de serem objetivos primários da política (KINZIG, 2011; WUNDER; ENGEL; PAGIOLA, 2008).

Essa questão é reforçada pela redação do Art 14º, que trata da governança:

§ 2º A contratação do pagamento por serviços ambientais no âmbito do PFPSA, observada a importância ecológica da área, terá como prioridade os serviços providos por comunidades tradicionais, povos indígenas, agricultores familiares e empreendedores familiares rurais definidos nos termos da Lei nº 11.326, de 24 de julho de 2006.

Ainda que priorizar comunidades tradicionais, povos indígenas e agricultores familiares represente um objetivo socioeconômico importante, essa medida pode reduzir significativamente os ganhos do programa em termos de eficácia. Conforme discutido no Capítulo 5, os *trade-offs* existentes entre eficácia objetivos socioeconômicos fazem com que maximizar a eficácia ambiental do PSA tenha implicações que afetam quem recebe e quanto. Por exemplo, muitas vezes, a escolha mais custo-eficaz inclui grandes proprietários – uma vez que um número menor de contratos diminui os custos de transação. Além disso, priorizar áreas por custo ou benefício e diferenciar pagamentos pode reduzir os efeitos de redução da pobreza (PASCUAL et al., 2010).

Condicionabilidade

Ao definir “pagamento por serviços ambientais”, o PL não explicita a condicionabilidade do pagamento às regras acordadas de gestão de recursos naturais e à provisão de serviços ambientais, deixando de forma genérica a expressão “nas condições acertadas, respeitadas as disposições legais e regulamentares pertinentes” (Art 2º, inciso IV):

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

Conforme discutido no Capítulo 4, a ausência da condicionabilidade do pagamento às ações de manutenção, recuperação e melhoria dos serviços ecossistêmicos pode prejudicar os resultados ambientais da política, uma vez que, segundo à teoria econômica, o pagamento deve ser feito somente se o serviço for efetivamente fornecido, de modo a garantir a eficácia do PSA (WUNDER, 2005).

No entanto, o Art 16º que trata do Programa Federal de PSA estabelece que:

§ 5º No âmbito do PFPSA, o pagamento por serviços ambientais **depende de verificação e comprovação das ações de manutenção, de recuperação ou de melhoria da área objeto de contratação**, conforme regulamento (grifo próprio).

Essa redação que vincula o pagamento à comprovação das ações de melhoria ambiental e a inclusão como cláusula essencial ao contrato (Art 11º, inciso X) de “penalidades contratuais e administrativas a que está sujeito o provedor” indicam que o PL sinaliza um possível critério de condicionabilidade e de sanções aplicadas à não conformidade, ou seja, ao não cumprimento do contrato. No entanto, é necessário garantir que, durante a implementação do programa, o monitoramento seja adequado e a condicionabilidade seja de fato aplicada por meio das sanções (ex.: redução ou interrupção do pagamento) em caso da não-realização das ações previstas em contrato.

Monitoramento

O Art 13º que dispõe sobre contratos afirma que:

Os contratos de pagamento por serviços ambientais que envolvam recursos públicos ou que sejam objeto dos incentivos tributários previstos no art. 17 desta Lei devem ser submetidos à fiscalização por amostragem, pelos órgãos integrantes do Sisnama, sem prejuízo de outras ações fiscalizatórias cabíveis.

Conforme abordado no Capítulo 4, esse tipo de fiscalização por amostragem, muitas vezes realizada com equipamentos de sensoriamento remoto, é relevante, mas muitas vezes não suficiente para verificar que os serviços ambientais estão, de fato, sendo prestados pelo provedor. A omissão do PL sobre outras formas e detalhamentos sobre o monitoramento dos esquemas implantados por meio do Programa Federal e PSA pode prejudicar uma das medidas mais importantes para a eficácia do PSA, que é a condicionalidade. Assim, apesar da inclusão como cláusula essencial do contrato “os critérios e indicadores da qualidade dos serviços ambientais prestados (Art 11º, inciso IV) é necessário que o regulamento apresente diretrizes para coleta de linhas de base adequadas e para a escolha de indicadores apropriados de acordo com o serviço ambiental transacionado, de modo a favorecer o atingimento dos objetivos de conservação.

Além disso, assim como na maioria dos programas de PSA, o PL não evidencia uma associação entre as ações de manejo e recuperação dos ecossistemas e os resultados de manutenção e melhoria da provisão de serviços ecossistêmicos (ex.: conservação/recuperação da vegetação nativa x melhoria da qualidade da água). A fraca vinculação entre esses dois aspectos pode contribuir para o financiamento de esquemas de PSA que não geram os resultados ambientais esperados, já que, muitas vezes não se sabe, em determinado ecossistema, qual será a resposta ambiental em termos de melhoria da provisão de serviços ecossistêmicos em relação às ações de manejo adotadas.

Neste sentido, faz-se relevante o objetivo da PNPSA apresentado no Art 4º e diretriz (Art 5º), respectivamente:

VIII – estimular a pesquisa científica relativa à valoração dos serviços ecossistêmicos e ao desenvolvimento de metodologias de execução, de monitoramento, de verificação e de certificação de projetos de pagamento por serviços ambientais;
X – o aprimoramento dos métodos de monitoramento, verificação, avaliação e certificação dos serviços ambientais prestados

Esse fomento às pesquisas científicas e à elaboração de metodologias de execução, monitoramento, verificação e certificação de projetos de PSA é extremamente relevante do ponto de vista da eficácia, já que essa etapa é crucial para avaliar se de fato os pagamentos estão gerando os resultados ambientais esperados. No entanto, a complexidade do território brasileiro e as diferenças regionais tanto econômicas quanto ambientais fazem com que seja necessário desenvolver metodologias voltadas a valoração e monitoramento dos serviços ecossistêmicos em recortes territoriais específicos (ex.: bacia hidrográfica, região, estado, etc), o que não é mencionado no PL.

Ainda, no Art. 10º, o texto destaca que:

O poder público fomentará assistência técnica e capacitação para a promoção dos serviços ambientais e para a definição da métrica de valoração, de validação, de monitoramento, de verificação e de certificação dos serviços ambientais e estabelecerá periodicamente as prioridades da PNPSA.

No entanto, não fica claro no PL de que modo e com quais recursos essas políticas serão incentivadas, como se dará o fomento à assistência técnica e capacitação, e de que modo isso será integrado às iniciativas e esforços já existentes nas esferas do governo, setor privado, sociedade civil e academia. Iniciativa como a Plataforma Brasileira de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos (BPBES)²⁵, que reúne pesquisadores e especialistas com renomado conhecimento sobre serviços ecossistêmicos no país, entre outras, podem contribuir para o estabelecimento de diretrizes e metodologias nacionais que possam orientar os programas de PSA. Uma maior clareza na forma de construção dessas métricas juntamente à governança da PNPSA (Art 14º), envolvendo diferentes setores, poderá contribuir para o monitoramento da eficácia dos programas de PSA em fase de implementação.

²⁵ <https://www.bpb.es.net.br/>

Adicionalidade

O Artigo 7 define como critério de aplicação da PNPSA “unidades de conservação de proteção integral e áreas silvestres das unidades de conservação de uso sustentável (...). Permitindo o PSA em Unidades de Conservação de Proteção Integral, coloca-se em questão o potencial ganho ambiental adicional em relação ao cenário de não-intervenção, já que pela lei do Sistema Nacional de Unidades de Conservação, essas áreas já não poderiam ser convertidas para usos alternativos do solo.

No caso de outras áreas sujeitas a restrições legais, o PL define no Art 8º:

Paragrafo único. O uso de recursos públicos para pagamento de serviços ambientais em Área de Preservação Permanente, Reserva Legal e outras sob limitação administrativa nos termos da legislação florestal é permitido somente por meio de remuneração não monetária em bacias hidrográficas consideradas críticas para o abastecimento público de água, assim definidas pelo órgão colegiado referido no art. 14 desta Lei.

Ou seja, impõe-se uma restrição para remuneração monetária em áreas que já deveriam ser conservadas por lei, mas ainda existe a possibilidade de remuneração não monetária em casos de bacias consideradas críticas para o abastecimento público de água. Mais uma vez, a questão da adicionalidade pode ser prejudicada, por investir recursos públicos ou privados em áreas que muitas vezes obteriam o mesmo resultado ambiental comparados a um cenário de ausência do PSA.

Dimensão espacial

Sobre considerar informações espaciais na implementação do PSA, destaca-se a inclusão, já no inciso I do Artº 4, da expressão “especialmente nas áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade”:

I – disciplinar a atuação do poder público, das organizações da sociedade civil e dos agentes privados em relação aos serviços ecossistêmicos, de forma a mantê-los, recuperá-los ou melhorá-los em todo o território nacional, **especialmente nas áreas prioritárias para a conservação da biodiversidade** (grifo próprio).

Essa menção às áreas prioritárias para conservação é relevante, no sentido de abrir espaço para uma regulamentação que permita estabelecer as áreas geográficas-alvo mais adequadas ou relevantes para a intervenção (ex.: critérios de seleção de áreas de alta provisão de serviços ecossistêmicos). Essa priorização de áreas aumenta a probabilidade de obter benefícios adicionais quando comparado ao cenário de não intervenção (EZZINE-DE-BLAS et al., 2016). No entanto, não fica claro ao longo do texto de que forma essa priorização seria efetivada.

Ademais, ao longo do Art 6º que trata das ações da PNPSA, destaca-se:

I – conservação e recuperação da vegetação nativa, da vida silvestre e do ambiente natural em áreas rurais, notadamente naquelas de elevada diversidade biológica, de importância para a formação de corredores de biodiversidade ou reconhecidas como prioritárias para a conservação da biodiversidade, assim definidas pelos órgãos do Sisnama;

III – conservação e melhoria da quantidade e da qualidade da água, especialmente em bacias hidrográficas com cobertura vegetal crítica, importantes para o abastecimento humano e para a dessedentação animal, ou com áreas sujeitas a risco de desastre;

A inclusão de expressões como “notadamente nas áreas de elevada diversidade biológica”, de “importância para a formação de corredores de biodiversidade” e “bacias hidrográficas com cobertura vegetal crítica” revelam, de forma sutil, a preocupação do legislador em incluir alguns aspectos sobre a oferta de serviços ecossistêmicos a serem considerados no momento da seleção das áreas para implementação do PSA. No entanto, essa informação não é suficiente para garantir que o regulamento apresente critérios de prioridade concretos para a seleção dessas áreas (ex.: alta densidade de serviços ecossistêmicos, alta prioridade para conservação da biodiversidade).

O mesmo se aplica aos critérios de ameaça aos ecossistemas: não há nenhuma expressão que vincule áreas com alto risco de perda ecossistêmica (ex.: áreas com alto risco de desmatamento, altos índices de fragmentação, bacias hidrográficas com alto risco de degradação, etc). A omissão do PL nº 312/2015 a respeito do uso desse tipo de informação espacial como critério básico para priorização de áreas pode prejudicar de modo substancial a medida de custo-eficácia da política, já que os recursos investidos podem não gerar retornos significativos em termos de qualidade ambiental.

Na seção de Diretrizes, destaca-se a menção sobre “XI – o resguardo da proporcionalidade no pagamento por serviços ambientais prestados (Artº 5)”, o que permite “definir critérios de proporcionalidade no pagamento por serviços ambientais que recursos públicos” (Art 14º, inciso II).

Além disso, no Art 11º que dispõe sobre contratos,

VII – a eventuais critérios de bonificação para o provedor que atingir indicadores de desempenho socioambiental superiores aos previstos em contrato.

Esse texto abre uma oportunidade para a definição de métricas sobre serviços ecossistêmicos e custos que permitam efetuar pagamentos diferenciados, proporcionais à quantidade de serviços ambientais prestados e adequados aos custos de oportunidades heterogêneas das propriedades.

No entanto, assim como acontece para o caso da importância biológica, esses termos são vagos e não vinculam o regulamento do marco legal ao estabelecimento de critérios que incluam custos como elemento central para definição de áreas de implementação da política. A ausência de critérios explícitos relacionados a custo vai de encontro com a literatura acadêmica do PSA que prevê que é possível conservar ecossistemas a uma fração do custo (ou atingir metas mais altas para o mesmo custo) se a heterogeneidade espacial dos custos de conservação for considerada no processo de planejamento (ANDO et al., 1997; ENGEL, 2016; FERRARO, 2008; NAIDOO et al., 2006; WÜNSCHER; ENGEL; WUNDER, 2008).

Conclusão

Apesar da presença de alguns conceitos importantes abordados na literatura econômica sobre PSA, o PL 312/2015 carece de alguns aspectos essenciais que contribuem para o alcance da eficácia da PNPSA e do Programa Federal de PSA. A existência de múltiplos objetivos sociais, econômicos e ambientais pode dificultar o alcance de resultados ambientais significativos, já que, do ponto de vista da eficácia, a menos que o alívio da pobreza e o desenvolvimento rural sejam considerados potenciais benefícios colaterais da PNPSA ao invés de serem objetivos primários da política.

A questão da condicionalidade, do monitoramento e das sanções à não-conformidade são abordadas de forma sutil no texto, e definições mais objetivas deverão compor o regulamento, caso o PL de fato entre em vigência. A ausência desses princípios pode comprometer de modo substancial a eficácia da PNPSA, uma vez que, assim como em vários programas ao redor do mundo, pode-se pagar por serviços ambientais que já seriam prestados mesmo na ausência do PSA. A adicionalidade da PNPSA, é, portanto, questionável até o mesmo, considerando às fragilidades associadas às metodologias de monitoramento e a possibilidade do PSA em áreas que deveriam ser conservadas por Lei.

A dimensão espacial do PSA é mencionada no PL nº 312/2015 de maneira muito sutil, o que não garante que critérios de priorização espacial de custo, benefício e/ou ameaça ou pagamentos diferenciados serão aplicados na PNPSA. Conforme amplamente discutido ao longo deste trabalho, a ausência dessas recomendações específicas de desenho e implementação do PSA podem gerar grandes perdas em termos de eficácia e comprometer os resultados ambientais do programa.

Por fim, os custos de transação da operação da PNPSA devem ser considerados, inclusive os custos de operação e de atualização dos dados no Cadastro Nacional de PSA, tanto para as partes dos contratos como para a própria manutenção do sistema pela Administração Pública, de modo a garantir que esses custos não sejam altos o suficiente para inviabilizar o estabelecimento de esquemas de PSA e a manutenção da PNPSA.