

Pagamento e valoração dos serviços ambientais¹

Marcela de Mello Brandão Vinholis
Maria Luiza Franceschi Nicodemo
Odo Primavesi
Márcio Silveira Armando

Introdução

A natureza colonizou os ambientes terrestres com a vida que se iniciou nos ambientes aquáticos, transformando ambientes naturais primários (inóspitos para a vida superior – incluindo a humana, por falta de estruturas e de serviços ecossistêmicos essenciais) em ambientes naturais clímax (altamente hospitaleiros para a vida superior e a produção de biomassa, e com uma grande diversidade de estruturas e de serviços ecossistêmicos essenciais) em um processo evolutivo sintrópico (Primavesi, 2013).

Dentre essas estruturas essenciais, é possível distinguir claramente a presença de um solo permeável, com uma vida diversificada, protegido por uma tripla camada: dossel de plantas vivas, serrapilheira na superfície produzindo o horizonte orgânico e a trama radicular. A função primária desse solo vivo era e é captar e armazenar água das chuvas, para garantir água residente disponível nos períodos de estiagem. Essa função do solo só é possível quando ele estiver continuamente vegetado, com grande diversidade, em especial com plantas perenes com sistema radicular mais profundo. E esse binômio inseparável de solo-planta, captando e armazenando água, ajuda a atenuar as amplitudes térmicas locais (Primavesi, 2013).

Os serviços ecossistêmicos ajudam a garantir a disponibilidade mais uniforme e mais prolongada de água e um microclima sem extremos hidrotérmicos. Usando uma casa como analogia, a destruição de estruturas naturais – dos solos vivos, da cobertura vegetal arbórea diversificada distribuída estrategicamente em pontos-chave, as nascentes – tem no planeta o mesmo efeito da destruição do alicerce e das colunas na estabilidade da construção. A deterioração da capacidade de provisão de serviços ecossistêmicos, para dar espaço às atividades humanas simplistas (não ecológicas), em um processo entrópico, leva a uma regressão ecológica, retornando as condições

¹ O material deste capítulo foi publicado parcialmente em Nicodemo et al. (2008).

do ambiente gradativamente àquelas encontradas nos ambientes naturais primários: inóspitos para a vida superior e a produção abundante de biomassa (Primavesi, 2013).

“Qual o valor destes serviços prestados pela natureza?” Em princípio, esse valor é infinito se considerarmos que a maioria das economias mundiais estariam comprometidas caso não houvesse mais solos férteis na terra e água doce para suprir inúmeras necessidades humanas (Filgueiras et al., 2007). Além da valoração econômica da natureza, outras vertentes consideram o valor intrínseco da natureza, isto é, independente da percepção humana, e os valores relacionais, em que a interação e codependência homem-natureza são a base da avaliação (Chan et al., 2016).

Os serviços ecossistêmicos são os benefícios da natureza para as pessoas. Já os serviços ambientais, são as atividades humanas que contribuem para a manutenção dos serviços ecossistêmicos (Brasil, 2019). A Organização das Nações Unidas para a Alimentação e a Agricultura (FAO, 2004) considera o pagamento por serviços ambientais (PSA) um mecanismo de compensação flexível, direto e promissor, por meio do qual os provedores desses serviços recebem compensação por parte dos usuários. Esse mecanismo visa transferir recursos, monetários ou não monetários, para aqueles que ajudam a conservar ou a produzir tais serviços mediante a adoção de práticas, de técnicas e de sistemas na agricultura, na indústria e no meio urbano. Como os benefícios desse trabalho são usufruídos por todos, então é justo que essas pessoas recebam incentivos da parte que se beneficia. O pagamento por serviços ambientais pela adoção de práticas agrícolas sustentáveis está sendo discutido cada vez mais amplamente (Tilman et al., 2002; Reis, 2004; Portela, 2005; Escobar, 2006; Glass, 2006).

Os bens econômicos são aqueles relativamente escassos ou que demandam trabalho humano e, portanto, têm valor econômico. Podem ser classificados em bens públicos e em bens privados². Os bens públicos são aqueles cujo consumo é efetuado por toda a coletividade. Na maioria das vezes, eles são oferecidos pelo poder público com o objetivo de satisfazer as necessidades coletivas, utilizando-se da tributação para captação de recursos para seu financiamento. Os recursos naturais, que muito se assemelham aos bens públicos, podem ser comercializados?

A ideia principal dos sistemas de pagamento por serviços ambientais é criar um mercado para um bem ambiental que habitualmente não tem valor comercial. Nesse sentido, esses sistemas requerem a definição dos direitos de propriedade, ou seja, quem tem direito a quê.

² Existem escolas que elaboram uma tipologia de regime de direito de propriedade mais extensa (Cole, 2000).

Em termos econômicos, PSA procura internalizar as externalidades positivas (Salzman et al., 2018). Externalidade é o custo imposto (externalidade negativa) ou o benefício concedido (externalidade positiva) a alguém por ações de outros, sem compensação (Lopes, 2007). A externalidade indica que o agente, ao produzir, considera apenas o custo marginal privado e não o custo incremental de poluir ou custo marginal externo. A adição desses custos resulta no custo marginal social (Weydmann, 2005). O PSA pode utilizar instrumentos de mercado baseados no princípio poluidor-pagador para as externalidades negativas e no princípio do administrador-ganhador, para externalidades positivas (Grima et al., 2016), como no caso do PSA Conservador das Águas, em Extrema, MG.

A quantidade de poluição decorrente da produção de equilíbrio em que a receita marginal é igual ao custo marginal privado é maior comparativamente à condição de receita marginal igual ao custo marginal social. A externalidade negativa implica maior poluição graças à subestimação de custos e, em consequência, viabiliza no setor a permanência de agentes economicamente inviáveis, caso houvesse a internalização do custo marginal externo (ou custo incremental de poluir) (Weydmann, 2005). Dentre os princípios fundamentais do Direito Ambiental, o princípio do poluidor-pagador visa imputar ao poluidor o custo social da poluição por ele gerada, dando origem a um mecanismo de responsabilidade por dano ecológico. A aplicação desse princípio, também conhecido como princípio da responsabilidade, procura corrigir esse custo adicionado à sociedade por meio da internalização do princípio do poluidor-pagador (Milaré, 1998).

Uma vertente de estudiosos explica os problemas ambientais como resultados de falhas de mercado, causadas por externalidades, que justificariam a intervenção do governo no mercado, por meio do controle de acesso, limites ao uso do recurso ou aplicação de taxas. Outro grupo defende a ideia de que essas falhas ocorrem por causa da má definição dos direitos de propriedade. Para este grupo a especificação completa dos direitos de propriedade dos bens ambientais, ou seja, a privatização, poderia evitar as externalidades ineficientes, não havendo, portanto, a necessidade da intervenção do governo no mercado. Os bens ambientais seriam transacionados no mercado sem a intervenção do governo. Dentre as críticas a essas ideias estão: a) o preço de mercado não seria capaz de capturar todos os valores relevantes em relação ao bem ambiental; b) muita ênfase é dada à superioridade da gestão privada em relação à gestão pública do bem ambiental, o que nem sempre ocorre em razão do horizonte do negócio e das taxas de mercado; e c) os benefícios da privatização do bem ambiental e a desregulamentação do mercado poderiam não valer os elevados custos de transação envolvidos (Cole, 2000).

A propriedade privada e o patrimônio público

De acordo com Block (1992), o interesse pessoal que norteia o comportamento e a motivação, que conduzem ao crescimento econômico e ao desenvolvimento, também estão relacionados com os problemas de poluição. Os ativos ambientais como as florestas, a água e o ar são propriedades de todos, ou seja, são bens públicos. Essa condição produz em grande parte da população a sensação de que esses bens não pertencem a ninguém em particular, isto é, são do governo. Uma situação distinta da propriedade privada. No exemplo do autor, um cidadão é capaz de reclamar quando um cachorro defeca no gramado da residência e ignorar os efeitos da chuva ácida nas florestas. Acredita-se que essa dicotomia de atitudes está fundamentada na condição de posse da propriedade. Enquanto o gramado residencial é uma propriedade privada, a floresta é uma propriedade pública. Conforme Mattos (2000), o problema é que a floresta é de todos e não é de ninguém, ou seja, no entendimento popular este bem é de ninguém. É exatamente essa lógica que é colocada em cheque pelos proponentes da conservação ambiental baseada em valores relacionais, em que se acredita que os valores e as crenças pessoais sejam os motores do cuidado com o ambiente (Singh, 2015; Pascual et al., 2017; Allen et al., 2018). Enquanto o pagamento por serviços ambientais em dinheiro ou em espécie exige continuidade para ser efetivo, a conservação baseada em valores relacionais se autossustenta. García-Amado et al. (2013) sugeriram que uma estratégia bem-sucedida para a conservação ambiental pode envolver o aporte financeiro e técnico em um primeiro momento, via PSA, ao mesmo tempo que se trabalham valores relacionais, conduzindo ao fortalecimento da governança local e ao desenvolvimento socioeconômico da comunidade envolvida.

Mattos (2000) ainda reforça que, tanto no Brasil como em outros países, persiste a ênfase cultural do prestígio para a propriedade privada em detrimento do patrimônio público. Com o passar dos tempos, o homem ocidental, especialmente, afastou-se de sua conduta de ênfase coletiva, passando a apoiar o seu sentido existencial no individualismo, que, ainda hoje, tem como símbolo a propriedade. Esse autor considera que a educação e a conscientização da população possam trazer mudança de atitude para que a propriedade, mesmo que privada, cumpra sua função social de manutenção da vida no planeta por meio da preservação do meio ambiente, sendo a propriedade economicamente útil e produtiva. Nesse contexto, vai ganhando força a tese de que as diversas maneiras de valorar a natureza devem ser consideradas (Preliminary..., 2015; Pascual et al., 2017), inclusive aquela que indica o realinhamento com o mundo natural e o fortalecimento das relações interpessoais como meio para sair da crise ambiental ora em curso (Singh, 2015), e que está conduzindo o planeta para o colapso (Steffen et al., 2018).

No Direito, o meio ambiente é reconhecido como um patrimônio público a ser assegurado e protegido para uso de todos. A Lei Fundamental brasileira (art. 225 da Constituição Federal) refere-se a ele como “bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida”, impondo ao poder público e à coletividade a responsabilidade por sua proteção para as presentes e futuras gerações (Milaré, 1998). Alguns autores defendem a ideia de que o PSA é uma alternativa para garantir essa lei. Ademais, o Código Florestal, Lei Federal nº 12.651/2012 (arts. 41 e 58), prevê a possibilidade da instituição de programa de apoio técnico e incentivo financeiro à conservação do meio ambiente (Cabral; Souza, 2018). Tramitam no Congresso Nacional alguns projetos de lei que visam à regulamentação desses incentivos por meio do PSA. O projeto, apresentado em 2015, busca estimular a conservação de ecossistemas, minimizar a degradação e promover o desenvolvimento mais sustentável. Esse projeto institui a Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (PNPSA) e instituições associadas para sua realização, como o Programa Federal de Pagamentos por Serviços Ambientais (PFPSA), em que são estabelecidos os mecanismos de pagamento, o Fundo Federal de Pagamento por Serviços Ambientais (FFPSA) para o financiamento das ações e o Cadastro Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais (CNPSA) para a fiscalização do cumprimento dos contratos. A demora na aprovação desse projeto, no âmbito federal, estimulou a implementação do PSA primeiramente nas agendas estaduais e municipais, condição diferente de países como México, Costa Rica e Colômbia (Mendes; Freiria, 2017). Essas iniciativas receberam a contribuição do *Guia para a formulação de políticas públicas estaduais e municipais de pagamento por serviços ambientais* (Guia..., 2017), visando dar elementos para o estabelecimento da infraestrutura legal.

Embora não seja tecnicamente fácil a mensuração do valor monetário dos serviços ambientais, em razão da indefinição dos direitos de propriedade de bens públicos e da dificuldade de coletar preço pelo uso do recurso quando não há exclusividade de direito de uso ou de propriedade (Motta, 1998), a afirmação de que as externalidades ambientais referem-se a fatores que não interferem no custo econômico não é mais sustentável. A incorporação dos serviços ambientais nos sistemas de contas nacionais surgiu na década de 1990. Young (2000), citado por Filgueiras et al. (2007), relatou a existência de duas experiências: 1) Sistema Integrado de Contas Econômicas e Ambientais, elaborado pelo escritório de estatística das Nações Unidas; 2) Matriz de Contas Nacionais que inclui contas ambientais, cujo trabalho teve início pelo Instituto de Estatística Holandês e, posteriormente, foi adotado pelo escritório estatístico da União Europeia. Estudiosos do ambiente alertam: “a degradação dos serviços de ecossistemas representa a perda de um ativo”, pois, embora não apareça nas balanças comerciais de países, se for computada, seguramente trará prejuízo. Um exemplo disso foi o que

aconteceu no Canadá, cujos pescadores de bacalhau-do-atlântico (*Gadus morhua*), na região de Terra Nova, tiveram de paralisar suas atividades na década de 1990, em razão do esgotamento do estoque de peixe, registrando-se o prejuízo de US\$ 2 bilhões (Filgueiras et al., 2007).

Sistemas de pagamento por serviços ambientais

No relatório da FAO (2004), são caracterizados dois tipos de sistemas de pagamento por serviços ambientais: um relacionado com serviços de âmbito global ou com uma escala geográfica ampla, como a manutenção da biodiversidade, a beleza da paisagem e a fixação de carbono; e outro relacionado a provedores de um mercado local, onde os usuários estão em geral mais bem definidos e circunscritos a uma escala geográfica concreta e próxima ao local das atividades produtivas. Os sistemas tendem a ser mais manejáveis e mais eficazes quando circunscritos em escalas menores, como as bacias hidrográficas com rios de primeira ou de segunda ordem.

A proximidade entre provedor e usuário facilita o funcionamento do pagamento por serviços ambientais, em razão da redução dos custos de transação (tempo para que todas as partes concordem com a natureza do serviço e o mecanismo de pagamento do serviço ambiental, elaboração de contratos, monitoramento dos resultados e do cumprimento do acordo e resolução de conflitos), do maior fluxo de informação entre os agentes, da definição mais clara do serviço e da maior capacidade de adaptação das instituições envolvidas. As experiências dos sistemas de pagamento pelo uso da água podem exemplificar essa situação e, usualmente, referem-se à manutenção da disponibilidade e da qualidade da água. O pagamento por serviços ambientais em bacias hidrográficas tem sido aplicado em diferentes escalas na América Latina, desde o nível de microbacias – como o caso de Achuapa, na Nicarágua, com o sistema que contempla 16 produtores – até programas nacionais controlados pelo Estado, como o Fondo Nacional de Financiamiento Forestal na Costa Rica (FAO, 2004).

Além da escala geográfica, os esquemas de PSA podem ser caracterizados pelo tipo de serviço ou pacote de serviço ofertado (sequestro e armazenamento de carbono; proteção da biodiversidade; proteção de bacias hidrográficas; paisagem), em função do tipo de financiamento (público; privado; público-privado), por meio do mecanismo de pagamento (baseado na provisão efetiva do serviço, como o pagamento por determinada quantidade de carbono sequestrado; baseado na adoção de determinadas práticas mais sustentáveis de gestão da terra ou do recurso), ou ainda por meio do envolvimento e da motivação do beneficiário do serviço (voluntário, beneficiário direto compensa o prestador do serviço; subsidiado, uma entidade pública agindo em nome do bem público compensa o prestador do serviço; conformidade regulatória, agentes

sujeitos a obrigações regulatórias compensam os prestadores de serviços ambientais comparáveis em troca de crédito que atenda às exigências regulatórias) (Fripp, 2014; Ezzine-de-Blas et al., 2016; Capodaglio; Callegari, 2018).

O crescimento das iniciativas em PSA, tanto em nível local, regional ou global, é evidenciado por Ezzine-de-Blas et al. (2016) e Salzman et al. (2018). Em um levantamento sobre os PSA ativos, os autores verificaram que os programas relacionados à proteção das bacias hidrográficas dominam, em termos de quantidade de programas, valores transacionados e dispersão geográfica entre os continentes. Os programas associados ao mercado de carbono apresentam ritmo continuado de crescimento, e os programas relacionados à proteção da biodiversidade são os que apresentam os maiores desafios para difusão. Ao contrário dos PSA relacionados ao recurso água, em que os beneficiários do serviço são locais e de fácil identificação, os beneficiários da biodiversidade estão espalhados, com abrangência global, condição que dificulta a cobrança de taxas para compensar os provedores dos serviços em função da ausência de instituições. Ainda, os benefícios desse tipo de serviço são indiretos e não materiais, o que torna difícil a determinação de métricas.

Os autores (Ezzine-de-Blas et al., 2016; Salzman et al., 2018) verificaram ainda que os serviços considerados bens públicos, em que os benefícios privados não são facilmente capturados, a exemplo da proteção da biodiversidade, predominam os programas de PSA subsidiados pelo setor público ou associados ao ambiente regulatório. No entanto, um marco legal muito rígido e burocrático pode constituir um obstáculo que impõe valores ineficientes ou custos de transação muito elevados (FAO, 2004). Quando o serviço ambiental proporciona benefícios passíveis de captura ou em que os beneficiários percebem a prestação do serviço como um importante aspecto social, a exemplo da melhoria da qualidade da água, predominam as transações de PSA não governamentais ou privadas.

Na Tabela 1 identificam-se as principais oportunidades e as principais limitações dos sistemas de pagamento por serviços ambientais.

Kosoy et al. (2007) afirmaram que, para que esquemas de pagamento por serviços ambientais sejam eficientes, estes precisam atingir duas condições: o valor a ser compensado deve cobrir ao menos o custo de oportunidade do uso da terra e o montante a ser pago deve ser inferior ao valor econômico da externalidade³ ambiental. Em relação à primeira condição, se o custo de oportunidade não for coberto pelo

³ Embora o conceito de externalidade tenha sido utilizado anteriormente por autores como Marshall, Pigou e Samuelson, Coase (1988) definiu externalidade como o efeito da decisão de um agente sobre outro agente que não faça parte daquela ação. Se o agente A compra algo do agente B, e essa decisão de compra afeta B, esse efeito não é considerado externalidade. No entanto, se a transação de A com B afeta outros agentes C, D e/ou E que não fazem parte daquela ação, esse efeito é considerado uma externalidade, a qual pode ter efeito positivo ou negativo.

Tabela 1. Vantagens e oportunidades, dificuldades e limitações do pagamento por serviços ambientais.

Vantagem e oportunidade	Dificuldade e limitação
Pode servir como instrumento de sensibilização da população em relação ao valor dos recursos naturais (FAO, 2004)	Pode desencorajar participantes por meio de mecanismos de <i>crowding-out</i> (Ezzine-de-Blas et al., 2016)
Métricas bem definidas para situações como o mercado de compensação de emissão de carbono (Salzman et al., 2018) facilitam transações	A escolha de métricas adequadas para assegurar o cumprimento do compromisso permanece um desafio em muitos casos (Salzman et al., 2018). Necessidade de estudos empíricos que corroborem algumas generalizações sobre a relação entre o uso da terra e o serviço hídrico ou outro serviço ambiental (FAO, 2004)
Pode facilitar a solução de conflitos entre os agentes envolvidos, ou seja, os agentes usuários dos recursos naturais e os agentes que são influenciados pelas externalidades decorrentes deste uso (FAO, 2004)	Pode favorecer a hegemonia dos <i>stakeholders</i> que detenham maior poder social ou econômico; pode aumentar a geração de conflitos que perpetuam desequilíbrios socioambientais (Calvet-Mir et al., 2015)
Permite transferir recursos a setores socioeconomicamente vulneráveis que oferecem serviços ambientais (FAO, 2004)	O valor pago aos participantes raramente considera custo de oportunidade (Salzman et al., 2018)
Pode gerar novas fontes de financiamento para a conservação, a restauração e a valoração dos recursos naturais (FAO, 2004)	Situações em que os sistemas de pagamento por serviços ambientais não constituem a forma de gestão mais eficaz para assegurar o serviço. Altos custos de transação associados às fases de estudos preliminares e de implantação podem tornar o pagamento mais custoso do que outras opções de gestão (FAO, 2004)
Pode criar indicadores de importância relativa dos recursos naturais por meio da valoração econômica dos serviços ambientais (FAO, 2004)	A necessidade de regulação ou de subsídios para atender à demanda por serviços de domínio coletivo pode não ser resolvida em função da baixa capacidade de governança legal e institucional local. Métricas para avaliação, ambiente legal e institucional fortalecido e organização dos <i>stakeholders</i> são apontados como os principais fatores de sucesso dos programas de PSA (Cavelier; Gray, 2014; Fripp, 2014; Salzman et al., 2018)
Pode aumentar a segurança de posse da terra (Blundo-Canto et al., 2018)	Situações em que os provedores, os usuários e o serviço não estão bem identificados ou são difusos (FAO, 2004)
Pode trazer benefícios para a saúde pelo maior acesso à água de qualidade adequada, maior segurança alimentar (Blundo-Canto et al., 2018)	Execução de alguns sistemas de pagamento por serviços ambientais na ausência de mecanismo de fiscalização (FAO, 2004)

Continua...

Tabela 1. Continuação.

Vantagem e oportunidade	Dificuldade e limitação
Situações mais genéricas	Casos em que o modelo e o custo do serviço foram impostos politicamente e não respondem a estudos sobre a demanda ou a valorização econômica do recurso (FAO, 2014)
	Casos em que o desenho do sistema não está baseado em estudos socioeconômicos ou biofísicos prévios por causa do alto custo (FAO, 2004)
	Corrupção, desvio de recursos e injustiça no acesso aos recursos (Grima et al., 2016)
	Pode prejudicar atividades extrativistas de comunidades pobres, reduzindo a produção local, aumentando a dependência de recursos externos e diminuindo a renda (Blundo-Canto et al., 2018)

Fonte: Adaptado de Nicodemo et al. (2008).

pagamento, o dono da terra não teria incentivo para adotar o uso do solo ou a prática fomentada. O montante pago dever ser inferior ao valor econômico da externalidade, pois, se fosse maior, o usuário preferiria sofrer a externalidade. Na situação em que a ação de um ou mais agentes lesa o ambiente e, conseqüentemente, a sociedade, o montante que cada um aceita pagar determina o ponto de equilíbrio da negociação. Nessa relação de mercado, o estabelecimento de direitos de propriedade bem definidos e exequíveis é importante para a definição das responsabilidades de cada parte no acordo (Souza, 2002).

Diversas têm sido as experiências de valoração dos serviços ambientais e de implementação de sistemas de pagamento por serviços ambientais, na tentativa de reverter esse quadro. Florestas vêm sendo amplamente usadas como provedoras de serviços ambientais para proteção de bacias hidrográficas. Os principais serviços ambientais associados ao recurso água são: regulação do fluxo de água (controle de enchentes e aumento da vazão na época seca), manutenção da qualidade da água (controle de carga de sedimentos, controle de carga de nutrientes, controle de produtos químicos e controle da salinidade), controle de erosão e de sedimentação, redução da salinidade de terras, regulação do lençol freático e manutenção do habitat aquático.

A experiência da proteção dos mananciais da cidade de Nova Iorque talvez seja o caso mais conhecido de pagamento por serviço ambiental para proteção de bacias hidrográficas (Antoniazzi; Shirota, 2007). Os gastos com o programa são da ordem de US\$ 1,5 bilhão durante 10 anos, advindos de taxas cobradas nas contas de água,

além da venda de títulos da prefeitura. Nos cinco primeiros anos do programa, a prefeitura comprou 118.700 ha, totalizando gastos de US\$ 94 milhões; parte dessa área foi aberta ao público para recreação. Outros 960 ha nas bacias hidrográficas foram destinados à servidão florestal, isto é, os proprietários se comprometeram a manter protegidas áreas de floresta em troca de pagamento pelo custo de oportunidade da terra.

Motta (1998) salienta que a água apresenta diversos valores de uso e, consequentemente, diferentes preços. Por exemplo, em zonas agrícolas, bem como em áreas industriais, a água pode ser considerada como insumo e/ou matéria-prima; para o esgotamento de efluentes, urbanos e industriais, a água serve como corpo diluidor; para o transporte marítimo, a água serve como leito navegável; para a geração de energia elétrica, faz-se o uso de seu potencial motriz; para as atividades de lazer e turismo, a água faz parte da paisagem a ser desfrutada; para a atividade pesqueira, a água constitui o habitat no qual vivem as espécies aquáticas; e, na mineração, a água possui vários usos, como a lavagem dos minérios. Mas não é só o preço que determina o valor. Valor tem uma conotação múltipla, dependendo do referencial utilizado.

Silva e Arend (2007) estimaram o preço a ser cobrado pelo uso dos recursos hídricos de acordo com o tipo de uso na Bacia Hidrográfica do Rio Pardo, RS: para uso agrícola (R\$ 6,6651 x 10⁻²/m³), para abastecimento doméstico (R\$ 4,2793 x 10⁻²/m³), para abastecimento industrial (R\$ 6,8982 x 10⁻²/m³), para diluição de efluentes industriais (R\$ 4,0235 x 10⁻¹/kg de demanda bioquímica de oxigênio – DBO) e para diluição de esgotamento sanitário (R\$ 2,0472 x 10⁻¹/kg de DBO). O resultado de uma pesquisa de disposição a pagar dos usuários indicou que os preços ótimos estimados, com exceção do uso para irrigação, estão dentro da capacidade de pagamento desses usuários. Uma crítica ao pagamento por serviços ambientais tomando por base o princípio de poluidor-pagador é de que não há preocupação na adequação do uso do recurso por parte do usuário do serviço. A degradação/expropriação do recurso/serviço ecossistêmico pode continuar a ocorrer, desde que ele possa pagar, ainda que a custos maiores. Não induz a uma mudança de atitude por parte do usuário, a não ser em longo prazo, quando então as alterações podem ser irremediáveis.

Ramos (2003 citado por Xavier et al., 2007) apresenta um resumo dos valores cobrados pelo serviço hídrico em países europeus (Alemanha, França, Holanda e Reino Unido), de acordo com o tipo de uso e de cobrança. A taxa média para captação e uso da água variou entre US\$ 1,41/m³ e US\$ 1,69/m³, enquanto a taxa média de esgoto esteve entre US\$ 1,53/m³ e US\$ 2,20/m³. De forma geral, a cobrança que incide sobre a captação e o consumo é realizada por volume. A cobrança sobre a poluição é realizada conforme a composição e as unidades de poluentes presentes no efluente final ou equivalente-habitante.

No Brasil, a Lei nº 9.433/1997 (Brasil, 1997), que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), apresenta os seguintes fundamentos: 1) a água é um bem de domínio público; 2) a água é um recurso natural limitado, dotado de valor econômico; 3) em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais; 4) a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas; 5) a bacia hidrográfica é a unidade territorial para a implementação da PNRH e para a atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SNGRH); 6) a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do poder público, dos usuários e das comunidades.

Dentre as iniciativas nacionais de cobrança pelo uso da água, Xavier et al. (2007) citaram a experiência da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul, que banha parte dos estados de São Paulo, do Rio de Janeiro e de Minas Gerais. A arrecadação entre 2003 e 2005 totalizou R\$ 18 milhões. Em 2004, algumas dificuldades foram superadas com a criação de uma obrigação legal para o não contingenciamento dos recursos advindos da cobrança da água arrecadados pelo governo federal, garantindo seu retorno à bacia. Esses autores citaram ainda o caso da cobrança nas bacias dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiaí, com implantação da cobrança a partir de janeiro de 2006.

Em 2007, o município mineiro de Extrema estabeleceu o projeto Conservador das Águas e autorizou o Poder Executivo a prestar apoio financeiro aos proprietários rurais por meio da Lei Municipal nº 2.100. Esse projeto visava à implantação de práticas conservacionistas de solo, ao aumento da cobertura vegetal e à implantação do saneamento ambiental nas propriedades rurais para a melhoria da qualidade e da quantidade das águas do município. O projeto contou com a parceria do Programa de Conservação da Floresta Atlântica de *The Nature Conservancy*, do Serviço de Abastecimento de Água de São Paulo e da Agência Nacional de Águas (ANA). A parceria teve por objetivo a proteção dos recursos hídricos responsáveis pelo fornecimento de água para o sistema Cantareira, que garante o abastecimento de 50% da população da cidade de São Paulo. A intenção foi dar suporte técnico e financeiro aos proprietários rurais para que estes pudessem recuperar e preservar sua área de preservação permanente e sua reserva legal, bem como proteger os mananciais, fazer o saneamento ambiental e conservar o solo. Por meio dessas medidas, esperava-se conseguir a implementação de microcorredores ecológicos, a redução da poluição decorrente dos processos erosivos e da falta de saneamento ambiental, bem como a proteção dos recursos hídricos da bacia. Richards et al. (2015) registraram, em 10 anos de vigência do programa, a participação de 53 produtores rurais, com aumento de 60% na cobertura florestal. A estrutura que viabilizou o sucesso dessa

iniciativa priorizou a tomada de decisão em nível local, capaz de intervir rapidamente quando necessário, apoiada na legislação federal e municipal, e captando recursos do próprio município para parte das ações. A transparência do processo foi apontada como um dos fatores de sucesso.

Na valoração dos serviços prestados pela Área de Proteção Ambiental de São José, MG, Cirino et al. (2007) perceberam a existência do carona, visto que indivíduos que usufruem dos benefícios dessas áreas não estão dispostos a contribuir para sua preservação. Porém, esses autores valoraram a disposição a pagar mensal dos habitantes dos cinco municípios que compreendem a Área de Proteção Ambiental de São José em R\$ 22,88; isso indica que grande parte da população envolvida reconhece essa área como um patrimônio importante, capaz de fornecer serviços ambientais.

Estudos da agricultura como provedora de serviços incluem contratos de boas práticas agrícolas. Essas práticas podem ser definidas como aquelas que minimizam o efeito nocivo ao ambiente, sem sacrificar a produtividade econômica. Elas são agrupadas em três grandes grupos: 1) gerenciamento de nutrientes, que envolve a prática de aplicação de fertilizantes e de esterco em quantidades necessárias às lavouras, evitando, assim, o excesso; 2) controle integrado de pragas, para minimizar o uso de herbicidas e de inseticidas; e 3) práticas de controle da erosão e da taxa de escoamento superficial (Hilliard; Reedik, 2007).

Talvez o mecanismo de pagamento por serviços ambientais mais conhecido seja o mercado de carbono, que teve sua origem no Protocolo de Quioto, em 1997, e foi endossado pelo Acordo de Paris, em 2015. Dentre as decisões desse acordo, está a aceitação do conceito de comercialização internacional de créditos de sequestro de carbono. Nessa negociação, os países e as empresas que conseguirem diminuir as emissões de gases de efeito estufa abaixo de suas metas poderão comercializar o excedente com outros países ou com outras empresas que não conseguirem alcançar suas metas. Por meio da comercialização dos certificados de emissões reduzidas, estima-se que esse mercado movimentará cerca de US\$ 20 bilhões anuais (Homma, 2002). Embora o número de projetos que busca financiamento para se contrapor às emissões de carbono continue crescendo, compradores voluntários de carbono são relativamente poucos. Nem o mecanismo de desenvolvimento limpo, nem o Acordo de Paris, nem esquemas propostos pela comunidade europeia foram capazes de direcionar investimentos significativos para a conservação florestal até o momento (Salzman et al., 2018).

Um exemplo de como o ambiente institucional tem papel importante nos sistemas de pagamento por serviços ambientais é o caso da Costa Rica, um dos países mais adiantados em termos de políticas públicas para proteção ambiental e para

uso de mecanismos de pagamento. Com o objetivo de internalizar os benefícios dos serviços ambientais, esse país criou novos instrumentos de mercado em sua legislação e arranjos institucionais para pagar por esses serviços e distribuir a renda gerada entre as organizações de conservação e os proprietários rurais que optaram por conservar ou reflorestar. A meta é de preservar pelo menos 25% do território costa-riquenho. Entre 1979 e 1987, aproximadamente 2 mil hectares por ano eram reflorestados sob a estrutura de incentivo da lei. Após a criação do Fondo Nacional de Financiamiento Forestal, o reflorestamento entre 1991 e 1995 saltou para 17.500 ha por ano. Para isso foi estimado o custo de quatro serviços ambientais (sequestro de carbono, proteção de bacias hidrográficas, proteção da biodiversidade e proteção do ecossistema), o qual subsidiou a implementação das leis florestais. A soma dos valores por hectare variou de US\$ 29 a US\$ 87 para a floresta primária, e de US\$ 21 a US\$ 63 para florestas secundárias (Castro et al., 2000). O programa de pagamento por serviços ambientais incentivou a conservação de áreas estratégicas de floresta em terras particulares para proteção de bacias e para integração do corredor biológico mesoamericano (Pagiola, 2008; Declerck et al., 2010). O foco passou de conservação da biodiversidade para ações para uso sustentável da terra produtiva e em prol da equidade, já que muitos dos programas não permitiam a participação de pequenos proprietários e da população indígena. O desafio então é promover o manejo integrado da paisagem (Wallbott et al., 2019).

No Brasil, têm surgido experiências de incentivos fiscais como tentativa de pagamento pelos serviços ambientais. O Imposto sobre Circulação de Mercadorias e Serviços (ICMS) ecológico é uma forma de compensar financeiramente os cidadãos de municípios que possuem áreas de preservação e que, por isso, estão sujeitos a restrições no uso de parte de seu território. Esse é um instrumento de rateio, em que 0,5% do valor total arrecadado da receita do ICMS é repassado aos municípios e aos estados para compensar essas regiões de restrições de uso do solo. No entanto, sugere-se a revisão na forma de cálculo do fator de conservação, que considera a relação entre a área da unidade de conservação (UC) e a área total do município. Municípios que apresentam áreas grandes terão repasse inferior ao daqueles com pequenas áreas, quando o tamanho das UCs for semelhante (Botelho et al., 2007). Bitencourt et al. (2007) verificaram que o ICMS ecológico possibilitou o desenvolvimento econômico em algumas áreas em que esse imposto foi empregado. O Vale do Ribeira foi uma das regiões mais beneficiadas do estado de São Paulo pelo repasse desse recurso, com o qual foi possível reforçar a proteção das áreas verdes, desenvolver programas de manejo das reservas florestais e, com o aumento da receita, investir em infraestrutura, o que gerou melhorias da qualidade de vida da população local. Esse mecanismo de política pública ainda possibilita e potencializa o surgimento do ecoturismo, que pode

ser uma alternativa de geração de renda e de empregos associada à preservação e à conservação dos recursos naturais. Por exemplo, o município de São Miguel Arcanjo, SP, possui cerca de 20% do seu território ocupado por UCs e, entre 2006 e 2010, recebeu cerca de R\$ 2 milhões a título de ICMS ecológico. Esse recurso é utilizado em ações de educação ambiental, construção de novos pontos de coleta de lixo na zona rural e coleta seletiva da zona urbana (ICMS Ecológico..., 2019).

Além do ICMS ecológico, outros mecanismos legais, tais como os royalties dos recursos naturais – o Fundo Setorial de Petróleo e Gás Natural aloca recursos para o estudo de ecossistemas afetados pelas indústrias de energia – e a isenção do Imposto sobre a Propriedade Territorial Rural (ITR) para as áreas protegidas – que incluem as reservas particulares do patrimônio natural – também são exemplos que têm como pressuposto compensações financeiras por serviços ambientais prestados (Young, 2006).

Salzman et al. (2018) reportaram mais de 550 programas envolvendo PSA em nível mundial, com pagamentos de 36 a 42 bilhões de dólares americanos. A maioria dos PSA está ligada à conservação de bacias hidrográficas (387 programas em 62 países). A compensação de carbono por meio de florestamento e reflorestamento, manejo florestal sustentável, manejo sustentável de áreas agrícolas e redução de emissões por mudanças de uso da terra e degradação florestal (48 programas), envolvendo transações de mercado, foi a vertente que recebeu mais atenção. No caso de biodiversidade e conservação de habitat, foram relatados 120 programas em 36 países; são utilizados, principalmente, mecanismos de compensação (104 dos programas), em que aspectos regulatórios legais são importantes. Há problemas na definição de métricas para monitoramento dos programas, o que faz com que a avaliação dos resultados – em termos de provisão de serviços (medidas biofísicas), eficiência econômica e melhoria do bem-estar social – seja geralmente inadequada e/ou insuficiente. Usando os dados fornecidos nos relatos publicados, Grima et al. (2016) avaliaram 40 casos de PSA na América Latina, concluindo que 23 obtiveram sucesso, 12, sucesso parcial, e 5 falharam em relação aos objetivos propostos. Metade dos estudos foi relativo à água, 28% envolveram mais de um aspecto ambiental, 12% estiveram ligados à conservação da paisagem, 8%, estoques de carbono, e apenas 2%, proteção da biodiversidade. Os projetos que promoveram o fornecimento continuado de recursos críticos capazes de assegurar melhorias no bem-estar e nos meios de vida das populações locais foram os mais bem-sucedidos, assim como aqueles que fortaleceram a governança local e possibilitaram o acesso à assistência técnica. Também Calvet-Mir et al. (2015) relataram mais resultados ambientais favoráveis que desfavoráveis pelos programas de PSA nos trópicos, chamando a atenção para a efetividade daqueles que consideram as características locais e provêm a expertise necessária para o sucesso do projeto. Novamente, a dificuldade em se estabelecer métricas e a necessidade de uma

avaliação multidisciplinar dos programas, integrando aspectos sociais e ambientais, foram levantadas. Preliminary... (2015) e Pascual et al. (2017) abordaram mais detalhadamente essas questões, propondo, inclusive, metodologias de estudo.

Alguns exemplos de esquemas de pagamento por serviços ambientais foram apresentados nesta seção, mas outros tantos relatos de manejo podem ter como resultado a exploração de serviços ambientais, como o projeto Reflorestamento Econômico Consorciado Adensado (Reca), em Rondônia, e os sistemas agroflorestais na região amazônica. Contudo, além da clara definição do objeto, do aparato legal, da negociação entre as partes e dos direitos de propriedade, para que se concretize com sucesso a implementação dos sistemas de pagamento por serviços ambientais e se alcance o conceito da sustentabilidade, é necessária a mudança da civilização do ter para a civilização do ser (Romeiro, 2003 citado por Filgueiras et al., 2007).

Pode ser necessária a utilização combinada de pagamento por serviços ambientais com outras estratégias que dão suporte às melhorias das condições socioeconômicas locais e assistência técnica (García-Amado et al., 2013). A associação entre degradação ambiental e pobreza está bem documentada (Duraiappah, 1998), assim estratégias de proteção ambiental que permitam superar a desigualdade social e, ao mesmo tempo, valorizar a autonomia e a governança locais podem levar a resultados duradouros sem a necessidade da constante inversão de recursos financeiros. Nesse caso, o cuidado com o ambiente deriva do ressignificado dessa relação entre homem e natureza (Singh, 2015; Chan et al., 2016; Jax et al., 2018).

Impacto do pagamento por serviços ambientais no meio de vida

Um meio de vida (*livelihood*) pode ser definido como “capacidades, ativos (incluindo recursos materiais e sociais) e atividades necessárias para um meio de vida. O meio de vida é sustentável, ou melhor, resiliente quando pode enfrentar e se recuperar do estresse e de choques e mantém ou melhora suas capacidades e recursos, tanto no momento presente quanto no futuro, sem prejudicar a base de recursos naturais” (Guidance..., 2019).

Blundo-Canto et al. (2018) avaliaram o impacto do PSA por meio de 46 estudos selecionados a partir de 885 resultados publicados. De modo geral, os autores apontaram impactos positivos sobre a vida das pessoas afetadas pelos programas quando avaliaram os benefícios econômicos, aqui considerados capital e fluxos financeiros, emprego, produção agrícola, capital físico, pobreza e posse da terra; porém, não havia preocupação em se estudar objetivamente os resultados dos programas em termos não financeiros e imateriais, como capital social, capital humano, fluxos

e capital natural, segurança alimentar, capital cultural e saúde. Esses autores relataram conflitos entre diferentes dimensões do meio de vida, isto é, quando a perda de qualidade de uma variável foi acompanhada por ganho em outra variável. Conflitos refletem-se, por exemplo, nos estudos mostrando que o recurso disponibilizado no PSA foi utilizado na aquisição de alimento de baixa qualidade para substituir alimento que era anteriormente produzido em área ora protegida. Calvet-Mir et al. (2015), entretanto, destacaram efeitos deletérios no meio de vida dos programas de PSA nos trópicos, devido em parte ao insuficiente envolvimento da população carente no seu delineamento e na sua implantação.

O desenho de muitos estudos não se apropria de métodos interdisciplinares, perdendo a oportunidade de estudar fatores contextuais, impactos sociais e culturais, relações de poder e de equidade. A coparticipação dos *stakeholders* no desenho dos programas de conservação é fundamental, assim como o envolvimento de organizações locais. Considerando a relação intrínseca entre degradação ambiental e pobreza, deve-se buscar a sinergia entre as ações para a conservação ambiental e a melhoria da qualidade de vida das populações envolvidas nos programas de PSA (Grima et al., 2016; Blundo-Canto et al., 2018). Chiodi e Marques (2018) analisaram três projetos brasileiros de PSA relacionados à proteção de bacias hidrográficas, melhoria da qualidade e oferta de água. Ainda que se tenha verificado impacto positivo na transferência de renda aos agricultores familiares, os autores concluem que, para garantir um efeito redistributivo mais favorável aos agricultores mais dependentes da terra, é importante que se reconheçam as heterogeneidades socioeconômicas e produtivas locais e que os critérios associados sejam incorporados aos aspectos quantitativos e qualitativos do estabelecimento rural para a alocação dos pagamentos.

Métodos de valoração econômica dos serviços ambientais

Valor se refere ao que é bom, adequado ou desejável na vida humana (Jax et al., 2018). Valor tem, então, sentidos diversos: tanto pode se referir a características ou atributos quantificáveis (em dinheiro, por exemplo) como pode se referir a atributos que independem de juízo humano. Os valores também podem ser relativizados, dependendo da importância que o usuário atribui a uma entidade, influenciando seus comportamentos e ações (Preliminary..., 2015).

Em termos econômicos, o valor intrínseco de um bem está relacionado ao grau de satisfação que ele proporciona às necessidades humanas. De acordo com a função que o bem proporciona a determinado grupo de usuários, pode-se ter diferentes preços. Para melhor entendimento, uma reserva biológica depende de seus múltiplos usos. Assim, para cada atividade e/ou grupo de usuários deverá ter um preço. O cálculo do

valor econômico total (VET) considera o valor de uso propriamente dito, o valor de opção, o valor de quase-opção e o valor de existência (Nogueira; Medeiros, 1999). Neste texto, considerou-se o valor de uso subdividido em direto e indireto e o valor de opção que agrega o valor de quase-opção. Existem variantes dessa classificação (Filgueiras et al., 2007; Souza, 2007). Dessa forma, tem-se:

$$VET = \text{valor de uso direto} + \text{valor de uso indireto} + \text{valor de opção} + \text{valor de existência}.$$

Na Tabela 2, está sintetizado o significado de cada variável do valor econômico total.

O conceito do valor econômico total originou-se da contestação de que não havia espaço no raciocínio econômico para a ideia de valorar algo que não seja diretamente consumido. As variáveis incluídas na função de utilidade de uma pessoa não deveriam

Tabela 2. Resumo das variáveis do valor econômico total.

Variável	Significado
Valor de uso direto	Bens e serviços ambientais apropriados diretamente da exploração do recurso e consumidos hoje. Ex.: provisão de alimentos (nutrientes), medicamentos, recursos não madeireiros, recursos genéticos
Valor de uso indireto	Bens e serviços ambientais que são gerados por funções ecossistêmicas e apropriados e consumidos indiretamente hoje. Ex.: controle de erosão, provisão de recursos básicos ou manutenção das condições de habitabilidade do planeta, manutenção dos ciclos biogeoquímicos, manutenção do clima, oferta de paisagem e de amenidades, proteção de mananciais hídricos, proteção da diversidade de genes e de espécies, sequestro e estoque de carbono e reciclagem de resíduos urbanos e industriais
Valor de opção	Bens e serviços ambientais de uso direto e de uso indireto a serem apropriados e consumidos no futuro, acrescidos do valor motivado pelo interesse em preservar a biodiversidade para o seu futuro uso. Esses valores advêm da crescente disponibilidade de informação sobre as espécies, que só pode ser obtida por meio de pesquisas futuras, e dependem da proteção das espécies e/ou dos ecossistemas de origem intactos, como fonte de evolução. É semelhante ao investimento numa opção de compra de um ativo cujo valor futuro é incerto. Ex.: preservação de valores de uso direto e de uso indireto
Valor de existência	Valor não associado ao uso atual ou ao uso futuro e que reflete questões morais, culturais, éticas, religiosas ou altruísticas. Por exemplo, é o valor atribuído aos ecossistemas e às espécies tropicais por pessoas de outros países, as quais nunca terão uso direto ou uso indireto de tais benefícios, mas que obtêm satisfação ao saber que a natureza está sendo protegida

Fonte: Nicodemo et al. (2008).

estar restritas à quantidade de bens e de serviços ordinariamente consumidos. No entanto, na literatura há grande divergência entre os estudiosos quanto à mensuração do valor de existência que compõe o valor econômico total. Uma vertente recomenda que seja abandonado o uso do valor de existência em razão de problemas teóricos e empíricos (Nelson, 1996 citado por Nogueira; Medeiros, 1999).

A outra vertente considera que o VET não pode ser integralmente revelado por relações de mercado, e que muitos de seus componentes não são comercializados no mercado. Dessa forma, os preços dos bens econômicos não refletem o valor total dos recursos usados na sua produção. A opinião desse grupo contraria a noção de que a felicidade seja sinônimo ou esteja associada a consumo, bem como a noção de que apenas as coisas tangíveis tenham valor. Assim, alguns contra-argumentam indicando que o processo de tomada de decisão não pode prescindir de estimativas do valor de existência, relevantes em certas situações (Nogueira; Medeiros, 1999).

Várias são as técnicas para a mensuração do valor de uso. Outras tentam estimar o VET, incluindo o valor de existência. Na Tabela 3, resumem-se os princípios de alguns métodos de valoração monetária e não monetária dos serviços ambientais. Quando forem usados os preços privados, os métodos baseados na função de produção, tais como os custos de reposição e os custos evitados, subestimam os valores dos serviços ambientais, pois os custos e os benefícios consideram apenas os preços de bens e de serviços já reconhecidos pelo mercado, enquanto os métodos que utilizam a função de demanda, tais como a valoração contingente, carregam os problemas associados a uma pesquisa de opinião (Kitamura, 2003). No entanto, apesar das limitações e dos severos problemas estatísticos inerentes à estimação de demanda hipotética, esse método encontra-se entre as técnicas mais frequentemente usadas para identificar valores dos bens e dos serviços ambientais sem valor de mercado (May et al., 1999). Salles (2011) alerta que, apesar das limitações nos métodos usados para a valoração dos serviços ambientais, quando aplicados em conjunto com instrumentos financeiros e arranjos institucionais fortalecidos, podem gerar efeitos ambientais positivos. Vale ressaltar que os métodos usados refletem uma simplificação feita pelo ser humano, em função da sua racionalidade limitada, para lidar com a complexidade do ambiente natural. Nessa simplificação, os métodos associam o benefício da natureza à prestação de um serviço, inspirado nos serviços produzidos por agentes econômicos e transacionados no mercado. Kosoy e Corbera (2010) argumentam que os programas de PSA desconsideram a complexidade dos ecossistemas. A maioria dos programas atua em uma abordagem orientada para o mercado, e, para facilitar as transações de mercado, atribuem um único valor de troca ao benefício do ecossistema. A avaliação monetária dos serviços ambientais não leva em conta o valor em um sentido mais amplo (além do valor monetário), aspectos estes discutidos na próxima seção.

Tabela 3. Métodos de valoração de serviços ambientais.

Método	Resumo
Método de custos de viagem	Este método considera que os gastos efetuados pelas famílias para se deslocarem a um lugar, geralmente para a recreação, podem ser utilizados como aproximação dos benefícios proporcionados por essa recreação. O método estima a demanda por um bem ambiental, podendo a curva de demanda ser construída com base nos custos de viagem ao ativo ambiental (incluindo-se gastos no preparativo e durante a estada no local). Os custos de viagem constituem a aproximação da disposição desses visitantes para pagar pelos benefícios ambientais oferecidos naquele local
Método de valoração contingente	Este método consiste na ideia básica de que as pessoas têm diferentes graus de preferência ou de gosto por diversos bens ou serviços, e isso se manifesta quando elas vão ao mercado e pagam quantias específicas por eles. O método cria um mercado hipotético, em que, por meio de entrevistas (<i>surveys</i>) pessoais, busca-se captar a disposição a pagar diante de alterações na disponibilidade de recursos ambientais. É o único método capaz de estimar o valor econômico total
Método dos preços hedônicos	A base desse método é a pressuposição de que a demanda pelo serviço pode estar refletida nos preços que as pessoas pagariam por bens associados. O preço da propriedade é o exemplo dessa situação. O preço de uma casa na praia tende a exceder o preço da casa no interior. Esse método capta apenas os valores de uso direto, de uso indireto e de opção, não considerando os valores de existência
Método de custos de reposição	Este método baseia-se no custo de reposição ou de restauração de um bem danificado e entende esse custo como a medida de seu benefício. Os serviços ambientais poderiam ser substituídos por sistemas manejados pelo homem. Sua estimativa utiliza preços de mercado (ou preço-sombra), não considerando a estimativa da curva de demanda. Exemplos: os custos de reflorestamento em áreas desmatadas, para garantir o nível de produção madeireira; os custos de reposição de fertilizantes em solos degradados, para garantir o nível de produtividade agrícola; o tratamento natural de resíduos que podem substituir onerosos sistemas de tratamento
Fator de renda	Este método considera que os serviços ambientais permitem o aumento de renda. Exemplo: a melhora da qualidade da água aumenta a pesca comercial e a renda dos pescadores
Método dos custos evitados	Este método considera os serviços ambientais que permitem à sociedade evitar custos em que poderiam incorrer na ausência daqueles serviços. Nesse caso, os gastos em produtos substitutos ou complementares para alguma característica ambiental podem ser utilizados como aproximação para mensurar monetariamente a percepção dos indivíduos de mudanças nessa característica ambiental. Exemplo: o controle da inundação pode evitar danos às edificações ou o tratamento de resíduos pode reduzir os custos com a saúde
Valoração emergética	Este é um método de valoração não monetária que aborda os problemas ambientais de uma perspectiva mais ampla, de sustentabilidade ecológica. Ele utiliza os fluxos de energia incorporados pelos componentes do sistema analisado. Aqui é considerada a memória energética que os recursos naturais carregam; e, quanto mais memória energética (ou energia) um recurso ambiental carregar, tanto mais valor é a ele atribuído

Fonte: Nicodemo et al. (2008).

Valoração não econômica dos serviços ambientais

Com o sucesso limitado das políticas de conservação ambiental baseadas em comando e controle, surgem, então, as políticas baseadas no mercado como forma de promoção da conservação (Singh, 2015). Políticas de conservação baseadas no mercado assumem que os valores instrumentais são essenciais na orientação do comportamento humano em relação ao ambiente, e utilizam taxas, subsídios e pagamentos diretos como forma de modificá-lo (Allen et al., 2018). Essas políticas são completadas por restrições de ordem legal. Conservação é vista como uma atividade que traz limitações à posse plena da terra e deve ser então compensada financeiramente (Singh, 2015). Considerando que a agricultura ocupa 40% da área terrestre sem gelo, a participação de produtores é uma estratégia fundamental para a promoção da proteção ambiental (Allen et al., 2018).

Além dos benefícios que a manutenção da biodiversidade e dos serviços ecossistêmicos traz para a sociedade como um todo, o produtor rural precisa ser conscientizado muitas vezes da necessidade de proteção da natureza para que a produção se mantenha ou aumente (Allen et al., 2018). Sabemos, por exemplo, da importância da vegetação da Amazônia para a manutenção do regime de chuvas da região Sudeste brasileira. Caso seja permitida a redução da Reserva Legal na Amazônia, os efeitos serão sentidos muito além dos limites regionais, se considerarmos que a área desmatada nessa região já está próxima dos valores estimados como ponto de inflexão, que podem levar ao colapso do sistema que rege as chuvas (Boers et al., 2017). Salles (2011) faz uma análise detalhada sobre as motivações e limitações das abordagens usadas no processo de valoração monetária e não monetária de serviços relacionados à proteção da biodiversidade.

Críticos da avaliação monetária da natureza e dos serviços ecossistêmicos consideram que esse enfoque estimula a emergência de pessoas que agem apenas em função do interesse próprio, com capacidade ilimitada de causar danos ao ambiente, e que precisam então ser monitoradas constantemente ou receber subsídios para manter os comportamentos desejados e necessários ao interesse coletivo (Singh, 2015). Essas reflexões e avaliações de resultados de programas de PSA contribuíram para a formulação de abordagens divergentes dessa linha. Por meio do estudo de culturas em que a natureza e a existência humana são vistas como um presente, valoriza-se a codependência e a interação homem-natureza, originando então operações em que o cuidado da natureza traz valorização social e pessoal, e o trabalho, o cuidado com o ambiente, proporciona uma oportunidade de autoexpressão (Singh, 2015; Jax et al., 2018). No ambiente agrário, essa mesma abordagem é discutida por Allen et al. (2018), que relaciona a conservação da natureza à identidade cultural e à coesão social, entre

outras. Os autores citam uma fala em que “A paisagem de qualquer propriedade rural é uma imagem do seu dono”, reportando a forma como as atitudes e ações derivam dos valores pessoais. Assim, a conservação ambiental deve se pautar nas múltiplas maneiras em que o indivíduo se relaciona com o meio onde está inserido, fortalecendo o manejo de recursos naturais dentro da comunidade, oferecendo suporte técnico para auxiliar na resolução dos desafios encontrados, promovendo a responsabilidade moral, coesão social e cuidado com a terra (Allen et al., 2018).

Considerações finais

O pagamento dos serviços ambientais (PSA) é um importante mecanismo, tanto para a manutenção das áreas de proteção ambiental como para a conversão de sistemas de produção convencionais em sistemas mais sustentáveis; mas deve ser utilizado em conjunto com outras estratégias, que promovem a melhoria da qualidade de vida, a governança local e os valores relacionais. Embora existam dificuldades e limitações na mensuração do valor monetário e não monetário dos serviços ambientais, várias iniciativas de PSA têm sido realizadas, e resultados concretos na mudança do uso da terra estão documentados. A estreita relação entre pobreza e degradação ambiental indica a necessidade de cooptar todos os *stakeholders* no desenho e acompanhamento de projetos de pagamento dos serviços ambientais, incluindo métricas que avaliem também aspectos sociais na determinação dos resultados alcançados por esses programas. Apenas a abordagem multidimensional é capaz de promover o desenvolvimento socioeconômico associado à proteção ambiental e à recuperação dos serviços ecossistêmicos de que dependemos para nossa permanência no planeta.

Referências

- ALLEN, K. E.; QUINN, C. E.; ENGLISH, C.; QUINN, J. E. Relational values in agroecosystem governance. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 35, p. 108-115, 2018. DOI: [10.1016/j.cosust.2018.10.026](https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.10.026).
- ANTONIAZZI, L. B.; SHIROTA, R. Pagamentos por serviços ambientais da agricultura para proteção de bacias hidrográficas. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 45., 2007, Londrina. **Anais** [...] Londrina: UEL, 2007. 1 CD-ROM.
- BITENCOURT, M. B.; ANDRADE, A. P. V.; CARVALHO, C. M.; HIGA, I. C.; SILVA, J. G. Preservação ambiental como fator de desenvolvimento econômico: o ICMS ecológico em São Paulo. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 45., 2007, Londrina. **Anais** [...] Londrina: UEL, 2007. 1 CD-ROM.
- BLOCK, W. E. Problemas ambientais, soluções de direitos sobre a propriedade privada. In: MCFETRIDGE, D. G.; SMITH, D. A.; BADEN, J.; CHANT, J.; STROUP, R. L.; ANDERSON, T. L. (org.). **Economia e meio ambiente: a reconciliação**. Porto Alegre: Ortiz, 1992. p. 211-277.

BLUNDO-CANTO, G.; BAX, V.; QUINTERO, M.; CRUZ-GARCIA, G. S.; GROENEVELD, R. A.; PEREZ-MARULANDA, L. The different dimensions of livelihood impacts of Payments for Environmental Services (PES) schemes: A systematic review. **Ecological Economics**, v. 149, p. 160-183, July 2018. DOI: [10.1016/j.ecolecon.2018.03.011](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2018.03.011).

BOERS, N.; MARWAN, N.; BARBOSA, H. M. J.; KURTHS, J. A deforestation-induced tipping point for the South American monsoon system. **Scientific Reports**, v. 7, article number 41489, 2017. DOI: [10.1038/srep41489](https://doi.org/10.1038/srep41489).

BOTELHO, D. O.; SILVA, S. S.; AMÂNCIO, R.; PEREIRA, J. R.; AMÂNCIO, C. O. G. ICMS ecológico como instrumento de política ambiental em Minas Gerais. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 45., 2007, Londrina. **Anais [...]** Londrina: UEL, 2007. 1 CD-ROM.

Brasil. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da União**, 9 jan. 1997. Seção 1, p. 470.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Serviços ecossistêmicos**. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/biodiversidade/economia-dos-ecossistemas-e-da-biodiversidade/servi%C3%A7os-ecossist%C3%AAmicos.html#servi%C3%A7os-ambientais>. Acesso em: 30 maio 2019.

CABRAL, M. A.; SOUZA, Y. V. de. **O pagamento por serviços ambientais no contexto do novo código florestal brasileiro**: perspectivas e desafios sustentáveis. 2018. Disponível em: <https://jus.com.br/artigos/69578/o-pagamento-por-servicos-ambientais-no-contexto-do-novo-codigo-florestal-brasileiro/2>. Acesso em: 7 jun. 2019.

CALVET-MIR, L.; COERBERA, E.; MARTIN, A.; FISHER, J.; GROSS-CAMP, N. Payments for ecosystem services in the tropics: a closer look at effectiveness and equity. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 14, p. 150-162, June 2015. DOI: [10.1016/j.cosust.2015.06.001](https://doi.org/10.1016/j.cosust.2015.06.001).

CAPODAGLIO, A.; CALLEGARI, A. Can payment for ecosystem services schemes be an alternative solution to achieve sustainable environmental development? A critical comparison of implementation between Europe and China. **Resources**, v. 7, n. 3, p. 40, 2018. DOI: [10.3390/resources7030040](https://doi.org/10.3390/resources7030040).

CASTRO, R.; TATTENBACH, F.; GAMEZ, L.; OLSON, N. The Costa Rican experience with market instruments to mitigate climate change and conserve biodiversity. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 61, n. 1, p. 75-92, Mar. 2000. DOI: [10.1023/A:1006366118268](https://doi.org/10.1023/A:1006366118268).

CAVELIER, J.; GRAY, I. M. **GEF investments on payment for ecosystem services schemes**. 2014. Disponível em: <https://www.thegef.org/publications/gef-investments-payments-ecosystem-services-schemes>. Acesso em: 21 jun. 2019.

CHAN, K. M.; BALVANERA, P.; BENESSIAH, K.; CHAPMAN, M.; DÍAZ, S.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; GOULD, R.; HANNAHS, N.; JAX, K.; KLAIN, S.; LUCK, G. W.; MARTÍN-LÓPEZ, B.; MURACA, B.; NORTON, B.; OTT, K.; PASCUAL, U.; SATTERFIELD, T.; TADAKI, M.; JONATHAN, T.; TURNER, N. Opinion: Why protect nature? Rethinking values and the environment. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 113, n. 6, p. 1462-1465, 2016. DOI: [10.1073/pnas.1525002113](https://doi.org/10.1073/pnas.1525002113).

CHIODI, R. E.; MARQUES, P. E. M. Políticas públicas de pagamento por serviços ambientais para a conservação dos recursos hídricos: origens, atores, interesses e resultados da ação institucional. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 45, p. 81-104, abr. 2018. DOI: [10.5380/dma.v45i0.48757](https://doi.org/10.5380/dma.v45i0.48757).

CIRINO, J. F.; GONÇALVES, R. M. L.; LIRIO, V. S.; LIMA, J. E. Estimativa do preço de reserva para o bem público “Área de Proteção Ambiental (APA) São José – MG”. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 45., 2007, Londrina. **Anais [...]** Londrina: UEL, 2007. 1 CD-ROM.

- COASE, R. **The firm, the market and the law**. Chicago: The University of Chicago Press, 1988. 217 p.
- COLE, D. H. New forms of private property: property rights in environmental goods. In: BOUCKAERT, B.; De GEEST, G. (ed.). **Encyclopedia of law and economics**. Cheltenham: Edward Elgar, 2000. v. 3, p. 274-314.
- DECLERCK, F. A. J.; CHAZDON, R.; HOLL, K. D.; Milder, J. C.; FINEGAN, B.; MARTINEZ-SALINAS, A.; IMBACH, P.; CANET, L.; RAMOS, Z. Biodiversity conservation in human-modified landscapes of Mesoamerica: Past, present and future. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2301-2313, Oct 2010. DOI: [10.1016/j.biocon.2010.03.026](https://doi.org/10.1016/j.biocon.2010.03.026).
- DURAIAPPAH, A. K. Poverty and environmental degradation: a review and analysis of the nexus. **World Development**, v. 26, n. 12, p. 2169-2179, Dec. 1998. DOI: [10.1016/S0305-750X\(98\)00100-4](https://doi.org/10.1016/S0305-750X(98)00100-4).
- ESCOBAR, H. A natureza cobra a sua conta. **O Estado de São Paulo**, 4 jun. 2006. Vida&, p. A27. Disponível em: <http://www2.senado.leg.br/bdsf/handle/id/320141>. Acesso em: 5 set. 2006.
- EZZINE-DE-BLAS, D.; WUNDER, S.; RUIZ-PÉREZ, M.; MORENO-SANCHEZ, R. del P. Global patterns in the implementation of payments for environmental services. **PloS one**, v. 11, n. 3, e0149847, Mar. 2016. DOI: [10.1371/journal.pone.0149847](https://doi.org/10.1371/journal.pone.0149847).
- FAO. **Cattle ranching and deforestation**. [2005]. (Livestock policy brief 03). Disponível em: <http://www.fao.org/3/a-a0262e.pdf>. Acesso em: 15 maio 2005.
- FAO. **Payment schemes for environmental services in watersheds**. Roma, 2004. (FAO. Land and water discussion paper, 3).
- FILGUEIRAS, G. C.; SANTOS, J. N. A.; FERREIRA, M. N. C. Serviços ambientais: uma alternativa de desenvolvimento. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 45., 2007, Londrina, PR. **Anais** [...] Londrina: UEL, 2007. 1 CD-ROM.
- FRIPP, E. **Payments for Ecosystem Services (PES): a practical guide to assessing the feasibility of PES projects**. Bogor Barat: Center for International Forestry Research, 2014. 26 p.
- GARCÍA-AMADO, L. R.; RUIZ PÉREZ, M.; GARCÍA, S. B. Motivation for conservation: assessing integrated conservation and development projects and payments for environmental services in La Sepultura Biosphere Reserve, Chiapas, Mexico. **Ecological Economics**, v. 89, p. 92-100, May 2013. DOI: [10.1016/j.ecolecon.2013.02.002](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.02.002).
- GLASS, V. Debates sobre benefícios para quem conserva ainda são difusos. **Carta Maior**, 28 mar. 2006. Disponível em: <https://www.cartamaior.com.br/?/Editoria/Meio-Ambiente/Debates-sobre-beneficios-para-quem-conserva-ainda-sao-difusos-/3/9664>. Acesso em: 11 maio 2007.
- GRIMA, N.; SINGH, S. J.; SMETSCHKA, B.; RINGHOFER, L. Payment for Ecosystem Services (PES) in Latin America: analysing the performance of 40 case studies. **Ecosystem Services**, v. 17, p. 24-32, Feb 2016. DOI: [10.1016/j.ecoser.2015.11.010](https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.11.010).
- GUIA para formulação de políticas públicas estaduais e municipais de pagamento por serviços ambientais. [S.l.]: Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza, 2017. 77 p. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/publicacoes/biodiversidade/category/143-economia-dos-ecossistemas-e-da-biodiversidade>. Acesso em: 21 jun. 2019.
- GUIDANCE note on recovery: Livelihood. Disponível em: <http://www.ceped.ufsc.br/wp-content/uploads/2014/07/livelihood.pdf>. Acesso em: 12 jun. 2019.
- HILLIARD, C.; REEDIK, S. Agricultural best management practices. **Agriculture and Agri-Food Canada**. 2007.
- HOMMA, A. K. O. Biodiversidade da Amazônia: um novo Eldorado? **Revista de Política Agrícola**, ano 11, n. 3, jul./set. 2002.

ICMS Ecológico: destino consciente. Disponível em: http://www.icmsecológico.org.br/site/index.php?option=com_content&view=article&id=127&Itemid=83. Acesso em: 17 Jun. 2019.

JAX, K.; CALESTANI, M.; CHAN, K. M.; ESER, U.; KEUNE, H.; MURACA, B.; O'BRIAN, L.; POTTHAST, T.; Voget-Kleschin, I.; Wittmer, H. Caring for nature matters: a relational approach for understanding nature's contributions to human well-being. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 35, p. 22-29, Dec. 2018. DOI: [10.1016/j.cosust.2018.10.009](https://doi.org/10.1016/j.cosust.2018.10.009).

KITAMURA, P. C. **Valoração de serviços ambientais em sistemas agroflorestais**: métodos, problemas e perspectivas. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2003. Disponível em: http://www.agencia.cnptia.embrapa.br/recursos/Kitamura_valoracaoID-UTXMUZ4w6e.pdf. Acesso em: 20 maio 2008.

KOSOY, N.; CORBERA, E. Payments for ecosystem services as commodity fetishism. **Ecological Economics**, v. 69, n. 6, p. 1228-1236, Apr 2010. DOI: [10.1016/j.ecolecon.2009.11.002](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2009.11.002).

KOSOY, N.; MARTINEZ-TUNA, M.; MURADIAN, R.; MARTINEZ-ALIER, J. Payments for environmental services in watersheds: Insights from a comparative study of three cases in Central America. **Ecological Economics**, vol. 61, n. 2-3, p. 446-455, Mar 2007. DOI: [10.1016/j.ecolecon.2006.03.016](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2006.03.016).

LOPES M. C. **Externalidades**. 2007. Disponível em: <https://fenix.tecnico.ulisboa.pt/downloadFile/3779571254212/Externalidades.pdf>. Acesso em: 27 set. 2007.

MATTOS, F. J. S. Problemas ambientais, noção de bem comum e dos limites de utilização da propriedade privada. **Jus Navigandi**, ano 4, n. 46, out. 2000.

MAY, P. H.; VEIGA NETO, F. C.; POZO, O. V. C. Valoração econômica da biodiversidade no Brasil: revisão da literatura. In: ENCONTRO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA ECOLÓGICA, 3., 1999, Recife. **Anais** [...] Recife: SBEE, 1999.

MENDES, G. S.; FREIRIA, R. C. **Pagamento por serviços ambientais**: o estado da arte da política brasileira. 2017. Disponível em: http://www.ambito-juridico.com.br/site/index.php?n_link=revista_artigos_leitura&artigo_id=18841&revista_caderno=5. Acesso em: 12 jun. 2019.

MILARÉ, E. Princípios fundamentais do direito do ambiente. **Justitia**, v. 181/184, n. 59, p. 134-151, jan./dez. 1998.

MOTTA, R. S. **Manual para valoração econômica de recursos ambientais**. Brasília, DF: Ministério do Meio Ambiente dos Recursos Hídricos e da Amazônia Legal, 1998. 218 p.

NICODEMO, M. L. F.; VINHOLIS, M. de M. B.; PRIMAVESI, O.; ARMANDO, M. S. **Conciliação entre produção agropecuária e integridade ambiental**: o papel dos serviços ambientais. São Carlos: Embrapa Pecuária Sudeste, 2008. 71 p. (Embrapa Pecuária Sudeste. Documentos, 82).

NOGUEIRA, J. M.; MEDEIROS, M. A. A. Quanto vale aquilo que não tem valor? Valor de existência, economia e meio ambiente. **Cadernos de Ciência e Tecnologia**, v. 6, n. 3, p. 59-83, set./dez. 1999.

PAGIOLA, S. Payments for environmental services in Costa Rica. **Ecological Economics**, v. 65, n. 4, p. 712-724, May 2008. DOI: [10.1016/j.ecolecon.2007.07.033](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.07.033).

PASCUAL, U.; BALVANERA, P.; DÍAZ, S.; PATAKI, G.; ROTH, E.; STENSEKE, M.; WATSON, R. T.; DESSANE, E. B.; MINE, I.; KELEMEN, E.; MARIS, V.; QUAAS, M.; SUBRAMANIAN, S. M.; WITTMER, H.; ADLAN, A.; AHN, S. E.; SAL-HAFEDH, Y.; AMANKWAH, E.; ASAH, S. T.; BERRY, P.; BILGIN, A.; BRESLOW, S. J.; BULLOCK, C.; CÁCERES, D.; DALY-HASSEN, H.; FIGUEROA, E.; GOLDEN, C. D.; GÓMEZ-BAGGETHUN, E.; GONZÁLEZ-JIMÉNEZ, D.; HOUDET, J.; KEUNE, H.; KUMAR, R.; MA, K.; MAY, P. H.; MEAD, A.; O'FARRELL, P.; PANDIT, R.; PENGUE, W.; PICHIS-MADRUGA, R.; POPA, F.; PRESTON, S.; PACHECO-BALANZA, D.; SAARIKOSKI, H.; STRASSBURG, B. B.; BELT, M. den; VERMA, M.; WICKSON, F.; NOBOYUKI, Y. Valuing nature's contributions to people: the IPBES approach. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v. 26-27, p. 7-16, June 2017. DOI: [10.1016/j.cosust.2016.12.006](https://doi.org/10.1016/j.cosust.2016.12.006).

PORTELA, R. (org.). O papel das microbacias hidrográficas no fomento a bens e serviços ambientais na América Latina. In: Foro sobre mercados para bienes y servicios ambientales del Mercosur, 2005, Montevideo. **Relatório** [...] Washington, DC: World Bank Institute, 2005. Relatório das discussões do III Seminário. Disponível em: <https://www.ort.edu.uy/54338/9/videoconferencia-yquoto-papel-das-microbacias-hidrograficas-no-fomento-a-bens-e-servicos-de-ambientais-na-america-latina-yquoto.html>. Acesso em: 13 dez. 2006.

PRELIMINARY guide regarding diverse conceptualization of multiple values of nature and its benefits, including biodiversity and ecosystem functions and services. [S.l.]: United Nations, 2015. (IPBES assessment reports; IPBES/3/INF/7).

PRIMAVESI, O. **Manejo ambiental agrícola, para agricultura tropical agrônômica e sociedade**. São Paulo: Ceres, 2013. 840 p.

REIS, L. V. de S. **Cobertura florestal e custo do tratamento de águas em bacias hidrográficas de abastecimento público: caso do manancial do município de Piracicaba**. 2004. Tese (Doutorado em Recursos Florestais) – Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Piracicaba. DOI: [10.11606/T.11.2004.tde-14122004-113308](https://doi.org/10.11606/T.11.2004.tde-14122004-113308).

RICHARDS, R. C.; REROLLE, J.; ARONSON, J.; PEREIRA, P. H.; GONÇALVES, H.; BRANCALION, P. H. Governing a pioneer program on payment for watershed services: Stakeholder involvement, legal frameworks and early lessons from the Atlantic forest of Brazil. **Ecosystem services**, v. 16, p. 23-32, Dec 2015. DOI: [10.1016/j.ecoser.2015.09.002](https://doi.org/10.1016/j.ecoser.2015.09.002).

SALLES, J. M. Valuing biodiversity and ecosystem services: Why put economic values on Nature? **Comptes Rendus Biologies**, v. 334, n. 5-6, p. 469-482, May 2011. DOI: [10.1016/j.crvi.2011.03.008](https://doi.org/10.1016/j.crvi.2011.03.008).

SALZMAN, J.; BENNETT, G.; CARROLL, N.; GOLDSTEIN, A.; JENKINS, M. The global status and trends of payments for ecosystem services. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 3, p. 136-144, 2018. DOI: [10.1038/s41893-018-0033-0](https://doi.org/10.1038/s41893-018-0033-0).

SILVA, J. E.; AREND, S. C. Cobrança pelo uso da água na bacia hidrográfica do Rio Pardo. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 45., 2007, Londrina. **Anais** [...] Londrina: UEL, 2007. 1 CD-ROM.

SINGH, N. M. Payments for ecosystem services and the gift paradigm: sharing the burden and joy of environmental care. **Ecological Economics**, v. 117, p. 53-61, Sept. 2015. DOI: [10.1016/j.ecolecon.2015.06.011](https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2015.06.011).

SOUZA, R. F. P. Economia do meio ambiente e responsabilidade social: os métodos de valoração econômica e controle ambiental. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 45., 2007, Londrina, PR. **Anais** [...] Londrina: UEL, 2007. 1 CD-ROM.

SOUZA, R. M. D. **O funcionamento dos mercados de emissões e análise da possibilidade de aplicação em Portugal**. 2002. 95 f. Tese (Doutorado em Economia e Política da Energia e do Ambiente) – Instituto Superior de Economia e Gestão, Universidade Técnica de Lisboa, Lisboa.

STEFFEN, W.; ROCKSTRÖM, J.; RICHARDSON, K.; LENTON, T. M.; FOLKE, C.; LIVERMAN, D.; SUMMERHAYES, C. P.; BARNOSKY, A. D.; CORNELL, S. E.; CRUCIFIX, M.; DONGES, J. F.; FETZER, I.; LADE, S. J.; SCHEFFER, M.; WINKELMANN, R.; SCHELLNHUBER, H. J. Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 115, n. 33, p. 8252-8259, 2018. DOI: [10.1073/pnas.1810141115](https://doi.org/10.1073/pnas.1810141115).

TILMAN, D.; CASSMAN, K. G.; MATSON, P. A.; NAYLOR, R.; POLANSKY, S. Agricultural sustainability and intensive production practices. **Nature**, v. 418, p. 671-677, Aug. 2002. DOI: [10.1038/nature01014](https://doi.org/10.1038/nature01014).

WALLBOTT, L.; SICILIANO, G.; LEDERER, M. Beyond PES and REDD+: Costa Rica on the way to climate-smart landscape management? **Ecology and Society**, v. 24, n. 1, 2019. DOI: [10.5751/ES-10476-240124](https://doi.org/10.5751/ES-10476-240124).

WEYDMANN, C. L. Externalidades e mudanças de regulamentação ambiental para a suinocultura norte-americana: é possível no caso brasileiro? **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 43, n. 2, p. 287-305, abr./jun. 2005. DOI: [10.1590/S0103-20032005000200005](https://doi.org/10.1590/S0103-20032005000200005).

XAVIER, L. F.; COSTA, E. F.; OLIVEIRA FILHO, S. Bacia do São Francisco: uma revisão de experiências para o debate da cobrança pelo uso da água. In: CONGRESSO DA SOCIEDADE BRASILEIRA DE ECONOMIA, ADMINISTRAÇÃO E SOCIOLOGIA RURAL, 45., 2007, Londrina, PR. **Anais [...]** Londrina: UEL, 2007. 1 Cd-rom.

YOUNG, C. E. F. **Pagamentos por serviços ambientais no Brasil e nos Andes tropicais**. 2006. Disponível em: http://www.katoombagroup.org/event_details.php?id=12. Acesso em: 27 jun. 2019.