

Uso da renúncia do uso produtivo da terra em prol da conservação do carbono florestal: um exercício de valoração do custo de oportunidade do desmatamento na Amazônia

Vanessa da Paixão Alves¹

 <https://orcid.org/0000-0002-9376-1022>

Marcelo Bentes Diniz²

 <https://orcid.org/0000-0001-7484-9451>

RESUMO

Este artigo tem por objetivo realizar um estudo de valoração ambiental que consiste em estimar o custo de oportunidade do desmatamento na Amazônia Brasileira. Para tanto, foram calculados os benefícios monetários atribuídos às alternativas de uso produtivo da terra, tanto em termos da produção pecuária como do valor da terra, compondo o Valor de Uso Direto (VUD) da terra. Em contrapartida, estimou-se o benefício líquido da conservação florestal representada pela função ecossistêmica da floresta enquanto reservatório de carbono, refletindo o Valor de Uso Indireto (VUI). A diferença entre o VUI e o VUD, o custo de oportunidade líquido positivo, representa uma estimativa da disposição a pagar pelo benefício social auferido com a conservação florestal. Ademais, foi calculado o Valor Presente Líquido das parcelas de valores de uso, tomando o ano de 2005 como o inicial e o ano de 2030 como o final. Os resultados demonstram que há um custo de oportunidade positivo para a maioria dos estados amazônicos, reforçando a ideia de que o ganho monetário com a conservação é suficiente para compensar o custo de oportunidade do uso produtivo da terra onde ocorre uma grande perda dos benefícios advindos dos serviços ambientais devido ao desmatamento.

Palavras-chave: Valoração Ambiental, Desmatamento, Custo de Oportunidade, Conservação Florestal.

THE WAIVING COST OF PRODUCTIVE USE LAND FOR FOREST CARBON CONSERVATION: AN EXERCISE OF VALUING THE COST OF OPPORTUNITY FOR DEFORESTATION IN THE AMAZON

ABSTRACT

This article proposes to carry out an environmental valuation study that estimates the opportunity cost of deforestation in the Brazilian Amazon. For this purpose, the monetary benefits associated with the alternatives of productive use of the land were calculated both in terms of livestock production and the land values, making up the Direct Use Value (DUV) of the land. On the other hand, the net benefit of forest conservation was estimated, represented by the ecosystem function of the forest as a carbon reservoir. This benefit reflects the Indirect Use Value (IUV). The difference between IUV and DUV, the positive net opportunity cost, represents the willingness to pay measure for the social well-being obtained from forest conservation. Besides, the Net Present Value of use-values was calculated, taking the year 2005 as the initial year and the year 2030 as the final year. The results demonstrate that there is a positive opportunity cost for most Amazonian states. This conclusion reinforces the idea that the monetary gain from maintenance is sufficient to offset the opportunity cost of productive use of the land where exists a great loss of benefits arising from environmental services caused by deforestation.

Keywords: Environmental Valuation, Deforestation, Opportunity cost, Forest Conservation.

EL COSTO DE LA RENUNCIA AL USO PRODUCTIVO DE LA TIERRA PARA LA

¹Doutora em Economia pelo Programa de Pós-Graduação em Economia da Universidade Federal do Pará – PPGE/UFGA. E-mail: alves8814@gmail.com.

² Professor Doutor da Faculdade de Economia e do Programa de Pós-Graduação em Economia da Universidade Federal do Pará – PPGE/UFGA. E-mail: mbdiniz2007@gmail.com.

CONSERVACIÓN DE CARBONO FORESTAL: UN EJERCICIO DE VALORACIÓN DEL COSTO DE OPORTUNIDAD DE LA DEFORESTACIÓN EN LA AMAZONÍA

RESUMEN

Este artículo tiene como objetivo realizar un estudio de valoración ambiental que consiste en estimar el costo de oportunidad de la deforestación en la Amazonía brasileña. Para ello, se calcularon los beneficios monetarios atribuidos a las alternativas de uso productivo de la tierra, tanto en términos de producción ganadera como del valor de la tierra, integrando el Valor de Uso Directo (VUD) de la tierra. Por otro lado, se estimó el beneficio neto de la conservación forestal, representado por la función ecosistémica del bosque como reservorio de carbono, reflejando el Valor de Uso Indirecto (VUI). La diferencia entre VUI y VUD, el costo de oportunidad neto positivo, representa una estimación de la disposición a pagar por el beneficio social obtenido de la conservación forestal. Además, se calculó el Valor Actual Neto de los componentes del valor de uso, tomando el año 2005 como inicio y el año 2030 como final. Los resultados demuestran que existe un costo de oportunidad positivo para la mayoría de los estados amazónicos, reforzando la idea de que la ganancia monetaria de la conservación es suficiente para compensar el costo de oportunidad del uso productivo de la tierra donde existe una gran pérdida de beneficios derivados de servicios ambientales por deforestación.

Palabras-clave: Valoración Ambiental, Deforestación, Costo de Oportunidad, Conservación de Bosques.

INTRODUÇÃO

A necessidade de se estimar valores monetários ou “preços” para os recursos naturais e seus serviços ambientais, e, dessa forma, fornecer subsídios técnicos para sua exploração e gestão racional, incentivou a criação de métodos (ou técnicas) de valoração econômica ambiental embasada na teoria neoclássica do bem-estar (Pearce, 1976; Markandya et al. 2002; Mueller, 2007; Rivas, 2014). A valoração pode ser justificável como instrumento auxiliar de política, ajudando na determinação de valores de taxas e tarifas ambientais (Reis; Motta, 1994), e na avaliação de projetos de investimentos públicos e privados empreendidos por tomadores de decisão (policy makers) e agências públicas (Adamowicz, 2004). Além disso, pode fornecer, por exemplo, subsídios às ações judiciais, servindo como referência para pedidos de reparação por danos ambientais (Nogueira; Medeiros, 2000).

Os serviços ambientais beneficiam os seres humanos de diversas formas, como, por exemplo, com água potável, áreas mais seguras ou menos vulneráveis a desastres naturais, menor aquecimento global³, novas descobertas para usos farmacêuticos ou solos mais produtivos, etc. Além dos tradicionais produtos de origem florestal, explorados, como madeira e outros produtos do extrativismo que apresentam preços de mercado, tem-se pouco conhecimento sobre os inúmeros benefícios provisionados pelas florestas no que tange a serviços ambientais que não têm direitos de propriedade definidos, portanto preços de mercado, assim seus benefícios não são considerados nas

³ O desmatamento das florestas tropicais, em particular, no bioma Amazônia, ganhou grande destaque nas discussões internacionais em virtude do impacto causado às condições de estabilidade do clima do planeta. Esse desequilíbrio acontece muito em função do papel exercido pelos ecossistemas florestais para a regulação do ciclo do carbono devido à capacidade de retenção dos GEE na biomassa, na superfície e abaixo do solo.

decisões econômicas, o que contribui para sua perda (Onishi; Vazoller; Reydon, 2014).

Nessa direção, entende-se que a avaliação incompleta dos bens e serviços ambientais é uma das principais razões que contribuem para o desmatamento, uma vez que, se o valor econômico total das florestas fosse levado em consideração, a sociedade reconheceria sua importância com vistas a uma maior proteção e gerenciamento das mesmas. Ademais, poder-se-ia esperar uma maior responsabilidade fiscal e internalização dos custos sociais por parte dos agentes desmatadores (Nasi; Wunder; Campos, 2002).

O desmatamento resultante da expansão das fronteiras agrícolas na Amazônia é um exemplo de falha de mercado que pode ser originada a partir da tomada de decisão que conduz a derrubada da floresta e que pode ser interpretada como uma externalidade, ou mesmo a expressão de diferentes formas de externalidades. Sobre este aspecto, a ação que gera o excesso de perda florestal produz uma diferença entre o custo privado e o custo social sem que esta diferença seja “compensada”, o que impede a redução ou extinção do dano sobre aqueles que sofrem o efeito externo, ou o impacto social (Diniz et al., 2017).

Considerando esses aspectos, é realizado um exercício de valoração ambiental neste artigo, ao encontro de se estimar o benefício líquido da conservação florestal que assegura a função ecossistêmica da floresta como reservatório de carbono, refletindo o Valor de Uso Indireto (VUI) deste serviço ambiental e, ainda, os benefícios líquidos do uso da terra para fins produtivos, que incluem o uso destinado à produção pecuária e o valor atribuído a diferentes tipos de terra, compondo a estimativa do Valor de Uso Direto (VUD) da terra. Por fim, os cálculos permitem estimar o custo de oportunidade do desmatamento (VUI – VUD) com base no Valor Presente Líquido em diferentes estados da Amazônia, estimados a partir de 2005, porque esta é a data de referência das ações de mitigação de GEE do Brasil, compromissadas no âmbito do Acordo de Paris.

VALORAÇÃO ECONÔMICA DOS BENS E SERVIÇOS AMBIENTAIS

O desenvolvimento econômico está associado ao processo de incremento no nível de bem-estar da população mundial através da produção e consumo de bens e serviços. Em particular, os recursos naturais desempenham funções importantes como, por exemplo, o fornecimento de matérias-primas para a produção de bens, serviços ambientais de regulação climática e biodiversidade. Logo, esses serviços são imprescindíveis ao funcionamento da economia e à manutenção da vida (Scholes; Ash, 2005).

A maioria desses recursos naturais não tem substitutos no mercado e a ausência de sinalização de preços distorce a percepção dos agentes econômicos, induzindo a falhas na alocação eficiente deles. Essa falha de mercado traz um sério problema em termos do uso excessivo dos recursos (Nogueira; Medeiros, 2000; Diniz, 2017).

Na prática, como observa Mueller (2007), o produtor individual acaba atuando como se o custo de exploração da floresta fosse zero e, como consequência, esta ação conduziria a uma extração excessiva dos recursos, implicando diversas formas de impacto ambiental e, portanto, custos sociais.

A partir do desenvolvimento de estudos de valoração ambiental, surge a necessidade de conceituar o valor econômico dos bens e serviços ambientais. Desse modo, é comum na literatura a desagregação do valor econômico total destes (VET) em Valores de Uso (VU) e de Valores de Não-Uso (VNU).

O Valor de Uso pode ser, por sua vez, desagregado em: Valor de Uso Direto (VUD), quando se utiliza atualmente um recurso, por exemplo, na forma de extração, visitação ou outra atividade de produção, ou consumo direto; Valor de Uso Indireto (VUI), quando o benefício atual do recurso deriva-se indiretamente das funções ecossistêmicas, como o sequestro de carbono; e Valor de Opção (VO), valor de usos diretos e indiretos que poderão potencialmente existir em um futuro próximo. Já o Valor de Não-Uso (ou valor passivo) representa o Valor de Existência (VE), dissociado do uso (embora represente consumo ambiental). Este conceito vem de uma posição moral, cultural, ética ou altruísta, relacionado aos direitos de existência de espécies não-humanas ou preservação de outras riquezas naturais, independente de uso atual ou futuro para o indivíduo (Nogueira; Medeiros, 1999).

Assim, o Valor Econômico Total (VET) pode ser expresso como:

$$\text{VET} = (\text{VUD} + \text{VUI} + \text{VO}) + \text{VE} \quad (1)$$

Os efeitos da implementação de projetos e de introdução de políticas envolvem elementos de valoração de custos e de benefícios econômicos e ambientais que podem ser mensurados através da estimação de benefícios agregados que são comparados aos custos agregados em termos monetários (Mueller, 1996). Uma das formas mais comuns de interpretar as mudanças de bem-estar a partir de alterações no consumo e que é o cerne da análise custo-benefício é conhecida como Critério de Melhoramento de Pareto Potencial. Este consiste em uma condição que possibilita melhorar a situação de uma pessoa sem piorar a de nenhuma outra.

Dito de outra forma, um projeto gerará um melhoramento de Pareto potencial se o montante total de dinheiro que os beneficiados com o projeto estariam dispostos a pagar para assegurar que o mesmo fosse praticado exceder o montante de dinheiro que os não beneficiados com ele estariam dispostos a receber como compensação pelas suas perdas. Em síntese, este critério requer que as mudanças no bem-estar das pessoas sejam mensuradas através da “disposição a pagar”, que é o quanto eles desejariam pagar por benefícios advindos do projeto e o quanto eles desejariam aceitar como compensação por prejuízos gerados a partir daquele (Sugden; Williams, 1978).

Nesse sentido, a máxima disposição a pagar (DAP) pode ser considerada uma expressão desses valores. Assim como a mínima disposição a aceitar (DAA) é a quantia de dinheiro necessária

para compensar um indivíduo pela renúncia de um benefício ou por um custo sofrido, e esta reflete o valor de tal benefício ou perda (Markandya, 2002).

Estes benefícios e custos arcados pelos indivíduos são agregados e fazem parte de ‘benefícios sociais’ e ‘custos sociais’ que servem de critério para justificar a criação do projeto, uma vez que ele deve ser criado se seus benefícios sociais excederem seus custos sociais, ou seja, se seu ‘benefício social líquido’ for positivo (Pearce, 1976; Markandya, 2002).

Sobre esse aspecto, diversos estudos apontam a necessidade da valoração de serviços ambientais com ênfase na estimativa do custo de oportunidade da manutenção da floresta em pé para se construir estratégias bem sucedidas de mitigação do desmatamento na Amazônia (Fearnside, 2006, Nepstad et. al., 2007, 2009, Wunder et al. 2009, Young, 2016; Diniz; Alves; Diniz, 2018). Segundo Margulis (1990), o “custo de oportunidade de um recurso é definido como o valor dos usos alternativos deste recurso que tiveram que ser sacrificados para que este uso específico fosse realizado” (p. 118).

O custo de oportunidade permite analisar as possibilidades de conservação de diferentes maneiras. Por exemplo, na hipótese de criação de um projeto de Pagamento por Serviço Ambiental (PSA), o benefício monetário obtido pelos provedores do serviço é estimado pela diferença entre o preço pago por determinado serviço (por exemplo, o sequestro de carbono) e o custo de oportunidade decorrente da sua provisão. Nesse contexto, o custo de oportunidade seria o lucro que se deixa de obter por aderir à atividade alternativa que não prejudica a manutenção do serviço ambiental em questão (Wunder, 2005; Wunder et al., 2009).

DESMATAMENTO NA AMAZÔNIA BRASILEIRA

A política de segurança nacional desenvolvida durante o governo militar após o golpe de 1964 pressupunha um crescimento econômico significativo para o Brasil, para tanto isso deveria ser alcançado através de uma industrialização acelerada, plena utilização dos recursos naturais, integração do território nacional e formação da força de trabalho. Na Amazônia, a exploração dos recursos naturais e a tentativa do governo de integrá-la economicamente ao resto do país desencadearam políticas que mudaram significativamente a configuração socioespacial da região (Monteiro; Coelho, 2004). Estas políticas foram responsáveis não apenas pelo desenvolvimento da região, mas também pela intensificação do processo do desmatamento das florestas (Becker, 2005).

As causas históricas e presentes do desmatamento na Amazônia são diversas e, em geral, são inter-relacionadas, envolvendo desde incentivos fiscais e políticas de colonização, que promoveram uma forte migração para a região, causando recorrentes conflitos fundiários (Tourneau; Bursztyn, 2010, Reydon; Fernandes; Telles, 2020), até a recente conjuntura econômica, com forte expansão da exploração de madeira, da pecuária e do agronegócio, principalmente, devido ao *boom* da produção

de soja sobre áreas de pastagens (Alencar et al., 2004). Os investimentos em infraestrutura também contribuem indiretamente com esse processo, visto que promovem a viabilidade econômica das terras destinadas para fins produtivos, com consequente valorização das mesmas (Soares-Filho et al., 2005, Domingues; Berman, 2012).

Em todos os estados da Amazônia, o desmatamento sempre valoriza a propriedade significativamente e, em média, mais que quadruplica o valor da terra. A explicação para isso é o fato de que o preço da terra é uma resultante das expectativas dos ganhos produtivos devidos à agropecuária, uma vez que, em terras desmatadas seu uso pode se dar imediatamente e sem custos (Barreto; Pereira; Arima, 2008). Assim, considera-se que o maior catalisador do desmatamento resulta de uma combinação dos ganhos da valorização da terra quando há conversão da floresta em terra produtiva, associados aos ganhos obtidos com extração da madeira e do estabelecimento de pastagens para a criação de gado, que ocorre posteriormente (Reydon, 2011, Reydon; Fernandes; Telles, 2020).

Acerca do problema ambiental, afirma-se que, diferentemente de outros países industrializados, no Brasil a maior parte das emissões líquidas origina-se da conversão das florestas para o uso agropecuário. O setor de Mudança de Uso da Terra e Florestas, principalmente desmatamento na Amazônia, foi responsável por 76% das emissões brasileiras em 2005 (IPEA, 2010).

Em virtude da magnitude dessas emissões, no início de 2007 o Painel Intergovernamental de Mudança Climática (IPCC) reforçou esse debate, concluindo que o agravamento das mudanças climáticas foi inequivocamente resultante de atividades humanas que tendem a aumentar os níveis de emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) responsáveis pelo aquecimento global (IPEA, 2010).

O mecanismo de Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação florestal (REDD) se tornou o tema central das negociações entre as partes, que chegaram a um acordo sobre o REDD+ em 2010 realizado em Cancun (COP 16), onde o REDD passou a envolver a conservação, a administração sustentável de florestas e o aumento do estoque de carbono. A ideia básica do REDD é recompensar financeiramente os países dispostos e em condições de reduzir as emissões por desmatamento (Pavan; Cenamo, 2012).

No Brasil, a emergência de resposta às altas taxas de desmatamento na Amazônia e a outros problemas ambientais influenciou a incorporação de assuntos ligados à sustentabilidade e transição para uma economia de baixo carbono, durante as campanhas eleitorais, em 2010. Anteriormente, durante o governo Lula, aderiu-se a compromissos de redução de emissões voluntariamente na Conferência das Partes (COP 15) da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre a Mudança do Clima (UNFCCC), realizada em Copenhague, conduzindo a aprovação da lei nacional de mudança climática no final de 2009 (Viola, 2013, Ryan, 2017).

Nesse contexto, entre os instrumentos previstos na legislação ambiental federal que vai ao encontro desse propósito, destaca-se a Política Nacional sobre Mudança do Clima - PNMC (Lei n.

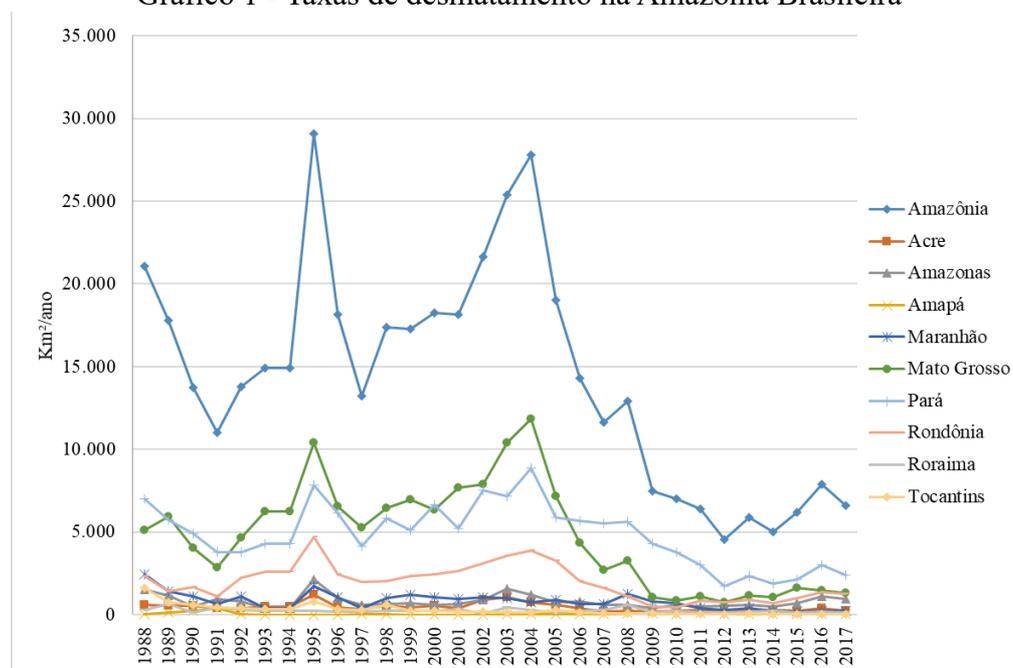
12.187/2009), que detalha ações e metas necessárias para cumprir o compromisso voluntário brasileiro de redução das emissões de gases de efeito estufa até 2020 (Moutinho et al., 2011, MMA, 2016).

Posteriormente, durante a 21ª Conferência das Partes (COP 21) o governo brasileiro se comprometeu a diminuir as emissões de GEE em 37%, até 2025, e 43% ,até 2030, tendo 2005 como ano-base, conforme documento, *Fundamentos para a elaboração da Pretendida Contribuição Nacionalmente Determinada (INDC) do Brasil no contexto do Acordo de Paris sob a UNFCCC*, do Ministério do Meio Ambiente (MMA, 2015b).

Acerca da dinâmica de uso produtivo da terra, evidencia-se que o rebanho bovino cresceu 11% anualmente desde 1997, atingindo o número de 33 milhões em 2004, o que é apontado como causa do aumento do desmatamento observado nos anos de 2002, 2003 e 2004. Esse crescimento foi incentivado pelo crescimento da demanda, por exemplo, devido a fenômenos como o progresso na erradicação da febre aftosa, surgimento da doença da vaca louca na Europa e melhorias no sistema de produção de carne (Rivero et al., 2009, Barbosa et al., 2015).

A partir de 2005, houve redução das taxas de desmatamento na região e, em 2012, registrou-se a menor taxa, 4,7 mil Km² (Gráfico 1). A queda do desmatamento pode estar associada à influência de fatores econômicos, como a redução de preços internacionais da soja e da carne e à valorização do Real que desestimulou as exportações (Nepstad et al., 2009, Soares-Filho et al., 2010, Nepstad et al., 2014, Fearnside, 2017).

Gráfico 1 - Taxas de desmatamento na Amazônia Brasileira



Fonte: INPE (2019).

Além desses fatores, o declínio das altas taxas pode ser explicado pelo estabelecimento de

novas áreas protegidas, restrições ao crédito para desmatadores ilegais, publicidade da “lista negra” de propriedades e municípios que desmatam ilegalmente, moratórias para combater desmatamentos provocados pela cadeia de oferta de carne e soja (Gibbs et al., 2015) e medidas de comando e controle por agências estaduais e federais (Azevedo et al., 2017, Carvalho et al., 2019). Segundo dados do INPE/PRODES, entre 2004 e 2010, houve uma redução de 76% na área desmatada na Amazônia (Moutinho et al., 2011, MMA, 2015a).

Apesar dos avanços, após 2012 observou-se o retorno das altas taxas de derrubada florestal na Amazônia. Sobre essa tendência, o novo governo que tomou posse em 2019 avança em uma série de projetos de lei e emendas constitucionais que resultariam em uma ameaça efetiva ao sistema de proteção ambiental que foi criado nas últimas décadas. Essas iniciativas visam reduzir as restrições a licenças ambientais para novos projetos de infraestrutura, mineração e outras atividades econômicas e, ao mesmo tempo, reduzir a proteção de terras indígenas e áreas protegidas com intuito de priorizar a exploração privada das terras (Reydon; Fernandes; Telles, 2020), o que significaria uma maior pressão sobre as florestas, implicando mais desmatamentos.

PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

Neste estudo os valores dos custos de oportunidade (ou usos alternativos da terra) são estimados em função do Valor de Uso Direto (VUD) da terra segundo o benefício monetário em termos da rentabilidade da produção pecuária e o valor de diferentes tipos de terra, e do Valor de Uso Indireto (VUI) da terra florestada segundo o valor pago pelo carbono estocado na floresta.

De posse dos dados da produção e preços do boi gordo, extraídos do Anualpec (FNP, 2006), calcula-se o valor da produção pecuária a partir da multiplicação da quantidade equivalente de carcaça produzida pelo preço de venda do boi gordo em dólares por arroba. O preço do boi é a média dos preços praticados nas seguintes localidades: Barra do Garças, Cáceres, Cuiabá e Colider, no estado do Mato Grosso; Marabá, Redenção e Paragominas, no estado do Pará; Araguaína e Gurupi, no estado do Tocantins; Açailândia (MA) e Rondônia. Considerando os dados de áreas de pastagens, fornecidos pela UFG (2005), é possível estimar o valor da produção em dólares por hectare resultante da razão entre este e a área de pastagem.

Adicionalmente, os dados referentes ao valor da terra também foram obtidos junto ao Anualpec (2006), os quais servem de base para o cálculo da média do valor de mercado para os tipos de terra: mata, pastagem e terra agrícola, em diferentes regiões dos estados amazônicos.

Com base no preço de mercado pago por tonelada de CO₂, segundo dados divulgados pelo World Bank (2006), estima-se o valor potencial atribuído ao carbono, considerando os estoques e emissões de CO₂, cujos dados foram fornecidos pelo CCAL (2017). De acordo com os dados referentes à área de floresta, extraídos do INPE (2019), calculam-se as estimativas de densidade de

carbono por hectare de floresta.

Posteriormente, calcula-se o Valor Presente Líquido - $VPL = VF/(1 + s)^t$, a fim de avaliar os valores estimados no tempo t , que consiste na determinação do valor de um bem por meio do valor atual dos benefícios líquidos futuros. O VPL corresponde ao somatório dos fluxos de rendimentos esperados trazidos para valores do período zero, por uma taxa de desconto equivalente a 2%, tomando o ano de 2005 como o inicial e o ano 2030 como o final.

A escolha do horizonte de tempo leva em conta as ações de mitigação de GEE do Brasil, definidas no âmbito do Acordo de Paris até 2030 em comparação aos níveis de emissões de 2005. Assim, toma-se como referência o nível do estoque líquido de carbono florestal (estoque – emissões) em 2005 para estimar a contribuição da Amazônia quanto ao benefício líquido da conservação do estoque de carbono até 2030, atualizado para o ano de 2005.

Além do que, a escolha da taxa de desconto fundamenta-se no padrão de fórmula para o desconto do consumo futuro igual a:

$$s = \sigma + \mu g \quad (2)$$

onde s é a taxa de desconto social; σ é a taxa de preferência temporal “pura”; μ é a elasticidade da função utilidade de consumo marginal, a mudança percentual no bem-estar derivado da mudança percentual no consumo (ou renda); e g é a taxa de crescimento do consumo *per capita*.

Dessa forma, se a função utilidade é logarítmica, logo $\mu = 1$. Ademais, assume-se que a taxa de preferência tende a zero quando a sociedade prioriza o consumo das gerações futuras, então $d = g$. Assim, a taxa de desconto será igual à taxa de crescimento do consumo *per capita* (Pearce; Atkinson; Mourato, 2006, p.187). Dessa forma, sociedades que se importam mais com o crescimento do consumo atual imporão valores maiores para a taxa de desconto, enquanto as economias preocupadas em investir hoje para maior consumo no futuro tendem a impor valores menores para esta taxa (Margulis, 1990).

Nesse sentido, a taxa de desconto social adotada neste estudo de 2% ao ano é baseada na taxa de crescimento do consumo *per capita* mundial nos anos 2000, segundo estudo realizado pela Organização das Nações Unidas para Alimentação e Agricultura (FAO, 2011).

Por último, estima-se que o custo de oportunidade do desmatamento florestal pode ser medido pela diferença entre o Valor de Uso Indireto e o Valor de Uso Direto (VUI – VUD). Este representa uma estimativa da disposição a pagar pelo benefício social líquido auferido com o estoque de carbono. Assim, em tese, se o custo de oportunidade é positivo, ou seja, se o benefício líquido com a conservação supera os ganhos monetários das atividades alternativas, justifica-se a opção de manter a floresta em pé em detrimento dos outros usos da terra. Em contrapartida, se o custo de oportunidade é negativo, o benefício da conservação não é suficiente para compensar o custo de oportunidade da

produção tradicional alternativa, indo contra a decisão de sacrificar esta opção em favor da conservação florestal.

Neste caso, o custo de oportunidade elevado para quem opta pela produção que gera desmatamento é considerado uma fonte de falha de mercado que impõe perdas de bem-estar à sociedade devido à deterioração de serviços ambientais da floresta e, portanto, custos sociais.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Estimativa do Valor de Uso Direto

i) Produção pecuária

A conversão de florestas na Amazônia em pastagens para a criação de gado é responsável por cerca de 70% das atividades de desmatamento (Nepstad et al., 2009). Em 2005, a área de pastagem alcançou 54,2 milhões de hectares e um rebanho bovino de 74,6 milhões de cabeça de gado. Os estados do Mato Grosso, Pará e Rondônia possuem os maiores rebanhos da Amazônia Legal, apresentando as maiores participações no total de áreas de pastagens. No que tange a área de pastagem em relação à área territorial de cada estado, verifica-se que Rondônia, Tocantins e Mato Grosso possuem as maiores áreas estaduais ocupadas por pastagens (Tabela 1).

Tabela 1 – Área total, Área de pastagem, Rebanho bovino e Lotação bovina dos estados da Amazônia em 2005

Território	Área Total (hectares)	Área de Pastagem (hectares)	Pastagem/Área Total (%)	Pastagem/Pastagem da Amazônia (%)	Rebanho Bovino (Cabeças)	Lotação Bovina (cabeças/ha)
Acre	16.412.230	1.410.794	8,60	2,60	2.313.185	1,6
Amazonas	155.916.170	840.073	0,54	1,55	1.197.171	1,4
Amapá	14.282.790	826	0,01	0,00	96.599	116,9
Maranhão	33.193.550	5.535.865	16,68	10,21	6.448.948	1,2
Mato Grosso	90.332.970	19.462.695	21,55	35,89	26.651.500	1,4
Pará	124.795.000	14.011.541	11,23	25,84	18.063.669	1,3
Rondônia	23.759.090	6.642.899	27,96	12,25	11.349.452	1,7
Roraima	22.430.100	271.157	1,21	0,50	507.000	1,9
Tocantins	27.762.190	6.046.199	21,78	11,15	7.961.926	1,3
Amazônia	508.884.090	54.222.049	10,66	100	74.589.450	1,4

Fonte: Elaborado pelos autores com base em UFG (2005) e IBGE (2013).

De posse destas informações, realiza-se a valoração dos ganhos obtidos com a conversão das florestas em pastagens para a produção pecuária. Na tabela 2, estão reunidas as estimativas do valor da produção pecuária, em que se destaca entre os três estados com maiores benefícios monetários com a produção: Mato Grosso, com US\$ 968,5 milhões; Pará, com US\$ 493,7 milhões e Rondônia, com US\$ 470,9 milhões. Em contrapartida, estes estão entre os estados com menores valores da

produção por hectare, o que pode ser explicado pela baixa capacidade de lotação bovina dos pastos, sendo um indicativo da baixa produtividade da terra devido à predominância da pecuária extensiva que depende, em geral, da expansão das pastagens (Barbosa et al., 2015).

Tabela 2 - Valor de Uso Direto da produção pecuária nos estados da Amazônia em 2005

Território	Valor da produção	
	(\$)	(\$/ha)
Acre	59.603.301,8	42,25
Amazonas	77.058.720,0	91,73
Amapá	6.342.392,7	7678,44
Maranhão	189.057.883,6	34,15
Mato Grosso	968.525.978,2	49,76
Pará	493.684.538,2	35,23
Rondônia	470.857.330,9	70,88
Roraima	21.982.756,4	81,07
Tocantins	308.359.745,5	51,00
Amazônia	2.595.472.647,3	47,87

Fonte: Elaborado pelos autores com base em FNP (2006) e UFG (2005).

ii) Valor da terra

Na tabela 3, vê-se que o estado de Rondônia apresenta o maior valor da terra resultante da diferença entre o valor de uso produtivo e o valor da mata, de US\$ 1.139,57. Em seguida, vem Mato Grosso, com US\$ 848,63 e Tocantins, com US\$ 515,43. Estes valores podem ser considerados como uma estimativa do custo de oportunidade do uso da terra para a produção pecuária e/ou agrícola⁴.

Na região amazônica, infere-se que o custo de oportunidade do uso da terra é de US\$ 589,27 (US\$ 756,25 – 166,98). Os valores de uso produtivo mostram que as áreas mais caras localizam-se na região de Rondonópolis no Mato Grosso, onde o hectare de terra agrícola de soja e algodão vale US\$ 3.197,29, e as mais baratas estão na região de Macapá no Amapá, onde a pastagem nativa de difícil acesso às margens do Rio Araguari vale US\$ 12,61/ha. Já os valores de mata demonstram que as áreas mais caras estão localizadas em Sinop no Mato Grosso, valendo US\$ 640,54, e as mais baratas estão em Macapá, valendo US\$ 6,75. O Amapá é um estado com terras muito baratas, o que pode ser explicado pela deficiência em infraestrutura e por ainda possuir boa parte de seu território coberto por matas, reservas indígenas e parques nacionais (FNP, 2006).

Tabela 3 - Diferença entre o valor de uso produtivo da terra e de mata em dólares por hectare nos estados da Amazônia, em 2005

⁴Este método de cálculo fundamenta-se em estudo realizado por Chomitz et al. (2005), os quais consideram que a diferença entre o preço da terra destinada à pecuária e terra destinada à conservação é um custo de oportunidade.

Território	Valor da Mata – US\$ (A)	Valor de Uso Produtivo – US\$ (B)	US\$ (B - A)
Acre	54,73	433,33	378,60
Amazonas	27,66	142,71	115,05
Amapá	6,76	67,03	60,27
Maranhão	119,14	366,29	247,15
Mato Grosso	260,39	1109,02	848,63
Pará	169,21	373,25	204,04
Rondônia	142,49	1282,07	1139,57
Roraima	34,23	349,32	315,09
Tocantins	222,52	737,95	515,43
Amazônia	166,98	756,25	589,27

Fonte: Elaborado pelos autores com base em FNP (2006).

Nota: Os valores são referentes ao primeiro semestre de 2005 e foram convertidos de reais para dólares segundo o câmbio médio do período: US\$ 1,00/R\$ 2,22.

Estimativa do Valor de Uso Indireto do carbono florestal

Apesar do histórico de perdas significativas de áreas de florestas, a região amazônica ainda possuía um estoque de carbono da ordem de 209,7 bilhões de toneladas de carbono em 323,2 milhões de hectares de floresta, em 2005. Com uma taxa de desmatamento de 19.014 Km² naquele ano, as emissões de carbono estiveram em torno de 1,3 bilhões de toneladas, assim, estima-se que o estoque líquido e a densidade líquida por hectare foram de 208,5 bilhões e 6,9 mil, respectivamente (Tabela 4).

Tabela 4 - Área de floresta, estoque e emissão de carbono nos estados da Amazônia brasileira em 2005

Território	Área de floresta (hectares)	Estoque de carbono (tCO ₂)	Emissão de carbono (tCO ₂)	Estoque líquido de carbono (tCO ₂)	Densidade de carbono (tCO ₂ /hectare)	Densidade líquida de carbono (tCO ₂ /hectare)
Acre	15.055.550	8.699.785.071	45.330.842	8.654.454.230	578	575
Amazonas	145.644.010	95.645.642.727	54.509.306	95.591.133.421	657	656
Amapá	10.546.140	9.315.725.148	3.690.981	9.312.034.166	883	883
Maranhão	1.227.790	2.779.158.875	58.862.225	2.720.296.650	2.264	2.216
Mato Grosso	31.670.350	14.779.959.273	369.071.872	14.410.887.401	467	455
Pará	89.273.190	61.453.372.561	496.354.042	60.957.018.519	688	683
Rondônia	13.330.550	7.543.865.034	206.895.817	7.336.969.217	566	550
Roraima	15.435.320	9.234.570.595	7.067.954	9.227.502.641	598	598
Tocantins	1.054.552	336.930.593	15.253.786	321.676.807	320	305
Amazônia	323.237.452	209.789.009.877	1.257.036.826	208.531.973.051	7.020	6.921

Fonte: Elaboração dos autores com base em CCAL (2017) e INPE (2019).

De acordo com as estimativas para os estados da Amazônia, observa-se que o estoque líquido de carbono varia entre um valor mínimo de 321,6 milhões no estado do Tocantins e um valor máximo de 95,6 bilhões no Amazonas. A média entre os estados da região é de 23,2 bilhões de toneladas ou 769 de toneladas por hectare.

Segundo Saatchi et al., (2007), o estoque total de carbono presente na floresta amazônica, incluindo biomassa morta e abaixo do solo, é de cerca de 77 a 95 Pg C (282,59 a 348,65 bilhões de toneladas de CO₂), considerando um fator de conversão de C para CO₂ de 3,67 (World Bank, 2011).

Considerando essas informações, verifica-se que as estimativas de estoque de carbono do presente estudo se aproximam do limite inferior de carbono contido na floresta, calculado por aqueles autores. Estes se basearam em uma grande área florestal de 546 milhões de hectares, portanto auferem uma magnitude maior de carbono. Ademais, as variações no estoque de carbono são atribuídas, por exemplo, às alterações em condições climáticas, geomorfológicas e hidrológicas da região, assim como fatores ligados a mudanças de uso da terra que aumentam a pressão sobre a floresta, impactando o nível de absorção e emissão de carbono.

Em 2005, 374 milhões tCO₂ foram transacionados no mercado de créditos de carbono⁵, totalizando US\$ 2.7 bilhões, a um preço médio de US\$ 7.23 por tonelada. Com base no preço de mercado do carbono, estimou-se o valor potencial que poderia ser produzido a partir do carbono referente aos estados amazônicos. Analisando as estimativas reunidas na tabela 3, infere-se que os benefícios líquidos associados ao estoque líquido e à densidade líquida de carbono para a Amazônia seriam de US\$ 1,5 trilhões ou US\$ 50 mil/ha.

Tabela 5 - Valores de Uso Indireto do carbono nos estados da Amazônia em 2005

Território	Valor do Estoque de carbono (\$/tCO ₂)	Valor da Emissão de carbono (\$/tCO ₂)	Valor do Estoque líquido de carbono (\$/tCO ₂)	Valor da Densidade de carbono (\$/tCO ₂ /hectare)	Valor da Densidade líquida de carbono (\$/tCO ₂ /hectare)
Acre	62.899.446.065,3	327.741.985,9	62.571.704.079,4	4.177,8	4.156,1
Amazonas	691.517.996.916,7	394.102.284,1	691.123.894.632,6	4.748,0	4.745,3
Amapá	67.352.692.818,0	26.685.795,4	67.326.007.022,6	6.386,5	6.383,9
Maranhão	20.093.318.667,9	425.573.889,2	19.667.744.778,7	16.365,4	16.018,8
Mato Grosso	106.859.105.545,7	2.668.389.637,8	104.190.715.907,9	3.374,1	3.289,9
Pará	444.307.883.614,4	3.588.639.724,5	440.719.243.890,0	4.976,9	4.936,7
Rondônia	54.542.144.196,2	1.495.856.756,5	53.046.287.439,7	4.091,5	3.979,3
Roraima	66.765.945.400,4	51.101.306,8	66.714.844.093,6	4.325,5	4.322,2
Tocantins	2.436.008.187,7	110.284.873,9	2.325.723.313,8	2.310,0	2.205,4
Amazônia	1.516.774.541.412,4	9.088.376.254,1	1.507.686.165.158,3	50.755,8	50.037,7

Fonte: Elaboração dos autores com base em CCAL (2017) e INPE (2019).

⁵As transações são realizadas por projetos que negociam créditos de carbono no mercado europeu ou em outros mercados criados por lei, como, por exemplo, o *New South Wales* (World Bank, 2006).

Os valores de uso indireto estimados podem ser entendidos como o custo de oportunidade do desmatamento, ou seja, o benefício provido com a manutenção do estoque deduzido da perda com as emissões de carbono. Nessa direção, o valor de US\$ 9 bilhões seria o custo associado a emissões por desmatamento ou o custo de oportunidade atribuído a um desmatamento evitado pela hipótese de manutenção da floresta em pé.

Estimativa do custo de oportunidade do desmatamento

Nas tabelas 6 e 7, estão reunidas as estimativas dos benefícios econômicos nos estados da Amazônia segundo o VPL calculado tanto para o VUD (produção pecuária e/ou valor da terra) como para o VUI (estoque e densidade de carbono). A partir das estimativas dos valores econômicos, foi possível calcular o custo de oportunidade do desmatamento através da diferença entre o VUI e o VUD. Por essa ótica, o VPL a uma taxa de desconto de 2% representaria, por exemplo, um custo de oportunidade para a Amazônia de US\$ 30,9 trilhões (Tabela 6), de US\$ 1,03 milhões por hectare (VUI da densidade de carbono subtraído do VUD da Pecuária) e de US\$ 1,01 milhões por hectare (VUI da densidade de carbono subtraído do VUD da pecuária e valor da terra) (Tabela 7).

Tabela 6 - Estimativa do custo de oportunidade do desmatamento (em milhões de dólares)

Território	Valor Presente Líquido (2% a.a.)		
	VUD (Pecuária) (A)	VUI (Estoque líquido de carbono) (B)	(B - A)
Acre	1.223,27	1.284.187,65	1.282.964,38
Amazonas	1.581,51	14.184.251,17	14.182.669,66
Amapá	130,17	1.381.762,37	1.381.632,21
Maranhão	3.880,12	403.650,10	399.769,98
Mato Grosso	19.877,50	2.138.353,62	2.118.476,12
Pará	10.132,11	9.045.082,22	9.034.950,11
Rondônia	9.663,62	1.088.693,17	1.079.029,55
Roraima	451,16	1.369.219,20	1.368.768,04
Tocantins	6.328,61	47.731,88	41.403,27
Amazônia	53.268,07	30.942.931,39	30.889.663,32

Fonte: Elaboração dos autores.

Nota: O valor presente líquido corresponde ao somatório dos fluxos de rendimentos esperados para cada período ($n = 0, 1, 2, \dots, 25$), trazidos para valores do período zero, por uma taxa de desconto equivalente à taxa 2%, tomando o ano de 2005 como o inicial e o ano 2030 como o final.

De acordo com os resultados, conclui-se que os VUI associados à função ecossistêmica da floresta, como reservatório de carbono, são superiores às alternativas de VUD, com exceção do estado do Amapá, com custo de oportunidade negativo (Tabela 7). Logo, assevera-se que o VUI é mais que suficiente para compensar o custo de oportunidade do uso da terra onde ocorre uma grande perda dos benefícios dos serviços ambientais devido ao desmatamento. Assim, o resultado expressa uma estimativa da disposição a pagar pelo benefício social líquido positivo com a conservação florestal.

No estado do Amapá, em particular, o preço pago pelo crédito de carbono (VUI) não se mostrou competitivo, o que explica um desincentivo a práticas sustentáveis de uso da terra que garantem o estoque de carbono. Neste estado, o VUD por hectare se mostrou elevado, o que pode ser explicado pela alta rentabilidade do uso produtivo de suas terras, que são muito baratas.

Tabela 7 - Estimativa do custo de oportunidade do desmatamento (em dólares por hectare)

Território	Valor Presente Líquido (2% a.a.)				
	VUD		VUI (Densidade	(C - A)	(C - B)
	VUD (Pecuária)	(Pecuária + Valor da terra)	líquida de carbono)		
(A)	(B)	(C)			
Acre	867,08	8.637,33	85.296,63	84.429,55	76.659,30
Amazonas	1.882,59	4.243,88	97.389,87	95.507,28	93.145,99
Amapá	157.588,16	158.825,12	131.020,67	-26.567,49	-27.804,44
Maranhão	700,91	5.773,22	328.761,52	328.060,61	322.988,30
Mato Grosso	1.021,31	18.438,07	67.519,10	66.497,79	49.081,03
Pará	723,13	4.910,83	101.319,13	100.596,01	96.408,31
Rondônia	1.454,73	24.842,73	81.669,04	80.214,31	56.826,31
Roraima	1.663,84	8.130,58	88.706,89	87.043,05	80.576,31
Tocantins	1.046,71	11.625,07	45.262,71	44.216,00	33.637,64
Amazônia	982,41	13.076,24	1.026.945,56	1.025.963,15	1.013.869,32

Fonte: Elaboração dos autores.

Nota: O valor presente líquido corresponde ao somatório dos fluxos de rendimentos esperados para cada período ($n = 0, 1, 2, \dots, 25$), trazidos para valores do período zero, por uma taxa de desconto equivalente a taxa de 2%, tomando o ano de 2005 como o inicial e o ano 2030 como o final.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O exercício de valoração ambiental realizado neste artigo ensejou estimar o custo de oportunidade do desmatamento na Amazônia Brasileira. Nessa direção, os procedimentos metodológicos permitiram calcular os benefícios monetários atribuídos às alternativas de uso produtivo da terra tanto em termos da produção pecuária como do valor da terra, compondo uma medida para o Valor de Uso Direto (VUD). Em contrapartida, estimou-se o benefício líquido da

conservação florestal representada pela função ecossistêmica da floresta enquanto reservatório de carbono, refletindo o Valor de Uso Indireto (VUI).

Os resultados da pesquisa demonstram que o estoque de carbono contido na floresta amazônica geraria um custo de oportunidade positivo da ordem de US\$ 30,8 trilhões. Esta é uma estimativa da contribuição da região quanto ao benefício líquido atribuído à manutenção da floresta em pé esperado até 2030, atualizado para o ano de 2005. Os valores variam entre os estados da região conforme fatores ligados a mudanças de uso da terra que causam desmatamento, impactando, assim, no nível de absorção e emissão de carbono florestal (Saatchi et al., 2007).

Levando em conta o custo de oportunidade por hectare, também se inferiu que os benefícios monetários líquidos são positivos para todos os estados amazônicos, com exceção do estado do Amapá. Neste estado, o Valor de Uso Direto excede o Valor de Uso Indireto. Desse modo, pode-se inferir que a disposição a pagar pelo carbono não é suficiente para compensar o custo de oportunidade do uso alternativo da terra para fins produtivos, indo contra a decisão de sacrificar esta opção em favor da conservação florestal. Assim, entende-se que o retorno financeiro que teria que ser renunciado por não explorar economicamente a terra é muito elevado, o que pode ser um desincentivo às alternativas de uso da terra menos degradadoras.

Em contrapartida, nos demais estados, o benefício da conservação florestal compensa o custo de oportunidade dos usos produtivos. Este resultado pode ser atribuído a fatores como a baixa produtividade das terras com predominância do uso extensivo das pastagens, que são responsáveis pela intensificação do desmatamento em novas áreas.

Por fim, a partir das estimativas de valores econômicos se chega a um valor positivo para o custo de oportunidade do desmatamento na Amazônia equivalente a US\$ 1,01 milhões por hectare. Dessa maneira, o resultado sugere que reduções nas taxas de desmatamento que possibilitariam uma redução das emissões de carbono para a atmosfera representam uma oportunidade de ganhos de bem-estar social. Pela ótica de uma relação custo-benefício, há um benefício líquido maior com a manutenção da floresta em pé que garante o serviço ambiental de sequestro de carbono em detrimento do custo social imposto pelas atividades econômicas que conduzem a uma maior pressão sobre as florestas, implicando excesso de desmatamento.

REFERÊNCIAS

ALENCAR, A. et al. *Desmatamento na Amazônia: indo além da “emergência crônica”*. Belém, PA: IPAM, 2004.

ADAMOWICZ, W. L. What's it worth? An examination of historical trends and future directions in environmental valuation. *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, v. 48, n. 3, p.419-433, 2004.

AZEVEDO, A. A. et al. Limits of Brazil's Forest Code as a means to end illegal deforestation. *PNAS*,

v. 114, n. 29, p. 7653-7658, 2017.

BARRETO, P.; PEREIRA, R.; ARIMA, E. *A pecuária e o desmatamento na Amazônia na era das mudanças climáticas*. Belém: Imazon, 2008.

BECKER, B. K. Geopolítica da Amazônia. *Estudos Avançados*. v. 19, n. 53, p. 71 - 85, 2005.

BARBOSA, F. A. et al. *Cenários para a Pecuária de Corte Amazônia*. 1 ed. Belo Horizonte: Ed. IGC/UFMG, 2015.

CHOMITZ, K. M. et al. Opportunity costs of conservation in a biodiversity hotspot: the case of Southern Bahia. *Environment and Development Economics*, v. 10, n. 3, p. 293 – 312, 2005.

CCAL. Carbon Calculator Amazon Environmental Research Institute (IPAM). Disponível em <http://www.carboncal.org.br/view/brasil/>. Acesso em: 22 jul. 2017.

CARVALHO, W. D. et al. Deforestation control in the Brazilian Amazon: a conservation struggle being lost as agreements and regulations are subverted and bypassed. *Perspectives in Ecology and Conservation*, v. 17, n. 3, p. 122–130, 2019.

DOMINGUES, M. S.; BERMANN, C. O Arco do desflorestamento na Amazônia: da pecuária à soja. *Ambiente & Sociedade*. v.15, n. 2, p.1–22, 2012.

DINIZ, M. B. *Desmatamento e Ausência de Riqueza na Amazônia*. Belém: Paka-Tatu, 2017.

DINIZ, M. B.; ALVES, V. DA P.; DINIZ, M. J. T. Is there market failure in Amazonian land use?: an opportunity cost approach to Amazonian environmental services analysis. *CEPAL*, 2018.

FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. *Acta Amazônica*, v. 36, n. 3, p. 395 – 400, 2006.

_____. Business-as-Usual: a resurgence of deforestation in the Brazilian Amazon. *Yale School of Forestry & Environmental Studies*. April 18, p. 1–5, 2017.

FNP. *Anuário da Pecuária Brasileira - ANUALPEC*. São Paulo: Agra FNP Consultoria, 2006.

FAO. *The State of Food and Agriculture 2010-11*. Rome: Food and Agriculture Organization of the United Nations, 2011.

GIBBS, H. K., et al. Did ranchers and slaughterhouses respond to zero-deforestation agreements in the Brazilian Amazon? *Conservation Letters*, v. 9, n. 1, p. 32–42, 2015.

IPEA. *Sustentabilidade ambiental no Brasil: biodiversidade, economia e bem-estar humano*. Brasília: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada, 2010.

INPE. Mapeamento da degradação florestal na Amazônia brasileira. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/degrad/>>. Acesso em: 4 nov. 2019.

IBGE. Produção Pecuária Municipal. Disponível em: <<http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/economia/ppm/2012/default.shtm>>. Acesso em: 13 ago. 2013.

MARKANDYA, A. *Environmental economics for sustainable growth: a handbook for practitioners*. United Kingdom: World Bank, 2002.

MONTEIRO, M.; COELHO, M. As políticas federais e reconfigurações espaciais na Amazônia. *Novos Cadernos NAEA*. v. 7, n. 1, p. 91 – 122, 2004.

MARGULIS, S. *Meio ambiente: aspectos técnicos e econômicos*. Rio de Janeiro: IPEA/PNUD, 1990.

MUELLER, C. C. *Economia e meio ambiente na perspectiva do mundo industrializado: uma avaliação da economia ambiental neoclássica*. São Paulo: Estudos Econômicos, 1996.

_____. *Os economistas e as relações entre o sistema econômico e o meio ambiente*. Brasília: UNB/FINATEC, 2007.

- MOUTINHO, P. et al. *REDD in Brazil: a focus on the Amazon*. Brasília, DF: CGEE, 2011.
- MMA. *Plano de Ação Para Prevenção e Controle Do Desmatamento na Amazônia Legal (PPCDAm)*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2015a.
- _____. *Fundamentos para a elaboração da Pretendida Contribuição Nacionalmente Determinada (INDC) do Brasil no contexto do Acordo de Paris sob a UNFCCC*. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2015b.
- _____. *ENREDD+: estratégia nacional para redução das emissões proveniente do desmatamento e da degradação florestal, conservação dos estoques de carbono florestal, manejo sustentável de florestais e aumento de estoques de carbono florestal*. Brasília: MMA, 2016.
- Nogueira, J. M.; Medeiros, M. A. A. Quanto vale aquilo que não tem valor? valor de existência, economia e meio ambiente. *Cadernos de Ciência & Tecnologia*, v. 16, n. 3, p. 59–83, 1999.
- _____. Valoração econômica do meio ambiente: aspectos teóricos e operacionais. *Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência*, p. 1-30, 2000.
- NASI, R.; WUNDER, S.; CAMPOS, J. J. “*Forest Ecosystem Services: can they pay our way out of deforestation?*” Costa Rica: CIFOR, 2002.
- NEPSTAD, D. et al. *The costs and benefits of reducing carbono emissions from deforestation and forest degradation in the Brazilian Amazon*. Bali, Indonesia: The Woods Hole Research Center, 2007.
- NEPSTAD, D. et al. The end of deforestation in the Brazilian Amazon. *Science*, v. 326, p. 1350-1351, 2009.
- NEPSTAD, D. et al. Slowing Amazon deforestation through public policy and interventions in beef and soy supply chains. *Science*, v. 344, n. 6188, p. 1118 – 1123, 2014.
- ONISHI, C. M.; VAZOLLER, R. F.; REYDON, B. P. Pagamento por serviços ambientais: benefícios locais e globais. *Revista DAE*, n. 192, p. 6–21, 2014.
- PAVAN, M. N.; CENAMO, M. C. *REDD + nos estados da Amazônia: mapeamento de iniciativas e desafios para integração*. 2. ed. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2012.
- PEARCE, D. W. *Environmental economics*. New York: Longman Inc., 1976.
- PEARCE, D.; ATKINSON, G.; MOURATO, S. *Cost-benefit analysis and the environment*. Paris: OECD, 2006.
- REIS, E. J.; MOTTA, R. S. The application of economic instruments in environmental policy: the Brazilian case. *Revista Brasileira de Economia*. v. 48, n. 4, p. 551-75, 1994.
- RIVERO, S.; ALMEIDA, O; ÁVILA, S; OLIVEIRA, W. Pecuária e desmatamento: uma análise das principais causas diretas do desmatamento na Amazônia. *Nova Economia*, v. 19, n.1, p. 41–66, 2009.
- REYDON, B. P. O desmatamento da floresta amazônica: causas e soluções. In: *Política Ambiental: economia verde, desafios e oportunidades*. Belo Horizonte: Conservação Internacional, 2011. p. 143 - 155.
- RIVAS, A. (org.). *Economia e valoração de serviços ambientais utilizando técnicas de preferências declaradas*. Manaus: EDUA, 2014.
- RYAN, D. Politics and climate change: exploring the relationship between political parties and climate issues in Latin America. *Ambiente & Sociedade*, v. 20, n.3, p. 271–86, 2017.
- REYDON, B. P.; FERNANDES, V. B.; TELLES, T. S. Land governance as a precondition for decreasing deforestation in the Brazilian Amazon. *Land Use Policy*, v. 94, p. 1-13, 2020.
- SUGDEN, R; WILLIAMS, A. *The principles of practical cost-benefit analysis*. Oxford: Oxford University Press, 1978.

- SCHOLES, R.; ASH, N. (ed.). *Ecosystems and human well-being: current state and trends*, volume 1: findings of the condition and trends working group. Washington, DC: Millenium Ecosystem Assesment, 2005.
- SAATCHI, S. S. et al. Distribution of aboveground live biomass in the Amazon basin. *Global Change Biology*, v. 13, n.4, p. 816–837, 2007.
- SOARES-FILHO, B. S. et al. Cenários de desmatamento para a Amazônia. *Estudos Avançados*, v. 9, n. 54, p. 137–52, 2005.
- SOARES-FILHO, B. S. et al. 2010. Role of Brazilian Amazon protected areas in climate change mitigation. *PNAS*, v.107, n. 24, p. 10821 - 26, 2010.
- TOURNEAU, F. M.; BURSZTYN, M. Assentamentos rurais na Amazônia: contradições entre a política agrária e a política ambiental. *Ambiente & Sociedade*, v. 13, n.1, p.111-130, 2010.
- UNIVERSIDADE FEDERAL DE GOIÁS - UFG. Laboratório de Processamento de Imagens e Geoprocessamento: Atlas das pastagens brasileiras. Disponível em: <<https://pastagem.org/atlas/map>>. Acesso em: 15 nov. 2018.
- VIOLA, E. Brazilian Climate Policy since 2005: continuity, change and prospective. *CEPS*, n. 373, 2013.
- WUNDER, S. Payments for environmental services: some nuts and bolts. *CIFOR Occasional Paper*, n. 42, 2005.
- WORLD BANK. *State and trends of the carbon market*. Washington: World Bank, 2006.
- WORLD BANK. *Estimating the opportunity costs of REDD+*. Washington: World Bank Institute, 2011.
- YOUNG, C. E. F. *Estudos e produção de subsídios técnicos para a construção de uma Política Nacional de Pagamento por Serviços Ambientais*. Rio de Janeiro: UFRJ, 2016.