

Valoração das emissões de GEE oriundas de desmatamento na Bacia do Rio São Lourenço, Mato Grosso, Brasil

Valuation of GHG emissions from deforestation in the São Lourenço River Basin, Mato Grosso, Brazil

Marcos Túlio Dourado Lima¹, Luis Otávio Bau Macedo², Rafaella Stradiotto Vignandi³

RESUMO: Propusemos nesta pesquisa, valorar e quantificar as emissões de Gases de Efeito Estufa (GEE) procedentes de desmatamento de 2008 a 2021, além de analisar 21 anos da evolução do desmatamento em três períodos: 2007, 2014 e 2021. A abordagem metodológica, trata-se de um estudo de caso, com natureza quantitativa, sendo os dados coletados da Plataforma *Global Forest Watch*. Os resultados permitiram identificar a continuidade do desflorestamento na Bacia do Rio São Lourenço (BRSL) no Mato Grosso, entre 2008 e 2021, o período da análise converge com o surgimento de normativas de controle do desmatamento em âmbito estadual e federal, sendo que nesse período o desmatamento alcançou 310.767 hectares (ha). A pesquisa identificou os municípios mais desmatados no período de 2015 a 2021 que foram: Barão do Melgaço e Santo Antônio do Leverger no bioma Pantanal, Poxoréu e Itiquira no bioma Cerrado, sendo que metade dos municípios da BRSL obtiveram aumento de desmatamento. Os municípios do bioma Pantanal apresentaram elevados índices de área desmatada, com cerca de 242.318,99 ha, enquanto no Cerrado Poxoréu e Itiquira perderam 79.368,2 ha. O valor econômico estimado em termos de créditos de carbono atingiu os R\$ 4,6 bilhões de perdas calculados para os municípios BRSL entre 2008 e 2021. Essas informações podem ser usadas para melhorar o processo de tomada de decisão dos agentes na formulação de políticas públicas ambientais destinadas a recuperação, reflorestamento e conservação florestal na BRSL.

Palavras-chaves: Desmatamento. Bacia do Rio São Lourenço. Valoração ambiental.

ABSTRACT: We proposed in this research to value and quantify the Greenhouse Gas (GHG) emissions from deforestation from 2008 to 2021, in addition to analyzing 21 years of deforestation evolution in three periods: 2007, 2014 and 2021. The methodological approach is a case study, quantitative in nature, with data collected from the *Global Forest Watch* Platform. The results allowed us to identify the continuity of deforestation in the Rio São Lourenço Basin (BRSL) in Mato Grosso, between 2008 and 2021, the period of analysis converges with the emergence of normative control of deforestation at the state and federal levels, and in this period deforestation reached 310,767 hectares (ha). The research identified the most deforested municipalities in the period from 2015 to 2021 which were: Barão do Melgaço and Santo Antônio do Leverger in the Pantanal biome, Poxoréu and Itiquira in the Cerrado biome, and half of the municipalities of the BRSL showed an increase in deforestation. The municipalities in the Pantanal biome showed high rates of deforested area, with about 242,318.99 ha, while in the Cerrado Poxoréu and Itiquira lost 79,368.2 ha. The estimated economic value in terms of carbon credits reached R\$ 4.6 billion in losses calculated for the BRSL municipalities between 2008 and 2021. This information can be used to improve the decision-making process of agents in the formulation of environmental public policies aimed at forest recovery, reforestation, and conservation in the BRSL.

Keywords: Deforestation. São Lourenço River Basin. Environmental valuation.

¹ Mestre em Gestão e Tecnologia Ambiental pela Universidade Federal de Rondonópolis (UFR), Rondonópolis (MT), Brasil.

² Doutor. Docente permanente do Curso de Ciências Econômicas e do Programa de Pós-graduação em Gestão e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal de Rondonópolis (UFR), Rondonópolis (MT), Brasil.

³ Doutora. Docente permanente do Curso de Ciências Econômicas e Programa de Pós-graduação em Gestão e Tecnologia Ambiental da Universidade Federal de Rondonópolis (UFR), Rondonópolis (MT), Brasil.

Autor correspondente: Marcos Túlio Dourado Lima
E-mail: marcostuliodl@gmail.com

Recebido em: 08/01/2023
Aceito em: 04/05/2023

INTRODUÇÃO

A perda de cobertura arbórea (PCA) provocada pelo desmatamento e mudança de uso do solo está diretamente relacionada com o aumento das emissões de gases de efeito estufa (GEE) de origem antrópica no Brasil (Alves; Diniz, 2022; Costa, 2017). As mudanças climáticas têm gerado efeitos adversos estruturais, ao meio ambiente e à economia mundial. Em algumas áreas das Américas, o grau desses impactos sobre a biodiversidade e os serviços e funções dos ecossistemas (SEs) está ameaçando os sistemas produtivos, os meios de subsistência e a qualidade de vida das populações (IPBES, 2018).

Nesse contexto, a redução do desmatamento é o elemento chave para alcançar as metas do Acordo de Paris de redução de emissão de GEE no Brasil, uma vez que soluções baseadas na capacidade de suporte da natureza, como o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA), podem gerar mercados como os de *commodities* ambientais. A *commodity* ambiental com maior facilidade de comercialização atualmente é o crédito de carbono (C), que pode remunerar a implementação de serviços ambientais e ser comercializado como meio de liquidez em mercados internacionais ou nacionais de emissões (Araújo 2007). Desse modo, todo desmatamento ilegal adicional representa uma perda ambiental e econômica.

A Bacia Hidrográfica do Rio São Lourenço (BRSL) localiza-se numa área de transição entre o bioma Cerrado e o bioma Pantanal e integra quatorze municípios, sendo considerada o Planalto do Pantanal (Araújo, 2011; Carlini, 2013; Mingoti *et al.*, 2019). O desmatamento na BRSL, localizada na região sudeste de Mato Grosso, caracteriza-se- como externalidade negativa, oriunda da agropecuária destinada ao atendimento da demanda crescente dos mercados internacionais. Assim, estas atividades são amplamente acompanhadas de um manejo inadequado do uso do solo, via desmatamento e queimadas, produzindo impactos significativos de emissões de GEE (Ramalho *et al.*, 2021).

A utilização de plataformas de dados de sensoriamento remoto são bem conhecidas e estão cada vez mais sendo utilizados em trabalhos científicos e na geração de prova de ilícitos ambientais por agentes de fiscalização governamentais (De Oliveira; Silgueiro; Butturi, 2018; Gonzaga *et al.*, 2022; Zalles *et al.*, 2021). As principais vantagens em relação à perícia realizada *in loco*, são: escalabilidade, baixo custo e velocidade. Além disso, essa ferramenta é de especial

importância em imóveis rurais de grandes dimensões e localizados em áreas remotas (Gonzaga *et al.*, 2022). A pesquisa, justifica-se por lançar um novo olhar sobre as formas de gestão mediante a valoração convergindo para apoiar ações de combate e mitigação das mudanças climática na região.

O objetivo principal foi propor a valoração das emissões de GEE procedentes de desmatamento entre 2008 e 2021 a partir de uma função de dano social (Kundhlande; Adamowicz; Mapaure, 2000). Em paralelo ao objetivo, buscou-se um horizonte temporal de 21 anos (2001 a 2021) separados em três períodos, para analisar a efetividade das medidas de controle do desmatamento, considerando a implementação do Código Florestal de 2012, conjuntamente com a intensificação do monitoramento e controle das agências fiscalizadoras, a partir de 2008. Além de manifestar apontamentos e soluções técnicas com respaldo de possíveis políticas públicas para garantir a conservação da cobertura florestal na BRSL.

A contribuição é estruturada a partir da segunda seção, onde realiza-se a revisão teórica, na terceira seção desenvolve-se a delimitação dos dados e a apresentação dos procedimentos metodológicos empregados no estudo, em seguida na quarta seção inferem-se os resultados da avaliação empírica com a emissão de proposições analíticas e, por fim, na quinta seção, emitem-se as considerações finais do trabalho.

2. REVISÃO TEÓRICA

2.1. REPERCUSSÃO DAS MUDANÇAS CLIMÁTICAS

O aumento considerável das concentrações dos gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera, como o gás carbônico (CO₂), metano (CH₄) e óxido nitroso (N₂O), originários de atividades antropogênicas, têm impactado o balanço de entrada e saída da radiação solar do planeta, levando ao aumento da temperatura da superfície terrestre (Christian *et al.*, 2010; Costa, 2017; Lal; Kimble; Stewart, 1995). Neste contexto, a comunidade global já experiencia um irrefutável desafio climático, onde os efeitos são muito maiores e mais dispendiosos do que os gastos para remediar o avanço do aquecimento do planeta.

Recentemente, o mundo todo encontra-se sob a vigência do acordo de Paris. Neste acordo, as Emissões Reduzidas (ER) são estabelecidas na Contribuição Nacionalmente Determinada Pretendida (República Federativa do Brasil, 2015) cujo objetivo é de limitar o aumento médio de temperatura global em até 2 °C até 2050. Conforme estabelecido o

compromisso do Brasil nessa tratativa, as metas se mostram ambiciosas. Dentre estas cita-se a redução das emissões de GEE em 37% até 2025, abaixo dos níveis de 2005, e de 43% até 2030 (Crouzeilles *et al.*, 2019; República Federativa do Brasil, 2015).

Os fóruns internacionais de política climática e de biodiversidade têm ganhado bastante popularidade como na Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças Climáticas (*sigla em inglês = UNFCCC*) e a Convenção das Nações Unidas sobre Diversidade Biológica (Seddon *et al.*, 2021). Adicionalmente, as conferências do clima vêm permitindo decisões para que se cumpra a redução dos GEE e, para isso, a Conferência das Partes (COP) é realizada anualmente.

Recentemente, a COP 26, que aconteceu em 2021 na cidade de Glasgow na Escócia, trouxe a regulamentação global do mercado de créditos de carbono. Essa regulamentação traz um novo paradigma, especialmente para o Brasil, e o desafio de construção de um mercado de Carbono em nível nacional e que possa ser coordenado com o mercado global. Nesse contexto, os produtores do Mato Grosso, mediante essa implementação, poderão dispor de um incentivo para serem mais sustentáveis nos mercados internacionais, além de tornar a agropecuária mais regenerativa do ponto de vista ecológico e ambiental.

Nesse contexto, as mudanças no uso da terra, provocadas por desmatamento e incêndios florestais têm aumentado as emissões de CO₂, registrando-se 932 milhões de toneladas equivalentes (Mt CO₂ eq) no ano de 2020 (Seeg, 2022). No entanto, as florestas tropicais e savanas são os maiores sumidouros de CO₂ mundial (Fernandes *et al.*, 2021; Christian *et al.*, 2010), necessitando assim, da eliminação do desmatamento e da ampliação de formas de produção ambientalmente sustentáveis.

Em paralelo, para apoiar o surgimento de um mercado nacional de créditos de carbono e de pagamento por serviços ambientais (PSA⁴), dois mecanismos legais ganharam notória relevância. São eles: (i) O Decreto nº 11.075, de 19 de maio de 2022 (Brasil, 2022), que qualifica créditos de reduções de emissões como ativos financeiros, além de instituir o SINARE (Sistema Nacional de Redução de Emissões de GEE). Este sistema será gerido pelo Ministério do Meio Ambiente de forma digital, alinhando-se ao compromisso assumido no Acordo de Paris. (ii) o Plano Nacional de Pagamento de Serviços Ambientais (PNPSA) de 2021, recém estabelecido e que dará suporte jurídico para a geração de PSA brasileiro (Brasil, 2021).

⁴ Os pagamentos por serviços ambientais (PSA) popularizaram-se mundialmente nas áreas de crédito de carbono, gestão dos recursos hídricos e remanescentes florestais a partir do século XXI (Andrade *et al.*, 2020).

Não obstante, ambos os dispositivos legais encontram-se envoltos de incertezas. Por outro lado, as regulamentações ainda incipientes são marcos regulatórios relevantes para o atendimento aos compromissos advindos do Acordo de Paris no combate ao aquecimento global. Posto isto, fica claro que as regulamentações podem contribuir para o aumento de opções para zerar o desmatamento ilegal. Atualmente, as reduções de emissões podem ser comercializadas, em mercados regulamentados de C, como o estabelecido no âmbito do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) do Protocolo de Kyoto, e em mercados voluntários (Freitas; Da Silva, 2018; Pagiola; Carrascosa Von Glehn; Taffarello, 2013). Na próxima seção serão apresentados os procedimentos metodológicos aplicados aos procedimentos empíricos da pesquisa.

3. PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

A presente pesquisa constitui-se de um estudo de caso, com dimensão exploratória e descritiva com natureza quantitativa e que abarca a valoração das emissões de GEE relativas à supressão de floresta na BRSL após 2007. Para isso, buscou-se identificar os dados de emissões de GEE e perda de cobertura arbórea (PCA) disponibilizados pela plataforma *Global Forest Watch* (GFW)⁵ coletados por municípios com vista a obter o custo de oportunidade no processo de cálculo da valoração de recursos naturais.

3.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

Quanto à análise da área geográfica em escala espacial neste estudo limita-se à Bacia Hidrográfica do Rio São Lourenço (BRSL⁶), localizada na região Sudeste de Mato Grosso conforme a Figura 1. Situada no Centro-Oeste do Brasil, no estado do Mato Grosso, nas coordenadas 16°12'S e 54°32'W e 17°24'S e 56°43'W (Carlini, 2013), posiciona-se como, afluente da margem esquerda da Bacia do Alto Paraguai, com 361.666 km² de extensão.

⁵ Dados atualizados de monitoramento de floresta no sítio <https://www.globalforestwatch.org/>

⁶ A área da bacia hidrográfica integra quatorze municípios: (i) Campo Verde, (ii) Dom Aquino, (iii) Itiquira, (iv) Jaciara, (v) Juscimeira, (vi) Pedra Preta, (vii) Rondonópolis, (viii) São José do Povo, (ix) Guiratinga, (x) Poxoréu, (xi) Alto Garças, (xii) Barão do Melgaço, (xiii) Santo Antônio do Leverger e (xiv) São Pedro da Cipa.

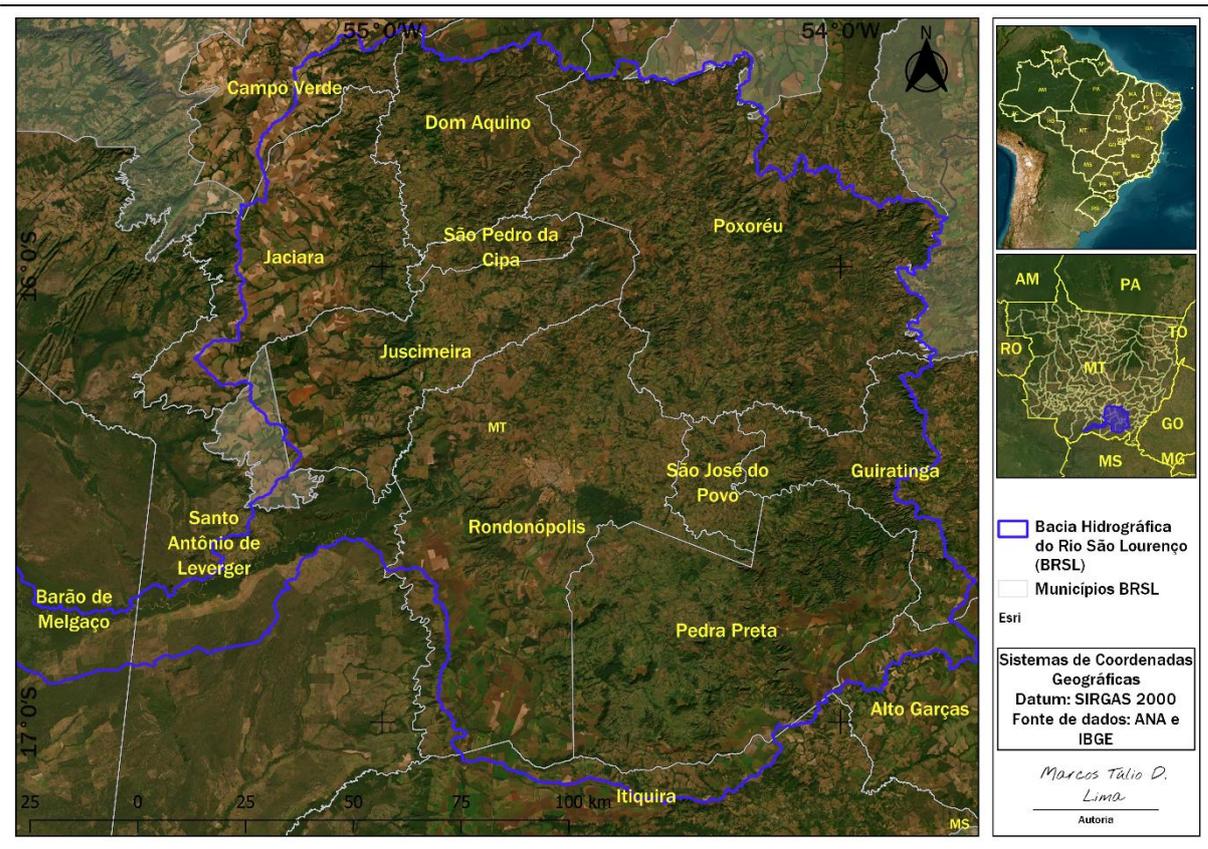


Figura 1 - Localização da Bacia Hidrográfica do Rio São Lourenço.
Fonte: Elaboração própria com dados do IBGE (2021) e ANA (2017).

As atividades agropecuárias na BRSL no sudeste de Mato Grosso (MT), dinamizam a economia da região, tendo sua consolidação, sobretudo com as técnicas advindas da agropecuária moderna, a abundância de água com ciclo de chuvas definidas, grandes extensões de terras planas e o preço internacional das *commodities* mantiveram a agricultura e pecuária em expansão.

Desse modo, mais recentemente, em 2020, a produção agropecuária ocupava cerca de 51% do bioma Cerrado na BRSL (MAPBIOMAS, 2022), refletindo a inserção imposta pelo modelo do agronegócio, destaca-se a produção de soja, milho, algodão e a bovinocultura de corte. Nessa conjunção, insere-se na BRSL o município Rondonópolis. Ressalte-se que Rondonópolis é a segunda maior economia do Estado do Mato Grosso e quanto à população o município é terceiro maior (IBGE, 2022), a cidade é o eixo logístico de Mato Grosso, possuindo entroncamentos com as rodovias BR-163 e BR-364, a ferrovia Ferronorte interliga a região às principais ferrovias e aos portos do país.

3.2. PROCEDIMENTOS DE VALORAÇÃO

A valoração dos impactos econômicos foi conduzida, de modo amplo, com o emprego do termo desmatamento, pois está relacionado principalmente a mudanças da cobertura do solo no Brasil (Alves; Diniz, 2022; Costa, 2017). Ou seja, conforme destacado pela GFW (2022), o termo desmatamento abrange perfeitamente a PCA⁷ procedente da ação humana, destacando os fatores subjacentes da perda da cobertura florestal, como o desmatamento relacionado a commodities, construção de estradas e incêndios recorrentes.

Dessa forma, o estudo abrangeu três períodos correspondendo a 21 anos de evolução do desmatamento e as emissões agrupadas por períodos de sete anos. Desse modo, têm-se os períodos 2007, 2014 e 2021, sendo possível analisar as medidas de controle do desmatamento a nível estadual e nacional como é o exemplo da moratória da soja⁸ e a Lei Complementar Estadual 343/2008 (MT LEGAL⁹), em paralelo implementação do Código Florestal (CF) de 2012.

Inicialmente, realizou-se uma busca nos 14 municípios que compreendem a BRSL no Mato Grosso, referente aos dados de desmatamento identificados pela plataforma GFW para todos os municípios e exibida p como PCA anual, foram definidos como substituição do nível natural de vegetação com mais de cinco metros dentro da área selecionada (GFW, 2022; Goni *et al.*, 2021).

A GFW é uma plataforma on-line interativa que fornece dados e ferramentas para o monitoramento da evolução da cobertura florestal, criada pelo World Resources Institute (WRI), com parceiros que incluem Google, United States Agency For International Development (USAID), University of Maryland (UMD) e várias outras organizações acadêmicas, além de órgãos públicos e privados (Butturi *et al.*, 2021; GFW, 2022).

No mapa interativo da GFW é possível visualizar-se as informações espaciais disponibilizadas pela plataforma, em cinco classes (Mudança Florestal, Cobertura de Terra, Uso de Terreno, Clima e Biodiversidade) (Gonzaga *et al.*, 2022), conforme a Figura 2.

⁷ Ver dados da atualização do *Global Forest Watch 2021* no sitio <https://www.globalforestwatch.org/blog/pt/data-and-research/entendendo-a-atualizacao-de-dados-do-global-forest-watch-2021>

⁸ A Moratória da Soja é uma iniciativa da sociedade civil brasileira que tem como objetivo assegurar que a soja, produzida no bioma Amazônia e comercializada pelos seus signatários, esteja livre de desflorestamentos ocorridos após 22 de julho de 2008. Disponível em: <https://abiove.org.br/relatorios/>

⁹ Lei complementar destinadas ao controle do desmatamento utilizando o Cadastro Ambiental Rural, com vista a regularização dos imóveis rurais e adequações nas reservas legais e áreas de proteção permanente.



Figura 2. Mapa interativo do *Global Forest Watch* e informações espaciais
 Fonte: Plataforma online *Global Forest Watch* (GFW, 2022).

Na primeira etapa, foram extraídos e avaliados os dados de desmatamento e emissões de CO₂, optando-se pela Plataforma GFW na qual os dados de desmatamento, através do PCA apresentam maior assertividade. Ou seja, a GFW (2022) detecta com a PCA duas questões diferentes capturando perdas arbóreas maiores de 0,09 ha com menos de cinco metros de altura e disponibiliza o total anual de emissões de CO₂. Diferentemente, o PRODES (sistema oficial de monitoramento de florestas do governo brasileiro) detecta manchas de desmatamento a partir de 6,25 hectares e não disponibiliza as emissões oriundas de focos de incêndios (GFW, 2022; Goni *et al.*, 2021).

Na etapa seguinte, integrou-se o processo de valoração de recursos naturais, empregando-se o método do custo de oportunidade (Cavalcanti, 2002; Pearce, 1993). Neste método a valoração não se dá de forma direta sobre o recurso natural, mas é estimado o custo de preservá-lo pela não realização de uma atividade econômica concorrente (Ramalho *et al.*, 2021).

Adicionalmente, foi consultada a plataforma Ecosystem Marketplace (2022) considerando os valores pagos no mercado voluntário de C dentro da categoria Projetos de Floresta e Uso da Terra. Para isso utilizou-se a precificação de operações realizadas para os respectivos objetivos: Florestamento e reflorestamento, Agrossilvicultura, Conversão evitada, Melhor gestão florestal, REDD - Desmatamento planejado evitado, REDD - Desmatamento não planejado evitado, Carbono do solo, Silvicultura urbana, Restauração e gestão de zonas húmidas, conforme Tabela 1.

Tabela 1. Mercado de carbono voluntário por projeto de Floresta e uso da Terra de 2016 a 2021

	Projetos de Floresta e Uso de solo					
Ano	2016	2017	2018	2019	2020	2021
Preço	4,90	3,80	3,40	4,30	5,40	5,80

Fonte: Elaboração própria, com base em Ecosystem Marketplace (2022)

Apesar de exploratórios, os valores apresentam significância considerando a evolução recente dos mercados comercializadores de crédito de C nos mercados voluntários. Deve ser ressaltado, todavia, que as negociações e a possibilidade de ampliação dos mecanismos de mercados institucionalizados do Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL) podem ampliar o escopo dos mercados de carbono, mediante metas impositivas globais que no presente momento são incertas. Desta forma, o preço pago por uma tonelada de carbono no mercado voluntário (Tabela 1), em 2021, foi de US\$ 5,80 dólares e multiplicando-se o valor de US\$ 5,80 (valor por tonelada de C) pela média da cotação de 2021 do dólar comercial (R\$ 5,39), têm-se o valor de R\$ 31,31 por tonelada de C.

Diante deste contexto, com a identificação do valor de troca e a quantidade de toneladas de CO₂ emitidos na BRSL desenvolveu-se a metodologia considerando a quantificação do capital natural objeto da análise conforme a Equação 1, com base no método de valoração de recursos naturais (Cavalcanti, 2002; Kundhlande; Adamowicz; Mapaure, 2000; Pearce, 1993). Para o resultado do Valor Econômico dos Recursos Naturais (VERN) a obtenção da quantidade de recursos naturais (Q_{RN}) é essencial. O segundo, no contexto da valoração econômica (monetária) permite identificar, quando possível, o preço (valor de troca) dos bens e serviços ecossistêmicos ou o capital natural objeto da análise (P_{RN}). Em síntese, a valoração econômica dos recursos naturais representa o produto entre a quantidade e o preço dos bens e serviços ecossistêmicos ou do capital natural em um determinado período (t):

$$\text{VERN} = Q_{\text{RN}(t)} \cdot P_{\text{RN}(t)} \quad (1)$$

Portanto, o processo de valoração na presente pesquisa, quantificou o custo de oportunidade procedente do desmatamento na BRSL, ou seja, o valor do recurso natural renunciado com a perda da vegetação nativa. Posto isto, incorporou somente a externalidade negativa das emissões de GEE, considerando o valor dos créditos de carbono no mercado voluntário internacional.

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os municípios da Bacia do Rio São Lourenço (BRSL), para além dos fatores negativos advindos do desmatamento na paisagem, na leitura do Figura 3, no qual se visualiza uma evolução do desmatamento e emissão de GEE na área dos municípios pertencentes à BRSL correspondendo ao período de 2001 a 2021. A série indica que houve um declínio representativo do desmatamento na BRSL ao longo do período de 2005 a 2009, sendo sucedido por uma tendência incremental ao longo de 2010 a 2015, e forte crescimento sujeito a oscilações acentuadas entre 2016 a 2021 (Figura 3).

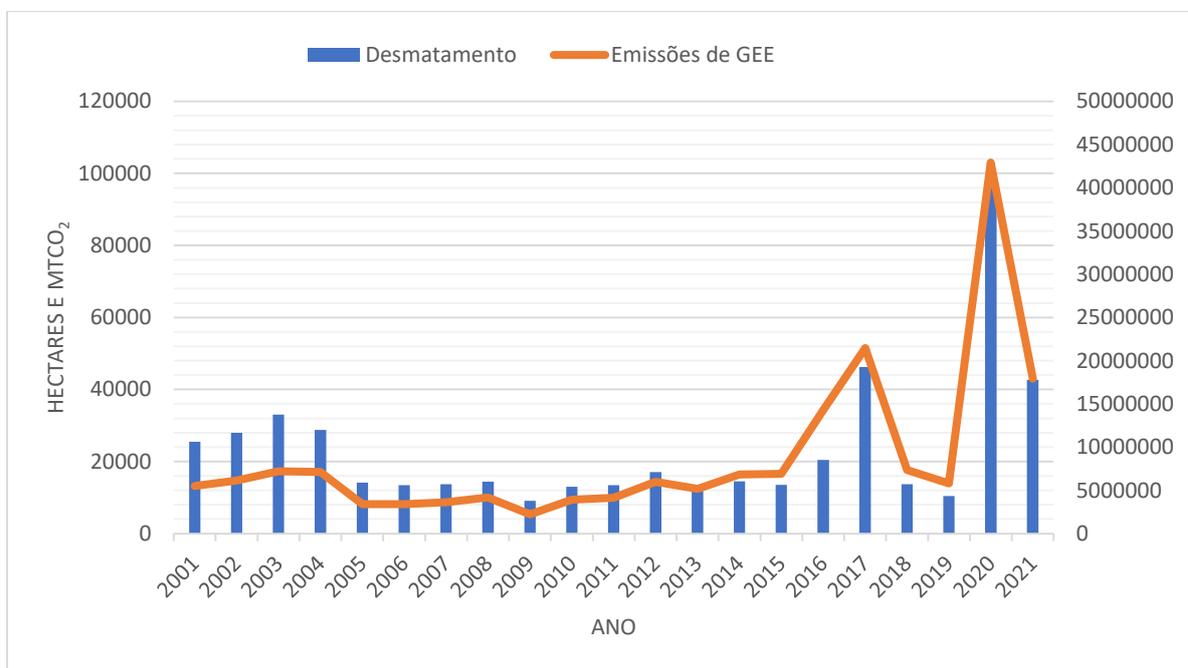


Figura 3. Evolução do desmatamento e emissões de GEE nos municípios da BRSL
Fonte: Elaboração própria dados do Global Forest Watch (GFW, 2022).

Ressalta-se que em 2020, o desmatamento foi significativo na região, onde acrescenta-se mais de 100 mil hectares desmatados, sendo este o maior pico da série, seguido de 2021 com crescimento de mais de 40 mil ha. Assim, descrevendo uma trajetória que impõe às autoridades ambientais celeridade na aplicação dos instrumentos de comando e controle, e dos instrumentos econômicos ao cumprimento da Lei de Proteção da Vegetação Nativa (Código Florestal nº 12.651 de 25 de maio de 2012). A reparação dos danos ambientais poderá ser feita, cumulativamente ou não, mediante a recuperação ambiental da área afetada (reparação *in situ*), compensação por equivalente ecológico (reparação *ex situ*) ou, ainda, a partir da indenização pecuniária (Gonzaga *et al.*, 2022).

Nessa região da BRSL para o controle e o monitoramento das florestas a fiscalização é incrementada com sensoriamento remoto e com projetos pontuais como é o caso do município de Itiquira, que utiliza o *Global Forest Watch* (GFW). O Ministério Público de Mato Grosso, representado pela Promotoria de Justiça de Itiquira, desenvolveu o Projeto “Olhos da Mata: coibindo o desmatamento ilegal em tempo próximo ao real”(Gonzaga *et al.*, 2022).

Além das medidas legais, necessita-se da finalização da avaliação de todos os Cadastros Ambientais Rurais (CAR) e a efetivação dos Programas de Regularização Ambiental (PRA), pois o atraso na implementação dessas regras, fragiliza a proteção dos Biomas. Outros instrumentos previstos pelo Código Florestal, como o Pagamento por Serviços Ambientais (PSA) e a Cota de Reserva Ambiental (CRA), representariam um incentivo à preservação e restauração dos biomas brasileiros se fossem praticados de forma conjunta.

Por outro lado, o bioma Pantanal¹⁰ experienciou em 2020 incêndios florestais catastróficos devido aos efeitos combinados entre o clima, estratégias inadequadas de manejo do fogo e fragilidade da aplicação das regulamentações ambientais (Correa *et al.*, 2022). Portanto, os incêndios de origem antrópica no Cerrado e Pantanal estão se tornando mais frequentes ao longo do tempo e, com o prolongamento das secas (Thielen *et al.*, 2020), demanda dos governos ações específicas e coordenadas com o objetivo de planejar e antecipar o combate aos incêndios florestais, uma vez que estes comprometem as estruturas ecológicas dos biomas (Correa *et al.*, 2022; Thielen *et al.*, 2020).

Cabe frisar que as atividades antrópicas responsáveis por modificar os regimes climáticos e de uso e cobertura do solo vêm alterando o comportamento dos incêndios florestais mesmo em regiões com ocorrências naturais, como o Pantanal (Marques *et al.*, 2021). O ano de 2020 foi marcado com os maiores registros de incêndios florestais no Brasil, repercutindo em perdas florestais e maiores emissões de GEE (Correa *et al.*, 2022; Cunha *et al.*, 2021; Marques *et al.*, 2021).

Ressalte-se que os imóveis rurais no Cerrado tendem a apresentar grande extensão territorial e, de acordo com a legislação, dispõem de reservas legais (RLs) e áreas de proteção permanente (APPs) de grandes proporções, com relevante estoque de C e de biodiversidade. Contudo, atende a uma obrigatoriedade mínima¹¹ da legislação na conservação do Cerrado.

¹⁰ O bioma Pantanal, uma das maiores áreas úmidas do planeta, drena as águas do Cerrado, é considerado a maior planície de inundação de água doce do mundo (Harris *et al.*, 2005).

¹¹ Os percentuais mínimos de Reserva legal são de 80% no bioma Amazônico e de 35% no bioma Cerrado de acordo com o Código Florestal. Há a condicionante de que áreas abertas antes de 2000 (Artigo 41 do Decreto Estadual 1031 de 02 de junho de 2017), podem ter percentuais de 50% em fitofisionomia de floresta e 20% em

Na Tabela 2, apresentam-se a contribuição de desmatamento e as emissões para os quatorze municípios que integram a bacia hidrográfica, analisados no período de 2001 a 2021 separados por períodos de sete anos, representados assim três períodos, sendo: (i) o período de 2001 a 2007 (até 2007) anterior a intensificação do controle de desmatamento, (ii) seguido do período de 2008 até 2014 (até 2014) e (iii) o período de 2015 a 2021 (até 2021) ambos os períodos foram comparados e valorados. Os períodos finais (2014 a 2021), justificam-se por representar a implementação do Código Florestal (CF) que promoveu anistia das multas anteriores a 2008, conjuntamente ao um maior monitoramento e controle das agências fiscalizadoras. Para tanto, a adequação, visou somente aos proprietários a adesão ao Programa de Regularização Ambiental (PRA) como forma de efetivação da anistia. Desse modo, observa-se que o CF privilegiou os interesses econômicos em detrimento do meio ambiente, uma vez que não foi exigida a reparação dos danos ambientais sofridos, desconsiderando o contexto da sociedade e dos riscos envolvidos (Costa; Gabrich, 2019).

Desse modo, pode-se confirmar que somente o Código Florestal parcialmente implementado não é suficiente para zerar o desmatamento como demonstra a Tabela 2, onde metade dos municípios analisados aumentaram o desmatamento principalmente no período de 2014 a 2021 na BRSL, as políticas de fiscalização e operacionalização das medidas implementadas, não foram suficientes para conter o avanço recente do desmatamento ilegal.

Assim, as maiores perdas de cobertura arbórea foram registradas, respectivamente aos municípios de Barão do Melgaço, Santo Antônio do Leverger no bioma Pantanal, Poxoréu e Itiquira no bioma Cerrado (Tabela 2). Nessa conjunção, o bioma predominantemente de Pantanal nos municípios de Barão do Melgaço e Santo Antônio do Leverger com elevados índices de área desmatada representando cerca de 242.318,99 hectares (ha) perdidos de cobertura arbórea, enquanto Poxoréu e Itiquira foram perdidos 79.368,2 ha. Logo, os quatro municípios perderam ao todo 321.687,29 ha de cobertura arbórea evidenciando uma importante área desmatada na BRSL.

Os danos ambientais procedentes do desmatamento estão relacionados ao aumento da frequência de incêndios causados por mudanças climáticas globais e o recente enfraquecimento da política ambiental brasileira podendo comprometer a resiliência ecossistêmica de algumas espécies, principalmente no pantanal (Arruda *et al.*, 2022). Demandando mais ações para

fitofisionomia de Cerrado. Nos casos que a conversão superou os respectivos percentuais deverão recompor, regenerar ou compensar a reserva legal para atingir o percentual de 50% e 20% de Reserva Legal. Caso o saldo preservado seja superior a esses percentuais em 2000, deve ser mantido o montante que havia nessa data.

intensificar o monitoramento e o controle do desmatamento e dos incêndios florestais, além de mecanismos inovadores de PSA. Logo, o reflorestamento das RLs e APPs são cruciais para evitar o agravamento dos danos ambientais se a formação florestal continuar diminuindo.

A Tabela 2 traz o valor total de área perdida de cobertura arbórea, no qual o desmatamento atingiu 453.353 ha em 21 anos, elevando ao máximo as emissões de GEE em 2020, sendo que na série histórica de 2001 a 2021, o acumulado atingiu 185.540.950,6 t CO₂. Sugere, assim, uma mudança da cobertura do solo significativa, e acompanhada de um crescimento nos indicadores de produção da região (Goni *et al.*, 2021), além do aumento de vulnerabilidades socioambientais.

Tabela 2. Desmatamento e emissões de gases de efeito estufa na Bacia do Rio São Lourenço de 2001 a 2021

Municípios	Desmatamento (ha)			Emissões (MtCO ₂)		
	até 2007	até 2014	até 2021	até 2007	até 2014	até 2021
Alto Garças	9.819	5.980	2.701	2,18	2,05	1,22
Barão do Melgaço	12.112	15.252	132.385	3,49	5,17	52,53
Campo verde	10.710	3.627	1.835	2,06	2,04	4,14
Dom Aquino	3.823	1.693	5.162	1,06	1,36	4,07
Guiratinga	10.379	6.328	6.228	2,67	2,19	3,33
Itiquira	20.197	5.709	13.878	4,35	2,59	15,46
Juscimeira	10.106	3.867	4.257	2,95	2,19	2,55
Jaciara	2.607	1.386	1.314	0,64	0,68	0,71
Pedra Preta	7.922	4.152	4.678	2,25	1,52	2,09
Poxoréu	16.187	8.072	15.325	4,60	3,36	7,50
Rondonópolis	8.745	4.729	4.123	2,60	2,58	2,91
Santo A.do Leverger	27.817	17.008	37.744	6,90	6,10	18,48
São Pedro da Cipa	434	593	1.116	0,15	0,32	1,38
São José do Povo	1.727	919	706	0,51	0,34	0,29
Total	142.585	79.314	231.453	36,41	32,48	116,65

Fonte: Elaboração própria com dados do *Global Forest Watch* (GWF, 2022).

O expressivo conjunto de efeitos agregados causados por processos de crescimento econômico, procedentes de áreas de cultivos e a urbanização, constituem os maiores impactos ambientais antropogênicos, considerados condutores de substanciais déficits ecológicos (Angeletto; Santos, 2015; Lambin; Meyfroidt, 2011; Vitousek, 1994). Em compensação, a conservação da cobertura florestal e a recuperação da mata nativa gera e mantém diversos serviços ambientais¹², tais como qualidade e quantidade de água, manutenção do ciclo das

¹² O termo de serviços ambientais é empregado como sinônimo de serviços ecossistêmicos na literatura nacional, ou seja, de modo amplo possui uma abrangência capaz de contemplar dois benefícios associados; o primeiro por ações de manejo do homem nos sistemas naturais (agroecossistemas) e o segundo benefício é provido pelo funcionamento dos ecossistemas (serviços ecossistêmicos) (Gjorup *et al.*, 2016).

chuvas, sequestro de gás carbônico entre outros (Fernandes *et al.*, 2021). Conseqüentemente, programas ou ações de conservação ou de restauração exigem alargar os incentivos econômicos de custeio e financiamento (Crouzeilles *et al.*, 2019).

Desse modo, permite-se mitigar a perda de cobertura florestal, contribuindo ao processo de sequestro e estocagem de maiores quantidades de C no solo. Por outro lado, áreas com baixo percentual de cobertura florestal, apresentam menor sequestro de C e comprometimento no fluxo gênico da flora como a polinização e a dispersão de sementes (Fernandes *et al.*, 2021).

O custo de oportunidade perdido nos municípios que integram a BRSL com as emissões de CO₂ foi estimado em 4.6 bilhões de Reais¹³ (Tabela 3). Ou seja, o custo de oportunidade da renda renunciada com o aumento do desmatamento foi significativo e o valor pode ser muito maior, pois a valoração dos recursos naturais compreendeu basicamente da multiplicação de dois fatores: (i) A identificação da quantidade biofísica dos bens e serviços ecossistêmicos ou do capital natural (identificação das emissões de GEE,) e; (ii) A identificação do preço (valor de troca) no mercado internacional voluntário de C. Nesse sentido, as emissões de GEE, por sua vez, aumentaram significante até 2008, evidenciando um importante dano ambiental.

Tabela 3. Valoração de emissões de gases de efeito estufa na Bacia do Rio São Lourenço de 2008 a 2021

Municípios	Emissões (MtCO ₂)		Total 2008-2021	Valoração*
	2008 a 2014	2015 a 2021		
Alto Garças	2,05	1,22	3,27	102,41
Barão do Melgaço	5,17	52,53	57,70	1.806,55
Campo verde	2,04	4,14	6,18	193,39
Dom Aquino	1,36	4,07	5,43	169,93
Guiratinga	2,19	3,33	5,52	172,80
Itiquira	2,59	15,46	18,05	565,13
Juscimeira	2,19	2,55	4,73	148,18
Jaciara	0,68	0,71	1,39	43,62
Pedra Preta	1,52	2,09	3,61	113,08
Poxoréu	3,36	7,50	10,86	339,99
Rondonópolis	2,58	2,91	5,49	171,79
Santo A.do Leverger	6,10	18,48	24,58	769,56
São Pedro da Cipa	0,32	1,38	1,70	53,09
São José do Povo	0,34	0,29	0,63	19,76
Total	32,48	116,65	149,13	4.669,27

*Valoração resultante das emissões *após* 2007 (entre 2008 e 2021), valores em milhões.

Fonte: Elaboração própria com dados do *Global Forest Watch* (GWF, 2022).

¹³ Conforme produto da equação 1 disponível nos procedimentos metodológicos para o período de 2008 a 2021 o resultado permite identificar somente a disposição a pagar dos agentes (no mercado voluntário), desconsiderando os custos envolvidos nas mudanças climáticas.

Os resultados apresentados podem ser efetivamente usados na preparação de planos de gestão ambiental, na formulação de políticas ambientais e no estabelecimento de planos de desenvolvimento do país conduzidos pelo governo e outras organizações (Piyathilake *et al.*, 2021). Porém, estudos e análises mais detalhados de regeneração florestal *in loco* específicas para cada bioma, além de ações para equilibrar as alternativas econômicas e ecológicas nessa bacia hidrográfica são necessárias à ampliação da conservação e restauração com objetivo de aumento de estoque de C destinado à comercialização.

O desmatamento persistente do bioma Cerrado e o avanço no bioma Pantanal em grandes extensões de terras planas propícias para a agricultura tecnificada (Heck, 2021) ocorre nos municípios que se integram a essa bacia hidrográfica. Por outro ângulo, a agropecuária com sistemas produtivos mais sustentáveis e garantidores de maiores níveis de integração com o meio ambiente gera renda e serviços ecossistêmicos que podem beneficiar os produtores rurais e restaurar áreas degradadas (Chen *et al.*, 2017; Nicholls; Altieri, 2011), atendendo aos objetivos econômicos e ambientais, atenuando as emissões de GEE.

Alternativas que melhoram o manejo da agropecuária podem manter os ganhos econômicos e ambientais na BRSL. O sequestro e armazenamento de carbono podem superar os valores estimados para a produção agrícola. Se contabilizados os pagamentos por um conjunto de serviços ecossistêmicos, os valores monetários estimados podem ser superiores aos destinados à produção agrícola baseado na cultura do milho e soja no Cerrado (Saraiva Farinha *et al.*, 2019). Os municípios com maiores emissões de GEE procedentes do desmatamento na bacia hidrográfica, como é o caso de Barão do Melgaço, Santo Antônio do Leverger, Itiquira e Poxoréu, necessitam de medidas urgentes de reflorestamento com vista a obter maior restauração florestal e melhoria no manejo agropecuário.

Outras importantes soluções para aumentar o armazenamento e estoque de carbono da vegetação são o consorciamento da produção ou a Integração Lavoura Pecuária e Floresta (ILPF) e a adoção de práticas agrícolas mais avançadas como a agricultura regenerativa¹⁴ (Chen *et al.*, 2017; Guo *et al.*, 2020; Vasconcellos; Beltrão, 2018). O desenvolvimento de florestas secundárias e, principalmente, a reconversão para a agricultura de pastagens degradadas são alternativas para desacelerar o processo de desmatamento e a perda de C da vegetação

¹⁴ Práticas conservacionistas que têm o potencial de acumular carbono orgânico no solo, aumentando a capacidade de retenção de água e nutrientes (Machado; Rhoden, 2022).

(Fernandes *et al.*, 2021). As alternativas para implementação de uma agropecuária de baixo C no Brasil são inúmeras e específicas para cada situação agroecológica (Righi; Bernardes, 2015).

Diante disso, iniciativas inovadoras estão sendo cada vez mais necessárias para equilibrar o déficit ecológico de origem antrópica no meio ambiente. No Mato Grosso já existe experiência de PSA em bacia hidrográfica como é o caso da política pública do município de Tangará da Serra¹⁵, localizada na porção sudoeste do estado de Mato Grosso. Adicionalmente, propostas e estudos para implementação de PSA em bacias e sub-bacias hidrográficas ou em áreas verdes mantêm-se prolíficos em âmbito regional e nacional (Andrade *et al.*, 2020; Caion *et al.*, 2018; Crouzeilles *et al.*, 2019). Então, por outro ângulo, conforme demonstrado nesta pesquisa, a comercialização de *commodities* de C, além de aumentar a preservação e conservação dos biomas, pode subsidiar políticas públicas de reflorestamento e restauração ambiental se forem implementadas.

5. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Esta pesquisa revela a necessidade de se implementar políticas ambientais adequadas e inovadoras nos moldes de Pagamento de Serviços Ambientais para que haja conservação e maximização no provimento de serviços ambientais na BRSL. A comercialização de carbono neste caso com o mecanismo de redução de desmatamento evitado (REDD) dispõe de potencial nessa região, beneficiando a economia, o meio ambiente e a continuidade de provisão dos recursos naturais nos biomas Pantanal e Cerrado.

O contexto agropecuário na BRSL constitui-se de seu entorno e as interferências antrópicas decorrentes de atividades econômicas e sociais. O desmatamento do bioma Cerrado e o avanço no bioma Pantanal em grandes extensões de terras planas propícias para a agricultura tecnificada impacta a maioria dos municípios que se integram a essa bacia hidrográfica.

Em paralelo, com a realidade ainda acentuada do desmatamento e dos incêndios florestais tem-se o aumento das emissões de CO₂ em detrimento do custo de oportunidade econômico. Ou seja, com os créditos de carbono os rendimentos oriundos dos serviços ambientais prestados pelos produtores rurais seriam convertidos em renda adicional e

¹⁵ Os habitantes de Tangará da Serra sofreram com os impactos causados pela crise hídrica local. O colapso no abastecimento municipal foi motivado pela devastação das matas ciliares e o manejo inadequado das áreas com atividades agrícolas e pecuária (Andrade *et al.*, 2020).

benefícios múltiplos para as comunidades e populações que constituem a BRSL no Mato Grosso.

REFERÊNCIAS

ALVES, V. da P.; DINIZ, M. B. Redução de emissões de carbono por desmatamento evitado na amazônia brasileira: uma abordagem baseada no cenário Business-as-Usual (BAU). **Rev. Gest. Ambient. e Sust. - GeAS**, v. 11, n. 1, p. 1–23, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.5585/geas.v11i1.19817>.

ANDRADE, A. P. S.; GRZEBIELUCKAS, C.; FRANÇA, R. N. C.; PINHEIRO, R. H.; ESTEVINHO, T. A. D. Políticas públicas de conservação ambiental baseadas no instrumento econômico de pagamento por serviços ambientais: avaliação dos atores sobre a experiência pioneira em Mato Grosso. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 3, p. 15340–15352, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.34117/bjdv6n3-418>.

ANGEOLETTO, F.; SANTOS, J. W. M. C. Los biólogos brasileños no habitan en el planeta ciudad: por qué es urgente formar ecólogos urbanos. **Revista Espaço Acadêmico**, v. 14, n. 165, p. 74–82, 2015. Disponível em: <https://doaj.org/article/15ef9425cf604a4bb2aab5ca239d70b9> . Acesso em: 5 maio. 2021.

ARAÚJO, A. C. P. **Como comercializar os créditos de carbono**. Trevisan ed. São Paulo: [s. n.], 2007.

ARAÚJO, G. C. **Padrões espaciais da qualidade da água na Bacia do Rio Cuiabá e Rio São Lourenço – Mato Grosso**. 2011. 2011. Dissertação - Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá, 2011.

ARRUDA, F. V. de; TERESA, F. B.; LAYME, V. M. G.; VICENTE, R. E.; CAMAROTA, F.; IZZO, T. J. Fire and flood: How the Pantanal ant communities respond to multiple disturbances? **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 20, n. 3, p. 197–204, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.PECON.2022.04.002> . Acesso em: 18 set. 2022.

BRASIL. **Lei Nº 14.119, de 13 de janeiro de 2021, Política Nacional de Pagamentos por Serviços Ambientais (PNPSA)**. [s. l.], 2021. Disponível em: <https://www.in.gov.br/en/web/dou/-/lei-n-14.119-de-13-de-janeiro-de-2021-298899394> . Acesso em: 3 maio. 2022.

BRASIL. **Decreto Nº 11.075, de 19 de maio de 2022**. [s. l.], 2022. Disponível em: <https://in.gov.br/en/web/dou/-/decreto-n-11.075-de-19-de-maio-de-2022-401425370> . Acesso em: 12 jun. 2022.

BUTTURI, W.; BATISTA, L. A. S.; SANTOS, B. D. C.; SILGUEIRO, V. F. **Uso do Global Forest Watch (GFW) para coibir desmatamentos e incêndios florestais ilegais em Mato Grosso**. [s. l.], 2021. Disponível em: <https://www.icv.org.br/website/wp-content/uploads/2021/03/tutorial-uso-da-plataforma-global-forest-watch-icv.pdf> . Acesso em: 25 set. 2022.

CAIONI, C.; SILVA, E. P.; ROBOREDO, D.; SILVA, G.; CAIONI, S. Proposta de pagamento por serviços ambientais na microbacia mariana no município de Alta Floresta, Mato Grosso. **Revista da Universidade Vale do Rio Verde**, v. 16, n. 1, p. 1–12, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.5892/ruvrd.v16i1.4318>. Acesso em: 18 abr. 2022.

CARLINI, E. R. **Influência do uso e ocupação da terra na dinâmica do rio São Lourenço-Estado**. 2013. Monografia - Universidade Estadual Paulista Julio de Mesquita Filho, Rio Claro, 2013.

CAVALCANTI, C. (org.). **Meio ambiente, desenvolvimento sustentável e políticas públicas**. Cortez ed. São Paulo: [s. n.], 2002.

CHEN, C.; LIU, W.; JIANG, X.; WU, J. Effects of rubber-based agroforestry systems on soil aggregation and associated soil organic carbon: Implications for land use. **Geoderma**, v. 299, p. 13–24, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.GEODERMA.2017.03.021> .

CHRISTIAN, B. *et al.* Terrestrial Gross Carbon Dioxide Uptake: Global Distribution and Covariation with Climate. **Science**, v. 329, n. 5993, p. 834–838, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1184984>.

CORREA, D. B.; ALCÂNTARA, E.; LIBONATI, R.; MASSI, K. G.; PARK, E. Increased burned area in the Pantanal over the past two decades. **Science of The Total Environment**, v. 835, p. 155386, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.SCITOTENV.2022.155386>

COSTA, B. S.; GABRICH, L. M. S. A área rural consolidada e a anistia aos danos ambientais no código florestal brasileiro: retrocesso legitimado pelo STF. **Revista Direito em Debate**, v. 27, n. 50, p. 102–114, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.21527/2176-6622.2018.50.102-114> .

COSTA, T. G. A. **Gases do efeito estufa e dinâmica do carbono sob fitofisionomias do cerrado no Parque Nacional das Nascentes do Rio Parnaíba - PNNRP**. 2017. Monografia - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Piauí, Corrente, PI, 2017.

CROUZEILLES, R. *et al.* There is hope for achieving ambitious Atlantic Forest restoration commitments. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v. 17, n. 2, p. 80–83, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.PECON.2019.04.003> .

CUNHA, E. R. da; SANTOS, C. A. G.; SILVA, R. M. da; BACANI, V. M.; POTT, A. Future scenarios based on a CA-Markov land use and land cover simulation model for a tropical humid basin in the Cerrado/Atlantic forest ecotone of Brazil. **Land Use Policy**, v. 101, p. 105141, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2020.105141> .

DE OLIVEIRA, A. L. A.; SILGUEIRO, V. de F.; BUTTURI, W. Análise temporal da implementação do cadastro ambiental rural nos assentamentos rurais do estado de Mato Grosso. **Retratos de Assentamentos**, v. 21, n. 2, p. 128–144, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.25059/2527-2594/retratosdeassentamentos/2018.v21i2.320> .

ECOSYSTEM MARKETPLACE. **Forest Trends' Ecosystem Marketplace Global Carbon Markets Data Intelligence & Analytics Dashboard'**. [s. l.], 2022. Disponível em: <https://data.ecosystemmarketplace.com/> .

FERNANDES, M. M.; FERNANDES, M. R. de M.; GARCIA, J. R.; MATRICARDI, E. A. T.; LIMA, A. H. de S.; FILHO, R. N. de A.; FILHO, R. R. G.; PISCOYA, V. C.; PISCOYA, T. O. F.; FILHO, M. C. Land use and land cover changes and carbon stock valuation in the São Francisco river basin, Brazil. **Environmental Challenges**, v. 5, p. 100247, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.ENVC.2021.100247> .

FREITAS, A.; DA SILVA, J. L. Análise da plataforma de negócios em bens e serviços ambientais e ecossistêmicos de Mato Grosso (PNBSAE/MT) no mercado voluntário de carbono. **IX Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental São Bernardo do Campo/SP**, p. 1–7, 2018.

GFW, G. F. W. **Dados de desmatamento, Plataforma Digital**. [s. l.], 2022. Disponível em: <https://www.globalforestwatch.org/my-gfw/> . Acesso em: 14 jun. 2022.

GJORUP, A. F.; FIDALGO, E. C. C.; PRADO, R. B.; SCHULER, A. E. Análise de procedimentos para seleção de áreas prioritárias em programas de pagamento por serviços ambientais hídricos. **Ambiente & Água - An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 11, n. 1, p. 1–14, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gecco.2020.e00913>.

GONI, L.; LIMA, M. T. D.; MACEDO, L. O. B.; AQUINO, J.; TORMA, R. F. Análise comparativa da evolução dos indicadores agropecuários e de desmatamento do Sudeste de Mato Grosso. **ENGEMA**, p. 1–16, 2021. Disponível em: <http://engemausp.submissao.com.br/23/anais/arquivos/157.pdf?v=1656110879> . Acesso em: 23 jun. 2022.

GONZAGA, C. A. C.; FERNANDES, T. de A.; BOLDRIN, J. L.; CORREA, M. dos S. A.; ROQUETTE, J. G.; SILVA, N. M. da; BARBOSA, D. S.; PESSI, D. D.; PARANHOS FILHO, A. C.; MIOTO, C. L.; ANGEOLETTO, F. H. S. Sensoriamento remoto e o monitoramento da degradação florestal por entidades governamentais do Brasil. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 5, p. e28811528323, 2022. Disponível em: <https://doi.org/10.33448/rsd-v11i5.28323> .

GUO, J.; WANG, B.; WANG, G.; MYO, S. T. Z.; CAO, F. Effects of three cropland afforestation practices on the vertical distribution of soil organic carbon pools and nutrients in eastern China. **Global Ecology and Conservation**, v. 22, p. e00913, 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.GECCO.2020.E00913> .

GWF. **Plataforma Digital Global Forest Watch**. [s. l.], 2022. Disponível em: <https://www.globalforestwatch.org/> . Acesso em: 23 jun. 2022.

HARRIS, M. B.; TOMAS, W.; MOURÃO, G.; DA SILVA, C. J.; GUIMARÃES, E.; SONODA, F.; FACHIM, E. Safeguarding the Pantanal Wetlands: Threats and Conservation Initiatives. **Biologia da Conservação**, v. 19, n. 3, p. 714–720, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00708.x> .

HECK, C. R. A expansão produtiva agropecuária no estado de mato grosso e seus impactos fundiários e ambientais a partir dos anos 2000. **Informe GEPEC**, v. 25, n. 2, p. 62–84, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.48075/igepec.v25i2.26284> .

IBGE. Brasil, Mato Grosso, Rondonópolis. Disponível em: <https://cidades.ibge.gov.br/brasil/mt/rondonopolis/panorama>. Acesso em: 3 maio 2022.

IPBES. The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for the Americas. 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.5281/ZENODO.3236253> .

KUNDHLANDE, G.; ADAMOWICZ, W. L.; MAPAURE, I. Special section: land use options in dry tropical woodland ecosystems in Zimbabwe: valuing ecological services in a savanna ecosystem: a case study from Zimbabwe. **Ecological Economics**, v. 33, n. 3, p. 401–412, 2000. Disponível em: [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(00\)00149-X](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(00)00149-X) .

LAL, R.; KIMBLE, J.; STEWART, B. A. World Soils as a Source or Sink for Radiatively-Active Gases. In: LAL, R. et al. (Eds.) (org.). **Soil Management and Greenhouse Effect**. 1st Edition ed. Boca Raton: CRC Lewis Publishers, 1995. p. 1–7.

LAMBIN, F. E.; MEYFROIDT, P. Global land use change, economic globalization, and the looming land scarcity. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 108, n. 9, p. 3465–3472, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1073/pnas.1100480108> . Acesso em:

MACHADO, M. A.; RHODEN, A. C. Aplicação da agricultura regenerativa no brasil: estudo de caso no oeste catarinense. **Anais de Agronomia**, v. 2, n. 1, p. 14–36, 2022. Disponível em: <https://uceff.edu.br/anais/index.php/agronomia/article/view/314> .

MARQUES, J. F.; ALVES, M. B.; SILVEIRA, C. F.; AMARAL E SILVA, A.; SILVA, T. A.; DOS SANTOS, V. J.; CALIJURI, M. L. Fires dynamics in the Pantanal: Impacts of anthropogenic activities and climate change. **Journal of Environmental Management**, v. 299, p. 113586, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.JENVMAN.2021.113586>.

MINGOTI, R.; SAIS, I. C. R.; PADOVANI, C. R.; CALHEIROS, D. F.; DE OLIVEIRA, M. D. Variação da produção de sedimentos entre 1985 e 2017 na Bacia do Rio São Lourenço. In: 2019, Santos, SP. **Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto**. Santos, SP: [s. n.], 2019. p. 1–4.

MAPBIOMAS. Projeto de Mapeamento Anual da Cobertura e Uso da terra do Brasil. Disponível em: <<https://mapbiomas.org/>> . Acesso em: 10 maio 2022.

NICHOLLS, C. I.; ALTIERI, M. Á. Modelos ecológicos y resilientes de producción agrícola para el siglo XXI. **Agroecología**, v. 6, n. 0, p. 28–37, 2011. Disponível em: <https://revistas.um.es/agroecologia/article/view/160641>.

NUNES DA CUNHA, C.; RAWIEL, P.; WANTZEN, K.; JUNK, W.; LEMES DO PRADO, A. Mapping and characterization of vegetation units by means of Landsat imagery and management recommendations for the Pantanal of Mato Grosso (Brazil), north of Poconé. **Amazoniana**, v. 19, n. 1/2, p. 1–32, 2006. Disponível em: https://pure.mpg.de/pubman/faces/ViewItemOverviewPage.jsp?itemId=item_1506769. Acesso em:

PAGIOLA, S.; CARRASCOSA VON GLEHN, H.; TAFFARELLO, D. **Experiências do Brasil em Pagamentos por Serviços Ambientais**. [S. l.: s. n.].

PEARCE, D. W. **Economic values and the natural world**. The MIT Press ed. Massachusetts, USA: [s. n.], 1993.

RAMALHO, A. A.; ANDERSON LUIZ; SILVA, J. N. F.; VASCONCELOS, M. J. C. da S.; MACEDO, L. O. B. Valoração econômica das emissões de GEE oriundas de incêndios na terra indígena Tadarimana, MT. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 12, n. 10, p. 639–654, 2021. Disponível em: <https://doi.org/https://doi.org/10.6008/CBPC2179-6858.2021.010.0050>.

REPÚBLICA FEDERATIVA DO BRASIL. **Pretendida Contribuição Nacionalmente Determinada (iNDC) para Consecução do Objetivo da Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudança do Clima**. [s. l.], 2015. Disponível em: <https://www.gov.br/mre/pt-br/arquivos/documentos/clima/brasil-indc-portugues.pdf>.

RIGHI, C. A.; BERNARDES, M. S. Sistemas Agroflorestais: definição e perspectivas. **Cadernos da Disciplina de Sistemas Agroflorestais**. Piracicaba - SP: [s. n.], 2015.

SARAIVA FARINHA, M. J. U.; BERNARDO, L. V. M.; SOARES FILHO, A.; BEREZUK, A. G.; DA SILVA, L. F.; RUVIARO, C. F. Opportunity cost of a private reserve of natural heritage, Cerrado biome – Brazil. **Land Use Policy**, v. 81, p. 49–57, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/J.LANDUSEPOL.2018.08.028>.

SEDDON, N.; SMITH, A.; SMITH, P.; KEY, I.; CHAUSSON, A.; GIRARDIN, | Cécile; HOUSE, J.; SRIVASTAVA, S.; TURNER, B. Getting the message right on nature-based solutions to climate change. 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/gcb.15513>.

THIELEN, D.; SCHUCHMANN, K.-L. I.; RAMONI-PERAZZI, P.; MARQUEZ, M.; ROJAS, W.; ISRRAEL QUINTERO, J.; ISAAC MARQUES, M.; ALDRICH, S. P. Quo vadis Pantanal? Expected precipitation extremes and drought dynamics from changing sea surface temperature. 2020. Disponível em: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0227437>.

VASCONCELLOS, R. C. de; BELTRÃO, N. E. S. Avaliação de prestação de serviços ecossistêmicos em sistemas agroflorestais através de indicadores ambientais. **Interações (Campo Grande)**, v. 19, p. 209–220, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.20435/inter.v19i1.1494>.

VITOUSEK, P. M. Beyond global warming: ecology and global change. **Ecology**, v. 75, p. 1861–1876, 1994. Disponível em: <https://doi.org/https://doi.org/10.2307/1941591>.

ZALLES, V.; HANSEN, M. C.; POTAPOV, P. v.; PARKER, D.; STEHMAN, S. v.; PICKENS, A. H.; PARENTE, L. L.; FERREIRA, L. G.; SONG, X.-P.; HERNANDEZ-SERNA, A.; KOMMAREDDY, I. Rapid expansion of human impact on natural land in South America since 1985. **Science Advances**, v. 7, n. 14, p. 1–10, 2021. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/sciadv.abg1620>.