



MINISTÉRIO DA
CIÊNCIA, TECNOLOGIA
E INOVAÇÕES



sid.inpe.br/mtc-m21d/2021/06.25.11.56-TDI

BALANÇO DO NITROGÊNIO NA BACIA DO ALTO PARAGUAI

Karina Lima Tôsto

Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Ciência do Sistema Terrestre, orientada pelos Drs. Jean Pierre Henry Balbaud Ometto, Maria Cristina Forti, e Felipe Siqueira Pacheco, aprovada em 20 de maio de 2021.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34T/44U3H55>>

INPE
São José dos Campos
2021

PUBLICADO POR:

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais - INPE
Coordenação de Ensino, Pesquisa e Extensão (COEPE)
Divisão de Biblioteca (DIBIB)
CEP 12.227-010
São José dos Campos - SP - Brasil
Tel.:(012) 3208-6923/7348
E-mail: pubtc@inpe.br

CONSELHO DE EDITORAÇÃO E PRESERVAÇÃO DA PRODUÇÃO INTELLECTUAL DO INPE - CEPPII (PORTARIA Nº 176/2018/SEI-INPE):

Presidente:

Dra. Marley Cavalcante de Lima Moscati - Coordenação-Geral de Ciências da Terra (CGCT)

Membros:

Dra. Ieda Del Arco Sanches - Conselho de Pós-Graduação (CPG)
Dr. Evandro Marconi Rocco - Coordenação-Geral de Engenharia, Tecnologia e Ciência Espaciais (CGCE)
Dr. Rafael Duarte Coelho dos Santos - Coordenação-Geral de Infraestrutura e Pesquisas Aplicadas (CGIP)
Simone Angélica Del Ducca Barbedo - Divisão de Biblioteca (DIBIB)

BIBLIOTECA DIGITAL:

Dr. Gerald Jean Francis Banon
Clayton Martins Pereira - Divisão de Biblioteca (DIBIB)

REVISÃO E NORMALIZAÇÃO DOCUMENTÁRIA:

Simone Angélica Del Ducca Barbedo - Divisão de Biblioteca (DIBIB)
André Luis Dias Fernandes - Divisão de Biblioteca (DIBIB)

EDITORAÇÃO ELETRÔNICA:

Ivone Martins - Divisão de Biblioteca (DIBIB)
André Luis Dias Fernandes - Divisão de Biblioteca (DIBIB)



MINISTÉRIO DA
CIÊNCIA, TECNOLOGIA
E INOVAÇÕES



sid.inpe.br/mtc-m21d/2021/06.25.11.56-TDI

BALANÇO DO NITROGÊNIO NA BACIA DO ALTO PARAGUAI

Karina Lima Tôsto

Tese de Doutorado do Curso de Pós-Graduação em Ciência do Sistema Terrestre, orientada pelos Drs. Jean Pierre Henry Balbaud Ometto, Maria Cristina Forti, e Felipe Siqueira Pacheco, aprovada em 20 de maio de 2021.

URL do documento original:

<<http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34T/44U3H55>>

INPE
São José dos Campos
2021

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

Tôsto, Karina Lima.

T639b Balanço do nitrogênio na Bacia do Alto Paraguai / Karina Lima Tôsto. – São José dos Campos : INPE, 2021.
xx + 108 p. ; (sid.inpe.br/mtc-m21d/2021/06.25.11.56-TDI)

Tese (Doutorado em Ciência do Sistema Terrestre) – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, São José dos Campos, 2021.

Orientadores : Drs. Jean Pierre Henry Balbaud Ometto, Maria Cristina Forti, e Felipe Siqueira Pacheco.

1. Nitrogênio. 2. Uso do solo. 3. Eficiência no uso do nitrogênio.
4. Agropecuária. 5. Biogeoquímica ambiental. I.Título.

CDU 543.272.3(292.86)



Esta obra foi licenciada sob uma Licença [Creative Commons Atribuição-NãoComercial 3.0 Não Adaptada](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).

This work is licensed under a [Creative Commons Attribution-NonCommercial 3.0 Unported License](https://creativecommons.org/licenses/by-nc/3.0/).



INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS
Serviço de Pós-Graduação - SEPGR

DEFESA FINAL DE TESE DE Karina Lima Tôsto
BANCA Nº 117/2021 REG 136360/16

No dia 20 de maio de 2021, as 09h00min, por teleconferência, o(a) aluno(a) mencionado(a) acima defendeu seu trabalho final (apresentação oral seguida de arguição) perante uma Banca Examinadora, cujos membros estão listados abaixo. O(A) aluno(a) foi APROVADO(A) pela Banca Examinadora, por unanimidade, em cumprimento ao requisito exigido para obtenção do Título de Doutora em Ciência do Sistema Terrestre. O trabalho precisa da incorporação das correções sugeridas pela Banca Examinadora e revisão final pelo(s) orientador(es).

Título: “Balanço do nitrogênio na Bacia do Alto Paraguai”

Eu, Angélica Giarolla, como Presidente da Banca Examinadora, assino esta ATA em nome de todos os membros, com o consentimento dos mesmos.

Dra. Angélica Giarolla - Presidente - INPE

Dr. Jean Pierre Henry Balbaud Ometto - Orientador - INPE

Dra. Maria Cristina Forti - Orientador - INPE

Dr. Felipe Siqueira Pacheco - Orientador - INPE

Dr. Luiz Antônio Martinelli - Membro Externo - CENA-USP

Dr. Sergio Galdino - Membro Externo - Embrapa Territorial

“Sem a natureza não existimos mais, ela é a base da nossa vida”.

Ana Maria Primavesi

AGRADECIMENTOS

Por chegar até aqui, agradeço imensamente:

Aos meus orientadores, Dra. Maria Cristina Forti, Dr. Felipe Pacheco e Dr. Jean Ometto, pelo acolhimento, incentivo, ensinamentos e amizade. Além de brilhantes cientistas, vocês são, sem dúvida, pessoas incríveis e inspiradoras.

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), pela bolsa de doutorado concedida.

Ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) e ao Centro de Ciências do Sistema Terrestre (CCST; atual Divisão de Impactos, Adaptação e Vulnerabilidades – DIIAV), pela oportunidade do Doutorado, e por fornecer as condições para que ele fosse realizado.

A todos os funcionários e colaboradores que mantêm esse instituto tão importante, em especial a Ângela Harada e Mariana Santos, sempre proporcionando o melhor para os discentes; e André Fernandes e Simone Delducca, pelas preciosas correções e ajuda nos ajustes do texto.

Aos professores com os quais tive oportunidade de aprender muito, e que contribuíram com meu crescimento pessoal e profissional.

Aos pesquisadores do INPE que colaboraram, especialmente Drs. Luciane Gomes, Pedro Andrade e Gilney Bezerra, obrigada pela disponibilidade e empenho em ajudar.

Aos pesquisadores da Embrapa, Drs. Sergio Galdino, Rafael Mingoti e Márcia Divina de Oliveira, pela presteza e compartilhamento de dados e de conhecimento.

Às amigas da pós, incluindo todos da turma 2016 e outras pessoas queridas, especialmente Cássia Gama, Janaína Guidolini, Marcela Miranda, Anahi Sobral, Gisleine Cunha e Cleber Assis. E claro, minha maior parceira sempre, Ana Rorato, e ao meu querido amigo Pedro.

A todos os amigos que eu fiz nas quadras de tênis em São José dos Campos, especialmente meu mestre Bruno Tano e queridos Tati, Luan, Aninha, Edirey, Lígia, Eddie, Pi, Will, Gui e Nicolas.

À minha família, com todo o meu amor, pelo apoio incondicional: pai Sergio, sempre inspiração e guia maior; mãe Corina, pelo carinho e auxílio em tudo; mãe Glória, pela vida e amizade; vó Sibelia, pelo cuidado. Meus irmãos lindos e divertidos, Luis Pedro, Bruna, Luana e Júlia; ao meu irmão de consideração e cunhado, Juninho.

Ao meu companheiro, amor e melhor amigo, Eric, pela parceria, cuidado e compreensão, sempre. Aos pequenos e tão amados Fabrício e Lucas. À nossa família canina, Melissa, Ísis, Bob e Dylan, pela fidelidade eterna.

RESUMO

O nitrogênio (N) é um elemento necessário para todos os seres vivos e desempenha papel crítico para a produção primária. Em decorrência das atividades antrópicas, têm ocorrido intensas mudanças na disponibilização desse nutriente e na sua ciclagem no ambiente a nível global. O N representa um elo comum para garantia de diversas metas previstas nos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável, devido às múltiplas conexões existentes entre a produção de alimentos, fibras e energia para atender as crescentes demandas humanas, que deve ocorrer garantindo o equilíbrio ambiental e a sustentabilidade socioeconômica. A Bacia do Alto Paraguai (BAP) constitui uma área de conflito entre a expansão das atividades agropecuárias nas partes altas da bacia, e a conservação de ecossistemas a jusante que formam a planície do Pantanal Mato-grossense, importante área úmida e Patrimônio Nacional. Neste trabalho, são investigadas as relações entre a expansão e intensificação das atividades agropecuárias nos fluxos de N nas lavouras e pastagens, no período de 2001 a 2017. Os principais fluxos de N foram identificados e quantificados, sendo consideradas as entradas (deposição atmosférica, fixação biológica, adubação orgânica e fertilizantes sintéticos), saídas (produtos colhidos e produção de carne e leite) e perdas potenciais (emissões gasosas, lixiviação e erosão do solo). Na agricultura, as entradas de N foram estimadas em 197,6 kg N ha⁻¹ano⁻¹ em 2001 e 269,8 kg N ha⁻¹ano⁻¹ em 2017, um aumento de quase 40%. A fixação biológica representa a principal fonte de N para a bacia, contudo, tem ocorrido considerável aumento nas taxas de aplicação de fertilizantes sintéticos, contribuindo para o aumento da produtividade, principalmente do milho. Observou-se aumento na produtividade geral da agricultura, representada pelo aumento nas saídas de N através dos produtos colhidos, estimadas em 204,5 kg N ha⁻¹ano⁻¹ em 2001 e em 247,8 kg N ha⁻¹ano⁻¹ em 2017. As perdas potenciais de N nesses sistemas destacam-se pelo maior aumento registrado dos fluxos, superior a 70%, estimadas em 28,8 kg N ha⁻¹ano⁻¹ em 2001 e 45,6 kg N ha⁻¹ano⁻¹ em 2017. O balanço do N, estimado pela diferença entre as entradas e o somatório das saídas e perdas potenciais, mostra um déficit anual de cerca de 25,0 kg N ha⁻¹ano⁻¹. Em relação a Eficiência do Uso de Nitrogênio (NUE), a persistência de valores próximos ou superiores a 1 durante todo o período indicam a suscetibilidade dos solos agrícolas à degradação pela reposição insuficiente do N removido. Em pastagens, as entradas médias foram estimadas em 38,2 kg N ha⁻¹ano⁻¹ durante todo o período. Observou-se o aumento em mais de 70% das saídas através da produção carne e leite, estimadas em 1,9 kg N ha⁻¹ano⁻¹ em 2001 e 3,3 kg N ha⁻¹ano⁻¹ em 2017, evidenciando o ganho na produtividade desses sistemas. As perdas de N em pastagens são altas, estimadas em 13,0 kg N ha⁻¹ano⁻¹, em média. Valores positivos para o balanço durante todos os anos indicam o acúmulo de N, cerca de 9,3 kg N ha⁻¹ano⁻¹. A NUE nas pastagens é ainda muito baixa, não ultrapassando o valor de 0,2.

Palavras-chave: Nitrogênio. Uso do solo. Eficiência no uso do nitrogênio. Agropecuária. Biogeoquímica ambiental.

NITROGEN BUDGET IN THE UPPER PARAGUAY BASIN

ABSTRACT

Nitrogen (N) is an important element for all living beings and plays a critical role in primary production. As a result of human activities, there have been intense changes in the availability of this nutrient and its cycling in the environment at a global level. N represents a common link to guarantee several goals foreseen in the Sustainable Development Goals, due to the multiple existing connections among the production of food, fibers, and energy to meet the growing human demands, which must occur to guarantee the environmental balance and socioeconomic sustainability. The Upper Paraguay Basin (BAP) constitutes an area of conflict between agricultural expansion in the upper areas and conservation of downstream ecosystems that form Pantanal wetland, a National Heritage. In this work, relationships between the expansion and intensification of agricultural activities in N fluxes in crops and pastures, between 2001 and 2017, are investigated. The main N fluxes were identified and quantified, considering inputs (atmospheric deposition, biological fixation, organic manure, and synthetic fertilizers), outputs (harvested products and meat and milk production), and potential losses (gaseous emissions, leaching, and soil erosion). In agriculture, N inputs were estimated at $197.6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ in 2001 and $269.8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ in 2017, an increase of almost 40%. The biological fixation represents the main source of N for the basin, however, there has been a considerable increase in the rates of application of synthetic fertilizers, contributing to the increase in productivity, mainly for maize. An increase in the general productivity of agriculture was observed, represented by the increase in N outputs through harvested products, estimated at $204.5 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ in 2001 and $247.8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ in 2017. Potential losses of N in these systems are highlighted by the largest recorded increase, up to 70%, estimated at $28.8 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ in 2001 and $45.6 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ in 2017. Nitrogen balance, calculated as the difference between N inputs and the sum of the outputs and potential losses, shows an annual deficit of about $25,0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. Considering the Nitrogen Use Efficiency indicator (NUE), the persistence of values close to or greater than 1 throughout the period indicates the susceptibility of productive soils to degradation due to insufficient replacement of the N removed. In pasturelands, average inputs were estimated at $38,2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ during the period. N outputs increased by 70% through milk and meat production, estimated at $1,9 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$ in 2001 and $3,3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ in 2017, evidencing gain in productivity in these systems. N losses in pastures were high, estimated in $13.0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$, on average. Positive values for N balance during all the years indicate N accumulation, about $9.3 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ yr}^{-1}$. NUE on pastures is still low, not exceeding 0.2.

Keywords: Nitrogen. Land use. Nitrogen use efficiency. Agriculture. Environmental biogeochemical.

LISTA DE FIGURAS

	<u>Pág.</u>
Figura 2.1 - Esquema simplificado dos principais processos que governam a ciclagem do nitrogênio.	6
Figura 2.2 - Impacto do uso de nitrogênio (N) sobre os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), considerando níveis adequados de uso, excessos ou insuficiências desse nutriente na agricultura.	9
Figura 2.3 - Componentes considerados em diferentes abordagens para inventário dos fluxos do nitrogênio em diferentes sistemas (inventário da fazenda, inventário do solo e inventário da terra).....	13
Figura 2.4 - Diagrama conceitual do indicador de Eficiência do Uso do Nitrogênio (NUE), calculado a partir do método do balanço parcial de N (BPN).	17
Figura 3.1 - Localização da Bacia do Alto Paraguai (BAP).	24
Figura 3.2 - Esquema descritivo das etapas de desenvolvimento do estudo, incluindo a integração de dados, realização do inventário dos fluxos e estimativas do balanço e da eficiência do uso do nitrogênio.....	25
Figura 3.3 - Principais fluxos de nitrogênio (N), representados como entradas, saídas e perdas potenciais, nos sistemas agropecuários da Bacia do Alto Paraguai.....	29
Figura 4.1 - Área (%) das classes de uso e cobertura da terra nas sub-bacias da Bacia do Alto Paraguai, em 2001 e 2017.	42
Figura 4.2 Uso e cobertura da terra na Bacia do Alto Paraguai em 2001 (A) e 2017 (B), considerando as classes vegetação natural, agricultura, pastagem e outros.	43
Figura 4.3 – Cultivos agrícolas na Bacia do Alto Paraguai (BAP) em 2001 (A) e 2017 (B).....	45
Figura 4.4 - Área cultivada (10^6 ha) e produtividade média ($t\ ha^{-1}$) dos principais cultivos na Bacia do Alto Paraguai entre 2001 e 2017.	46
Figura 4.5 Rebanho bovino (mil cabeças) e taxa de lotação ($cab\ ha^{-1}$) na Bacia do Alto Paraguai, entre 2001 e 2017.....	48

Figura 4.6 - Entradas (IN), saídas (OUT) e perdas (LOSS) de N ($\text{kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$) na agricultura (A) e nas pastagens (B) da Bacia do Alto Paraguai (BAP), entre o período de 2001 a 2017.	49
Figura 4.7 - Fluxos de entradas (IN), saídas (OUT), e perdas (LOSS) de nitrogênio (N; $\text{kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$) nas áreas de agricultura das sub-bacias da Bacia do Alto Paraguai, entre 2001 e 2017.	50
Figura 4.8 - Fluxos de entradas (IN), saídas (OUT), e perdas (LOSS) de nitrogênio (N; $\text{kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$) nas áreas de pastagens das sub-bacias da Bacia do Alto Paraguai, entre 2001 e 2017.	51
Figura 4.9 - Entradas totais ($\text{kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$) de N nas áreas de agricultura e pastagem da Bacia do Alto Paraguai em 2001 (A) e 2017 (B).	53
Figura 4.10 - Saídas de N ($\text{kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$) nos sistemas agropecuários da Bacia do Alto Paraguai em 2001 (A) e 2017 (B).	55
Figura 4.11 - Perdas potenciais de nitrogênio por emissões gasosas, lixiviação e erosão do solo ($\text{kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$) nos sistemas agropecuários da Bacia do Alto Paraguai em 2001 (A) e 2017 (B).	57
Figura 4.12 - Balanço do nitrogênio ($\text{kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$) na agricultura (A) e pastagens (B) da Bacia do Alto Paraguai, no período de 2001 a 2017.	59
Figura 4.13 - Balanço do nitrogênio ($\text{kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$) na agricultura (A) e pastagens (B) da sub-bacias da BAP, no período de 2001 a 2017.	60
Figura 4.14 - Balanço do nitrogênio ($\text{kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$) nos sistemas agropecuários da Bacia do Alto Paraguai em 2001 (A) e 2017 (B).	61
Figura 4.15 - Magnitude dos fluxos de N ($\text{kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$) na agricultura da Bacia do Alto Paraguai em 2017.	63
Figura 4.16 - Magnitude dos fluxos de N ($\text{kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$) nas pastagens da Bacia do Alto Paraguai em 2017.	63
Figura 4.17 - Eficiência do uso de nitrogênio (NUE) na agricultura da Bacia do Alto Paraguai em 2001.	66
Figura 4.18 - Eficiência do uso de nitrogênio (NUE) na agricultura da Bacia do Alto Paraguai em 2017.	66
Figura 5.1 - Eficiência do Uso do Nitrogênio nas áreas cultivadas do Brasil (NUE; 2010).	73

Figura C.1 - Produtividade (kg ha^{-1}) do algodão, cana-de-açúcar e milho em função das doses de nitrogênio aplicadas (kg ha^{-1}).	99
Figura D.1 - Conteúdo de N nos solos da Bacia do Alto Paraguai (kg N ha^{-1} ; BATJES et al., 2004).....	103
Figura D.2 - Estimativas da perda de solo ($\text{Mg ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) por erosão hídrica através da Equação Universal de Perdas de Solos (EUPS, BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014) na Bacia do Alto Paraguai, em 2001 (A) e (2017). 104	
Figura D.3 - Perdas de nitrogênio ($\text{kg N ha}^{-1} \text{ano}^{-1}$) por erosão hídrica na Bacia do Alto Paraguai, em 2001 (A) e 2017 (B).	105

LISTA DE TABELAS

Tabela 2.1 - Definições para diferentes abordagens para cálculo da Eficiência do Uso do Nitrogênio (NUE), com valores médios reportados na literatura, principais vantagens e limitações.	16
Tabela 3.1 - Distribuição das classes de solo na Bacia do Alto Paraguai, por área (km ² , %) e por erodibilidade (fator K; Mg h.MJ ⁻¹ mm ⁻¹).	36
Tabela 3.2 - Fator C para os principais usos e coberturas do solo presentes na Bacia do Alto Paraguai.	38
Tabela 4.1 - Eficiência do uso do nitrogênio (NUE) na agricultura da Bacia do Alto Paraguai entre 2001 a 2017.	65
Tabela A.1 - Área (10 ³ hectares) das principais classes de cobertura da terra na Bacia do Alto Paraguai entre 2001 e 2017.	95
Tabela B.1 - Efetivo bovino (mil cabeças) nas sub-bacias da Bacia do Alto Paraguai.	96
Tabela B.2 - Taxa de lotação (cabeças/hectare) nas sub-bacias da Bacia do Alto Paraguai.	97
Tabela B.3 - Produção do leite (10 ⁶ L) nas sub-bacias da Bacia do Alto Paraguai.	98
Tabela C.1 - Entradas estimadas de N-fertilizante (kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹) na Bacia do Alto Paraguai, por sub-bacia, entre 2001 e 2017.	100
Tabela E.1 - Entradas estimadas de N-fertilizante (kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹) na Bacia do Alto Paraguai, por sub-bacia, entre 2001 e 2017.	106
Tabela E.2 - Fluxos de nitrogênio (kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹) nas áreas de pastagem da Bacia do Alto Paraguai entre 2001 e 2017, abrangendo as entradas por fixação biológica (IN _{FBN}) e deposição atmosférica (IN _{DEP}), saída por produtos colhidos (OUT _{PROD}) e perdas potenciais por emissões gasosas (LOSS _{GAS}) e erosão hídrica (LOSS _{ERO}).	107
Tabela E.3 - Entradas, saídas, perdas e balanço do nitrogênio (kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹) para as áreas de agricultura e pastagem da Bacia do Alto Paraguai entre 2001 e 2017.	108

SUMÁRIO

	<u>Pág.</u>
1 INTRODUÇÃO.....	1
1.1 Motivação, hipótese e objetivos	3
1.2 Estrutura da tese	4
2 REVISÃO DA LITERATURA.....	5
2.1 Ciclagem do nitrogênio e influência antrópica.....	5
2.2 Desafio do N: propostas e iniciativas	8
2.3 Nitrogênio como múltiplo indicador de eficiência	11
3 MATERIAL E MÉTODOS	19
3.1 Área de estudo.....	19
3.2 Banco de dados e processamento.....	25
3.3 Uso e cobertura da terra	27
3.4 Balanço do nitrogênio.....	28
3.4.1 Entradas de nitrogênio.....	31
3.4.2 Saídas de nitrogênio.....	32
3.4.3 Perdas de nitrogênio.....	33
3.5 Eficiência do Uso do Nitrogênio (NUE)	38
4 RESULTADOS	41
4.1 Uso e cobertura da terra	41
4.2 Atividades agropecuárias	44
4.3 Inventário dos fluxos de nitrogênio.....	48
4.3.1 Entradas de nitrogênio.....	51
4.3.2 Saídas de nitrogênio.....	54
4.3.3 Perdas de nitrogênio.....	56
4.4 Balanço de nitrogênio.....	58
4.5 Eficiência no Uso do Nitrogênio (NUE)	64
5 DISCUSSÃO.....	67
6 CONCLUSÃO.....	76
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	78
APÊNDICE A: CLASSES DE USO E COBERTURA DA TERRA.....	95
APÊNDICE B: ASPECTOS DA PECUÁRIA NA BACIA DO ALTO PARAGUAI	96

APÊNDICE C: USO DE FERTILIZANTES NITROGENADOS NA AGRICULTURA DA BACIA DO ALTO PARAGUAI.....	99
APÊNDICE D: PARÂMETROS DA EQUAÇÃO UNIVERSAL DE PERDA DOS SOLOS.....	101
APÊNDICE E: FLUXOS DE NITROGÊNIO.....	106

1 INTRODUÇÃO

O nitrogênio (N) é um elemento essencial para todas as formas de vida, constituindo biomoléculas essenciais e desempenhando um papel crítico na produção primária em ecossistemas aquáticos e terrestres (VITOUSEK et al., 1997; GRUBER; GALLOWAY, 2008). As atividades antrópicas têm exercido intensa influência na ciclagem biogeoquímica do N, principalmente a partir da segunda metade do século XX, com crescente disponibilização desse elemento no ambiente (FOWLER et al., 2013).

A expansão e intensificação das atividades agropecuárias têm provocado alterações na disponibilidade e ciclagem do N que contribuem para o aumento na produção de alimentos, fibras e energia (ERISMAN et al., 2008). Assim, atualmente, os sistemas agrícolas são os principais responsáveis pelas mudanças no ciclo do N, principalmente devido ao uso de fertilizantes sintéticos nas lavouras e expansão das áreas cultivadas com espécies fixadoras de nitrogênio (FOWLER et al., 2015).

Limitações na disponibilidade desse nutriente estão associadas a baixa produtividade em solos agrícolas, contribuindo para a degradação dos solos e abandono da terra (QUINTON et al., 2010; SUTTON et al., 2013; LAL, 2014; REIS et al., 2016). Por outro lado, ineficiências generalizadas no uso do N associados à alta mobilidade das espécies nitrogenadas no ambiente têm acarretado uma série de externalidades negativas, incluindo efeitos sobre o clima e alteração na qualidade dos solos, ar e corpos hídricos (DE VRIES et al., 2013; GALLOWAY et al., 2013; STEFFEN et al., 2015; DAVIDSON et al., 2016).

Dessa forma, assegurar as demandas da população mundial, estimada para atingir mais de 9 bilhões de pessoas em 2050, considerando os potenciais impactos associados, representa um dos maiores desafios impostos à sociedade contemporânea (TOWNSEND; PALM, 2009; FOLEY et al., 2011; ZHANG et al., 2015; ZHANG; DAVIDSON, 2019). A relevância das influências antrópicas no ciclo do N tem estimulado o desenvolvimento de parcerias e iniciativas para

elucidar seus impactos e interações, e promover sua melhor gestão escalas local, regional e global (BULL; HOFT; SUTTON, 2011).

No Brasil, a dinâmica do N nas atividades agropecuárias é particularmente relevante, já que o país se encontra hoje em uma posição de destaque como um dos maiores produtores e exportadores de *commodities* do mundo. Além disso, o país terá um papel importante no atendimento às demandas tanto do mercado interno quanto internacional, ao mesmo tempo em que precisa preservar e atender metas de redução de desmatamento e emissões gasosas (LAPOLA et al., 2014; OECD/FAO, 2015). Investigar os efeitos das alterações antrópicas na ciclagem dos nutrientes é essencial para entender o atual estado dos ecossistemas terrestres e aquáticos e suas conexões com a segurança alimentar e hídrica, integridade dos ecossistemas e saúde humana (BUSTAMANTE et al., 2015; UNEP, 2019). O manejo efetivo dos nutrientes é fundamental para reduzir os impactos negativos no meio ambiente e saúde humana, contribuindo para a promoção do desenvolvimento econômico, social e ambiental, em direção a sustentabilidade global (TILMAN et al., 2011; ZHANG et al., 2015).

A Bacia do Alto Paraguai (BAP) localiza-se em uma das maiores regiões agrícolas do Brasil, em uma área que engloba os biomas Cerrado e Amazônia e compreende o Pantanal Mato-grossense. A BAP representa um território importante e estratégico para gestão, devido ao conflito inerente entre as atividades econômicas que têm sido aí desenvolvidas e a conservação dos seus recursos naturais (PETRY et al., 2012; MORESCHI; DE PAES; CALHEIROS, 2015; CIC CUENCA DEL PLATA, 2016; ALHO et al., 2019). O avanço das atividades antrópicas nas partes altas da BAP, principalmente relativas à agropecuária, associadas a práticas inadequadas de manejo e características naturais da região, têm levado a alterações na dinâmica dos processos que ocorrem na planície pantaneira, como o aumento no aporte de sedimentos, nutrientes e outros insumos, e colocam em risco a capacidade de provimento de diversos serviços ambientais (BERGIER, 2013a; ALHO et al., 2019).

1.1 Motivação, hipótese e objetivos

Para atender as demandas nacionais e as exportações de grãos e proteína animal, o Brasil tem vivenciado, ao longo das últimas décadas, uma expansão e intensificação dos sistemas de produção agrícola e pecuária. As mudanças no uso e ocupação do solo para atender tais atividades tem promovido, por outro lado, a degradação dos solos produtivos e alterações na ciclagem biogeoquímica dos nutrientes (GOMES, 2017; TÔSTO et al., 2018, 2019; GOMES et al., 2019; PACHECO et al., 2021).

Na BAP, a substituição da vegetação nativa para dar lugar a lavouras e pastagens plantadas vem ocorrendo em áreas sensíveis para a proteção do Pantanal. Seguindo a tendência observada para os estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul nos últimos 20 anos, é esperado que ao longo do tempo seja observado o aumento na produção agropecuária e a intensificação dos fluxos de N, decorrente do aumento de áreas dedicadas a tais atividades bem como o aumento no uso de insumos. Mudanças na cobertura vegetal em áreas suscetíveis podem contribuir para a aceleração de processos erosivos e redução na qualidade dos solos, comprometendo os serviços ambientais fornecidos pelo ecossistema.

Nesse contexto, a pesquisa propôs investigar as relações entre as mudanças no uso da terra e os fluxos de N na BAP. Utilizando diferentes fontes de dados integrados e processados em sistema de informações geográficas (SIG), elaborou-se o balanço espacialmente explícito do N nos solos dedicados a agricultura e pastagens da BAP, considerando o período de 2001 a 2017. Os fluxos gerados são utilizados para estimar a eficiência do uso do nitrogênio (NUE) nos sistemas produtivos, em escala local (sub-bacias) e temporal (2001 a 2017).

Com intuito de investigar essas proposições, apresentam-se os seguintes objetivos específicos:

- a. Analisar as mudanças de uso e cobertura da terra na BAP entre 2001 e 2017;
- b. Estimar e descrever quantitativamente os principais fluxos de nitrogênio nos sistemas agropecuários;

- c. Calcular o balanço do N para as sub-bacias da BAP;
- d. Gerar o mapeamento espaço-temporal dos fluxos de N;
- e. Calcular a eficiência do uso do N na BAP;
- f. Discutir propostas de melhoria na gestão desse nutriente.

1.2 Estrutura da tese

Essa tese é estruturada em 6 capítulos. No presente capítulo, é apresentada a introdução sobre o estudo desenvolvido, abrangendo a relevância do tema, motivações e objetivos. No Capítulo 2, é apresentada uma revisão da literatura, contemplando aspectos gerais da ciclagem do N no ambiente, iniciativas para promoção do estudo e gestão integrada desse nutriente e a utilização do N como múltiplo indicador de sustentabilidade em sistemas de produção agrícola. No Capítulo 3 apresenta-se a área de estudo e procedimentos seguidos para estimar e espacializar os fluxos de N e calcular o balanço e eficiência do uso do N na BAP. No Capítulo 4 apresentam-se os resultados obtidos, considerando o uso e cobertura da terra na BAP e as mudanças observadas entre 2001 e 2017, os fluxos de N estimados como entradas, saídas e perdas nas áreas de agricultura e pastagens e as estimativas do balanço e eficiência do uso do N. No Capítulo 5 apresenta-se a discussão dos resultados obtidos, considerando a literatura para interpretação e comparação dos resultados com outros trabalhos relacionados. Por fim, a conclusão da tese é apresentada no Capítulo 6.

2 REVISÃO DA LITERATURA

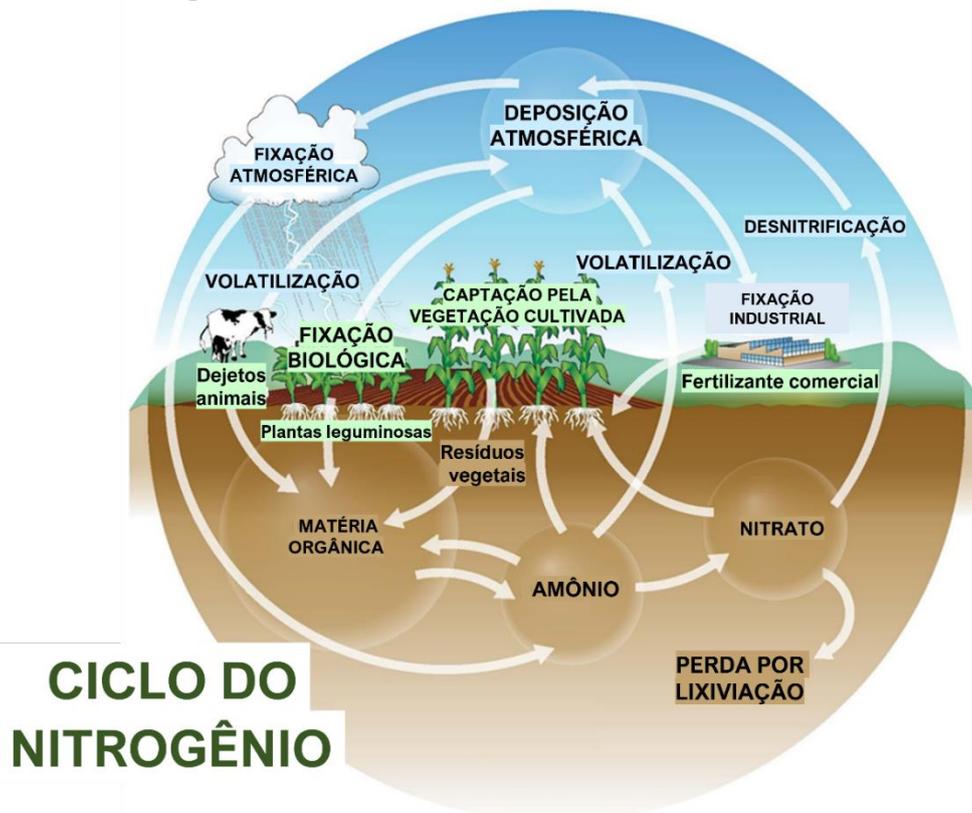
Neste capítulo, apresenta-se uma breve revisão sobre os conceitos gerais que nortearam o estudo, com intuito de apontar as principais referências que subsidiaram o desenvolvimento da pesquisa. Serão abordados aspectos da ciclagem do N e alterações antrópicas, iniciativas para elucidação dos impactos associados à dinâmica do N, esforços para a promoção da gestão eficiente desse nutriente e métodos nos quais o N é usado como indicador de eficiência em sistemas produtivos.

2.1 Ciclagem do nitrogênio e influência antrópica

O nitrogênio (N) é o quarto elemento mais abundante da biomassa celular e um nutriente essencial para a produção de proteínas, ácidos nucleicos e outros constituintes celulares (STEIN; KLOTZ, 2016; ZERKLE; MIKHAIL, 2017). O N sob a forma elementar N_2 é um gás abundante na atmosfera, representando cerca de 78% do seu volume, contudo, sob essa forma não é assimilável para grande parte dos seres vivos. Para ser utilizado na maioria dos processos biológicos, o N precisa ser convertido a formas biologicamente assimiláveis (N reativo, N_r), incluindo espécies orgânicas, como ureia, aminas e proteínas; e inorgânicas, como amônia, nitrato e óxido nitroso (GALLOWAY et al., 2008; ERISMAN et al., 2015).

O ciclo biogeoquímico do N (Figura 2.1) representa um conjunto diverso de transformações desse elemento no ambiente, que possibilitam a presença de diferentes espécies químicas nos diversos compartimentos do sistema terrestre: atmosfera, litosfera, hidrosfera e biosfera (WARD, 2012; SCHLESINGER; BERNHARDT, 2013). O ciclo do N é majoritariamente conduzido por microrganismos dotados de um variado inventário enzimático, que promovem reações de oxidação-redução e se beneficiam da energia liberada para manutenção do seu metabolismo (STEIN; KLOTZ, 2016).

Figura 2.1 - Esquema simplificado dos principais processos que governam a ciclagem do nitrogênio.



Fonte: Adaptado de IPNI (2020).

A fixação biológica do nitrogênio (FBN), realizada por microrganismos (*Archaea* e *Bacteria*) de vida livre ou em simbiose, representa o principal processo natural de disponibilização de Nr nos ecossistemas (VITOUSEK et al., 1997). No processo de FBN, a quebra da forte tripla ligação do N₂ atmosférico é catalisada pela ação enzimática (nitrogenase), promovendo a redução a amônia (NH₃). A alta energia das descargas elétricas atmosféricas também possibilita a quebra da molécula de N₂ e formação de óxidos de nitrogênio (NO_x), contudo, a contribuição dessa fonte abiótica de Nr é menor, cerca de 1,2% da fixação global de N (FOWLER et al., 2013; WARD, 2013).

Nos solos, mais de 95% do N encontra-se sob a forma orgânica (matéria orgânica e organismos vivos). A maior parte do N orgânico do solo possui lenta ciclagem, sendo resistente aos processos microbianos. Dessa forma, a

estabilidade do N orgânico leva ao seu acúmulo, particularmente em solos com altos teores de argila (CANTARELLA, 2007). A mineralização da matéria orgânica (MO) promove a liberação de formas inorgânicas de N (NH_4^+ , NO_3^- , NO_2^- e NH_3), fornecendo substrato para a realização de outros processos microbianos e absorção pelos vegetais (CANTARELLA, 2007; CANFIELD; GLAZER; FALKOWSKI, 2010).

Atualmente, a ação humana tem sido responsável por metade de todo Nr fixado no ambiente, que é disponibilizado através da combustão e principalmente pela expansão e intensificação da agropecuária, com aumento das áreas cultivadas com espécies fixadoras de N e do uso de fertilizantes nitrogenados (ERISMAN et al., 2008; FOWLER et al., 2013). A combustão em motores e plantas de geração de energia promovem a oxidação do N_2 atmosférico e do N do combustível, levando à formação de óxido nítrico (NO) e dióxido de nitrogênio (NO_2), poluentes atmosféricos que, posteriormente, atingem os solos e corpos d'água através de processos de deposição seca e úmida (FOWLER et al., 2009).

A maior fonte antropogênica de Nr para o ambiente advém do processo de Haber-Bosch, que possibilitou a combinação de N_2 atmosférico e hidrogênio (H_2) para fabricação de amônia, base para produção de fertilizantes. Atualmente, estima-se que o uso de fertilizantes seja responsável por cerca de 60% de todo o Nr de origem antrópica que é adicionado ao ambiente, o equivalente a $120 \text{ Tg N ano}^{-1}$ (GALLOWAY et al., 2008). O N desempenha papel chave na obtenção de altas produtividades na agricultura (VIEIRA, 2017). De acordo com Erisman e colaboradores (2015), o significativo aumento da produção agrícola a partir de 1960, descrito como "revolução verde", foi resultado de uma combinação de melhorias nas práticas agronômicas, dentre as quais destaca-se a produção comercial e emprego de fertilizantes e o desenvolvimento de variedades com maior responsividade à adubação nitrogenada.

O aumento da oferta de N através do processo de Haber-Bosch permitiu o barateamento dos fertilizantes sintéticos, atendendo a superando as necessidades de segurança alimentar em muitas partes do mundo, como nos Estados Unidos e em países europeus. O acesso a fertilizantes, porém, não é

igualmente distribuído, e muitas regiões do planeta ainda não conseguem suprimento adequado de N para seus cultivos, como observado em muitas partes da África e América Latina (SUTTON et al., 2013; ZHANG et al., 2015). Destaca-se ainda a ineficiência generalizada no uso do N em toda a cadeia produtiva de alimentos (produção-processamento-consumo). Estima-se que apenas 10% do N proveniente da fixação biológica ou da adubação nitrogenada em áreas cultivadas seja efetivamente consumida na alimentação humana (SUTTON et al., 2013).

2.2 Desafio do N: propostas e iniciativas

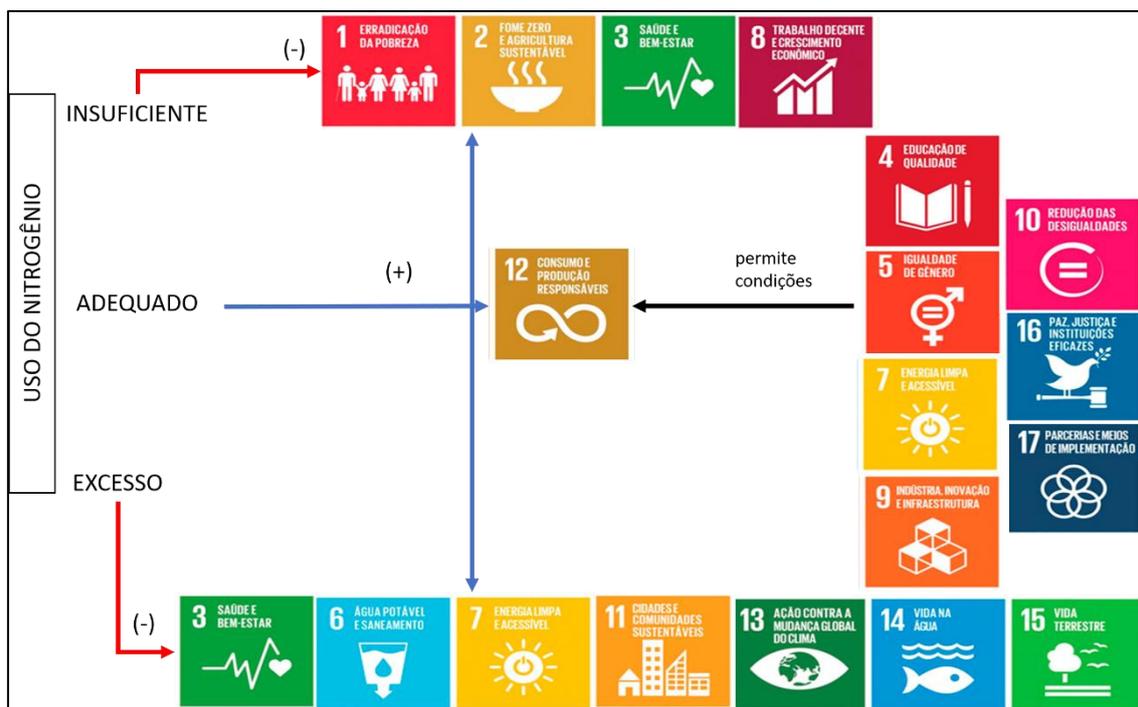
Um dos grandes desafios que a humanidade precisa enfrentar consiste na conciliação entre as crescentes demandas por alimento e energia e a minimização das ameaças a elas associadas (TOWNSEND; PALM, 2009; FOLEY et al., 2011; REIS et al., 2016). As consequências do excesso de nitrogênio em algumas regiões e carência em outras têm sido debatidas na comunidade científica nacional e internacional, e, dada a complexidade do ciclo do nitrogênio (N), promover seu gerenciamento adequado não é tarefa trivial (WATANABE et al., 2012; AUSTIN et al., 2013; SUTTON; BLEEKER, 2013; UNEP, 2019).

A gestão do N nos sistemas agrícolas representa um elo comum para alcançar os múltiplos Objetivos do Desenvolvimento Sustentável¹ (ODS; DOBERMANN, 2016; KANTER; ZHANG; HOWARD, 2016). Melhorar o acesso ao N é crítico para a erradicação da pobreza e da fome, principalmente nos países mais pobres do mundo, onde o aumento da produtividade agrícola promoveria um impacto socioeconômico positivo (ODS 1 e ODS 2). Melhores práticas de manejo podem levar à redução das perdas de N nos processos produtivos, contribuindo para a melhoria da qualidade da água (ODS 6), contra a mudança global do clima

¹ Os Objetivos do Desenvolvimento Sustentável (ODS) fazem parte da Agenda 2030 da Organização das Nações Unidas (ONU, 2015), que compreendem 17 objetivos gerais, organizados em 169 metas. Para consulta das metas previstas e indicadores para avaliação ver fonte original: sdgs.un.org/goals. As metas brasileiras de cada um dos ODS estão disponíveis em <https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>.

(ODS 13), protegendo a biodiversidade aquática (ODS 14) e terrestre (ODS 15), gerando cidades e comunidades mais sustentáveis (ODS 11) e atuando diretamente na conscientização para o consumo e a produção responsáveis (ODS 12) (Figura 2.2; LADHA et al., 2020).

Figura 2.2 - Impacto do uso de nitrogênio (N) sobre os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS), considerando níveis adequados de uso, excessos ou insuficiências desse nutriente na agricultura.



Fonte: Adaptado de Ladha et al. (2020).

A Parceria Global sobre Gestão de Nutrientes (GPNM), lançada na Comissão das Nações Unidas sobre Desenvolvimento Sustentável em 2009, opera como uma rede que envolve a participação de governantes, cientistas, produtores rurais, organizações não governamentais, membros do setor privado, entre outros, com o objetivo de comunicar o desafio da gestão de nutrientes e promover o interesse em ações para otimizar o seu uso. A GPNM tem como papel central ajudar a identificar e promover oportunidades, como parte de um

esforço internacional, para integrar melhores práticas nos países, colaborando para a promoção da gestão eficaz de nutrientes (TOMPKINS; ERISMAN, 2010).

A Iniciativa Internacional de Nitrogênio (INI) é um programa internacional, criado em 2003 com o apoio do Comitê Científico sobre Problemas do Meio Ambiente (SCOPE) e do Programa Internacional Geosfera-Biosfera (IGBP). Sua proposta é fundamentar estratégias para o melhor manejo global do N, considerando as particularidades regionais, a partir da coordenação e comunicação entre representantes científicos da África, Europa, América Latina, América do Norte, Ásia do Sul e Ásia Oriental (UNEP, 2007).

O Sistema Internacional de Gerenciamento do Nitrogênio (INMS) é um sistema global de apoio à ciência para o desenvolvimento de políticas internacionais de N estabelecido como uma atividade conjunta do Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA) e da Iniciativa Internacional do Nitrogênio (INI). É apoiado com financiamento através do Fundo Global para o Meio Ambiente (GEF) e por cerca de 80 parceiros através do projeto "Towards INMS" (2016 - 2022). O INMS oferece uma contribuição transversal a múltiplos programas e convenções intergovernamentais relevantes para o desafio do N. Seu propósito central é reunir e sintetizar evidências que possam apoiar o desenvolvimento de políticas internacionais para melhorar o gerenciamento global do N. As informações levantadas em diferentes regiões do mundo serão compiladas na primeira Avaliação Internacional do Nitrogênio, publicação prevista para 2022. Recentemente, com apoio técnico do INMS, os estados-membro das Nações Unidas assinaram a Declaração de Colombo sobre a Gestão Sustentável do Nitrogênio. Um dos objetivos centrais é estabelecer metas de redução para o excesso de N e incentivar a promoção da reciclagem do N através da economia circular (UN, 2020).

Na América Latina, o projeto NNet (*Nitrogen Human Environment Network*) foi estabelecido com intuito de formar uma rede integrada de pesquisa e extensão, com colaboradores em diversos países da região. Esse projeto teve origem na demanda por informações sobre o ciclo do N, que pudessem subsidiar a avaliação e projeções sobre como a atividade humana vêm alterando a dinâmica

desse elemento em escalas regionais e globais (OMETTO et al., 2017). Atuando em ecorregiões e contextos socioeconômicos variados, a proposta do projeto compreende o levantamento de informações existentes, integração e geração de novos dados, o que têm possibilitado o avanço em relação às estimativas de diversos fluxos do N na região, incluindo taxas de perda de solos e nutrientes (GOMES et al., 2019), concentração, emissão e deposição de Nr para a atmosfera (SOUZA et al., 2020) e estimativas de fixação biológica em áreas naturais e antropizadas (OMETTO et al., 2017; REIS et al., 2020).

Tais informações podem subsidiar as ações do INMS na América Latina, que definiu a região da Bacia do Prata como área de demonstração do projeto na região. Essa área, que abrange parte do Brasil, Uruguai, Paraguai e Argentina, constitui a área de maior desenvolvimento econômico e densidade populacional da América do Sul (CIC CUENCA DEL PLATA, 2016). Entender e quantificar os fluxos de N nessa região é relevante, principalmente devido a sua importância como produtora de *commodities*, onde há uma pressão constante para aumento da produção agrícola, tanto via intensificação com o aumento de tecnologia e uso de insumos, quanto pela extensificação, com a expansão da conversão de áreas naturais para a produção agrícola (SUTTON, 2016).

2.3 Nitrogênio como múltiplo indicador de eficiência

Indicadores de N são ferramentas importantes para a avaliação do desempenho na agropecuária, fornecendo indicações sobre a eficiência e sustentabilidade do sistema produtivo. Manter um equilíbrio entre os nutrientes adicionados ao sistema e a sua remoção é essencial para garantir o uso e aproveitamento ideal dos recursos (QUEMADA et al., 2020).

Balancos de nutrientes são calculados pela diferença entre as entradas e saídas desses elementos em um sistema, com limites espaço-temporais definidos. De acordo com os objetivos pretendidos, o balanço de N pode ser construído a partir de diferentes abordagens, considerando variados sistemas de estudo, escala, estratégias de aquisição de dados, acurácia e precisão requerida (KÄTTERER, 2011; EUROSTAT, 2013).

O balanço de nutrientes atende principalmente aos seguintes propósitos, não excludentes entre si: (i) melhorar a compreensão sobre a ciclagem e fluxos de entrada e saída de nutrientes; (ii) indicador de desempenho no monitoramento e gerenciamento de nutrientes; (iii) constituir instrumento de política regulatória (EUROSTAT, 2013). O balanço do N pode ser usado para determinar as áreas com risco de poluição, para identificar fatores determinantes subjacentes à poluição de nutrientes, resultante da agricultura, bem como para acompanhar sua evolução temporal.

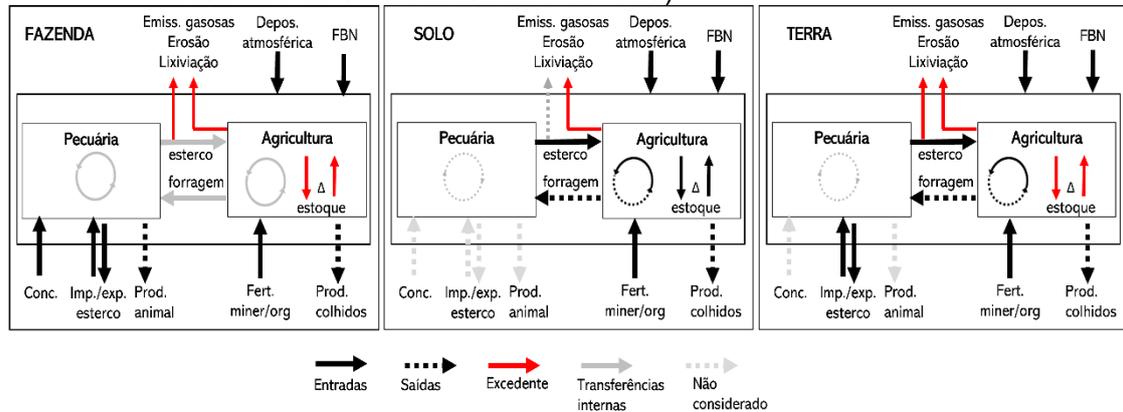
De acordo com os limites do sistema, três abordagens principais para o inventário dos fluxos de N podem ser distinguidas, segundo Leip e colaboradores (2011): “inventário da propriedade rural” (*farm budget*), “inventário do solo” (*soil budget*); e “inventário da terra” (*land budget*). Na Figura 2.3 são apresentados os fluxos de N considerados em cada uma das três abordagens.

A abordagem da propriedade rural (*farm*) considera o sistema como uma unidade produtiva, contabilizando o N em todos os produtos que entram e saem das “portas da fazenda”. Transferências entre os compartimentos, como o pastejo e deposição de excrementos, não são consideradas. Importante destacar que esse modelo não precisa ser utilizado apenas na escala de fazenda, sendo possível considerar todo o setor agrícola de uma região como uma fazenda única (LEIP et al., 2011).

A abordagem do inventário do solo (*soil*) considera as entradas de N nos solos, desconsiderando as emissões gasosas associadas a aplicação de fertilizante mineral e ao manejo de esterco, ou seja, o N que não entra efetivamente nos solos não é considerado. Nessa abordagem, as saídas de N referem-se apenas aos produtos da agricultura, incluindo a produção de forragem para a produção animal.

A abordagem do inventário da terra (*land*) constitui uma extensão do inventário do solo, e inclui todas as perdas de N, visando estimar o N total em risco de poluir o solo, água e ar (EUROSTAT, 2011, 2013; LEIP et al., 2011).

Figura 2.3 - Componentes considerados em diferentes abordagens para inventário dos fluxos do nitrogênio em diferentes sistemas (inventário da fazenda, inventário do solo e inventário da terra).



Fonte: Adaptado de Leip et al. (2011).

Valores negativos para a diferença entre entradas e saídas indicam que o sistema está perdendo N, enquanto valores positivos apontam para seu acúmulo nos solos. Em ambos os extremos, a persistência e severidade nos desequilíbrios ao longo do tempo estão relacionados a múltiplos impactos negativos. Deficit de N está relacionado ao declínio na fertilidade dos solos e baixa produtividade da agricultura (STOORVOGEL; SMALING, 1990; SMALING; FRESCO, 1993; LESSCHEN et al., 2007; ELRYS et al., 2019; GOMES et al., 2019). Por outro lado, o excesso na utilização de N em regiões de agricultura intensiva eleva o potencial de perdas para o ambiente, com consequências sobre o clima, qualidade da água, do ar e a saúde dos ecossistemas e o bem-estar humano (LEIP et al., 2011; SUTTON; HOWARD; ERISMAN, 2011; ERISMAN et al., 2013; FOWLER et al., 2013, 2015), embora isso também possa depender de outros fatores, como práticas agrícolas, condições climáticas e tipo de solo (BRENTROP; PALLIERE, 2010).

Outros indicadores relacionados ao N podem ser derivados a partir do levantamento e quantificação dos fluxos do N. A Eficiência no Uso do Nitrogênio (NUE) tem sido apontada como um indicador chave em sistemas agrícolas para avaliar o progresso e tendências no manejo de nutrientes na agricultura (NORTON; DAVIDSON; ROBERTS, 2015a; BRENTROP; LAMMEL, 2016; EUNEP, 2016).

A NUE é um conceito que abrange os fundamentos da nutrição nas culturas e nas boas práticas para o uso eficiente dos nutrientes (CASARIN; STIPP, 2013). A NUE pode ser estimada de diferentes formas, embora ela seja amplamente tomada como um indicador de eficiência agrícola (EUNEP, 2016; JONES et al., 2021 -in prep.). A NUE é uma ferramenta importante que pode orientar a tomada de decisão em diferentes níveis, desde o fazendeiro até esferas governamentais para a regulamentação e elaboração de políticas públicas, e pode ser estimada para diferentes sistemas e em diferentes escalas espaciais (desde a escala nacional até a de uma fazenda) e temporais (ZHANG et al., 2015).

Muitos autores têm revisado e detalhado as diferenças metodológicas entre as formas de cálculo da NUE (DOBERMANN, 2005; OMARA et al., 2019; JONES et al., 2021 - in prep.). De maneira geral, os indicadores derivados da NUE podem ser enquadrados em dois grupos principais (Tabela 2.1).

O Fator Parcial de Produtividade (FPP) e o Balanço Parcial de Nutrientes (BPN), ambos relacionados a abordagem do balanço de nutrientes, podem ser calculados em diferentes escalas espaciais e temporais. O FPP representa um índice de eficiência do cultivo por unidade de N que entra no sistema produtivo. Os dados de entrada para seu cálculo, produtividade e aplicação de N, estão geralmente disponíveis em escala regional ou nacional, e em alguns casos em nível local, facilitando sua utilização em diferentes avaliações. Ele é um indicador apropriado para fazer comparações entre práticas de cultivo, entretanto, com potencial limitado para identificar estratégias de gestão para todo o sistema.

Através da abordagem do BPN, relaciona-se a saída de N por unidade de N que entra no sistema. O BPN é um método abrangente e flexível, pois pode-se calcular os fluxos de entradas e saídas de acordo com a disponibilidade de dados confiáveis. Outra vantagem a esse método é a possibilidade de identificar a existência de excedentes ou deficiência de N no sistema de produção.

Outros indicadores, relacionados à Eficiência Agronômica (EA), Recuperação pela Cultura (ERC) e fisiológica (EF) possuem maior especificidade local e demanda por experimentos com tratamentos controle ao nível da propriedade. Assim, sua utilização é mais restrita à pesquisa científica, ou de desenvolvimento

tecnológico, em parcelas experimentais. EA pode ser utilizada com o propósito de quantificar a eficiência da aplicação de N no ganho produtivo. A diferença na produtividade dos tratamentos (parcelas fertilizadas e parcelas controle) é dividida pela taxa de aplicação de N, obtendo-se uma taxa de incremento da produtividade por unidade de fertilizante adicionado. Essa abordagem é útil para a definição da máxima eficiência agrônômica da fertilização.

A ERC é calculada através da razão entre o aumento da absorção de N pelas plantas e pela quantidade de N aplicado no tratamento, permitindo avaliações sobre o particionamento do N nos diferentes tecidos da planta e no solo. A absorção de N pode ser determinada nos grãos ou tecidos da planta por diversos métodos, incluindo a combustão e a utilização de isótopos estáveis de N (^{15}N).

EF representa a habilidade de uma planta transformar o N adquirido do fertilizante em produtividade econômica. Baixa EF sugere um crescimento da planta inferior ao esperado, que pode ter causa na deficiência nutricional ou estresses. Esse indicador varia de acordo com a espécie, variedade, características do meio e manejo, e requer a medição da concentração de N da biomassa acima do solo.

Tabela 2.1 - Definições para diferentes abordagens para cálculo da Eficiência do Uso do Nitrogênio (NUE), com valores médios reportados na literatura, principais vantagens e limitações.

Indicador	Equação	Valores reportados	Vantagens	Limitações
Fator parcial de produtividade (FPP)	FPP = produtividade/ N aplicado	40 - 70 kg grãos kg ⁻¹ N > 70 kg kg ⁻¹ quando há baixa entrada de N ou em sistemas bem manejados	Pode informar decisões claras para manejo pelo agricultor	Específico para a espécie observada
Balanço parcial de nutrientes (BPN)	BPN = N removido/ N disponível	0.1 - 0.9 kg kg ⁻¹ indica acúmulo de N; valores superiores a 1 indicam mineração de N	Aplicável a diferentes escalas temporais e espaciais	Não é possível saber sobre os processos de uso de N pelos cultivos
Eficiência agrônômica (EA)	EA = aumento da produtividade/ N aplicado	10 - 30 kg kg ⁻¹	Identifica o valor de cada unidade de N aplicado	Difícil comparação entre cultivos e regiões geográficas
Eficiência de recuperação pela cultura (ERC)	ERC = aumento na captação de N/ N aplicado	0.3-0.5 kg kg ⁻¹	Estimativas do particionamento do N aplicado entre o solo e o cultivo	Dificuldade para definir os efeitos da não aplicação do N
Eficiência fisiológica (EF)	EF = aumento na produtividade/ aumento na captação de N	30-60 kg kg ⁻¹	Identifica a conversão do N absorvido com a produtividade econômica	Influenciado por diferenças no cultivo, ambiente e manejo

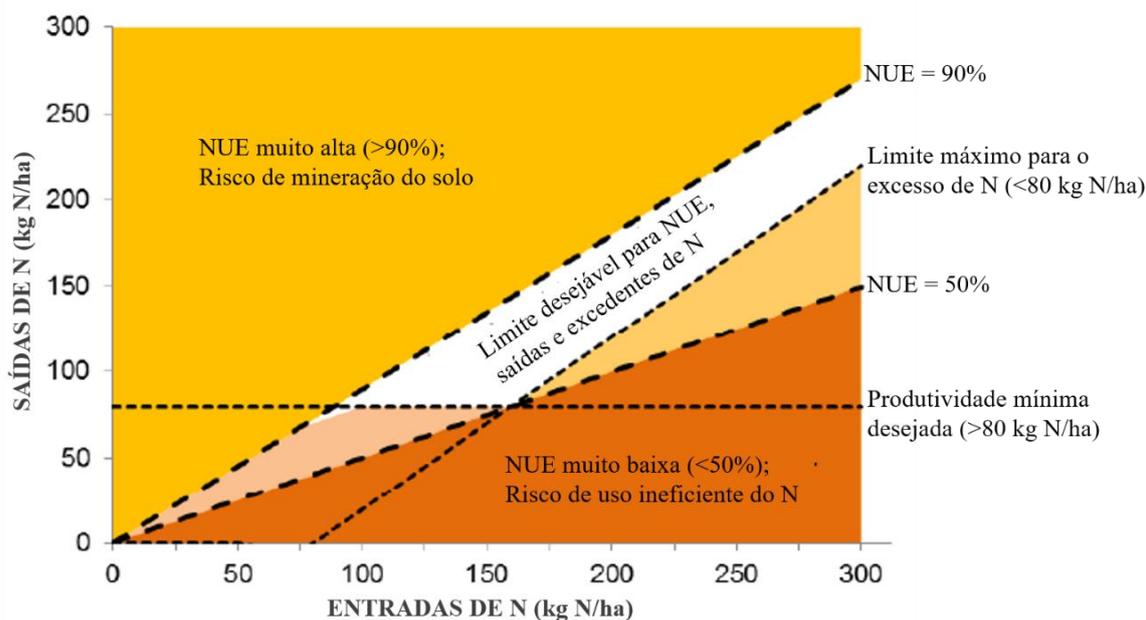
Fonte: Adaptado de Jones et al. (2021).

A ausência de uma metodologia uniforme tem levado a estimativas da NUE considerando diferentes abordagens e sistemas. Contudo, recentemente, tem ocorrido uma busca por resultados comparáveis entre múltiplos sistemas e regiões no planeta, que permitam auxiliar a investigação de práticas e políticas para maximizar a produção sustentável (INMS, 2015). O Painel de Especialistas em Nitrogênio da União Europeia (*EU Nitrogen Expert Panel*) considera a abordagem do BPN a mais adequada para atingir a esses objetivos, por ser um método flexível e com resultados facilmente compreensíveis, abrangendo

diferentes aspectos da produção agropecuária e suas conexões com o ambiente (EUNEP, 2016).

Para comunicar os resultados da NUE na agricultura, as informações podem apresentadas em um diagrama de entradas e saídas de N (Figura 2.4). As regiões onde é NUE é considerada muito alta ou muito baixa são indesejáveis: valores muito baixos indicam o uso ineficiente do N e potenciais perdas desse elemento no ambiente, enquanto valores muito altos indicam depleção de N nos solos produtivos. Os sistemas agrícolas (produção de alimentos, fibras, energia) ou de produção animal (bovinos, ovelhas, peixes etc.) podem ser avaliados considerando, como no exemplo, a faixa desejável de 50% a 90% para a NUE (EUNEP, 2016).

Figura 2.4 - Diagrama conceitual do indicador de Eficiência do Uso do Nitrogênio (NUE), calculado a partir do método do balanço parcial de N (BPN).



No sistema em questão, a NUE desejada situa-se entre 50% e 90%, com valores inferiores podendo estar relacionados a poluição e valores mais altos relacionados mineração de estoques de N do solo. A linha horizontal representa o nível mínimo de produtividade desejado.

Fonte: Adaptado de EUNEP (2016).

As linhas de referência e valores alvos podem ser adequados de acordo com as peculiaridades de cada região, tipo de solo e sistema produtivo. Deve-se considerar as demandas e a capacidade produtiva do sistema, garantido a produção suficiente para retorno econômico ao agricultor, especificando assim um valor desejável para a produtividade do sistema (associado com a saída de N). Por outro lado, a necessidade de uma faixa para o excedente de N é justificável considerando que indica perdas de N que podem ocorrer para o ambiente (EUNEP, 2016).

3 MATERIAL E MÉTODOS

Neste capítulo, apresenta-se a caracterização da área estudada e os procedimentos metodológicos adotados. São descritos os dados, fontes consultadas, processamentos e análises realizadas durante o desenvolvimento deste estudo.

3.1 Área de estudo

A Bacia do Alto Paraguai (BAP) compreende uma área de cerca de 360 mil km², localizada na região Centro-Oeste do Brasil, com território abrangendo os estados do Mato Grosso (48%) e Mato Grosso do Sul (52%) (Figura 3.1). Destaca-se pela compartimentação física em duas grandes unidades de relevo, contrastantes e interdependentes: a planície alagável que dá origem ao bioma Pantanal Mato-grossense, uma das maiores áreas úmidas do mundo; e o planalto adjacente, com terras acima da cota de 200m, não inundáveis, onde se originam os principais cursos d'água da bacia (ANA, 2018).

A BAP integra a Bacia do Prata, sistema que drena cerca de 20% do continente sul-americano. A área de drenagem do rio Paraguai, que dá nome a bacia, abrange porções no Brasil, Bolívia, Paraguai e Argentina, contudo, neste trabalho, apenas a porção brasileira da BAP foi considerada. A Agência Nacional de Águas (ANA) definiu a divisão da BAP em território brasileiro em 14 Unidades de Planejamento Hídrico (UPH), que consistem no agrupamento de sub-bacias hidrográficas, para fins de planejamento e gestão dos recursos. Neste trabalho, esses limites foram considerados na apresentação e discussão dos resultados (Figura 3.1; ANA, 2017).

Além do Pantanal, a BAP abrange os biomas Cerrado e Amazônia, e, em menor proporção, enclaves de Mata Atlântica no centro sul da bacia, de acordo com a Lei Federal 11.428/2006. Também são encontradas outras formações, como as “matas secas chiquitanas” ao norte, na divisa com a Bolívia e chaco na divisa com o Paraguai (MERCANTE; RODRIGUES; ROSS, 2011; ANA, 2018).

O clima da região é predominantemente tropical com inverno seco (Aw), segundo classificação de Köppen-Geiger (ALVARES et al., 2013). A temperatura média anual varia entre 22°C e 26°C e o regime de chuvas é bem definido e caracterizado por um período chuvoso entre outubro e abril. A precipitação anual média é de 1.400 mm, variando entre 800 e 1.600 mm, com distribuição heterogênea pela bacia, sendo os níveis mais elevados de precipitação observados na região do planalto (ANA et al., 2004; GALDINO; GRECO; SILVA, 2015).

A distribuição dos tipos de solo na BAP também é diretamente associada à compartimentalização da área em unidades de relevo planalto e planície. Os solos no Pantanal, em sua maioria, possuem baixa capacidade de drenagem e são característicos de áreas saturadas por água ou de umidade elevada, com desenvolvimento a partir de sedimentos recentes, sendo dominantes os Planossolos (34,7%), Espodossolos (19,2%) e Plintossolos (17,9%). Nas áreas adjacentes mais elevadas, predominam os Neossolos (38,7%), Argissolos (26,0%) e Latossolos (19,3%) (FERNANDES et al., 2007).

A BAP compreende, total ou parcialmente, o território de 89 municípios (IBGE, 2017). A população é estimada em mais de 2,1 milhões de habitantes, majoritariamente urbana e concentrada nos municípios do estado do Mato Grosso (ANA, 2018). As áreas de infraestrutura urbana ocupam menos de 0,5% da área total da BAP (MAPBIOMAS, 2020). O setor agropecuário tem grande relevância. Uma diversidade de produtos é cultivada na área, incluindo feijão, sorgo, girassol, arroz, mandioca e trigo. Porém, nos municípios com território na BAP, são predominantes as áreas cultivadas com a soja (55,3%), milho (30,4%), cana-de-açúcar (5,6%) e algodão (5,4%), ocupando quase 97% da área agrícola da BAP (IBGE, 2018a).

Soja, milho e algodão são geralmente plantados de forma associada, com sucessão das lavouras (ANA, 2018). De maneira geral, as áreas agrícolas no centro-oeste brasileiro, principal região produtora de grãos do país, passaram por intensas modificações ao longo do tempo. No início dos anos 90, os baixos preços da soja e a falta de demanda para o milho tornavam a monocultura

inviável. Os produtores rurais passaram então a adotar novas técnicas de plantio, como rotação ou sucessão de culturas, para minimizar as perdas econômicas. A prática cresceu de forma constante na região e atualmente algumas regiões têm mais de 80% das terras cultivadas sob sistema de rotação de culturas no mesmo ano (LANDAU et al., 2012; PACHECO et al., 2021). O desenvolvimento de cultivares de ciclo precoce, adaptadas as diferentes condições edafoclimáticas e a semeadura antecipada permitiram o estabelecimento e sucesso do sistema de rotação soja-milho, levando a elevados ganhos na produtividade dos grãos (SEIXAS et al., 2020; PACHECO et al., 2021).

A bovinocultura de corte é uma das atividades mais tradicionais da BAP, sendo desenvolvida tanto na planície quanto no planalto. A pecuária extensiva em pastagens naturais foi a base da ocupação do Pantanal, e ainda é a principal atividade econômica da região. Os animais são distribuídos em extensas áreas, o que resulta em baixas taxas de lotação (menos de 2 cabeças por hectare). Intimamente associada a variação no pulso de inundação da planície pantaneira, a criação tradicional ocorre com o deslocamento sazonal dos rebanhos, com fases de cria e recria na planície e fase de engorda no planalto (ANA, 2018). Como na maioria dos sistemas de pastagem no Brasil, nesta região o gado é alimentado apenas com pasto, sem suplemento, exceto suplementação com sal mineral (ANUALPEC, 2010; DE OLIVEIRA SILVA et al., 2017). O modelo da pecuária pantaneira tem passado por alterações, com a introdução de novos instrumentos e técnicas de manejo, incluindo a contínua substituição das pastagens naturais por espécies exóticas (ROSSETTO; GIRARDI, 2015; ALHO et al., 2019). Recentemente, a partir das melhorias das pastagens plantadas e na genética dos rebanhos, a criação exclusiva nas áreas mais altas da BAP tem se tornado uma prática mais comum (ANA, 2018).

Na BAP, cerca de 50% da cobertura vegetal original já foi convertida para atividades antrópicas, com desmatamento ocorrendo principalmente para dar lugar a pastagens e cultivos agrícolas, obras de infraestrutura e extração mineral (ANA, 2018; ALHO et al., 2019). Segundo relatório do Instituto SOS Pantanal, a principal causa da antropização da BAP refere-se a abertura de áreas naturais para formação de pastagens. Estima-se que só no estado do Mato Grosso, o

déficit de reserva legal nas áreas de cabeceiras seja de quase 4 mil km², com custo estimado para recomposição florestal superior a R\$ 3,9 bilhões (WWF-BRASIL, 2017). Muitas áreas convertidas, contudo, apresentam pastagens degradadas e com baixa capacidade de suporte ao pastejo (GALDINO, 2012; SOS PANTANAL, 2017; POPPI et al., 2018).

O Pantanal é um sistema natural complexo, formado por um mosaico de paisagens e hidrológicamente conectado aos biomas adjacentes. Sua estrutura e funcionamento dependem diretamente do pulso de inundação, oscilações anuais previsíveis nos níveis d'água que marcam uma fase aquática e outra terrestre (JUNK, 2005; MERCANTE; RODRIGUES; ROSS, 2011). O Pantanal funciona como um grande reservatório que armazena água do entorno (planalto) durante a estação chuvosa e, em seguida, a distribui lentamente, atrasando os fluxos máximos nas seções inferiores do rio Paraguai e minimizando inundações a jusante (MARENGO; OLIVEIRA; ALVES, 2016). Devido a sua alta biodiversidade e relevância ecológica, o Pantanal já foi declarado como Patrimônio Nacional, Sítio Ramsar (zona úmida de importância internacional), Reserva da Biosfera e Patrimônio Natural da Humanidade (BRASIL, 1988; ANA, 2018).

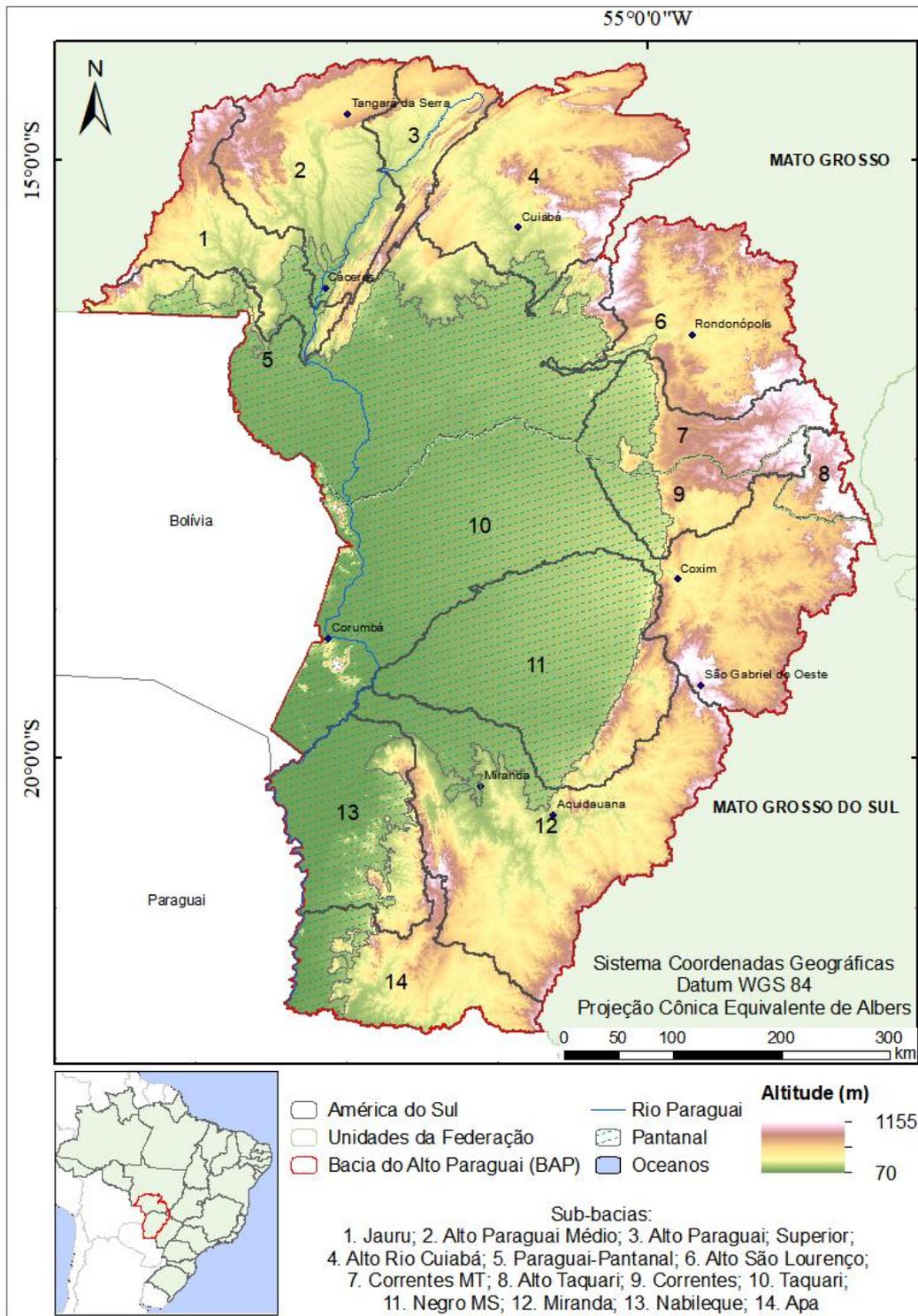
A despeito da sua relevância, atualmente não existe uma legislação unificada para proteção e gestão dos recursos pantaneiros. A delimitação da BAP foi recentemente proposta como recorte espacial para proteção jurídica do Pantanal (Projeto de Lei nº 9.950/2018). Contudo, a possibilidade da maior severidade na regulamentação ambiental tem levado a críticas por parte dos produtores, sobre a justificativa de prejuízo para as atividades econômicas já desenvolvidas no planalto (FAMATO, 2019).

Apesar de seu atual bom estado de conservação em comparação a outros grandes ecossistemas de água doce no mundo, o Pantanal está mudando rapidamente. A substituição de áreas naturais e práticas inadequadas de manejo dos solos, associada às condições edafoclimáticas, favorecem a ocorrência de processos erosivos, principalmente nas áreas de planalto, acarretando o transporte de sedimentos em direção à planície pantaneira e assoreamento de

cursos d'água (GALDINO et al., 2002; GALDINO; VIEIRA; PELLEGRIN, 2006; DE OLIVEIRA; CALHEIROS; HAMILTON, 2019). A intensificação da erosão, em geral ligada a práticas agrícolas não conservacionistas, representa um dos maiores impactos ambientais e socioeconômicos para o Pantanal (GALDINO; GRECO; SILVA, 2015). O maior aporte de sedimentos e nutrientes para a planície pode afetar sua capacidade de suporte, resiliência e provisão de serviços ecossistêmicos, como retenção e reciclagem de nutrientes, manutenção da qualidade da água, estoques pesqueiros, entre muitos outros (OLIVEIRA; CALHEIROS, 2011; BERGIER, 2013b; ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2018; MINGOTI et al., 2019a; OLIVEIRA; CALHEIROS; HAMILTON, 2019).

Existem diversas unidades de conservação na BAP, contudo, essas delimitam pequenas extensões do território, e, em muitos casos, não coincidem com áreas consideradas prioritárias. Na BAP, apenas 5% do território está delimitado como área de Unidades de Conservação ou como Terras Indígenas. Mais de 20 mil indígenas, de onze povos distintos, estão presentes na região (ANA, 2018).

Figura 3.1 - Localização da Bacia do Alto Paraguai (BAP).



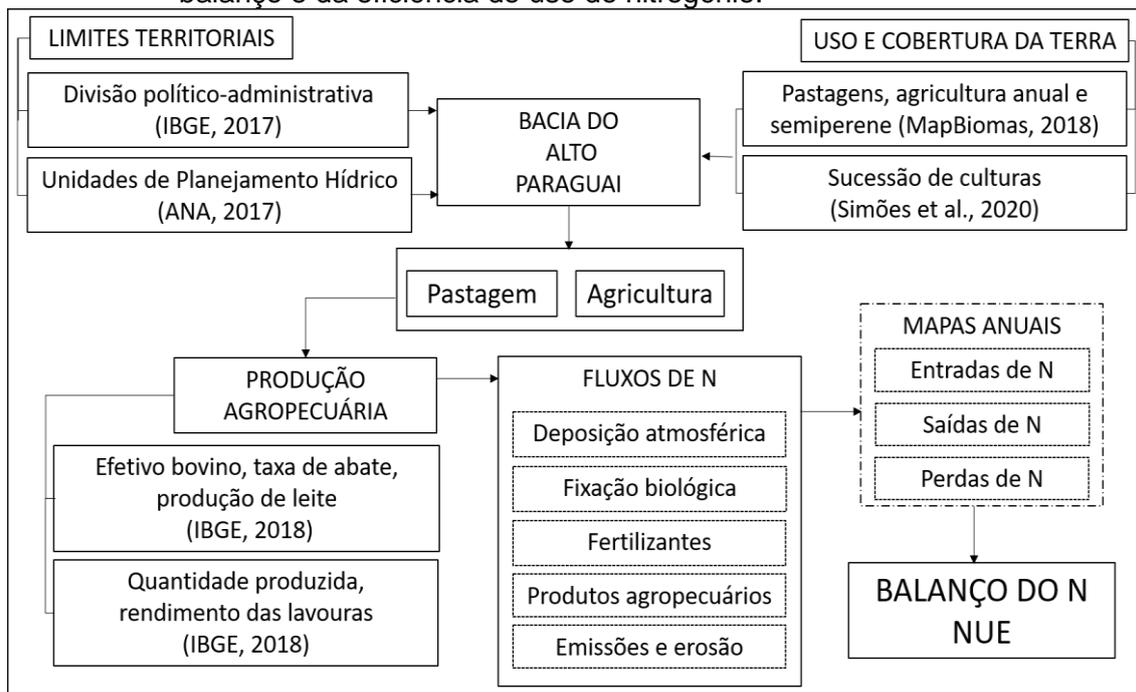
Dados da Agência Nacional de Águas (ANA, 2017), Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2018) e Shuttle Radar Topography Mission (SRTM/NASA; JARVES et al., 2008).

Fonte: Produção da Autora.

3.2 Banco de dados e processamento

O balanço espaço temporal e estimativas da eficiência do uso do N na BAP foram calculados a partir da integração de diferentes tipos de dados abrangendo o uso e cobertura da terra, pesquisas oficiais da produção agropecuária e fluxos do N nesses sistemas, como resumido no esquema descritivo da Figura 3.2. Todos os dados foram compilados, processados e visualizados em um Sistema de Informações Geográficas (SIG; ArcGIS® 10.4.1), utilizando-se o sistema de referência WGS 84 (*Datum*), e, para cálculos de área, a projeção cônica equivalente de Albers. Os mapas finais foram produzidos com a resolução espacial aproximada de 90m.

Figura 3.2 - Esquema descritivo das etapas de desenvolvimento do estudo, incluindo a integração de dados, realização do inventário dos fluxos e estimativas do balanço e da eficiência do uso do nitrogênio.



Fonte: Produção da Autora.

Para produção dos mapas finais, os dados e fontes consultadas compreendem:

- a) Limites estaduais e municipais: formato vetorial (*shapefile*), escala 1:250.000 (IBGE, 2017);
- b) Limites territoriais da Bacia do Alto Paraguai e suas sub-bacias (Unidades de Planejamento Hídrico, UPH), formato vetorial (*shapefile*), escala 1:1.000.000 (ANA, 2018);
- c) Mapeamento Anual da Cobertura e Uso do Solo do Brasil (MapBiomas coleção 4.1), abrangendo a área da BAP, no período de 2001 a 2017, formato matricial (*geotiff*), resolução espacial 30m (MAPBIOMAS, 2020);
- d) Mapeamento dos cultivos agrícolas, gerados no âmbito do projeto *E-sensing* (E-SENSING PROJECT, 2020), abrangendo o estado do Mato Grosso (SIMOES et al., 2020). e bioma Cerrado (dados não publicados), no período entre de 2001 a 2017; formato matricial (*geotiff*), resolução 250m;
- e) Produtividade dos cultivos derivada da Produção Agrícola Municipal (PAM), formato tabular (tabela 5457), periodicidade anual (IBGE, 2018a)
- f) Efetivo dos rebanhos, produção animal e vacas ordenhadas, derivados da Pesquisa da Pecuária Municipal (PPM), formato tabular (tabelas 3939, 74 e 94, respectivamente), periodicidade anual (IBGE, 2018b, 2018c, 2018d).
- g) Quantidade e peso total dos bovinos abatidos publicados na Pesquisa Trimestral do Abate de Animais (PTAA), formato tabular (tabela 1092), dados em escada estadual e federal (IBGE, 2018e);
- h) Deposição atmosférica de nitrogênio reativo, formato matricial (*geotiff*), resolução espacial 5 km (OMETTO et al., 2017);
- i) Modelo Digital de Elevação (MDE; SRTM), formato matricial (*geotiff*), resolução espacial aproximada de 90m (JARVIS et al., 2008);
- j) Distribuição espacial do potencial erosivo das chuvas (erosividade), formato vetorial (*shapefile*), resolução espacial de 1km (GALDINO; GRECO; SILVA, 2015);

- k) Mapa pedológico e fator de erodibilidade dos solos, formato vetorial (*shapefile*), escala 1:250.000 (ROSS et al., 1997; MINGOTI et al., 2019b);
- l) Conteúdo de nitrogênio total dos solos, formato vetorial (*shapefile*), escala 1:5.000.000 (BATJES; BERNOUX; CERRI, 2004).

Outras fontes de informação consultadas compreendem trabalhos científicos, acadêmicos e informativos técnicos de órgãos e instituições nacionais e internacionais, e são citados ao longo dos demais itens do texto.

3.3 Uso e cobertura da terra

A determinação das áreas agropecuárias na BAP no período de 2001 a 2017 foi feita a partir da integração dos mapas produzidos pelo projeto MapBiomias e os produtos do projeto E-sensing (Mato Grosso e Cerrado), com emprego de ferramentas de geoprocessamento do software ArcGIS® 10.4.1.

O mapeamento feito pelo Projeto MapBiomias deriva de classificações de imagens do satélite da série Landsat (30m; MAPBIOMAS, 2020). As classes de uso e cobertura compreendem *florestas* (formação florestal e savânica), *formação natural não florestal* (formação campestre e áreas úmidas naturais), *agropecuária* (pastagem, agricultura anual e perene, agricultura semi-perene), *áreas não vegetadas* (infraestrutura urbana, mineração e outras) e *corpos d'água*. Inicialmente, foi realizado o download dos mapas da coleção 4.1 para os estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul na página eletrônica mapbiomas.org. Em ambiente SIG, os mapas foram unidos em um novo arquivo ("Mosaic to new raster") e a área de estudo foi extraída ("Extract by Mask").

Os mapas de uso e cobertura da terra produzidos no projeto E-sensing para o Mato Grosso (SIMOES et al., 2020) e Cerrado (dados não publicados), disponíveis para o período de 2001 a 2017, derivam do imageamento feito pelo sensor MODIS (250m). Apesar da menor resolução espacial em relação aos dados do MapBiomias, a vantagem desse conjunto de dados refere-se à particularização dos sistemas de sucessão na agricultura, característicos da área de estudo, compreendendo as classes: soja-milho, soja-milheto, soja-algodão,

soja-girassol, soja-pousio, algodão-pousio, milheto-algodão e cana-de-açúcar. Para abranger a maior parte da região do planalto da BAP, onde se dão as atividades agrícolas, fez-se a fusão dos mapas do Cerrado e Mato Grosso para cada ano observado (“Mosaic to new raster”) e extraiu-se as classes de interesse, gerando os mapas dos sistemas de sucessão de culturas.

Para combinar os dois conjuntos de dados sobre o uso da terra, fez-se reamostragem de pixels (“Resample”) nos mapas dos sistemas de cultivo e união aos mapas do projeto MapBiomass (“Mosaic to new raster”). A sobreposição desses dados permitiu melhor distinção dos sistemas de cultivo na BAP, apesar da generalização feita e das diferenças decorrentes da resolução espacial dos dados. No período considerado, algumas áreas identificadas pelo MapBiomass como áreas agrícolas não são observadas nos mapas do E-sensing (em média, 6% da área). Neste caso, as áreas remanescentes foram consideradas na classe “Cana-de-açúcar” quando identificadas como “Cultura Semi-perene” e como “Soja-milho” quando mapeada como “Cultura anual e perene”. Tais associações foram feitas com base nos dados da Pesquisa Agrícola Municipal, considerando o predomínio desses cultivos na agricultura da BAP (IBGE, 2018a).

As áreas de cada classe foram computadas com a ferramenta “Tabulate area” para a BAP e sub-bacias em cada ano observado (2001 a 2017). Para os cálculos dos fluxos de N, consideramos as áreas antropizadas, compreendidas no sistema agropecuário, no qual diferenciamos os componentes agricultura (lavouras) e pecuária (pastagens).

3.4 Balanço do nitrogênio

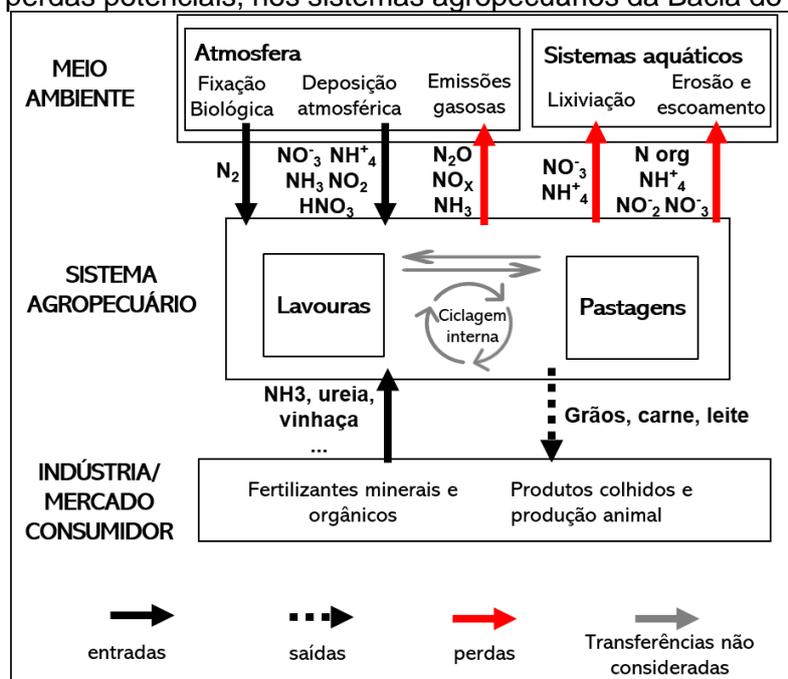
O balanço espaço-temporal de N para os sistemas agrícolas e pastagens da BAP foi elaborado com base na literatura (SMALING; FRESCO, 1993; STORVOGEL; SMALING, 1998; LEIP et al., 2011; EUROSTAT/OECD, 2013; EUNEP, 2016; GOMES, 2017; QUEMADA et al., 2020; PACHECO et al., 2021).

Nesse estudo, as áreas produtivas da BAP são consideradas como uma unidade que inclui áreas de lavouras e pastagens (*farm budget*; LEIP et al., 2011), como ilustrado na Figura 3.3. Para o cálculo do balanço, foi feito um inventário dos

principais fluxos de N, que consistem nas entradas (IN), saídas (OUT) e perdas (LOSS) desse nutriente. Entradas de N (IN) em sistemas agropecuários referem-se aos processos de fixação biológica, deposição atmosférica, emprego de fertilizantes sintéticos, adubação orgânica e entradas por sementes ou outros produtos adicionados ao solo. Saídas de N (OUT) representam a remoção desse elemento através da colheita e retirada de resíduos vegetais nas lavouras e através dos produtos de origem animal. Perdas potenciais (LOSS) representam a remoção de N por fluxos não intencionais, através de emissões gasosas, lixiviação e erosão do solo.

Fluxos entre as áreas de lavouras e as pastagens são considerados processos internos e não foram mensurados (LEIP et al., 2011). A abordagem utilizada nesse estudo não considera os processos de transformação do N nos solos e assume que, nesse compartimento, a quantidade armazenada encontra-se estável, ou seja, taxas de mineralização e imobilização são equivalentes (OENEMA; KROS; DE VRIES, 2003).

Figura 3.3 - Principais fluxos de nitrogênio (N), representados como entradas, saídas e perdas potenciais, nos sistemas agropecuários da Bacia do Alto Paraguai.



Fonte: Adaptado de Leip et al. (2011).

O balanço do N (BAL), expresso pelas Equações 3.1 a 3.5, foi calculado pela diferença entre o somatório de todas as entradas (IN) e as remoções do sistema, que consistem em saídas (OUT) e perdas para o ambiente (LOSS).

$$BAL = IN - (OUT + LOSS) \quad (3.1)$$

$$IN = IN_{FBN} + IN_{DEP} + IN_{FERT} + IN_{ORG} + IN_{OUTROS} \quad (3.2)$$

$$OUT (agric) = OUT_{AGRI} + OUT_{RES} \quad (3.3)$$

$$OUT (past) = OUT_{PROD} \quad (3.4)$$

$$LOSS = LOSS_{LIX} + LOSS_{GAS} + LOSS_{ERO} \quad (3.5)$$

Sendo:

BAL: balanço do nitrogênio; IN: somatório das entradas de N; OUT: somatório das saídas de N por produtos da agropecuária; LOSS: somatório das perdas potenciais de N; IN_{FBN} = fixação biológica; IN_{DEP} = deposição atmosférica; IN_{FERT} = entrada de fertilizante mineral; IN_{ORG} = entrada por adubação orgânica; IN_{OUTROS} = entrada por sementes ou outros materiais adicionados ao solo cultivado; OUT_{AGRI} = saída por produtos colhidos; OUT_{RESID} = saída por resíduos vegetais; OUT_{PROD} = saída através das produtos; $LOSS_{LIX}$ = perdas por lixiviação; $LOSS_{GAS}$ = perdas gasosas; $LOSS_{ERO}$ = perdas por erosão hídrica.

Valores positivos obtidos do balanço (BAL) indicam excesso de N, enquanto valores negativos apontam para depleção desse nutriente no sistema. Ambos os extremos podem estar associados a impactos negativos, perda produtiva e degradação ambiental.

Todos as entradas, saídas e perdas de N são expressas em quilogramas por hectare por ano ($kg\ N\ ha^{-1}ano^{-1}$). Os fluxos de N na agricultura e pastagens da BAP foram calculados considerando a produtividade média das colheitas e da pecuária para cada sub-bacia da BAP para o período de 2001 a 2017, obtidas de estatísticas municipais anuais (IBGE, 2018a-e). Em geral, os fluxos de N

variam no espaço e no tempo, de acordo com condições de campo, devido a uma diversidade de elementos físicos da paisagem, heterogeneidade das propriedades químicas dos solos e do clima. Contudo, para realizar o cálculo do balanço do N neste estudo, foi necessária uma generalização, já que a maioria dos dados de fluxos são anuais.

3.4.1 Entradas de nitrogênio

As entradas de N através do processo de fixação biológica (IN_{FBN}) foram obtidas da revisão feita por Reis e colaboradores (2020). Na agricultura, foram considerados os valores médios de $176,0 \text{ kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ para culturas de soja e $44,0 \text{ kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ para culturas de cana-de-açúcar. Nas pastagens, considerou-se o valor médio de $29,0 \text{ kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$.

As estimativas de deposição atmosférica (IN_{DEP}) na BAP foram obtidos dos mapas de deposição seca e úmida (NH_4^+/NO_3^-) produzidos para a América Latina a partir da interpolação espacial de dados primários e secundários (OMETTO et al., 2017).

As entradas de N através da adubação mineral (IN_{FERT}) nos cultivos da BAP foram estimadas a partir de curvas de dose-resposta obtidas da literatura para condições de cultivo observadas no Cerrado brasileiro (Apêndice C), para o algodão (FERREIRA; CARVALHO, 2005), cana-de-açúcar (VITTI et al., 2007) e milho (SOUZA et al., 2011). Nesses cultivos, as recomendações para uso de fertilizantes nitrogenados são muito variáveis, a depender da demanda da espécie, cultivar utilizado, capacidade de fornecimento de nutrientes pelo solo e produtividade esperada para cada cultivo (CANTARELLA, 2007). As estimativas foram feitas considerando a produtividade média para esses cultivos, obtida para cada município das sub-bacias da BAP (IBGE, 2018a).

Em geral as lavouras de soja cultivadas no Brasil não recebem adubação nitrogenada, já que suas demandas conseguem ser supridas através da fixação biológica (HUNGRIA et al., 2006). Nas pastagens brasileiras não há, em geral, manejo da fertilidade dos solos (SANTOS et al., 2002), portanto, nesses sistemas a entrada por fertilizantes foi considerada nula.

Adubação orgânica (IN_{ORG}) foi considerada para as áreas cultivadas com cana-de-açúcar, onde é comum a aplicação de vinhaça e outros subprodutos da indústria sucroalcooleira (FILOSO et al., 2015). O conteúdo de N da vinhaça aplicada é variável e a dosagem indicada é determinada considerando vários fatores, como taxas de extração pela cultura, profundidade e fertilidade do solo. Nesse trabalho, considerou-se a entrada média de $24 \text{ kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ (DE OLIVEIRA et al., 2013; FILOSO et al., 2015).

Nos sistemas de pecuária extensiva no Brasil, geralmente o esterco é deixado nas pastagens e não há sistema de manejo, diferentemente do que acontece em sistemas intensivos nos quais o esterco bovino é destinado à adubação das lavouras e deve ser considerado como fluxo de entrada de N na agricultura (IN_{ORG}). Neste estudo, portanto, IN_{ORG} derivada do esterco foi considerada igual a zero. A manutenção do esterco nas pastagens representa um processo interno de ciclagem do N (o N removido pelo forrageamento do rebanho retorna ao solo pela excreção), e não representa uma entrada de N nesses sistemas (LEIP et al., 2011; PACHECO et al., 2021).

Nesse estudo, a entrada de N através de sementes e outros materiais adicionados ao solo (IN_{OUTROS}) foi considerada igual a zero, devido a indisponibilidade desses dados para a região. A contribuição dessa entrada é, em geral, considerada pequena (EUROSTAT, 2013). A entrada de insumos para alimentação animal não foi considerada, devido a criação de bovinos a pasto característico da região.

3.4.2 Saídas de nitrogênio

As saídas de N na agricultura (OUT_{PROD}) referem-se às remoções de N das áreas agrícolas através da colheita, calculadas a partir da produtividade anual das principais lavouras nos municípios das sub-bacias (IBGE, 2018a) e a concentração de N exportado no produto colhido. A concentração de N em cada produto colhido é de $33,9 \text{ kg N t}^{-1}$ de algodão; $0,8 \text{ kg N t}^{-1}$ de cana-de-açúcar; $14,0 \text{ kg N t}^{-1}$ de milho e $59,2 \text{ kg N t}^{-1}$ de soja (CUNHA; FRANCISCO; PROCHNOW, 2018).

As saídas de N por remoção de resíduos vegetais na agricultura (IN_{RES}) foi considerado igual a zero, pois assume-se a abrangência dos sistemas de plantio direto (SPD) na região, caracterizado pela manutenção da cobertura vegetal sobre o solo (PACHECO et al., 2021).

As saídas de N nas pastagens (OUT_{PROD}) representam as remoções através de produtos pecuários, nos quais o conteúdo de N foi considerado 49,0 kg N t⁻¹ para carne bovina e 5,4 kg N t⁻¹ para o leite (LEIP et al., 2011). A produção total de carne foi calculada para cada sub-bacia considerando o tamanho do rebanho em cada município (IBGE, 2018b), a proporção e o peso dos animais abatidos anualmente (IBGE, 2018e). A produção de leite de cada sub-bacia foi estimada considerando a quantidade de leite produzido por município (IBGE, 2018c) e o percentual de vacas ordenhadas (IBGE, 2018d).

3.4.3 Perdas de nitrogênio

As perdas de N na agricultura e pastagens da BAP correspondem às estimativas da remoção potencial de N através de emissões gasosas ($LOSS_{GAS}$), lixiviação ($LOSS_{LIX}$) e erosão do solo ($LOSS_{ERO}$).

As perdas gasosas ($LOSS_{GAS}$) na agricultura referem-se a emissões associadas ao uso de fertilizantes minerais, e foram estimadas considerando fatores de emissão obtidos da literatura, de 20% para NH_3 (CANTARELLA, 2007), 0,1% para NO_x e 0,2% para N_2O (CRUVINEL et al., 2011). Nas pastagens, as emissões gasosas derivam dos dejetos produzidos pelo rebanho. O teor de N nos dejetos é dado pelo produto da densidade animal e o conteúdo de N na excreta (33,5 kg N ano⁻¹; VALADARES FILHO et al., 2016). As emissões de N_2O representam 1,93% para urina e 0,14% para fezes, e a volatilização de NH_3 foi estimada considerando os fatores de 0,24% para urina e 0,03% para fezes (LESSA et al., 2014).

Para estimar perdas de N por lixiviação ($LOSS_{LIX}$) aplicamos o fator de 4% sobre o conteúdo de N-fertilizante estimado para os cultivos (COELHO et al., 1991). Nas pastagens, esse fluxo não foi considerado pois assumimos que o emprego de fertilizantes é nulo (SANTOS et al., 2002).

As perdas de N por erosão hídrica ($LOSS_{ERO}$) foram calculadas de acordo com Gomes e colaboradores (2019), considerando o conteúdo de N na camada superior (0-20 cm) dos solos da BAP (BATJES; BERNOUX; CERRI, 2004) e as taxas de perdas de solo estimadas através da Equação Universal de Perda dos Solos (EUPS, BERTONI LOMBARDI NETO, 2014), sendo expressa na Equação 3.6:

$$LOSS_{ERO} = TOTN \times E \quad (3.6)$$

Sendo:

TOTN = conteúdo de nitrogênio no solo ($g\ kg^{-1}$);

E = taxa de perdas de solo ($Mg\ ha^{-1}\ no^{-1}$).

A EUPS consiste em um modelo matemático empírico amplamente utilizado para estimar as perdas potenciais de solos através do processo de erosão hídrica e indicar a intensidade dos processos erosivos (WISCHMEIER; SMITH, 1965; 1978; BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014). A espacialização dos parâmetros da EUPS em SIG possibilita a identificação de áreas mais suscetíveis a perda e degradação dos solos através desse processo (GOMES et al., 2019). A EUPS, expressa na Equação 3.7, considera aspectos naturais (precipitação, pedologia e topografia) e antrópicos (uso e ocupação do solo e práticas de conservação) sobre o processo erosivo.

$$A = R \times K \times L \times S \times C \times P \quad (3.7)$$

Sendo,

A = taxa de perda de solo estimada ($Mg\ ha^{-1}ano^{-1}$); R = fator erosividade da chuva ($MJ\ mm\ ha^{-1}\ h^{-1}\ ano^{-1}$); K = fator erodibilidade do solo ($Mg\ h\ MJ^{-1}\ mm^{-1}$);

L = fator comprimento de rampa (adimensional); S = fator declividade (adimensional); C = fator uso e manejo (adimensional); P = fator práticas conservacionistas (adimensional).

O fator erosividade (fator R) é um índice numérico que expressa a capacidade da chuva de causar erosão em uma área sem proteção da cobertura vegetal. A chuva é uma força motora que exerce sua ação através do impacto das gotas nas partículas do solo, levando ao seu desprendimento e transporte pela enxurrada (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014). Neste estudo, foi utilizado o mapa do fator R, estimado e espacializado para a BAP por Galdino e colaboradores (2015), a partir de registros em 125 estações pluviométricas com no mínimo 18 anos de dados, localizadas na bacia ou no entorno.

O fator erodibilidade (fator K) representa a vulnerabilidade ou suscetibilidade de um solo à erosão, sendo dependente das suas propriedades intrínsecas, como estrutura e permeabilidade (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014). O fator K varia numa escala de 0 a 1, com valores mais altos indicando maior propensão à ação erosiva (FARHAN; NAWAISEH, 2015). Os valores para o fator K utilizados neste trabalho foram obtidos do Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai (ROSS et al., 1997) e espacializados para as classes de solo encontradas na BAP (MINGOTI et al., 2019b), de acordo com a Tabela 3.1.

Tabela 3.1 - Distribuição das classes de solo na Bacia do Alto Paraguai, por área (km², %) e por erodibilidade (fator K; Mg h.MJ⁻¹ mm⁻¹).

CLASSES DOS SOLOS	ÁREA (km ²)	ÁREA (%)	FATOR K (Mg h MJ ⁻¹ mm ¹)
Argissolo vermelho-amarelo	57966.7	16.0	0.032
Neossolo quartzarênico órtico	45783.1	12.7	0.045
Espodossolo ferrilúvico	28180.9	7.8	0.035
Planossolo háplico eutrófico	27332.1	7.6	0.002
Plintossolo	25386.2	7.0	0.005
Latossolo vermelho	22460.7	6.2	0.016
Neossolo litólico distrófico	15094.2	4.2	0.050
Planossolo háplico	14201.7	3.9	0.002
Gleissolo háplico ta eutrófico	13792.8	3.8	0.001
Neossolo litólico eutrófico	12151.4	3.4	0.050
Latossolo vermelho-amarelo	11950.3	3.3	0.016
Plintossolo périco	11864.6	3.3	0.012
Planossolo nátrico	11581.6	3.2	0.005
Vertissolo	8015.8	2.2	0.040
Argissolo vermelho	7611.2	2.1	0.032
Neossolo regolítico	5550.7	1.5	0.043
Plintossolo argiluvico distrófico típico	5183.5	1.4	0.005
Planossolo nátrico órtico arênico	4607.0	1.3	0.005
Latossolo vermelho distroférico	4158.5	1.2	0.012
Neossolo regolítico eutrófico típico	3112.6	0.9	0.043
Neossolo quartzarênico hidromórfico	2906.6	0.8	0.047
Latossolo vermelho eutroférico	2464.0	0.7	0.012
Chernossolo rëndzico	2133.5	0.6	0.043
Latossolo vermelho-amarelo distrófico típico	1997.8	0.6	0.016
Cambissolo	1799.1	0.5	0.055
Outros	13939.7	3.9	0.001 - 0.055

Dados de Ross et al. (1997) e Mingotti et al. (2019).

Fonte: Produção da Autora.

O fator topográfico expressa a influência do relevo no processo de erosão e é dado pelo produto dos fatores comprimento (L) e declividade (S) das vertentes. Os atributos topográficos derivam do Modelo Digital de Elevação (DEM, SRTM). Para o cálculo do fator L, foi adotado o algoritmo de Desmet e Govers (1996), conforme Equação (3.8):

$$L_{i,j} = \frac{[(A_{i,j} - in + D^2)^{m+1} - (A_{i,j} - in)^{m+1}]}{[D^{m+2} \times x_{i,j}^m \times (22,13)^m]} \quad (3.8)$$

Sendo:

$L_{i,j}$ = comprimento da vertente de uma célula com coordenadas (i,j);

$A_{i,j} - in$ = área de contribuição de uma célula com coordenadas (i,j);

D = tamanho da grade da célula (m);

m = coeficiente adimensional, determinado de acordo com a declividade (S), que assume os valores 0,2 quando $S < 1\%$, 0,3 quando $1\% \leq S \leq 3\%$, 0,4 se $3\% < S \leq 5\%$ e 0,5 quando $S > 5\%$;

$x_{i,j}$ = valor da direção do fluxo para a célula da grade com coordenada (i,j)

O fator S foi calculado a partir das equações propostas por McCool et al. (1987), considerando um limiar de declividade (θ) de 9% (Equações 3.9 e 3.10).

$$S = 10,8 \times \sin(\theta) + 0,03; \text{ se } \theta < 9\% \quad (3.9)$$

$$S = 16,8 \times \sin(\theta) - 0,50; \text{ se } \theta \geq 9\% \quad (3.10)$$

Sendo:

S = fator inclinação da vertente (adimensional); θ : ângulo de inclinação ou declividade (graus).

O fator C representa a influência do uso e manejo dos solos na estimativa das perdas de solo por erosão. Consiste na relação esperada entre as perdas de solo em um terreno cultivado em determinadas condições e as perdas correspondentes em um terreno mantido continuamente descoberto (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014). O seu valor varia de 0 (área totalmente coberta) a 1

(solo nu). Considerando as principais classes de uso e cobertura da terra, os valores de C foram obtidos da literatura, e são apresentados na tabela 3.2.

Tabela 3.2 - Fator C para os principais usos e coberturas do solo presentes na Bacia do Alto Paraguai.

Uso e cobertura	Fator C	Referências
Vegetação natural	0.012	Oliveira et al., 2015; Almagro et al., 2019
Silvicultura	0.041	Vásquez-Fernández et al., 1996; Silva; Luchiari, 2016
Pastagem	0.020	Silva et al., 2010; Galdino, 2012; Almagro et al., 2019
Soja, milho, milheto	0.140	Bertoni; Lombardi Neto, 2014; Silva; Luchiari, 2016
Soja, algodão	0.276	Silva et al., 2010; Lagroti, 2000
Milheto, algodão	0.331	Cabral et al., 2010; Santos et al., 2019
Cana-de-açúcar	0.274	Weill, 2008; Côrrea et al., 2016
Algodão	0.469	Vásquez-Fernández et al., 1996; Silva et al., 2010
Pousio/sem vegetação	0.500	Wischmeier & Smith, 1978
Outros	0.000	Wischmeier & Smith, 1978

Fonte: Produção da Autora.

O fator P expressa a relação entre a intensidade esperada das perdas de solo em cultivos sob determinadas práticas conservacionistas e aquelas consideradas convencionais, quando a cultura é plantada, por exemplo, no sentido do declive do terreno (BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014). Para a BAP, foi feita uma generalização, atribuindo-se o valor 1 para o fator P (COLMAN et al., 2019). A espacialização dos parâmetros utilizados para estimativas da LOSS_{ERO} encontra-se no Apêndice D.

3.5 Eficiência do Uso do Nitrogênio (NUE)

Nesse estudo, o método utilizado para estimar a NUE nos sistemas agropecuários baseia-se no balanço parcial de N (BPN), conforme recomendação do Painel de Especialistas em Nitrogênio da União Europeia. Esse método tem sido utilizado como ferramenta de avaliação do desempenho da agricultura em relação ao manejo de N, auxiliando a tomada de decisão para alcançar as melhores práticas de gestão do nutriente e proporcionar as melhores

combinações entre o desempenho econômico, social e ambiental (EUNEP, 2016).

A NUE é definida aqui como a fração do N que flui nas áreas de produtivas efetivamente alocada em produtos derivados da agricultura e das pastagens, e representa a eficiência na recuperação aparente do nutriente (LEIP et al., 2011; EUNEP, 2016). A NUE é expressa através da Equação 3.11:

$$NUE = \frac{OUT}{\sum IN} \quad (3.11)$$

Sendo:

NUE = eficiência do uso de nitrogênio (kg kg⁻¹);

OUT = saídas de N (kg N ha⁻¹ano⁻¹);

IN = entradas de N (kg N ha⁻¹ano⁻¹).

Na agricultura, a NUE foi calculada considerando os fluxos estimados para fixação biológica (IN_{FBN}), deposição atmosférica (IN_{DEP}), fertilizante mineral (IN_{FERT}) e adubação orgânica (IN_{ORG}). As saídas consistem na remoção de N através dos produtos colhidos (OUT_{AGRI}). Nas pastagens, considerou-se como entradas a fixação biológica (IN_{FBN}) e deposição atmosférica (IN_{DEP}), e como saída, a remoção por produtos da pecuária (OUT_{PROD}).

Neste estudo, os valores de referência desejável para o limite inferior da NUE foram propostos com base nas médias da NUE para lavouras de milho no Brasil (0,6; NORTON; DAVIDSON; ROBERTS, 2015b), e o valor mínimo desejável para produtividade (saída de N) foi proposto considerando a média de produção de N da soja em sistema de rotação com o milho no Brasil (130 kg ha⁻¹ano⁻¹; TÔSTO et al., 2019; PACHECO et al., 2021). A cultura do milho foi usada como referência para o limite inferior porque tem o valor da NUE média mais baixo entre as principais culturas observadas na bacia (soja e milho). No outro extremo,

quando NUE é superior a 0,9, é provável que a eficiência não possa ser aumentada sem arriscar a mineração de nutrientes do solo (EUNEP, 2016).

4 RESULTADOS

Neste capítulo, apresentam-se os principais resultados obtidos durante o desenvolvimento do estudo, separados em itens que abordarão as mudanças no uso e cobertura da terra e na produção agropecuária da BAP durante o período observado, os principais fluxos de N em áreas agrícolas e pastagens e as estimativas realizadas para o balanço e eficiência do uso do N nesses sistemas.

4.1 Uso e cobertura da terra

As proporções das classes de uso e cobertura da terra na BAP, em 2001 e 2017, são apresentadas na Figura 4.1, para cada sub-bacia, e abrangem vegetação natural (formações florestais, savânicas, campestres e áreas úmidas), agricultura (cana-açúcar, soja, milho e algodão), pastagem e outros (silvicultura, infraestrutura urbana, mineração e corpos d'água). Na Figura 4.2 apresentam-se os mapas de uso e cobertura da terra na BAP, considerando essas classes, nos anos 2001 e 2017. As estimativas anuais das áreas de cada classe observada são detalhadas na Tabela A.1 (Apêndice A).

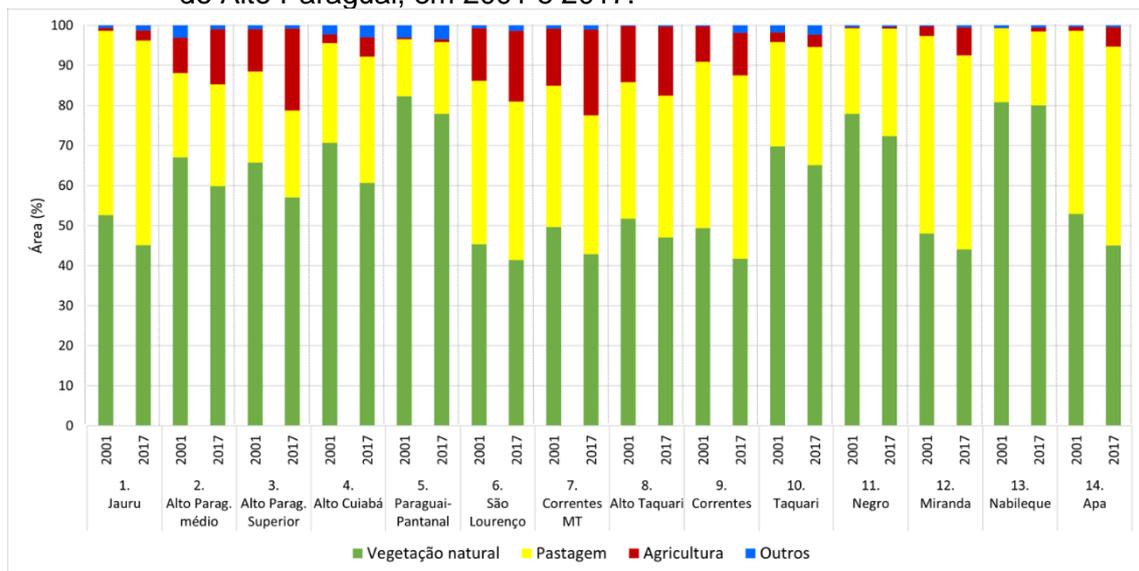
Entre 2001 e 2017, as principais transformações ocorridas em relação ao uso e cobertura da terra na BAP se referem à substituição da vegetação nativa por pastagens e áreas agrícolas. As áreas das classes que representam os demais usos antrópicos (mineração, silvicultura e infraestrutura urbana) também aumentaram no período, contudo, ocupam menor extensão territorial na BAP (0,1% em 2001 e 0,3% em 2017).

Embora ainda predominantes na BAP, áreas de vegetação nativa foram reduzidas em quase $2,0 \times 10^6$ ha nesse período (8,3% da área). As maiores perdas relativas nas áreas de vegetação natural foram observadas nas sub-bacias 4, 7, 9 e 14. Áreas de pastagem aumentaram 10%, variando de $10,5 \times 10^6$ ha em 2001 para $11,6 \times 10^6$ ha em 2017. As pastagens representam o principal uso antrópico na BAP, ocupando 32% da área total da BAP, em 2017. O aumento proporcional das áreas de pastagens em relação as demais classes foi mais expressivo nas sub-bacias 2, 4, 5 e 11, estimado em torno de 25%. As

sub-bacias 1, 9, e 14 possuem cerca de metade da área de seus territórios ocupada por pastagens, e registraram crescimento médio de 10% dessa classe no período.

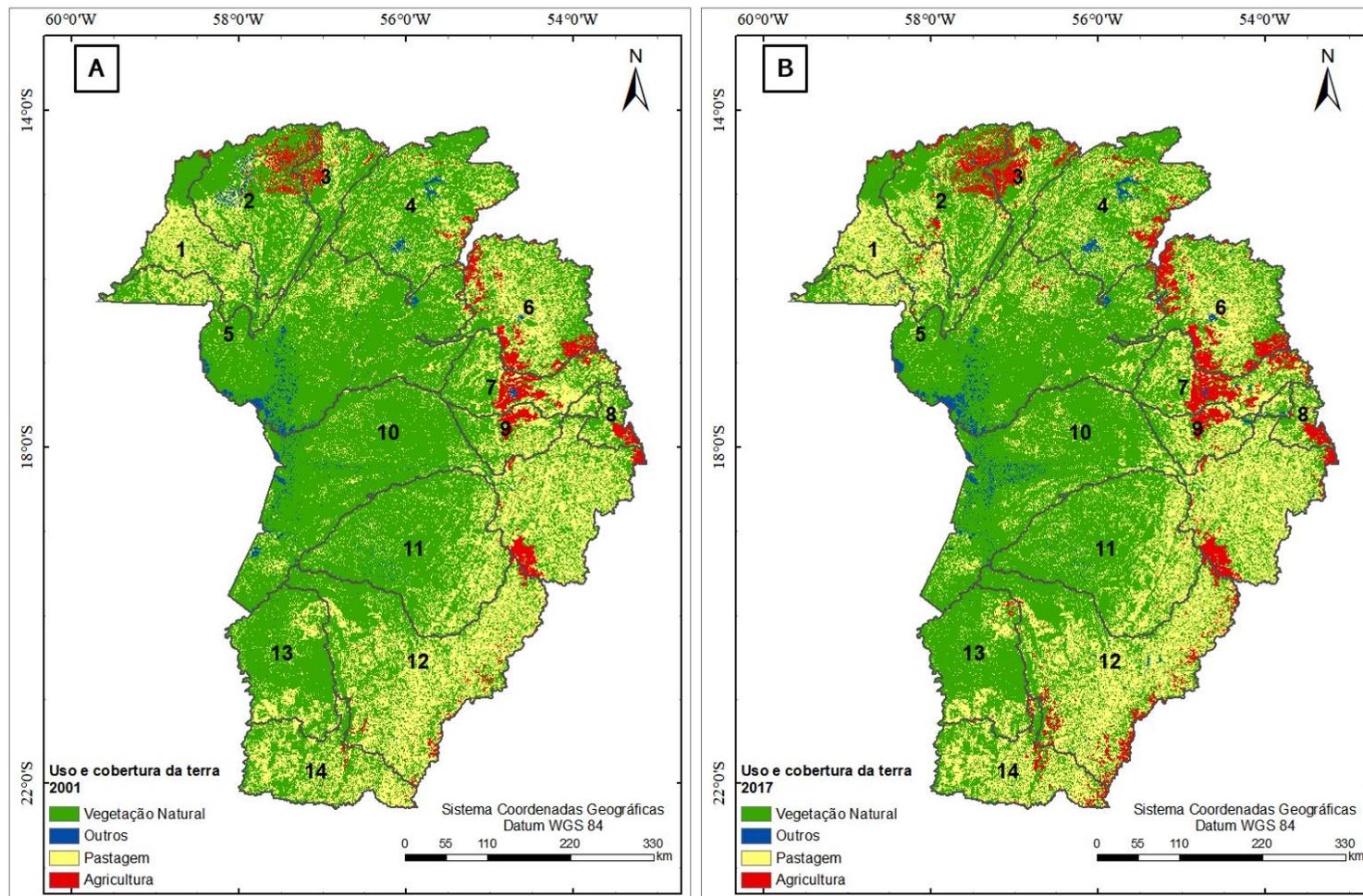
As áreas de agricultura expandiram quase 70% na BAP, ocupando $1,3 \times 10^6$ ha em 2001 e $2,2 \times 10^6$ ha em 2017. As sub-bacias 3, 6, 7 e 8, pertencentes ao estado do Mato Grosso, possuem as maiores áreas proporcionais de agricultura, que ocupavam entre 17% e 21% da área de seus territórios, em 2017. No período considerado, essas regiões apresentaram maior expansão da agricultura. Destaca-se também o aumento observado na classe agricultura das sub-bacias 12 e 14, cuja área aumentou, em média, 8 vezes no período.

Figura 4.1 - Área (%) das classes de uso e cobertura da terra nas sub-bacias da Bacia do Alto Paraguai, em 2001 e 2017.



Fonte: Produção da Autora.

Figura 4.2 Uso e cobertura da terra na Bacia do Alto Paraguai em 2001 (A) e 2017 (B), considerando as classes vegetação natural, agricultura, pastagem e outros.



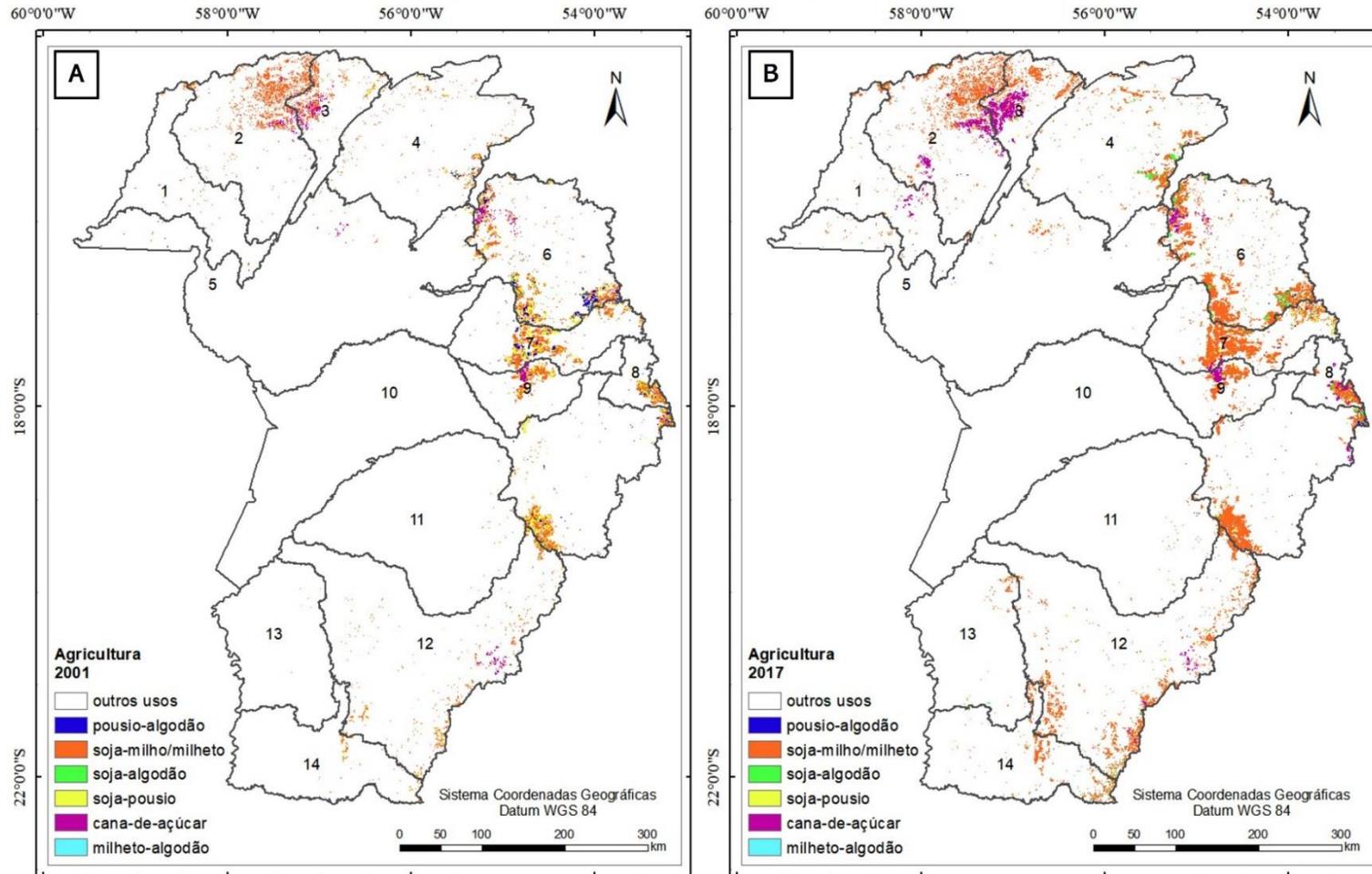
Fonte: Produção da Autora.

4.2 Atividades agropecuárias

Entre o período de 2001 a 2017, observou-se na BAP, além da expansão das áreas de agricultura, o aumento no rendimento dos produtos colhidos (Figuras 4.3 e 4.4). As áreas plantadas com soja, principal produto cultivado, ocupavam $1,9 \times 10^6$ ha em 2017, um aumento de 66% em relação a 2001. A produtividade desse grão aumentou em 15%, variando de $2,6 \text{ t ha}^{-1}$ a $3,0 \text{ t ha}^{-1}$. As áreas classificadas como soja-pousio sofreram redução de cerca de 70% entre 2001 e 2017. Ao mesmo tempo, áreas cultivadas com milho em sucessão à soja aumentaram cerca de 107%, passando a ocupar praticamente a mesma extensão da área total cultivada com soja no ano de 2017 ($1,8 \times 10^6$ ha). A produtividade estimada para o milho cultivado na BAP foi de $3,8 \text{ t ha}^{-1}$ em 2001 para $5,5 \text{ t ha}^{-1}$ em 2017, um aumento de 45% no rendimento do grão colhido nesse período.

Embora ocupem menores proporção das áreas agrícolas, o cultivo do algodão e da cana-de-açúcar também expandiram na BAP. As áreas cultivadas com algodão aumentaram quase 20% no período, e a produtividade estimada aumentou 25%. Entre 2001 e 2002, o cultivo de algodão foi prioritariamente em sistema de monocultura (algodão-pousio), e partir dos anos seguintes houve a expansão do sistema de sucessão após a colheita da soja. A cultivada com cana-de-açúcar duplicou entre 2001 e 2017 ($0,1 \times 10^6$ ha em 2001 a $0,3 \times 10^6$ ha em 2017). A produtividade média da cana-de-açúcar estimada no período foi de $55,5 \text{ t ha}^{-1}$, com maiores valores observados entre 2008 e 2010 ($60,7 \text{ t ha}^{-1}$ a $65,2 \text{ t ha}^{-1}$).

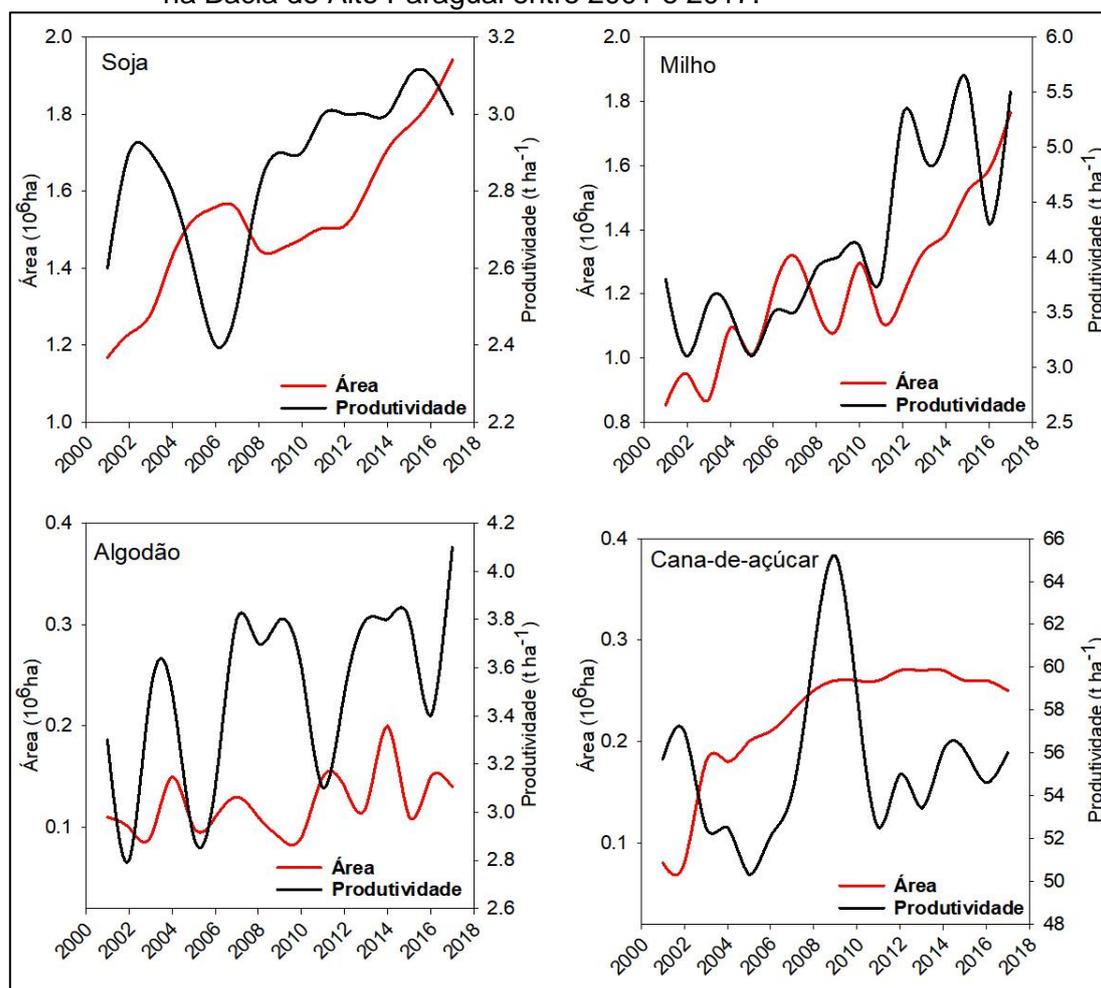
Figura 4.3 – Cultivos agrícolas na Bacia do Alto Paraguai (BAP) em 2001 (A) e 2017 (B).



Dados de Simões et al. (2020).

Fonte: Produção da Autora.

Figura 4.4 - Área cultivada (10^6 ha) e produtividade média ($t\ ha^{-1}$) dos principais cultivos na Bacia do Alto Paraguai entre 2001 e 2017.



Áreas de cada cultivo foram calculadas a partir dos mapas de uso e cobertura da terra (MAPBIOMAS, 2018; SIMÕES et al., 2020), sendo: algodão = somatório das áreas das classes algodão-pousio, algodão-milho e soja-algodão; milho/milho = somatório das áreas das classes soja-milho, soja-milho, milho-algodão; soja = somatório das áreas das classes soja-pousio, soja-milho, soja-milho, soja-algodão. Valores de produtividade foram obtidos da Pesquisa Agrícola Municipal (IBGE, 2018a).

Fonte: Produção da Autora.

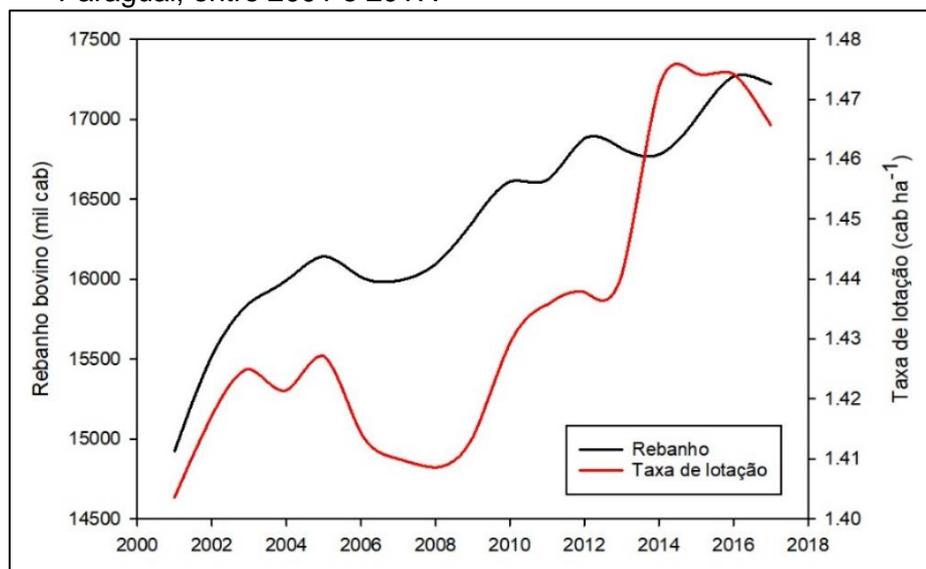
O rebanho bovino da BAP foi estimado em 14,9 milhões de cabeças em 2001 e 17,2 milhões de cabeça em 2017, um crescimento de 15% no período (Figura 4.5). As sub-bacias localizadas no Mato Grosso do Sul concentram a maior proporção do gado, cerca de 58%, principalmente as sub-bacias 10 e 12, com quase 35% do rebanho total (Tabela B.1, Apêndice B).

A taxa de ocupação (cabeças ha⁻¹) média das pastagens nesse período foi de 1,43 cabeças ha⁻¹ (Figura 4.5). As pastagens da sub-bacia 8 apresentaram as menores taxas de ocupação, cerca de 0,61 cabeça/hectare durante todo o período. Já na sub-bacia 2, valores entre 2,35 e 2,70 cabeças/hectare representam as taxas mais altas da BAP (Tabela B.2, Apêndice B).

Considerando a taxa de abate anual e o peso da carcaça médio para os estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul (IBGE, 2018), estima-se que a produção de carne bovina praticamente dobrou entre 2001 e 2017 na BAP, com a produção de cerca de 378,5 mil toneladas de carne bovina em 2001 e 742,6 mil toneladas em 2017. Em todas as sub-bacias ocorreram aumento na produção de carne em pelo menos 50% no período.

Em relação à produção de leite, em 2001 foram produzidos cerca de 320 milhões de litros, e, em 2017, a produção foi aproximadamente de 340 milhões de litros. Na BAP, os principais municípios produtores de leite localizam-se nas sub-bacias 1, 2, 6, e 12, que concentram cerca de 60% da produção (Tabela B.3, Apêndice B).

Figura 4.5 Rebanho bovino (mil cabeças) e taxa de lotação (cab ha⁻¹) na Bacia do Alto Paraguai, entre 2001 e 2017.

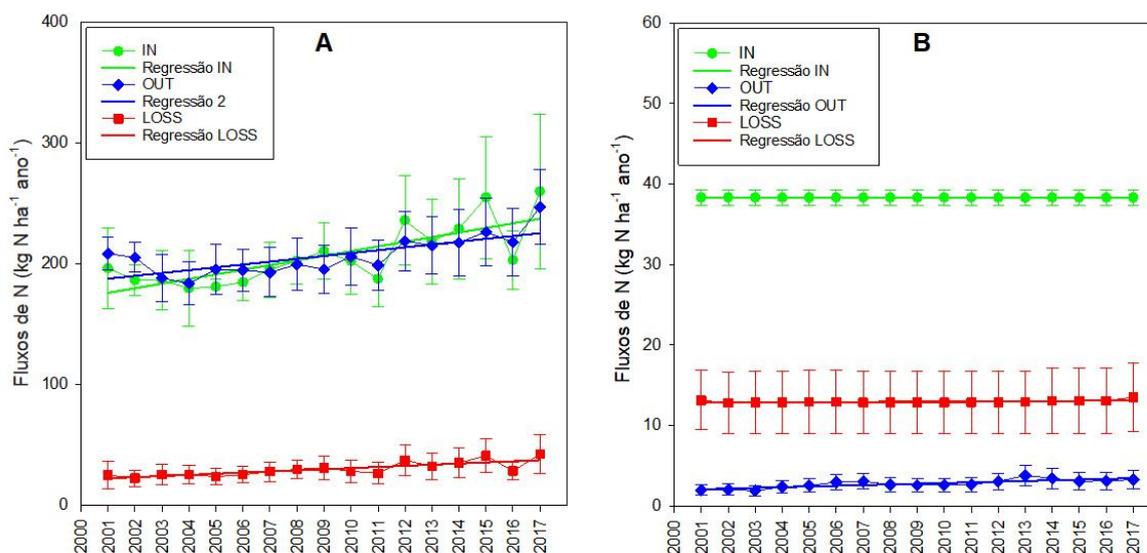


Dados da Pesquisa Pecuária Municipal (IBGE, 2018b).
Fonte: Produção da Autora.

4.3 Inventário dos fluxos de nitrogênio

Os fluxos de N na BAP considerados neste estudo são representados pelas entradas (IN), saídas (OUT) e perdas (LOSS) de N. As taxas anuais desses fluxos, estimadas entre 2001 e 2017, são apresentadas na Figura 4.6, para as áreas de agricultura (A) e pastagens (B). Os valores, em kg N ha⁻¹ano⁻¹, representam a média e desvio-padrão, considerando os fluxos observados em todas as sub-bacias. Os valores anuais estimados para cada fluxo podem ser encontrados no Apêndice E (Tabelas E.1 a E.3).

Figura 4.6 - Entradas (IN), saídas (OUT) e perdas (LOSS) de N ($\text{kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$) na agricultura (A) e nas pastagens (B) da Bacia do Alto Paraguai (BAP), entre o período de 2001 a 2017.



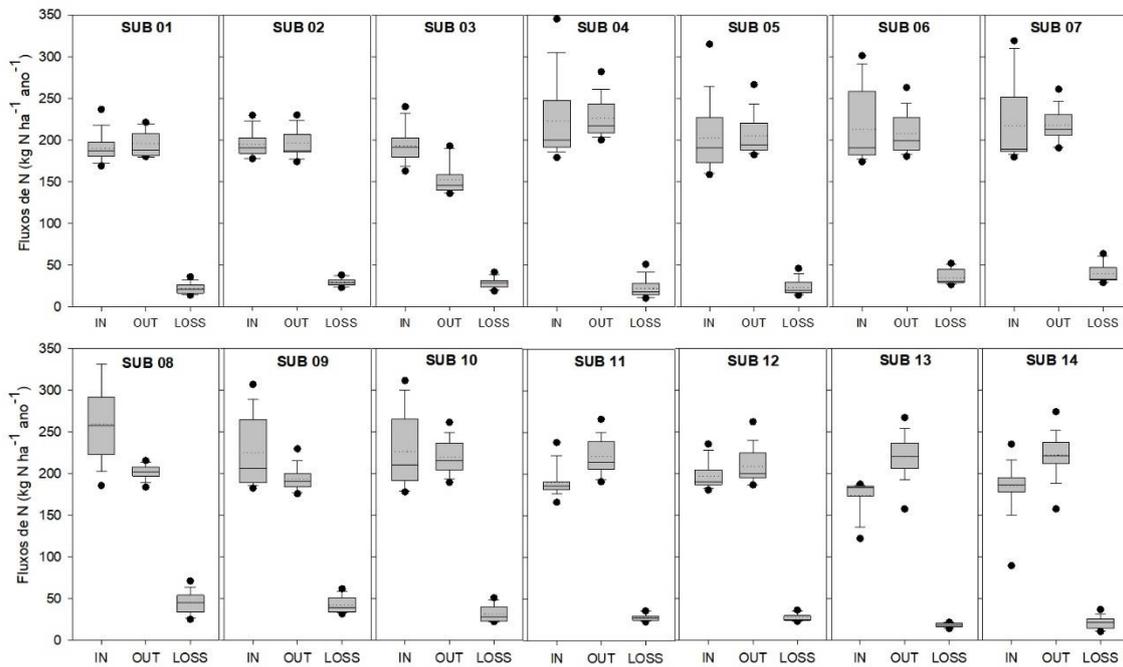
Os valores representam a média e o desvio-padrão dos fluxos, estimados considerando todas as sub-bacias da BAP.

Fonte: Produção da Autora.

De maneira geral, considerando todo o período estudado, observa-se nas áreas de agricultura, a tendência de crescimento para todos os parâmetros considerados (IN, OUT e LOSS), embora haja oscilação entre os anos. Nas pastagens da BAP, a magnitude dos fluxos de N é inferior ao observado para as áreas de agricultura, e, no período, observa-se aumento nas saídas de N (OUT), enquanto os demais fluxos permaneceram constantes. Diferentemente do observado para as lavouras, em pastagens as perdas de N (LOSS) são de 3 a 7 vezes maiores que as saídas de N através dos produtos da pecuária.

A distribuição e magnitude dos fluxos variam espacialmente, entre as sub-bacias da BAP. Nas Figuras 4.7 e 4.8, são apresentados os fluxos estimados em cada sub-bacia no período considerado, para as áreas de agricultura e pastagens, respectivamente. Maiores detalhes em relação a cada fluxo e às variações espaço-temporais serão apresentados nos itens subsequentes.

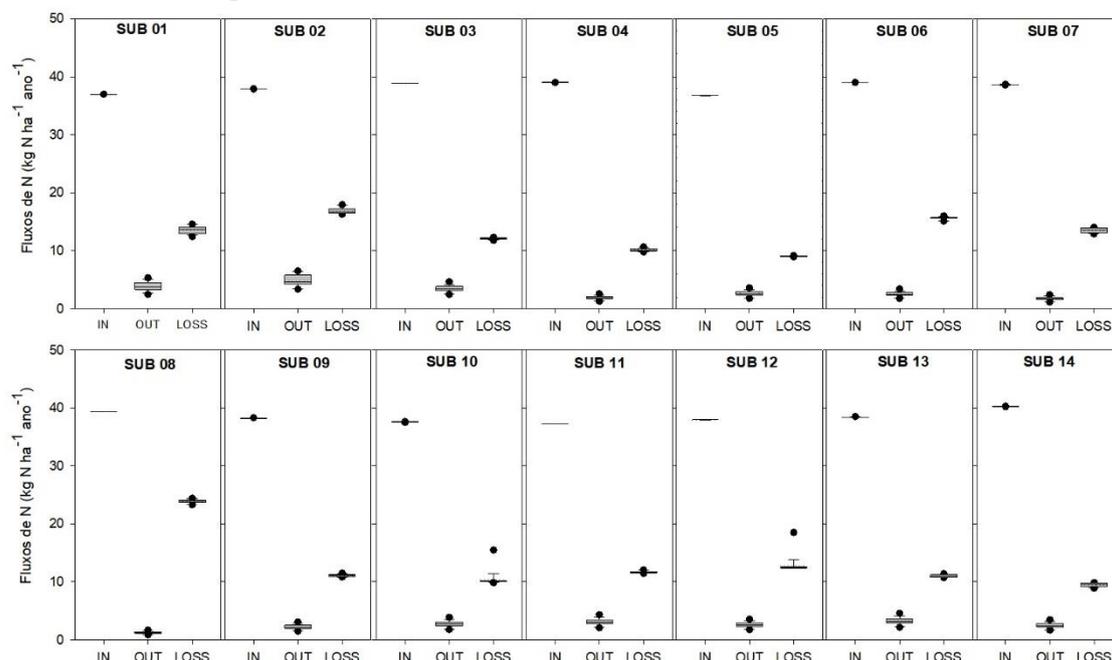
Figura 4.7 - Fluxos de entradas (IN), saídas (OUT), e perdas (LOSS) de nitrogênio (N; kg N ha⁻¹ano⁻¹) nas áreas de agricultura das sub-bacias da Bacia do Alto Paraguai, entre 2001 e 2017.



Sub 01: Jauru; sub 02: Alto Paraguai Superior; sub 03: Alto Paraguai Superior; sub 04: Alto rio Cuiabá; sub 05: Paraguai-Pantanal; sub 06: Alto São Lourenço; sub 07: Correntes-MT; sub 08: Alto Taquari; sub 09: Correntes; sub 10: Taquari; sub 11: Negro-MS; sub 13: Nabileque; sub 14: Apa.

Fonte: Produção da Autora.

Figura 4.8 - Fluxos de entradas (IN), saídas (OUT), e perdas (LOSS) de nitrogênio (N; kg N ha⁻¹ano⁻¹) nas áreas de pastagens das sub-bacias da Bacia do Alto Paraguai, entre 2001 e 2017.



Sub 01: Jauru; sub 02: Alto Paraguai Superior; sub 03: Alto Paraguai Superior; sub 04: Alto rio Cuiabá; sub 05: Paraguai-Pantanal; sub 06: Alto São Lourenço; sub 07: Correntes-MT; sub 08: Alto Taquari; sub 09: Correntes; sub 10: Taquari; sub 11: Negro-MS; sub 13: Nabileque; sub 14: Apa.

Fonte: Produção da Autora.

4.3.1 Entradas de nitrogênio

As entradas de N (IN) nas áreas agrícolas da BAP aumentaram cerca de 32% entre 2001 e 2017 (Figura 4.9). Nesse período, o menor valor foi registrado em 2004, equivalente a $179,33 \pm 31,15$ kg N ha⁻¹ano⁻¹, enquanto em 2017 observou-se o maior valor, correspondente a $259,76 \pm 63,73$ kg N ha⁻¹ano⁻¹. A partir de 2012 são observadas as maiores entradas de N na agricultura da BAP (Figura 4.6; A). Maiores aumentos nas entradas foram observados nas sub-bacias 5 (100%), 4 (76%), 7 (64%) e 6 (60%). As sub-bacias 8 e 4 apresentaram maiores entradas de N em 2017, totalizando $354,5$ kg N ha⁻¹ e $345,2$ kg N ha⁻¹, respectivamente. Os menores valores foram registrados nas sub-bacias 3 ($177,3$ kg N ha⁻¹) e 11 ($180,9$ kg N ha⁻¹). Nas pastagens, as entradas de N

permaneceram constantes ao longo do período considerado, com valor médio estimado em $38,30 \pm 0,98 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Figura 4.6; B).

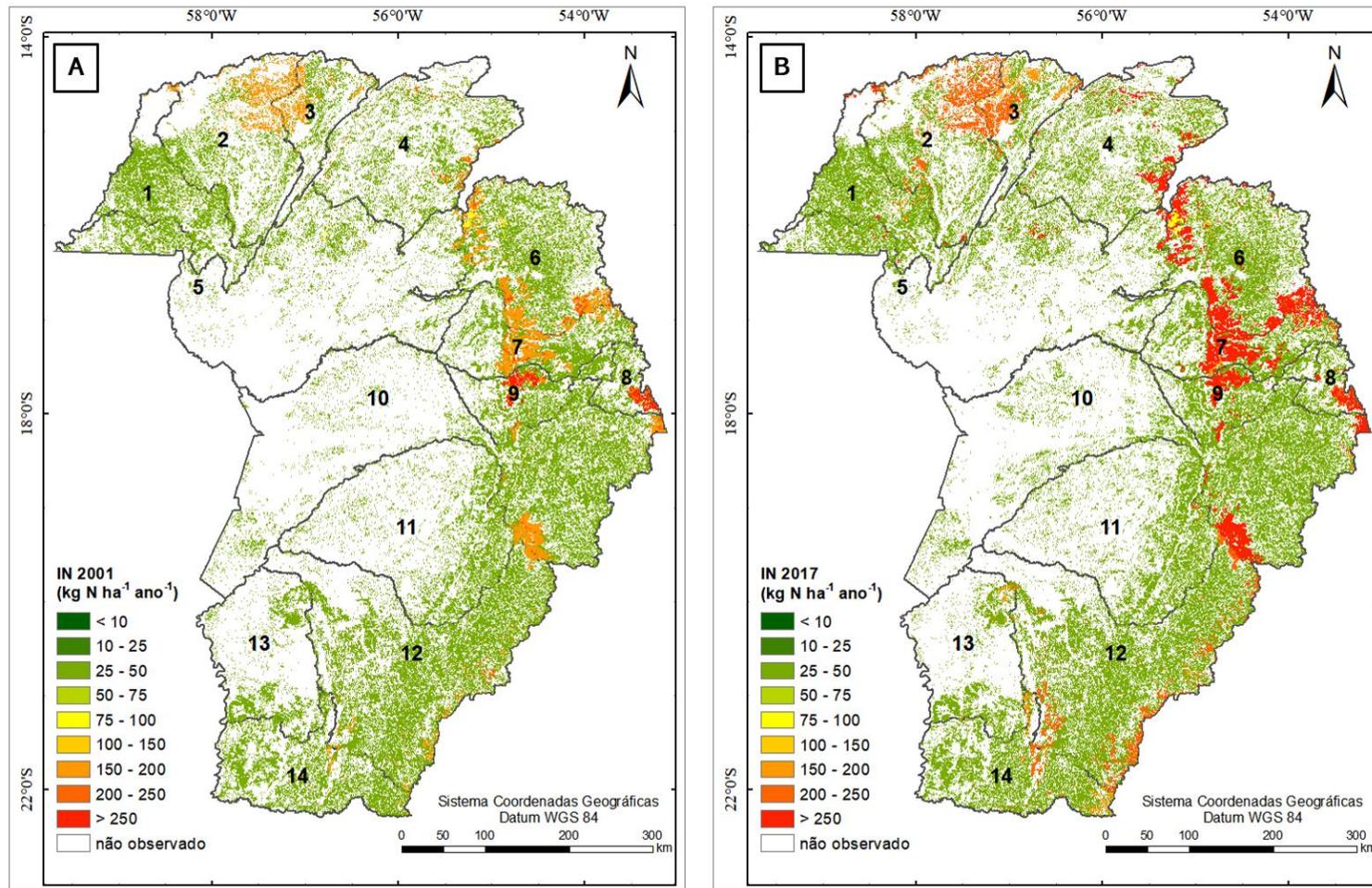
O processo de fixação biológica (IN_{FBN}) constitui a principal fonte de N, tanto nas áreas agrícolas quanto em pastagens da BAP. Nas lavouras, contribui anualmente em média com $153,9 \text{ kg N ha}^{-1}$, o que representa de 60% a 86% das entradas de N entre 2001 e 2017. Nas pastagens, IN_{FBN} representa 80% das entradas anuais de N ($29,0 \text{ kg N ha}^{-1}$).

As entradas de N através da adubação com fertilizante mineral (IN_{FERT}) nas áreas de agricultura da BAP variaram entre $13,4 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ e $92,2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ (Tabela C.2, Apêndice C). Considerando o período de 2001 a 2017, estima-se que o uso de N-fertilizante aumentou mais de três vezes na BAP, apesar da variabilidade observada entre os anos e entre as sub-bacias. Considerando todo o período, as sub-bacias 8, 9 e 3 apresentaram os maiores valores médios anuais de uso de fertilizantes nitrogenados na agricultura, estimados em $96,7 \text{ kg N ha}^{-1}$, $59,9 \text{ kg N ha}^{-1}$ e $57,8 \text{ kg N ha}^{-1}$, respectivamente.

O aumento das áreas plantadas com cana-de-açúcar proporcionou também o aumento do uso de resíduos da indústria sucroalcooleira (IN_{ORG}) na BAP, cuja contribuição variou de $1,5 \text{ kg N ha}^{-1}$ em 2001 para $2,7 \text{ kg N ha}^{-1}$ em 2017. Considerando toda a área agrícola da BAP, essa entrada constitui uma contribuição ainda pouco expressiva em relação às demais. Contudo, em áreas onde o plantio de cana-de-açúcar é mais representativo, como na sub-bacia 3, a entrada de N por essa via chega a $12,0 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Destaca-se ainda que a expansão dessa lavoura na sub-bacia 8, a partir de 2008, tem resultado em crescente aumento da IN_{ORG} , de $0,27 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ para $7,16 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$ em 2017.

A deposição atmosférica anual de N (IN_{DEP}) na BAP varia entre $6,4 \text{ kg N ha}^{-1}$ e $12,8 \text{ kg N ha}^{-1}$. Nas áreas agrícolas, a entrada de $9,7 \text{ kg N ha}^{-1}$ constitui, em média, 5% do N que entra nos sistemas. Nas pastagens, essa via tem maior relevância, representando 25% das entradas de N ($9,2 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$).

Figura 4.9 - Entradas totais (kg N ha⁻¹ano⁻¹) de N nas áreas de agricultura e pastagem da Bacia do Alto Paraguai em 2001 (A) e 2017 (B).



Fonte: Produção da Autora.

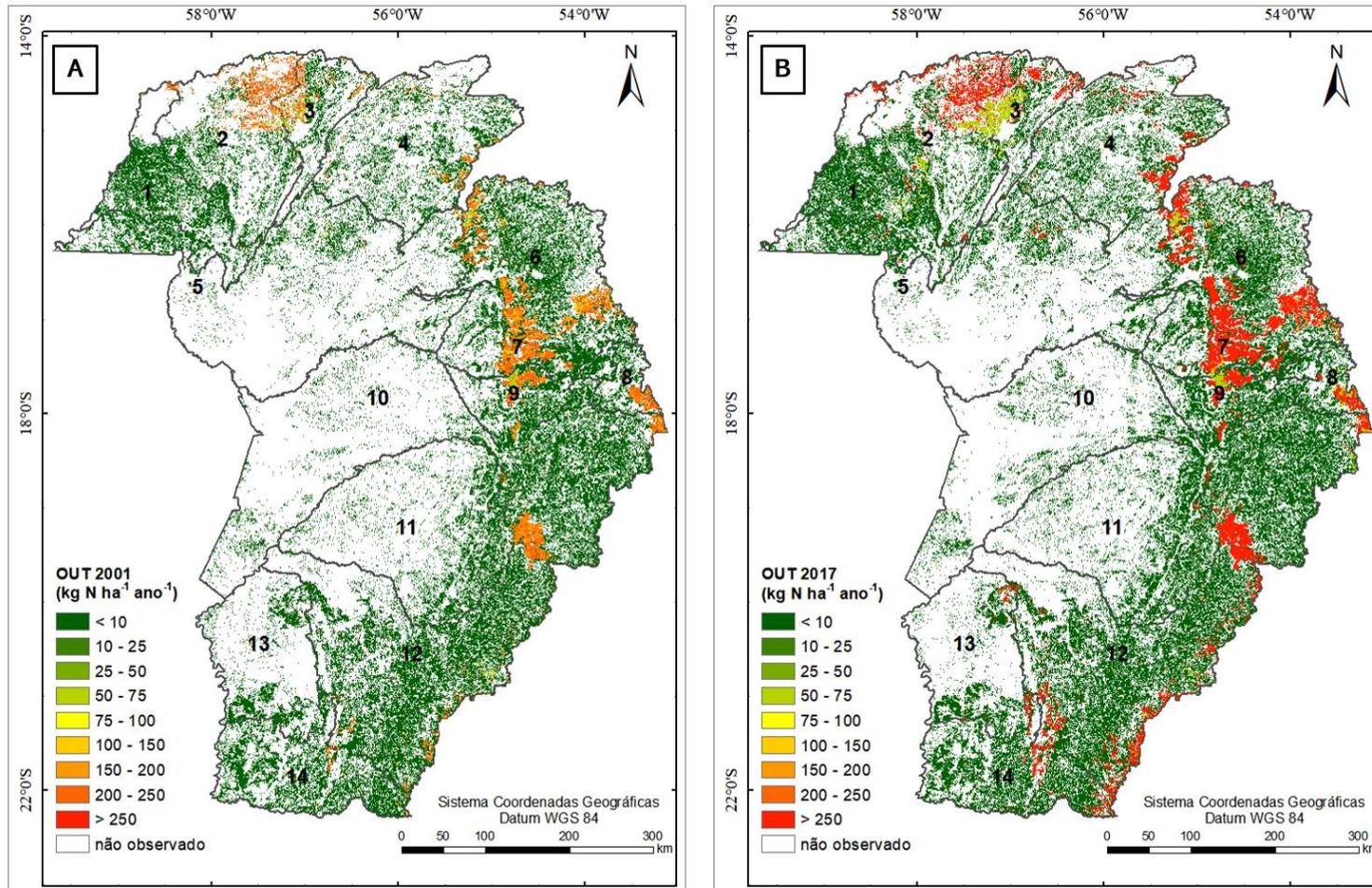
4.3.2 Saídas de nitrogênio

As saídas de N (OUT) compreendem a remoção através de produtos (OUT_{AGRI}), incluindo os da colheita nas áreas agrícolas e a produção de carne e leite nas áreas destinadas a pastagens (OUT_{PROD}). A espacialização desses fluxos é apresentada, para os anos 2001 e 2017, na Figura 4.10.

A saída de N da BAP através dos produtos colhidos (OUT_{AGRI}) foi estimada em $204,5 \text{ kg N ha}^{-1}$ em 2001 e $247,8 \text{ kg N ha}^{-1}$ em 2017, representando um aumento médio de 20% no período (Figura 4.6, A). Os maiores aumentos foram observados para as áreas cultivadas nas sub-bacias 5 e 6 (cerca de 40%) e sub-bacias 12 e 14 (cerca de 25%). Não houve alteração nos valores registrados as sub-bacias 2 e 8. Nas sub-bacias 1 e 3, observou-se redução nos valores estimados para OUT_{AGRI} entre 2001 e 2017.

Nas pastagens, os produtos pecuários (carne e leite) foram responsáveis pela remoção média de $1,9 \text{ kg N ha}^{-1}$ em 2001 e $3,3 \text{ kg N ha}^{-1}$ em 2017, um aumento superior a 70%. O aumento nas saídas de N foi observado para todas as sub-bacias, variando de 50% na sub-bacia 3 a 92% na sub-bacia 1. A produção de carne responde pela maior parte do N exportado das pastagens de todas as sub-bacias (88% a 98%). Nas sub-bacias 1, 2, 3, 6 e 8 a proporção de N exportado através da carne aumentou cerca de 10% no período observado, enquanto nas demais sub-bacias não houve alteração.

Figura 4.10 - Saídas de N ($\text{kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$) nos sistemas agropecuários da Bacia do Alto Paraguai em 2001 (A) e 2017 (B).



Fonte: Produção da Autora.

4.3.3 Perdas de nitrogênio

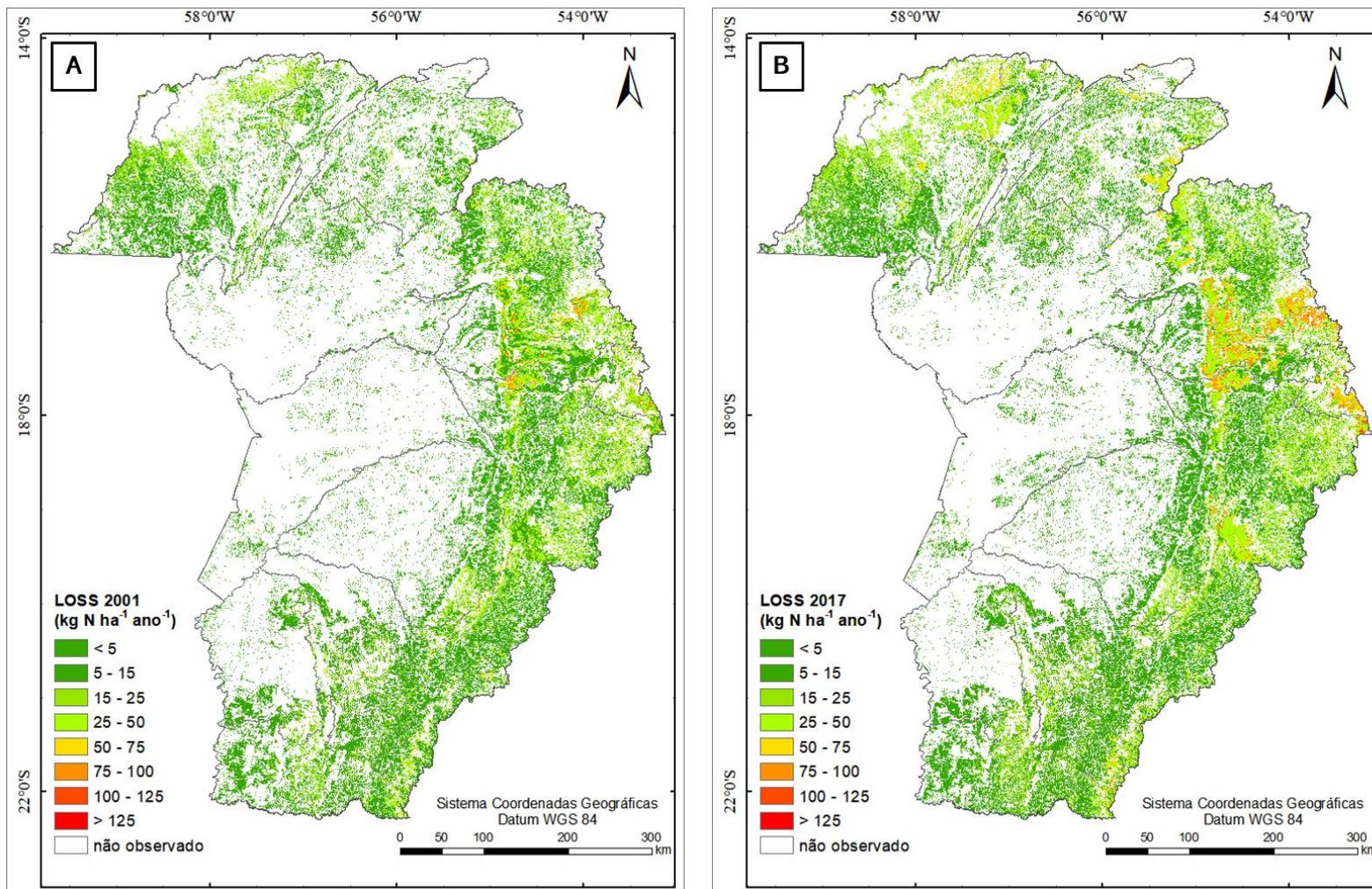
Na agricultura da BAP, as perdas de N estimadas como taxas potenciais de lixiviação ($LOSS_{LIX}$), emissões gasosas ($LOSS_{GAS}$) e erosão hídrica ($LOSS_{ERO}$) variaram de $24,8 \pm 11,3 \text{ kg N ha}^{-1}$ em 2001 a $42,0 \pm 16,1 \text{ kg N ha}^{-1}$ em 2017, o que representa um aumento em cerca de 60% no período (Figura 4.11).

As taxas de perda de N via lixiviação ($LOSS_{LIX}$) na agricultura variaram entre $0,5 \text{ kg N ha}^{-1}$ e $3,9 \text{ kg N ha}^{-1}$ no período considerado. Em 2017, os maiores valores foram registrados nas sub-bacias 8 ($7,9 \text{ kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$) e 4 ($6,4 \text{ kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$). Essa via de remoção de N está associada a perdas decorrentes da aplicação de fertilizantes nitrogenados, e não foi considerada em áreas de pastagens.

As emissões gasosas ($LOSS_{GAS}$) na agricultura da BAP (volatilização da amônia e emissões de N_2O), variaram entre $2,7 \text{ kg N ha}^{-1}$ (2005) e $19,2 \text{ kg N ha}^{-1}$ (2017). Considerando todo o período observado, as maiores emissões ocorreram nas sub-bacia 8, em média $19,6 \text{ kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$, e sub-bacia 9, com valor médio de $12,2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$. Em geral, os menores valores são observados nas sub-bacias 13, 14 e 11 (valores mais frequentes não chegam a $1,0 \text{ kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$). Nas pastagens, $LOSS_{GAS}$, variaram entre $6,35 \text{ kg N ha}^{-1}$ em 2001 a $6,70 \text{ kg N ha}^{-1}$ em 2017.

Nas áreas cultivadas, as perdas de N por erosão ($LOSS_{ERO}$) representam a principal via de perda de N, contribuindo para a remoção média de $21,5 \text{ kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ a $24,2 \text{ kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$. Considerando as perdas totais de N na agricultura, essa via contribui com 48% a 88%, entre 2001 e 2017. Os maiores aumentos para $LOSS_{ERO}$ foram observados nas sub-bacias 2, 3 e 7 (cerca de 20%). Nas pastagens, essa via representa a remoção média de $6,0 \text{ kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$, considerando o período de 2001 a 2017.

Figura 4.11 - Perdas potenciais de nitrogênio por emissões gasosas, lixiviação e erosão do solo ($\text{kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$) nos sistemas agropecuários da Bacia do Alto Paraguai em 2001 (A) e 2017 (B).



Fonte: Produção da Autora.

4.4 Balanço de nitrogênio

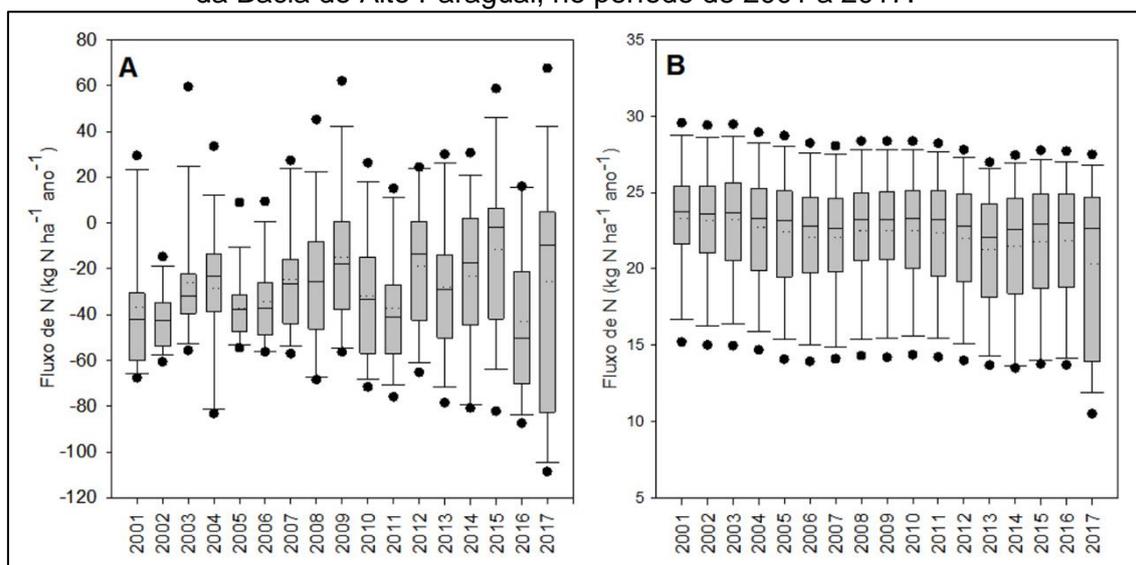
Nos sistemas agrícolas da BAP, em todos os anos observados, a equação do balanço de N apresentou valores negativos, ou seja, as remoções de N (saídas através dos produtos colhidos e perdas por lixiviação, emissões gasosas e erosão hídrica; OUT e LOSS) superaram as entradas via FBN, deposição atmosférica e adubação orgânica ou mineral (IN) (Figura 4.12; A). Observa-se grande variação interanual, sendo o valor médio mais alto observado em 2015 ($-11,6 \text{ kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$), e o mais baixo, em 2016 ($-42,9 \text{ kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$). Destaca-se ainda a alta dispersão (variância) dos dados, acentuada nos últimos anos observados. A magnitude dos fluxos de N nas pastagens da BAP é inferior ao observado nas lavouras, e, durante todo período, observam-se valores finais positivos no cálculo do balanço de N, sempre acima de $10 \text{ kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$. Entre 2001 e 2017, os valores variaram de $8,2 \text{ kg a } 10,3 \text{ kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ (Figura 4.12; B).

Considerando as sub-bacias da BAP, os valores mais negativos foram observados nas sub-bacias 11, 12, 13 e 14, nas quais observou-se valores médios de $-96,5 \text{ kg N ha}^{-1}$ em 2017 (Figura 4.13, A). Por outro lado, nas principais áreas agrícolas localizadas ao norte da BAP, no estado do MT, a tendência foi de redução dos valores negativos, ou seja, as entradas e saídas passam a ter valores mais próximos ao longo do tempo. A sub-bacia 3 apresentou valores positivos durante a maior parte dos anos estudados, com excedente de N variando de $9,0 \text{ kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ a $62,1 \text{ kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$, sendo a média anual de cerca de $20,0 \text{ kg N ha}^{-1}$. A sub-bacia 8 também passa, a partir de 2010, a apresentar valores positivos, com valores positivos chegando a $67,6 \text{ kg N ha}^{-1}$ em 2017.

Nas pastagens observou-se menor variabilidade entre as sub-bacias, e os valores estimados indicam acúmulo de $15,2 \text{ kg N ha}^{-1}$ a $29,6 \text{ kg N ha}^{-1}$ em 2001, e de $10,5 \text{ kg N ha}^{-1}$ a $27,5 \text{ kg N ha}^{-1}$ em 2017 (Figura 4.13, B). Em toda a BAP foi observada uma tendência a redução desse excesso de N no período considerado, que ficou mais evidente para as sub-bacias 10 e 12, com redução de 50% e 40%, respectivamente. Em todos os anos a sub-bacia 8 apresentou os

menores valores de excesso de N da BAP (13,5 a 15,2 kg N ha⁻¹ano⁻¹) enquanto os maiores valores foram observados na sub-bacia 14 (27,0 a 30,0 kg N ha⁻¹ano⁻¹).

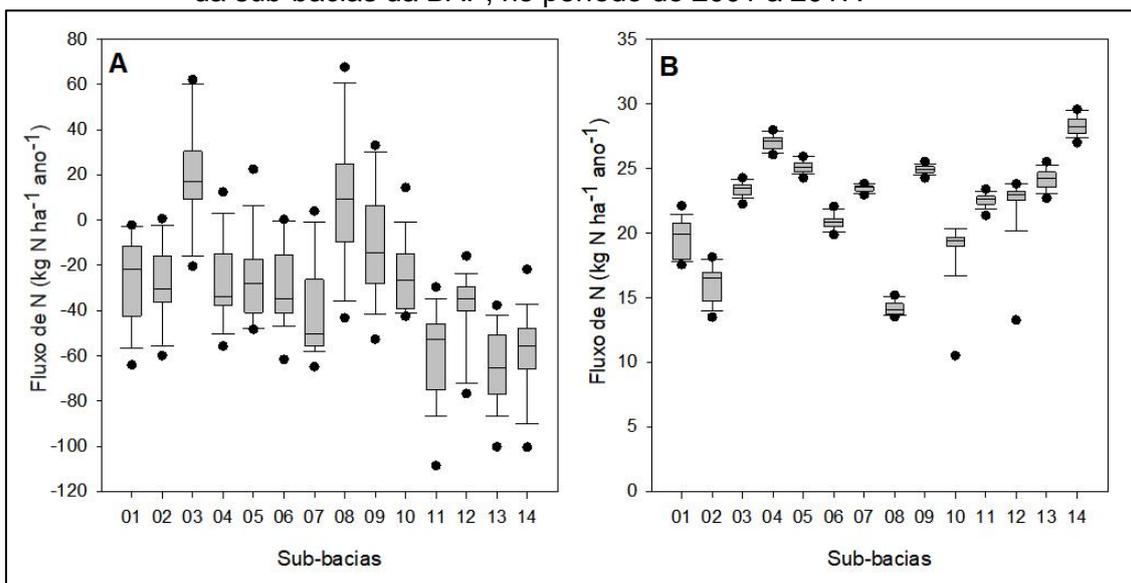
Figura 4.12 - Balanço do nitrogênio (kg N ha⁻¹ano⁻¹) na agricultura (A) e pastagens (B) da Bacia do Alto Paraguai, no período de 2001 a 2017.



O balanço é estimado pela diferença entre as entradas de N (IN) e as remoções por saídas (OUT) e perdas (LOSS) de N.

Fonte: Produção da Autora.

Figura 4.13 - Balanço do nitrogênio ($\text{kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$) na agricultura (A) e pastagens (B) da sub-bacias da BAP, no período de 2001 a 2017.

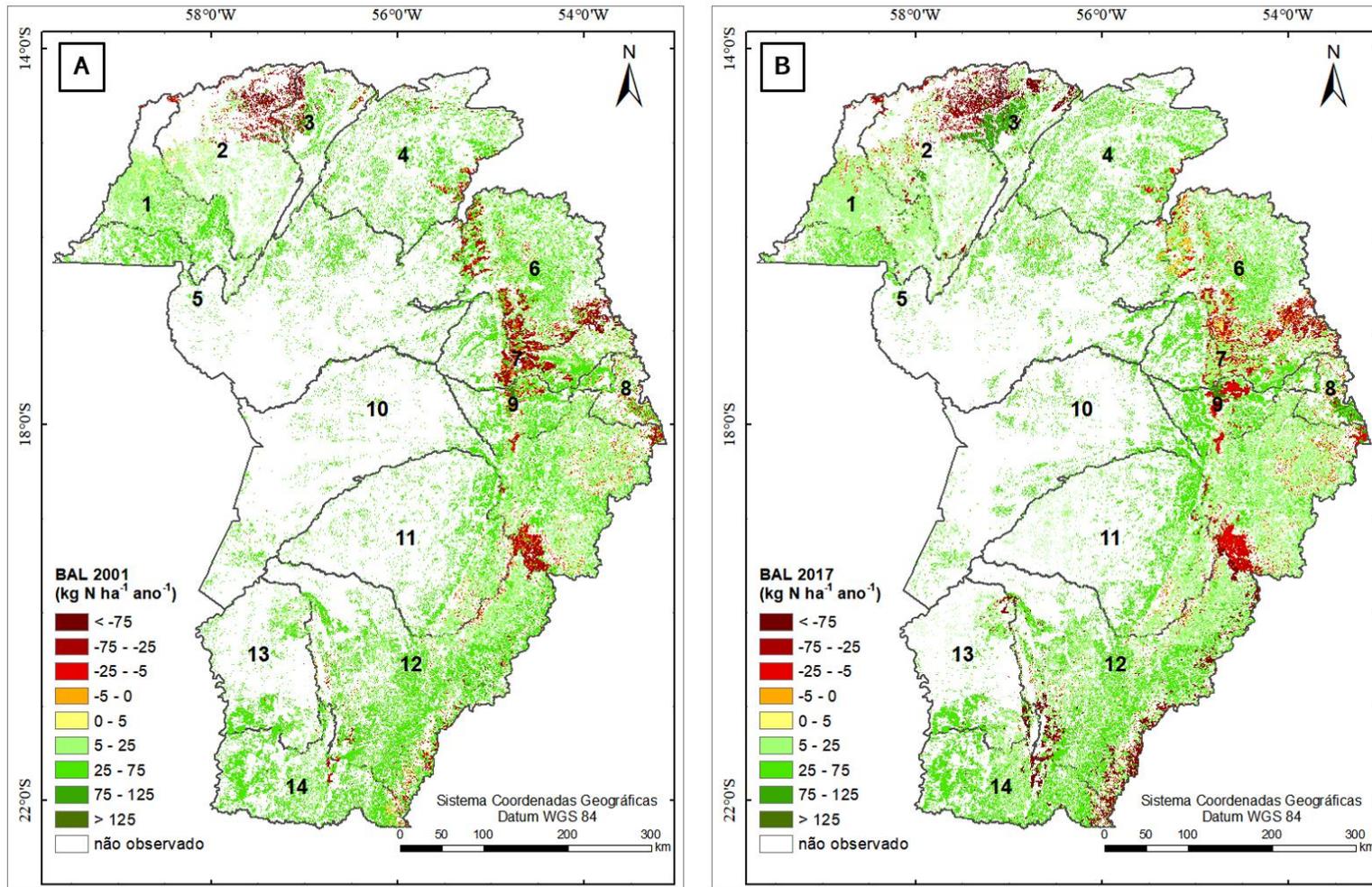


O balanço é estimado pela diferença entre as entradas de N (IN) e as remoções por saídas (OUT) e perdas (LOSS) de N.

Fonte: Produção da Autora.

A espacialização do balanço na BAP, considerando ambos os sistemas estudados, é apresentado na Figura 4.14, considerando os anos 2001 (A) e 2017 (B). As pastagens, presentes por toda a BAP, são identificadas pelos tons esverdeados, que indicam acúmulo de N (valores positivos para o balanço). Áreas cultivadas são identificadas pelos tons avermelhados, que caracterizam áreas de mineração desse nutriente (valores negativos para o balanço).

Figura 4.14 - Balanço do nitrogênio ($\text{kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$) nos sistemas agropecuários da Bacia do Alto Paraguai em 2001 (A) e 2017 (B).

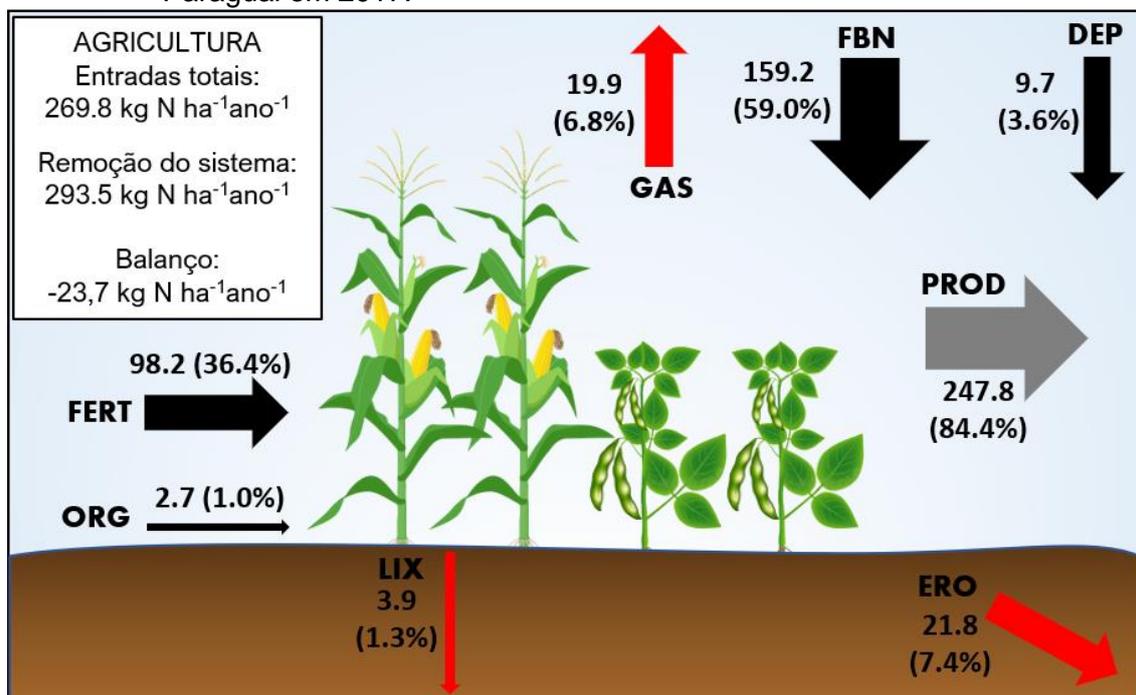


Fonte: Produção da Autora.

A magnitude de cada componente considerado no balanço do N, para o ano de 2017, é ilustrada nas Figuras 4.15 e 4.16, considerando as áreas de agricultura e pastagem, respectivamente. Destaca-se, na BAP, a relevância do cultivo da soja para a entrada de N por fixação biológica, responsável por quase 60% do N que entrou nos sistemas agrícolas da BAP neste ano. Contudo, fertilizantes minerais também compreendem via importante de entrada de N nas áreas agrícolas, equivalente a 34% das entradas no ano de 2017. A colheita dos produtos foi responsável pela maior remoção de N no sistema (84%). Emissões gasosas e erosão hídrica representam as principais vias de perda de N na agricultura da BAP, equivalentes a cerca de 7%, cada. O processo de lixiviação contribuiu com cerca de 1% das remoções de N na agricultura.

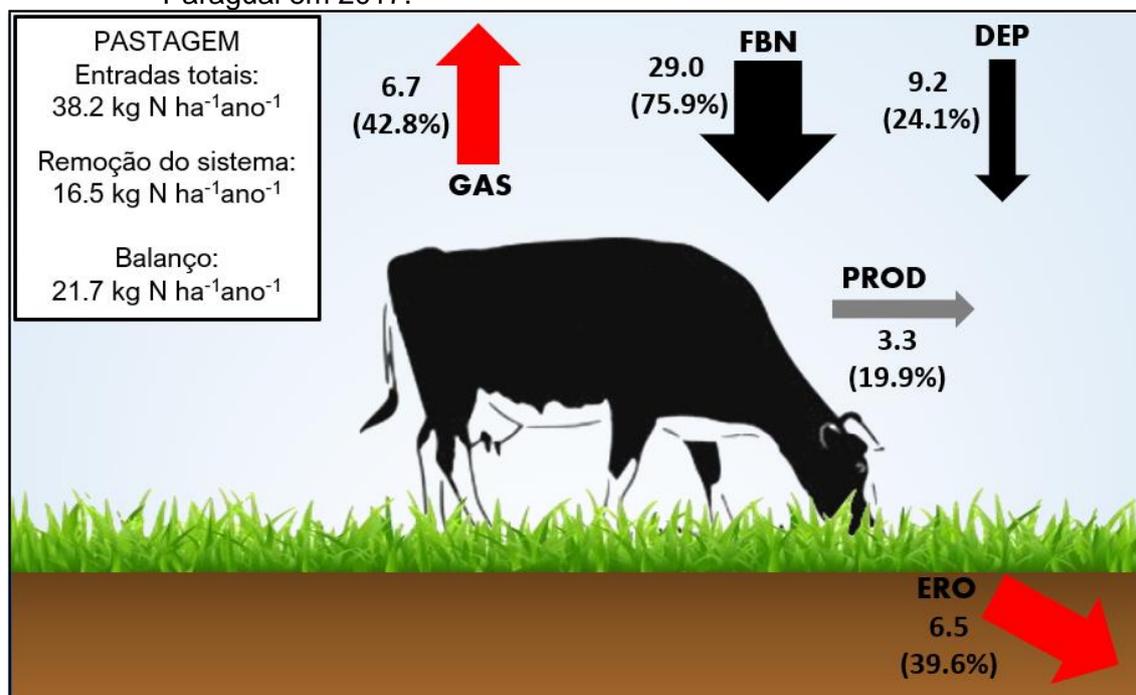
Nas pastagens, a fixação biológica foi responsável por 76% das entradas de N neste sistema em 2017, sendo o restante decorrente dos processos de deposição atmosférica. Houve baixo aproveitamento do N adicionado, com apenas 20% sendo convertido a produtos (carne ou leite). Emissões gasosas nas pastagens representaram a principal forma de remoção de N nesses sistemas (43%). As perdas de N por erosão hídrica também foram elevadas, compreendendo cerca de 40% das perdas.

Figura 4.15 - Magnitude dos fluxos de N ($\text{kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$) na agricultura da Bacia do Alto Paraguai em 2017.



Fonte: Produção da Autora.

Figura 4.16 - Magnitude dos fluxos de N ($\text{kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$) nas pastagens da Bacia do Alto Paraguai em 2017.



Fonte: Produção da Autora.

4.5 Eficiência no uso do nitrogênio (NUE)

Os valores estimados para o indicador de Eficiência no Uso do N (NUE) na agricultura e pastagem da BAP são apresentados na Tabela 4.1 (média para a BAP e valores mínimos e máximos observados nas sub-bacias). Durante o período estudado, a NUE na agricultura variou entre 0,89 (2015) a 1,10 (2002). Observa-se a persistência de altos valores da NUE em todos os anos considerados, apontando para a condição de mineração de N nos solos da BAP, na qual a reposição do nutriente é inferior ao teor de N removido através da colheita.

Nas pastagens da BAP, a NUE média foi estimada em 0,05 em 2001 e 0,09 em 2017, evidenciando a baixa eficiência da produção de carne e leite em termos de aproveitamento do N. Apesar dos baixos valores, entre 2001 e 2017 a NUE aumentou cerca de 70% para a BAP, sendo mais evidente a maior remoção de N em produtos pecuários nas sub-bacias 1, 2, 4 e 10.

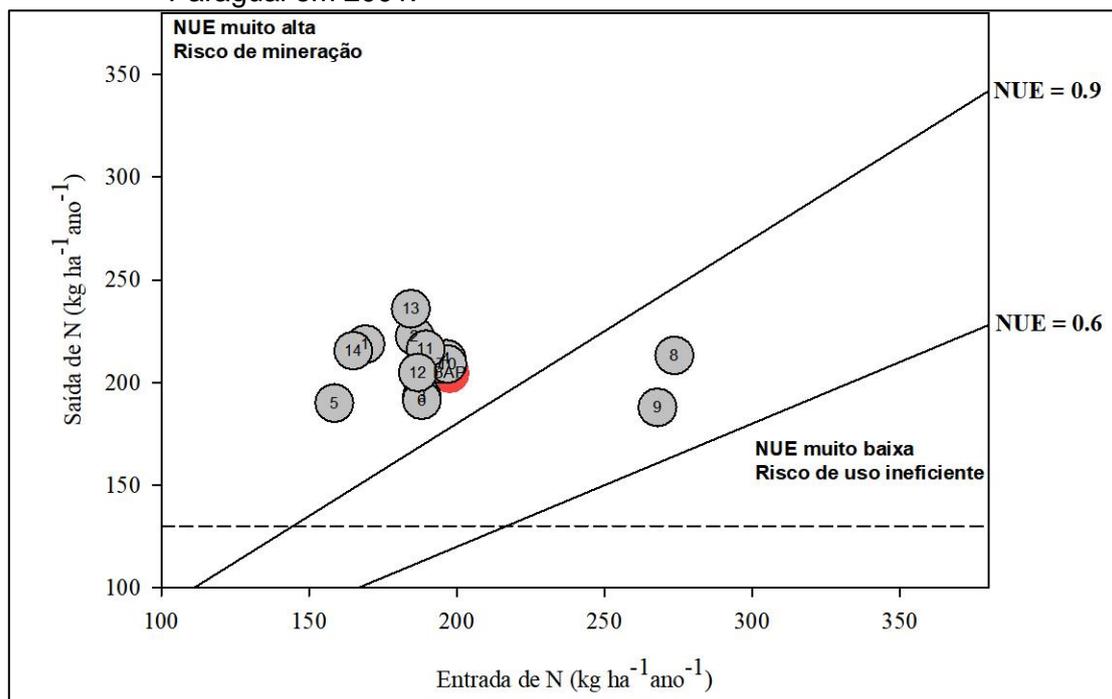
Tabela 4.1 - Eficiência do uso do nitrogênio (NUE) na agricultura da Bacia do Alto Paraguai entre 2001 a 2017.

	NUE Agricultura	NUE Pastagem
2001	1.06 (0.7 - 1.31)	0.05 (0.02 - 0.09)
2002	1.10 (0.94 - 1.26)	0.05 (0.02 - 0.10)
2003	1.01 (0.61 - 1.29)	0.05 (0.02 - 0.09)
2004	1.02 (0.70 - 1.76)	0.06 (0.03 - 0.11)
2005	1.08 (0.84 - 1.19)	0.07 (0.03 - 0.12)
2006	1.05 (0.84 - 1.19)	0.08 (0.03 - 0.13)
2007	0.99 (0.74 - 1.14)	0.08 (0.04 - 0.14)
2008	0.99 (0.66 - 1.26)	0.07 (0.03 - 0.12)
2009	0.93 (0.61 - 1.14)	0.07 (0.03 - 0.12)
2010	1.02 (0.73 - 1.25)	0.07 (0.03 - 0.12)
2011	1.06 (0.77 - 1.35)	0.07 (0.03 - 0.12)
2012	0.93 (0.71 - 1.27)	0.08 (0.03 - 0.14)
2013	0.98 (0.71 - 1.29)	0.10 (0.04 - 0.17)
2014	0.95 (0.68 - 1.33)	0.09 (0.04 - 0.17)
2015	0.89 (0.61 - 1.34)	0.08 (0.03 - 0.15)
2016	1.07 (0.72 - 1.32)	0.08 (0.03 - 0.15)
2017	0.95 (0.59 - 1.47)	0.09 (0.04 - 0.16)

Fonte: Produção da Autora.

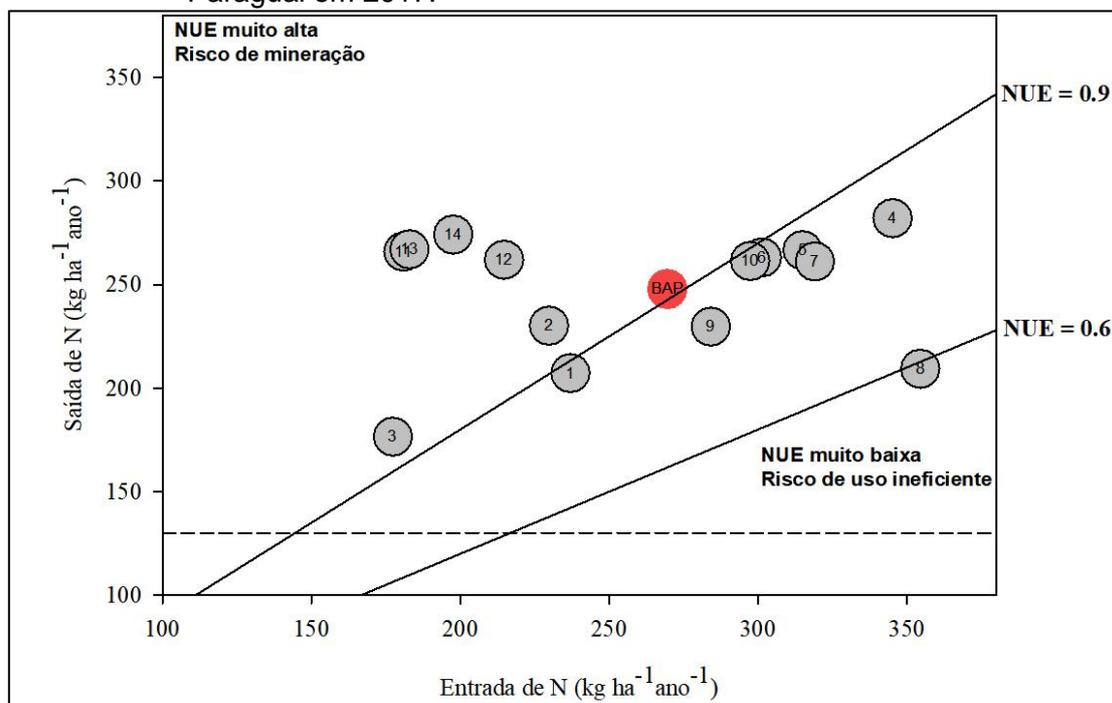
Nas Figuras 4.17 e 4.18 apresenta-se a NUE na agricultura para cada sub-bacia da BAP, para os anos 2001 e 2017, respectivamente. Em todo período observado, a produtividade foi superior ao limite mínimo desejado (superior a $130 \text{ kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$). Apenas as sub-bacias 8 e 9 apresentavam NUE dentro do limite desejável em 2001, enquanto há um deslocamento da NUE em direção a esse limite em 2017 para outras bacias, ou seja, houve uma tendência ao decréscimo nos valores observados. Por outro lado, a NUE na sub-bacia 8 em 2017 ficou muito próximo ao limite inferior estabelecido (0,59), indicando o uso insuficiente do N disponibilizado através das entradas consideradas.

Figura 4.17 - Eficiência do uso de nitrogênio (NUE) na agricultura da Bacia do Alto Paraguai em 2001.



Fonte: Produção da Autora.

Figura 4.18 - Eficiência do uso de nitrogênio (NUE) na agricultura da Bacia do Alto Paraguai em 2017.



Fonte: Produção da Autora.

5 DISCUSSÃO

Observa-se, na BAP um processo contínuo de substituição da vegetação nativa para o estabelecimento de pastagens e lavouras. A taxa média de conversão de áreas naturais a antrópicas no período de estudo foi de cerca de $111,7 \times 10^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$. Esta estimativa é próxima à reportada pelo Instituto SOS Pantanal, de $141,2 \times 10^3 \text{ ha}^{-1} \text{ ano}^{-1}$, para o período que compreende o intervalo de 2002 a 2016 (SOS PANTANAL, 2017). Na planície pantaneira, as classes de vegetação natural são predominantes, enquanto no planalto, as de uso antrópico representam a maior área. Isto decorre da própria dinâmica de ocupação da região, com modelo baseado na pecuária extensiva em pastagens nativas, enquanto no planalto houve intensa substituição da vegetação para dar lugar principalmente ao cultivo da soja e áreas com pastagens exóticas (WWF-BRASIL, 2017; ALHO et al., 2019). Contudo, diversos trabalhos mostram o avanço da ação antrópica no Pantanal, promovendo principalmente a redução de áreas de vegetação arbóreo-arbustiva (PARANHOS FILHO et al., 2014; PERES et al., 2016; MIRANDA et al., 2018). Em 2016, o desmatamento na planície pantaneira, estimado em $50 \times 10^3 \text{ ha}$, foi superior ao observado nas áreas de planalto ($41 \times 10^3 \text{ ha}$), ao contrário da tendência observada desde 2002 (SOS PANTANAL, 2017). Miranda e colaboradores (2018) estimaram que a substituição da vegetação densa no Pantanal tenha ocorrido a uma taxa de 4,75% ao ano entre 2000 e 2015, e projetam uma redução de mais de 60% desta vegetação até 2030. Tais alterações podem afetar seriamente as dinâmicas climáticas e hidrológicas da planície pantaneira, alterar o pulso de inundação e provocar impactos sobre a biota e a qualidade ambiental, afetando o ecossistema como um todo (MIRANDA et al., 2018; COLMAN et al., 2019).

A demanda por terras agrícolas constitui o principal impulsionador imediato da mudança no uso da terra no Brasil. Nas últimas décadas, o aumento das áreas cultivadas tem sido primariamente resultante da expansão dos cultivos de soja, milho e cana-de-açúcar (LAPOLA et al., 2010; STRASSBURG et al., 2014; LAHSEN; BUSTAMANTE; DALLA-NORA, 2016). Áreas com lavouras anuais já foram ampliadas em $25 \times 10^6 \text{ ha}$ nos últimos 15 anos, sendo mais de 60% no Centro-Oeste brasileiro (GASQUES et al., 2016). Destaca-se ainda o grande

potencial produtivo brasileiro, com importantes áreas sendo consideradas adequadas para o cultivo agrícola (STRASSBURG et al., 2014). Na BAP, Cechim Júnior e colaboradores (2017) avaliaram as áreas cultivadas com soja e milho utilizando imagens do sensor MODIS, durante as safras de 2000/2001 e 2015/2016, e observaram expansão de 40% nas áreas desses cultivos, inferior ao observado no presente trabalho (66%). De acordo com os autores, estes dados podem ter sido subestimados em decorrência da resolução espacial dos dados, não permitindo reconhecer talhões de culturas inferiores a 250m. No presente estudo, os mapas de uso e cobertura da terra utilizados derivam da combinação entre classificações baseadas em imagens do sensor MODIS (250m; SIMOES et al., 2020) e Landsat (30m; MAPBIOMAS, 2020). A resolução espacial mais refinada do MapBiomias permitiu melhor distinção dos pixels de borda nessas áreas. Manabe e Silva (2010) destacam a expansão do cultivo da cana-de-açúcar, entre 2005 e 2009, em áreas previamente desmatadas nas bordas do Pantanal. De acordo com as estimativas do presente trabalho, a expansão do cultivo ocorreu principalmente ao norte da BAP (sub-bacias 1, 2 e 3), no período de 2001 a 2017. Esse processo pode se intensificar, considerando que, recentemente, o presidente Jair Bolsonaro revogou o Decreto nº 6.961/2009, que estabelecia as áreas aptas para o cultivo da cana-de-açúcar no Brasil e impedia sua expansão para os biomas Amazônia e Pantanal (BRASIL, 2019).

De acordo com o Instituto Mato-grossense de Economia Agropecuária (IMEA), tem sido cada vez mais comum o processo de conversão de pastagens a terras agrícolas no estado do Mato Grosso. A grande disponibilidade de áreas de pastagens, rentabilidade dos cultivos e questões ambientais seriam as questões mais relevantes para a tomada de decisão do produtor nesse caso (IMEA, 2018). A intensificação da produção é amparada pelas políticas agrícolas nacionais e pela demanda internacional por soja, algodão, milho e carne. No Brasil, as políticas agrícolas estabeleceram condições para aumentar a produção de *commodities*, investindo em pesquisa agrícola aplicada e incentivos para os agricultores, que incluem subsídios financeiros e serviços de extensão rural para

estimular a adoção de tecnologias modernas (WICKRAMASINGHE; SYED; & SIREGAR, 2012).

Entre 2001 e 2017, houve um intenso crescimento nos fluxos de N nas áreas cultivadas da BAP. As entradas de N aumentaram cerca de 32%, sendo associadas ao aumento da produção dos cultivos de segunda safra. A entrada por fertilizantes nitrogenados triplicou na BAP nesse período, ao mesmo tempo em que se observa aumento nas áreas cultivadas e na produtividade das lavouras de milho e, em menor grau, de algodão e cana-de-açúcar. As entradas por essa via são variáveis em escala espacial e temporal, e entre os cultivos considerados. As taxas médias de entrada de N-fertilizante, estimadas em 20,9 kg N ha⁻¹ para o milho, 74,0 kg N ha⁻¹ para a cana-de-açúcar e 116,7 kg N ha⁻¹ para algodão são coerentes com a literatura, considerando as produtividades observadas na BAP (TÔSTO et al., 2019; PACHECO et al., 2021). De maneira geral, o emprego de fertilizantes na agricultura brasileira tem crescido significativamente ao longo das últimas décadas. Segundo dados da FAO, o uso de N-fertilizante por área cultivada era de 14,1 kg N ha⁻¹ano⁻¹ em 1990, 30,8 kg N ha⁻¹ano⁻¹ em 2000 e atingiu a média de 80,6 kg N ha⁻¹ano⁻¹ em 2017, um aumento de quase seis vezes nesse período (FAO, 2020). O Brasil ainda possui grande dependência da importação de fertilizantes (OGINO et al., 2020) e projeções apontam que o aumento esperado para as próximas décadas no preço desses insumos pode acarretar limitações na sua aquisição, levando a reduções na produtividade das culturas, o que poderia impulsionar a abertura de novas áreas cultiváveis (BRUNELLE et al., 2015).

As saídas de N na BAP através da colheita aumentaram cerca de 20% entre 2001 e 2017, em decorrência do aumento na produção e produtividade de todos os cultivos. A produção de soja na bacia é a principal responsável pela remoção de N, devido as grandes extensões cultivadas e alto conteúdo nos grãos (59,2 g N kg⁻¹). No início dos anos 2000, a produção de soja já havia sido implantada na região Centro-Oeste, mas a segunda safra (“safrinha”) era considerada uma atividade de alto risco, com maiores incertezas relacionadas a restrições climáticas afetando a produtividade do grão (CRUZ et al., 2008; RESENDE et al., 2019). Com o passar dos anos, tanto a demanda do mercado

(GARCIA et al., 2008) quanto a demanda por etanol aumentaram (SALLA et al., 2010), levando ao aumento médio de 7% na produção do milho entre 2000 e 2010 (LANDAU et al., 2012). Atualmente, o sistema soja-milho responde pela maior produção do grão no Centro-Oeste brasileiro. Antes realizado com investimento mínimo, o cultivo do milho em segunda safra passou a receber cada vez mais atenção no contexto gerencial das fazendas, com aumento no emprego de tecnologia e insumos, levando às altas produtividades observadas (RESENDE et al., 2019).

Nas áreas de pastagens da BAP, as saídas de N muito inferiores ao somatório das entradas demonstram a baixa produtividade por unidade de área da pecuária na BAP, evidenciado pelo balanço positivo observado ao longo do tempo. As baixas saídas de N nas pastagens são resultado do sistema de produção do gado, característico, não apenas no Brasil, mas amplamente adotado também em outros países da América Latina (PACHECO et al., 2021). A pecuária extensiva é caracterizada por extensas áreas de pastagens nativas e cultivadas, que representam a fonte exclusiva de alimento para o rebanho. No Brasil, segundo maior produtor de carne bovina do mundo, cerca de 90% do gado é criado apenas a pasto (ANUALPEC, 2010; DE OLIVEIRA SILVA et al., 2017). Mais da metade das áreas de pastagem apresentam algum grau de degradação, resultando na redução dos níveis de fertilidade do solo e alta erosão, provocando transporte e aumento do aporte de nutrientes e sedimentos para os ecossistemas aquáticos (GOMES et al., 2019).

Melhorias no manejo das pastagens e nos sistemas de produção podem levar a benefícios econômicos e ambientais em relação a cenários de manejo tradicional (DE OLIVEIRA SILVA et al., 2017). Sistemas de integração floresta-lavoura-pecuária, por exemplo, possuem um potencial de mitigação de impactos ambientais, aumentando os estoques de carbono do solo e mitigando emissões de N₂O, ao mesmo tempo em que proporcionam melhorias na produtividade do sistema como um todo (CORDEIRO et al., 2015; ALVES; MADARI; BODDEY, 2017). Embora muitas pesquisas tenham sido realizadas sobre os benefícios da intensificação da pecuária, a principal barreira para a adoção de práticas eficientes em sistemas de pastejo, especialmente no Brasil, refere-se a falta de

conscientização de muitos produtores sobre os potenciais benefícios da adoção de novas práticas. Mesmo quando eles estão cientes, poucos se convencem de que a adoção de tais práticas possa levar a retornos financeiros que justifiquem a sua implementação. Além disso, terras em várias fronteiras agrícolas no Brasil ainda são baratas, fazendo com que sistemas que demandem alto investimento e manejo não promovam retorno financeiro no curto prazo (STABILE; AZEVEDO; NEPSTAD, 2012).

Durante o período observado, as perdas de N na agropecuária da BAP foram elevadas. É amplamente reconhecido que grandes quantidades de nutrientes são perdidas anualmente de áreas agrícolas em todo o globo (Liu et al., 2010). Além disso, essas perdas de nutrientes devem aumentar no futuro, resultado do aumento do uso de fertilizantes minerais (MOGOLLÓN et al., 2018) e mudanças climáticas (BOWLES et al., 2018). No período de 2001 a 2017, o aumento do uso de fertilizantes na agricultura esteve associado ao aumento das perdas de N observadas na BAP, principalmente em decorrência da volatilização da amônia.

As maiores perdas de N na agricultura da BAP, contudo, foram associadas à remoção por erosão hídrica. Como já mencionado, um dos maiores problemas na BAP diz respeito às perdas de solo decorrentes da expansão da agropecuária em regiões suscetíveis a processos erosivos. Neste estudo, considerando todas as classes de uso e cobertura da terra, a taxa de erosão média foi estimada em $5,6 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$. Esse valor é consideravelmente inferior a taxa de $13,33 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ observada por Neves et al. (2013) e de $19,02 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ observada por Colman et al. (2019) na região. Na área de drenagem dos rios Taquari, Jauru e Coxim os processos erosivos são intensos, e a perda potencial média pode chegar a $40 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ (GALDINO et al., 2003). Em áreas cultivadas da BAP, as perdas médias de solo estimadas no presente estudo foram elevadas ($17,63 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ a $18,85 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$), e semelhantes a valores encontrados por Neves et al. (2011) na região da bacia do rio Jauru (sub-bacia 1). Em áreas de pastagens, por outro lado, as perdas de $4,89 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$ foram inferiores ao observado no presente estudo, na qual a taxa média foi estimada em $6,30 \text{ Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$.

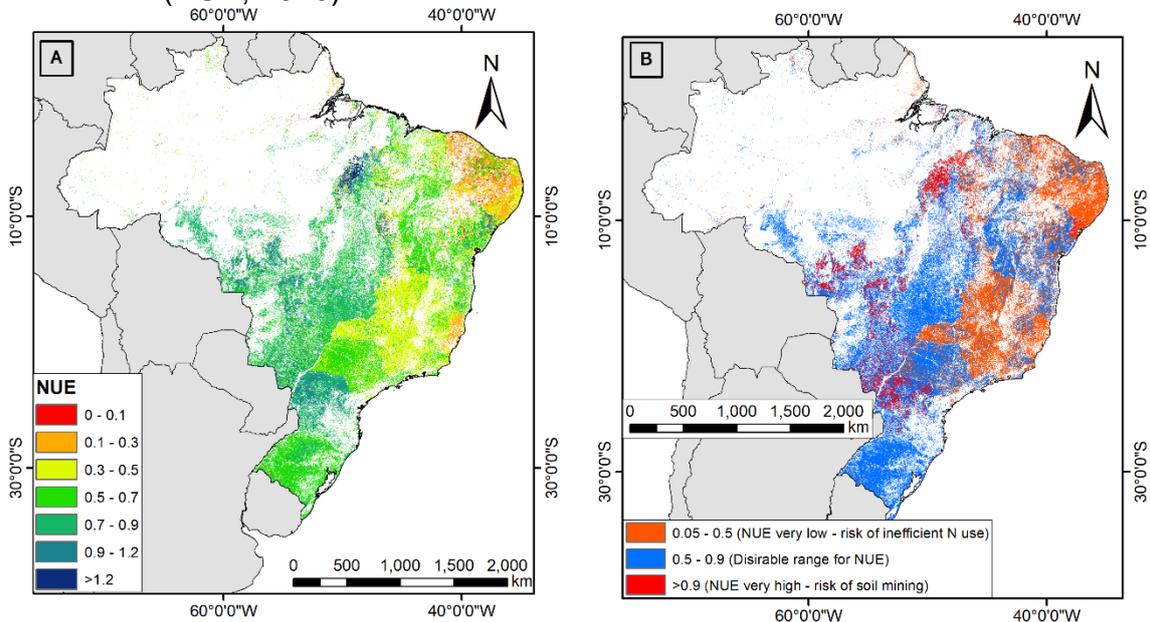
O planalto da BAP apresenta maior potencial erosivo, decorrente da combinação de diferentes fatores (Apêndice D). A influência do relevo favorecendo a ocorrência dos processos erosivos é mais acentuada nas bordas da BAP e áreas de maior elevação, onde o relevo pode ser classificado como montanhoso a forte ondulado. Destaca-se a distribuição das classes de solo, com o predomínio de neossolos e argissolos nessas áreas. Neossolos são solos jovens, em estágio inicial de evolução; os litólicos e regolíticos possuem pouca espessura, e os quartzarênicos podem ser mais profundos, contudo, com alto teor de areia. Argissolos apresentam horizonte superficial mais arenoso e acúmulo de argila no horizonte B e, em geral, apresentam baixa capacidade de retenção de nutrientes (SANTOS et al., 2018). A baixa coesão entre os grãos e baixa estabilidade de agregados tornam esses solos altamente suscetíveis à erosão (DONAGEMMA et al., 2016). A esses fatores naturais, soma-se a influência antrópica intensificando os processos erosivos, com a expansão dos cultivos anuais, em geral, nas áreas de planalto, como observado principalmente nas bordas da BAP e em regiões de agricultura já consolidada nas sub-bacias.

A remoção de N via erosão dos solos é severa na BAP, especialmente em áreas de agricultura, onde as taxas de perda foram estimadas em cerca de 21,5 kg N ha⁻¹ano⁻¹. Em áreas de pastagens da BAP, as perdas de N foram estimadas em cerca de 6,0 kg N ha⁻¹ano⁻¹. No Cerrado, Gomes et al. (2019) estimaram perdas médias de N por erosão na agricultura variando entre 12,8 kg N ha⁻¹ano⁻¹ (cultivos anuais) e 47,4 kg N ha⁻¹ano⁻¹ (cultivos semiperenes), considerando o período de 2000 a 2012. Em pastagens, esses autores observaram valores superiores aos da BAP, com perdas de solo estimadas em cerca de 14,6 kg N ha⁻¹ano⁻¹; GOMES et al., 2019. De acordo com os autores, a erosão do solo está associada a perda de produtividade agrícola na região, afetando mais de 5,5 milhões de hectares de área produtiva em 2012.

Na agricultura da BAP, os altos valores da NUE estão relacionados ao sistema de cultivo, com maior predomínio das áreas cultivadas com soja. Os altos valores eram esperados nesses sistemas, considerando os resultados observados para a região de Rondonópolis (sub-bacia 6), onde a NUE variou entre 0,6 a e 0,9 (PACHECO et al., 2021). A média global para a NUE em produção de grãos é

de 0,35, um pouco acima da média estimada para países em desenvolvimento, de 0,29 (OMARA et al., 2019). No Brasil, (Pires e colaboradores, 2015) encontraram valor semelhante, de 0,27, para a NUE na produção de grãos quando não consideraram a soja. A distribuição espacial da NUE nas áreas agrícolas no Brasil para o ano de 2010 é e apresentada na Figura 5.1 (TÔSTO et al., 2019), na qual evidencia-se a alta variabilidade da NUE em território nacional.

Figura 5.1 - Eficiência do Uso do Nitrogênio nas áreas cultivadas do Brasil (NUE; 2010).



Espacialização da NUE nas áreas cultivadas do território brasileiro no ano de 2010 (A). Classificação da NUE em três categorias e potenciais riscos ambientais: NUE muito baixo (risco de uso ineficiente), NUE entre 0,5 e 0,9 (o intervalo desejado para o manejo adequado de N) e NUE maior que 0,9 (risco de mineração do nitrogênio) (B).

Fonte: Adaptado de Tôsto et al. (2019).

De acordo com a classificação adotada, grandes áreas no Cerrado brasileiro apresentaram NUE dentro do limite desejável. Valores muito baixos foram observados principalmente em estados da região nordeste e sudeste do Brasil. Valores elevados, por outro lado, são observados principalmente nas regiões onde predominam o cultivo da soja, no Centro-Oeste brasileiro e em áreas de fronteira agrícola na Amazônia (TÔSTO et al., 2019). Comparações diretas entre as diferentes regiões agrícolas brasileiras não são adequadas, já que a NUE

pode variar entre os diferentes cultivos. Destaca-se, contudo, o alto risco de mineralização de N dos solos em estados de grande relevância para a produção agrícola brasileira, como Mato Grosso e Mato Grosso do Sul, de maneira semelhante a observada para as áreas agrícolas da BAP no presente estudo.

Em sistemas onde a NUE é muito alta, os agricultores podem ajustar a reposição dos nutrientes adequando a frequência e concentração dos fertilizantes utilizados (QUEMADA et al., 2020). A melhor gestão de fertilizantes na região poderia ter como objetivo melhorar a sincronia entre o fornecimento de fertilizante N e a demanda de N da planta, aplicando o conceito do Manejo 4C, que considera o uso de fertilizantes eficiente quando é aplicado da fonte certa, na dose certa, no local certo e na hora certa (BRUULSEMA; LEMUNYON; HERZ, 2009). Contudo, a adição elevada de fertilizantes nitrogenados pode levar a outros desbalanços no ambiente, observados em diversos países que enfrentam a poluição por N (UNEP, 2019). Outras medidas relevantes para melhorar a NUE consistem na preservação da estrutura e fertilidade dos solos, minimizando as perdas das camadas superficiais ricas em matéria orgânica por erosão (GOMES et al., 2019). A adoção de práticas de manejo adequado dos restos culturais, o consórcio entre culturas e a adubação orgânica são outras técnicas de manejo importantes que colaboram para a manutenção da matéria orgânica no solo, contribuindo para a manutenção da sua fertilidade (RESENDE et al., 2018).

Em geral, estimativas da NUE na produção animal são baixas, variando de 0,15 a 0,30 em fazendas leiteiras e entre 0,05 e 0,15 nas pastagens para gado de corte (VAN DER HOEK, 1998; QUEMADA et al., 2020). Os baixos valores observados na BAP sugerem que a intensificação da produção de gado poderia contribuir para melhoria da NUE nas pastagens. No entanto, mesmo em sistemas europeus de produção intensiva de laticínios e carne bovina, a NUE tem se mostrado muito baixa, variando de 0,21 a 0,38 (QUEMADA et al., 2020) e 0,08 a 0,28 (GODINOT et al., 2015), respectivamente. Dessa forma, os benefícios da intensificação do sistema pecuário na BAP poderiam estar mais relacionados a redução das áreas usadas no pastejo, que propriamente na melhoria da NUE, já que outras externalidades associadas à intensificação

também aumentariam, como por exemplo a necessidade de produção de rações e do manejo do esterco (QUEMADA et al., 2020).

A liberação de terras na pecuária poderia fornecer as áreas necessárias para a expansão das lavouras para produção de grãos e biocombustíveis, considerando um cenário de desmatamento quase zero, aumento crescente da demanda e atendendo ao Código Florestal Brasileiro (GOUVELLO FILHO; HISSA, 2011; SOTERRONI et al., 2018). Contudo, é importante destacar que os efeitos da intensificação agrícola devem ser cuidadosamente considerados caso a caso, uma vez que a intensificação pode também resultar em um aumento na conversão de terras em áreas de fronteira, levando ao efeito exatamente oposto ao esperado ("paradoxo de Jevons; CEDDIA et al., 2014). Além disso, a intensificação é frequentemente considerada como significando o uso de mais insumos, tais como fertilizantes na agricultura e suplementos na produção animal. Como observado na BAP, as perdas associadas ao maior uso de N na agricultura são relevantes e precisam ser consideradas.

Considerando a disponibilidade de dados e a extensa área de estudo, algumas simplificações ou generalizações foram feitas no desenvolvimento da pesquisa, merecendo destaque as principais limitações deste estudo. As entradas de N através da deposição atmosférica e fixação biológica foram calculados a partir de valores para todo o Brasil, devido à ausência de informações locais. As perdas de solo não são diretamente medidas no local, e sim estimadas a partir do modelo matemático da EUPS. A remoção de N por erosão é estimada a partir de concentrações médias para as diferentes classes de solo observadas na BAP, sem considerar as particularidades decorrentes da alta heterogeneidade dos solos. Além disso, o conteúdo de matéria orgânica e outros nutrientes não são considerados do método do balanço utilizado, apesar do seu papel na nutrição vegetal. As áreas de pastagens foram tratadas como um sistema uniforme, sem considerar, por exemplo, diferenças entre degradação da vegetação, nível de exposição do solo e grau de manejo ao longo do tempo. Todas essas questões implicam em incertezas nas estimativas dos fluxos de N, podendo levar a sub ou superestimativas.

6 CONCLUSÃO

Os resultados aqui apresentados demonstram que as mudanças recentes no uso e cobertura da terra na Bacia do Alto Paraguai, resultantes da contínua substituição da vegetação nativa para expansão de pastagens e lavouras, assim como a intensificação da produção nessas áreas, têm promovido aumentos na magnitude dos fluxos de N nesses sistemas, confirmando as hipóteses levantadas por este estudo.

Entre 2001 e 2017, tornou-se mais importante a rotação de cultivos na agricultura na BAP, em substituição aos sistemas de monocultura da soja, milho e algodão. As áreas cultivadas com a soja são responsáveis por altas entradas de N no sistema, bem como o emprego de fertilizantes nitrogenados na BAP, que também aumentou. Altos ganhos na produtividade agrícola na BAP foram observados durante o período estudado, destacando-se o cultivo do milho, levando a valores elevados de N removido através da colheita. Na produção pecuária nas pastagens, houve também ganhos significativos nas saídas de N através da carne produzida, ilustrando os avanços e o potencial produtivo dessas áreas. Contudo, a baixa eficiência observada sugere que existe potencial para a intensificação desses sistemas produtivos, sem, contudo, ampliar a área de pastagem.

Nas áreas agrícolas, os resultados do balanço de N e as estimativas de NUE apontam para o contínuo o risco de depleção de N nos solos no período observado, uma vez que as saídas de N superaram as adições desse elemento. Porém, esse alto potencial de perda de N para o ambiente representa um alerta em relação as medidas que precisam ser adotadas para reposição de nutrientes nesse sistema. A tendência observada de aumento no uso de fertilizantes nitrogenados representa uma ameaça aos corpos d'água do Pantanal e aos demais ecossistemas da BAP, haja vista o potencial de perda via lixiviação e emissões gasosas, levando assim, a um aumento na deposição atmosférica de compostos nitrogenados.

As altas taxas de perdas de solo e de N através da erosão hídrica observadas em áreas de expansão e intensificação agropecuária também ressaltam a

importância da adoção de práticas conservacionistas que promovam a manutenção da estrutura dos solos, ainda mais considerando que a erosão é um problema severo em muitas áreas na BAP, e que tem se agravado ameaçando a qualidade dos solos, dos corpos d'água a jusante e a saúde dos ecossistemas pantaneiros.

Permanecer em uma trajetória de expansão e intensificação das atividades agropecuárias no entorno do Pantanal, sem haver preocupação com a gestão dos nutrientes, leva a danos severos aos seus recursos naturais e prejuízos socioeconômicos. Há, então, a necessidade do reconhecimento das ameaças associadas a tais transformações, pois induzem um aumento dos fluxos de N nesses sistemas e alterações na sua ciclagem no ambiente. O território da BAP é muito importante em termos de recursos naturais e diversidade de ecossistemas, e as ações de manejo e proteção do Pantanal necessariamente precisam contemplar o contexto da bacia como um todo.

Conclui-se assim, que este estudo representa uma contribuição importante para a geração de dados e informações acerca dos fluxos de N nos sistemas produtivos e suas modificações ao longo do tempo, reconhecendo-se as tendências de degradação na BAP, mediadas pelas mudanças no uso da terra. Para melhor refinamento das estimativas, estudos que possam contribuir com o detalhamento de alguns fluxos de N, principalmente nas áreas de pastagens, são desejáveis.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ALHO, C. J. R. et al. Threats to the biodiversity of the Brazilian Pantanal due to land use and occupation. **Ambiente e Sociedade**, v. 22, p. 1–22, 2019.
- ALVARES, C. A. et al. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- ALVES, B. J. R.; MADARI, B. E.; BODDEY, R. M. Integrated crop–livestock–forestry systems: prospects for a sustainable agricultural intensification. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 108, n. 1, 2017.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Programa de ações estratégicas para o gerenciamento do Pantanal e da Bacia do Alto Paraguai**. Brasília: ANA, 2004.
- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA. **Plano de recursos hídricos da Região Hidrográfica Paraguai: relatório final**. Brasília: ANA, 2016.
- AUSTIN, A. T. et al. Latin America's Nitrogen Challenge. **Science**, v. 340, n. 6129, p. 149–149. Disponível em: <http://www.sciencemag.org/cgi/doi/10.1126/science.1231679>.
- BATJES, N. H.; BERNOUX, M.; CERRI, C. E. P. **Soil data derived from SOTER for studies of carbon stocks and change in Brazil (Version 1.0; GEFSOC Project)**. [S.l.]: ISRIC, 2004.
- BERGIER, I. Effects of highland land-use over lowlands of the Brazilian Pantanal. **Science of the Total Environment**, v. 463–464, p. 1060–1066, 2013a. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.036>.
- BERGIER, I. Effects of highland land-use over lowlands of the Brazilian Pantanal. **Science of the Total Environment**, v. 463–464, p. 1060–1066, 2013b.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. **Conservação do solo**. 9. ed. [S.l.]: Ícone, 2014.
- BOWLES, T. M. et al. Addressing agricultural nitrogen losses in a changing climate. **Nature Sustainability**, v. 1, n. 8, 2018.

BRASIL. CONSTITUIÇÃO. **Constituição da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF. Senado Federal: Centro Gráfico, 1988. Disponível em: <http://www.stf.jus.br/arquivo/cms/legislacaoConstituicao/anexo/CF.pdf>.

BRENTROP, F.; LAMMEL, J. Nitrogen use efficiency, nitrogen balance, and nitrogen productivity-a combined indicator system to evaluate Nitrogen use in crop production systems. In: INTERNATIONAL NITROGEN INITIATIVE: SOLUTIONS TO IMPROVE NITROGEN USE EFFICIENCY FOR THE WORLD, 2016, Melbourne, Australia. **Proceedings...** Melbourne, Australia: International Nitrogen Initiative Conference, dez. 2016.

BRENTROP, F.; PALLIERE, C. **Nitrogen use efficiency as an agro-environmental indicator**. [S.l.]: OECD, 2010.

BRUNELLE, T. et al. Evaluating the impact of rising fertilizer prices on crop yields. **Agricultural Economics**, v. 46, n. 5, p. 653–666, 2015.

BRUULSEMA, T.; LEMUNYON, J.; HERZ, B. Fundamentos para utilização correta dos eu fertilizante. **Informações Agronômicas**, v. 126, p. 15–18, 2009.

BULL, K.; HOFT, R.; SUTTON, M. A. Coordinating european nitrogen policies between international conventions and intergovernmental organizations. In: SUTTON, M. A. et al. (Ed.). **The european nitrogen assessment**. Cambridge: Cambridge University Press, 2011. p. 570–584.

BUSTAMANTE, M. M. C. et al. Nitrogen management challenges in major watersheds of South America. **Environmental Research Letters**, v. 10, n. 6, 2015.

CANFIELD, D. E.; GLAZER, A. N.; FALKOWSKI, P. G. The evolution and future of earth's nitrogen cycle. **Science**, v. 330, n. 6001, p. 192–196, 2010.

CANTARELLA, H. Nitrogênio. In: NOVAIS, R. F. et al. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: SBCS, 2007. p. 376–470.

CASARIN, V.; STIPP, S. R. Quatro medidas corretas que levam ao uso eficiente dos fertilizantes. **Informações Agronômicas**, n.142, p. 20, 2013.

CECHIM JÚNIOR, C. et al. Mapping of summer agricultural crops in the Alto Paraguai Basin through EVI/MODIS time series. **GEOGRAFIA**, v. 42, n. 3, p. 129–143, 2017.

CEDDIA, M. G. et al. Governance, agricultural intensification, and land sparing in tropical South America. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 111, n. 20, 2014.

CIC CUENCA DEL PLATA. **Transboundary diagnostic analysis for the La Plata River Basin – TDA**. [S.l.]: CIC, 2016.

COELHO, A. M. et al. Balanço do nitrogênio (15N) em um latossolo vermelho-escuro, sob vegetação de Cerrado, cultivado com milho. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, n. 15, p. 187–193, 1991.

COLMAN, C. B. et al. Effects of climate and land-cover changes on soil erosion in Brazilian Pantanal. **Sustainability (Switzerland)**, v. 11, n. 24, 2019.

CORDEIRO, L. A. M. , et al. Integração lavoura-pecuária e integração lavoura-pecuária-floresta: estratégias para intensificação sustentável do uso do solo. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, v. 32, p. 15–43, 2015.

CRUVINEL, Ê. B. F. et al. Soil emissions of NO, N₂O and CO₂ from croplands in the savanna region of central Brazil. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 144, n. 1, p. 29–40, 2011. Disponível em: <https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0167880911002556>.

CRUZ, J. C. et al. Manejo da cultura do milho. In: CRUZ, J. C. et al. (Ed.). **A cultura do milho**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2008. p. 171–197.

CUNHA, J. F.; FRANCISCO, E. A. B.; PROCHNOW, L. I. Balanço de nutrientes na agricultura brasileira no período de 2013 a 2016. **Informações Agronômicas**, v. 162, 2018. Disponível em: <http://brasil.ipni.net>.

DAVIDSON, E. A. et al. Nutrients in the nexus. **Journal of Environmental Studies and Sciences**, v. 6, n. 1, p. 25–38, 2016.

DE OLIVEIRA, B. G. et al. Soil greenhouse gas fluxes from vinasse application in Brazilian sugarcane areas. **Geoderma**, v. 200–201, p. 77–84, 2013.

DE OLIVEIRA, M. D.; CALHEIROS, D. F.; HAMILTON, S. K. Mass balances of major solutes, nutrients and particulate matter as water moves through the floodplains of the Pantanal (Paraguay River, Brazil). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 24, 2019.

DE OLIVEIRA SILVA, R. et al. Sustainable intensification of Brazilian livestock production through optimized pasture restoration. **Agricultural Systems**, v. 153, p. 201–211, 2017. Disponível em:

<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0308521X16303845>.

DE VRIES, W. et al. Assessing planetary and regional nitrogen boundaries related to food security and adverse environmental impacts. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, v.5, n.3/4, p.392-402, 2013.

DESMET, P. J. J.; GOVERS, G. A GIS procedure for automatically calculating the USLE LS factor on topographically complex landscape units. **Journal of Soil and Water Conservation**, v. 51, n. 5, p. 427–433, 1996.

DOBERMANN, A. Looking forward to 2030: Nitrogen and the Sustainable Development Goals. In: INTERNATIONAL NITROGEN INITIATIVE CONFERENCE: “SOLUTIONS TO IMPROVE NITROGEN USE EFFICIENCY FOR THE WORLD,” 2016, Melbourne, Australia. **Proceedings...** Melbourne, Australia, 2016. Disponível em: www.ini2016.com.

DOBERMANN, A. R. **Nitrogen use efficiency - state of the art**. Disponível em:

<http://digitalcommons.unl.edu/agronomyfacpubhttp://digitalcommons.unl.edu/agronomyfacpub/316>.

DONAGEMMA, G. K. et al. Characterization, agricultural potential, and perspectives for the management of light soils in Brazil. **Pesquisa Agropecuaria Brasileira**, v. 51, n. 9, p. 1003–1020, 2016.

ELRYS, A. S. et al. Spatial trends in the nitrogen budget of the African agro-food system over the past five decades. **Environmental Research Letters**, v. 14, n. 12, p. 124091, 2019.

ERISMAN, J. W. et al. How a century of ammonia synthesis changed the world. **Nature Geoscience**, v. 1, n. 10, p. 636–639, 2008.

ERISMAN, J. W. et al. Consequences of human modification of the global nitrogen cycle. **Philosophical Transactions of the Royal Society B Biological Sciences**, v. 368, n. 1621, p. 20130116, 2013. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/23713116>.

ERISMAN, J. W. et al. **Nitrogen: too much of a vital resource**. Zeist, The Netherlands: WWF, 2015.

E-SENSING PROJECT. **E-Sensing**: big Earth observation data analytics for land use and land cover change information. Disponível em: <http://www.esensing.org/>. Acesso em: 19 mar. 2020.

EU NITROGEN EXPERT PANEL - EUNEP. **Nitrogen Use Efficiency (NUE): guidance document for assessing NUE at farm level**. 2015. Disponível em: www.eunep.com.

EUROPEAN STATISTICS - EUROSTAT. **Farm data needed for agri-environmental reporting**. [S.l.]: European Union, 2011.

EUROPEAN STATISTICS - EUROSTAT. **Methodology and handbook: nutrient budgets**. 2013. Disponível em: <http://epp.eurostat.ec.europa.eu>.

EUROPEAN STATISTICS - EUROSTAT/OECD. **Nutrient budgets**. 2013. Disponível em: <http://epp.eurostat.ec.europa.eu>.

FARHAN, Y.; NAWAISEH, S. Spatial assessment of soil erosion risk using RUSLE and GIS techniques. **Environmental Earth Sciences**, v. 74, n. 6, p. 4649–4669, 2015.

FEDERAÇÃO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA DO ESTADO DE MATO GROSSO - FAMATO. **Bioma Pantanal**: audiência pública, Projeto de Lei nº9.950/2018. Cuiabá: Famato, 2019.

FERNANDES, F. et al. Atualização do mapa de solos da planície pantaneira para o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. **Comunicado Técnico**, n.61, p. 1689–1699, 2007.

FERREIRA, G. B.; CARVALHO, M. C. S. **Adubação do algodoeiro no Cerrado: resultados de pesquisa em Goiás e Bahia**. Campina Grande: Embrapa, 2005.

FILOSO, S. et al. Reassessing the environmental impacts of sugarcane ethanol production in Brazil to help meet sustainability goals. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v.52, p.1847-1856, 2015.

FOLEY, J. A. et al. Solutions for a cultivated planet. **Nature**, v. 478, n. 7369, p. 337–342, 2011.

FOWLER, D. et al. Atmospheric composition change: ecosystems-Atmosphere interactions. **Atmospheric Environment**, v.43, n.33, p.5193-5267, 2009.

FOWLER, D. et al. The global nitrogen cycle in the twenty-first century. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, n. 1621, p. 20130164, 2013. Disponível em:
<http://rstb.royalsocietypublishing.org/cgi/doi/10.1098/rstb.2013.0164>.

FOWLER, D. et al. Effects of global change during the 21st century on the nitrogen cycle. **Atmospheric Chemistry and Physics**, v.15, p.13849-13893, 2015.

GALDINO, S. et al. **Impactos da agropecuária nos planaltos sobre o regime hidrológico do Pantanal**. WWF. Disponível em:
https://d3nehc6yl9qzo4.cloudfront.net/downloads/wwf_brasil_impactos_atividade_e_agropecuaria_cerrado_pantanal.pdf.

GALDINO, S. et al. Perdas de solo na Bacia do Alto Taquari. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, v.44, 2003.

GALDINO, S. **Estimativa da perda de terra sob pastagens cultivadas em solos arenosos da bacia hidrográfica do Alto Taquari – MS/ST**. 114p. 2012. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2012.

GALDINO, S.; GRECO, C.; SILVA, J. Rainfall erosivity in the upper Paraguai river basin, Brazil. **Geografia**, v. 40, n. 40, p. 119–130, 2015.

GALDINO, S.; VIEIRA, L. M.; PELLEGRIN, L. A. **Impactos ambientais e socioeconômicos na Bacia do Rio Taquari - Pantanal**. Corumbá: Embrapa Pantanal, 2006.

GALLOWAY, J. N. et al. Transformation of the nitrogen cycle: recent trends, questions, and potential solutions. **Science**, v. 320, n. 5878, p. 889–892, 2008.

GALLOWAY, J. N. et al. A chronology of human understanding of the nitrogen cycle. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 368, e20130120, 2013.

GARCIA, J. C. et al. Aspectos econômicos da produção e utilização do milho. In: CRUZ, J. C. et al. (Ed.). **A cultura do milho**. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2008. p. 21–46.

GASQUES, J. G. et al. Produtividade da agricultura brasileira: a hipótese da Desaceleração. In: VIEIRA FILHO, J. E. R.; GASQUES, J. G. (Ed.). **Agricultura, transformação produtiva e sustentabilidade**. Brasília: Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada (IPEA), 2016. p. 391.

GODINOT, O. et al. Relative nitrogen efficiency, a new indicator to assess crop livestock farming systems. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 35, n. 2, 2015.

GOMES, L. **Impacts of land use and land cover changes on soil nitrogen balance in the Brazilian Cerrado region**. 2017. São José dos Campos, SP: INPE, 2017. Disponível em: <http://urlib.net/8JMKD3MGP3W34P/3PSMMBB>.

GOMES, L. et al. Agricultural expansion in the Brazilian Cerrado: increased soil and nutrient losses and decreased agricultural productivity. **Land**, v. 8, n. 1, 2019.

GOUVELLO FILHO, C.; HISSA, B. S. S. **Brazil low carbon case study: technical synthesis report**. [S.l.]: World Bank, 2011.

GRUBER, N.; GALLOWAY, J. N. An Earth-system perspective of the global nitrogen cycle. **Nature**, v.451, p.293-296, 2008.

HUNGRIA, M. et al. Nitrogen nutrition of soybean in Brazil: contributions of biological N₂ fixation and N fertilizer to grain yield. **Canadian Journal of Plant Science**, v. 86, n. 4, p. 927–939, 2006.

IEG/FNP AGRIBUSINESS INTELLIGENCE. **Anualpec 2010: anuário da pecuária brasileira**. São Paulo: IEG/FNP, 2010.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Malha municipal digital da divisão político-administrativa brasileira**. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774-malhas.html>. Acesso em: 3 maio. 2018.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Produção Agrícola Municipal (PAM)**. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/5457>. Acesso em: 19 jan. 2018a.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Pesquisa da Pecuária Municipal (PPM)**. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/74>. Acesso em: 19 mar. 2018c.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Pesquisa da Pecuária Municipal (PPM)**. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/94>. Acesso em: 17 mar. 2018d.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Pesquisa Trimestral do Abate de Animais (PTAA)**. Disponível em: <https://sidra.ibge.gov.br/tabela/1092>. Acesso em: 24 mar. 2018e.

INSTITUTO MATO-GROSSENSE DE ECONOMIA AGROPECUÁRIA - IMEA. **Panorama da pecuária de Mato Grosso**. [S.l.]: ACRIMAT, 2018.

INTERNATIONAL NITROGEN MANAGEMENT SYSTEMS – INMS. **Towards INMS**. April, 2015. Disponível em: <http://www.inms.international/>.

JARVIS, A. et al. **Hole-filled SRTM for the globe Version 4 (CGIAR-CSI SRTM 90m Database)**. 2008. . Disponível em: <http://www.cgiar-csi.org/2010/03/108/uot;http://srtm.csi.cgiar.org>. Acesso em: 1 jan. 2020.

JONES, J. et al. Ways to estimate NUE in cropping systems. In: LASSALETTA, L.; SANZ-COBENA, A. (Ed.). **Guidance document on nitrogen use efficiency: methodology for different purposes**. Madri: INMS, 2021.

JUNK, W. J. Flood pulsing and the linkages between terrestrial, aquatic, and wetland systems. **SIL Proceedings, 1922-2010**, v. 29, n. 1, p. 11–38, 2005.

KANTER, D. R.; ZHANG, X.; HOWARD, C. M. Nitrogen and the sustainable development goals. In: INTERNATIONAL NITROGEN INITIATIVE CONFERENCE, “SOLUTIONS TO IMPROVE NITROGEN USE EFFICIENCY FOR THE WORLD,” 2016, Melbourne, Australia. **Proceedings...** Melbourne, Australia: INI, 2016. Disponível em: www.ini2016.com.

KÄTTERER, T. Nitrogen budgets. **eLS**, 2011.

LADHA, J. K. et al. Achieving the sustainable development goals in agriculture: the crucial role of nitrogen in cereal-based systems. **Advances in Agronomy**, v.163, p.39-116. 2020.

LAHSEN, M.; BUSTAMANTE, M. M. C.; DALLA-NORA, E. L. Undervaluing and overexploiting the Brazilian Cerrado at our peril. **Environment**, v. 58, n. 6, p. 4–15, 2016.

LAL, R. Soil conservation and ecosystem services. **International Soil and Water Conservation Research**, v. 2, n. 3, p. 36–47, 2014. Disponível em: <http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S2095633915300216>.

LANDAU, E. C. et al. Perfil espaço-temporal da produção de milho no Brasil. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, v. 47, 2012. Disponível em: www.cnpms.embrapa.br.

LAPOLA, D. M. et al. Indirect land-use changes can overcome carbon savings from biofuels in Brazil. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 107, n. 8, p. 3388–3393, 2010. Disponível em: <http://www.pnas.org/cgi/doi/10.1073/pnas.0907318107>.

LAPOLA, D. M. et al. Pervasive transition of the Brazilian land-use system. **Nature Climate Change**, v.4, p.27-35, 2014.

LEIP, A. et al. Farm, land, and soil nitrogen budgets for agriculture in Europe calculated with CAPRI. **Environmental Pollution**, v. 159, n. 11, p. 3243–3253, 2011.

LESSA, A. C. R. et al. Bovine urine and dung deposited on Brazilian savannah pastures contribute differently to direct and indirect soil nitrous oxide emissions. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 190, p. 104–111, 2014.

LESSCHEN, J. P. et al. A spatially explicit methodology to quantify soil nutrient balances and their uncertainties at the national level. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 78, n. 2, p. 111–131, 2007.

MANABE, V. D.; SILVA, J. S. V. Evolução e conversão de áreas de cana-de-açúcar na bacia do Pantanal. In: SIMPÓSIO DE GEOTECNOLOGIAS NO PANTANAL, 3., 2010, Cáceres, MT. **Anais...** Cáceres, MT: Embrapa Informática Agropecuária/INPE, 2010.

MAPBIOMAS. **Mapeamento anual da cobertura e uso do solo do Brasil - coleção 4.1**. Disponível em: <https://mapbiomas.org/>. Acesso em: 19 mar. 2020.

MARENGO, J. A.; OLIVEIRA, G. S.; ALVES, L. M. Climate change scenarios in the pantanal. In: BARCELÓ, D.; KOSTIANOY, A. G. (Ed.). **Handbook of environmental chemistry**. [S.l.]: Springer Verlag, 2016. p. 227–238.

MERCANTE, M. A.; RODRIGUES, S. C.; ROSS, J. L. Geomorphology and habitat diversity in the Pantanal. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, Suppl. 1, p. 233–240, 2011. Disponível em:
<http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/21537596>.

MINGOTI, R. et al. Variação da produção de sedimentos entre 1985 e 2017 na bacia do rio São Lourenço. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 19., Santos, SP. **Anais...** São José dos Campos, SP: INPE, 2019a. Disponível em:
<https://www.researchgate.net/publication/334041085>.

MINGOTI, R. et al. **Banco de dados georreferenciados sobre valores médios de erodibilidade e de características químicas, físicas e hidráulicas dos solos na área da região hidrográfica do Pantanal**. Disponível em:
http://geoinfo.cnpm.embrapa.br/layers/geonode%3Abap_bd1_v3b.

MIRANDA, C. de S. et al. Changes in vegetation cover of the Pantanal wetland detected by Vegetation Index: a strategy for conservation. **Biota Neotropica**, v. 18, n. 1, 2018. Disponível em:
http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1676-06032018000100202&lng=en&tlng=en. Acesso em: 16 set. 2019.

MOGOLLÓN, J. M. et al. Assessing future reactive nitrogen inputs into global croplands based on the shared socioeconomic pathways. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 4, p. 44008, 2018.

MORESCHI, C.; DE PAES, P.; CALHEIROS, F. Poluição difusa na bacia hidrográfica do Rio Miranda, Mato Grosso do Sul. **Engenharia e Ciência**, v.4, n.2, 2015.

NORTON, R.; DAVIDSON, E.; ROBERTS, T. **Nitrogen use efficiency and nutrient performance indicators**. [S.l.]: GPNM, 2015.

ORGANISATION FOR ECONOMIC CO-OPERATION AND DEVELOPMENT. FOOD AND AGRICULTURE ORGANIZATION - OECD/FAO. **OECD-FAO agricultural outlook 2015-2024: highlights**. [S.l.]: OECD, 2015.

OENEMA, O.; KROS, H.; DE VRIES, W. Approaches and uncertainties in nutrient budgets: Implications for nutrient management and environmental policies. **European Journal of Agronomy**, v.20, n.1/2, p.3-16, 2003.

OGINO, C. M. et al. Purchase power, price and mineral fertilizers consumption: an analysis for central Brazil. **Revista de Economia e Sociologia Rural**, v. 59, n. 1, 2020.

OLIVEIRA, M. D.; CALHEIROS, D. F.; HAMILTON, S. K. Mass balances of major solutes, nutrients and particulate matter as water moves through the floodplains of the Pantanal (Paraguay River, Brazil). **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 24, 2019. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S2318-03312019000100203&tlng=en.

OLIVEIRA, M. D.; CALHEIROS, D. F. Qualidade da água em agroecossistemas do Pantanal: sub-regiões da Nhecolândia e Paconé. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, v.109, 2011.

OMARA, P. et al. World cereal nitrogen use efficiency trends: review and current knowledge. **Agrosystems, Geosciences & Environment**, v. 2, n. 1, p. 1–8, 2019.

OMETTO, J. P. H. B. et al. **Nitrogen cycling in Latin America: drivers, impacts and vulnerabilities (Nnet)**. Brasília: UnB. Disponível em: <https://bustamantelab.com.br/working-areas/ongoing-projects/nitrogen-cycling-in-latin-america-drivers-impacts-and-vulnerabilities-nnet/>.

PACHECO, F. S. et al. Nutrient balance and use efficiency in agricultural lands in the Vermelho River watershed, upper Pantanal, Brazil. **Journal of Geophysical Research: Biogeosciences**, v. 126, n. 3, 18 mar. 2021. Disponível em: <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1029/2020JG005673>.

PARANHOS FILHO, A. C. et al. Análise da variação da cobertura do solo no Pantanal de 2003 a 2010 através de sensoriamento remoto. **Engenharia Sanitaria e Ambiental**, v. 19, p. 69–76, 2014. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1413-41522014000500069&lng=pt&tlng=pt.

PERES, P. N. et al. Variação da cobertura do solo no Pantanal de 2000 a 2015 por sensoriamento remoto com software e dados gratuitos. **Anuario do Instituto de Geociencias**, v. 39, n. 2, p. 116–123, 2016.

PETRY, P. et al. **Análise de risco ecológico da Bacia do Rio Paraguai**. Brasília: WWF, 2012.

PIRES, M. V. et al. Nitrogen-use efficiency, nitrous oxide emissions, and cereal production in Brazil: current trends and forecasts. **PLoS ONE**, v. 10, n. 8, p. 1–19, 2015.

POPPI, D. P. et al. Challenges of beef cattle production from tropical pastures. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v.47, 2018.

QUEMADA, M. et al. Exploring nitrogen indicators of farm performance among farm types across several European case studies. **Agricultural Systems**, v. 177, 2020.

QUINTON, J. N. et al. The impact of agricultural soil erosion on biogeochemical cycling. **Nature Geoscience**, v. 3, n. 5, p. 311–314, 2010. Disponível em: <http://www.nature.com/doi/10.1038/ngeo838>.

REIS, C. R. G. et al. Biological nitrogen fixation across major biomes in Latin America: Patterns and global change effects. **Science of the Total Environment**, v.746, e140998, 2020.

REIS, S. et al. Synthesis and review: tackling the nitrogen management challenge: from global to local scales. **Environmental Research Letters**, v. 11, n. 12, e120205, 2016.

RESENDE, A. V. et al. Milho safrinha: é possível reduzir a adubação sem perdas na produtividade? In: SEMINÁRIO NACIONAL DE MILHO SAFRINHA, 15., 2019, Jataí, GO. **Anais...** 2019.

RESENDE, Á. V. de et al. Manejo de nutrientes no cultivo de milho segunda safra na região do cerrado. **Plantio Direto**, v.166, p. 19–29, 2018.

ROSS, J. L. S. ; et al. **Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai (PCBAP)**. Brasília: PNMA, 1997.

ROSSETTO, O. C.; GIRARDI, E. P. Dinâmica agrária e sustentabilidade socioambiental no Pantanal brasileiro. **Revista NERA** , v. 15, n. 21, p. 135–161, 2015.

SALLA, D. A. et al. Estudo energético da produção de biocombustível a partir do milho. **Ciência Rural**, v. 40, p. 2017–2022, 2010.

SANTOS, H. G. et al. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, DF: Embrapa, 2018.

SANTOS, S. A. et al. Estimativa da capacidade de suporte das pastagens nativas do Pantanal, sub-região da Nhecolândia. **Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento**, v. 27, 2002. Disponível em: www.cpap.embrapa.br.

SCHLESINGER, W. H.; BERNHARDT, E. S. **Biogeochemistry: an analysis of global change**. [S.l]: Elsevier, 2013.

SEIXAS, C. D. S. et al. **Tecnologias de produção de soja**. 2020. Disponível em: www.embrapa.br/fale-conosco/sac.

SIMOES, R. et al. Land use and cover maps for Mato Grosso State in Brazil from 2001 to 2017. **Scientific Data**, v. 7, n. 1, 2020.

SMALING, E. M. A.; FRESCO, L. O. A decision-support model for monitoring nutrient balances under agricultural land use (NUTMON). **Geoderma**, v.60, n.1/4, p.235-256, 1993.

SOS PANTANAL. **Atlas da vegetação e uso na Bacia do Alto Paraguai: 2016 a 2017**. [S.l.]: SOS Pantanal, 2017.

SOTERRONI, A. C. et al. Future environmental and agricultural impacts of Brazil's Forest Code. **Environmental Research Letters**, v. 13, n. 7, 2018.

SOUZA, J. A. et al. Adubação nitrogenada na cultura do milho safrinha irrigado em plantio direto. **Bragantia Campinas**, v. 70, n. 2, p. 447–454, 2011.

SOUZA, M. A. et al. Atmospheric concentrations and dry deposition of reactive nitrogen in the state of São Paulo, Brazil. **Atmospheric Environment**, v. 230, 2020.

STABILE, M. C. C.; AZEVEDO, A.; NEPSTAD, D. **Brazil's "low carbon agriculture program"**: barriers to implementation. [S.l]: IPAM, 2012.

STEFFEN, W. et al. The trajectory of the anthropocene: the great acceleration. **Anthropocene Review**, v.2, n.1,2015.

STEIN, L. Y.; KLOTZ, M. G. The nitrogen cycle. **Current Biology**, v. 26, n.3, p.94-98, 2016.

STOORVOGEL, J. J.; SMALING, E. M. A. **Assessment of soil nutrient depletion in Sub-Saharan Africa: 1983-2000**. [S.l.]: Winand Staring Centre, 1990. 134p.

STOORVOGEL, J. J.; SMALING, E. M. A. Research on soil fertility decline in tropical environments: integration of spatial scales. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 50, n. 1–3, p. 151–158, 1998.

STRASSBURG, B. B. N. et al. When enough should be enough: Improving the use of current agricultural lands could meet production demands and spare natural habitats in Brazil. **Global Environmental Change**, v. 28, n. 1, p. 84–97, 2014.

SUTTON, M. **Briefing note on 'Towards INMS' and its regional demonstration activities key questions**. 2016. Disponível em: <http://inms.iwlearn.org/documents/briefing-note-on-towards-inms>.

SUTTON, M. A. et al. **Our nutrient world : the challenge to produce more food and energy with less pollution**. [S.l.]: Centre for Ecology & Hydrology on behalf of the Global Partnership on Nutrient Management (GPNM); International Nitrogen Initiative (INI), 2013.

SUTTON, M. A.; BLEEKER, A. Environmental science: the shape of nitrogen to come. **Nature**, v. 494, n. 7438, p. 435–437, 2013. Disponível em: <http://www.nature.com/doi/10.1038/nature11954>.

SUTTON, M.; HOWARD, C.; ERISMAN, J. **The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives**. Cambridge: Cambridge University Press, 2011. Disponível em: <http://books.google.com/books?hl=en&lr=&id=oX3oFqAM9GkC&oi=fnd&pg=PR1&dq=The+European+nitrogen+assessment:+sources,+effects+and+policy+perspectives&ots=xjAiXF5s12&sig=8GwivyNxuDYVEHjbf6gDy6N73w>.

TILMAN, D. et al. Global food demand and the sustainable intensification of agriculture. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 108, n. 50, p. 20260–20264, 2011.

TOMPKINS, C.; ERISMAN, J. W. **Building the foundations for sustainable nutrient management**. [S.l.]: UNEP, 2016.

TÔSTO, K. L. et al. Balanço de nutrientes em uma bacia agrícola do Alto Pantanal Mato-grossense, Brasil. In: SIMPÓSIO DE GEOTECNOLOGIAS NO PANTANAL, 7., 2018, Jardim, MS. **Anais...** Jardim, MS: Embrapa Informática Agropecuária/INPE, 2018.

TÔSTO, K. L. et al. Nitrogen use efficiency: a local and regional approach for Brazilian agriculture. **RA'E GA - O Espaço Geográfico em Análise**, v. 46, n. 3, p. 125–139, 2019.

TOWNSEND, A. R.; PALM, C. A. The nitrogen challenge. **BioScience**, v. 59, n.10, p.822-823, 2009.

UNITED NATIONS - UN. **Improved nutrient use and manure management towards sustainable and resilient agricultural systems**. Disponível em: https://unfccc.int/sites/default/files/resource/sb2020_01E.pdf. Acesso em: 19 nov. 2020.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME - UNEP. **Frontiers 2018/19: emerging issues of environmental concern**. Nairobi: UNEP, 2019. Disponível em: <http://hdl.handle.net/20.500.11822/27538>.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME – UNEP. **Reactive nitrogen in the environment: too much or too little of a good thing**. [S.l.]: UNEP, 2007.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME - UNEP. **Emerging issues of environmental concern**. UNEP, 2019. Disponível em: https://web.unep.org/frontiers/sites/unep.org.frontiers/files/documents/unep_frontiers_2016.pdf.

VALADARES FILHO, S. C. et al. **Exigências nutricionais de zebuínos puros e cruzados - BR-corte**. Viçosa: UFV, 2016.

VAN DER HOEK, K. W. Nitrogen efficiency in global animal production. **Environmental Pollution**, v. 102, n.1, p.127-132, 1998.

VIEIRA, R. F. **Ciclo do nitrogênio em sistemas agrícolas**. Jaguariúna, SP: Embrapa Meio Ambiente, 2017.

VITOUSEK, P. M. et al. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. **Ecological Applications**, v. 7, n. 3, p. 737–750, 1997.

VITTI, A. C. et al. Sugar cane yield related to the residual nitrogen from fertilization and the root system. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 42, n. 2, p. 249–256, 2007.

WARD, B. The global nitrogen cycle. In: KNOLL, A. H.; CANFIELD, D. E.; KONHAUSER, K. O. (Ed.). **Fundamentals of geobiology**. Chichester, UK: John Wiley & Sons, 2012. p. 36–48.

WARD, B. B. Nitrification. In: FATH, B. (Ed.). **Encyclopedia of ecology**. [S.l.]: Elsevier, 2013. p. 351–358. Disponível em:
<https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/B9780124095489006977>.

WATANABE, M. et al. Nitrogen cycle and ecosystem services in the Brazilian La Plata Basin: anthropogenic influence and climate change. **Brazilian Journal of Biology**, v.72, n.3, 2012.

WICKRAMASINGHE, U.; SYED, S.; & SIREGAR, H. **The role of policies in agricultural transformation. Lessons from Brazil, Indonesia and the Republic of Korea**. [S.l.]: Unescap, 2012.

WISCHMEIER, W.H.E, SMITH D.D. Predicting rainfall erosion losses from cropland east of the Rocky Mountains. Washington, DC: USDA; 1965. (Handbook, 282).

WISCHMEIER, W.H.E., SMITH D.D. Predicting rainfall erosion losses: a guide to conservation planning. Washington, DC: USDA; 1978. (Handbook, 537).

WORLD WIDE FOUND - WWF-BRASIL. **Monitoramento da cobertura vegetal e uso do solo da Bacia do Alto Paraguai**. [S.l.]: WWF, 2016.

ZERKLE, A. L.; MIKHAIL, S. The geobiological nitrogen cycle: from microbes to the mantle. **Geobiology**, v. 15, n. 3, p. 343–352, 2017.

ZHANG, X. et al. Managing nitrogen for sustainable development. **Nature**, v. 528, n. 7580, 2015.

ZHANG, X.; DAVIDSON, E. Sustainable Nitrogen Management Index. **Earth and Space Science Open Archive**, 2019.

APÊNDICE A: CLASSES DE USO E COBERTURA DA TERRA

Tabela A.1 - Área (10³ hectares) das principais classes de cobertura da terra na Bacia do Alto Paraguai entre 2001 e 2017.

	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017
Formação Florestal	9415.5	9293.9	9124.7	9081.6	9032.4	9001.6	8977.5	9021.5	9028.2	9007.3	9008.9	8996.9	8963.3	8926.7	8901.7	8865.9	8796.9
Formação Savânica	7794.3	7598.4	7473.4	7335.6	7232.5	7164.0	7124.5	7099.7	7086.6	7054.4	7068.6	6993.5	6995.7	6946.8	6868.4	6753.6	6678.5
Formação Campestre	4621.3	4611.8	4591.8	4579.2	4575.0	4530.9	4537.7	4505.1	4512.6	4492.6	4495.5	4485.0	4434.3	4399.2	4336.5	4218.0	4120.9
Área Úmida Natural não Florestal	1938.8	1951.4	1962.5	1961.8	1955.4	2049.6	2062.6	2047.0	1927.6	1914.0	1900.2	1890.1	1959.1	2028.8	2021.7	2070.4	2191.0
Pastagem	10535.1	10831.3	10983.4	11012.1	11081.0	11072.7	11089.6	11193.9	11313.9	11379.0	11320.9	11410.8	11343.9	11277.3	11394.3	11540.3	11549.0
Soja-pousio	287.4	259.7	403.7	314.1	497.2	324.8	198.6	265.9	338.1	130.4	302.2	243.5	177.5	152.6	161.7	117.1	69.5
Soja-milho	546.0	569.2	634.8	662.7	677.3	712.4	841.6	820.1	763.8	983.6	784.8	933.2	1061.2	1178.7	1235.9	1341.9	1481.4
Pousio-algodão	79.1	73.0	74.4	101.3	77.7	74.2	70.9	72.2	53.7	40.3	48.5	58.2	31.9	22.5	19.2	19.7	18.9
Soja-milheto	302.8	375.2	228.5	419.3	329.7	492.1	468.0	330.3	322.9	311.3	322.3	257.3	270.6	205.8	282.6	243.6	277.6
Soja-algodão	31.7	24.6	13.1	33.5	22.6	28.9	47.2	34.0	24.2	49.8	94.2	75.8	90.2	172.6	89.3	133.1	112.1
Milheto-algodão	3.9	5.3	5.8	12.4	2.3	6.3	7.0	6.2	8.1	1.4	4.7	4.4	1.1	2.2	0.9	1.1	5.2
Cana-de-açúcar	81.2	84.6	179.3	175.3	198.9	209.2	228.9	252.5	263.7	263.6	264.1	267.2	273.5	270.3	262.8	255.0	249.8
Floresta Plantada	8.3	8.5	9.0	9.0	9.9	11.1	13.0	18.6	24.1	32.9	41.2	49.3	55.1	60.5	63.7	65.2	67.7
Infraestrutura Urbana	34.4	34.7	34.9	35.9	36.7	38.2	38.7	40.6	42.2	43.0	44.4	46.2	48.1	50.1	51.6	52.1	53.9
Mineração	0.1	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.3	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.4	0.5
Outra Área não Vegetada	38.1	35.6	37.7	24.3	27.1	23.3	22.1	22.2	21.4	23.3	18.6	22.4	23.4	21.1	25.2	27.4	35.2
Corpos D'água	438.5	399.2	399.3	398.2	400.4	417.0	428.4	426.3	425.2	429.3	437.1	422.1	427.1	440.5	440.4	451.6	447.8

Dados do MAPBIOMAS, 2018 e SIMÕES *et al.* (2020).

Fonte: Produção da autora.

APÊNDICE B: ASPECTOS DA PECUÁRIA NA BACIA DO ALTO PARAGUAI

Tabela B.1 - Efetivo bovino (mil cabeças) nas sub-bacias da Bacia do Alto Paraguai.

SUB-BACIA	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	TOTAL
2001	1099	1170	399	699	1125	1225	441	84	442	2372	1225	2947	636	1056	14923
2002	1220	1331	399	720	1178	1236	441	86	453	2425	1305	2989	650	1085	15518
2003	1391	1344	390	719	1234	1219	454	89	468	2442	1342	3004	631	1121	15850
2004	1422	1308	372	721	1274	1202	448	90	478	2515	1393	3016	635	1120	15993
2005	1436	1233	369	726	1285	1191	446	92	485	2587	1438	3052	664	1139	16143
2006	1345	1239	364	740	1263	1183	447	91	494	2548	1458	3071	638	1132	16013
2007	1290	1220	357	750	1276	1175	456	90	501	2580	1436	3082	635	1143	15991
2008	1253	1240	349	773	1269	1174	459	91	502	2641	1443	3096	646	1159	16094
2009	1253	1245	339	772	1280	1169	461	92	503	2782	1518	3080	694	1172	16358
2010	1361	1281	348	783	1314	1164	462	91	503	2848	1525	3052	709	1171	16611
2011	1414	1273	338	779	1336	1164	460	90	503	2851	1519	3037	686	1170	16621
2012	1401	1324	347	793	1375	1172	466	91	507	2959	1571	3027	681	1167	16880
2013	1456	1338	337	800	1387	1173	471	89	507	2882	1560	2990	666	1160	16818
2014	1548	1330	332	819	1402	1167	465	88	500	2843	1534	2947	661	1145	16781
2015	1582	1372	338	852	1407	1186	467	89	502	2841	1578	2963	675	1156	17006
2016	1587	1443	346	886	1435	1213	475	89	505	2906	1562	2957	686	1177	17268
2017	1540	1441	363	914	1415	1237	479	89	510	2875	1584	2952	636	1187	17223

Sub-bacia 1: Jauru; 2: Alto Paraguai Médio; 3: Alto Paraguai Superior; 4: Alto rio Cuiabá; 5: Paraguai-Pantanal; 6: Alto São Lourenço; 7: Correntes-MT; 8: Alto Taquari; 9: Correntes; 10: Taquari; 11: Negro; 12: Miranda; 13: Nabileque; 14: Apa. Dados obtidos da Pesquisa Pecuária Municipal (PPM; IBGE, 2018).

Fonte: Produção da Autora.

Tabela B.2 - Taxa de lotação (cabeças/hectare) nas sub-bacias da Bacia do Alto Paraguai.

SUB-BACIA	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14
2001	1.64	2.35	1.82	0.96	1.40	1.24	0.90	0.61	1.19	1.40	1.64	1.37	1.79	1.34
2002	1.76	2.39	1.81	0.96	1.40	1.24	0.90	0.61	1.19	1.41	1.65	1.38	1.80	1.34
2003	1.93	2.37	1.79	0.96	1.40	1.24	0.91	0.61	1.20	1.40	1.65	1.38	1.77	1.34
2004	1.93	2.34	1.77	0.96	1.40	1.24	0.91	0.61	1.20	1.41	1.65	1.38	1.76	1.34
2005	1.96	2.34	1.78	0.96	1.40	1.24	0.92	0.61	1.20	1.43	1.66	1.38	1.76	1.34
2006	1.80	2.34	1.78	0.96	1.40	1.24	0.92	0.61	1.20	1.41	1.66	1.38	1.75	1.35
2007	1.74	2.35	1.77	0.96	1.40	1.24	0.92	0.61	1.21	1.42	1.64	1.38	1.75	1.35
2008	1.70	2.37	1.77	0.97	1.39	1.24	0.92	0.61	1.21	1.43	1.64	1.38	1.74	1.35
2009	1.69	2.35	1.76	0.97	1.39	1.24	0.92	0.61	1.21	1.47	1.66	1.38	1.79	1.35
2010	1.83	2.36	1.76	0.97	1.39	1.24	0.92	0.61	1.22	1.49	1.67	1.38	1.82	1.35
2011	1.93	2.36	1.76	0.98	1.39	1.24	0.92	0.61	1.22	1.49	1.67	1.38	1.80	1.35
2012	1.90	2.37	1.76	0.97	1.39	1.24	0.93	0.61	1.21	1.52	1.69	1.38	1.81	1.35
2013	1.97	2.38	1.74	0.97	1.39	1.24	0.93	0.61	1.21	1.50	1.69	1.38	1.81	1.35
2014	2.10	2.70	1.72	0.98	1.40	1.25	0.94	0.61	1.21	1.49	1.68	1.38	1.80	1.35
2015	2.13	2.70	1.71	0.98	1.40	1.24	0.94	0.61	1.21	1.49	1.69	1.38	1.81	1.35
2016	2.12	2.68	1.68	1.03	1.40	1.24	0.94	0.61	1.22	1.51	1.68	1.38	1.80	1.35
2017	2.06	2.68	1.69	1.03	1.39	1.24	0.94	0.61	1.23	1.50	1.68	1.38	1.74	1.35

Sub-bacia 1: Jauru; 2: Alto Paraguai Médio; 3: Alto Paraguai Superior; 4: Alto rio Cuiabá; 5: Paraguai-Pantanal; 6: Alto São Lourenço; 7: Correntes-MT; 8: Alto Taquari; 9: Correntes; 10: Taquari; 11: Negro; 12: Miranda; 13: Nabileque; 14: Apa. Dados obtidos da Pesquisa Pecuária Municipal (PPM; IBGE, 2018).

Fonte: Produção da Autora.

Tabela B.3 - Produção do leite (10⁶ L) nas sub-bacias da Bacia do Alto Paraguai.

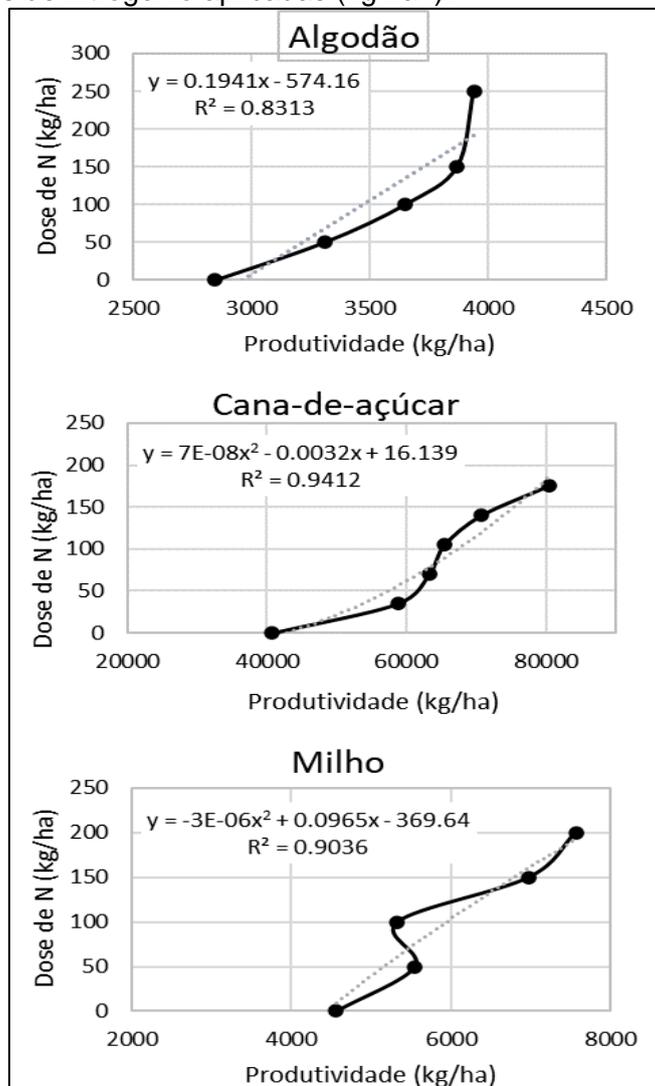
SUB-BACIA	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	TOTAL
2001	51.88	46.32	12.27	16.44	16.23	52.00	5.99	3.58	3.50	34.81	14.62	51.49	3.40	10.55	323.08
2002	51.73	52.32	12.40	16.88	17.24	52.48	5.93	3.66	3.58	35.38	15.22	52.03	3.47	10.81	333.11
2003	51.30	53.78	12.27	16.82	18.23	51.78	6.12	3.83	3.70	35.76	15.60	52.22	3.36	11.13	335.89
2004	51.39	52.99	11.74	16.91	18.82	50.99	5.96	3.87	3.77	36.17	16.00	52.33	3.38	11.10	335.41
2005	51.66	49.65	11.71	17.00	18.88	50.46	5.82	3.92	3.83	36.73	16.31	52.55	3.53	11.28	333.35
2006	51.70	50.28	11.49	17.34	18.78	49.87	5.85	3.90	3.88	36.56	16.51	52.89	3.39	11.24	333.67
2007	51.71	49.85	11.28	17.62	19.01	49.39	5.93	3.88	3.93	36.76	16.42	52.96	3.37	11.38	333.49
2008	51.62	50.36	11.03	18.12	18.96	49.30	6.00	3.90	3.93	37.17	16.47	53.07	3.43	11.54	334.91
2009	51.44	50.56	10.67	18.13	19.02	48.98	6.06	3.94	3.93	37.93	16.89	52.78	3.69	11.65	335.67
2010	51.27	52.19	10.88	18.29	19.32	48.74	6.05	3.90	3.94	38.20	16.94	52.54	3.77	11.66	337.69
2011	51.35	51.56	10.54	18.19	19.43	48.64	5.99	3.88	3.94	38.14	16.92	52.47	3.65	11.65	336.34
2012	51.35	51.56	10.54	18.19	19.43	48.64	5.99	3.88	3.94	38.14	16.92	52.47	3.65	11.65	336.34
2013	51.21	54.15	10.43	18.90	19.90	48.92	6.01	3.87	3.97	37.91	17.05	51.66	3.55	11.57	339.10
2014	51.29	46.71	10.32	19.39	20.15	48.58	5.85	3.82	3.92	37.46	16.88	50.71	3.52	11.36	329.97
2015	51.21	47.64	10.52	20.15	20.22	49.33	5.89	3.86	3.93	37.38	17.13	50.74	3.59	11.45	333.05
2016	51.02	49.34	10.76	19.95	20.71	50.36	5.96	3.86	3.96	37.78	17.09	50.51	3.65	11.60	336.55
2017	51.31	49.16	11.27	20.54	20.31	51.30	6.02	3.85	3.99	37.76	17.29	50.39	3.38	11.67	338.23

Sub-bacia 1: Jauru; 2: Alto Paraguai Médio; 3: Alto Paraguai Superior; 4: Alto rio Cuiabá; 5: Paraguai-Pantanal; 6: Alto São Lourenço; 7: Correntes-MT; 8: Alto Taquari; 9: Correntes; 10: Taquari; 11: Negro; 12: Miranda; 13: Nabileque; 14: Apa. Dados obtidos da Pesquisa Pecuária Municipal (PPM; IBGE, 2018).

Fonte: Produção da Autora.

APÊNDICE C: USO DE FERTILIZANTES NITROGENADOS NA AGRICULTURA DA BACIA DO ALTO PARAGUAI

Figura C.1 - Produtividade (kg ha^{-1}) do algodão, cana-de-açúcar e milho em função das doses de nitrogênio aplicadas (kg ha^{-1}).



Os valores correspondem as médias observadas para o algodão (Ferreira; Carvalho, 2005), cana-de-açúcar (Vitti *et al.*, 2007) e milho (Sousa *et al.*, 2010).

Fonte: Produção da Autora.

Tabela C.1 - Entradas estimadas de N-fertilizante (kg N ha⁻¹ano⁻¹) na Bacia do Alto Paraguai, por sub-bacia, entre 2001 e 2017.

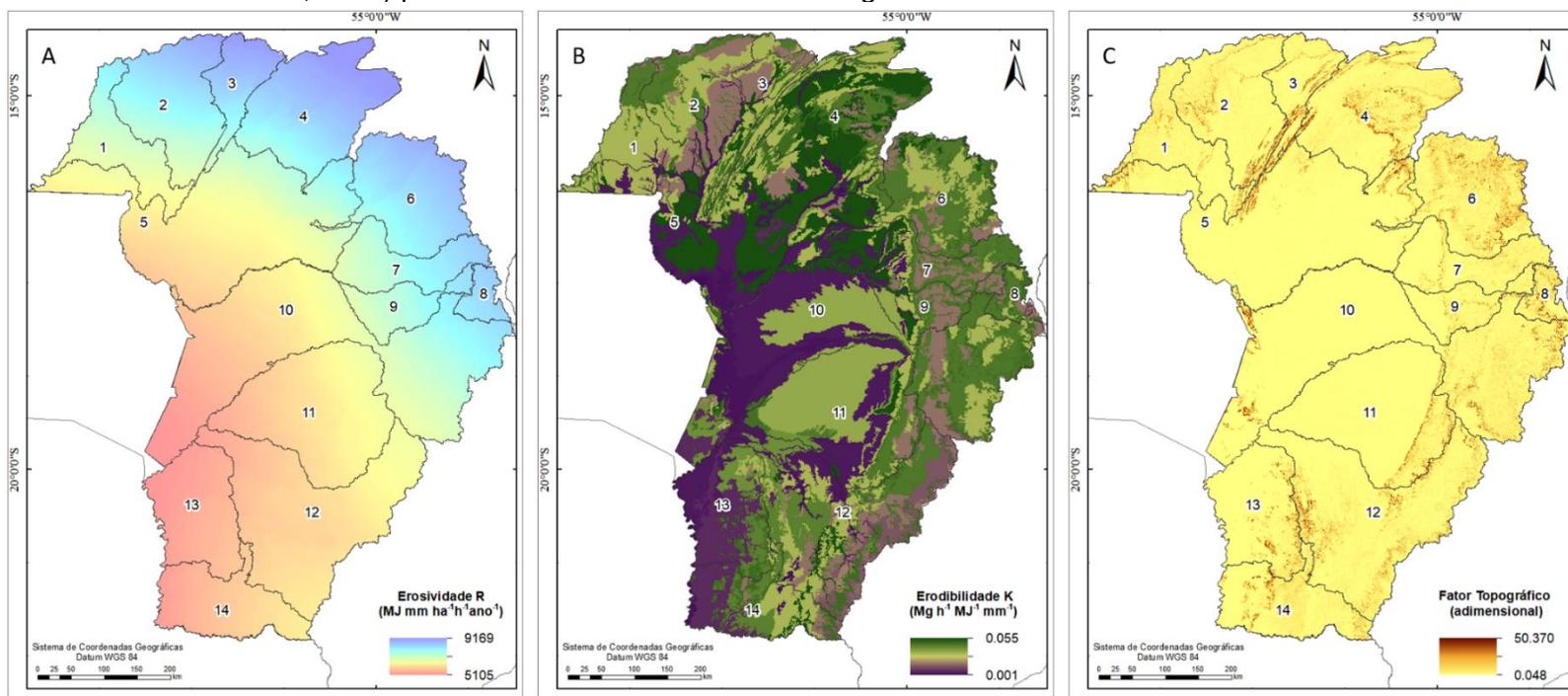
SUB-BACIAS	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	12	14
2001	0.7	6.8	24.6	27.4	2.2	35.4	22.0	97.6	102.6	21.3	9.8	13.8	0.0	0.0
2002	0.6	9.8	31.0	0.0	2.4	19.3	8.2	27.5	39.4	13.9	15.9	15.7	0.0	0.0
2003	0.1	40.8	98.3	3.2	15.1	24.6	14.1	39.5	20.4	15.4	18.5	10.2	0.0	0.0
2004	5.8	25.8	60.0	29.9	23.7	39.4	19.8	39.5	28.9	3.8	0.0	12.1	0.0	0.0
2005	4.1	15.2	29.5	12.3	9.6	21.4	2.5	17.5	17.7	0.0	0.0	10.8	0.0	0.0
2006	17.4	15.8	34.9	16.8	2.7	18.2	7.2	61.4	21.2	8.0	4.6	17.2	0.0	0.0
2007	20.3	24.3	51.2	36.0	14.2	29.7	8.8	104.6	38.7	15.9	3.4	15.4	0.0	0.0
2008	42.9	54.9	85.1	21.8	40.1	24.4	10.1	86.8	44.2	57.2	18.5	26.5	0.0	0.0
2009	54.3	64.2	107.4	49.2	96.8	27.6	8.9	83.6	68.7	33.1	6.5	31.5	0.0	0.0
2010	26.2	36.4	60.4	6.3	59.7	34.2	7.8	133.2	25.8	53.4	2.0	31.8	0.0	0.0
2011	16.5	19.7	41.5	10.3	12.0	22.8	9.6	97.8	40.2	20.8	4.3	13.3	0.0	0.0
2012	39.4	45.7	71.7	91.7	78.8	102.7	111.1	109.6	122.3	95.4	40.4	43.0	0.0	27.0
2013	50.6	39.6	68.9	50.5	25.2	81.0	65.0	136.8	66.4	77.6	4.1	23.5	0.0	18.0
2014	48.3	25.6	49.2	81.7	32.2	104.0	76.0	139.8	98.8	95.6	3.4	52.1	0.0	22.1
2015	66.6	34.7	46.4	113.9	69.0	115.0	126.3	169.4	143.1	130.3	54.5	58.4	3.1	49.3
2016	37.9	27.8	58.2	50.6	27.4	18.2	34.1	100.0	18.9	64.8	0.0	10.6	0.0	0.0
2017	86.8	65.8	65.0	160.6	136.3	124.9	137.9	198.0	120.2	122.4	0.0	34.7	0.0	11.0

Sub-bacias 1: Jauru, 2: Alto Paraguai Superior, 3: Alto Paraguai Médio, 4: Alto rio Cuiabá, 5: Paraguai – Pantanal, 6: Alto São Lourenço, 7: Correntes MT, 8: Alto Taquari, 9: Correntes, 10: Taquari, 11: Negro-MS, 12: Miranda, 13: Nabileque, 14: Apa.

Fonte: Produção da Autora.

APÊNDICE D: PARÂMETROS DA EQUAÇÃO UNIVERSAL DE PERDA DOS SOLOS

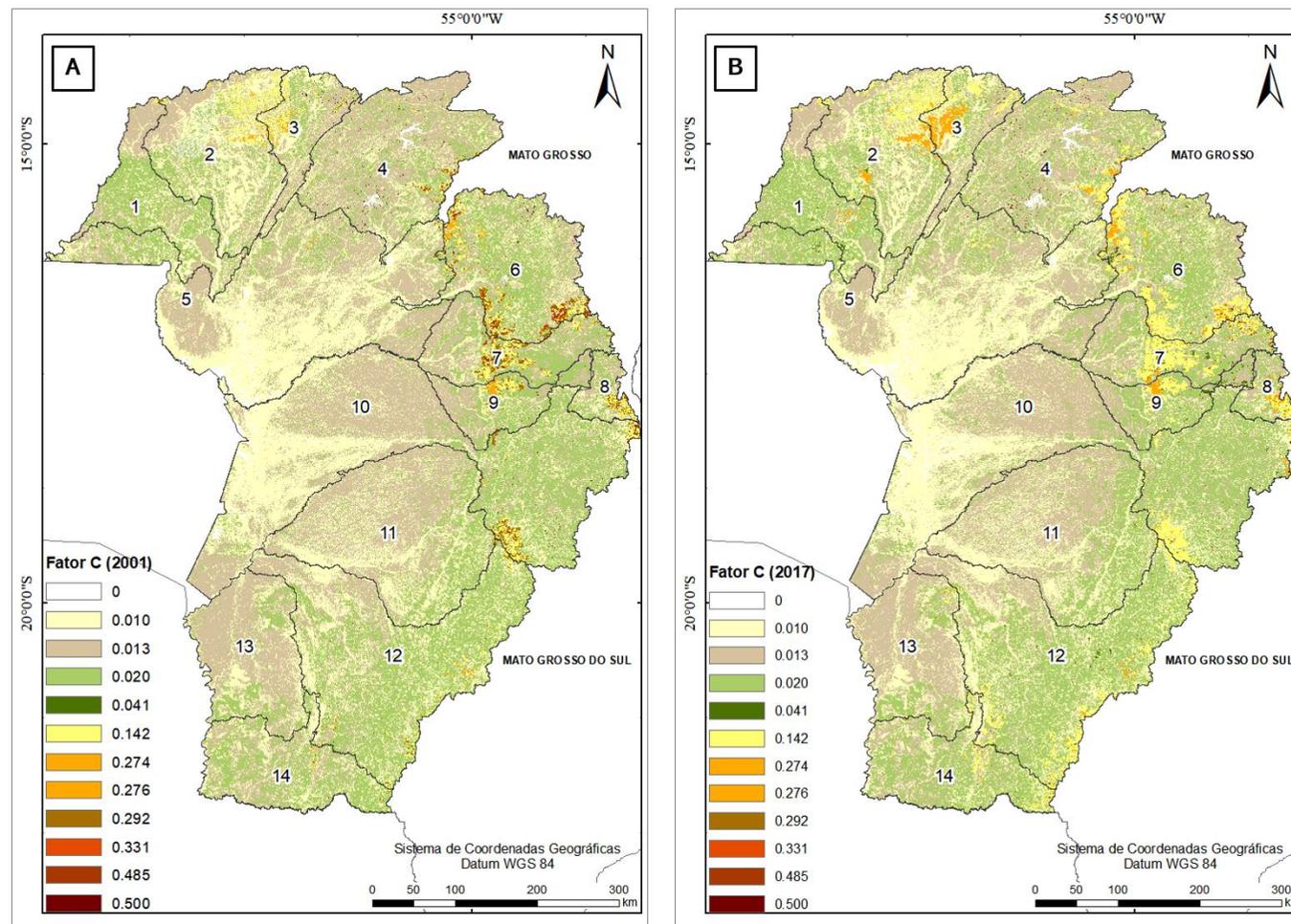
Figura D.1 - Espacialização dos parâmetros naturais considerados no cálculo da Equação Universal de Perda dos Solos (EUPS, BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014) para os solos da Bacia do Alto Paraguai.



A) Fator R: erosividade da chuva ($\text{MJ mm ha}^{-1} \text{h}^{-1} \text{ano}^{-1}$; GALDINO et al., 2015); B) Fator K: erodibilidade ($\text{Mg h}^{-1} \text{MJ}^{-1} \text{mm}^{-1}$; ROSS et al., 1997; MINGOTI et al., 2019) e C) Fator LS: topográfico (adimensional; MDE/SRTM, JARVIS et al., 2008).

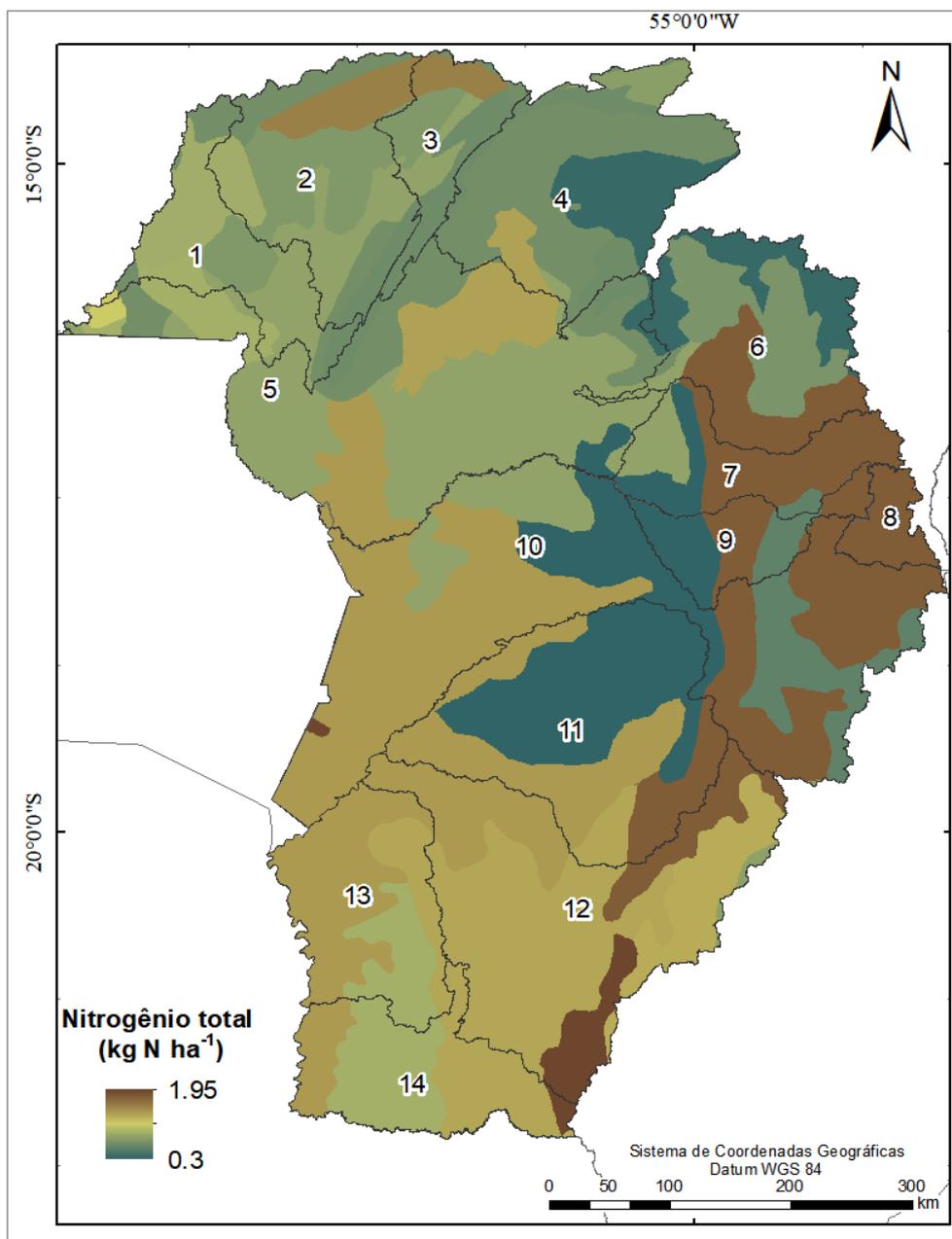
Fonte: Produção da Autora.

Figura D. 2 - Fator Uso e cobertura da terra (fator C; adimensional), considerado o para cálculo da Equação Universal de Perdas de Solo (EUPS, BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014), para os ano 2001 (A) e 2017 (B).



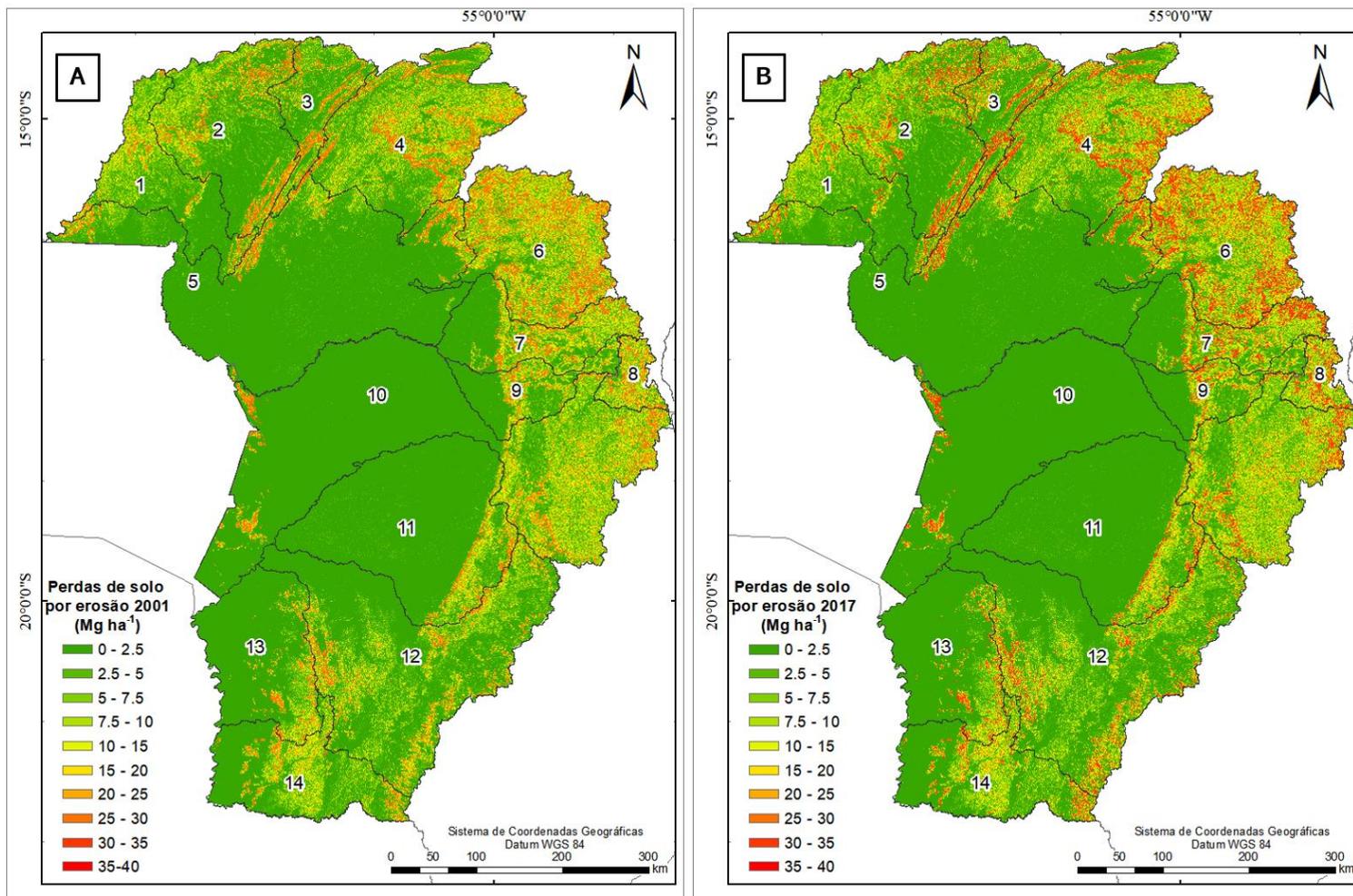
Fonte: Produção da Autora.

Figura D.1 - Conteúdo de N nos solos da Bacia do Alto Paraguai (kg N ha^{-1} ; BATJES et al., 2004).



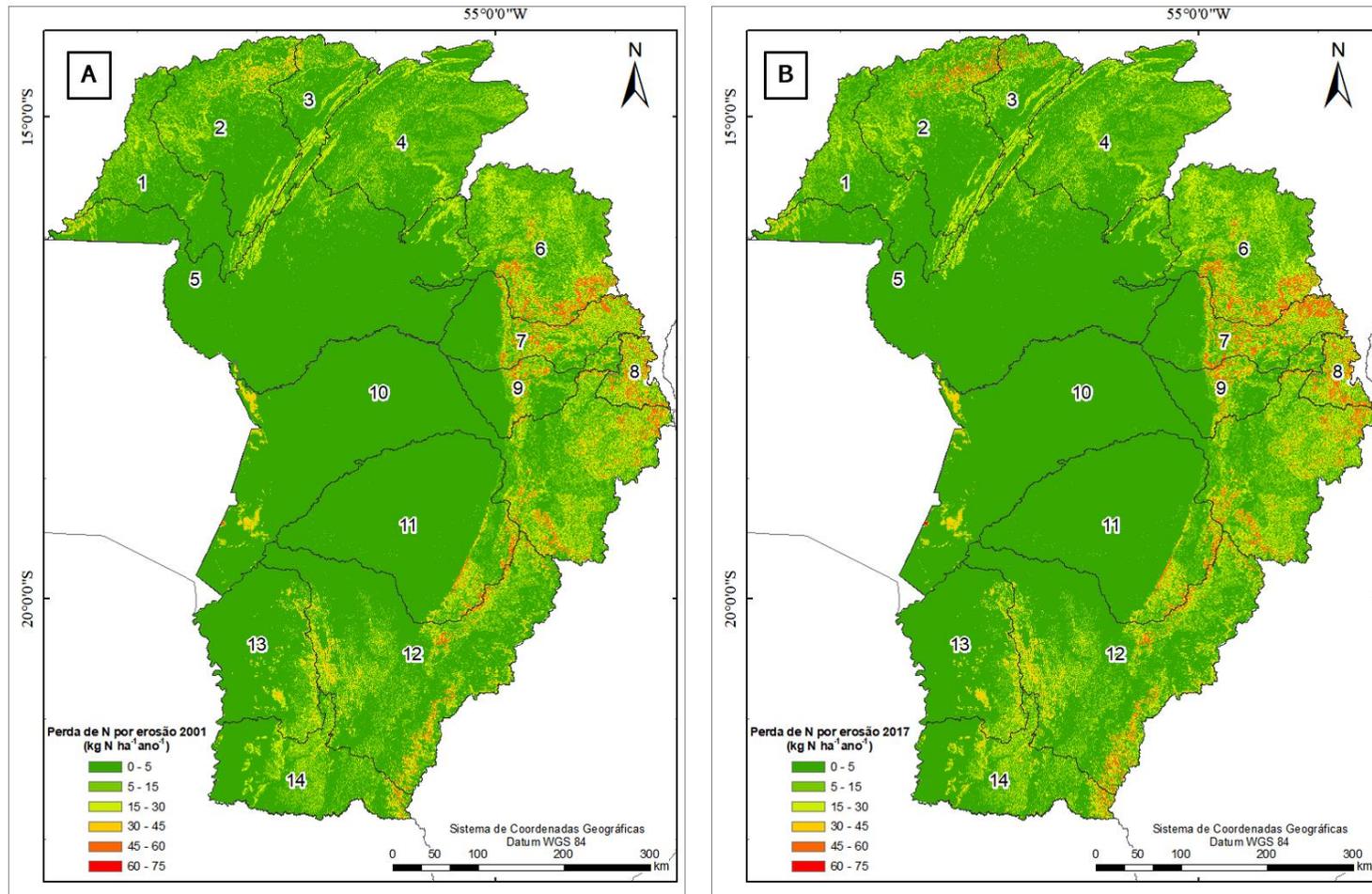
Fonte: Produção da Autora

Figura D.2 - Estimativas da perda de solo ($\text{Mg ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$) por erosão hídrica através da Equação Universal de Perdas de Solos (EUPS, BERTONI; LOMBARDI NETO, 2014) na Bacia do Alto Paraguai, em 2001 (A) e (2017).



Fonte: Produção da Autora.

Figura D.3 - Perdas de nitrogênio ($\text{kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$) por erosão hídrica na Bacia do Alto Paraguai, em 2001 (A) e 2017 (B).



Fonte: Produção da Autora.

APÊNDICE E: FLUXOS DE NITROGÊNIO.

Tabela E.1 - Entradas estimadas de N-fertilizante (kg N ha⁻¹ano⁻¹) na Bacia do Alto Paraguai, por sub-bacia, entre 2001 e 2017.

	Fluxos de N (kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹)							
	IN _{FERT}	IN _{ORG}	IN _{FBN}	IN _{DEP}	OUT _{PROD}	LOSS _{LEACH}	LOSS _{GAS}	LOSS _{ERO}
2001	29.4	1.5	157.0	9.7	204.5	1.2	6.0	21.6
2002	15.9	1.5	158.1	9.7	201.9	0.6	3.2	21.7
2003	28.9	2.8	151.5	9.7	184.7	1.2	5.9	22.7
2004	27.6	2.4	150.9	9.8	181.7	1.1	5.6	23.2
2005	13.4	2.6	153.7	9.8	188.1	0.5	2.7	24.2
2006	17.2	2.7	153.4	9.7	191.6	0.7	3.5	23.6
2007	26.7	3.0	152.4	9.7	188.8	1.1	5.4	23.0
2008	38.9	3.4	149.5	9.7	195.2	1.6	7.9	22.6
2009	45.3	3.6	150.2	9.7	194.6	1.8	9.2	22.4
2010	35.8	3.6	152.3	9.7	203.2	1.4	7.3	21.5
2011	22.9	3.5	151.7	9.7	195.6	0.9	4.6	22.5
2012	83.0	3.5	150.8	9.7	215.6	3.3	16.9	22.1
2013	61.0	3.4	154.0	9.8	214.5	2.4	12.4	21.7
2014	71.1	3.2	156.0	9.7	216.3	2.8	14.4	22.2
2015	91.5	3.1	157.4	9.7	226.1	3.7	18.6	21.8
2016	33.0	2.9	158.3	9.7	218.1	1.3	6.7	21.9
2017	98.2	2.7	159.2	9.7	247.8	3.9	19.9	21.8

Sub-bacias 1: Jauru, 2: Alto Paraguai Superior, 3: Alto Paraguai Médio, 4: Alto rio Cuiabá, 5: Paraguai – Pantanal, 6: Alto São Lourenço, 7:Correntes MT, 8: Alto Taquari, 9: Correntes, 10: Taquari, 11: Negro-MS, 12: Miranda, 13: Nabileque, 14: Apa.

Fonte: Produção da Autora.

Tabela E.2 - Fluxos de nitrogênio ($\text{kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$) nas áreas de pastagem da Bacia do Alto Paraguai entre 2001 e 2017, abrangendo as entradas por fixação biológica (IN_{FBN}) e deposição atmosférica (IN_{DEP}), saída por produtos colhidos (OUT_{PROD}) e perdas potenciais por emissões gasosas (LOSS_{GAS}) e erosão hídrica (LOSS_{ERO}).

	Fluxos de N ($\text{kg N ha}^{-1}\text{ano}^{-1}$)				
	IN_{FBN}	IN_{DEP}	OUT_{PROD}	LOSS_{GAS}	$\text{LOSS}_{\text{EROS}}$
2001	29.0	9.2	1.9	6.4	6.6
2002	29.0	9.2	2.0	6.4	6.6
2003	29.0	9.2	1.9	6.5	6.7
2004	29.0	9.2	2.4	6.5	6.6
2005	29.0	9.2	2.6	6.5	6.7
2006	29.0	9.2	2.9	6.4	6.7
2007	29.0	9.2	3.0	6.4	6.6
2008	29.0	9.2	2.6	6.4	6.6
2009	29.0	9.2	2.6	6.5	6.6
2010	29.0	9.2	2.6	6.5	6.5
2011	29.0	9.2	2.7	6.6	6.5
2012	29.0	9.2	3.1	6.6	6.5
2013	29.0	9.2	3.8	6.6	6.5
2014	29.0	9.2	3.4	6.7	6.5
2015	29.0	9.2	3.1	6.7	6.5
2016	29.0	9.2	3.1	6.7	6.5
2017	29.0	9.2	3.3	6.7	6.5

Fonte: Produção da Autora.

Tabela E.3 - Entradas, saídas, perdas e balanço do nitrogênio (kg N ha⁻¹ano⁻¹) para as áreas de agricultura e pastagem da Bacia do Alto Paraguai entre 2001 e 2017.

	Agricultura (kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹)				Pastagem (kg N ha ⁻¹ ano ⁻¹)			
	IN	OUT	LOSS	BAL	IN	OUT	LOSS	BAL
2001	197.6	204.5	28.7	-35.6	38.2	1.9	13.0	10.3
2002	185.2	201.9	25.6	-42.3	38.2	2.0	13.0	10.1
2003	192.8	184.7	29.8	-21.6	38.2	1.9	13.1	10.1
2004	190.7	181.7	29.9	-20.9	38.2	2.4	13.1	9.6
2005	179.5	188.1	27.5	-36.0	38.2	2.6	13.1	9.4
2006	183.0	191.6	27.7	-36.3	38.2	2.9	13.1	9.1
2007	191.8	188.8	29.5	-26.4	38.2	3.0	13.0	9.1
2008	201.6	195.2	32.1	-25.7	38.2	2.6	13.0	9.6
2009	208.8	194.6	33.4	-19.2	38.2	2.6	13.0	9.6
2010	201.3	203.2	30.1	-32.0	38.2	2.6	13.0	9.6
2011	187.8	195.6	28.1	-36.0	38.2	2.7	13.1	9.4
2012	247.0	215.6	42.3	-10.8	38.2	3.1	13.0	9.0
2013	228.2	214.5	36.5	-22.8	38.2	3.8	13.1	8.2
2014	240.1	216.3	39.5	-15.8	38.2	3.4	13.2	8.4
2015	261.6	226.1	44.1	-8.5	38.2	3.1	13.2	8.8
2016	203.9	218.1	29.9	-44.1	38.2	3.1	13.2	8.7
2017	269.8	247.8	45.7	-23.7	38.2	3.3	13.2	8.5

Fonte: Produção da Autora.