

TEXTO PARA DISCUSSÃO

2842

CUSTO SOCIAL DO DESMATAMENTO
NOS BIOMAS BRASILEIROS

JESSICA SUAREZ CAMPOLI
MATHEUS STIVALI



**CUSTO SOCIAL DO DESMATAMENTO NOS
BIOMAS BRASILEIROS**

**JESSICA SUAREZ CAMPOLI¹
MATHEUS STIVALI²**

1. Pesquisadora do Subprograma de Pesquisa para o Desenvolvimento Nacional (PNPD) na Diretoria de Estudos e Políticas Setoriais, de Inovação, Regulação e Infraestrutura do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (Diset/Ipea). *E-mail:* <jessica.campoli@usp.br>.

2. Técnico de planejamento e pesquisa na Diset/Ipea. *E-mail:* <matheus.stivali@ipea.gov.br>.

Governo Federal

Ministério do Planejamento e Orçamento

Ministra Simone Nassar Tebet

ipea Instituto de Pesquisa
Econômica Aplicada

Fundação pública vinculada ao Ministério do Planejamento e Orçamento, o Ipea fornece suporte técnico e institucional às ações governamentais – possibilitando a formulação de inúmeras políticas públicas e programas de desenvolvimento brasileiros – e disponibiliza, para a sociedade, pesquisas e estudos realizados por seus técnicos.

Presidenta (substituta)

LUCIANA MENDES SANTOS SERVO

Diretor de Desenvolvimento Institucional (substituto)

SÉRGIO VINÍCIUS MARQUES DO VAL CÔRTEZ

**Diretor de Estudos e Políticas do Estado,
das Instituições e da Democracia (substituto)**

BERNARDO ABREU DE MEDEIROS

**Diretor de Estudos e Políticas
Macroeconômicas (substituto)**

FRANCISCO EDUARDO DE LUNA ALMEIDA SANTOS

**Diretor de Estudos e Políticas Regionais,
Urbanas e Ambientais (substituto)**

BOLÍVAR PÊGO FILHO

**Diretor de Estudos e Políticas Setoriais, de Inovação,
Regulação e Infraestrutura (substituto)**

EDISON BENEDITO DA SILVA FILHO

Diretora de Estudos e Políticas Sociais (substituta)

ANA LUIZA MACHADO DE CODES

Diretor de Estudos Internacionais (substituto)

FERNANDO JOSÉ DA SILVA PAIVA RIBEIRO

Coordenador-Geral de Imprensa e Comunicação Social

JOÃO CLÁUDIO GARCIA RODRIGUES LIMA

Ouvidoria: <http://www.ipea.gov.br/ouvidoria>

URL: <http://www.ipea.gov.br>

Texto para Discussão

Publicação seriada que divulga resultados de estudos e pesquisas em desenvolvimento pelo Ipea com o objetivo de fomentar o debate e oferecer subsídios à formulação e avaliação de políticas públicas.

© Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada – **ipea** 2023

Texto para discussão / Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada.- Brasília : Rio de Janeiro : Ipea , 1990-

ISSN 1415-4765

1. Brasil. 2. Aspectos Econômicos. 3. Aspectos Sociais.
I. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada.

CDD 330.908

As publicações do Ipea estão disponíveis para *download* gratuito nos formatos PDF (todas) e EPUB (livros e periódicos).
Acesse: <http://www.ipea.gov.br/portal/publicacoes>

As opiniões emitidas nesta publicação são de exclusiva e inteira responsabilidade dos autores, não exprimindo, necessariamente, o ponto de vista do Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada ou do Ministério do Planejamento e Orçamento

É permitida a reprodução deste texto e dos dados nele contidos, desde que citada a fonte. Reproduções para fins comerciais são proibidas.

JEL: D61; N56; Q20.

DOI: <http://dx.doi.org/10.38116/td2842>

SUMÁRIO

SINOPSE

ABSTRACT	5
1 INTRODUÇÃO	6
2 REVISÃO DE LITERATURA.....	7
3 O VALOR ECONÔMICO TOTAL	12
4 ESTRATÉGIA EMPÍRICA.....	17
5 RESULTADOS	22
6 CONSIDERAÇÕES FINAIS	40
REFERÊNCIAS	41
ANEXO A.....	47
APÊNDICE A	49
REFERÊNCIAS	51

SINOPSE

Estabelecer o custo social do desmatamento dos biomas brasileiros é uma tarefa importante para subsidiar políticas públicas e o processo decisório do governo. Este estudo consolida as estimativas de valoração econômica da cobertura vegetal dos diferentes biomas brasileiros existentes na literatura. Para tanto, se realizou uma revisão sistemática de literatura (RSL), de modo a identificar os valores estimados pelo método do valor econômico total (VET) para cada bioma brasileiro. Para os casos em que não foram identificadas na literatura estimativas específicas (Cerrado e Pampa), foram estimados custos seguindo metodologia comum à literatura. Em seguida, consolidou-se um intervalo para a valoração econômica de cada bioma brasileiro, em US\$ por hectare (US\$/ha) a preços de 2020. Esse exercício resultou em um intervalo de valores para a Amazônia (655,20-5.238,33), o Cerrado (426,02-4.795,07), a Mata Atlântica (3.504,41-6.565,24), a Caatinga (3.239,81-3.505,97), o Pampa (426,02-4.795,07) e o Pantanal (9.830,52-10.196,17), em US\$/ha. A consolidação das valorações, além de subsidiar políticas governamentais e estratégias da agenda ambiental, pode contribuir para promover um aprimoramento das tomadas de decisão, de modo a destacar o custo implícito dos danos aos diferentes biomas.

Palavras-chave: custo social; desmatamento; análise custo-benefício; valor econômico total.

ABSTRACT

Determining the social cost of deforestation in each Brazilian biome is an important task to support public policy and the decision-making process. This work summarizes the economic valuation estimates of vegetation cover found in the literature for each Brazilian biome. A systematic literature review was carried out identifying the values estimated by the total economic value (TEV) method for each Brazilian biome. For the two biomes in which no estimate was found (Cerrado and Pampa), we produced estimates following a procedure common in the literature. Subsequently, different estimates were put together to establish a range of values for each Brazilian biome in USD per hectare at 2020 prices. This resulted in the following ranges for: the Amazon (655.20-5,238.33 USD/ha), Cerrado (426.02-4,795.07 USD/ha), Atlantic Forest (3,504.41-6,565.24 USD/ha), Caatinga (3,239.81-3,505.97 USD/ha), Pampa (426.02-4,795.07 USD/ha) and Pantanal (9,830.52-10,196.17 USD/ha). This summary of valuations besides subsidizing government policies and strategies on the environmental agenda can help to improve decision-making by highlighting the implicit cost of damage to different biomes.

Keywords: social cost; deforestation; cost-benefit analysis; total economic value.

1 INTRODUÇÃO

Este trabalho tem como objetivo consolidar as estimativas de valoração econômica da cobertura vegetal existentes na literatura dos diferentes biomas brasileiros. No contexto de análise de custo-benefício (ACB), isso é importante para avaliar adequadamente qual é a melhor escolha para a sociedade em contextos em que um projeto de investimento afete a cobertura vegetal. Ao avaliar o projeto de uma nova estrada, por exemplo, pode-se concluir que os ganhos que seriam produzidos não superariam a perda para a sociedade da remoção da mata nativa. Alternativamente, a valoração da cobertura vegetal pode servir de base para políticas de pagamento por serviços ambientais, isto é, para a remuneração por se evitar o desmatamento.

A remoção da cobertura vegetal nativa é uma das primeiras ações sobre o meio ambiente provocadas pelas atividades econômicas. A incorporação de novas áreas à agricultura, a expansão de áreas urbanas e a conexão de diferentes regiões por rodovias acabam por eliminar ou reduzir em grande escala a vegetação originária.

Há diversos motivos que justificam a preocupação da sociedade com os efeitos da redução da cobertura vegetal. Tanto a perspectiva mais altruísta – em favor da manutenção da natureza para gerações futuras ou pela manutenção das diferentes formas de vida – quanto a perspectiva autointeressada – preocupada com a redução da lucratividade ou a eliminação de postos de trabalho devido aos danos ao meio ambiente – atribuem um valor à manutenção da cobertura vegetal. Contudo, em qualquer ponto desse espectro, é necessária uma métrica comum que possibilite a comparação do valor atribuído à cobertura vegetal com outras possibilidades de ação (ou inação) da sociedade. Essa métrica é obtida por meio da valoração ambiental, que permite incorporar os custos do desmatamento nas avaliações de políticas públicas.

Nesse contexto, um projeto de infraestrutura que integraria regiões isoladas pode não ser benéfico, em termos líquidos. Por um lado, haveria aumento do bem-estar com a maior circulação de pessoas, mercadorias e acesso a novas áreas. Por outro lado, sem um planejamento adequado, o aumento da atividade econômica poderia impulsionar a ocupação humana – muitas vezes desordenada – e contribuir para um ritmo mais acelerado do desmatamento. Portanto, é essencial analisar se esses projetos de infraestrutura se revertem de fato em ganhos de bem-estar quando os possíveis danos ambientais são incorporados na avaliação.

Assim, o apreçamento da cobertura vegetal dos biomas brasileiros (ou, alternativamente, a determinação do custo do desmatamento de tais biomas) é necessário para a avaliação adequada na análise de custo-benefício, por exemplo. Da mesma forma, uma política pública de pagamento por serviços ambientais deveria fazer que os pagamentos refletissem o valor atribuído pela sociedade à área que provê tais serviços. Este estudo apresenta, em termos monetários, o custo social

do desmatamento dos biomas brasileiros – Amazônia, Cerrado, Caatinga, Mata Atlântica, Pantanal e Pampa – consolidando diversas estimativas encontradas na literatura especializada.

Para essa finalidade, foram selecionados trabalhos de valoração ambiental que empregaram o método de valor econômico total (VET). A partir dessa seleção, se consolidou um intervalo de valores do custo social do desmatamento de cada bioma brasileiro em dólares americanos por hectares (US\$/ha), a preços de 2020.

Este texto foi estruturado em seis seções, incluindo esta introdução. Na segunda seção, se apresenta a revisão de literatura sobre o desmatamento e a valoração ambiental. Na terceira seção, se descreveu o método VET. Na quarta seção, se retrata a estratégia empírica. Na quinta seção, é apresentada a consolidação dos resultados da valoração ambiental dos biomas brasileiros. E, na seção seis, são feitas considerações finais.

2 REVISÃO DE LITERATURA

2.1 Desmatamento e seus determinantes

O atual modelo econômico, baseado na exploração de recursos naturais, assim como as práticas inadequadas de manejo ambiental, tem contribuído para o avanço do desmatamento, a perda da biodiversidade e as mudanças climáticas (Geist e Lambin, 2001). Homma (1996) argumenta que a perda da cobertura vegetal engloba a retirada e a destruição de vários tipos de formação vegetal, não apenas a extração de florestas densas, mas também de vegetação secundária. Kaimowitz e Angelsen (1998), por sua vez, definem o desmatamento como a extração completa e cumulativa a longo prazo da cobertura de árvores.

Quanto aos determinantes do desmatamento, Geist e Lambin (2001) sustentam que os principais fatores responsáveis são as chamadas “causas próximas”, relacionadas com o uso do solo, como: i) expansão de terras para agricultura e pastagens; ii) extrativismo de recursos naturais, como a madeira; e iii) expansão da infraestrutura. As mudanças do uso da terra refletem diretamente em alterações do ecossistema e redução da cobertura vegetal. O estímulo para essas ações tem origem nos incentivos econômicos chamados de “causas subjacentes”, atreladas com fatores de mercado, urbanização, infraestrutura, cultura e gestão.

No Brasil, um fator que contribuiu para que a ocupação e o uso do solo acontecessem sem práticas de manejo sustentável foi a disponibilidade de terras e de reservas florestais junto à fronteira agrícola, que, combinada com a fiscalização insuficiente, fez que a expansão da área cultivada ocorresse com desmatamento (Homma, 1996). A agricultura e a agropecuária são os principais

vetores do desmatamento, potencializados pelo aumento da especulação fundiária. Além disso, outras atividades figuram como responsáveis pela degradação das florestas, como as obras de infraestrutura e as atividades extrativas dos recursos, com destaque para a mineração (WWF, 2020).

O trabalho de Soares-Filho *et al.* (2004) apontou que o desmatamento na região amazônica tem, entre outras, causas sociais. Essas seriam explicadas parcialmente pelo isolamento das regiões e pela escassez de recursos e oportunidades econômicas, que estimulam os agentes a explorar áreas abertas inicialmente pelas estradas amazônicas.

De acordo com Ferreira, Venticinqu e Almeida (2005), o desmatamento na floresta amazônica brasileira se origina com a abertura oficial ou clandestina de estradas. Em seguida, ocorre a ocupação humana irregular de terras, combinada com o extrativismo de madeiras de alta qualidade. Na fase seguinte, a área explorada é destinada primeiramente à agricultura familiar e posteriormente para a agricultura mecanizada, especialmente para as culturas de soja e algodão. Alternativamente, parte das áreas também é direcionada para formação de grandes propriedades de pastagens para pecuária extensiva.

O custo social do desmatamento pode ser definido como o custo de oportunidade desses recursos naturais para a sociedade, caso esses não tivessem sido destruídos (Mueller, 2007). Segundo Margulis (2003), é importante investigar se o uso dos recursos naturais de áreas desmatadas tem compensado seus custos sociais, econômicos e ambientais, uma vez que a degradação ambiental afeta o bem-estar da sociedade.

Considerando a existência de externalidades no processo de desmatamento, Pearce (1993) argumenta em favor da valoração monetária do meio ambiente para que esses valores possam ser considerados na formulação de políticas ambientais. Na mesma linha, May (1995) ressalta que a valoração econômica é critério essencial para a tomada de decisão coerente com o desenvolvimento sustentável e a estruturação de políticas públicas.

Ainda em relação aos determinantes do desmatamento, é necessário dar especial atenção às obras de infraestrutura. Por um lado, as obras de infraestrutura afetam a economia diretamente, com sua execução e funcionamento, e indiretamente, uma vez que o desenvolvimento de todos os setores econômicos depende da existência de condições adequadas de infraestrutura (Campos Neto e Ferreira 2010; Motta e Ouverney, 2015). Por outro lado, pela própria natureza e escala desses empreendimentos, eles têm impactos importantes sobre o meio ambiente. O trabalho de Soares-Filho *et al.* (2004) destaca que a cobertura florestal é fortemente influenciada pelas obras de infraestrutura de transporte, que aceleram a atividade econômica. Já o trabalho de Vilela *et al.* (2020) analisou os impactos ambientais, sociais e econômicos de 75 projetos de infraestrutura nos cinco principais países da Bacia Amazônica (Brasil, Bolívia, Colômbia, Equador e Peru), totalizando

12 mil quilômetros e investimentos na ordem de US\$ 27 bilhões. Os resultados demonstraram que, mesmo ocorrendo em diferentes níveis, todos os projetos apresentaram impactos negativos ao meio ambiente. Além disso, 45% desses projetos contabilizaram perdas econômicas. Esse estudo também revelou que, ao se cancelar projetos que demonstraram ser economicamente inviáveis, evitar-se-ia o desmatamento de mais de 1 milhão de hectares. Ademais, os projetos economicamente viáveis apresentaram não apenas mais retorno econômico, mas também danos menores ao meio ambiente.

2.2 Desmatamento nos biomas brasileiros

Os biomas¹ brasileiros englobam uma parcela expressiva da biodiversidade mundial. Contudo, essa biodiversidade vem sendo destruída principalmente devido às atividades relacionadas à agropecuária e à ocupação fundiária (Aleixo *et al.*, 2010).

No território brasileiro, o bioma da Amazônia corresponde a 49,3% do total, seguido por Cerrado (23,9%), Mata Atlântica (13%), Caatinga (9%), Pampa (2,1%) e Pantanal (1,8%) (IBGE, 2019). De acordo com os dados do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (Inpe) e do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), o desmatamento acumulado na Amazônia corresponde a 17% de sua área total, a 52% no Cerrado, 69% na Mata Atlântica, 30% na Caatinga, 44% no Pampa e 16% no Pantanal (IBGE, 2019).²

Em virtude da significativa perda de cobertura vegetal, a Mata Atlântica e o Cerrado foram considerados como *hotspots*,³ ou seja, regiões prioritárias para conservação ambiental da esfera global (Myers *et al.*, 2000).

Lovejoy e Nobre (2018) argumentam que, caso o Brasil não cesse o desmatamento na Amazônia e sua cobertura vegetal destruída ultrapasse 20% da vegetação original, a maior floresta tropical do mundo deixará de ser floresta, assim como ocasionará desequilíbrio da regulação das chuvas e danos

1. Um bioma pode ser definido como: “uma área do espaço geográfico, com dimensões até superiores a 1 milhão de quilômetros quadrados, representada por um tipo uniforme de ambiente, identificado e classificado de acordo com o macroclima, a fitofisionomia (formação), o solo e a altitude, os principais elementos que caracterizam os diversos ambientes continentais” (Coutinho, 2006, p. 14).

2. Dados do Inpe estão disponíveis em: <<https://bit.ly/3VZlAFC>>. Acesso em: 13 ago. 2021.

3. O termo *hotspots* refere-se a uma área que apresenta importância ecológica, com vegetação diferenciada. O pioneiro a apresentar esse conceito foi Norman Myers (1988), ecólogo inglês. Myers *et al.* (2000) identificaram quais ecossistemas abrangiam os mais elevados níveis de biodiversidade e onde medidas de conservação seriam mais urgentes em ser aplicadas. No estudo, foram apontadas dez áreas prioritárias para a conservação em todo o mundo – entre essas, o Cerrado e a Mata Atlântica –, denominando-as *hotspots*.

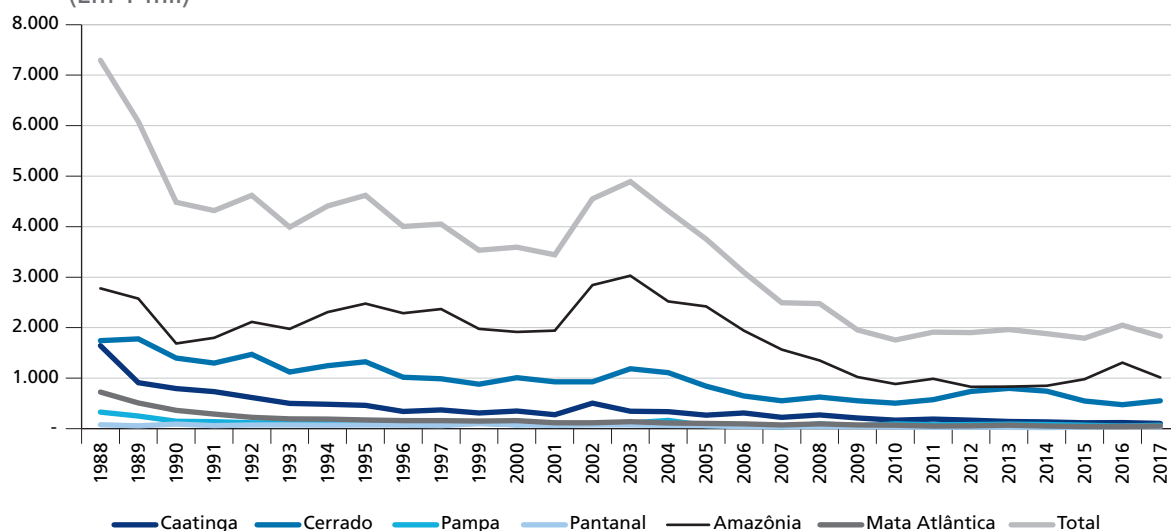
ambientais em nível global. Leite-Filho *et al.* (2021) corroboram esse cenário, uma vez que a perda florestal acentuada exercerá a diminuição da precipitação de chuvas e impactará significativamente também as perdas agrícolas.

Desde o final da década de 1980, o ritmo de degradação da cobertura vegetal no Brasil tem registrado tendência de queda. Em 1988, o desmatamento total registrado no Brasil foi superior a 7,2 milhões, reduzindo em 2017 a aproximadamente 1,82 milhão de hectares. O gráfico 1 ilustra a trajetória do desmatamento no país.

GRÁFICO 1

Trajетória do desmatamento por bioma brasileiro (1988-2017)

(Em 1 mil)



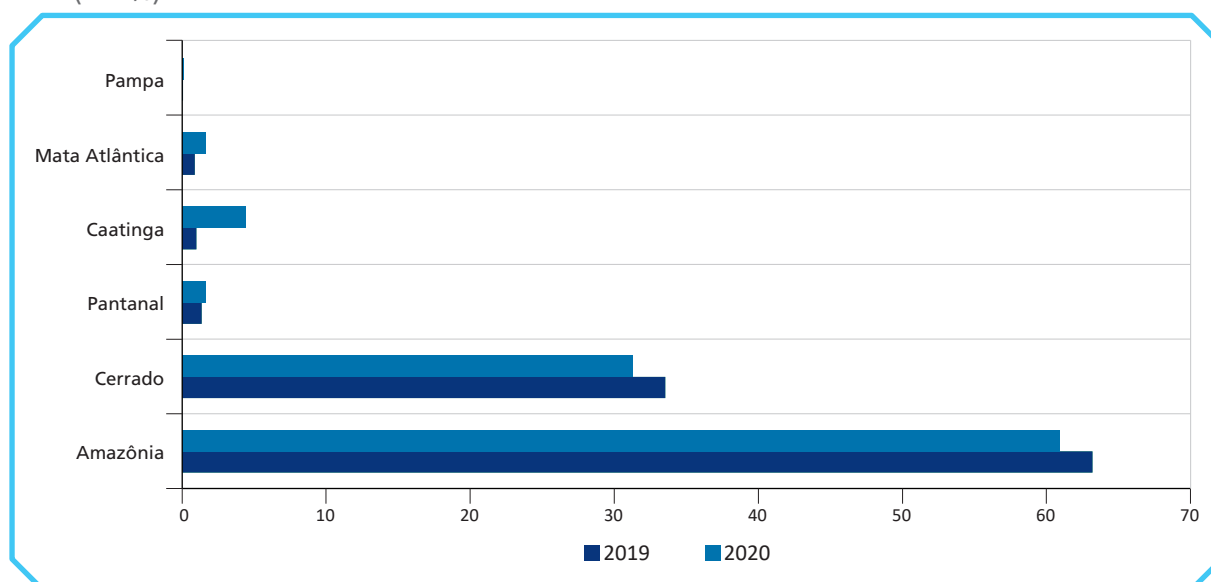
Fonte: Azevedo *et al.* (2021).

Elaboração dos autores.

Em 2019, a área desmatada de vegetação nativa dos biomas brasileiros foi de aproximadamente 1,2 milhão de hectares, passando em 2020 para mais de 1,38 milhão de hectares, conforme ilustra o gráfico 2.

GRÁFICO 2**Distribuição do desmatamento dos biomas brasileiros (2019-2020)**

(Em %)

Fonte: Azevedo *et al.* (2021).

Elaboração dos autores.

Verifica-se que a perda da cobertura vegetal, em toda a trajetória, se concentrou nos biomas configurados como as novas fronteiras agrícolas (Cerrado e Amazônia). Em 2019-2020, o bioma da Amazônia registrou aproximadamente 60% do valor total do desmatamento no país, seguido pelo Cerrado, que concentrou por volta de 30%.

2.3 Valoração ambiental: por que valorar?

Meadows *et al.* (1972) destacaram que, em razão do aumento populacional, a demanda por recursos naturais se intensificou rapidamente, estabelecendo a necessidade de impor limites ao crescimento econômico a fim de não comprometer o meio ambiente. Ainda segundo esses autores, o crescimento econômico contínuo se tornaria inviável no futuro, devido às consequências prejudiciais sobre o meio ambiente, pressionando e causando o esgotamento de recursos naturais. Em perspectiva semelhante, o chamado Relatório Brundtland (WCED, 1987) ressaltou o conceito de desenvolvimento sustentável como a capacidade de atender às necessidades da geração atual sem comprometer as necessidades das gerações futuras.

As relações entre a economia e o meio ambiente não têm sido suficientemente equilibradas, pois, como já mencionado, muitos recursos naturais não são transacionados no mercado; por isso, ou não são incorporados nas análises econômicas, ou são considerados de forma incompleta.

De acordo com Barrantes e Gonzalez (2000), isso acontece devido à ausência de direitos de propriedade bem definidos, uma vez que somente os recursos naturais que têm direitos de extração podem ser negociados no mercado.

Como não há referencial de mercado para o valor dos recursos naturais, esses acabam por ser considerados gratuitos, ou sem custo, contribuindo para sua superexploração e para a má alocação de recursos. Portanto, é importante tentar estabelecer indicadores monetários para esses bens e serviços, de forma a expor a importância desses recursos naturais na sociedade (Izko e Burneo, 2003).

Segundo Pearce e Turner (1990), a justificativa para o desenvolvimento de um valor econômico para o meio ambiente é baseada no fato de que o dinheiro é usado como uma medida comum para indicar ganhos ou perdas em bem-estar. Assim, a valoração ambiental busca estabelecer valores econômicos para os recursos naturais, e simula um mercado hipotético para esses bens sem preço definido. Vale ressaltar que a intenção não é transformar um bem ambiental em um produto de mercado, mas, sim, determinar as preferências dos indivíduos sobre as mudanças no meio ambiente (Pearce, 1993).

A valoração ambiental é uma das soluções para que os possíveis danos ambientais tenham dimensão comparável a outras envolvidas na análise de custo-benefício. Dessa forma, se viabiliza que a tomada de decisões que envolvem recursos ambientais seja mais realista e que se inclua o meio ambiente nas estratégias de desenvolvimento econômico e políticas públicas coerentes com o desenvolvimento sustentável (Izko e Burneo, 2003).

3 O VALOR ECONÔMICO TOTAL

Uma das formas utilizadas de valoração de recursos naturais é a do valor econômico total. O VET consiste em uma estratégia de contabilizar as diferentes fontes de valor atribuídas ao recurso natural. Uma primeira abertura do VET é entre valor de uso e valor de não uso, com essas categorias também sendo subdivididas.

O valor de uso é subdividido em: valor de uso direto, valor de uso indireto e valor de opção. O valor de uso direto corresponde ao valor obtido do consumo do recurso ou de sua participação direta na atividade econômica. No caso da cobertura vegetal, esse valor abrangeria o valor da madeira extraída e comercializada, o valor decorrente de outras atividades extrativistas (por exemplo, coleta e comercialização de frutas) e o valor decorrente de serviços que só existem por conta da mata, como turismo, recreação, pesquisa e educação (Falconer e Koppell, 1990).

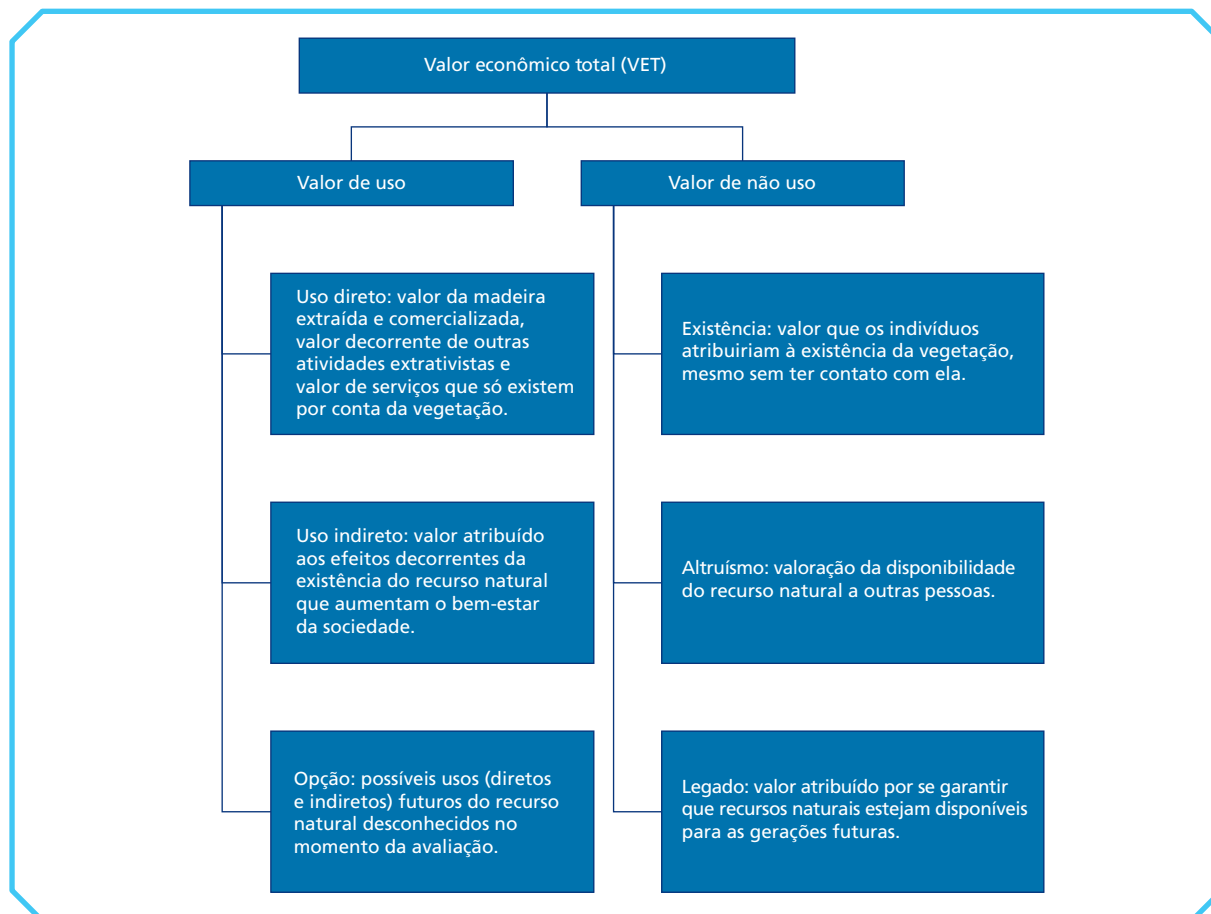
O valor de uso indireto corresponde ao valor atribuído aos efeitos decorrentes da existência do recurso natural que aumentam o bem-estar da sociedade, isto é, esses efeitos seriam como serviços providos pela simples existência do recurso natural. No caso da cobertura vegetal, esses efeitos seriam, por exemplo: o sequestro de carbono, a estabilização da temperatura e a proteção contra o assoreamento dos rios. O valor de opção é relacionado à ideia de possíveis usos (diretos e indiretos) futuros do recurso natural, desconhecidos no momento da avaliação. Assim, o valor de opção da cobertura vegetal de determinada região viria, por exemplo, da possibilidade de uma planta endêmica dessa região ser descoberta como um insumo importante no futuro (para um medicamento, por exemplo). De acordo com Francke (1998), o valor da opção corresponde ao valor de manter aberta a opção de usar os recursos ambientais dos ecossistemas posteriormente – alguns indivíduos podem não ter certeza de que usarão um recurso no futuro, mas podem estar dispostos a pagar para manter essa opção. Segundo De Groot *et al.* (2006), o valor de opção preserva um conjunto de opções para uso futuro dadas expectativas como descobertas que podem torná-lo mais valioso.

O valor de não uso é de definição mais abstrata e corresponde ao valor atribuído pela sociedade à simples existência e manutenção do recurso natural, não sendo relacionada ao consumo ou ao uso por quem atribui esse valor. O valor de não uso pode também ser subdividido em três categorias, mas as fronteiras entre essas são pouco claras. A primeira categoria de valor de não uso seria justamente o valor de existência, isto é, um valor que os indivíduos atribuiriam à existência do recurso natural. De acordo com De Groot *et al.* (2006), o valor de existência corresponde ao valor da satisfação de saber que uma espécie ou hábitat particular existe, mesmo se os indivíduos não planejam usufruir de seus recursos, e cuja destruição causaria um sentimento de perda.

A segunda categoria possível do valor de não uso seria o valor de não uso pelo altruísmo, no qual o indivíduo valora a disponibilidade do recurso natural a outras pessoas (nesse caso, poder-se-ia questionar o “não uso”, uma vez que a disponibilidade de tais recursos permite o uso direto e indireto por outros). Por fim, considera-se também o valor de não uso relacionado ao legado, de outro modo, o indivíduo derivaria utilidade (e atribuiria valor) ao garantir que recursos naturais estivessem disponíveis para as futuras gerações, em uma racionalidade semelhante a poupar recursos financeiros para transferi-los como herança (*utility from bequest saving*). O valor de legado, por sua vez, corresponde ao desejo de que as gerações futuras possam usufruir de recursos naturais, com base no altruísmo.

O VET consiste, então, em uma estimativa fundamentada na agregação de valores compatíveis (que não são mutuamente exclusivos) resultantes dos diferentes usos diretos e indiretos (quantificáveis) e valores de não uso, como valor de opção, legado e existência. Como aponta Torras (2000, p. 286), pode haver sobreposição ao somar os componentes do VET, mas esse não deve ser um problema grave na maioria das situações. A figura 1 apresenta o VET e seus componentes de forma esquemática.

FIGURA 1
Valor econômico total



Fonte: European Commission (2015).
Elaboração dos autores.

3.1 Metodologias de valoração ambiental

De acordo com Perman *et al.* (2003), a valoração ambiental corresponde a transformar em valores monetários os serviços que o ambiente natural oferece a sociedade. Para Motta (1997), a valoração econômica de um recurso ambiental equivale à estimativa de seu valor monetário em relação aos outros bens e serviços da economia.

Esta subseção apresenta as metodologias mais utilizadas para a valoração ambiental aplicadas na estimação dos componentes do VET. Chee (2004) as classifica em três categorias: i) abordagens de avaliação direta de mercado; ii) abordagens de preferência revelada; e iii) abordagens de preferência declarada.

As abordagens de avaliação direta de mercado são fundamentadas na utilização de dados de mercados reais relacionados a preços, custos e produção. No caso aplicado neste estudo, alguns componentes do VET (uso direto) são determinados por meio desse tipo de avaliação, tendo seus preços estabelecidos no mercado aplicados a bens como produtos madeireiros, produtos não madeireiros e alimentos.

Para Torras (2000), o valor de uso direto corresponde, em florestas tropicais como a Amazônia, à madeira comercial; a materiais como resinas, látex e corantes; assim como alimentos (frutas e nozes); além do turismo potencial. Esses recursos naturais têm mercados com sua formação de preços estabelecida.

Garrod e Willis (1999) sustentam que valores baseados em custos são fundamentados em estimativas dos custos que seriam incorridos se os benefícios do serviço do ecossistema precisassem ser recriados por meios artificiais – por meio de intervenção humana. A literatura demonstra algumas técnicas aplicadas para essa finalidade, como: método de custo evitado; método de custo de reposição; e método de mitigação/custo de restauração (Pascual *et al.*, 2012).

Além das abordagens apresentadas (preço e custo), se encontra a abordagem baseada em funções de produção, que estimam quanto um determinado serviço ecossistêmico contribui para a entrega de outro serviço ou mercadoria que é negociada em um mercado existente. Para Barbier *et al.* (2009), o processo dessa abordagem consiste em determinar os efeitos físicos das mudanças em um ecossistema e seu efeito na produção e comercialização dos recursos naturais. Exemplo disso são as *commodities*, que, em decorrência de mudanças no ecossistema, podem ter suas colheitas/safras impactadas.

Entretanto, Pascual *et al.* (2012) argumentam que a avaliação direta de mercado apresenta duas limitações. A primeira corresponde à ausência da formação de um mercado competitivo para comercialização de recursos naturais – quando não há direito de extração – e serviços ecossistêmicos. E a segunda diz respeito à própria imperfeição do mercado, que pode apresentar preços distorcidos, uma vez que não são mercados competitivos e que de fato refletem as preferências ou os custos marginais.

As abordagens de preferência revelada correspondem à disposição dos consumidores para pagar pela aquisição de um bem, ou seja, o valor é estimado pelo comportamento desses indivíduos devido à revelação de suas preferências. O modelo desses tipos de abordagem tem sua fundamentação na teoria do comportamento do consumidor.

A etapa inicial para se aplicar a preferência revelada é determinar se existe um mercado substituto que está relacionado ao recurso ambiental em questão. Os métodos amplamente aplicados de preferência revelada são: i) método de custo de viagem, aplicado principalmente para determinar valores recreativos relacionados à biodiversidade e aos serviços ecossistêmicos; e ii) método de preços hedônicos, que parte da hipótese de que o meio ambiente pode impactar o mercado de outros bens, como no caso de casas ou propriedades.

Como, por definição, o método da preferência revelada depende de uma escolha observável e efetivamente realizada pelos indivíduos, ele não é útil na determinação dos valores de não uso. Adicionalmente, imperfeições de mercado e falhas de política podem distorcer o valor monetário estimado dos serviços ecossistêmicos. Esse método também exige grandes conjuntos de dados e análises estatísticas complexas, o que torna as abordagens de preferência revelada caras e demoradas (Pascual *et al.*, 2012).

As abordagens de preferência declarada são utilizadas para medir a percepção de consumo dos indivíduos em relação a um determinado bem ou serviço proporcionado por um ecossistema. Essa demanda é simulada por meio de pesquisas sobre mudanças hipotéticas dos serviços ecossistêmicos. É uma ferramenta que exige conhecimento para elaboração de *survey*, desenho do cenário dos problemas (hipóteses) e técnicas quantitativas. São as únicas abordagens que podem estimar os valores de não uso dos ecossistemas para a formação do VET.

Os métodos comumente utilizados de preferência declarada, conforme Pascual *et al.* (2012), são:

- o método de avaliação contingente, em que se empregam questionários para analisar quanto os indivíduos estariam dispostos a pagar para melhorar a oferta de um serviço do ecossistema ou a aceitar a sua perda ou degradação;
- a modelagem de escolha, em que os indivíduos se deparam com alternativas associadas a diferentes níveis de atributos dos serviços a ser valorizados (inclusive o preço que teriam de pagar); e
- a avaliação de grupo, em que técnicas de preferência declarada são combinadas com elementos do impacto de políticas para capturar os tipos de valor que podem escapar de pesquisas baseadas em indivíduos, como pluralismo e justiça social.

Entre as limitações das abordagens de preferência declarada, está o fato de se as respostas hipotéticas dos entrevistados corresponderiam de fato ao seu comportamento se enfrentassem os custos ou as escolhas na vida real. Além disso, se sinaliza a controvérsia sobre se os valores de não uso são mensuráveis em termos monetários, o que envolve valores de herança e legado – valores intrínsecos do indivíduo (Carson, Flores e Meade, 2001).

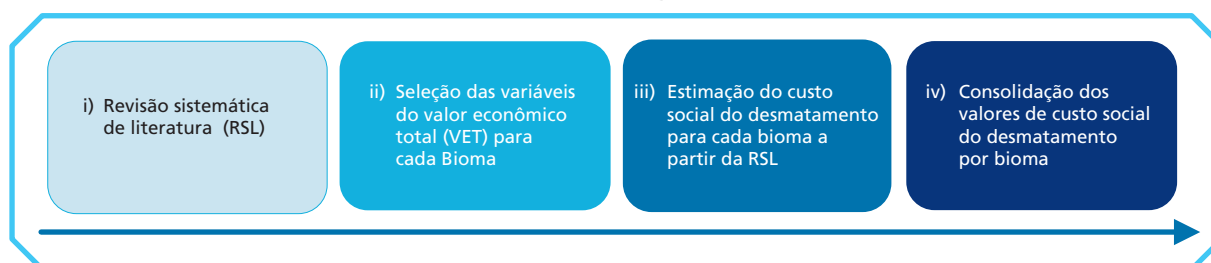
4 ESTRATÉGIA EMPÍRICA

4.1 Revisão sistemática da literatura

Para apresentar valores dos custos sociais de desmatamento de cada bioma brasileiro, estabeleceu-se a sequência das etapas aplicadas, conforme a figura 2.

FIGURA 2

Framework das etapas aplicadas da estratégia empírica



Elaboração dos autores.

As etapas aplicadas na estratégia empírica foram: i) RSL, com o propósito de identificar os valores das variáveis do VET para cada bioma; ii) seleção de variáveis e componentes do VET, principalmente aqueles referentes às condições ecossistêmicas; e iii) com base na literatura, foram estimados valores do VET para os biomas brasileiros. E na sequência, seguiu-se a etapa iv) consolidar o intervalo de valores do custo social do desmatamento de cada bioma em US\$ por hectare a preços de 2020.

Sampaio e Mancini (2007) argumentam que a RSL pode ser definida como uma pesquisa estruturada baseada na literatura disponível sobre um determinado campo de conhecimento. Thomas, Nelson e Silverman (2012) orientam que, para a realização desse procedimento, é importante estabelecer critérios de escolha claramente definidos. Para este trabalho, os critérios foram estes: i) *indicação do problema* – procurou-se por trabalhos que utilizaram o VET para cada bioma brasileiro; ii) *seleção da base de dados* (as bases de dados utilizadas foram Scopus,⁴ Web of Science⁵ e Scholar Google);⁶ iii) *seleção das palavras-chave* (a pesquisa foi estruturada com as palavras-chave mostradas no quadro 1; para todos os filtros não houve restrição à área de pesquisa, sendo selecionados apenas artigos de periódicos e relatórios governamentais); e iv) *seleção dos artigos* (foram escolhidos artigos completos, disponíveis para *download* e em língua portuguesa, inglesa ou espanhola). Os critérios para o filtro de seleção foram a leitura do título e do resumo e, em seguida, sua leitura completa.

4. Disponível em: <www.scopus.com>.

5. Disponível em: <webofknowledge.com>.

6. Disponível em: <<https://scholar.google.com.br>>.

QUADRO 1**Combinação de palavras-chave empregadas para seleção dos artigos**

- | | |
|------|--|
| i) | Preço sombra (<i>shadow price, precio sombra</i>) e/ou: Brasil, Amazônia, Cerrado, Caatinga, Mata Atlântica, Pantanal e Pampa. |
| ii) | Valoração ambiental (<i>environmental valuation, valoración ambiental</i>) e/ou: Brasil, Amazônia, Cerrado, Caatinga, Mata Atlântica, Pantanal e Pampa |
| iii) | Custo social (<i>social cost, costo social</i>) e/ou: Brasil, Amazônia, Cerrado, Caatinga, Mata Atlântica, Pantanal e Pampa. |
| iv) | Custo ambiental (<i>environmental cost, costo ambiental</i>) e/ou: Brasil, Amazônia, Cerrado, Caatinga, Mata Atlântica, Pantanal e Pampa. |
| v) | Valor econômico total (<i>total economic value, valor económico total</i>) e/ou: Brasil, Amazônia, Cerrado, Caatinga, Mata Atlântica, Pantanal e Pampa. |
| vi) | Serviços ecossistêmicos (<i>ecosystem services, servicios de los ecosistemas</i>) e/ou: Brasil, Amazônia, Cerrado, Caatinga, Mata Atlântica, Pantanal e Pampa. |

Elaboração dos autores.

Em seguida, procurou-se padronizar os valores das variáveis do VET, que foram deflacionados para o ano de 2020.

4.2 Estimativas para biomas não detalhados na literatura

A revisão sistemática não identificou estudos específicos com estimativas da valoração para o bioma Pampa e apenas dois estudos foram identificados para o bioma Cerrado. Assim, para esses casos adotou-se uma estratégia diferente. Seguindo a abordagem adotada na literatura, foram feitas estimativas próprias para esses biomas a partir dos valores apresentados por De Groot *et al.* (2012), Costanza *et al.* (1997) e Costanza *et al.* (2014).

Identificou-se que para vários estudos de valoração ambiental, no Brasil e no exterior, se recorre aos trabalhos De Groot *et al.* (2012), Costanza *et al.* (1997) e Costanza *et al.* (2014) como ponto de partida. De Groot *et al.* (2012) estimaram o valor dos serviços ecossistêmicos em unidades monetárias fornecidas para dez biomas principais (oceanos abertos, corais e recifes, sistemas costeiros, zonas úmidas costeiras, zonas úmidas interiores, lagos, florestas tropicais, florestas temperadas, bosques e pastagens) com base em estudos de caso locais em todo o mundo. Esses estudos englobaram um grande número de ecossistemas, tipos de paisagem, diferentes definições de serviços, diferentes áreas, diferentes níveis de escala, tempo e complexidade e diferentes métodos de avaliação.

Em Costanza *et al.* (1997), foram estimados componentes do VET de ecossistemas globais em 17 tipos distintos de serviços (descritos no anexo A) e 16 biomas. Os biomas marinhos foram divididos em: i) oceano aberto; e ii) área costeira (estuário, algas marinhas, recifes de corais, continente). Os biomas terrestres foram classificados em: i) floresta (tropical, boreal); ii) pastagens; iii) áreas úmidas (manguezais, pântanos); iv) lagos/rios; v) deserto; vi) tundra; vii) áreas com geleiras/rochas; viii) terras cultivadas; e ix) áreas urbanas.

TEXTO para DISCUSSÃO

Assim, tanto o trabalho de Costanza *et al.* (1997) quanto o de De Groot *et al.* (2012) correspondem à compilação de estimativas realizadas por outros estudos independentes para vários biomas, e suas estimativas se basearam em mais de 100 estudos prévios de valoração de serviços ecossistêmicos.

Algumas limitações desses estudos, segundo Costanza *et al.* (1997), correspondem aos fatores a seguir.

- Falta de informações sobre categorias de serviços, que ainda não haviam sido estudados adequadamente – como valor de opção e valor de existência.
- Alguns preços podem apresentar distorções devido à ausência de valores de alguns serviços ecossistêmicos e à inclusão de dados sobre trabalho e economia informal.
- Alguns valores são baseados em abordagens apresentadas na seção 3.1, em que os indivíduos podem estar mal informados e suas preferências podem não incorporar adequadamente a justiça social, a sustentabilidade ecológica e outros objetivos importantes.
- As curvas de oferta para muitos serviços ecossistêmicos são quase inelásticas e as curvas de demanda se aproximam do infinito.
- As estimativas assumem que não há limiares agudos, descontinuidades ou irreversibilidades em um mesmo ecossistema.
- Para evitar dupla contagem, um modelo de equilíbrio geral seria preferido ao modelo de equilíbrio parcial utilizado, isso permitiria avaliar as interdependências entre as diferentes funções consideradas.
- Os valores considerados para cada função do ecossistema devem ser baseados em níveis sustentáveis, que considerem que o ecossistema vai prover várias de suas funções simultaneamente de forma contínua. Esse não é o caso para alguns dos ecossistemas analisados, que são sobre-explorados nas condições existentes.
- As estimativas são estáticas e baseadas em um momento específico do tempo, mas buscam retratar um sistema complexo e dinâmico.

Apesar dessas limitações, essa abordagem contribui para ressaltar que os serviços ecossistêmicos fornecem uma parte importante da contribuição total para o bem-estar do ser humano no planeta (Costanza *et al.*, 1997). Se os serviços ecossistêmicos fossem realmente pagos, em termos de seu valor de contribuição para a economia global, o sistema de preços global seria muito

diferente. O preço da produção de *commodities* por usar os serviços ecossistêmicos direta ou indiretamente seria muito mais elevado. À medida que o capital natural e os serviços ecossistêmicos tornam-se mais estressados e escassos, se espera que seu valor aumente significativamente no futuro (Costanza *et al.*, 1997).

Costanza *et al.* (2014) realizaram estimativas mais atualizadas de valores de serviços ecossistêmicos e de mudanças no uso da terra no período de 1997 a 2011, em que consideraram as críticas e os valores de Costanza *et al.* (1997). Para alguns biomas brasileiros em que não foram encontradas estimativas na RSL e tendo em vista que muitos trabalhos se basearam em De Groot *et al.* (2012), Costanza *et al.* (1997) e Costanza *et al.* (2014), neste estudo se optou por elaborar estimativas a partir desses trabalhos.

Em Costanza *et al.* (2014), os valores apresentados são bastante superiores àqueles reportados em relação a Costanza *et al.* (1997). Essa variação é explicada em parte pela atualização das estimativas a preços de 1994 em Costanza *et al.* (1997) para preços de 2011 em Costanza *et al.* (2014). Além disso, foram incluídas, nas estimativas de 2014, as mudanças globais relacionadas ao uso do solo em valores de serviços ecossistêmicos ao longo do período de 1997 a 2011. E algumas estimativas apresentadas por De Groot *et al.* (2012) – que utilizaram mais de 320 publicações do banco de dados do Ecosystem Services Value Database (ESVD) – foram comparadas com Costanza *et al.* (1997).

Na primeira etapa, foram utilizados os valores de serviços ecossistêmicos desenvolvidos em Costanza *et al.* (1997). Referente ao contexto dos biomas brasileiros, a Mata Atlântica foi correlacionada ao bioma *tropical forest* e o Cerrado e o Pampa, ao bioma *grass/rangelands*. Na segunda etapa, os valores para os serviços ecossistêmicos em Costanza *et al.* (2014) foram demonstrados com atualização monetária a preços de 2011, mas sem a desagregação por serviço ecossistêmico (como demonstrado no anexo A).

Para obter a identificação desagregada por componente ecossistêmico, assumiu-se que a participação desses componentes no total era a mesma em 1997 e 2014. Então se calculou a porcentagem do valor total de Costanza *et al.* (1997) em relação a cada um dos elementos das funções e serviços ecossistêmicos e os totais de 2014 foram desagregados de acordo com essa porcentagem. E na terceira etapa, se atualizou o valor integral de Costanza *et al.* (2014) com a porcentagem dos serviços ecossistêmicos. Para este estudo os valores foram deflacionados a preços de 2020. A tabela 1 exemplifica esses cálculos.

TEXTO para DISCUSSÃO

TABELA 1

Adaptação do VET para Mata Atlântica, Cerrado e Pampa, baseado em Costanza *et al.* (1997) e Costanza *et al.* (2014)

Valor	Costanza <i>et al.</i> (1997) a preços de 1994	Componentes (%)	Costanza <i>et al.</i> (2014) a preços de 2011	Costanza <i>et al.</i> (1997) a preços de 1994	Componentes (%)	Costanza <i>et al.</i> (2014) a preços de 2011
	<i>Tropical forest – Mata Atlântica</i>			<i>Grass/rangelands – Cerrado e Pampa</i>		
Uso direto	428,82	21,36	1.149,86	2,00	0,82	34,15
Produtos madeireiros	-	-	-	-	-	-
Produtos florestais não madeireiros	-	-	-	-	-	-
Matéria-prima	314,86	15,69	844,28	-	-	-
Ecoturismo	-	-	-	-	-	-
Recreação	111,95	5,58	300,19	2,00	0,82	34,15
Serviços culturais	2,01	0,10	5,38	-	-	-
Uso indireto	1.578,29	78,64	4.232,14	242,00	99,18	4.131,85
Oferta de água	7,99	0,40	21,44	-	-	-
Regulação de perturbação/regulação de distúrbios	4,99	0,25	13,39	-	-	-
Regulação da água	6,00	0,30	16,10	3,00	1,23	51,22
Ciclo de nutrientes	921,59	45,92	2.471,21	-	-	-
Habitat	-	-	-	-	-	-
Regulação de gás	-	-	-	7,00	2,87	119,52
Controle da erosão	244,89	12,20	656,65	29,00	11,89	495,14
Produção de comida/alimentos	31,99	1,59	85,79	67,00	27,46	1.143,94
Regulação do clima	222,89	11,11	597,68	-	-	-
Formação do solo	10,00	0,50	26,81	1,00	0,41	17,07
Polinização	-	-	-	25,00	10,25	426,84
Controle biológico	-	-	-	23,00	9,43	392,70
Recursos genéticos	40,98	2,04	109,89	-	-	-
Tratamento de dejetos/depuração de resíduos	86,96	4,33	233,18	87,00	35,66	1.485,42
Regulação da qualidade do ar	-	-	-	-	-	-
Polinização	-	-	-	-	-	-
Recursos medicinais	-	-	-	-	-	-
Opção	-	-	-	-	-	-
Opção	-	-	-	-	-	-
Existência	-	-	-	-	-	-
Existência	-	-	-	-	-	-
Total	2.007,11	100,00	5.382,00	244,00	100,00	4.166,00

Elaboração dos autores.

Os valores apresentados em De Groot *et al.* (2012) para o bioma pastagens (*grasslands*) foram atualizados a preços de 2020 para os biomas Pampa e Cerrado.

5 RESULTADOS

Com a finalidade de consolidar e estimar o intervalo de valores do VET para os biomas brasileiros, selecionou-se uma gama de estudos que realizaram tais estimativas. Esta seção apresentará esse sumário de valores para cada bioma. As definições de cada componente do VET encontram-se no anexo A.

5.1 Custo social do desmatamento do bioma da Amazônia

A floresta amazônica, a maior floresta tropical contínua do planeta, se estende por nove países, com 60% de sua área presente no Brasil, 13% no Peru, 10% na Colômbia e o restante distribuído por Venezuela, Equador, Bolívia, Guiana, Suriname e Guiana Francesa (Andersen *et al.*, 2002). Esse bioma corresponde a 49,3% do território brasileiro e abrange os estados do Amazonas, do Acre, de Rondônia, do Pará, do Maranhão, do Amapá e do Mato Grosso (IBGE, 2019).

Para o bioma da Amazônia, por meio da revisão de literatura, foram selecionados os seguintes trabalhos: Torras (2000), Andersen *et al.* (2002), Motta (2002), Castro e Andrade (2016), Ding *et al.* (2016) e Franklin e Pindyck (2018). Todos esses estudos utilizaram para desenvolver seus cálculos, números e estimativas de outras pesquisas.

O valor de uso direto de uma floresta tropical em pé, caso do bioma amazônico, corresponde a atividades econômicas como colheita sustentável, produtos madeireiros e não madeireiros – por exemplo, nozes, frutas e látex –, além de atividades de ecoturismo, recreação e serviços culturais.

O valor de uso indireto depende das funções ecológicas desempenhadas pela floresta, como estoque de carbono, reciclagem de água, reciclagem de nutrientes, proteção contra incêndios, regulação climática, regulação de distúrbios, oferta de água, controle de erosão, formação do solo, tratamento de resíduos, serviços hídricos e polinização.

O valor da opção considera benefícios incertos que podem ser realizados no futuro, e reflete a disposição de preservar uma opção pelo potencial uso futuro da floresta. Nesse sentido, verifica-se que alguns estudos estimam apenas o valor de opção da biodiversidade de prospecção, com base nas perspectivas de gerar novos medicamentos, e seus futuros benefícios medicinais (Franklin e Pindyck, 2018).

TEXTO para DISCUSSÃO

Andersen *et al.* (2002) argumentam que a estimativa de muitos dos componentes do VET está sujeita a incertezas, uma vez que muitos dos serviços de uma floresta tropical ainda não são claramente compreendidos. As estimativas tendem, portanto, a mudar ao longo do tempo conforme mais análises empíricas e científicas se tornam disponíveis.

Motta (2002) ressalta a necessidade de calcular parâmetros dinâmicos do custo social do desmatamento ao longo do tempo. Andersen *et al.* (2002) apontam que os benefícios de uma floresta tropical em pé serão acumulados para as futuras gerações, portanto é importante considerar seus desdobramentos a curto, médio e longo prazo. Uma das formas de inserir o efeito ao longo do tempo é por meio de uma taxa social de desconto, que reflete a taxa pela qual o consumo presente deve ser trocado por consumo futuro sem a possibilidade de consultar as gerações futuras (Motta, 2002). Estudos dessa temática, portanto, costumam apresentar diferentes estimativas, com a adoção de cenários distintos, baseados na taxa social de desconto aplicada.

Andersen *et al.* (2002) indicam que, para a escolha da taxa social de desconto, é comum atribuir menos peso aos custos e benefícios do futuro do que aqueles de hoje. Diferentemente do que é apresentado em Costanza *et al.* (1997), Andersen *et al.* (2002) partem do pressuposto de que as gerações futuras estarão em melhor situação por causa do crescimento econômico e progresso tecnológico. Portanto, irão atribuir menos valor a US\$ 1 extra de renda do que a geração atual (por causa da utilidade marginal decrescente da renda). Outra justificativa é que as gerações futuras poderão estar bem mais equipadas para neutralizar os efeitos negativos das atividades das gerações atuais que repercutam sobre elas. Nesse sentido, Andersen *et al.* (2002) consideraram taxas sociais de desconto de 2% (mais conservadora), 6% e 12%. Motta (2002) também considerou os efeitos ao longo do tempo ao aplicar taxas sociais de desconto em perpetuidade de 10%, 6% e 2%. Uma fórmula-padrão para descontar o consumo futuro é apresentada pela equação (1):

$$d = \sigma + \mu g, \quad (1)$$

em que d é a taxa social de desconto, σ é a "taxa de preferência temporal pura", μ é a elasticidade da utilidade marginal da função de consumo e g é a taxa de crescimento do consumo *per capita*. Se a função que liga a utilidade ao consumo é logarítmica, então $\mu = 1$. Se a taxa de preferência de tempo puro é definida como zero por motivos éticos, então $d = g$. A taxa social de desconto torna-se igual à taxa esperada de crescimento do consumo *per capita*. Tomando as taxas de crescimento históricas como um guia, Andersen *et al.* (2002) e Motta (2002) optaram por uma taxa social de desconto no intervalo de 2% a 6%. Essas taxas sociais de desconto podem parecer pequenas em comparação com o que normalmente é aplicado em análises de custo-benefício. As taxas de 12% e 10% foram selecionadas com base em taxas de juros de empréstimos aplicadas no mercado nesses percentuais. Os cenários calculados a partir dessas taxas são apresentados na tabela 2.

Para a elaboração de cenários em análises custo-benefício ao longo do tempo, a escolha da taxa social de desconto influencia de forma direta os resultados estimados, o que pode impactar radicalmente na tomada de decisão de projetos de investimento em infraestrutura. Em Andersen *et al.* (2002), por exemplo, o intervalo do VET para a floresta amazônica apresenta uma variação significativa de US\$ 731,84, ao considerar uma taxa de 12%, e de US\$ 5.323,23, a uma taxa de 2%. Motta (2002) também apresenta uma variação expressiva, sendo de US\$ 29.225,84, a uma taxa de 2%, e de US\$ 1.624,74, a taxa de 10%.

Em relação a efeitos ao longo do tempo, Franklin e Pindyck (2018) argumentam que estudos de custos de desmatamento têm ignorado a probabilidade e os impactos de uma transição crítica floresta-savana, o que levaria à subestimação do verdadeiro custo social do desmatamento. Inserindo as implicações de uma transição crítica floresta-savana, os autores desenvolveram uma nova estrutura para calcular o custo social do desmatamento que considerou as mudanças na resiliência da floresta.⁷ Nesse sentido, aplicou-se a taxa de desconto de 2,5% e um período para atingir totalmente o estado de savana (75 anos), e o custo social do desmatamento na Amazônia conservador de US\$ 3.439,00, a preços de 2016 (US\$ 3.707,24, a preços de 2020), passaria a ser de US\$ 17.782,00 a preços de 2016 (US\$ 19.169,00, a preços de 2020). A tabela 2 apresenta os trabalhos relacionados às estimativas do VET do bioma Amazônia e seu intervalo de valores.

7. *Resiliência da floresta* é a capacidade de uma floresta de responder a uma perturbação ou resistir aos danos e retornar à sua condição original. Tal perturbação pode incluir eventos estocásticos, como incêndio, seca, inundações e atividades humanas, como o desmatamento (Franklin e Pindyck, 2018).

TABELA 2
Trabalhos relacionados às estimativas do VET do bioma Amazônia e seu intervalo de valores

Valor	Torras (2000)	Andersen et al. (2002)	Andersen et al. (2002)	Andersen et al. (2002)	Motta (2002)	Motta (2002)	Motta (2002)	Motta (2002)	Motta (2002)	Castro e Andrade (2016)	Ding et al. (2016)	Franklin e Pindyck (2018)	Franklin e Pindyck (2018)	Intervalo (2020) (US\$/ha)
Taxa social de desconto (%)	-	2	6	12	-	10	6	2	-	-	-	-	-	Mínimo Máximo
Uso direto	983,26	2.555,49	850,70	426,20	56,66	566,63	944,33	2.833,16	198,87	5,46	1.906,98	1.430,51	5,46	2.833,16
Produtos Madeireiros	549,84	2.377,20	792,97	395,63	42,84	428,36	713,93	2.141,78	-	-	1.593,28	1.195,50	42,84	2.377,20
Produtos não madeireiros	132,53	42,45	13,58	6,79	0,30	3,01	4,96	15,03	-	-	19,40	14,01	0,30	132,53
Ecoturismo	-	-	-	-	13,53	135,27	225,45	676,35	-	-	294,29	220,99	13,53	676,35
Recreação	66,27	67,92	22,07	11,89	-	-	-	-	195,54	5,46	-	-	5,46	195,54
Serviços culturais	-	-	-	-	-	-	-	-	3,33	-	-	-	3,33	3,33
Turismo	234,62	67,92	22,07	11,89	-	-	-	-	-	-	-	-	11,89	67,92
Alimentos	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	234,62	234,62
Uso indireto	741,47	2.682,84	1.120,68	292,06	27,05	270,54	450,90	1.352,70	2.629,74	649,74	1.707,55	14.956,17	27,05	2.682,84
Estoque de carbono	-	1.698,00	849,00	169,80	27,05	270,54	450,90	1.352,70	-	-	1.072,61	8.085,00	27,05	1.698,00
Reciclagem de água	34,03	-	-	-	-	-	-	-	10,00	-	-	-	10,00	34,03
Reciclagem de nutrientes	-	-	-	-	-	-	-	-	1.609,84	163,80	-	-	163,80	1.609,84
Proteção contra incêndios	-	933,90	254,70	113,77	-	-	-	-	-	-	634,94	6.871,17	113,77	933,90
Regulação climática	274,02	-	-	-	-	-	-	-	388,85	123,40	-	-	123,40	388,85
Regulação de distúrbios	7,16	-	-	-	-	-	-	-	8,89	-	-	-	7,16	8,89
Oferta de água	-	-	-	-	-	-	-	-	14,44	-	-	-	14,44	14,44
Controle de erosão	426,26	-	-	-	-	-	-	-	427,74	-	-	-	426,26	427,74
Formação do solo	-	-	-	-	-	-	-	-	17,78	-	-	-	17,78	17,78

(Continua)

(Continuação)

Valor	Torras (2000)	Andersen et al. (2002)	Andersen et al. (2002)	Andersen et al. (2002)	Motta (2002)	Motta (2002)	Motta (2002)	Motta (2002)	Castro e Andrade (2016)	Ding et al. (2016)	Franklin e Pindyck (2018)	Franklin e Pindyck (2018)	Intervalo (2020) (US\$/ha)	
Tratamento de resíduos	-	-	-	-	-	-	-	-	152,21	-	-	-	152,21	
Serviços hídricos	-	-	-	-	-	-	-	-	-	313,40	-	-	313,40	
Polinização	-	-	-	-	-	-	-	-	-	49,14	-	-	49,14	
Proteção da biodiversidade	-	50,94	16,98	8,49	-	-	-	-	-	-	-	-	8,49	
Opção	32,24	-	-	-	31,56	315,63	526,05	1.578,15	-	-	34,50	1.061,83	31,56	
Bioprospecção	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	34,50	1.061,83	34,50	
Benefícios medicinais futuros desconhecidos	32,24	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1.906,98	1.906,98	5,46	
Existência	347,45	84,90	28,87	13,58	46,89	468,94	781,56	23.446,80	-	16,38	58,21	1.720,49	13,58	
Existência	347,45	84,90	28,87	13,58	46,89	468,94	781,56	23.446,80	-	16,38	58,21	1.720,49	13,58	
Total	2.104,43	5.323,23	2.000,24	731,84	162,47	1.624,74	2.702,84	29.210,81	2.828,61	671,58	3.707,24	19.169,00	162,47	29.210,81

Elaboração dos autores.

Obs.: Andersen et al. (2002) e Motta (2002) estimaram o VET aplicando diferentes taxas sociais de desconto.

O intervalo do VET determinado para o bioma da Amazônia esteve entre US\$ 162,47 e US\$ 29.210,81 de Motta (2002) por hectare, a preços de 2020. Parte dessa substantiva diferença entre as estimativas é explicada pelo uso de taxas sociais de desconto diferentes nesses dois estudos.

5.2 Custo social do desmatamento do bioma Cerrado

O Cerrado é a mais extensa savana tropical sul-americana e abrange pouco mais de 2 milhões de quilômetros quadrados, estando presente em dez Unidades Federativas (UFs) brasileiras: Paraná, São Paulo, Minas Gerais, Mato Grosso do Sul, Mato Grosso, Bahia, Goiás, Maranhão, Piauí e Tocantins. É considerado o segundo maior bioma em extensão territorial do país, e abrange aproximadamente 24% do território brasileiro (IBGE, 2019).

A partir da década de 1970, ocorreu a intensificação do processo de expansão agropecuária no Cerrado, principalmente impulsionado pela construção de Brasília. Com a criação da nova capital, foram elaborados os primeiros projetos de ocupação urbana e rural dessas áreas, com o objetivo de interligar Brasília às demais regiões do país (Assis *et al.*, 1994).

A literatura sobre valoração ambiental dedicada ao Cerrado em geral se concentra em estudos voltados para a agricultura comparando os impactos ambientais de diferentes técnicas.⁸ Estudos mais abrangentes que tentam estimar o valor econômico total como os encontrados para os outros biomas são escassos. A revisão sistemática identificou apenas dois estudos, Romacheli e Spinola (2011) e Vicente, Ucker e Torres (2020), que buscaram atribuir o VET da cobertura vegetal nesse bioma. Ambos os estudos se baseiam em estimativas obtidas em Costanza *et al.* (1997), que não tratam especificamente do Cerrado. Assim, optou-se por, além da inclusão dos valores específicos de estudos específicos para o Cerrado, criar uma entrada adicional fundamentada no mesmo princípio desses estudos, estimando valores para o Cerrado a partir de Costanza *et al.* (1997), Costanza *et al.* (2014) e De Groot *et al.* (2012), conforme a tabela 1. A tabela 3 reporta as estimativas do VET do bioma Cerrado e seu intervalo de valores.

8. Ver Rodrigues (2005), por exemplo.

TABELA 3

Trabalhos relacionados às estimativas do VET do bioma Cerrado e seu intervalo de valores

Valor	Romacheli e Spinola (2011) e Vicente; e Ucker e Torres (2020) ¹	Elaborado pelos autores ²	Elaborado pelos autores ³	Intervalo (2020) (US\$/ha)	
				Mínimo	Máximo
Uso direto	3,49	39,30	307,01	3,49	307,01
Produtos madeireiros	-	-	-	-	-
Produtos florestais não madeireiros	-	-	-	-	-
Matéria-prima	-	-	66,14	-	66,14
Ecoturismo	-	-	-	-	-
Recreação	3,49	39,30	-	3,49	39,30
Serviços culturais	-	-	240,86	-	240,86
Uso indireto	422,53	4.755,76	3.277,25	422,53	4.755,76
Oferta de água	-	-	74,88	-	74,88
Regulação de perturbação/regulação de distúrbios	-	-	-	-	-
Regulação da água	5,24	58,96	-	5,24	58,96
Ciclo de nutrientes	-	-	-	-	-
Hábitat	-	-	1.515,07	-	1.515,07
Regulação de gás	12,22	137,56	-	12,22	137,56
Controle da erosão	50,63	569,91	54,91	50,63	569,91
Produção de comida/alimentos	116,98	1.316,68	1.487,62	116,98	1.487,62
Regulação do clima	-	-	49,92	-	49,92
Formação do solo	1,75	19,65	-	-	19,65
Polinização	43,65	491,30	-	-	491,30
Controle biológico	40,16	451,99	-	-	451,99
Recursos genéticos	-	-	-	-	-
Tratamento de dejetos/depuração de resíduos	151,90	1.709,72	93,60	93,60	1.709,72
Recursos medicinais	-	-	1,25	-	1,25
Total	426,02	4.795,07	3.584,26	426,02	4.795,07

Elaboração dos autores.

Notas: ¹ Baseado em Costanza *et al.* (1997).

² Baseado em Costanza *et al.* (2014).

³ Baseado em De Groot *et al.* (2012).

O VET determinado para o bioma Cerrado foi de US\$ 426,02, em Romacheli e Spinola (2011) e Vicente, Ucker e Torres (2020), a US\$ 4.795,07, elaborado pelos autores por hectare a preços de 2020.

5.3 Custo social do desmatamento do bioma Mata Atlântica

A expressão “Mata Atlântica” diz respeito à floresta próxima ao Oceano Atlântico. Entre suas características, figura a elevada umidade do ar trazida pelos ventos oceânicos, o que causa um sistema de muitas chuvas no litoral (Guedes *et al.*, 2005). A Mata Atlântica corresponde a 13% do território nacional e está presente em 17 UFs: Rio Grande do Sul, Santa Catarina, Paraná, São Paulo, Goiás, Mato Grosso do Sul, Rio de Janeiro, Minas Gerais, Espírito Santo, Bahia, Alagoas, Sergipe, Paraíba, Pernambuco, Rio Grande do Norte, Ceará e Piauí (IBGE, 2019).

Em mais de 500 anos de ocupação da região litorânea pelos colonizadores, a Mata Atlântica foi intensamente destruída, de modo a abrir espaço para atividades agropecuárias, rodovias e áreas urbanas (Capobianco *et al.*, 2004).

Os estudos sobre a valoração ambiental da Mata Atlântica concentram-se em projetos e estratégias de reflorestamento e unidades de conservação. A revisão sistemática encontrou poucos trabalhos que se basearam no VET para esse bioma: Pandolfo (2020), que elaborou duas estimativas, uma com base em Costanza *et al.* (1997) e outra em De Groot *et al.* (2012); e Vale (2020), que se fundamentou em Costanza *et al.* (2014). Além disso, os valores apresentados em Costanza *et al.* (1997) e Costanza *et al.* (2014) que podem ser correspondentes à Mata Atlântica (*tropical forest*) foram atualizados a preços de 2020, conforme apresentado no início da seção 5. A tabela 4 demonstra o intervalo do valor econômico total do custo do desmatamento do bioma Mata Atlântica.

TABELA 4

Trabalhos relacionados às estimativas do VET do bioma Mata Atlântica e seu intervalo de valores

Valor	Elaboração dos autores com base em Costanza <i>et al.</i> (1997) e Costanza <i>et al.</i> (2014) ¹	Pandolfo (2020) ²	Pandolfo (2020) ³	Vale (2020) ⁴	Intervalo (2020) (US\$/ha)	
					Mínimo	Máximo
Uso direto	1.323,49	748,71	1.186,31	1.135,66	748,71	1.323,49
Produtos madeireiros	-	-	-	-	-	-
Produtos florestais não madeireiros	-	-	-	-	-	-
Matéria-prima	971,77	549,74	104,78	100,10	100,10	971,77
Ecoturismo	-	-	-	-	-	-
Recreação	345,52	195,47	1.081,53	1.033,18	195,47	1.081,53
Serviços culturais	6,19	3,50	-	2,38	2,38	6,19
Uso indireto	4.871,20	2.755,70	5.378,93	5.276,73	2.755,70	5.378,93
Oferta de água	24,67	13,96	33,68	32,18	13,96	33,68
Regulação de perturbação/regulação de distúrbios	15,41	8,72	82,34	78,65	8,72	82,34
Regulação da água	18,53	10,48	426,62	9,53	9,53	426,62
Ciclo de nutrientes	2.844,37	1.609,09	3,75	3,58	3,58	2.844,37
Hábitat	-	-	48,64	46,48	46,48	48,64
Regulação de gás	-	-	-	14,30	14,30	14,30
Controle da erosão	755,81	427,57	18,71	401,59	18,71	755,81
Produção de comida/alimentos	98,74	55,86	249,48	238,33	55,86	249,48
Regulação do clima	687,93	389,17	2.549,75	2.435,78	389,17	2.549,75
Formação do solo	30,86	17,46	-	16,68	16,68	30,86
Polinização	-	-	37,42	-	37,42	37,42
Controle biológico	-	-	13,72	13,11	13,11	13,72
Recursos genéticos	126,49	71,56	16,21	1.807,77	16,21	1.807,77
Tratamento de dejetos/depuração de resíduos	268,39	151,83	7,49	143,00	7,49	268,39

(Continua)

TEXTO para DISCUSSÃO

(Continuação)

Valor	Elaboração dos autores com base em Costanza <i>et al.</i> (1997) e Costanza <i>et al.</i> (2014) ¹	Pandolfo (2020) ²	Pandolfo (2020) ³	Vale (2020) ⁴	Intervalo (2020) (US\$/ha)	
					Mínimo	Máximo
Regulação da qualidade do ar	-	-	14,97	-	-	14,97
Polinização				35,75	35,75	35,75
Recursos medicinais	-	-	1.876,15	-	1.876,15	1.876,15
Total	6.194,68	3.504,41	6.565,24	6.412,39	3.504,41	6.565,24

Elaboração dos autores.

Notas: ¹ Baseado em Costanza *et al.* (1997) e Costanza *et al.* (2014).

² Baseado em Costanza *et al.* (1997).

³ Baseado em De Groot *et al.* (2012).

⁴ Costanza *et al.* (2014).

O intervalo do VET determinado para o bioma Mata Atlântica esteve entre US\$ 3.504,41 e US\$ 6.565,24, identificado em Vale (2020), por hectare e a preços de 2020.

5.4 Custo social do desmatamento do bioma Caatinga

De origem indígena, "Caatinga" significa mata clara e aberta. O bioma localiza-se no sertão nordestino brasileiro e abrange 9% do território brasileiro, presente nos seguintes estados: Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Sergipe, Alagoas, Bahia, Piauí e Minas Gerais (IBGE, 2019).

De acordo com Leal, Tabarelli e Silva (2003), a Caatinga é o único dos biomas nacionais cujos limites estão totalmente restritos ao território nacional. A sua histórica destruição ambiental, causada pela extração de seus recursos naturais, levou à redução de espécies, à extinção de ecossistemas-chave e à desertificação na região.

A literatura sobre a valoração ambiental da Caatinga se concentra em fatores inerentes ao sistema agrossilvipastoril, degradação e recuperação do ecossistema. Nesse sentido, foram selecionados os trabalhos de Andrade *et al.* (2012), Cunha *et al.* (2014), Silva (2019) e Fernandes *et al.* (2021), baseados nos estudos de Costanza *et al.* (1997) e Costanza *et al.* (2014). A tabela 5 apresenta o intervalo do VET do custo do desmatamento do bioma Caatinga.

TABELA 5

Trabalhos relacionados às estimativas do VET do bioma Caatinga e seu intervalo de valores

Valor	Andrade <i>et al.</i> (2012) e Cunha <i>et al.</i> (2014) ¹	Silva (2019) e Fernandes <i>et al.</i> (2021) ²	Intervalo (2020) (US\$/ha)	
			Mínimo	Máximo
Uso direto	749,03	691,68	691,68	749,03
Produtos madeireiros	-	-	-	-
Produtos florestais não madeireiros	-	-	-	-
Matéria-prima	549,99	507,94	507,94	549,99
Ecoturismo	-	-	-	-
Recreação	195,55	180,58	180,58	195,55
Serviços culturais	3,49	3,17	3,17	3,49
Uso indireto	2.756,93	2.548,13	2.548,13	2.756,93
Oferta de água	13,97	12,67	12,67	13,97
Regulação de perturbação/regulação de distúrbios	8,73	8,45	8,45	8,73
Regulação da água	10,48	9,50	9,50	10,48
Ciclo de nutrientes	1.609,81	1.487,90	1.487,90	1.609,81
Hábitat	-	-	-	-
Regulação de gás	-	-	-	-
Controle da erosão	427,77	394,94	394,94	427,77
Produção de comida/alimentos	55,87	51,74	51,74	55,87
Regulação do clima	389,36	360,10	360,10	389,36
Formação do solo	17,46	15,84	15,84	17,46
Polinização	-	-	-	-
Controle biológico	-	-	-	-
Recursos genéticos	71,59	66,53	66,53	71,59
Tratamento de despejos/depuração de resíduos	151,90	140,45	140,45	151,90
Total	3.505,97	3.239,81	3.239,81	3.505,97

Elaboração dos autores.

Notas: ¹ Baseado em Costanza *et al.* (1997).

² Baseado em Costanza *et al.* (1997) e Andrade *et al.* (2012).

TEXTO para DISCUSSÃO

Os valores do VET determinado para o bioma Caatinga ficaram próximos, sendo de US\$ 3.239,81 – Silva (2019) e Fernandes *et al.* (2021) – a US\$ 3.505,97 – Andrade *et al.* (2012) e Cunha *et al.* (2014) – por hectare, a preços de 2020.

5.5 Custo social do desmatamento do bioma Pampa

A expressão “Pampa” é de origem quéchua (idioma sul-americano indígena dos Incas), significa ambiente plano e aberto, caracterizado por espécies e terrenos das planícies e dos planaltos gaúchos bem como das coxilhas, de relevo suave-ondulado (Suertegaray e Silva, 2009). O bioma Pampa- Campos do Sul, ou Campos Sulinos, corresponde a um território de 176.496 km² (2,1% do território nacional), presente apenas no estado do Rio Grande do Sul (IBGE, 2019).

Os estudos encontrados na literatura sobre o Pampa se concentram em temas relacionados a conservação, sustentabilidade e produção animal. A revisão sistemática não identificou estudos específicos com a abordagem de valoração do VET para o Pampa. Assim, a alternativa para obtenção de valores para esse bioma foi atualizar os valores apresentados em Costanza *et al.* (1997), Costanza *et al.* (2014) e De Groot *et al.* (2012) sobre as áreas de pastagem (*grass/rangelands*), conforme a tabela 1. A tabela 6 apresenta os valores relacionados às estimativas do valor econômico total do bioma Pampa e seu intervalo de valores.

TABELA 6

Valores relacionados as estimativas do VET do bioma Pampa e seu intervalo de valores

Valor	Elaborado pelos autores ¹	Elaborado pelos autores ²	Elaborado pelos autores ³	Intervalo (2020) (US\$/ha)	
				Mínimo	Máximo
Uso direto	3,49	39,30	307,01	3,49	307,01
Produtos madeireiros	-	-	-	-	-
Produtos florestais não madeireiros	-	-	-	-	-
Matéria-prima	-	-	66,14	-	66,14
Ecoturismo	-	-	-	-	-
Recreação	3,49	39,30	-	3,49	39,30
Serviços culturais	-	-	240,86	-	240,86

(Continua)

(Continuação)

Valor	Elaborado pelos autores ¹	Elaborado pelos autores ²	Elaborado pelos autores ³	Intervalo (2020) (US\$/ha)	
				Mínimo	Máximo
Uso indireto	422,53	4.755,76	3.277,25	422,53	4.755,76
Oferta de água	-	-	74,88	-	74,88
Regulação de perturbação/ regulação de distúrbios	-	-	-	-	-
Regulação da água	5,24	58,96	-	5,24	58,96
Ciclo de nutrientes	-	-	-	-	-
Hábitat	-	-	1515,07	-	1.515,07
Regulação de gás	12,22	137,56	-	12,22	137,56
Controle da erosão	50,63	569,91	54,91	50,63	569,91
Produção de comida/ alimentos	116,98	1.316,68	1.487,62	116,98	1.487,62
Regulação do clima	-	-	49,92	-	49,92
Formação do solo	1,75	19,65	-	-	19,65
Polinização	43,65	491,30	-	-	491,30
Controle biológico	40,16	451,99	-	-	451,99
Recursos genéticos	-	-	-	-	-
Tratamento de dejetos/ depuração de resíduos	151,90	1.709,72	93,60	93,60	1.709,72
Recursos medicinais	-	-	1,25	-	1,25
Total	426,02	4.795,07	3.584,26	426,02	4.795,07

Elaboração dos autores.

Notas: ¹ Baseado em Costanza *et al.* (1997).² Baseado em Costanza *et al.* (2014).³ Baseado em De Groot *et al.* (2012).

Os valores do VET determinado para o bioma Pampa ao considerar os valores de mínimo foram de US\$ 426,02 a US\$ 4.795,07.

5.6 Custo social do desmatamento do bioma Pantanal

O Pantanal, localizado na América do Sul, é a maior área úmida tropical de água doce do mundo. Seu território corresponde a aproximadamente 16 km², sendo 8% dessa extensão situada no Brasil (1,8% do território brasileiro), nos estados do Mato Grosso e do Mato Grosso do Sul, com porções menores na Bolívia e no Paraguai. O clima é caracterizado por dois padrões de estações, expressos pela seca, de maio a outubro, e pelas chuvas intensas, de janeiro a março (Ioris, Irigaray e Girard, 2014).

A literatura para o Pantanal concentrou seus resultados nos estudos de Seidl e Moraes (2000) e Moraes, Sampaio e Seidl (2009). Em relação à metodologia, as estimativas desses estudos se basearam em Costanza *et al.* (1997).

Para o bioma do Pantanal o valor de uso direto diz respeito a recursos que podem ser extraídos diretamente da madeira, produtos florestais não madeireiros, matéria-prima, caça, pesca, recreação, ecoturismo e serviços culturais.

Valor de uso indireto corresponde principalmente a variáveis relacionadas ao equilíbrio e serviços que o ambiente oferece como: oferta de água, regulação de distúrbios, da água, do gás, do clima, ciclo de nutrientes, habitat, controle de erosão, formação do solo, produção de alimentos, polinização, controle biológico, recursos genéticos e tratamentos de dejetos.

Baseado em Costanza *et al.* (1997), Seidl e Moraes (2000) estimaram e avaliaram qualitativamente esses cálculos para a sub-região de Nhecolândia no Pantanal. Foram utilizados dados de satélite para estimar o valor anual dos bens e serviços do ecossistema de US\$ 5.839,72 (a preços de 1994) por hectare. Moraes, Sampaio e Seidl (2009) se basearam em Costanza *et al.* (1997) e Seidl e Moraes (2000) e desenvolveram quatro cenários identificados como A, B, C e D. Para os cenários A e C o valor de existência corresponde a 91% da soma do valor de uso com o valor de opção. Para os cenários B e D o valor de existência considerado foi de US\$ 6,49 (a preços de 2007) por hectare, ou seja, US\$ 8,10 (a preços de 2020) por hectare. Além disso, nos cenários A e B, o valor de opção correspondeu a 16% do valor de uso e em C e D, o valor de opção foi de 3% do valor de uso. A tabela 7 apresenta o intervalo com o VET do custo do desmatamento do bioma pantaneiro.

TABELA 7

Trabalhos relacionados às estimativas do VET do bioma Pantanal e seu intervalo de valores

Valor	Seidl e Moraes (2000)	Moraes, Sampaio e Seidl (2009)	Moraes, Sampaio e Seidl (2009)	Moraes, Sampaio e Seidl (2009)	Moraes, Sampaio e Seidl (2009)	Intervalo (2020) (US\$/ha)	
	Cenário					Mínimo	Máximo
		A	B	C	D		
Uso direto	1.148,08	1.396,74	1.396,74	1.383,11	1.383,11	1.148,08	1.396,74
Produtos madeireiros	-	146,34	146,34	146,34	146,34	146,34	146,34
Produtos florestais não madeireiros	-	155,10	155,10	155,10	155,10	155,10	155,10
Matéria-prima	131,04	122,34	122,34	122,34	122,34	122,34	131,04
Ecoturismo		23,42	23,42	9,80	9,80	9,80	23,42
Recreação	274,77	256,54	256,54	256,54	256,54	256,54	274,77
Serviços culturais	742,28	692,99	692,99	692,99	692,99	692,99	742,28
Uso indireto	9.048,09	8.447,41	8.447,41	8.447,41	8.447,41	8.447,41	9.048,09
Oferta de água	3.452,03	3.222,86	3.222,86	3.222,86	3.222,86	3.222,86	3.452,03
Regulação de distúrbios	3.050,59	2.848,07	2.848,07	2.848,07	2.848,07	2.848,07	3.050,59
Regulação da água	661,40	617,50	617,50	617,50	617,50	617,50	661,40
Ciclo de nutrientes	323,11	301,67	301,67	301,67	301,67	301,67	323,11
Hábitat	184,87	172,59	172,59	172,59	172,59	172,59	184,87
Regulação de gás	117,59	109,77	109,77	109,77	109,77	109,77	117,59
Controle da erosão	110,71	103,36	103,36	103,36	103,36	103,36	110,71
Produção de comida/alimentos	93,24	87,06	87,06	87,06	87,06	87,06	93,24
Regulação do clima	78,15	72,97	72,97	72,97	72,97	72,97	78,15
Formação do solo	39,06	36,48	36,48	36,48	36,48	36,48	39,06
Polinização	21,42	19,99	19,99	19,99	19,99	19,99	21,42
Controle biológico	19,71	18,41	18,41	18,41	18,41	18,41	19,71
Recursos genéticos	14,37	13,42	13,42	13,42	13,42	13,42	14,37
Tratamento de dejetos	881,82	823,27	823,27	823,27	823,27	823,27	881,82
Opção	-	1.575,6	1.575,6	294,53	294,53	294,53	1.575,6
Opção	-	1.575,06	1.575,06	294,53	294,53	294,53	1.575,06
Existência	-	10.392,73	8,10	9.213,98	8,10	8,10	10.392,73
Existência	-	10.392,73	8,10	9.213,98	8,10	8,10	10.392,73
Total	10.196,17	21.811,94	11.427,31	19.339,03	10.133,15	10.133,15	21.811,94

Elaboração dos autores.

Obs.: Ambos os estudos se basearam em Costanza *et al.* (1997) e Moraes, Sampaio e Seidl (2009). A diferença entre A e B e entre C e D é somente devido ao valor de existência, e as diferenças no valor de uso direto se devem aos diferentes valores de ecoturismo aplicados nos cálculos.

O intervalo do VET determinado para o bioma Pantanal esteve entre US\$ 10.133,15 e US\$ 21.811,94 por hectare, a preços de 2020, no estudo de Moraes, Sampaio e Seidl (2009).

5.7 Consolidação dos valores e orientações para os tomadores de decisão

A presente seção tem a finalidade de padronizar e consolidar os resultados apresentados nesse trabalho, além de discorrer sobre alguns pontos importantes que devem ser observados ao se levar em conta o VET e ao se aplicar a análise custo-benefício no contexto apresentado. A consolidação do intervalo de valores do custo social do desmatamento por bioma é apresentada na tabela 8.

Como foi notado nas seções específicas, o detalhamento do VET em seus diferentes componentes varia bastante entre os biomas. O bioma da Amazônia é o que teve mais atenção da literatura, apresentando não só mais estudos, mas também um detalhamento maior dos componentes desse valor. Isso é problemático ao se comparar os diferentes biomas a partir das tabelas apresentadas anteriormente, pois os valores podem divergir pela inexistência de estudos adequados mais do que por diferenças nos custos sociais do desmatamento subjacentes. Assim, com o intuito de tornar comparáveis todos os intervalos de valores subtraíram-se dos biomas Amazônia e Pantanal os componentes valores de opção e existência, além de estimativas elaboradas aplicando as taxas sociais de desconto referente ao bioma amazônico.

TABELA 8

Consolidação dos intervalos de valores do custo social do desmatamento por bioma

Bioma	Intervalo (US\$/ha)	
	Mínimo	Máximo
Amazônia	655,20	5.238,33
Cerrado	426,02	4.795,07
Mata Atlântica	3.504,41	6.565,24
Caatinga	3.239,81	3.505,97
Pampa	426,02	4.795,07
Pantanal	9.830,52	10.196,17

Elaboração dos autores.

Verificam-se os valores mínimos da Amazônia (US\$ 655,20/ha), do Cerrado e Pampa (US\$ 426,2/ha), da Caatinga (US\$ 3.239,81/ha), da Mata Atlântica (US\$ 3.54,41/ha) e do Pantanal (US\$ 9.830,52/ha). Em relação ao valor máximo, observa-se em ordem decrescente o Pantanal (US\$ 10.196,17/ha), a Mata

Atlântica (6.565,24 US\$/ha), a Amazônia (5.238,33 US\$/ha), o Cerrado e Pampa (4.795,7 US\$/ha) e a Caatinga (3.505,97 US\$/ha).

Para essa consolidação final dos custos sociais do desmatamento dos biomas brasileiros, com o intuito de considerar valores comparáveis, optou-se por retirar os cenários que aplicavam taxas sociais de descontos mais elevadas para o bioma Amazônia (deixando apenas a taxa social de desconto de 2%) e também por excluir os valores de opção e existência.⁹ Em relação ao Pantanal, seguiu-se o mesmo procedimento, optando-se por retirar os valores de opção e de existência, que eram utilizados para diferentes cenários.¹⁰

A justificativa da retirada dos valores de opção e existência (do bioma da Amazônia e Pantanal) foi para padronizar o intervalo de valores mínimo e máximo entre todos os biomas, uma vez que as estimativas dos biomas da Mata Atlântica, do Cerrado, da Caatinga e do Pampa não apresentavam seus respectivos valores de opção e existência.

Os valores obtidos neste trabalho por meio do VET podem ser utilizados como referência para avaliação de projetos utilizando análise custo-benefício, assim como referência para a definição do pagamento por serviços ambientais. Entretanto, se faz importante esclarecer para os tomadores de decisão algumas limitações e riscos ao se utilizar o VET e a ACB.

Como reportados neste trabalho, o VET corresponde à agregação de diversos componentes que visam retratar diferentes aspectos do bioma que foram apreçados. Esses valores devem servir de referencial à ACB, mas podem ser ajustados pelo analista – desde que com a fundamentação adequada – a maior ou a menor, dependendo do caso concreto. Por exemplo, não há razão para considerar o valor atribuído a serviços de turismo em uma área específica em que esses serviços seriam inviáveis. Alternativamente, o analista pode avaliar que, na região específica para qual determinado projeto é planejado, os serviços de turismo são mais relevantes que a média daquele bioma. Dessa forma, os valores referenciais de VET aqui reportados poderiam ser ajustados considerando as especificidades de cada projeto analisado.

O conceito de VET fornece uma medida abrangente do valor econômico de qualquer ativo ambiental, sendo considerado um conceito central para compreender as mudanças no bem-estar, devido a um projeto ou uma política que tenha impactos ambientais. Esse método se decompõe em valor de uso e não uso e outras subclassificações, conforme apresentado na seção 3. O VET

9. Ver a tabela A.1 do apêndice A.

10. Ver a tabela A.2 do apêndice A.

não engloba outros tipos de valores, como valores intrínsecos que geralmente são definidos como valores que residem “no” ativo e que não estão relacionados às preferências individuais. Além dos problemas de se estimar o valor intrínseco, pode-se argumentar que a disposição de alguns indivíduos em pagar pela conservação de um ativo, independentemente de qualquer uso que façam dele, é influenciado por seus próprios julgamentos sobre o valor intrínseco. Essa situação pode aparecer especialmente nas noções de “direitos à existência”, mas também como uma forma de altruísmo (Pearce, Atkinson e Mourato, 2006). Outra limitação que deve ser considerada ao se estimar o VET é o papel das “funções de resposta à dose”¹¹ ou “funções de produção”, que vinculam alguma mudança no estado da natureza ou uma medida política para alguma resposta. E a transferência de benefícios, que é um processo de “empréstimo” de valores que já foram estimados em algum outro estudo ou contexto – como realizado neste trabalho.¹² Vale ressaltar que o intervalo de valores consolidados na tabela 8 não engloba os componentes de valor de existência e valor de opção.

Para um contexto de floresta, como dos biomas Mata Atlântica e Amazônia, nota-se na literatura progresso para o desenvolvimento de estimativas de VET associado a produtos madeireiros e não madeireiros, sequestro e armazenamento de carbono, recreação e serviços ecossistêmicos. De uma forma mais limitada, a academia avançou para determinar estimativas de valores de não uso. Por outra perspectiva, existe um grande desafio sobre a valoração de material genético em florestas para pesquisa farmacêutica e valores ecológicos mais amplos, especialmente a “resiliência” a choques e tensões (Pearce, Atkinson e Mourato, 2006; Franklin e Pindyck, 2018).

Adicionalmente, os seguintes problemas surgem na valoração de serviços ecossistêmicos: i) identificar serviços e produtos ecossistêmicos em um contexto incerto sobre como os ecossistemas se comportam e como são suas interações; ii) focar em mudanças marginais ou discretas, não no valor do “ecossistema total”; iii) determinar o grau de irreversibilidade na mudança do ecossistema; iv) estabelecer a abrangência geográfica dos benefícios gerados, do local ao global; v) estabelecer o regime de direitos de propriedade para o recurso em questão; vi) valorizar os produtos e serviços como se fossem independentes uns dos outros; e vii) analisar, de forma simplificada, as interações

11. Por exemplo, a poluição do ar devido a implementação de algum projeto de infraestrutura seria uma “dose” e uma resposta pode ser o acréscimo de casos de doenças respiratórias. Ou pode haver alguma mudança na medicina que promova a melhora o bem-estar do paciente: o elo é entre a atividade produtiva (assistência médica) e o *output* (bem-estar do paciente). Essas funções precisarão ser estimadas ou extraídas da literatura. Os economistas não têm especialização nesta área e será importante garantir que a pesquisa ou análise de políticas envolvendo o uso de tais funções envolve os especialistas relevantes – epidemiologistas, médicos, tecnólogos etc. (Pearce, Atkinson e Mourato, 2006).

12. Ver Pearce, Atkinson e Mourato (2006).

entre os serviços para ver, na medida do possível, como isso pode modificar a abordagem de “soma de valores independentes” (Pearce, Atkinson e Mourato, 2006).

Nessa perspectiva, para a elaboração de análises de custo-benefício se deve considerar o princípio de precaução caracterizado pela incerteza, irreversibilidade e o progresso científico em compreender melhor o que os ecossistemas fazem e como se comportam. Nesse tipo de abordagem, haveria muito mais cautela quanto à perda de ecossistemas, mas os benefícios e os custos ainda seriam compensados. A precaução pode estar presente de três maneiras: i) como uma forte restrição de sustentabilidade; ii) como um padrão mínimo seguro – neste caso, o *trade-off* entre custos e benefícios ainda existe, mas, com efeito, um prêmio substancial é adicionado aos benefícios da conservação de ecossistemas; e iii) como uma abordagem de valor opcional – a opção de desenvolvimento deve ser debitada com os custos potenciais perdidos de não esperar para aprender mais sobre os benefícios da conservação (Pearce, Atkinson e Mourato, 2006).

6 CONSIDERAÇÕES FINAIS

A redução da cobertura vegetal dos biomas brasileiros, principalmente da Amazônia e do Cerrado, figura como um dos maiores problemas ambientais do país e tem despertado o interesse de várias partes em mensurar os custos sociais provocados pelo desmatamento. A estimativa desses custos pode subsidiar tanto a elaboração de políticas públicas que visem tanto reduzir os danos ambientais quanto ser incorporados na avaliação de projetos de infraestrutura que geralmente afetam a cobertura vegetal.

Este trabalho consolidou os custos sociais para a cobertura vegetal dos diferentes biomas brasileiros existentes na literatura. Para esse propósito, realizou-se uma revisão de literatura considerando estudos por bioma brasileiro que elaboraram o custo social do desmatamento a partir do VET. Também foram realizadas estimativas para os dois biomas (Cerrado e Pampa) em que não foram encontradas estimativas na literatura.

A contribuição deste trabalho se mostra relevante, uma vez que não foi localizado na literatura outro trabalho que investigasse custo social do desmatamento por bioma brasileiro – Amazônia, Cerrado, Mata Atlântica, Caatinga, Pampa e Pantanal. Para a perspectiva prática, a consolidação dos resultados obtidos neste trabalho possibilita que o agente público tenha uma base de referência para suas decisões.

Faz-se importante assinalar que os métodos de valoração ambiental – como o VET – possuem limitações para estimação de todos os componentes, que são associados a um grau elevado de

sofisticação, incluindo a integração de diversas áreas da ciência (biologia, agronomia, engenharia florestal, administração, economia, entre outros).

Ao se atribuir a um bem ou serviço ecossistêmico uma expressão monetária, é possível se promover o entendimento e a amplitude de oportunidades econômicas, ambientais e sociais, inclusive direcionadas à preservação ambiental. Como apontam Costanza *et al.* (1997), o fato de os recursos naturais (ou serviços ecossistêmicos, na expressão desses autores) não terem expressão monetária faz que muitas vezes eles tenham pouco peso quando comparado com bens e serviços tradicionais nas decisões de políticas públicas. Essas estimativas visam dar maior peso à cobertura vegetal nas avaliações de políticas públicas e, assim, aumentar a proteção ambiental.

A implantação de medidas para conter a perda da cobertura vegetal dos biomas brasileiros deriva em grande parte do valor intrínseco ou existencial, e não apenas de seu valor utilitário, como proposto neste estudo. Além disso, devido à rápida deterioração de alguns biomas, como Amazônia e Cerrado, se faz importante o desenvolvimento de estudos de valoração ambiental detalhados para se elaborarem ações com a finalidade de conter o desmatamento.

Nesse sentido, a consolidação de custos sociais do desmatamento para os biomas brasileiros pode subsidiar projetos governamentais e estratégias da agenda ambiental, além de promover um aprimoramento da ética e tomadas de decisão mais adequadas em relação ao impacto de projetos de infraestrutura, desmatamento e respeito ao meio ambiente.

REFERÊNCIAS

ALEIXO, A. *et al.* Mudanças climáticas e a biodiversidade dos biomas brasileiros: passado, presente e futuro. **Natureza & Conservação**, v. 8, n. 2, p. 194-196, 2010.

ANDERSEN, L. E. *et al.* **The dynamics of deforestation and economic growth in the Brazilian amazon**. Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, 2002.

ANDRADE, D. C. *et al.* Dinâmica do uso do solo e valoração de serviços ecossistêmicos: notas de orientação para políticas ambientais. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 25, 2012. Disponível em: <<https://bit.ly/3FUqkXp>>. Acesso em: 13 ago. 2021.

ASSIS, C. de *et al.* **Cerrado**. São Paulo: FTD, 1994.

BARBIER, E. B. *et al.* The valuation of ecosystem services. *In*: NAEEM, S. *et al.* (Org.). **Biodiversity, ecosystem functioning, and human wellbeing: an ecological and economic perspective**. United States of America: Oxford University Press, 2009. p. 248-262.

BARRANTES, G.; GONZALEZ, R. **Capacitación y sostenibilidad de activos naturales y sus servicios ambientales**. Heredia, Costa Rica: Instituto de Políticas para la Sostenibilidad, 2000.

CAMPOS NETO, C. A. da S.; FERREIRA, I. M. As interfaces da infraestrutura econômica com o desenvolvimento: aspectos conceituais, metodológicos e apresentação dos capítulos. In: PÊGO, B.; CAMPOS NETO, C. A. da S. (Org.). **Infraestrutura econômica no Brasil: diagnósticos e perspectivas para 2025**. Brasília: Ipea, 2010. v. 1. p. 15-50. (Série Eixos Estratégicos do Desenvolvimento Brasileiro).

CAPOBIANCO, J. P. R. *et al.* (Org.). **Quem faz o que pela Mata Atlântica, 1990-2000: conservação, recuperação e uso sustentável**. São Paulo: ISA, 2004.

CARSON, R. T.; FLORES, N. E.; MEADE, N. F. Contingent valuation: controversies and evidence. **Environmental and Resource Economics**, v. 19, n. 2, p. 173-210, 2001.

CASTRO, A. S. de; ANDRADE, D. C. O custo econômico do desmatamento da floresta amazônica brasileira (1988-2014). **Perspectiva Econômica**, v. 12, n. 1, p. 1-15, 2016. Disponível em: <<https://bit.ly/3VZK1Tj>>. Acesso em: 22 ago. 2021.

CHEE, Y. E. An ecological perspective on the valuation of ecosystem services. **Biological Conservation**, v. 120, n. 4, p. 549-565, 2004.

COSTANZA, R. *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. 6630, p. 253-260, 1997.

COSTANZA, R. *et al.* Changes in the global value of ecosystem services. **Global Environmental Change**, v. 26, p. 152-158, 2014.

COUTINHO, L. M. O conceito de bioma. **Acta Botânica Brasílica**, v. 20, p. 13-23, 2006.

CUNHA, J. U. C. P. da. *et al.* Valoração econômica de serviços ecossistêmicos no território Bacia do Jacuípe (Bahia). **Revista Debate Econômico**, v. 2, n. 2, p. 5-30, 2014.

DE GROOT, R. *et al.* **Valuing wetlands: guidance for valuing the benefits derived from wetland ecosystem services**. Gland, Switzerland: Ramsar Convention Secretariat, 2006.

DE GROOT, R. *et al.* Global estimates of the value of ecosystems and their services in monetary units. **Ecosystem Services**, v. 1, n. 1, p. 50-61, 2012. Disponível em: <<https://bit.ly/3Wnh3wq>>. Acesso em: 21 ago. 2021.

DING, H. *et al.* **Climate benefits, tenure costs**. Washington, DC: WRI, 2016.

EUROPEAN COMMISSION (Org.). **Guide to cost-benefit analysis of investment projects: economic appraisal tool for cohesion policy 2014-2020**. Luxembourg: European Union, 2015.

FALCONER, J.; KOPPELL, C. R. **The major significance of "minor" forest products**: the local use and value of forests in the West African humid forest zone. Roma: FAO, 1990.

FERNANDES, M. M. *et al.* Valoração dos serviços ecossistêmicos na sub-bacia do rio Jacaré, Sergipe. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 15, n. 1, p. 1-13, 2021.

FERREIRA, L. V.; VENTICINQUE, E.; ALMEIDA, S. O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 53, p. 157-166, 2005.

FRANCKE, S. **La economía ambiental y su aplicación a la gestión de cuencas hidrográficas**. Santiago de Chile: Ministerio de Agricultura, Environmental Resources Management, 1998.

FRANKLIN, S. L.; PINDYCK, R. S. Tropical forests, tipping points, and the social cost of deforestation. **Ecological Economics**, v. 153, p. 161-171, 2018.

GARROD, G.; WILLIS, K. G. **Economic valuation of the environment**: methods and case studies. Cheltenham, United King; Northampton, United States: Edward Elgar Pub, 1999.

GEIST, H. J.; LAMBIN, E. F. **What drives tropical deforestation?** A meta-analysis of proximate and underlying causes of deforestation based on subnational case study evidence. Louvain-la-Neuve: LUCC International Project Office, 2001.

GUEDES, M. L. S. *et al.* Breve incursão sobre a biodiversidade da Mata Atlântica. In: FRANKE, C. R. *et al.* (Org.). **Mata Atlântica e biodiversidade**. Salvador: EDUFBA, 2005. p. 39-92. Disponível em: <<https://bit.ly/3V2yC47>>. Acesso em: 15 dez. 2022.

HOMMA, A. Política agrícola ou ambiental para a Amazônia? **Revista de Política Agrícola**, v. 5, n. 4, p. 16-23, 1996.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (Org.). **Biomass e sistema costeiro-marinho do Brasil**: compatível com a escala 1:250 000. Rio de Janeiro: IBGE, 2019.

IORIS, A. A. R.; IRIGARAY, C. T.; GIRARD, P. Institutional responses to climate change: opportunities and barriers for adaptation in the Pantanal and the Upper Paraguay River Basin. **Climatic Change**, v. 127, n. 1, p. 139-151, 2014. Disponível em: <<https://bit.ly/3uVlu6c>>. Acesso em: 21 ago. 2021.

IZKO, X.; BURNEO, D. **Herramientas para la valoración y manejo forestal sostenible de los bosques sudamericanos**. Quito: UICN-Sur, 2003.

KAIMOWITZ, D.; ANGELSEN, A. **Economic models of tropical deforestation**: a review. Bogor: Center for International Forestry Research, 1998.

LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J. M. C. da. **Ecologia e conservação da Caatinga**. Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2003.

LEITE-FILHO, A. T. *et al.* Deforestation reduces rainfall and agricultural revenues in the Brazilian Amazon. **Nature Communications**, v. 12, n. 1, p. 2591, 2021.

LOVEJOY, T. E.; NOBRE, C. Amazon tipping point. **Science Advances**, v. 4, n. 2, 2018. Disponível em: <<https://bit.ly/3uU3vwM>>. Acesso em: 13 ago. 2021.

MARGULIS, S. **Causas do desmatamento da Amazônia brasileira**. Brasil: Banco Mundial, 2003.

MAY, P. H. **Economia ecológica: aplicações no Brasil**. Rio de Janeiro: Campus, 1995.

MEADOWS, D. H. *et al.* **The limits to growth: a report for the Club of Rome's project on the predicament of mankind**. New York: Universe Books, 1972.

MORAES, A. S.; SAMPAIO, Y.; SEIDL, A. **Quanto vale o Pantanal? A valoração ambiental aplicada ao bioma Pantanal**. Corumbá: Embrapa, 2009. 35 p. (Documentos, n. 105).

MOTTA, R. S. **Manual para valoração econômica de recursos ambientais**. Brasília: MMA, 1997.

_____. **Estimativa do custo econômico do desmatamento na Amazônia**. Rio de Janeiro: Ipea, 2002. (Texto para Discussão, n. 910).

MOTTA, R. S. da; OUVENEY, I. R. Infraestrutura e sustentabilidade ambiental no Brasil. **Revista de Direito da Cidade**, v. 7, n. 2, p. 760-775, 2015.

MUELLER, C. C. **Os economistas e as relações entre o sistema econômico e o meio ambiente**. Brasília: Ed. da UnB; Finatec, 2007.

MYERS, N. Threatened biotas: "Hot spots" in tropical forests. **Environmentalist**, v. 8, n. 3, p. 187-208, 1988.

MYERS, N. *et al.* Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, n. 6772, p. 853-858, 2000.

ORTIZ, R. A. Valoração econômica ambiental. *In*: MAY, P. H.; LUSTOSA, M. C. (Orgs.). **Economia do meio ambiente**. Rio de Janeiro, RJ: Campus, 2003. p. 81-99.

PANDOLFO, L. **Valoração ambiental da perda de serviços ecossistêmicos em casos de rompimento de barragens**. 2020. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2020. Disponível em: <<https://bit.ly/3V0OB2o>>. Acesso em: 13 ago. 2021.

PASCUAL, U. *et al.* The economics of valuing ecosystem services and biodiversity. *In*: KUMAR, P. (Org.). **The economics of ecosystems and biodiversity: ecological and economic foundations**. Taylor and Francis, 2012. p. 185-256. Disponível em: <<https://bit.ly/3UXOmoN>>. Acesso em: 13 ago. 2021.

PEARCE, D.W. **Economic values and the natural world**. Cambridge, United States: MIT Press, 1993.

PEARCE, D. W.; TURNER, P. R. K. **Economics of natural resources and the environment**. Baltimore: Johns Hopkins University Press, 1990.

PEARCE, D.; ATKINSON, G.; MOURATO, S. **Cost-benefit analysis and the environment**: recent developments. Paris: OECD, 2006.

PERMAN, R. *et al.* **Natural resource and environmental economics**. 3. ed. Harlow Munich: Pearson Addison Wesley, 2003.

RODRIGUES, W. Valoração econômica dos impactos ambientais de tecnologias de plantio em região de cerrado. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 43, p. 135-153, 2005.

ROMACHELI, R. de A.; SPINOLA, C. M. Quanto vale o cerrado goiano? Uma proposta de valoração econômica para a fitofisionomia cerrado típico. *In*: CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL, 2., 2011, Londrina, Paraná. **Anais...** Londrina: Ibeas, 2011. Disponível em: <<https://bit.ly/3FXVtth>>.

SAMPAIO, R. F.; MANCINI, M. C. Estudos de revisão sistemática: um guia para síntese criteriosa da evidência científica. **Brazilian Journal of Physical Therapy**, v. 11, n. 1, p. 83-89, 2007. Disponível em: <<https://bit.ly/3uSU3Kf>>. Acesso em: 20 ago. 2021.

SEIDL, A. F.; MORAES, A. S. Global valuation of ecosystem services: application to the Pantanal da Nhecolândia, Brazil. **Ecological Economics**, v. 33, n. 1, p. 1-6, 2000. Disponível em: <<https://bit.ly/3uTRUxJ>>. Acesso em: 21 ago. 2021.

SILVA, D. A. O. **Valoração dos serviços ecossistêmicos na sub-bacia do rio Jacaré, Sergipe**. 2019. 47 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão, 2019. Disponível em: <<https://bit.ly/3Yx8MrF>>. Acesso em: 13 ago. 2021.

SOARES-FILHO, B. *et al.* Simulating the response of land-cover changes to road paving and governance along a major Amazon highway: the Santarém-Cuiabá corridor. **Global Change Biology**, v. 10, n. 5, p. 745-764, 2004. Disponível em: <<https://bit.ly/3Wk3TQW>>. Acesso em: 20 ago. 2021.

SUERTEGARAY, D. M. A.; SILVA, L. A. P. da. Tchê Pampa: histórias da natureza gaúcha. *In*: PILLAR, V. D. P. (Org.). **Campos sulinos**: conservação e uso sustentável da biodiversidade. Brasília: MMA, 2009. p. 42-59.

THOMAS, J. R.; NELSON, J. K.; SILVERMAN, S. J. **Métodos de pesquisa em atividade física**. Tradução: Ricardo Demétrio de Souza Petersen. 6. ed. Porto Alegre: Artmed, 2012. 478 p.

TORRAS, M. The total economic value of Amazonian deforestation: 1978-1993. **Ecological Economics**, v. 33, n. 2, p. 283-297, 2000.

VALE, G. C. A. **Valoração dos serviços ecossistêmicos providos pelo parque municipal da usina velha situado no município de Arcos-MG**. 2020. 196 f. Dissertação (Mestrado) – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Minas Gerais, Bambuí, Minas Gerais, 2020. Disponível em: <<https://bit.ly/3BB46HB>>. Acesso em: 20 ago. 2021.

VICENTE, A. P. C. de; UCKER, F. E.; TORRES, C. A. R. Valuation of a green belt in the Cerrado biome. **International Journal of Advanced Engineering Research and Science**, v. 7, n. 5, 2020. Disponível em: <<https://bit.ly/3hsoRyr>>. Acesso em: 21 ago. 2021.

VILELA, T. *et al.* A better Amazon road network for people and the environment. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 117, n. 13, p. 7095-7102, 2020. Disponível em: <<https://bit.ly/3PEZuG7>>. Acesso em: 20 ago. 2021.

WCED – WORLD COMMISSION ON ENVIRONMENT AND DEVELOPMENT (Org.). **Our common future**. Oxford; New York: Oxford University Press, 1987.

WWF – WORLD WILDLIFE FUND. **Frentes de desmatamento**: vetores e respostas em um mundo em evolução. Gland: WWF, 2020. 12 p.

BIBLIOGRAFIA COMPLEMENTAR

ARROW, K. *et al.* Managing ecosystem resources. **Environmental Science & Technology**, v. 34, n. 8, p. 1401-1406, 2000. Disponível em: <<https://bit.ly/3YuelXO>>. Acesso em: 16 out. 2021.

KANBUR, R. **The new palgrave dictionary of economics**. London: Palgrave Macmillan UK, 2016. p. 1-2. Disponível em: <<https://bit.ly/3HIPGZJ>>. Acesso em: 13 jul. 2021.

LIMA, L. F. **A escolha da taxa de desconto na análise custo-benefício**. 2013. 52 f. Monografia (Especialização) – Departamento de Economia, Universidade de Brasília, Brasília, 2013.

ANEXO A

FUNÇÕES E SERVIÇOS DO ECOSISTEMA

QUADRO A.1

Funções e serviços do ecossistema

Bens e serviços	Funções do ecossistema	Exemplos
Regulação de gases	Regulação da composição química da atmosfera.	Balço de CO ₂ /O ₂ , O ₃ para proteção contra raios UVB; e níveis de SOx.
Regulação do clima	Regulação da temperatura global, da precipitação e de outros processos biologicamente mediados em nível global ou local.	Regulação dos gases do efeito estufa e produção de dimetilsulfeto, que afeta a formação de nuvens.
Regulação de distúrbios ambientais	Capacitância, tamponamento e integridade da resposta do ecossistema a flutuações ambientais.	Proteção contra tormentas, controle de inundações, recuperação de secas e outros aspectos da resposta dos habitats à variabilidade ambiental, controlada principalmente pela estrutura vegetal.
Regulação de água	Regulação dos fluxos hidrológicos.	Oferta de água para usos agrícola (irrigação), industrial (fábricas) ou para transporte.
Oferta de água	Armazenamento e retenção de água.	Oferta de água por bacias hidrográficas, reservatórios e aquíferos.
Controle de erosão e retenção de sedimentos	Retenção de solos no ecossistema.	Prevenção da perda de solo pelo vento, pelo escoamento superficial e por outros processos de remoção, armazenagem de areia em lagos e áreas úmidas.
Formação de solos	Processos de formação de solos.	Decomposição de rochas e acumulação de material orgânico.
Ciclagem de nutrientes	Armazenagem, ciclagem interna, processamento e aquisição de nutrientes.	Fixação de nitrogênio, fósforo, potássio e outros elementos ou ciclos de nutrientes.
Tratamento de dejetos	Recuperação de nutrientes móveis e remoção ou quebra de nutrientes e componentes xênicos em excesso.	Tratamento de resíduos, controle de poluição, detoxificação.
Polinização	Movimento de gametas florais.	Suporte a polinizadores para a reprodução das populações de plantas.
Controle biológico	Regulação trofo-dinâmica das populações.	Controle das espécies de presas por predadores-chave, redução da herbivoria por predadores do topo da cadeia.
Refúgio	Habitat para populações residentes e migratórias.	Berçários, habitats para espécies migratórias e locais, habitats para espécies capturadas localmente ou durante os períodos de inverno.

(Continua)

(Continuação)

Bens e serviços	Funções do ecossistema	Exemplos
Produção de alimentos	A porção da produção primária bruta extraída como alimento.	A porção da produção primária bruta extraída como alimento.
Matérias-primas	A porção da produção primária bruta extraída como matéria-prima.	Produção de madeira, lenha ou forragem.
Recursos genéticos	Fontes de produtos e materiais biológicos únicos.	Medicamentos, produtos para pesquisas em materiais, genes para resistência a patógenos de plantas e pestes de culturas, espécies ornamentais.
Recreação	Oferta de oportunidades para atividades recreativas.	Ecoturismo, pesca esportiva e outras atividades recreativas ao ar livre.
Cultural	Oferta de oportunidades para usos não comerciais.	Valores estéticos, artísticos, educacionais, espirituais e/ou científicos dos ecossistemas.

Fonte: Costanza *et al.* (1997).

REFERÊNCIA

COSTANZA, R. *et al.* The value of the world's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, n. 6630, p. 253-260, 1997.

APÊNDICE A

DETALHAMENTO DOS DADOS OBTIDOS NA LITERATURA

TABELA A.1

Trabalhos relacionados às estimativas do VET do bioma Amazônia e seu intervalo de valores

Valor	Torras (2000)	Andersen <i>et al.</i> (2002)	Motta (2002)	Castro e Andrade (2016)	Ding <i>et al.</i> (2016)	Franklin e Pindyck (2018)	Intervalo (2020) (US\$/ha)	
							Mínimo	Máximo
Uso direto	983,26	2.555,49	2.833,16	198,87	5,46	1.906,98	5,46	2.833,16
Produtos madeireiros	549,84	2.377,20	2.141,78	-	-	1.593,28	549,84	2.377,20
Produtos não madeireiros	132,53	42,45	15,03	-	-	19,40	15,03	132,53
Ecoturismo	-	-	676,35	-	-	294,29	294,29	676,35
Recreação	66,27	67,92	-	195,54	5,46	-	5,46	195,54
Serviços culturais	-	-	-	3,33	-	-	3,33	3,33
Turismo	-	67,92	-	-	-	-	67,92	67,92
Alimentos	234,62	-	-	-	-	-	234,62	234,62
Uso indireto	741,47	2.682,84	1.352,70	2.629,74	649,74	1.707,55	649,74	2.682,84
Estoque de carbono	-	1.698,00	1.352,70	-	-	1.072,61	1.072,61	1.698,00
Reciclagem de água	34,03	-	-	10,00	-	-	10,00	34,03
Reciclagem de nutrientes	-	-	-	1.609,84	163,80	-	163,80	1.609,84
Proteção contra incêndios	-	933,90	-	-	-	634,94	634,94	933,90
Regulação climática	274,02	-	-	388,85	123,40	-	123,40	388,85
Regulação de distúrbios	7,16	-	-	8,89	-	-	7,16	8,89
Oferta de água	-	-	-	14,44	-	-	14,44	14,44
Controle de erosão	426,26	-	-	427,74	-	-	426,26	427,74
Formação do solo	-	-	-	17,78	-	-	17,78	17,78
Tratamento de resíduos	-	-	-	152,21	-	-	152,21	152,21
Serviços hídricos	-	-	-	-	313,40	-	313,40	313,40
Polinização	-	-	-	-	49,14	-	49,14	49,14
Proteção da biodiversidade	-	50,94	-	-	-	-	50,94	50,94
Total	1.724,73	5.238,33	4.185,86	2.828,61	655,20	3.614,53	655,20	5.238,33

Elaboração dos autores.

TABELA A.2

Trabalhos relacionados às estimativas do VET do bioma Pantanal e seu intervalo de valores

Valor	Seidl e Moraes (2000)	Moraes, Sampaio e Seidl (2009)	Moraes, Sampaio e Seidl (2009)	Moraes, Sampaio e Seidl (2009)	Moraes, Sampaio e Seidl (2009)	Intervalo (2020) (US\$/ha)	
	Cenário					Mínimo	Máximo
		A	B	C	D		
Uso direto	1.148,08	1.396,74	1.396,74	1.383,11	1.383,11	1.148,08	1.396,74
Produtos madeireiros		146,34	146,34	146,34	146,34	146,34	146,34
Produtos florestais não madeireiros		155,10	155,10	155,10	155,10	155,10	155,10
Matéria-prima	131,04	122,34	122,34	122,34	122,34	122,34	131,04
Ecoturismo		23,42	23,42	9,80	9,80	9,80	23,42
Recreação	274,77	256,54	256,54	256,54	256,54	256,54	274,77
Serviços culturais	742,28	692,99	692,99	692,99	692,99	692,99	742,28
Uso indireto	9.048,09	8.447,41	8.447,41	8.447,41	8.447,41	8.447,41	9.048,09
Oferta de água	3.452,03	3.222,86	3.222,86	3.222,86	3.222,86	3.222,86	3.452,03
Regulação de distúrbios	3.050,59	2.848,07	2.848,07	2.848,07	2.848,07	2.848,07	3.050,59
Regulação da água	661,40	617,50	617,50	617,50	617,50	617,50	661,40
Ciclo de nutrientes	323,11	301,67	301,67	301,67	301,67	301,67	323,11
Hábitat	184,87	172,59	172,59	172,59	172,59	172,59	184,87
Regulação de gás	117,59	109,77	109,77	109,77	109,77	109,77	117,59
Controle da erosão	110,71	103,36	103,36	103,36	103,36	103,36	110,71
Produção de comida/alimentos	93,24	87,06	87,06	87,06	87,06	87,06	93,24
Regulação do clima	78,15	72,97	72,97	72,97	72,97	72,97	78,15
Formação do solo	39,06	36,48	36,48	36,48	36,48	36,48	39,06
Polinização	21,42	19,99	19,99	19,99	19,99	19,99	21,42
Controle biológico	19,71	18,41	18,41	18,41	18,41	18,41	19,71
Recursos genéticos	14,37	13,42	13,42	13,42	13,42	13,42	14,37
Tratamento de dejetos	881,82	823,27	823,27	823,27	823,27	823,27	881,82
Total	10.196,17	9.844,15	9.844,15	9.830,52	9.830,52	9.830,52	10.196,17

Elaboração dos autores.

REFERÊNCIAS

ANDERSEN, L. E. *et al.* **The dynamics of deforestation and economic growth in the Brazilian amazon.** Cambridge, United Kingdom: Cambridge University Press, 2002.

AZEVEDO, T. *et al.* **Relatório anual do desmatamento no Brasil – 2020.** São Paulo, SP: Mapbiomas, 2021.

CASTRO, A. S. de; ANDRADE, D. C. O custo econômico do desmatamento da floresta amazônica brasileira (1988-2014). **Perspectiva Econômica**, v. 12, n. 1, p. 1-15, 2016. Disponível em: <<https://bit.ly/3VZK1Tj>>. Acesso em: 22 ago. 2021.

DING, H. *et al.* **Climate benefits, tenure costs.** WRI, 2016.

FRANKLIN, S. L.; PINDYCK, R. S. Tropical forests, tipping points, and the social cost of deforestation. **Ecological Economics**, v. 153, p. 161-171, 2018.

MORAES, A. S.; SAMPAIO, Y.; SEIDL, A. **Quanto vale o Pantanal?** A valoração ambiental aplicada ao bioma Pantanal. Corumbá: Embrapa, 2009. 35 p. (Documentos, n. 105).

MOTTA, R. S. **Estimativa do custo econômico do desmatamento na Amazônia.** Rio de Janeiro: Ipea, 2002. (Texto para Discussão, n. 910).

SEIDL, A. F.; MORAES, A. S. Global valuation of ecosystem services: application to the Pantanal da Nhecolândia, Brazil. **Ecological Economics**, v. 33, n. 1, p. 1-6, 2000. Disponível em: <<https://bit.ly/3uTRUxJ>>. Acesso em: 21 ago. 2021.

TORRAS, M. The total economic value of Amazonian deforestation: 1978-1993. **Ecological Economics**, v. 33, n. 2, p. 283-297, 2000.

Ipea – Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada

EDITORIAL

Coordenação

Aeromilson Trajano de Mesquita

Assistentes da Coordenação

Rafael Augusto Ferreira Cardoso

Samuel Elias de Souza

Supervisão

Camilla de Miranda Mariath Gomes

Everson da Silva Moura

Revisão

Alice Souza Lopes

Amanda Ramos Marques

Ana Clara Escórcio Xavier

Barbara de Castro

Clícia Silveira Rodrigues

Olavo Mesquita de Carvalho

Regina Marta de Aguiar

Reginaldo da Silva Domingos

Brena Rolim Peixoto da Silva (estagiária)

Nayane Santos Rodrigues (estagiária)

Editoração

Anderson Silva Reis

Cristiano Ferreira de Araújo

Danielle de Oliveira Ayres

Danilo Leite de Macedo Tavares

Leonardo Hideki Higa

Capa

Aline Cristine Torres da Silva Martins

Projeto Gráfico

Aline Cristine Torres da Silva Martins

The manuscripts in languages other than Portuguese published herein have not been proofread.

Ipea – Brasília

Setor de Edifícios Públicos Sul 702/902, Bloco C

Centro Empresarial Brasília 50, Torre B

CEP: 70390-025, Asa Sul, Brasília-DF

Missão do Ipea

Aprimorar as políticas públicas essenciais ao desenvolvimento brasileiro por meio da produção e disseminação de conhecimentos e da assessoria ao Estado nas suas decisões estratégicas.



ipea Instituto de Pesquisa
Econômica Aplicada

MINISTÉRIO DO
PLANEJAMENTO
E ORÇAMENTO

