

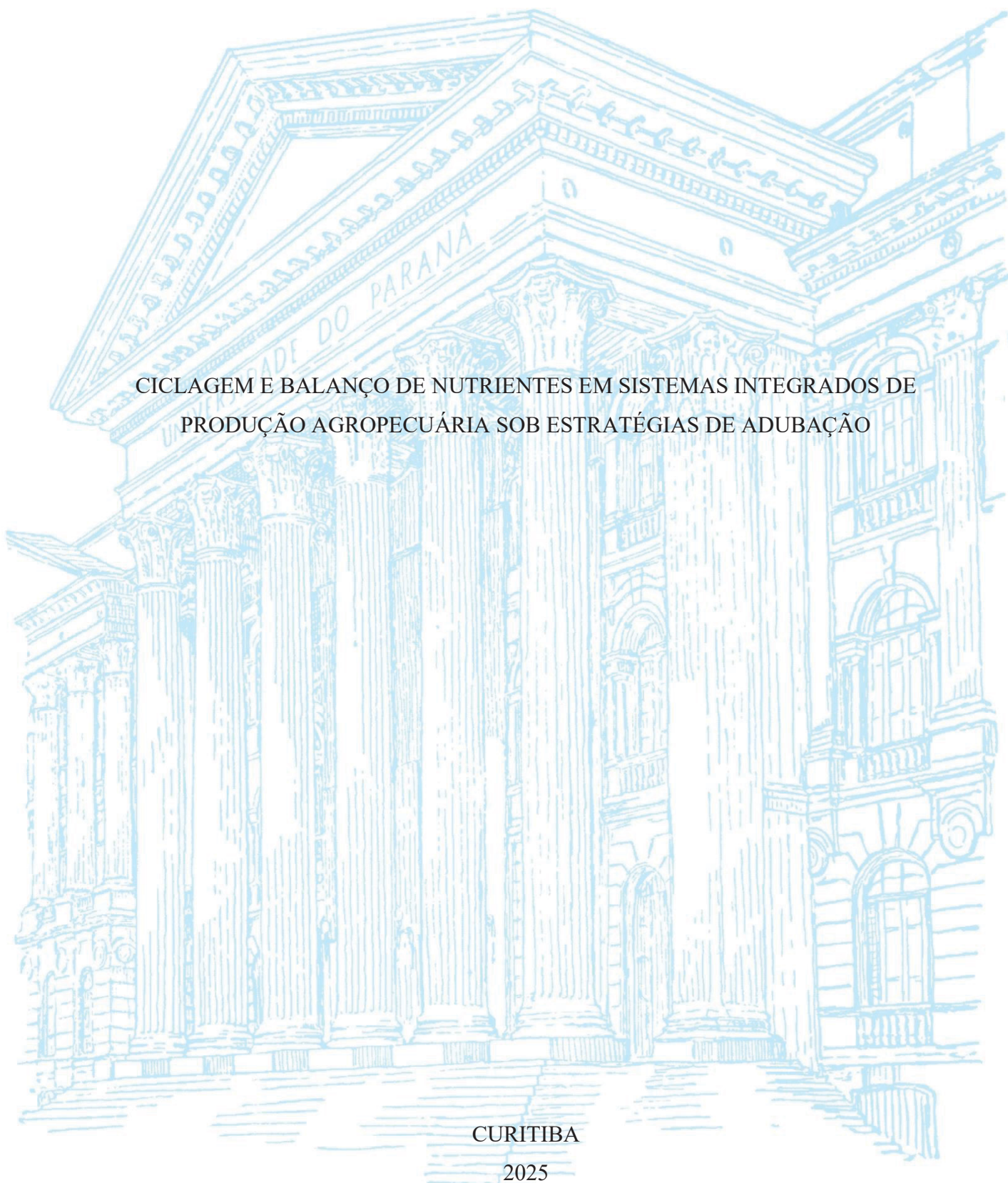
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

JOÃO EDUARDO ALVES DAVI

CICLAGEM E BALANÇO DE NUTRIENTES EM SISTEMAS INTEGRADOS DE
PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA SOB ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO

CURITIBA

2025



JOÃO EDUARDO ALVES DAVI

CICLAGEM E BALANÇO DE NUTRIENTES EM SISTEMAS INTEGRADOS DE
PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA SOB ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO

Dissertação apresentada ao curso de Pós-Graduação em
Agronomia Produção Vegetal, Setor de Ciências
Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como
requisito parcial à obtenção do título de Mestre em
Agronomia.

Orientador: Prof. Dr. Edicarlos Damacena de Souza

Coorientadores: Prof. Dr. Laércio Santos Silva e Prof.^ª.
Dr.^a. Gabriela Castro Pires

CURITIBA

2025

DADOS INTERNACIONAIS DE CATALOGAÇÃO NA PUBLICAÇÃO (CIP)
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
SISTEMA DE BIBLIOTECAS – BIBLIOTECA DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS

Davi, João Eduardo Alves

Ciclagem e balanço de nutrientes em sistemas integrados de produção agropecuária sob estratégias de adubação / João Eduardo Alves Davi. – Curitiba, 2025.

1 recurso online: PDF.

Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Agronomia (Produção Vegetal).

Orientador: Prof. Dr. Edicarlos Damacena de Souza

Coorientadores: Prof. Dr. Laércio Santos Silva, Profª. Drª. Gabriela Castro Pires

1. Sistemas de informação geográfica. 2. Fertilidade do solo. 3. Produção agropecuária. I. Souza, Edicarlos Damacena de. II. Silva, Laércio Santos. III. Pires, Gabriela Castro. IV. Universidade Federal do Paraná. Programa de Pós-Graduação em Agronomia (Produção Vegetal). V. Título.

Bibliotecária: Elizabeth de Almeida Licke da Luz CRB-9/1434



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
SETOR DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PÓS-GRADUAÇÃO
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO AGRONOMIA
(PRODUÇÃO VEGETAL) - 40001016031P6

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação AGRONOMIA (PRODUÇÃO VEGETAL) da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Dissertação de Mestrado de **JOÃO EDUARDO ALVES DAVI**, intitulada: **CICLAGEM E BALANÇO DE NUTRIENTES EM SISTEMAS INTEGRADOS DE PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA SOB ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO**, sob orientação do Prof. Dr. EDICARLOS DAMACENA DE SOUZA, que após terem inquirido o aluno e realizada a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua APROVAÇÃO no rito de defesa. A outorga do título de mestre está sujeita à homologação pelo colegiado, ao atendimento de todas as indicações e correções solicitadas pela banca e ao pleno atendimento das demandas regimentais do Programa de Pós-Graduação.

CURITIBA, 29 de Julho de 2025.

Assinatura Eletrônica

04/08/2025 09:15:09.0

EDICARLOS DAMACENA DE SOUZA

Presidente da Banca Examinadora

Assinatura Eletrônica

05/08/2025 13:11:46.0

LEANDRO BITTENCOURT DE OLIVEIRA

Avaliador Interno (UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ)

Assinatura Eletrônica

04/08/2025 09:12:44.0

LEANDRO PEREIRA PACHECO

Avaliador Externo (UNIVERSIDADE FEDERAL DE RONDONÓPOLIS)

Dedico este trabalho aos meus pais, cujo amor incondicional e sacrifício silencioso foram os alicerces que me permitiram realizá-lo.

AGRADECIMENTOS

Se cheguei nesse momento e realizei meu objetivo, é porque sempre estive cercado por pessoas incríveis. Não posso celebrar esta conquista sem expressar minha gratidão àqueles que me apoiaram ao longo deste período. Antes de tudo, rendo graças a Deus, o Autor e Arquiteto de todos os planos. Nada seria possível sem Sua vontade, e eu nada seria sem Seu amor e infinita graça.

Aos meus pais, João e Luzinett, que sempre me proporcionaram tudo de que precisei, não apenas hoje, mas ao longo de toda a minha vida. Vocês foram e continuam sendo exemplos de que o estudo é uma ferramenta de transformação e que nunca é tarde para começar. São meus maiores incentivadores e uma fonte constante de amor e apoio. Amo vocês profundamente. Aos demais familiares, que sempre torceram por minhas conquistas, em especial a Déborah, Igor, Ramon e Juan.

À minha namorada Nicolý, a quem devo minha mais profunda gratidão. Dizem que “ao lado de um grande homem, há sempre uma grande mulher”, e você personifica essa verdade de forma extraordinária. Sou imensamente grato por ter você na minha vida, você não apenas acredita nos meus sonhos, mas os acolhe como se fossem seus. Sem dúvida, é a melhor coisa que já me aconteceu. Te amo.

Aos meus amigos, que estiveram ao meu lado em cada desafio, tornando a jornada mais leve e gratificante, deixo meu sincero agradecimento. Em especial, agradeço à Bruna, José, Bheatriz, Heloiza, Guilherme, Maria, Gabriela e Jossanya, por transformarem essa trajetória acadêmica em uma experiência verdadeiramente inesquecível. Levo cada um de vocês não apenas na memória, mas no coração.

Se alcancei meu desenvolvimento profissional, devo isso também aos mentores, professores e técnicos que contribuíram ao longo do mestrado. Em especial, agradeço ao professor Edicarlos, meu orientador desde o primeiro semestre da graduação, que esteve presente em toda a minha jornada acadêmica, guiando e incentivando meu crescimento. Estendo minha gratidão aos coorientadores Gabriela e Laércio, e a minha banca, cujo apoio e dedicação foram fundamentais para a realização deste trabalho.

Por fim, expresso minha profunda gratidão ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia Produção Vegetal, ao GPISI-UFR, à Aliança SIPA, à CAPES, à Yara Brasil Fertilizantes e à Fazenda Guarita. Sou imensamente grato pela oportunidade de desenvolver este estudo, pelos recursos disponibilizados, pelos espaços cedidos, e pelo comprometimento de todos os colaboradores envolvidos.

“A vida é fugaz. As ideias, a inspiração e o amor, duradouros”

Chris Anderson

RESUMO

Os sistemas integrados de produção agropecuária (SIPA) impõem heterogeneidade no solo, dessa forma, para fins de manejo da fertilidade se faz necessária a análise da distribuição espacial na área, além disso, os SIPA associados às estratégias de adubação podem aumentar a eficiência de uso dos nutrientes. O objetivo do estudo foi avaliar a distribuição espacial e a eficiência no acúmulo, liberação, balanço e uso de nutrientes do SIPA, além de sua relação com a produtividade da soja, sob estratégias de adubação. O experimento foi conduzido na Fazenda Guarita em Rondonópolis-MT em um Latossolo Vermelho Distrófico, sob um delineamento em blocos casualizados com esquema fatorial 2x2, com quatro tratamentos em um arranjo soja-bovinos de corte, sendo eles: 1) Adubação convencional com P e K aplicados na soja (AC); 2) Adubação convencional + N no pasto (AC+N); 3) Adubação de sistema com P e K aplicados no pasto (AS); 4) Adubação de sistemas + N no pasto (AS+N). A adubação nitrogenada elevou o acúmulo de N na fitomassa da safra para em 33% em relação à ausência de N. Na entressafra, o acúmulo de fitomassa também foi maior com adubação nitrogenada (46%). Na entressafra, o acúmulo de P foi maior na AS+N (56,9 kg ha⁻¹) em relação a AC (37,4 kg ha⁻¹). Para o K, na presença de N, o sistema com adubação nitrogenada apresentou maior acúmulo (69,8 kg ha⁻¹) que o convencional (25,5 kg ha⁻¹). Os menores tempos de meia-vida foram registrados na adubação de sistemas, especialmente na ausência de N. Na produção de grãos de soja, houve diferença significativa entre os fatores. As estratégias com adubação nitrogenada no pasto apresentaram rendimentos de 3031 e 3170 kg ha⁻¹ para AC+N e AS+N, respectivamente. Os maiores ganhos produtivos da soja ocorreram nas estratégias sem aplicação de N, com rendimentos de 3051 e 3273 kg ha⁻¹ para AC-N e AS-N, respectivamente. A adubação nitrogenada foi preponderante para a atenuação da variabilidade espacial em 0 dias de ambas as safras. O fator estratégia de adubação sobre o P residual no pasto, bem como da adubação nitrogenada sobre o P absorvido pela cultura da soja foi significativamente maior na comparação entre fatores. A AS promoveu maior uniformidade no acúmulo de forragem e reduziu a variabilidade espacial. Além disso, a qualidade da biomassa foi aprimorada, favoreceu uma decomposição mais acelerada e uma liberação mais sincronizada dos nutrientes. Houve um incremento médio de 5,9% na produção de grãos, diante desses resultados, fica evidente o potencial da AS para otimizar os fluxos de nutrientes em sistemas integrados, promovendo não apenas ganhos agronômicos, mas também benefícios em termos de sustentabilidade.

Palavras-chave: geoprocessamento, agrossistemas, reciclagem de nutrientes, fertilidade do solo

ABSTRACT

Integrated crop–livestock systems (ICLS) impose heterogeneity on soil properties; therefore, for fertility management purposes, it is necessary to assess the spatial distribution within the area. Moreover, ICLS associated with fertilization strategies can enhance nutrient use efficiency. This study aimed to evaluate the spatial distribution and efficiency in nutrient accumulation, release, balance, and use in ICLS, as well as their relationship with soybean yield under different fertilization strategies. The experiment was carried out at Fazenda Guarita, in Rondonópolis, Mato Grosso State, Brazil, on a dystrophic Red Latosol, in a randomized block design with a 2×2 factorial scheme, comprising four treatments in a soybean–beef cattle integration system: (1) Conventional fertilization with P and K applied to soybean (CF); (2) Conventional fertilization + N in pasture (CF+N); (3) System fertilization with P and K applied to pasture (SF); and (4) System fertilization + N in pasture (SF+N). Nitrogen fertilization increased N accumulation in crop biomass by 33% compared with the absence of N. In the off-season, biomass accumulation was also higher with nitrogen fertilization (46%). In the off-season, P accumulation was greater in SF+N (56.9 kg ha^{-1}) compared with CF (37.4 kg ha^{-1}). For K, in the presence of N, the system fertilization with nitrogen resulted in greater accumulation (69.8 kg ha^{-1}) than the conventional system (25.5 kg ha^{-1}). The shortest half-life values were recorded in the system fertilization strategy, particularly in the absence of N. For soybean grain yield, there was a significant effect of the evaluated factors. Strategies with nitrogen fertilization in pasture produced yields of $3,031$ and $3,170 \text{ kg ha}^{-1}$ for CF+N and SF+N, respectively. The highest soybean yield gains occurred in strategies without N application, reaching $3,051$ and $3,273 \text{ kg ha}^{-1}$ for CF–N and SF–N, respectively. Nitrogen fertilization played a key role in reducing spatial variability at day 0 in both cropping seasons. The fertilization strategy significantly influenced residual P in pasture, as well as P uptake by soybean. SF promoted greater uniformity in forage accumulation and reduced spatial variability. In addition, biomass quality was improved, favoring faster decomposition and more synchronized nutrient release. There was an average increase of 5.9% in grain yield. These results highlight the potential of SF to optimize nutrient flows in integrated systems, promoting not only agronomic gains but also benefits in terms of sustainability.

Keywords: geoprocessing, agroecosystems, nutrient recycling, soil fertility

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1. PRECIPITAÇÃO ACUMULADA E TEMPERATURA MÉDIA MENSAL (MAR/2023 A MAR/2024) DA ÁREA EXPERIMENTAL.....	34
FIGURA 2. LINHA DO TEMPO DAS ATIVIDADES DESENVOLVIDAS NOS CAPÍTULOS.	35
FIGURA 3. LOCALIZAÇÃO E CROQUI DO EXPERIMENTO DE ADUBAÇÃO DE SISTEMAS EM SIPA, DESTACANDO A DISPOSIÇÃO E A ESTIMATIVA DA ÁREA DAS PARCELAS EXPERIMENTAIS.	37
FIGURA 4. MAPA CONCEITUAL SIMPLIFICADO DO ESQUEMA FATORIAL 2X2 (1º FATOR: DISPOSTO HORIZONTALMENTE; 2º FATOR: DISPOSTO VERTICALMENTE).	37
FIGURA 5. DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DOS PONTOS NA MALHA AMOSTRAL (GRID).....	41
FIGURA 6. EFICIÊNCIAS DE A) USO DO FÓSFORO, B) USO DO POTÁSSIO E C) PRODUÇÃO DE PROTEÍNA DA SOJA EM SIPA SOB ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO.	46
FIGURA 7. EFICIÊNCIA ECONÔMICA DA SOJA EM SIPA SOB ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO.....	46
FIGURA 8. PRODUTIVIDADE DA SOJA 2023/2024 EM SIPA SOB ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO.....	47
FIGURA 9. MAPAS DE VARIABILIDADE ESPACIAL E DISPERSÃO DOS DADOS DE ACUMULADO DE FITOMASSA E NUTRIENTES NAS ÉPOCAS INICIAL E FINAL APÓS A DESSECAÇÃO DO PASTO.	50
FIGURA 10. MAPAS DE VARIABILIDADE ESPACIAL E DISPERSÃO DOS DADOS DE ACUMULADO DE BIOMASSA DA SOJA E NUTRIENTES.....	51
FIGURA 11. MAPAS DE VARIABILIDADE ESPACIAL E DISPERSÃO DOS DADOS DE ACUMULADO DE FITOMASSA E NUTRIENTES DA CULTURA DA SOJA APÓS A COLHEITA.	52

LISTA DE TABELAS

TABELA 1. ANÁLISE QUÍMICA DO SOLO DA ÁREA EXPERIMENTAL PARA CAMADA 0,0-0,02 M NO INÍCIO DO CICLO DE 2023.	35
TABELA 2. DESCRIÇÃO DE MANEJOS REALIZADOS NA ÁREA DURANTE O PERÍODO DE FEVEREIRO DE 2023 A MARÇO DE 2024.	36
TABELA 3. ACÚMULO DE FITOMASSA E NUTRIENTES SOB ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO EM UM LATOSSO VERMELHO DISTRÓFICO NO PERÍODO INICIAL DUAS SAFRAS ANUAIS NO CERRADO DO MATO GROSSO, BRASIL.....	43
TABELA 4. TEMPO DE MEIA-VIDA DA DECOMPOSIÇÃO DA FITOMASSA E LIBERAÇÃO SOB ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO EM UM LATOSSO VERMELHO DISTRÓFICO NO PERÍODO INICIAL DUAS SAFRAS ANUAIS NO CERRADO DO MATO GROSSO, BRASIL.	44
TABELA 5. NUTRIENTES LIBERADOS SOB ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO EM LATOSSOLO VERMELHO DISTRÓFICO, 15 DIAS APÓS A DESSECAÇÃO E 5 DIAS APÓS A COLHEITA, NO CERRADO DE MATO GROSSO, BRASIL	45
TABELA 6. ESTATÍSTICA DESCRITIVA DA DISTRIBUIÇÃO DOS ACÚMULOS POR ÉPOCA E DA BIOMASSA DA SOJA EM FINAL DE CICLO PARA A INTERPOLAÇÃO POR KRIGAGEM ORDINÁRIA.	48
TABELA 7. MODELOS E PARÂMETROS DO SEMIVARIOGRAMA.	49
TABELA 8. CICLAGEM DE FÓSFORO (COMPARAÇÃO DENTRO DOS FATORES) NOS COMPARTIMENTOS DO SIPA DURANTE UM ANO (ENTRE PASTAGEM E SOJA) SOB ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO.....	60
TABELA 9. CICLAGEM DE POTÁSSIO (COMPARAÇÃO DENTRO DOS FATORES) NOS COMPARTIMENTOS DO SIPA DURANTE UM ANO (ENTRE PASTAGEM E SOJA) SOB ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO.....	61
TABELA 10. CICLAGEM DE FÓSFORO (COMPARAÇÃO ENTRE FATORES) NOS COMPARTIMENTOS DO SIPA DURANTE UM ANO (ENTRE PASTAGEM E SOJA) SOB ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO.	62
TABELA 11. CICLAGEM DE POTÁSSIO (COMPARAÇÃO ENTRE FATORES) NOS COMPARTIMENTOS DO SIPA DURANTE UM ANO (ENTRE PASTAGEM E SOJA) SOB ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO.	62
TABELA 12. BALANÇO ANUAL DE FÓSFORO EM LAVOURA E NO SOLO SOB ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO EM UM LATOSSO VERMELHO DISTRÓFICO NO	

PERÍODO INICIAL DUAS SAFRAS ANUAIS NO CERRADO DO MATO GROSSO,
BRASIL.....63

TABELA 13. BALANÇO ANUAL DE POTÁSSIO EM LAVOURA E NO SOLO SOB
ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO EM UM LATOSSO VERMELHO DISTRÓFICO NO
PERÍODO INICIAL DUAS SAFRAS ANUAIS NO CERRADO DO MATO GROSSO,
BRASIL.....64

LISTA DE SIGLAS

AC – Adubação convencional
AK – Acúmulo de potássio
AN – Acúmulo de nitrogênio
AP – Acúmulo de fósforo
AS – Adubação de sistemas
ATP – Trifosfato de adenosina
BL – Balanço da lavoura
BS – Balanço do solo
C:N – Relação carbono e nitrogênio
C:P – Relação carbono e fósforo
CE – Ciclagem via excreta
Ct – Caulinita
CTC – Capacidade de troca de cátions
DAC – Dias após a colheita
DAD – Dias após a dessecação
EA – Exportação animal
EA – Entrada por adubação
ES – Exportação/saídas
Fe₂O₃ – Ferro total
Fed – Ferro ditionito
Feo – Ferro oxalato
Gt – Goethita
Gb – Gibbsita
H – Hidrogênio
Hm – Hematita
ILP – Integração lavoura pecuária
ILPF – Integração lavoura pecuária floresta
IPF – Integração pecuária floresta
LK – Liberação de potássio
LN – Liberação de nitrogênio
LP – Liberação de fósforo
m% – Saturação por alumínio

Mg – Magnésio

MO – Matéria orgânica

N₂ – Gás nitrogênio

NE – Nutriente exportado

NH₃ – Amônia

NI – Nutriente ingerido

NO₂⁻ – Dióxido de nitrogênio

NO₃⁻ – Nitrato

P₂O₅ – Pentóxido de fósforo

PD – Plantio direto

pH – Potencial hidrogeniônico

R7.5 – Reprodutivo sete e meio

SB – Soma de bases

SF – Solo final

SI – Solo inicial

SIPA – Sistemas integrados de produção agropecuária

v% – Saturação por bases

SUMÁRIO

1 INTRODUÇÃO	16
2 CAPÍTULO 1 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA.....	17
2.1 SISTEMAS INTEGRADOS DE PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA.....	17
2.2 CICLAGEM DE NUTRIENTES E ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO EM SIPA	21
3 CAPÍTULO 2 - MATERIAL E MÉTODOS GERAL	33
3.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL	34
3.2 CRONOLOGIA DE COLETAS E MANEJOS.....	35
3.3 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL	36
4 CAPÍTULO 3 - IMPACTO DE ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO NA CICLAGEM, USO E VARIABILIDADE ESPACIAL DE NUTRIENTES EM SISTEMAS INTEGRADOS DE PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA.....	38
4.1 INTRODUÇÃO	38
4.2 MATERIAL E MÉTODOS	39
4.2.1 Amostragem do acúmulo, liberação, eficiência e variabilidade espacial dos nutrientes.	39
4.2.2 Análise estatística, geoestatística e interpolação do tempo de meia vida.....	41
4.3 RESULTADOS	42
4.4 DISCUSSÃO	52
4.5 CONCLUSÃO	56
5 CAPÍTULO 4 - BALANÇO DE FÓSFORO E POTÁSSIO SOB DIFERENTES ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO EM SISTEMAS INTEGRADOS DE PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA	56
5.1 INTRODUÇÃO	56
5.2 MATERIAL E MÉTODOS	58
5.2.1 Amostragem do balanço de nutrientes.....	58
5.2.2 Análise estatística	60
5.3 RESULTADOS	60
5.4 DISCUSSÃO	64
5.5 CONCLUSÃO	67
6 REFERÊNCIAS.....	67

1 INTRODUÇÃO

A agricultura global enfrenta inúmeros desafios para a produção de alimentos de qualidade, como as adversidades climáticas, o aumento populacional e as altas nos preços dos insumos (Grigorieva *et al.*, 2023; Kanyako *et al.*, 2024; Wu *et al.*, 2024). No Brasil, cerca de 80% dos fertilizantes utilizados na agropecuária são importados (ANDA, 2020; CNA, 2022), o que eleva os custos de produção e dificulta a competitividade no mercado de exportação. Nesse contexto, a inserção de tecnologias conservacionistas nos sistemas de produção, como os Sistemas Integrados de Produção Agropecuária (SIPA), tem sido apontada como uma alternativa viável para a intensificação sustentável da produção de alimentos (Pretty; Bharucha, 2019, p. 169-170).

Os SIPA proporcionam serviços ecossistêmicos que favorecem tanto a produção animal quanto a vegetal, ao mimetizarem as interações naturais e suas propriedades emergentes. Essa abordagem conservacionista busca mitigar as limitações do modelo convencional, promovendo uma exploração mais sustentável da terra e estimulando a atividade microbiana do solo por meio do aumento da alocação de carbono no sistema (Carlos *et al.*, 2020; Franco *et al.*, 2020).

No Cerrado, o principal arranjo espaço-temporal do SIPA combina a produção de soja na safra com o cultivo de forrageiras para pastejo na entressafra. Essa configuração permite uma melhor utilização dos recursos naturais e favorece a ciclagem de nutrientes entre as etapas do sistema (Freitas *et al.*, 2023). Nesse arranjo, os animais em pastejo desempenham um papel crucial como estimulador na dinâmica dos nutrientes, uma vez que o pastejo estimula o crescimento e a exploração radicular das plantas, adicionando matéria orgânica ao solo. Além disso, em comparação com as culturas agrícolas, os animais exportam uma quantidade significativamente menor de nutrientes, devolvendo mais ao solo por meio de suas excreções (Denardin *et al.*, 2020; Liu *et al.*, 2020).

Apesar dos benefícios, persistem desafios relacionados ao uso de insumos nos SIPA. Durante a entressafra, o uso das pastagens é geralmente pouco intensivo (Carvalho *et al.*, 2017), enquanto a adubação convencional tende a se concentrar no período de plantio de grãos, com foco na maximização da produtividade da soja. Para otimizar o uso de insumos ao longo do ano, tem sido adotada a estratégia de adubação de sistema, que reposiciona a aplicação de fertilizantes para as fases de menor exportação de nutrientes no sistema. Essa prática busca reduzir perdas e maximizar a ciclagem de nutrientes (Assmann *et al.*, 2017; Farias *et al.*, 2020; Freitas *et al.*, 2023).

Estudos de Pires *et al.* (2022) e Camargo *et al.* (2024) indicam que as maiores produtividades de soja estão associadas a melhorias nas propriedades bioquímicas do solo. Nessas pesquisas, estratégias de adubação que priorizam o pasto demonstraram aumentar a eficiência no uso de carbono e fósforo devido ao incremento das atividades enzimáticas da biota. Contudo, ainda são necessários mais dados sobre os impactos dessas estratégias durante a fase de pastagem para avaliar sua eficácia como parte de um conceito mais amplo de fertilização. A adubação com nitrogênio em pastagens, além de estimular a atividade de enzimas, amplifica os efeitos positivos da adubação com fósforo e potássio (Al-Kaisi *et al.*, 2008; Poeplau *et al.*, 2016; Begum *et al.*, 2021). O nitrogênio, como um dos nutrientes mais essenciais para as plantas, promove maior produção de biomassa (Freitas *et al.*, 2023; De Oliveira, 2024) e acelera a dinâmica do sequestro de carbono no solo.

Entretanto, observa-se uma falta de uniformidade nos processos de ciclagem de nutrientes nos SIPA (Bernardi *et al.*, 2017; Miranda *et al.*, 2021). A seletividade do pastejo animal, o desenvolvimento vegetativo das plantas e a atividade de decomposição sofrem influência de variações espaciais, resultando em diferenças significativas no acúmulo de fitomassa (Carvalho *et al.*, 2010; Carvalho *et al.*, 2013; Davi *et al.*, 2022; Camargo *et al.*, 2023). Como consequência, a reciclagem de nutrientes no SIPA ocorre de forma desigual dentro de uma mesma área, o limita sua disponibilidade para as culturas subsequentes. Assim, ainda existem lacunas na compreensão sobre o impacto das estratégias de adubação na variabilidade espacial da ciclagem e na utilização de nutrientes para a produtividade das culturas no SIPA.

Nesse contexto, este trabalho teve como objetivo avaliar a ciclagem e a distribuição espacial de nutrientes, a eficiência de seu uso e o balanço nutricional, além de analisar a influência de diferentes estratégias de adubação sobre a produtividade da soja cultivada em sucessão à pastagem em sistemas integrados de produção agropecuária.

2 CAPÍTULO 1 - REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 SISTEMAS INTEGRADOS DE PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA

Considerados como essenciais para garantir a segurança alimentar e energética, os sistemas integrados de produção agropecuária (SIPA) envolvem a combinação de diferentes atividades produtivas, como agricultura, pecuária e silvicultura, em uma mesma área, de maneira coordenada e sinérgica (Carvalho *et al.*, 2018). O objetivo é otimizar o uso dos recursos

naturais, como solo, água e nutrientes, por meio da mimetização de processos naturais, promovendo, assim, a sustentabilidade econômica, ambiental e social (De Moraes *et al.*, 2023).

Embora os SIPA tenham origens milenares, remontando ao Neolítico (Carvalho *et al.*, 2007). No Brasil, o interesse pelo SIPA cresceu significativamente nas últimas três décadas, principalmente como solução para recuperação de pastagens degradadas (De Oliveira Junior *et al.*, 2023). Atualmente, são usados não só para recuperação, mas também como abordagem conservacionista, permitindo a associação simultânea ou temporalmente dessincronizada de animais e plantas (Lemaire *et al.*, 2014; Moraes *et al.*, 2019). Com o aumento do interesse, as pesquisas sobre SIPA no Brasil também se expandiram, destacando diversas possibilidades de arranjos espaço-temporais (Bieluczyk *et al.*, 2022).

No Brasil, a implementação dos SIPA começou pela região sul, onde as universidades desempenharam um papel crucial na disseminação de conhecimento, especialmente para pequenas propriedades. Nessas propriedades, o manejo eficiente é essencial para otimizar os recursos limitados e a área de cultivo disponível (De Moraes *et al.*, 2007; Balbinot Junior *et al.*, 2009; Farias *et al.*, 2020). Após o sucesso no sul, o SIPA se expandiu para o centro-oeste, principal região produtora de commodities agrícolas do Brasil, e onde é concomitante a importância da produção de grãos e bovinos anualmente (Freitas *et al.*, 2023; Camargo *et al.*, 2024; Nogueira *et al.*, 2024).

Apesar disso, estima-se que apenas 5,5% das áreas agrícolas do país sejam ocupadas por SIPA (De Souza *et al.*, 2023), um percentual pequeno quando comparado aos monocultivos tradicionais e às pastagens perenes ou nativas. Esses sistemas, em grande parte, são voltados para a pecuária ou a recuperação de solos degradados, ocupando 7,8% e 21,2% das terras, respectivamente (Animal, 2020). Dentro desse contexto, os estados de Mato Grosso do Sul, Mato Grosso e Rio Grande do Sul se destacam, sendo o Mato Grosso o estado com a maior área destinada ao SIPA, somando 2,28 milhões de hectares (Polidoro *et al.*, 2020).

No Centro-Oeste, os arranjos produtivos do SIPA são adaptados às características dos três biomas que dominam a região, ao norte, a Floresta Amazônica, no centro, o Cerrado, que cobre a maior parte da área, e ao sul da região, o Pantanal, que ocupa uma porção menor (Maciel *et al.*, 2020). Nas regiões amazônica e do cerrado, o período chuvoso se concentra principalmente nas estações de primavera e verão, típicas dos climas tropical e equatorial. Essas condições favorecem o cultivo da soja, principal produto da região e uma das maiores commodities agrícolas do país (Toloi *et al.*, 2021).

Diante dessas condições edafoclimáticas, o arranjo soja-pasto de sistema integrado de produção agropecuária tornou-se a prática predominante na região Centro-Oeste (Muniz *et al.*,

2010; Loss, 2011; Loss *et al.*, 2012; Possamai, 2017; Ryschawy *et al.*, 2017). A principal cultura de grãos, a soja, é cultivada durante o verão e, em alguns anos, pode ser rotacionada com o milho, conforme as condições de mercado. O fotoperíodo mais curto da estação favorece tanto o desenvolvimento quanto o florescimento da cultura (Fietz *et al.*, 2009). Além disso, a fixação biológica de nitrogênio contribui para a viabilidade econômica da soja nos sistemas integrados (Telles *et al.*, 2023).

A produção de soja nos arranjos do cerrado é motivada por sua posição estratégica como uma das principais commodities do mercado global, desempenhando um papel vital na economia mundial. Esse cultivo é impulsionado pela alta demanda internacional, resultante de seus interesses como matéria-prima essencial para a indústria alimentícia, de biocombustíveis e de rações animais (Panichelli *et al.*, 2008; Eulenstein *et al.*, 2016). O algodão também é cultivado, excepcionalmente na região de transição de cerrado para mata amazônica do Centro-Oeste, onde as temperaturas mais amenas e a pluviosidade moderada criam condições favoráveis para o desenvolvimento dessa cultura (Galbieri *et al.*, 2014).

Neste arranjo espaço-temporal de SIPA, durante a entressafra, que vai do outono até o final do inverno, utiliza-se pastagens, aproveitando as últimas chuvas do verão, após a colheita da soja, para estabelecer gramíneas forrageiras (Freitas *et al.*, 2023). Geralmente, as cultivares utilizadas pertencem a espécies resistentes ao clima seco e que não demandam alta fertilidade do solo (Jank *et al.*, 2014). Por isso, são originárias de continentes com longos períodos de seca, como *Urochloa* spp. *ruziziensis* e *brizantha*. a duração do pastejo pode variar conforme a eficácia do manejo da fertilidade do solo e o método de pastoreio aplicado.

No Centro-Oeste, além dos sistemas integrados mais comuns, existem arranjos menos difundidos que ocupam áreas menores e incorporam o componente florestal junto a cultivos e animais. Tecnicamente, esse sistema é denominado ILPF (Integração Lavoura-Pecuária-Floresta) (Porfírio-da-Silva *et al.*, 2023). Nesse modelo, cultivam-se árvores de grande porte, como eucalipto ou outras espécies madeireiras comerciais (Macedo *et al.*, 2010; Ferreira *et al.*, 2019; De Souza *et al.*, 2023). Esse arranjo é especialmente vantajoso para a fase de pastejo, uma vez que o sombreamento proporcionado pelas árvores reduz os níveis de cortisol nos animais, melhorando seu bem-estar (Balbino *et al.*, 2012; Alves *et al.*, 2019).

Os SIPA também promovem melhorias no uso de pastagens quando o manejo é realizado de forma assertiva (Carvalho *et al.*, 2014). Os dois principais métodos tradicionais de manejo de pastagem são o contínuo e o rotativo. No manejo rotativo, os animais são alocados em piquetes específicos e rotacionados entre eles. Já no manejo contínuo, os animais

permanecem na mesma área de pastagem, e apenas a lotação é ajustada. Ambos os métodos se baseiam somente na capacidade de recuperação das pastagens (Bott *et al.*, 2013).

O pastoreio rotatínuo é um conceito eficaz para estender o período de pastejo no Cerrado (Nogueira, 2024; Gomes, 2024). Esse conceito combina os benefícios de dois métodos tradicionais, o uso eficiente de piquetes e o ajuste dinâmico da lotação, adaptando-se ao comportamento dos animais e garantindo acesso contínuo a forragem de qualidade (Carvalho *et al.*, 2010). Para melhores resultados, também é essencial investir na fertilização e correção do solo, para potencializar a resposta das áreas de pastagem (Parreira; Bolfe, 2022, p. 476).

Os animais em pastejo, desempenham um papel crucial na ativação da biologia do solo, impactando diretamente sua física e fertilidade (Farias *et al.*, 2025). O consumo de forragem resulta na deposição de excretas e na adição de resíduos vegetais, por meio da maior rebrota (raízes e biomassa), proporcionando uma fonte imediata de compostos orgânicos que, após a decomposição e conversão, os nutrientes estão prontamente disponíveis para a absorção pelas culturas em sucessão (Lisboa *et al.*, 2014; Pires *et al.*, 2025).

Em todas as etapas do SIPA, aplica-se o princípio do plantio direto, que preserva a estrutura do solo ao eliminar o revolvimento durante a produção (Costa *et al.*, 2014; Pacheco *et al.*, 2017). O pastejo complementa esse efeito através de dois mecanismos principais, liberação de cátions que melhoram a fertilidade química, e a ação física como agente cimentante, que promove a formação de agregados estáveis (Cunha *et al.*, 2009; Garcia *et al.*, 2013). Essa dinâmica está intrinsecamente relacionada ao ciclo da matéria orgânica, particularmente à correlação entre fósforo disponível e matéria orgânica radicular, é relação essencial para o aporte de carbono (Waring *et al.*, 2014).

Em solos tropicais, especialmente em latossolos sob sistemas integrados, o pastejo desempenha um papel fundamental na melhoria das propriedades físicas do solo. O sistema radicular fasciculado das forrageiras, ao explorar diferentes camadas do perfil, contribui para a redução da densidade aparente e para a maior alocação de carbono nas frações lábeis (Fidalski, 2015; Rosset *et al.*, 2016). Esse processo favorece significativamente a capacidade de infiltração e retenção de água no solo, minimizando problemas de compactação e escoamento superficial.

Como resultado das melhorias edáficas promovidas pelo sistema, as culturas no SIPA encontram condições ideais para expressar seu potencial produtivo máximo e desenvolver sua plasticidade fenotípica (Ferreira *et al.*, 2018; Neto *et al.*, 2021). Os SIPAs representam uma abordagem fundamentalmente distinta dos monocultivos tradicionais, enquanto estes se limitam à produção de um único produto, dependendo predominantemente da adubação

químico-mineral, os sistemas integrados priorizam a melhoria contínua das propriedades do solo (Nunes *et al.*, 2021; Souza *et al.*, 2023; Tavares *et al.*, 2024).

2.2 CICLAGEM DE NUTRIENTES E ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO EM SIPA

O processo de transferência de nutrientes, conhecido como ciclagem de nutrientes, faz parte de um ciclo biogeoquímico em que o tecido vegetal passa por transformações químicas. Nesse processo, as cadeias carboxílicas que complexam os elementos são quebradas com o auxílio de agentes microbianos (Peterson *et al.*, 2019). Em condições ambientais favoráveis, como umidade adequada e temperatura amena, a microbiota consome o tecido vegetal, decompõe-no e incorpora os nutrientes em seu próprio tecido corporal. Posteriormente, com a redução da população microbiana, esses nutrientes são liberados na forma orgânica, em um processo denominado liberação aérea (Rosolem *et al.*, 2003; Crusciol *et al.*, 2005).

Após cada ciclo de cultivo no SIPA, uma quantidade significativa de resíduos vegetais permanece no solo. Essa fitomassa (resíduo cultural), composta por partes senescentes das plantas, tanto aéreas quanto radiculares, deixadas após a colheita ou dessecação, apresenta elevados teores de nutrientes. Dessa forma, esses resíduos desempenham um papel fundamental na ciclagem de nutrientes, contribuindo diretamente para a manutenção da fertilidade do solo (Assmann *et al.*, 2017; Bieluczyk *et al.*, 2024). Durante períodos chuvosos, a maior umidade intensifica a atividade microbiológica, favorecendo uma decomposição mais eficiente dos nutrientes. Por outro lado, em períodos de seca, a atividade microbiana diminui, limitando a disponibilidade de nutrientes reciclados para as plantas (São Miguel *et al.*, 2018).

No estudo de Omari *et al.* (2018), constatou-se que solos com maiores teores de metais, como os Latossolos, exibiram taxas de mineralização mais elevadas em resposta ao incremento de resíduos vegetais. De acordo com os autores, esse processo também influencia diretamente o pH do solo, elevando-o em até 32% em comparação ao controle, sem adição de resíduos. Para o autor, esse efeito decorre da liberação de substâncias húmicas durante a decomposição dos resíduos vegetais, as quais modulam a dinâmica da acidez no sistema solo, ao acrescer hidroxilas para ligar aos óxidos (Camargo *et al.*, 2023; Bertolino *et al.*, 2025).

Dentre os nutrientes essenciais para as plantas, como nitrogênio (N), fósforo (P), potássio (K), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e enxofre (S), o nitrogênio desempenha um papel central. Esse nutriente é fundamental para a síntese de aminoácidos e proteínas, participa da divisão celular, especialmente na replicação do DNA e RNA, e é componente da clorofila, sendo, portanto, essencial nos processos bioenergéticos da fotossíntese (Marschner, 2012, p.

220-230). Assim, para compreender os processos produtivos das culturas, é necessário relacionar o ciclo do nitrogênio ao manejo da fertilidade do solo.

Conforme Vieira *et al.* (2017) e Cantarella *et al.* (2007), o ciclo do nitrogênio começa com o N atmosférico (N_2), que é transformado em amônia (NH_3) por bactérias fixadoras, como as do gênero *Rhizobium*, que estabelecem mutualismo nas raízes das leguminosas. A amônia presente no solo é posteriormente convertida em nitrito (NO_2^-) por organismos nitrificantes, como *Nitrosomonas*, e em nitrato (NO_3^-) por bactérias do gênero *Nitrobacter*. Esses processos asseguram a disponibilização de formas de nitrogênio assimiláveis pelas plantas.

A absorção de nitrogênio pelas plantas influencia diretamente seu crescimento e desenvolvimento. Em condições de pastejo, o nitrogênio estimula a rebrota por meio da ativação dos meristemas apicais, sendo um elemento essencial para a divisão celular e a reestruturação dos tecidos vegetais (Galindo *et al.*, 2018). A relação carbono-nitrogênio (C:N) do tecido vegetal é um indicador importante desse processo, pois reflete o equilíbrio entre crescimento e qualidade nutricional da planta, além de contribuir para a melhoria da qualidade da forragem (Delevatti *et al.*, 2019).

Tecidos vegetais com baixa relação C:N são mais ricos em nitrogênio e apresentam decomposição mais rápida. Por outro lado, tecidos com alta relação C:N contêm maior concentração de lignina, um polímero complexo e resistente à degradação (Maluf *et al.*, 2015; Carvalho *et al.*, 2016; Correa-Luna *et al.*, 2020). A lignina, formada por unidades de fenilpropano, dificulta o processo de decomposição, prolongando o tempo necessário para a liberação dos nutrientes no solo (Braz *et al.*, 2002; Abassi *et al.*, 2007; Liu *et al.*, 2021). É comum observar, em condições de campo, que resíduos com alta relação C:N, como espigas e colmos, levam mais de um ciclo de cultivo para se decompor completamente.

Segundo Garcia *et al.* (2014), em estudos comparativos sobre a decomposição e a liberação de nutrientes sob condições de chuva e de sequeiro, as espécies dos gêneros *Panicum* e *Urochloa* apresentaram decomposição 10% mais rápida, no período chuvoso, em termos proporcionais de matéria seca. O tempo médio de meia-vida observado foi de 60 dias após o manejo, resultado atribuído não apenas à condição climática, mas também à fertilização nitrogenada. A taxa de decomposição está diretamente relacionada ao teor de lignina, o qual pode ser estimado por meio da razão C:N, que reflete a proporção entre carbono e compostos fenólicos derivados de fenilpropanoides (Liu *et al.*, 2020).

O ciclo do N também se completa por meio da interação entre plantas, animais e microrganismos. As plantas absorvem o N do solo para sintetizar proteínas, ácidos nucleicos e outras moléculas essenciais. Quando consumidas por animais, esses compostos nitrogenados

são incorporados aos tecidos dos herbívoros (Freeland; Janzen, 1974, p. 269–289). Segundo Williams *et al.* (2007), para cada 100 g de carne bovina produzida, há cerca de 23,2 g de proteína, cuja formação demanda, em média, 3,7 g de nitrogênio. Além disso, essa quantidade de carne contém aproximadamente 215 mg de fósforo e 363 mg de potássio, evidenciando a importância de outros nutrientes no processo.

No final do ciclo, quando plantas entram em senescência e organismos (plantas, animais e microrganismos) diminuem sua população, o processo de mineralização libera o nitrogênio de volta ao solo, predominantemente na forma de amônia. Posteriormente, o nitrato presente no solo pode ser convertido em gás nitrogênio ou óxido nitroso por bactérias desnitrificantes e liberado novamente na atmosfera, fechando o ciclo (Vieira *et al.*, 2017). A gestão do N em sistemas agrícolas apresenta desafios específicos, especialmente em condições climáticas extremas, como em áreas de sequeiro no Cerrado.

A escolha da fonte nitrogenado é determinante para mitigar as perdas. Por exemplo, o nitrato de amônio é prontamente disponível para as plantas e apresenta menor volatilização em comparação à ureia, sendo uma alternativa mais segura em cenários de alta temperatura e baixa umidade (Hachiya; Sakakibara, 2016). Por outro lado, a ureia, embora mais econômica, depende de condições específicas de umidade e temperatura para evitar perdas por volatilização durante sua conversão em amônia pela enzima uréase (Wang *et al.*, 2020). Assim, a escolha da fonte deve considerar a variabilidade sazonal do Cerrado e o manejo do solo.

O potássio é facilmente removido do tecido. Segundo estudos de Assmann *et al.* (2017), Bortolli, (2016) e Bortolli, (2012), a decomposição do tempo de meia-vida, que é metade do aportado de K na matéria orgânica sendo fitomassa ou dejetos animais, varia de 15 a 56 dias, sendo a média de 35 dias, e a depender da pluviosidade, o processo é acelerado. Além disso, a adubação potássica e nitrogenada tem o potencial de melhorar o uso eficiente do K, visto que o crescimento e a exploração radicular são potencializados, e a captação de água no perfil é maior, removendo assim o K solúvel do solo, que poderia estar suscetível ao processo de lixiviação.

Os solos tropicais, em sua maioria, são dominados por argilas do tipo 1:1, como a caulinita, cuja estrutura cristalina apresenta baixa capacidade de retenção de cátions, dificultando a adsorção do potássio K^+ pelas partículas do solo (Kölln; Silva; Paludetto, 2023, p. 15-60). No entanto, em regiões onde predominam argilas do tipo 2:1, como as montmorilonitas, a estrutura lamelar permite uma maior superfície específica e capacidade de troca catiônica, favorecendo, ainda que em pequena escala, a adsorção e o armazenamento de potássio (Kölln; Silva; Paludetto, 2023, p. 15-60).

No entanto, mesmo em solos intemperizados com presença de argilas do tipo 2:1, essa ligação ainda é facilmente rompida e disponibilizada, sendo influenciada pelo manejo do solo (Ernani *et al.*, 2007). Além disso, a matéria orgânica aumenta a capacidade de troca de cátions (CTC), facilitando a adsorção e retenção de cátions como o K^+ nas superfícies do solo (Sparks *et al.*, 2000; Almeida *et al.*, 2021. Nogueira *et al.*, 2024). Dessa forma, o sistema favorece mecanismos que promovem o uso e a retenção do potássio para o cultivo de grãos em sucessão (Andrews *et al.*, 2021).

O potássio desempenha um papel fundamental na fisiologia vegetal, participando ativamente de diversos processos metabólicos essenciais. Suas principais funções incluem a regulação osmótica, mantendo a turgidez celular através do controle do fluxo hídrico entre as células, a ativação enzimática, onde atua como cofator essencial para diversas reações bioquímicas, influenciando diretamente processos como fotossíntese e respiração, e ainda participa no transporte de ácidos nucleicos, sendo crucial para a síntese proteica (Mengel; Kirkby, 2001, p. 347-360).

Em virtude de sua atuação em múltiplos processos fisiológicos, o potássio encontra-se distribuído por todos os tecidos vegetais, embora com distribuição desigual (Rangel *et al.*, 2019; Fernandes *et al.*, 2022). As maiores concentrações são observadas em tecidos com alta atividade metabólica, como o parênquima e colênquima, particularmente em regiões de intensa atividade de crescimento, como os ápices radiculares e os meristemas, e sendo geralmente consumido pelos animais nas extremidades foliares (Epstein; Bloom, 2005, p. 131-145; Marschner, 2012, p. 220-230).

No contexto de SIPA, a arquitetura fasciculada característica das gramíneas proporciona uma elevada cobertura do solo, com densa ocupação por área. O pastejo animal exerce influência no redirecionamento de assimilados para as raízes, quanto pelas respostas fisiológicas induzidas na planta (Arredondo *et al.*, 1998; Black *et al.*, 2017). Este processo resulta em um sistema radicular mais desenvolvido que, ao entrar em senescência, libera quantidades significativas de K no sistema solo-planta (Gomes, 2024; Almeida, 2024). Dessa forma, o manejo adequado do pastejo configura-se como uma estratégia eficiente para a ciclagem de K, garantindo a disponibilidade em níveis adequados para cultivos subsequentes.

A reatividade do fósforo varia conforme a fonte aplicada e, quando presente em solos de pH elevado ($\geq 6,5$), sua precipitação é acelerada devido à interação com as partículas de argila (Oliveira *et al.*, 2022). O acréscimo de fontes orgânicas traz incerteza quanto ao aumento do P na solução do solo, uma vez que a relação C:P faz com que a microbiota trabalhe em duas funções, a mineralização do P e a imobilização do C. No processo de envolvimento da matéria

orgânica, o P pode ser isolado dentro dos novos agregados e se tornar parte de uma interação molecular complexa, tornando-o menos disponível. Essa situação é condicionada pela diversidade de resíduos, organismos e pela estrutura que o P se liga ao solo (Novais *et al.*, 2007).

Em sistemas com solos bem manejados, as propriedades emergentes se manifestam como bioindicadores de qualidade. A aparição dos corpos frutíferos dos fungos é um exemplo desse processo (Carvalho *et al.*, 2010). Os fungos, em mutualismo com as raízes das culturas, buscam nutrientes em profundidade no solo e, com a liberação de glicoproteínas, como a glomalina, condicionam o solo reduzindo a adsorção de fósforo por óxidos de ferro e alumínio (Wright; Anderson, 2000, p. 249-253; Carvalho *et al.*, 2010; Carneiro *et al.*, 2015).

De acordo com Van Der Heijden, (2010), Martínez-Garcia *et al.* (2017) e He *et al.* (2021), as perdas de fósforo podem ser minimizadas em até 60% devido à rápida captação e biodisponibilização do fósforo pelos organismos. A decomposição de resíduos orgânicos, como a excreta, que posteriormente se transforma em matéria orgânica lábil, desempenha um papel importante na disponibilização de ácidos cítricos e oxálicos nas camadas superficiais do solo (Wei *et al.*, 2010).

Esses ácidos têm a função de dissolver minerais complexos que contêm fósforo ainda não intemperizado. Portanto, o aporte de raízes, que tem um coeficiente de húmificação de 2,3 vezes maior a fitomassa (Kätterer *et al.*, 2011; De São José *et al.*, 2023), pode ser crucial na dissolução de minerais em solos argilosos. A adsorção desse mineral ocorre em três níveis, lábil, que é o fósforo prontamente disponível para as culturas; moderadamente lábil, onde o fósforo interage com minerais no solo formando ligações moderadamente fortes; e pouco lábil, onde o fósforo está precipitado ou complexado no solo (Novais *et al.*, 2007).

Embora menos comum no Cerrado e dependente das chuvas iniciais da primavera, a ocorrência de perdas pode ser significativamente reduzida em solos saudáveis, onde há interação entre as culturas e fungos micorrízicos. Segundo Wang *et al.* (2025), essa associação benéfica especialmente em solos com baixa disponibilidade de fósforo, os fungos micorrízicos priorizam a liberação de fósforo insolúvel, proveniente de formas anteriormente indisponíveis, antes de acessar o fósforo mineral oriundo da adubação sintética ou da mineralização da matéria orgânica de ciclos anteriores.

Ao adubar pastagens com fontes de P, um benefício adicional para o sistema é o aumento do volume radicular, especialmente em condições de estresse, como o pastejo moderado a intenso, melhora a síntese de adenosina trifosfato (ATP), o que promove uma maior expansão do sistema radicular. Isso possibilita às plantas explorar camadas mais profundas do

solo, onde nutrientes, normalmente fora da zona de absorção, tornam-se mais acessíveis (Tshewang *et al.*, 2020; McLachlan *et al.*, 2023).

O P desempenha um papel fundamental na redução da taxa de senescência das gramíneas, promovendo maior longevidade e atividade metabólica das plantas (Gao *et al.*, 2024). Isso se reflete em um aumento da produção de folhas e hastes, componentes que contribuem diretamente para a formação de uma biomassa (planta viva) mais jovem e nutritiva. A menor proporção de tecidos envelhecidos ou lignificados resulta em material mais palatável e digestível, o que eleva o teor de proteína bruta na forragem (Freitas *et al.*, 2023).

Além de favorecer a forragem, a adubação fosfatada, quando realizada em conjunto com a aplicação de nitrogênio, promove um aumento na eficiência de uso do carbono (EUC) no sistema. Em estudo conduzido por Bertolino *et al.* (2025), em concordância a Song *et al.* (2024), foi observado um incremento significativo na atividade microbiana do solo na camada de 0–0,1 m, como resposta direta à aplicação combinada de N e P. Nessa condição, os valores de EUC foram até 33% superiores em relação à testemunha, que não recebeu fonte nitrogenada (Bertolino *et al.*, 2025).

O carbono é um indicador eficiente da conversão e do aproveitamento dos demais nutrientes (Camargo *et al.*, 2023). Assim como os outros macronutrientes, ele participa ativamente de todos os processos de ciclagem (Davi *et al.*, 2022). No entanto, diferentemente dos demais nutrientes, sua principal fonte, e veículo de transformação, são os organismos vivos (Song *et al.*, 2024). Portanto, o êxito dos processos biogeoquímicos da ciclagem, depende diretamente do manejo adequado do carbono, o que inclui a gestão eficiente desses organismos no ecossistema.

O fornecimento dos nutrientes no momento correto é essencial para potencializar o desenvolvimento das plantas e a qualidade do produto final. O conceito de eficiência no uso dos nutrientes está diretamente relacionado ao ciclo de nutrientes, considerando que a absorção pela planta ocorre dentro de faixas ideais conforme sua demanda. Essa eficiência pode ser estimada por meio de relações matemáticas que avaliam a interação entre a eficiência de absorção e a eficiência de utilização (Alves *et al.*, 2022).

Essas relações permitem compreender o uso dos nutrientes no sistema, considerando o aporte disponível e a forma como ele é transformado em produção de matéria seca. As definições são adaptadas de Alves *et al.* (2022) e estão descritas como: Eficiência de absorção = Quantidade de nutriente absorvido / Dose aplicada; Eficiência de utilização = Produção de matéria seca / Quantidade de nutriente absorvido. A melhoria na eficiência do uso dos nutrientes promove avanços significativos no aproveitamento dos insumos aplicados.

Um dos aspectos fundamentais desse processo é o balanço de nutrientes, que pode ser dividido em duas etapas: o balanço do solo e o balanço da lavoura (Almeida *et al.*, 2021). No balanço do solo, consideram-se as entradas provenientes da reciclagem interna do sistema e da adição de insumos sintéticos, enquanto as saídas referem-se às perdas e às exportações de nutrientes (Ferreira *et al.*, 2011). Já o balanço da lavoura reflete a relação entre a quantidade de nutrientes absorvidos e exportados pelas plantas (Ferreira *et al.*, 2011). Entretanto, esse balanço depende da ciclagem, o que pode introduzir erros de estimativa, uma vez que se trata de um processo dinâmico e influenciado por agentes biológicos.

Segundo Silva *et al.* (2010), em concordância com Silva *et al.* (2007), os valores de médias simples, quando tratados como verdade absoluta sem a incorporação da observação espacial, constituem um método falho. Isso ocorre devido à ausência de um grau de dependência espacial (local) estimado. Diante disso, a inclusão de dados espaço-temporais na análise do ciclo de nutrientes permite identificar a estacionaridade intrínseca dos organismos vivos do sistema nas microrregiões da área, bem como sua influência na geração das grandezas avaliadas.

Há consenso de que os fatores que influenciam a variação espacial-temporal da nutrição das culturas não atuam de forma isolada, mas como um conjunto de processos simultâneos (Dampay; Moore, 1999). Os fatores são de influência persistente, destacam-se a cultura anterior (pastagem), as diferenças no manejo aplicado à área de estudo e as interferências externas decorrentes de operações agrícolas (Silva *et al.*, 2020). Fatores climáticos, que têm se tornado cada vez mais abruptos e imprevisíveis, representam desafios significativos para a estabilidade e eficiência dos sistemas produtivos (Silva; Lima; Santos, 2022, p. 32-33).

Quanto aos fatores fixos, destacam-se as características texturais do solo, que podem atuar como complexantes de nutrientes, dificultando as interações entre solo, planta, animal e atmosfera. Conforme estabelecido na literatura por Silva; Lima; Santos (2022), o grau de mudança espaço-temporal do pH, a densidade e a porosidade total são classificadas como de baixa variabilidade. Já a capacidade de troca catiônica e a saturação por bases apresentam variabilidade média, enquanto os cátions trocáveis e os micronutrientes exibem alta variabilidade.

Em estudo variabilidade espacial em solos arenosos, Nogueira *et al.* (2024) observaram que a diversidade funcional de plantas influencia a disponibilidade de K, com o fator persistente sendo determinante para a absorção pelo algodão e soja (46% do K disponível). O aumento da disponibilidade foi proporcional a componentes como o número de espécies

vegetais e a herbivoria animal, destacando-se as excretas como principal fonte de K^+ . A dinâmica de disponibilização é condicionada pelo manejo, cuja variação espacial não é previsível devido à ação de organismos vivos, e pelos minerais do solo, fatores fixos ligados à sua formação (Silva *et al.*, 2020).

A quantidade de resíduos de pastagem remanescente, por exemplo, é influenciada pela variabilidade dos padrões de altura da pastagem, resultado da seletividade dos animais. Em pastagens manejadas pelo método rotatínuo, aproximadamente 30% da biomassa não é consumida pelos animais. Já em áreas com alta carga animal, estima-se que cerca de 50% da estrutura do pasto seja consumida. Considerando o consumo registrado dentro dos 30% de resíduo não consumido, a quantidade de pasto efetivamente consumida é corrigida para 40% (Carvalho *et al.*, 2013; Freitas *et al.*, 2023). Dessa forma, a variabilidade na altura da pastagem e no teor de NPK dos resíduos pós-pastejo pode influenciar diretamente a quantidade de fitomassa e de nutrientes acumulados e, consequentemente, devolvidos ao sistema.

Dentro dos SIPA, a macro e microfauna também desempenham papéis relevantes, embora de maneira desordenada. Insetos e outros organismos formam galerias e transportam matéria orgânica para camadas mais profundas do solo. No entanto, esse processo depende de fatores como reprodução, densidade populacional e condições ambientais desses organismos (Araújo-Junior *et al.*, 2023). Assim, mesmo dentro de uma mesma área, a variabilidade espacial da contribuição biológica está associada à qualidade e heterogeneidade dos microambientes (Borém *et al.*, 2022). Nessas áreas, a atividade biológica é intensificada, impactando positivamente os processos naturais, como a ciclagem de nutrientes e a incorporação da matéria orgânica no solo (De Souza *et al.*, 2023).

É evidente que as áreas de produção agrícola são influenciadas por fatores que vão além do simples manejo de plantas e animais. A compreensão da complexidade dos processos naturais, aliada ao uso de ferramentas digitais, representa um caminho promissor para oferecer respostas mais precisas e abrangentes, superando as limitações das análises unidimensionais. Com informações detalhadas sobre o ciclo de nutrientes e suas interações nos SIPA, torna-se possível otimizar o uso de insumos, considerando as especificidades de cada área, além de incorporar estratégias como taxas variáveis e omissão controlada de insumos, quando aplicáveis.

O conceito de adubação para sistemas integrados foi desenvolvido por pesquisadores, extensionistas e produtores com o objetivo de aumentar a eficiência do uso dos insumos. Diferentemente das práticas tradicionais, que normalmente priorizam apenas a necessidade imediata das culturas, a adubação para sistemas integrados considera o sistema de produção

como um todo. Essa abordagem busca otimizar o aproveitamento dos nutrientes ao longo de todas as fases do sistema, promovendo uma gestão mais sustentável e eficiente dos recursos disponíveis (Assmann *et al.*, 2003).

Essa iniciativa é motivada pela sensibilidade desses insumos a fatores climáticos, que afetam a conversão de fontes nitrogenadas, e pelos solos intemperizados, que sequestram parte do fósforo adicionado, além de outras perdas no sistema (Assmann *et al.*, 2017; Farias *et al.*, 2020; Zancanaro *et al.*, 2020; Vangeli *et al.*, 2022; Freitas *et al.*, 2023; Farias *et al.*, 2025). Denominada adubação de sistemas, essa abordagem busca maximizar o aproveitamento dos nutrientes pelas culturas presentes nos sistemas de produção, alocando-os na fase do arranjo que melhor os aproveite e melhore seu tempo de uso dentro do sistema, fundamentando-se no princípio da ciclagem de nutrientes entre as fases do sistema (Denardin *et al.*, 2020).

No processo de otimização das adubações nitrogenadas visando à produtividade, é indispensável considerar a atividade microbiológica do solo, que é sensivelmente afetada pelo manejo e responsável por múltiplas funções do solo, entre elas o processo de ciclagem de nutrientes (Silva *et al.*, 2022). Dada a relação positiva do nitrogênio na produção de fitomassa, a entrada e a manutenção do carbono no solo são contínuas, viabilizando a atividade da microbiota, uma vez que a matéria orgânica é a fonte de energia para a comunidade microbiológica.

Portanto, o processo de ciclagem de nutrientes é influenciado pela riqueza e variabilidade das espécies microbiológicas do solo (Hallama *et al.*, 2019; Davi *et al.*, 2022; Bertolino *et al.*, 2025). Nos sistemas complexos de produção, como o SIPA, em que as quantidades de nitrogênio reciclado são significativas (Carpinelli *et al.*, 2020), o gerenciamento estratégico das adubações nitrogenadas pode reduzir os custos e a dependência do mercado internacional.

Quanto à adubação fosfatada, realizada no início do período de pastejo para nutrir a soja em sucessão com o residual, pode-se assegurar que o fósforo se mantenha em grande parte na sua forma mais lábil, recentemente reciclado, diminuindo a chance de se tornar indisponível no solo (Dubeux Junior *et al.*, 2007; Tiecher *et al.*, 2023). Além disso, em um ambiente onde a microbiota é enriquecida pela excreta animal, enzimas como a fosfatase ácida são aumentadas no solo (Gatiboni *et al.*, 2008), proporcionando o reaproveitamento do fósforo adsorvido em compartimentos da matéria orgânica do solo (Damian *et al.*, 2020; Deiss *et al.*, 2016; Guera *et al.*, 2020; Pereira *et al.*, 2020). Em solos de textura argilosa, é comum encontrar altas quantidades de fósforo indisponível devido à forte ligação com óxidos de ferro e alumínio (Asomaning, 2020).

Para o potássio, na prática, ao realocar a adubação na pastagem, a baixa exportação pela carne, cerca de $0,7 \text{ kg ha}^{-1}$ (500 kg ha^{-1} de peso vivo), deixa uma considerável porção de potássio na palha (De Moraes *et al.*, 2023). Os estoques de potássio geralmente estão presentes no tecido em locomoção, prontamente disponíveis na fitomassa, quase inteiramente em forma mineral, devido à sua baixa participação nas ligações do tecido vegetal (Marschner, 2012, p. 220-230). Segundo Almeida *et al.* (2021) a maior porção de retirada do K é proveniente das exportações de grãos.

Conforme Alves *et al.* (2022) destacaram a abordagem da adubação de sistemas em comparação à adubação convencional. O estudo envolveu a adição de P e K na semeadura de culturas de verão ou inverno, com a alocação fixa de N no inverno (gramínea forrageira). Além disso, a estratégia de adubação foi combinada com a presença ou ausência de pastejo animal. A adubação de sistemas produziu um maior aporte forrageiro em comparação à adubação convencional, com rendimento de 8.879 kg contra $7.657 \text{ kg MS ha}^{-1}$, respectivamente. Contudo, o ganho de peso por área dos animais e a produtividade da soja em sucessão não apresentaram diferença estatística significativa, embora tenham mostrado uma ligeira superioridade na adubação de sistemas durante os poucos anos de estudo.

No estudo de Alves *et al.* (2022), foi encontrado que o balanço de P no solo apresenta pouca diferença em solos argilosos quando bem manejado, indicando pouca tendência de melhoria na adubação de sistemas em comparação ao sistema convencional. Entretanto, os estoques de K tendem a ser deficitários. Contudo, na adubação de sistemas, o déficit foi menor, com valores de $25,6 \pm 8,2$ em comparação ao sistema integrado com adubação convencional, que apresentou um déficit de $95,3 \pm 12,1$, alinhando-se aos resultados encontrados por Flores *et al.* (2021).

Os autores (Alves *et al.*, 2022) também identificaram relações de uso eficiente dos nutrientes, considerando as relações entre insumo aplicado e produto produzido. A eficiência proteica ($\text{kg de proteína produzida} / \text{kg de adubo aplicado}$) e o retorno econômico (lucro em dólares / unidade de nutriente aplicado) foram superiores no SIPA quando comparados ao sistema convencional, com uma eficiência de uso 15% maior para P e K e uma eficiência econômica 38% melhor para o uso desses nutrientes. Assim, conclui-se que o uso do SIPA melhora a eficiência de uso dos nutrientes aplicados, incorporando propriedades emergentes que são benéficas para a utilização dos recursos. Quando combinado com a adubação de sistemas, esse uso é catalisado.

O estudo de Ferreira *et al.* (2011) avaliou o balanço de potássio (K) em diferentes alturas de manejo de pastagens, revelando que as maiores quantidades de K recicladas foram

observadas nas pastagens submetidas às maiores intensidades de pastejo. Os valores foram de 164, 85, 44 e 36 kg ha⁻¹ de K para alturas de 0,1 m, 0,2 m, 0,3 m e 0,4 m, respectivamente, enquanto na área sem pastejo (SP), a reciclagem foi nula (0 kg ha⁻¹). Essa diferença reflete a maior devolução de nutrientes via excretas nas áreas onde os animais consumiram maior quantidade de biomassa residual.

Ainda, segundo Ferreira *et al.* (2011) o balanço final indicou que o potássio apresenta alta flexibilidade dentro do sistema, no solo, o balanço foi negativo nas áreas manejadas com pastejo (0,1 m: 04 kg ha⁻¹, 0,2 m: -82 kg ha⁻¹, 0,4 m: -80 kg ha⁻¹) e positivo na área sem pastejo (+31 kg ha⁻¹). Em contrapartida, o balanço na lavoura foi positivo em todas as condições (0,1 m: +11 kg ha⁻¹, 0,2 m: +0,7 kg ha⁻¹, 0,4 m: +8,7 kg ha⁻¹ e SP: +4,2 kg ha⁻¹), evidenciando que o uso contínuo e diversificado de plantas no sistema é essencial para uma boa dinâmica de potássio.

Os resultados de Camargo *et al.* (2024) corroboram esses resultados, destacando que a devolução de nutrientes pode variar entre 18% e 22%, especialmente no caso do N, sendo alocado predominantemente nas pastagens. Além disso, a adubação de sistemas integrada à produção de soja apresentou vantagens em relação à adubação convencional com P e K, promovendo um aumento de 12% a 24% na reciclagem desses nutrientes, o que demonstra o potencial desses arranjos na melhoria da eficiência do uso de insumos e sustentabilidade do sistema.

A aplicabilidade em sistemas de simples cultivos, que rotacionam culturas de grãos, como milho-soja, não é eficaz, pois ambas as culturas exportam grande quantidade de nutrientes nos grãos (Ueno *et al.*, 2013; Magalhães *et al.*, 2015; De Resende *et al.*, 2018). Isso impede que um cultivo beneficie o outro por meio da ciclagem de nutrientes, tornando o principal fundamento da adubação de sistemas inábil (Sneessens *et al.*, 2020). Assim, para que os balanços entre safras ocorram de forma eficiente, é necessário um excedente nutricional e boa estrutura inicialmente (Denardin *et al.*, 2022; Simões *et al.*, 2023). Reduzir as perdas de nutrientes para a atmosfera por meio do aprimoramento da eficiência na adubação dos sistemas agrícolas pode contribuir significativamente para a mitigação das emissões de gases de efeito estufa.

Ao não adubar as pastagens, os benefícios edáficos proporcionados pelos animais nem sempre são tão efetivos. Conforme Simões *et al.* (2025), ao avaliar quatorze indicadores do solo para estimar as melhorias promovidas pela adubação de sistemas, comparando a adubação convencional em SIPA e em sistemas puros, foram observadas melhorias de 14% e 13%, respectivamente. O autor ainda destaca que, ao se realizar a adubação de sistemas, o uso dos

recursos no SIPA é intensificado, o que, por consequência, melhorou outros compartimentos não manejados, como a disponibilidade de água no solo. Ressalta também que a resistência à degradação do solo depende da adubação sistêmica associada ao SIPA, resultando em 24% menos deterioração da saúde do solo na produção de bens primários.

Quando o nitrogênio é aplicado na forma de fertilizantes, ele passa por diversas transformações no solo, sendo parte do ciclo do elemento, como a imobilização dos minerais na matéria orgânica, a nitrificação e a desnitrificação, que tem a interação dos organismos com a atmosfera (Vieira *et al.*, 2017). A adubação nitrogenada realizada durante a entressafra, aliada ao uso de pastagens, reduz a susceptibilidade do nitrogênio a perdas no solo. Estratégias que promovem a retenção de água e o uso de fontes amoniacais adequadas têm se mostrado alternativas promissoras e já fazem parte da adubação de sistemas (Santos *et al.*, 2016).

Em áreas de pastagem adubadas, outro benefício significativo de mitigação de carbono, e a distribuição das fezes, que funcionam como fonte de nutrientes e matéria orgânica para o solo. Um estudo realizado por Carpinelli *et al.* (2020) avaliou diferentes arranjos de sistemas integrados, mapeando (Variabilidade espacial) a distribuição de fezes e analisando sua contribuição para a reciclagem de nutrientes no sistema. Em média, os tratamentos registraram $9 \pm 0,6$ defecações por animal, com peso médio de 170 ± 18 g por defecação. A densidade média da área ocupada por manchas de esterco não apresentou variações significativas, com valor médio de $0,03 \pm 0,006$ m², resultando em uma proporção média de 0,6% da área total coberta pelo esterco acumulado.

Contrastando com esse estudo, Da Silva *et al.* (2020) observaram uma ocupação média de $7,60 \pm 2,28$ manchas de esterco por animal por dia em sistemas que compararam diferentes intensidades de pastejo, relacionadas à altura de saída do capim. Neste caso, a área média das manchas individuais foi de $0,038 \pm 0,001$ m². Considerando um padrão médio de distribuição das fezes, o autor identificou que até 33% das manchas podem estar localizadas em áreas de atração, o que representa cerca de 12% da área total.

Isso sugere que a distribuição do esterco ocorre de maneira homogênea, mas concentrando-se em regiões marginais, implicando nas zonas de manejo na época da soja, mais associadas a certas localizações provindas da época de pastejo. No estudo de Carpinelli *et al.* (2020), também foi estimado o tempo de meia-vida necessário para que as excretas contribuíssem para a ciclagem de nutrientes no sistema: 22 dias para nitrogênio, 12 dias para fósforo e 11 dias para potássio. O total de nutrientes reciclados pelos animais foi de aproximadamente 4,2 kg ha⁻¹ de N, 1,4 kg ha⁻¹ de P e 3,6 kg ha⁻¹ de K, destacando a eficiência do arranjo lavoura-pecuária na promoção da ciclagem de nutrientes.

A incorporação de excretas animais e resíduos vegetais ao solo oferece benefícios que vão além da simples reposição de macronutrientes primários fornecidos pela adubação convencional. Essa prática também contribui para o suprimento gradual de macronutrientes secundários e micronutrientes (De Almeida *et al.*, 2017), geralmente presentes em menores proporções nas formulações de fertilizantes e suplementos animais. Esses elementos são reciclados no sistema produtivo, sendo inicialmente absorvidos por plantas e animais e, posteriormente, retornam ao solo (Dalla Còrt *et al.*, 2021; Davi *et al.*, 2022).

Em estudo realizado por Davi *et al.* (2022), observou-se que a matéria orgânica adicionada pelas plantas e animais no SIPA melhorou as propriedades biológicas do solo, favorecendo a liberação de nutrientes anteriormente indisponíveis nos estoques naturais, como magnésio (Mg) e enxofre (S). Esses elementos foram mais acumulados no sistema e, consequentemente, reciclados pela decomposição dos resíduos, representando um aporte de 40 kg ha⁻¹ de Mg e 8 kg ha⁻¹ de S. O autor destaca que, na análise de componentes principais, o acúmulo de Mg e S contribuiu com 14,5%, de um total de 75%, para a melhoria da produtividade da soja no SIPA, que foi 10% superior em comparação ao sistema de cultivo exclusivo de soja.

Em termos gerais, a adubação de sistemas em SIPA constitui uma abordagem inovadora e eficiente para otimizar o uso de insumos agrícolas, promovendo maior sustentabilidade e produtividade (Sartor, 2009; Ferrazza, 2016; Almeida, 2019; Tatto, 2021). Para que essa estratégia seja plenamente eficaz, é fundamental aprofundar o conhecimento sobre os processos de ciclagem de nutrientes nesse manejo e sua distinção espacial, especialmente em áreas de clima tropical, uma lacuna ainda relevante na literatura científica (Soares *et al.*, 2023).

Além disso, sua adoção depende de elevados níveis de fertilidade inicial do solo (Alves *et al.*, 2015; Camargo *et al.*, 2024), o que limita sua aplicabilidade em áreas degradadas. Outro desafio consiste em superar as limitações impostas pelos monocultivos. Nesse sentido, a expansão da adubação de sistemas para outros arranjos agrícolas, além dos SIPA, representa um avanço necessário para viabilizar a intensificação sustentável. Consolidar esse entendimento e aplicá-lo na prática é essencial para fortalecer a resiliência e a sustentabilidade na produção de alimentos.

3 CAPÍTULO 2 - MATERIAL E MÉTODOS GERAL

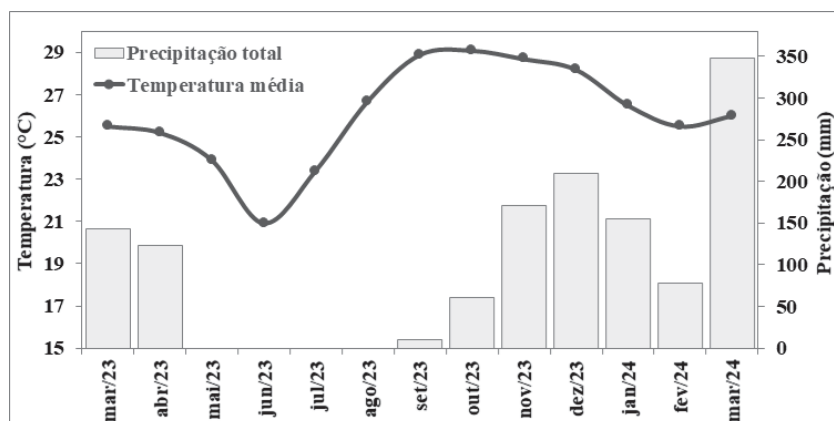
3.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA EXPERIMENTAL

A área experimental está localizada no município de Rondonópolis, no Mato Grosso, em uma área de 22,8 hectares (16°33'54" S, 54°41'08" W e 401 metros de altitude). Está situada em um clima tropical, com a temperatura média anual de 26 °C (Figura 1), e as chuvas concentram-se nas estações de primavera e verão (outubro a março). O solo da área de estudo é um Latossolo Vermelho distrófico de textura argilosa (39% de argila), com a seguinte análise de mineralogia: Fe₂O₃: 172; Fed: 64; Feo: 0,9; Ct: 932; Gt: 68; Hm: 86 e [Ct/(Ct+Gb)]: 0,9 g kg⁻¹, assim, correspondendo a um Oxisol no sistema Americano de classificação (Soil taxonomy, 1999).

A área experimental conta com o histórico anterior de monocultivos de grãos, sendo uma sucessão de soja (*Glycine max*) na safra e milho (*Zea mays*) na entressafra, e anteriormente aos cultivos tinha predominantemente vegetação nativa do bioma Cerrado. A fim de caracterizar o solo antes do período de avaliação, foi realizada uma amostragem em fevereiro de 2023, na camada de 0-0,2 m e realizada análise química (Tabela 1) de acordo com a metodologia proposta por Tedesco *et al.* (1995).

Conforme as culturas anuais, os atributos do solo foram classificados de como: pH: Adequado (4,9 a 5,5); Ca (Cálcio): Adequado (1,5 a 7,0 cmol_c dm⁻³); Mg (Magnésio): Adequado (0,5 a 2,0 cmol_c dm⁻³); Al (Alumínio): Baixo; CTC: Alta (> 7,0 cmol_c dm⁻³); K: Alto (51 a 80 mg dm⁻³); P: Alto (>12 mg dm⁻³); v%: Alto (36 à 70 %) e m%: Baixo (Sousa; Lobato, 2004).

FIGURA 1. PRECIPITAÇÃO ACUMULADA E TEMPERATURA MÉDIA MENSAL (MAR/2023 A MAR/2024) DA ÁREA EXPERIMENTAL.



FONTES: INMET e estação climática da área experimental na Fazenda Guarita

TABELA 1. ANÁLISE QUÍMICA DO SOLO DA ÁREA EXPERIMENTAL PARA CAMADA 0,0-0,02 M NO INÍCIO DO CICLO DE 2023.

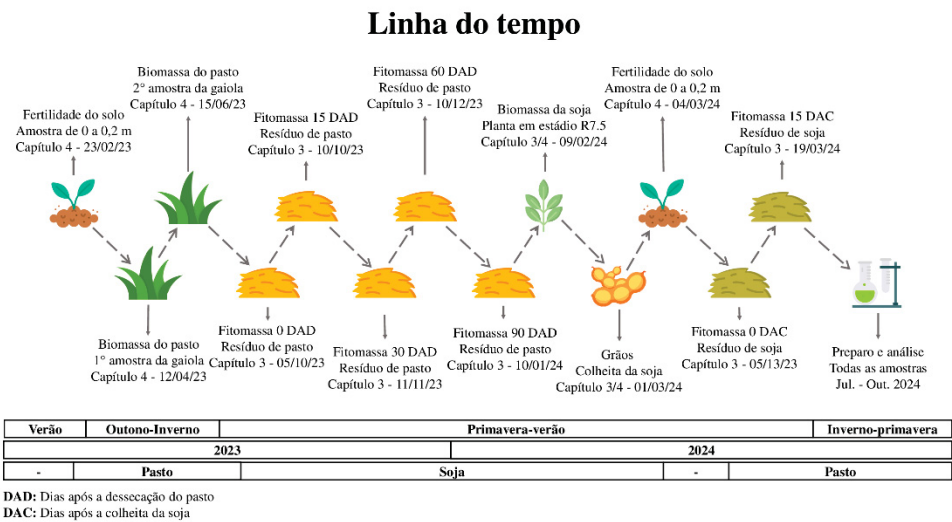
pH	P	K	Ca	Mg	H+Al	M.O	SB	CTC	v	m
CaCl ₂	--- mg dm ³ ---		---- cmol _c dm ⁻³ ----			g kg ⁻¹	cmol _c dm ⁻³		----- % -----	
6,0	54,5	104,1	3,8	2,0	2,0	31,7	6,1	8,1	75,1	0,0

pH: Potencial hidrogeniônico; P: Fosforo; K: Potássio; Ca: Cálcio; Mg: Magnésio; H+Al: Hidrogênio + Alumínio; M.O: Matéria orgânica; SB: Soma de bases; CTC: Capacidade de troca de cátions; v: Saturação por bases; e m: Saturação por alumínio.

3.2 CRONOLOGIA DE COLETAS E MANEJOS

Todos os manejos realizados na área experimental, assim como as coletas e análises descritas nos demais capítulos, seguiram o cronograma estabelecido pelo autor e foram embasados na literatura científica. As práticas de manejo adotadas seguiram as recomendações técnicas regionais, ajustadas às hipóteses do estudo e à sua relação com os estádios fenológicos da cultura e a dinâmica dos nutrientes. Esses procedimentos estão representados de forma ilustrativa na Figura 2 e na Tabela 2, a seguir.

FIGURA 2. LINHA DO TEMPO DAS ATIVIDADES DESENVOLVIDAS NOS CAPÍTULOS.



FONTE: Autor (2025).

TABELA 2. DESCRIÇÃO DE MANEJOS REALIZADOS NA ÁREA DURANTE O PERÍODO DE FEVEREIRO DE 2023 A MARÇO DE 2024.

MÊS/ANO	MANEJO		
	Operação realizada	Época do ciclo	Datas
Fevereiro/2023	Colheita da soja 2022/2023	Safra	10/02/2023
Março/2023	Semeadura da pastagem	Entressafra	02/03/2023
	Adubação da pastagem	Entressafra	20/03/2023
Novembro/2023	Semeadura e adubação da soja	Safra	01/11/2023
Março/2024	Colheita da soja 2023/2024	Safra	01/03/2024
	Semeadura da pastagem	Entressafra	02/03/2024
	Adubação da pastagem	Entressafra	30/03/2024

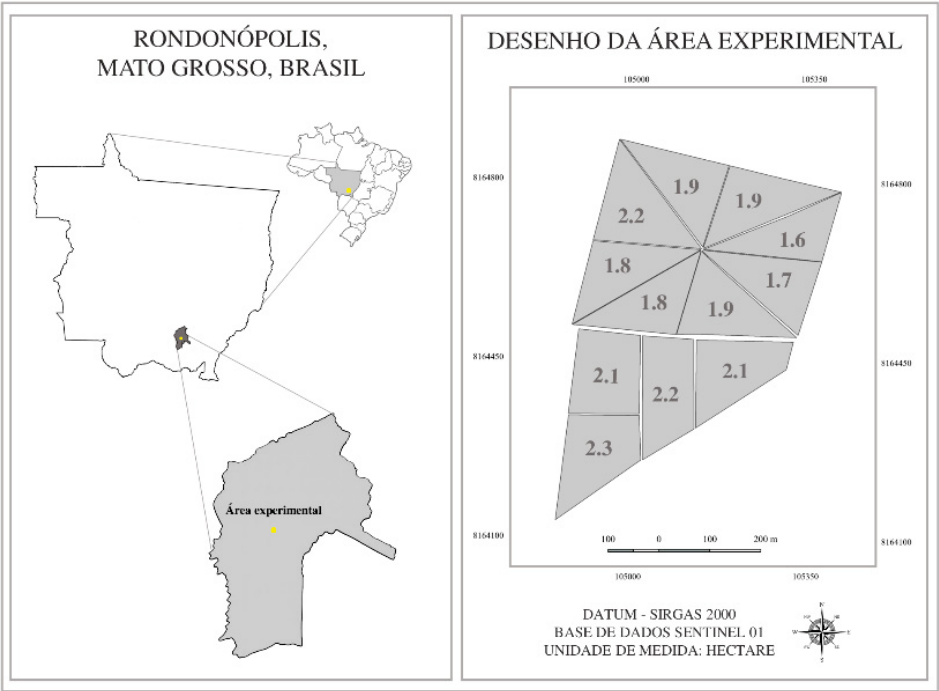
FONTE: Autor, (2025).

3.3 DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

O experimento teve início em 2019, com a implantação do pasto (*Urochloa brizantha* cv. Piatã; profundidade: 2 cm; VC: 74%; taxa de semeadura: 8,8 kg ha⁻¹; espaçamento entre linhas: 45 cm) que é cultivado anualmente na entressafra, no início Outono, após a colheita da soja, que ocorre em março. A soja é semeada em plantio direto (PD), no início da primavera, no mês de outubro, após a dessecação do capim da entressafra anterior. A cultivar utilizada foi a ULTRA 75I77 IPRO-BRASMEX, contando com a taxa de semeadura de 255000 sementes por ha⁻¹, profundidade de 5 cm, espaçamento entre linha de 45 cm e inoculação com *Bradyrhizobium japonicum* (300 ml/50 kg semente) e *Azospirillum* (150 ml/50 kg semente).

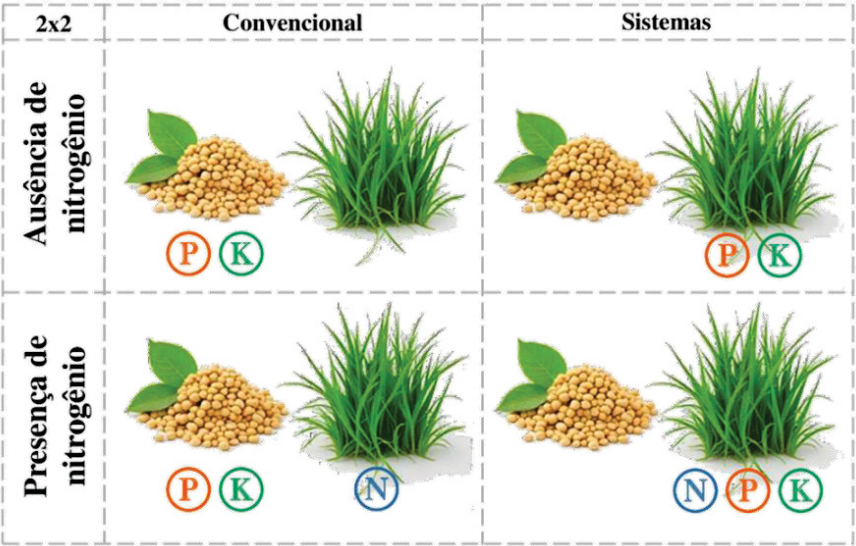
O delineamento experimental utilizado foi de blocos casualizados em esquema fatorial 2×2 com três repetições, totalizando 12 unidades experimentais (Figura 3). O primeiro fator está relacionado ao posicionamento da adubação com fósforo e potássio: na fase lavoura, no momento da implantação da cultura da soja e na fase pastagem, após a implantação do pasto (quando o pasto atingiu 10 cm de altura). O segundo fator pela presença ou ausência da adubação nitrogenada na fase pastagem (Figura 4).

FIGURA 3. LOCALIZAÇÃO E CROQUI DO EXPERIMENTO DE ADUBAÇÃO DE SISTEMAS EM SIPA, DESTACANDO A DISPOSIÇÃO E A ESTIMATIVA DA ÁREA DAS PARCELAS EXPERIMENTAIS .



FONTE: Autor (2025).

FIGURA 4. MAPA CONCEITUAL SIMPLIFICADO DO ESQUEMA FATORIAL 2X2 (1º FATOR: DISPOSTO HORIZONTALMENTE; 2º FATOR: DISPOSTO VERTICALMENTE).



FONTE: Autor (2025).

A dose utilizada foi 80 kg ha⁻¹ de P (P₂O₅) e K (K₂O), conforme a recomendação para a produção de 4,8 Mg ha⁻¹ de soja. Já para os tratamentos que receberam N, foram aplicados a

lanço no pasto, utilizando a dose de 100 kg ha⁻¹ de N (NH₄NO₃). A operação de adubação foi realizada pelo método a lanço, independentemente da estratégia adotada.

Os animais utilizados foram machos não castrados da raça nelore com peso médio de 234 kg ± 55, que entraram na área para pastejo quando o dossel forrageiro atingiu altura média de 32 cm. O método de pastoreio utilizado foi o contínuo, dentro do conceito do rotatínuo (Carvalho, 2013), com a taxa de lotação variável dentro das unidades experimentais. Para ajuste das taxas de lotação foi utilizada a técnica “*Put and Take*”, que corresponde a entrada e saída de animais reguladores para manutenção da altura do dossel nas unidades experimentais (Moot; Lucas, 1952, p. 1380-1395).

4 CAPÍTULO 3 - IMPACTO DE ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO NA CICLAGEM, USO E VARIABILIDADE ESPACIAL DE NUTRIENTES EM SISTEMAS INTEGRADOS DE PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA

4.1 INTRODUÇÃO

No presente cenário produtivo, é fundamental integrar a produção em arranjos mais diversificados e sustentáveis, promovendo sistemas intensivos, mais resilientes e eficientes. Uma estratégia conservacionista que permite o uso das mesmas unidades de insumo e área, otimizando os recursos disponíveis, é o sistema integrado de produção agropecuária (SIPA) (Souza *et al.*, 2023). Consolidado na literatura e reconhecido como o arranjo produtivo do futuro, o SIPA permite a produção de grãos e animais em um mesmo ciclo, de forma síncrona ou assíncrona, dentro da mesma área (Carlos *et al.*, 2020; Franco *et al.*, 2020).

No Cerrado, o principal modelo adotado é a rotação entre soja na safra de verão e pecuária extensiva durante o outono (Freitas *et al.*, 2023). No entanto, esse “farm designer” da produção anual, pode ser ajustado conforme as adversidades enfrentadas ao longo do ciclo. Ao se introduzir herbívoros em uma área de pastejo, os animais atuam como catalisadores dos processos biogeoquímicos das plantas, mimetizando os comportamentos e sinergias do meio natural (Alves *et al.*, 2019; Camargo *et al.*, 2024).

O pastejo impõe estresse às forrageiras, que, em resposta, mobilizam os nutrientes disponíveis no solo para promover sua reestruturação (Galindo *et al.*, 2018). Durante esse processo de regeneração, as plantas formam tecidos com menor proporção de compostos recalcitrantes, o que resulta em material vegetal mais facilmente decomposto pela microbiota

do solo (Davi *et al.*, 2022; Flores *et al.*, 2021). Essa característica favorece a ciclagem de nutrientes, beneficiando as culturas cultivadas em sucessão.

Apesar disso, ainda ocorrem perdas significativas de nutrientes ao longo do ciclo, tanto para a atmosfera quanto para o solo (Farias *et al.*, 2020). Por isso, para que a ciclagem de nutrientes seja eficiente, é fundamental otimizar o fluxo desses elementos dentro do SIPA. Nesse contexto, o conceito de adubação de sistemas tem se mostrado uma alternativa promissora nos arranjos do SIPA, pois propõe a alocação dos insumos com base no cultivo total ao longo do tempo, e não apenas na necessidade imediata da cultura em curso (Assmann *et al.*, 2017).

Dessa forma, no arranjo, é possível concentrar a adubação anual na planta forrageira, cuja exportação de nutrientes é significativamente menor em comparação à cultura da soja, que pode exportar até 90% do que foi aportado no início da safra (Almeida *et al.*, 2021). Essa estratégia favorece a produção de forragem e, conseqüentemente, o ganho animal. Os herbívoros, por sua vez, retornam aproximadamente 70% dos nutrientes consumidos por meio das excretas (Denardin *et al.*, 2020). Somado ao material residual das plantas forrageiras, que é reincorporado ao solo, obtém-se um uso mais eficiente dos nutrientes.

Em sistemas integrados, sabe-se que os animais devolvem suas excretas de forma aleatória, com maior concentração em áreas de alta movimentação dentro dos piquetes (Da Silva *et al.*, 2020; Carpinelli *et al.*, 2020). Esse padrão afeta a confiabilidade da devolução de nutrientes via excreta. Contudo, ainda é uma lacuna de conhecimento compreender como é devolvida a fração de nutrientes previamente assimilada pelas plantas, considerando que o consumo da forragem pelos animais ocorre de forma desigual, guiado pela palatabilidade (Carvalho *et al.*, 2013).

Considera-se a hipótese de que o posicionamento da adubação na fase de pastagem em SIPA promove maior homogeneidade no acúmulo de forragem, melhora a eficiência de uso dos nutrientes e reduz a variabilidade espacial de sua liberação a partir dos resíduos do pasto. Com base nisso, o estudo objetivou caracterizar o comportamento espacial dos nutrientes, estimar a eficiência de acúmulo, liberação e uso da fitomassa e avaliar seus efeitos sobre a produtividade da soja.

4.2 MATERIAL E MÉTODOS

4.2.1 Amostragem do acúmulo, liberação, eficiência e variabilidade espacial dos nutrientes

As coletas para determinação do acúmulo de fitomassa (resíduos culturais) e nutrientes no tecido da fitomassa, teve início no final de cada safra semestral, após a dessecação do capim e após a colheita da soja (Tabela 2). Foram realizadas nas datas de 0, 15, 30, 60 e 90 dias após a dessecação do pasto e aos 0 e 15 dias após a colheita da soja, sendo os intervalos entre coletas definido conforme a metodologia e adaptados as condições de campo, como na situação da soja, que teve menor o período de amostragem por conta de sua rápida decomposição.

Para esta amostragem, com o auxílio de uma moldura metálica de 0,25 m², foi alocada acima do solo a moldura delimitando a área de retirada da fitomassa, e todo resíduo na área do quadrado foi coletado (Crusciol *et al.*, 2005). Após ser coletada, a fitomassa contida dentro da moldura foram secas em uma estufa de circulação forçada a 65° por 72h, pesadas e moídas para análise laboratorial (Tedesco *et al.* 1995; Crusciol *et al.*, 2005).

A avaliação da eficiência de absorção dos nutrientes pela soja foi realizada no estágio reprodutivo R7.5, no final da safra de primavera-verão (Nov/2023 a Mar/2024). Foi determinado o número de plantas em dois metros lineares em cada ponto do grid que foi avaliada a fitomassa, a fim da obtenção do estande de plantas. Ainda, foram coletadas cinco plantas, posteriormente foram secas em estufa de circulação forçada, pesadas, moídas e avaliados os teores de N, P e K, utilizando metodologia proposta por Tedesco *et al.* (1995). Foram utilizados os seguintes cálculos adaptados de Alves *et al.* 2022 para determinar as eficiências dos nutrientes na soja (Cotação 15/11/2024 para equação 2):

$$\text{Eficiência da produção de proteína da soja} = \frac{\text{Prod.} \times \left(\frac{\text{Teor de proteína}}{100} \right)}{\text{Nutriente adicionado}} \quad (\text{Equação 1})$$

$$\text{Eficiência econômica} = \frac{\text{Retorno econômico}}{\text{Nutriente adicionado}} \quad (\text{Equação 2})$$

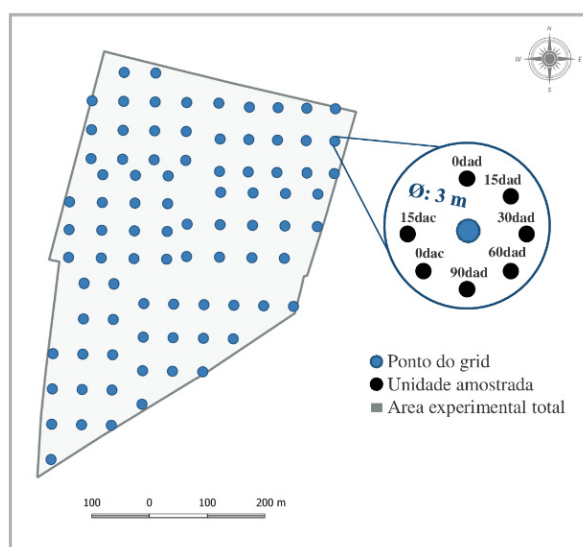
$$\text{Eficiência de absorção} = \frac{\text{Nutrientes absorvido}}{\text{Nutriente adicionado}} \quad (\text{Equação 3})$$

$$\text{Eficiência de utilização} = \frac{\text{Matéria seca}}{\text{Nutriente absorvido}} \quad (\text{Equação 4})$$

$$\text{Eficiência de uso} = \frac{\text{Eficiência de absorção}}{\text{Eficiência de utilização}} \quad (\text{Equação 5})$$

Todas as amostras de biomassa vegetal da soja (planta viva) e fitomassa (resíduos culturais) de pasto e soja, foram retiradas em pontos equidistantes, em uma malha regular, que conta com a mesma distância entre pontos dentro da mesma parcela, que estão alocados e ajustados pela geometria poligonal da área (Figura 5), sendo três pontos por hectare. Em campo os pontos foram localizados com auxílio do aplicativo QFIELD (Versão 3.0.7), que foi referência para a coleta nas épocas, sendo coletado em seu envoltório. Os dados referentes aos pontos foram mapeados a fim de corroborar o comportamento dos resíduos à nutrição da soja.

FIGURA 5. DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL DOS PONTOS NA MALHA AMOSTRAL (GRID).



FONTE: Autor (2025).

4.2.2 Análise estatística, geoestatística e interpolação do tempo de meia vida

Os dados referentes a ciclagem e eficiência dos nutrientes foram submetidos à análise de variância (ANOVA) e, quando necessário, normalizados. As comparações entre médias entre fatores, foram realizadas pelo teste Tukey ($P \leq 0,05$) utilizando o software estatístico R 4.1.2. E na ausência de significância para as interações, foi realizado os mesmos teste dentro de cada fator individualmente.

Para os dados geoestatísticos, o coeficiente de variação (CV) foi classificado com base no trabalho de Warrick; Nielsen, (1980), que classificaram o CV como baixo $< 12\%$, médio de 12 a 24% e alto $> 24\%$. O padrão espacial dos nutrientes, nas diferentes estratégias, foi estimado por meio de análise geoestatística, sendo os semivariogramas experimentais estimados conforme a equação 6:

$$\hat{\gamma}(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2 \text{ (Equação 6)}$$

Onde: $\gamma(h)$: valor da semivariância para uma distância h ; $N(h)$: número de pares envolvidos no cálculo da semivariância; $Z(x_i)$: valor do atributo Z na posição x_i ; $Z(x_i + h)$: valor do atributo Z separado por uma distância h da posição x_i .

O modelo matemático (esférico, gaussiano e exponencial) foi ajustado aos variogramas com base na soma dos quadrados dos resíduos (SQR), patamar (sill) e coeficiente de determinação (R^2) (Burrough; McDonnel, 2000). O grau de dependência espacial (GDE) foi obtido pela relação entre o efeito pepita (C_0) e o patamar do semivariograma ($C_0 + C_1$), sendo classificado como forte quando a relação $[C_0/(C_0 + C_1) \leq 25\%]$, moderada $[(C_0/(C_0 + C_1) \text{ entre } 25\% \text{ e } 75\%)]$ e fraca quando $[(C_0/(C_0 + C_1) > 75\%)]$ (Cambardella *et al.*, 1994). Após a modelagem, os valores das variáveis foram estimados para os pontos não amostrados por meio da *krigagem ordinária*, utilizando o software QGIS (Versão 3.28.8).

Os dados de liberação foram avaliados a partir de gráficos de dispersão com curvas de tendência exponenciais, gerados no software Sigmaplot (Versão 10.0). Com os cálculos propostos por Wieder; Lang, (1982, p. 1636-1642); Paul; Clark, (1989, p. 340) foi estimado o tempo de meia vida dos resíduos. Os dados para preencher a equação foram retirados do software Sigmaplot, após a geração de gráficos, utilizando as seguintes equações:

$$Q = Q_0 * \exp^{-kt} \text{ (Equação 7)}$$

$$T_2^1: \left(\frac{0,693}{K}\right) \text{ (Equação 8)}$$

Em que: Q é a quantidade de nutriente existente no resíduo no tempo inicial; Q_0 é a fração de nutriente liberado durante o tempo; K é uma constante de liberação. Dividindo o coeficiente de 0,693 pela constante K , obtém-se o tempo de meia vida ($T_{1/2}$), que é a estimativa de tempo que o material leva para liberar metade do que é aportado na data inicial.

4.3 RESULTADOS

A adubação nitrogenada em conjunto a estratégias de sistemas aumentou o acúmulo de N na fitomassa da safra para $71,5 \text{ kg ha}^{-1}$, aumento de 33% em relação à ausência de N ($40,7$

kg ha⁻¹) (Tabela 3).

Na entressafra, o acúmulo de fitomassa também foi maior com adubação nitrogenada (9338,9 kg ha⁻¹) comparado ao convencional (6365,5 kg ha⁻¹). Na mesma estratégia, o uso de N manteve esse padrão, com 9338,9 kg ha⁻¹ (AS+N) frente a 6313,2 kg ha⁻¹ (AS-N).

Na entressafra, o acúmulo de P foi maior na adubação de sistemas com N (56,9 kg ha⁻¹) em relação ao convencional (37,4 kg ha⁻¹) (Tabela 3). O mesmo padrão se repetiu na comparação entre estratégias, 56,9 kg ha⁻¹ (AS+N) contra 28,9 kg ha⁻¹ (AC+N). Para o K, na presença de N, o sistema com adubação nitrogenada apresentou maior acúmulo (69,8 kg ha⁻¹) que o convencional (25,5 kg ha⁻¹). Na ausência de N, a ordem se inverteu: o convencional acumulou mais K (62,5 kg ha⁻¹) do que o sistema com adubação nitrogenada (18,7 kg ha⁻¹).

Os menores tempos de meia-vida (Tabela 4) foram registrados na adubação de sistemas, especialmente na ausência de N. Em média, os valores para FS, ANS, APS, AKS, FE, ANE, APE e AKE foram de 62, 59, 19, 40, 26, 20, 22 e 11 dias, respectivamente.

TABELA 3. ACÚMULO DE FITOMASSA E NUTRIENTES SOB ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO EM UM LATOSSO VERMELHO DISTRÓFICO NO PERÍODO INICIAL DUAS SAFRAS ANUAIS NO CERRADO DO MATO GROSSO, BRASIL.

Estratégia Adubação	Safr (Primavera-verão)				Entressafra (Outono-inverno)			
	FIT	AN	AP	AK	FIT	AN	AP	AK
Presença de nitrogênio (kg ha⁻¹)								
Convencional	3283.0 ^{ns}	47.4aB	9.5 ^{ns}	16.3 ^{ns}	6365.5aB	121.0 ^{ns}	28.9aB	25.5bB
Sistemas	3281.9	71.5aA	10.0	14.7	9338.9aA	122.2	56.9aA	69.8aA
Ausência de nitrogênio (kg ha⁻¹)								
Convencional	2995.2	41.4aA	9.3	19.6	7414.8aA	124.1	35.9aA	62.5aA
Sistemas	2924.1	40.7bA	12.3	17.4	6316.2bA	97.0	37.4bA	18.7bB
Desvio padrão	317.3	13.8	1.7	4.3	1404.5	16.4	11.6	24.5
CV	8.8	8.8	9.5	29.2	10.2	12.7	11.6	20.3

FIT: Fitomassa; AN: Acúmulo de nitrogênio; AP: Acúmulo de fósforo; AK: Acúmulo de potássio. Letras minúsculas referem-se à comparação ($P \leq 0,05$) “ADUBAÇÃO NITROGENADA”, enquanto letras maiúsculas referem-se ao fator “ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO”, enquanto “ns” indica ausência de significância.

TABELA 4. TEMPO DE MEIA-VIDA DA DECOMPOSIÇÃO DA FITOMASSA E LIBERAÇÃO SOB ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO EM UM LATOSSO VERMELHO DISTRÓFICO NO PERÍODO INICIAL DUAS SAFRAS ANUAIS NO CERRADO DO MATO GROSSO, BRASIL.

Estratégia Adubação	Safrá (Primavera-verão)				Entressafra (Outono-inverno)			
	FIT	AN	AP	AK	FIT	AN	AP	AK
Presença de nitrogênio (Dias)								
Convencional	78	66	24	57	27	19	28	10
Sistemas	50	50	15	38	22	22	15	12
Ausência de nitrogênio (Dias)								
Convencional	61	66	20	41	27	22	19	9
Sistemas	64	54	19	25	27	19	25	12

FIT: Fitomassa; AN: Acúmulo de nitrogênio; AP: Acúmulo de fósforo; AK: Acúmulo de potássio. Letras minúsculas referem-se à comparação ($P \leq 0,05$) “ADUBAÇÃO NITROGENADA”, enquanto letras maiúsculas referem-se ao fator “ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO”, enquanto “ns” indica ausência de significância.

Para a liberação de nutrientes (Tabela 5), destaca-se um efeito significativo na comparação adubação nitrogenada. Houve diferença entre as estratégias, com valores de 52,8 e 27,6 kg ha⁻¹ para AS+N e AC+N, respectivamente. Em relação ao N reciclado pela fitomassa da entressafra, também foi observada diferença significativa entre AC-N e AS-N, com valores de 82,4 e 44,9 kg ha⁻¹, respectivamente.

A liberação de P sofreu efeito significativo da AS em ambos os fatores avaliados. Na comparação dentro da mesma estratégia, os valores foram de 6,4 e 2,9 kg ha⁻¹ para AS-N e AS+N, respectivamente. No fator estratégia de adubação, os valores foram de 6,4 e 2,2 kg ha⁻¹ para AS-N e AC-N, respectivamente. O P reciclado na entressafra apresentou valores de 30,9 e 7,6 kg ha⁻¹ nas estratégias com N, e de 18,5 e 15,6 kg ha⁻¹ nas estratégias sem N, para AS e AC, respectivamente, todos superiores ao estimado necessário para produzir uma MG de forragem, 6 kg ha⁻¹ de P₂O₅ (Costa *et al.*, 2008).

Para o K reciclado pela fitomassa da entressafra, os valores foram de 56,6 e 13,3 kg ha⁻¹ nas estratégias com N, e de 10,0 e 49,3 kg ha⁻¹ nas estratégias sem N, para AS e AC, respectivamente. Na comparação entre os tratamentos, não foram observadas interações significativas entre os fatores para as eficiências de produção de proteína e de uso de P (Figura 6ac).

Em relação à eficiência de uso de K (Figura 6b), não houve interação entre os fatores, mas foi identificada diferença significativa no fator estratégia de adubação. A eficiência foi superior na adubação convencional (14,2%) em comparação à adubação de sistemas (7,7%).

Quanto à eficiência econômica (Figura 7), os valores foram de 15 e 15,7 USD/kg ha⁻¹ para AC+N e AS+N, respectivamente. Nas estratégias sem N, os valores foram de 15,1 e 16,2 USD/kg ha⁻¹ para AC-N e AS-N, respectivamente.

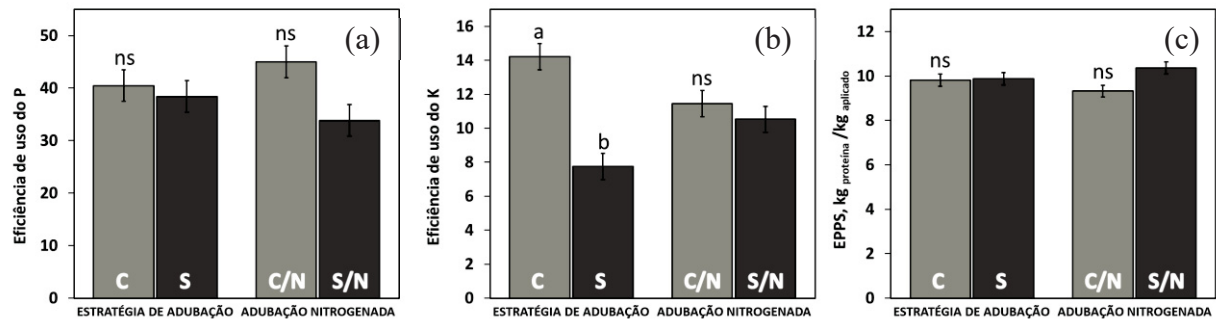
Na produção de grãos de soja (Figura 8), houve diferença significativa entre os fatores (CV = 0,98; DP = 104,4). As estratégias com adubação nitrogenada no pasto apresentaram rendimentos de 3031 e 3170 kg ha⁻¹ para AC+N e AS+N, respectivamente. Os maiores ganhos produtivos ocorreram nas estratégias sem aplicação de N, com rendimentos de 3051 e 3273 kg ha⁻¹ para AC-N e AS-N, respectivamente. Verificou-se diferença significativa a favor da adubação de sistemas em todas as comparações (AS+N > AS-N; AS+N > AC+N; AS-N > AC-N).

TABELA 5. NUTRIENTES LIBERADOS SOB ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO EM LATOSSOLO VERMELHO DISTRÓFICO, 15 DIAS APÓS A DESSECAÇÃO E 5 DIAS APÓS A COLHEITA, NO CERRADO DE MATO GROSSO, BRASIL

Estratégia de adubação	Safrá (Primavera-verão)			Entressafra (Outono-inverno)		
	LN	LP	LK	LN	LP	LK
Presença de nitrogênio (kg ha⁻¹)						
Convencional	27.6aB	2.6aA	12.3 ^{ns}	31.4aA	7.6bB	13.3bB
Sistemas	52.8aA	2.9bA	9.2	44.9aB	30.9aA	56.5aA
Ausência de nitrogênio (kg ha⁻¹)						
Convencional	24.9aA	2.2aB	9.5	82.4bB	15.6aA	49.3aA
Sistemas	21.6bA	6.4aA	13.2	58.8aA	18.4bA	10.0bB
Desvio padrão	15.0	2.0	3.0	23.1	9.0	22.8
CV	20.4	29.6	28.6	21.3	14.1	26.3

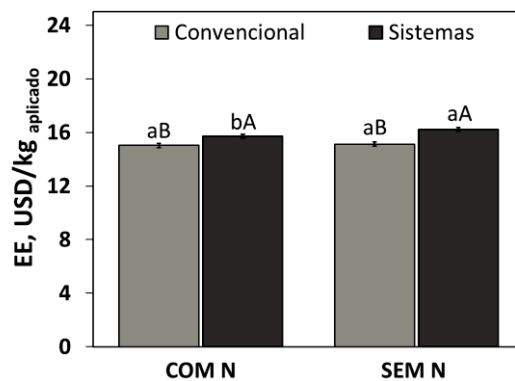
LN: Liberação de nitrogênio; LP: Liberação de fósforo; LK: Liberação de potássio. Letras minúsculas referem-se à comparação ($P \leq 0,05$) “ADUBAÇÃO NITROGENADA”, enquanto letras maiúsculas referem-se ao fator “ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO”, enquanto “ns” indica ausência de significância.

FIGURA 6. EFICIÊNCIAS DE A) USO DO FÓSFORO, B) USO DO POTÁSSIO E C) PRODUÇÃO DE PROTEÍNA DA SOJA EM SIPA SOB ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO.

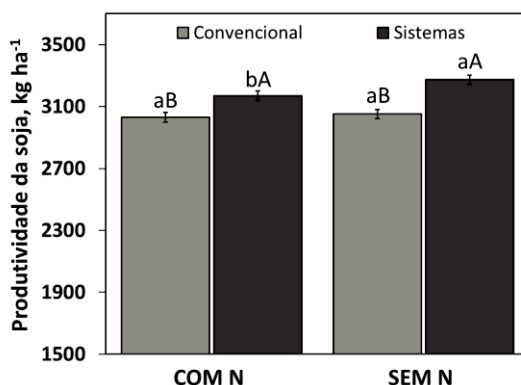


C: Adubação convencional; S: Adubação de sistemas; +N: Presença de nitrogênio em entressafra; -N: Ausência de nitrogênio em entressafra. Letras distintas indicam diferenças significativas ($P \leq 0,05$) pelo teste de Tukey a 5% dentro de cada fator. FONTE: Autor (2025).

FIGURA 7. EFICIÊNCIA ECONÔMICA DA SOJA EM SIPA SOB ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO.



Letras minúsculas referem-se à comparação ($P \leq 0,05$) “ADUBAÇÃO NITROGENADA”, enquanto letras maiúsculas referem-se ao fator “ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO”, enquanto “ns” indica ausência de significância. FONTE: Autor (2025).

FIGURA 8. PRODUTIVIDADE DA SOJA 2023/2024 EM SIPA SOB ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO.

Letras minúsculas referem-se à comparação ($P \leq 0,05$) “ADUBAÇÃO NITROGENADA”, enquanto letras maiúsculas referem-se ao fator “ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO”, enquanto “ns” indica ausência de significância. FONTE: Autor (2025).

Na safra, nos tratamentos com N, a AS apresentou comportamento consistente entre fitomassa e teores de N, P e K (Figura 9aceg). Ao final do ciclo (90 DAD), a fitomassa mostrou heterogeneidade espacial independente do fator avaliado (Figura 9b). Padrão semelhante foi observado para os nutrientes, com maior discrepância no tratamento AC–N para P e K (Figura 9fh) e em AS, na comparação com e sem N, para o nitrogênio (Figura 9d).

Na soja em estágio maturação total (R7.5), o padrão espacial foi estável, com baixa variação entre fatores e mantendo as mesmas zonas de maior absorção, concentrada nas áreas com N (Figura 10). Após a colheita, aos 0 DAC, a fitomassa apresentou pouca variação espacial entre tratamentos (Figura 8aceg). Porém, aos 15 DAC, ocorreu aumento expressivo na dispersão dos dados, e a análise conjunta com a distribuição espacial indicou alta variabilidade (Figura 11bdfh).

Esses resultados são corroborados pelo coeficiente de variação (CV), que mostrou que 80% das variações superiores a 25% (classificadas altas) ocorreram nos conjuntos avaliados aos 90 DAD na safra (Tabela 6), enquanto 75% dessas variações acima de 25% foram observadas nos conjuntos de 15 DAC na entressafra (Tabela 6).

As variáveis analisadas apresentaram estrutura de dependência espacial, conforme evidenciado pelos parâmetros do semivariograma (Tabela 7). As variáveis ANS90 e AKS0 na safra, e ANE15, APE0, APE15, AKE0 e AKE15 na entressafra apresentaram significância estatística ($P \leq 0,05$) para o processo de interpolação, com valores de 0,017; 0,019; 0,002; 0,027; 0,003 e 0,001, respectivamente.

Na interpolação por krigagem ordinária, em mais da metade dos casos, foi utilizado o

modelo gaussiano para explicar a variabilidade espacial dos atributos. De acordo Silva *et al.* (2020), modelos gaussianos descreve o comportamento de variáveis com variabilidade espacial suave. Enquanto os demais seguiram os modelos esférico e exponencial, indicando mudanças mais expressivas e abruptas (Nogueira *et al.*, 2024).

TABELA 6. ESTATÍSTICA DESCRITIVA DA DISTRIBUIÇÃO DOS ACÚMULOS POR ÉPOCA E DA BIOMASSA DA SOJA EM FINAL DE CICLO PARA A INTERPOLAÇÃO POR *KRIGAGEM ORDINÁRIA*.

Atributo	Mínimo	Média	Máximo	DP	CV
		kg ha ⁻¹			%
FS0	1305.2	3121.2	7371.2	317.3	8.8
FS90	443.2	1974.3	4150.4	510.1	29.7
ANS0	5.3	50.2	151.8	13.8	8.8
ANS90	3.8	21.8	60.9	8.3	49.4
APS0	4.3	10.2	21.7	1.7	9.5
APS90	1.6	8.3	23.9	2.0	26.4
AKS0	6.6	17.0	42.6	4.3	29.2
AKS90	0.9	5.4	18.7	2.0	30.9
FE0	2365.2	7358.9	9831.2	1404.5	10.2
FE15	1067.2	4370.2	9707.6	825.0	17.0
ANE0	33.6	116.1	259.8	16.4	12.7
ANE15	7.4	65.7	192.0	27.0	27.0
APE0	10.6	39.8	100.3	11.6	11.6
APE15	5.5	21.5	57.4	5.6	25.5
AKE0	7.4	44.1	124.5	24.5	20.3
AKE15	2.9	13.6	41.8	6.3	50.9
SR7.5	3043.3	5428.2	8922.0	555.2	5.0
SRN7.5	66.5	216.2	342.7	30.0	11.9
SRP7.5	16.3	53.1	119.8	8.0	14.0
SRK7.5	63.6	152.4	253.1	11.5	7.0

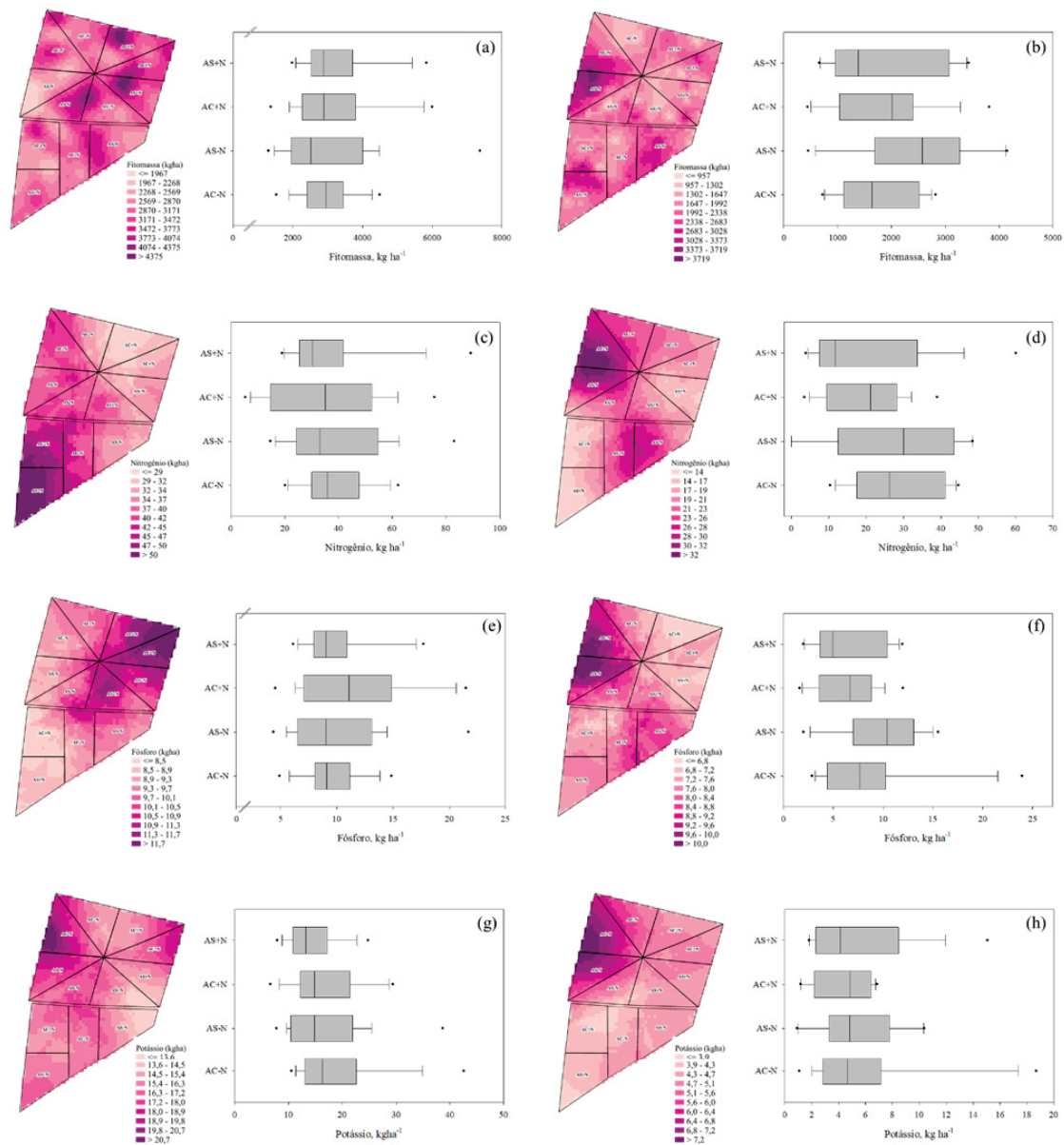
FS: Fitomassa na safra; FE: Fitomassa na entressafra; ANS: Acúmulo de nitrogênio na safra; ANE: Acúmulo de nitrogênio na entressafra; APS: Acúmulo de fósforo na safra; APE: Acúmulo de fósforo na entressafra; AKS: Acúmulo de potássio na safra; AKE: Acúmulo de potássio na entressafra; SR7.5: Soja no estágio R7.5; SRN7.5: Nitrogênio no tecido da soja no estágio R7.5; SRP7.5: Fósforo no tecido da soja no estágio R7.5; SRK7.5: Potássio no tecido da soja no estágio R7.5.

TABELA 7. MODELOS E PARÂMETROS DO SEMIVARIOGRAMA.

Atributo	C ₀	C ₀ +C ₁	a	Modelo	R ²	P-valor
FS0	398472.4	1024623.4	118.5	Exponencial	0.80	0.210
FS90	8559.0	1004206.3	60.2	Exponencial	0.83	0.339
ANS0	289.8	342.7	384.7	Gaussiano	0.91	0.017
ANS90	159.9	226.6	293.2	Esférico	0.80	0.081
APS0	9.4	10.6	255.1	Gaussiano	0.95	0.154
APS90	15.4	18.0	305.8	Esférico	0.93	0.443
AKS0	245.9	597.8	117.6	Gaussiano	0.82	0.019
AKS90	5.8	9.1	391.7	Gaussiano	0.90	0.146
FE0	1711285.8	7449815.3	58.2	Gaussiano	0.88	0.140
FE15	130880.8	2670367.0	69.7	Gaussiano	0.89	0.173
ANE0	766.1	2275.9	96.2	Gaussiano	0.92	0.089
ANE15	237.4	1435.7	407.2	Exponencial	0.93	0.001
APE0	130.6	260.5	214.5	Gaussiano	0.85	0.002
APE15	14.6	79.2	95.9	Gaussiano	0.85	0.027
AKE0	245.9	597.8	117.6	Gaussiano	0.82	0.003
AKE15	17.1	47.4	385.9	Exponencial	0.83	0.001
SR7.5	1118209.0	1564723.9	530.5	Gaussiano	0.86	0.171
SRN7.5	3437.7	4328.7	409.0	Gaussiano	0.92	0.083
SRP7.5	138.0	252.3	485.3	Linear	0.76	0.237
SRK7.5	1778.4	2177.0	467.4	Linear	0.85	0.439

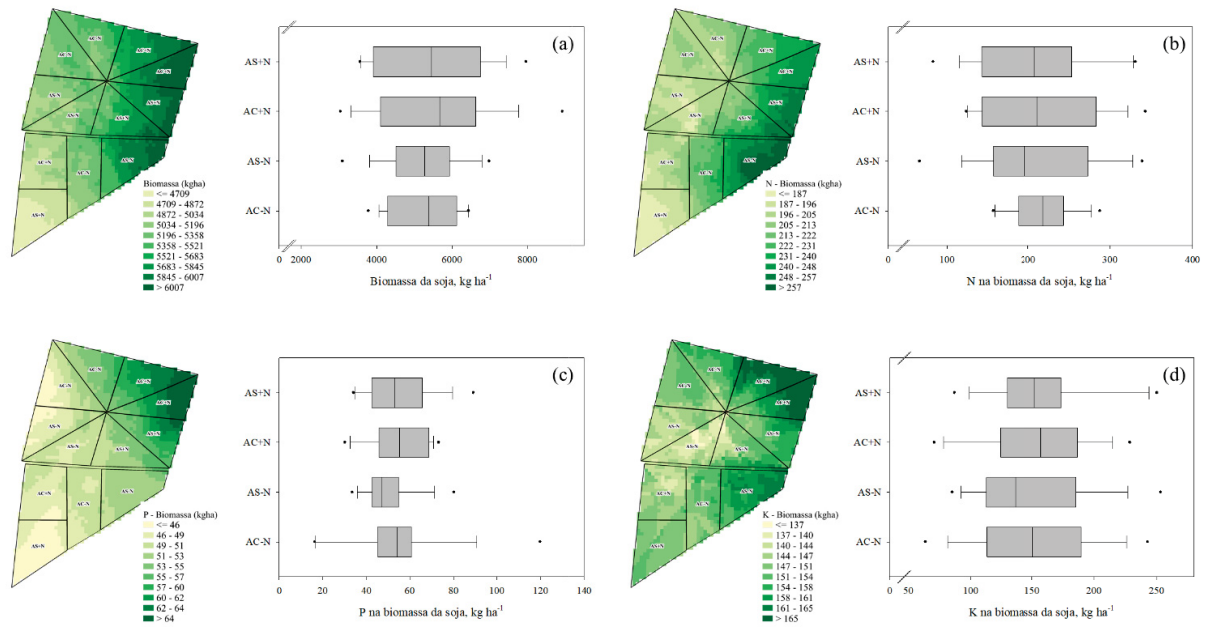
C₀: Efeito pepita; C₀+C₁: Patamar; a: Alcance; P-valor: Valores menores ou iguais a 0.05 indicam diferença significativa para interpolação; FS: Fitomassa na safra; FE: Fitomassa na entressafra; ANS: Acúmulo de nitrogênio na safra; ANE: Acúmulo de nitrogênio na entressafra; APS: Acúmulo de fósforo na safra; APE: Acúmulo de fósforo na entressafra; AKS: Acúmulo de potássio na safra; AKE: Acúmulo de potássio na entressafra; SR7.5: Soja no estágio R7.5; SRN7.5: Nitrogênio no tecido da soja no estágio R7.5; SRP7.5: Fósforo no tecido da soja no estágio R7.5; SRK7.5: Potássio no tecido da soja no estágio R7.5.

FIGURA 9. MAPAS DE VARIABILIDADE ESPACIAL E DISPERSÃO DOS DADOS DE ACUMULADO DE FITOMASSA E NUTRIENTES NAS ÉPOCAS INICIAL E FINAL APÓS A DESSECAÇÃO DO PASTO.



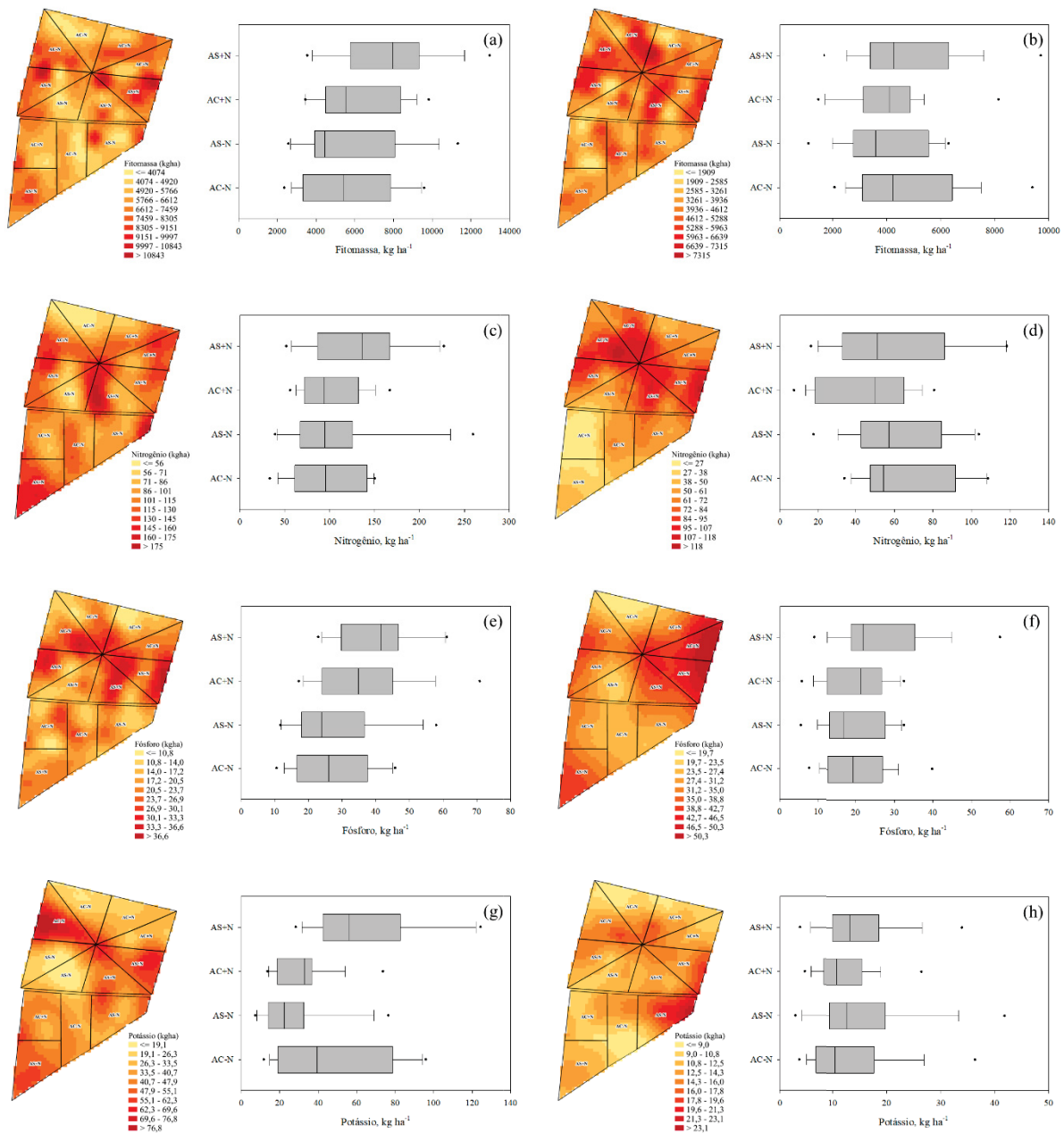
Fitomassa do pasto em (a) 0 DAD; (b) 90 DAD. Acumulado de N na fitomassa do pasto em (c) 0 DAD; (d) 90 DAD. Acumulado de P na fitomassa do pasto em (e) 0 DAD; (f) 90 DAD. Acumulado de K na fitomassa do pasto em (g) 0 DAD; (h) 90 DAD. DAD: Dias após a dessecação do pasto 2023. FONTE: Autor (2025).

FIGURA 10. MAPAS DE VARIABILIDADE ESPACIAL E DISPERSÃO DOS DADOS DE ACUMULADO DE BIOMASSA DA SOJA E NUTRIENTES.



Acúmulos de (a) Biomassa; (b) Nitrogênio; (c) Fósforo; (d) Potássio da soja em estágio de total maturação fisiológica na safra 2023/2024. FONTE: Autor (2025).

FIGURA 11. MAPAS DE VARIABILIDADE ESPACIAL E DISPERSÃO DOS DADOS DE ACUMULADO DE FITOMASSA E NUTRIENTES DA CULTURA DA SOJA APÓS A COLHEITA.



Fitomassa da soja em (a) 0 DAC; (b) 90 DAC. Acumulado de N na fitomassa da soja em (c) 0 DAC; (d) 90DAC. Acumulado de P na fitomassa da soja em (e) 0 DAC; (f) 90 DAC. Acumulado de K na fitomassa da soja em (g) 0 DAC; (h) 90 DAC. DAC: Dias após a colheita da soja 2023/2024. FONTE: Autor (2025).

4.4 DISCUSSÃO

A adubação de sistemas com N (AS+N) aumentou em média 65% o acúmulo de N na fitomassa em relação aos demais tratamentos, efeito atribuído à rápida recuperação do pasto

após o pastejo. O fornecimento de P e K em conjunto potencializou a síntese celular, favorecendo a incorporação de N na biomassa aérea (Galindo *et al.*, 2018). De forma similar, Freitas *et al.* (2023) relataram maior acúmulo de forragem em sistemas adubados (169,3 kg MS ha⁻¹ dia⁻¹) comparado ao convencional (126,5 kg MS ha⁻¹ dia⁻¹), confirmando que o suprimento de N é fator determinante, independentemente do manejo do pasto.

A aplicação de N na pastagem, combinada ao pastejo, reduziu a relação C:N da biomassa e diminuiu a lignificação dos tecidos (Garcia *et al.*, 2014; Liu *et al.*, 2020), devido à maior proporção de folhas em relação a colmos (Baldissera *et al.*, 2013; Gimenes *et al.*, 2017; Orgaratto *et al.*, 2021). Essa característica tornou o material mais facilmente decomponível pela biota, e acelerou a liberação de N. Para a soja, pode ter sido compensada a menor disponibilidade de N no solo com o reforço da fixação biológica (Mendes *et al.*, 2008; Zuffo *et al.*, 2019; Yokoyama *et al.*, 2024), suprimindo suas demandas nutricionais sem aporte direto.

Em termos de contribuição anual do N reciclado, considerando as devoluções somadas entre os dois cultivos, a AS reutilizou, em média, 89 kg ha⁻¹ de N. Quando comparada à AC, que reciclou 83,1 kg ha⁻¹, sendo um aproveitamento aproximadamente 7% superior para AS. Essa relação de uso evidencia a influência do N remanescente do resíduo. Adicionalmente, nas áreas com maior aporte de N via ciclagem durante o cultivo de grãos apresentaram maior produção de biomassa aérea, a qual, por sua vez, contribuiu para a quantidade de fitomassa acumulada na entressafra.

No entanto, o mecanismo de fixação biológica garantiu que o resíduo da soja não apresentasse um padrão claro de liberação de N entre as duas safras anuais. Segundo Pereira *et al.* (2019), a adição suplementar de N à cultura da soja em diferentes estádios vegetativos melhora a estrutura vegetativa, aumentando o porte das plantas e tornando-as menos suscetíveis a fatores climáticos adversos (Franchini *et al.*, 2015; Pereira *et al.*, 2019). Ainda assim, essa adição de N não impacta necessariamente a ciclagem dos resíduos da soja após a colheita da cultura.

O P liberado pela fitomassa durante o período da soja apresentou um comportamento semelhante ao do N da mesma fitomassa, com um incremento de 93% quando comparada AS a AC. Como a relação C:N favorece a liberação de N, a relação C:P segue um padrão semelhante, uma vez que, na parte aérea do resíduo, o P está alocado em cadeias que são rapidamente decompostas nos tecidos das folhas e do colmo (Camargo *et al.*, 2024). Esse processo resulta na liberação gradual de P para a cultura da soja, aumentando os estoques de P lábil no solo durante o estágio inicial da soja (Arruda *et al.*, 2021; Ji *et al.*, 2022; Amorim *et al.*, 2024).

A baixa disponibilidade de P no solo pode retardar a decomposição da fitomassa, pois a presença de raízes de gramíneas contribui para o aumento dos níveis de P lábil na solução do solo. Para que os agentes decompositores atuem de forma eficaz, é necessário um maior volume de matéria orgânica proveniente das raízes (Liu *et al.*, 2018; Cui *et al.*, 2018; Cui *et al.*, 2020; Hansen *et al.*, 2021). Além disso, Pires *et al.* (2022) observaram que os níveis de P são mais elevados em sistemas que proporcionam um ambiente com maior volume de raízes, reduzindo sua presença no tecido da parte aérea da planta (Raphael *et al.*, 2016; Adetunji *et al.*, 2017).

A cultura da soja possui intervalos pré-estabelecidos para a absorção de P e K durante a produção de grãos (Oliveira-Junior *et al.*, 2020). Assim, a quantidade desses nutrientes presente na fitomassa após a colheita representa a fração que não foi exportada junto aos grãos colhidos. Na estratégia de AS, a fitomassa da soja acumulou, em média, 45% mais P e 0,6% mais K. Mais especificamente, o K apresentou melhor desempenho na AS quando houve a presença de N na pastagem, resultando em um acúmulo de 69,8 kg ha⁻¹, em comparação aos 25,5 kg ha⁻¹ observados na adubação convencional, representando um aumento de 173%.

A liberação de nutrientes na fitomassa da soja ocorre de forma rápida, devido à baixa relação C:N das leguminosas. Em média, em uma relação anual, a AS reutilizou 14 kg ha⁻¹ de P, o que representa uma redução de 52% em comparação à AC, que recicla 29,3 kg ha⁻¹ de P pela fitomassa. Ainda não há um padrão definido para o uso do P pela soja, sendo possível observar variações dentro dos dois fatores, isso pode ser devido a variabilidade na absorção, que podem ser maiores ou menores dependendo do estoque inicial no solo, da temperatura e do uso desse nutriente para funções como a fotossíntese em ambientes adversos (Singh *et al.*, 2018; Taliman *et al.*, 2019; Fan *et al.*, 2020; Zhu *et al.*, 2020; Cabral *et al.*, 2021; Alves *et al.*, 2022; Mo *et al.*, 2022; Marchezan *et al.*, 2024; Pan *et al.*, 2024; Jalalpour *et al.*, 2025).

Para o K, a contribuição anual por ciclagem via decomposição da fitomassa foi semelhante entre as estratégias, com uma média de 42,2 kg ha⁻¹ e 44,4 kg ha⁻¹ de K devolvido pela AS e AC, respectivamente. Sendo o nutriente mais móvel, ele interage tanto com tecidos estáticos quanto em expansão, realizando a chamada ciclagem interna (Lemaire *et al.*, 2023). Assim, leva em média de 11 e 27 dias para que metade do K presente nos tecidos de leguminosas e gramíneas seja decomposta (São Miguel *et al.*, 2018; Davi *et al.*, 2022), variando esse tempo conforme os níveis de atividade microbológica do solo.

Segundo Assmann *et al.* (2017), o principal estoque de K em um sistema integrado é o cultivo em desenvolvimento. Dessa forma, as culturas tendem a absorver e liberar quantidades semelhantes do nutriente. No entanto, um estudo recente de Pesini *et al.* (2025), que avaliou o manejo do solo ao longo de 26 anos com a soja como cultivo predominante, indicou que a

adoção do plantio direto em solo corrigido aumenta a eficiência da utilização do K. Isso ocorre principalmente porque essa prática conservacionista minimiza perdas, comportamento também observado no presente estudo, independentemente da estratégia de adubação adotada.

A eficiência de uso do P foi semelhante entre os sistemas, mas o comportamento do K foi atípico, apresentando um valor 83% superior na AC em comparação a AS. Esse comportamento pode estar relacionado ao estresse hídrico causado por um período de veranico ocorrido durante o estágio vegetativo, visto que, é recorrente no local as chuvas abruptas seguidas de períodos secos, mesmo em primavera. Nesse contexto, como o K é essencial para a regulação da abertura estomática, sua demanda pela planta aumentou significativamente (Wang *et al.*, 2013; São Miguel *et al.*, 2018).

O estudo demonstrou que o comportamento das plantas e de seus resíduos foi altamente sensível às condições de campo. A adição de nitrogênio destacou-se como o principal fator na redução da variabilidade espacial da ciclagem de nutrientes, ao promover maior acúmulo vegetativo na pastagem e, posteriormente, na cultura sucessora, além de atenuar os efeitos de segmentação provocados pelo pastejo (Carvalho *et al.*, 2014; Lemaire *et al.*, 2023). Assim, a dependência espacial associada ao manejo mostrou-se pontual e determinada pela ação conjunta da microbiota e do nitrogênio.

A implementação da AS tem um impacto direto no rendimento dos grãos, resultando em um incremento médio de 3.221,85 kg ha⁻¹. Esse valor representa um aumento de aproximadamente 5,9% em relação a AC. Mesmo sem a alocação direta de fertilizantes na cultura da soja, essa estratégia proporcionou um aumento de produtividade equivalente a três sacas por hectare. A eficiência econômica refletiu o ganho da produtividade na AS, proporcionando um retorno 6% superior (0,95 USD ha⁻¹) em comparação a AC. Mais especificamente, na ausência de N, a AS melhorou o retorno em 7,3% (1,1 USD ha⁻¹) em relação a AC sem N.

A melhor ciclagem da adubação de sistemas em ambos os fatores analisados decorre da melhoria no funcionamento dos serviços ecossistêmicos. Isso ocorre porque, ao adotar essa estratégia, propriedades emergentes benéficas se tornam mais evidentes em comparação à AC (Tilman *et al.*, 1996; Vezzani; Mielnicuk, 2009; Farias *et al.*, 2020; Anghinoni; Vezzani, 2021; Simões *et al.*, 2023). O uso mais eficiente de insumos, a melhoria da qualidade do solo e a gestão adequada da água contribuem para que a AS se destaque de forma consistente.

É evidente, que a estratégia AS não apenas manteve, mas também aprimorou o cultivo principal, que é a produção de soja. Segundo Alves *et al.* (2022), a simples realocação da estratégia de AS não melhora, por si só, a eficiência do uso dos nutrientes. No entanto, os

resultados do estudo evidenciam que a mimetização dos processos naturais proporcionada pelo SIPA, com a presença de animais, otimiza o uso dos nutrientes tanto na fase de grãos quanto na produção bovina (Alves *et al.*, 2022). Os dados indicam que a ciclagem de nutrientes atua como um fator benéfico para o cultivo, mas não necessariamente como o principal determinante de altos rendimentos.

4.5 CONCLUSÃO

A aplicação de fonte nitrogenada, especialmente associada à redistribuição da adubação para a fase de pastagem, aumentou a homogeneidade do acúmulo de forragem e reduziu a variabilidade espacial na liberação de nutrientes, promovendo maior estabilidade produtiva do sistema.

A melhor qualidade da fitomassa acumulada em adubação de sistemas, caracterizada por menores relações C:N e C:P, favoreceu, em média, uma decomposição 17% mais rápida e uma liberação 26% mais acelerada de nutrientes essenciais entre os cultivos no arranjo soja–pasto.

A produtividade da soja foi consistentemente superior sob a estratégia de adubação de sistemas, com incremento médio de 5,9% na produção de grãos, mesmo na ausência de aplicação direta de fertilizantes na cultura. Esse desempenho reforça a eficiência agrônômica do manejo integrado e a relevância do efeito residual dos nutrientes provenientes da fase pastagem.

5 CAPÍTULO 4 - BALANÇO DE FÓSFORO E POTÁSSIO SOB DIFERENTES ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO EM SISTEMAS INTEGRADOS DE PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA

5.1 INTRODUÇÃO

Atualmente, o país importa aproximadamente 86% dos fertilizantes utilizados na produção agrícola, representando um aumento de 11,6% em relação ao ano anterior (Azevedo, 2024). Esse cenário evidencia a fragilidade do modelo atual, que é altamente dependente do mercado mundial, o que se mostra insustentável a longo prazo, considerando que os custos de importação de matérias-primas tendem a aumentar progressivamente (Borghi *et al.*, 2014; De

Oliveira *et al.*, 2023). Diante desse contexto, torna-se imprescindível a adoção de novas tecnologias que garantam a competitividade dos sistemas integrados no futuro.

Um método que tem ganhado destaque e pode ser a solução para otimizar o uso de insumos na agricultura atual é a adubação de sistemas (Assmann *et al.*, 2017). Essa técnica tem como princípio prolongar a disponibilidade de nutrientes, baseando-se no fundamento agroecológico da ciclagem de nutrientes (Davi *et al.*, 2022). Na prática, a alocação de insumos em cultivos anuais segue a seguinte lógica, a fonte mineral deve ser aplicada na cultura com menor exportação de nutrientes e, preferencialmente, naquela que, devido a fatores edafoclimáticos, apresenta menores perdas. Dessa forma, por meio da decomposição e incorporação de resíduos vegetais e excretas no solo, o nutriente pode ser aproveitado pela cultura sucessora (Alves *et al.*, 2019).

Os animais desempenham um papel fundamental como reguladores do crescimento vegetal (Lemaire *et al.*, 2023). Ao pastejarem as gramíneas, estimulam tanto o desenvolvimento radicular quanto a regeneração dos tecidos vegetais, além de promoverem a deposição de resíduos facilmente decompostos, contribuindo significativamente para o aumento da matéria orgânica no solo (Alves *et al.*, 2020). Durante o ciclo de pastejo, os animais retêm apenas uma pequena fração dos nutrientes ingeridos para a produção de carne, enquanto devolvem ao solo mais de 70% dos nutrientes consumidos (Denardin *et al.*, 2020). Esse retorno de nutrientes viabiliza a adubação de sistema e beneficia diretamente os cultivos de grãos realizados na sequência.

Adubar a pastagem configura-se como uma estratégia altamente benéfica para o balanço do sistema solo-planta. Isso porque, ao não haver grande retirada direta dos nutrientes, há a possibilidade de, a longo prazo, promover ganhos na fertilidade do solo, resultando em saldos positivos nos balanços de nutrientes (Alves *et al.*, 2022). A elevação dos teores de matéria orgânica no solo, por sua vez, atua como agente estruturador, contribuindo para a fixação de P e a redução das perdas por adsorção, além de minimizar a lixiviação superficial de K, por processos recorrentes em solos tropicais altamente intemperizados (Camargo *et al.*, 2024).

Além disso, a adubação nitrogenada, que exerce efeito direto no aumento da produtividade da pastagem, melhorando tanto o volume quanto a palatabilidade da matéria seca (Freitas *et al.*, 2023), também potencializa o aproveitamento de P e K, não apenas pela forrageira, mas também pela soja cultivada em sucessão. Essa sinergia resulta em maior eficiência na absorção desses nutrientes pelas culturas subsequentes, uma vez que, com o

suprimento adicional de nitrogênio proveniente da ciclagem, a soja tende a sofrer menos estresses edafoclimáticos durante a fase de emergência (De Almeida *et al.*, 2017).

Em consonância com o exposto, este estudo parte da hipótese de que a adubação na pastagem em sistemas integrados de produção agropecuária favorece a ciclagem de nutrientes, contribuindo para o suprimento e melhoria dos balanços de P e K do sistema. Assim, objetivou-se avaliar os compartimentos e os saldos de lavoura e solo ao longo de um ano agrícola do SIPA.

5.2 MATERIAL E MÉTODOS

5.2.1 Amostragem do balanço de nutrientes

Para este estudo foi avaliado o ciclo da pastagem de 2023 e o ciclo da soja 2023/2024, completando um ciclo agrícola do experimento. Em 23 fevereiro de 2023 e 04 de março 2024, após as colheitas da soja (Tabela 2), foram realizadas amostragens de solo na camada de 0,0-0,2 m com auxílio de um trado tipo sonda, de maneira aleatória dentro das parcelas. Foram retiradas oito amostras simples por parcela, para formar uma amostra composta e as amostras foram secas ao ar e peneiradas em malha de 2 mm, posteriormente foram analisados os teores de P e K no solo (Tedesco *et al.*, 1995). O estoque de P e K no solo foi estimado pela relação entre teor presente no solo (mg dm^{-3}) e densidade (kg dm^{-3}) conforme feito por Gasques *et al.* (2025).

A amostragem do acúmulo de parte aérea de biomassa do pasto (planta viva), para os cálculos de ciclagem nos compartimentos e balanços, foi realizada em duas épocas distintas durante o período de pastejo (início e fim), com as épocas sendo determinadas de acordo com a capacidade do pasto de atingir as alturas necessárias para o ajuste da lotação animal (Figura 2). Foram utilizadas gaiolas de exclusão pelo método do duplo emparelhamento (Klingman *et al.*, 1943) com dimensão de $1,2 \text{ m}^2$, e foram coletados dentro e fora deste volume ao nível do solo, coletando-se toda forragem contida em um quadrado metálico de área conhecida ($0,25 \text{ m}^2$), e com a diferença de pasto acumulado dentro e fora da gaiola foi calculado a taxa de acúmulo de forragem. A taxa de acúmulo por período foi estimada utilizando a equação 9 descrita por Campbell, (1966).

$$T_j = \frac{C_i - F_g(i-1)}{n} \text{ (Equação 9)}$$

Onde, T_j : Taxa de acúmulo de matéria seca ($\text{kg MS ha}^{-1} \text{ dia}^{-1}$), no período j ; G_i : Média da quantidade de MS ha^{-1} das duas gaiolas de exclusão ao pastejo na avaliação i ; F_g : Média da quantidade de MS ha^{-1} nos três pontos de avaliação $i-1$; n : número de dias do período j .

Para determinar a quantidade de P e K exportados pelo animal foram estimadas as quantidades de P e K por 100g de proteína animal produzidas, de acordo com Williams *et al.* (2007). Com base na produtividade animal do experimento foi possível estimar o P e K exportado na carcaça dos animais. Já para a soja foram coletadas 500 g de grãos de cada parcela (Figura 2), os quais foram secos até peso constante, pesados e moídos para análise de teor. Dessa forma, estimou-se a exportação de P e K em relação à massa colhida. Para determinar os teores de P e K nos tecidos vegetais dos resíduos, na planta e nos grãos foram utilizadas metodologias propostas por Tedesco *et al.* (1995).

A entrada de fósforo e potássio por meio da adubação foi determinada com base nas quantidades adicionadas via fertilizantes, que são constantes nos diferentes tratamentos, variando apenas na época de aplicação (Tabela 2). Com base nas quantidades acumuladas no tecido vegetal do pasto em início de entressafra (biomassa) e nos resíduos pós-pastejo (fitomassa), determinou-se a relação total de P e K ingeridos (NI). Subtraindo o total ingerido pelo que é extraído na carne (NE), calculou-se a ciclagem via excreta (CE) do sistema (Ferreira *et al.*, 2011), seguindo a equação adaptada de Ferreira *et al.* (2011):

$$CE = NI - NE \text{ (Equação 10)}$$

Para calcular o balanço de nutrientes (Ferreira *et al.*, 2011), foram consideradas duas circunstâncias: o balanço da lavoura (BL) e o balanço do solo (BS). No balanço da lavoura, foram utilizados o P e K provenientes das adubações como entrada (EA), enquanto o P e K exportados pelos animais e pelos grãos de soja foram considerados saídas (ES). No balanço do solo, foram incluídos o P e K inicial da camada de 0-0,2 m (SI), o P e K final nessa mesma camada de solo (SF) após a colheita da soja. Assim, seguindo as equações adaptadas de Ferreira *et al.* (2011):

$$BL = EA - ES \text{ (Equação 11)}$$

$$BS = SI - SF \text{ (Equação 12)}$$

5.2.2 Análise estatística

Os dados referentes ao balanço foram submetidos à análise de variância (ANOVA). As comparações entre médias dos fatores foram realizadas pelo teste de Tukey ($P \leq 0,05$), utilizando o software estatístico R (versão 4.1.2). Na ausência de interação significativa entre os fatores, as comparações foram realizadas individualmente dentro de cada fator.

5.3 RESULTADOS

O P remanescente no pasto, após a saída dos animais, apresentou diferença significativa dentro do fator estratégias de adubação ($P \leq 0,05$), com valores médios de 11,1 e 9,4 kg ha⁻¹, respectivamente (Tabela 8). Já para o fósforo na biomassa da soja, a adubação nitrogenada foi responsável pela maior contribuição, com um coeficiente de variação de 14,0%. Os valores médios de biomassa da soja (Tabela 8) indicaram efeito significativo da adubação nitrogenada na absorção de fósforo pela soja, com 58,3 kg ha⁻¹ na presença de N e 47,8 kg ha⁻¹ na ausência de N ($P \leq 0,05$), representando um incremento de 10,5 kg ha⁻¹ no período.

TABELA 8. CICLAGEM DE FÓSFORO (COMPARAÇÃO DENTRO DOS FATORES) NOS COMPARTIMENTOS DO SIPA DURANTE UM ANO (ENTRE PASTAGEM E SOJA) SOB ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO.

Fósforo (P)	Fatores				CV
	Estratégia de adubação	Adubação nitrogenada			
	AC	AS	Sem	Com	
	--- kg ha ⁻¹ ---				%
Biomassa da soja	51 ^{ns}	54	47b	58a	14
Residual do pasto	9a	11b	10 ^{ns}	9	9
Exportação Animal	0.3 ^{ns}	0.3	0.3 ^{ns}	0.3	9
Excreta animal	13 ^{ns}	16	15 ^{ns}	14	17
Total	75 ^{ns}	82	74	83	7

AC: Adubação convencional; AS: Adubação de sistemas. Letras diferentes referem-se à diferença estatística na comparação do teste Tukey ($P \leq 0,05$) e enquanto “ns” indica ausência de significância. FONTE: Autor (2025).

TABELA 9. CICLAGEM DE POTÁSSIO (COMPARAÇÃO DENTRO DOS FATORES) NOS COMPARTIMENTOS DO SIPA DURANTE UM ANO (ENTRE PASTAGEM E SOJA) SOB ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO.

Potássio (K)	Fatores				CV
	Estratégia de adubação	Adubação nitrogenada			
	AC	AS	Sem	Com	
		--- kg ha ⁻¹ ---			%
Biomassa da soja	154 ^{ns}	150	147 ^{ns}	157	7
Residual do pasto	17 ^{ns}	16	18 ^{ns}	15	29
Exportação Animal	0.5 ^{ns}	0.6	0.5 ^{ns}	0.6	9
Excreta animal	18 ^{ns}	23	26 ^{ns}	15	57
Total	191	189	191	189	12

AC: Adubação convencional; AS: Adubação de sistemas. Letras diferentes referem-se à diferença estatística na comparação do teste Tukey ($P \leq 0,05$) e enquanto “ns” indica ausência de significância. FONTE: Autor (2025).

Entre os compartimentos avaliados (Tabela 11), a ciclagem de potássio via excreta apresentou interação significativa entre os fatores ($P \leq 0,05$). Na comparação entre os fatores, observaram-se diferenças significativas nos valores de K retornado via excreta, sendo 41 kg ha⁻¹ na adubação de sistemas sem N e 10 kg ha⁻¹ no convencional sem N. Para as estratégias com adição de N, os valores foram de 26 kg ha⁻¹ no convencional e 4 kg ha⁻¹ nos sistemas com adubação nitrogenada. Esse aumento corresponde a incrementos de aproximadamente 11 e 5 kg ha⁻¹ de K, quando os fatores foram considerados isoladamente.

Na ciclagem total de nutrientes na sucessão pasto-soja, não foram observadas diferenças significativas entre as estratégias de adubação quanto à contribuição total de P. No entanto, observou-se uma tendência de maior aproveitamento do P nas estratégias que incluíram a aplicação de N, com aumentos de 14% e 19% na ciclagem de P em comparação com os respectivos tratamentos sem adição de N.

Considerando a ciclagem de P e K entre os compartimentos do sistema ao longo de um ano agrícola, observou-se que, nas estratégias de adubação convencional com e sem N, foram utilizados aproximadamente 80,3 kg ha⁻¹ e 70,3 kg ha⁻¹ de P, respectivamente ($P \geq 0,05$). Já nas estratégias de adubação de sistema, com e sem N, os valores foram de cerca de 87,4 kg ha⁻¹ e 73,3 kg ha⁻¹ de P, respectivamente ($P \geq 0,05$).

Aplicando a mesma comparação para o K ($P \geq 0,05$), os valores de utilização pelas diferentes estratégias foram de 198,5 kg ha⁻¹ (adubação convencional com N), 183,5 kg ha⁻¹ (convencional sem N), 178,6 kg ha⁻¹ (adubação de sistema com N) e 196,5 kg ha⁻¹ (sistema

sem N).

TABELA 10. CICLAGEM DE FÓSFORO (COMPARAÇÃO ENTRE FATORES) NOS COMPARTIMENTOS DO SIPA DURANTE UM ANO (ENTRE PASTAGEM E SOJA) SOB ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO.

Fósforo (P)	Adubação convencional		Adubação de sistemas		CV
	-N	+N	-N	+N	
	--- kg ha ⁻¹ ---				%
Biomassa da soja	47	56	48	60	14
Residual do pasto	9	12	9	10	9
Exportação Animal	0.3	0.3	0.3	0.4	9
Excreta animal	14	12	16	17	17
Total	70	80	73	87	7

AC: Adubação convencional; AS: Adubação de sistemas. Letras diferentes referem-se à diferença estatística na comparação do teste Tukey ($P \leq 0,05$) e enquanto “ns” indica ausência de significância. FONTE: Autor (2025).

TABELA 11. CICLAGEM DE POTÁSSIO (COMPARAÇÃO ENTRE FATORES) NOS COMPARTIMENTOS DO SIPA DURANTE UM ANO (ENTRE PASTAGEM E SOJA) SOB ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO.

Potássio (K)	Adubação convencional		Adubação de sistemas		CV
	-N	+N	-N	+N	
	--- kg ha ⁻¹ ---				%
Biomassa da soja	154	155	139	160	7
Residual do pasto	19	17	16	14	29
Exportação Animal	0.5	0.5	0.5	0.6	9
Excreta animal	10	26	41	4	57
Total	183	198	196	178	12

AC: Adubação convencional; AS: Adubação de sistemas. Letras diferentes referem-se à diferença estatística na comparação do teste Tukey ($P \leq 0,05$) e enquanto “ns” indica ausência de significância. FONTE: Autor (2025).

No que se refere aos saldos de P e K no sistema integrado ao longo de um ano de cultivo, constatou-se que o balanço da lavoura de P (Tabela 12) exibiu exportações similares entre a produção animal e a de grãos nos diferentes tratamentos, com uma variação de apenas 0,1 a 2,9 kg ha⁻¹, respectivamente. Em decorrência disso, os saldos finais também apresentaram pouca variação (2,9 kg ha⁻¹), resultando em uma média de 39,4 kg ha⁻¹ de P adicionados ao sistema após os cultivos anuais.

Por outro lado, o balanço do solo de P, mostrou-se positivo nas estratégias de adubação convencional com adição de N no pasto e em ambas as adubações de sistemas (Tabela 12). O

déficit ocorreu somente na adubação convencional sem N, ao final do período, com uma redução de 9,1 kg ha⁻¹. Esse valor corresponde a uma perda de 11% em relação aos 80 kg ha⁻¹ de P₂O₅ aplicados via adubação em sulco no início do período.

TABELA 12. BALANÇO ANUAL DE FÓSFORO EM LAVOURA E NO SOLO SOB ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO EM UM LATOSSO VERMELHO DISTRÓFICO NO PERÍODO INICIAL DUAS SAFRAS ANUAIS NO CERRADO DO MATO GROSSO, BRASIL.

Fósforo (P)	Adubação convencional		Adubação de sistemas	
	- N	+ N	- N	+ N
Balanço da lavoura	--- kg ha ⁻¹ ---			
Entradas				
Fertilizantes	80	80	80	80
Saída				
Exportação animal	0.3	0.4	0.3	0.3
Exportação da soja	38.9	39.1	40.6	41.8
Saldo	+40.7 ^{ns}	+40.4	+38.9	+37.8
Balanço do solo	--- kg ha ⁻¹ ---			
Solo inicial	60.7	43.3	56.3	47.6
Solo final	51.6	43.4	57.9	51.7
Saldo	-9.1 ^{ns}	+0.2	+1.6	+4.1

-N: Sem adubação de nitrogênio no pasto; +N: Com adubação de nitrogênio no pasto. Letras minúsculas referem-se à comparação ($P \leq 0,05$) “ADUBAÇÃO NITROGENADA”, enquanto letras maiúsculas referem-se ao fator “ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO”.

Em relação ao balanço da lavoura de K (Tabela 13), o resultado foi similar ao observado em P (Tabela 12), apresentando um déficit de 8,2 kg ha⁻¹ na adubação convencional sem N. Nos demais tratamentos, verificou-se um ganho de K no sistema pós-cultivo, com valores que variaram de 3,4 a 16,5 kg ha⁻¹. O tratamento convencional sem N na pastagem exportou cerca de 29% mais K em comparação com o mesmo tratamento que utilizou N.

No que concerne ao balanço do solo de K (Tabela 13), apenas a adubação convencional com N manteve um saldo positivo ao final do período, com 18,4 kg ha⁻¹. A maior perda foi observada na adubação de sistemas com N, atingindo 48,9 kg ha⁻¹. Esse déficit é evidente ao analisar os saldos inicial e final, visto que o saldo final apresentou uma variação 26% menor em comparação com a média dos demais tratamentos, e o estoque inicial se distanciou em 30% na mesma comparação.

Ao comparar as médias entre os fatores para o balanço da lavoura de K (Tabela 13), observou-se uma diferença significativa ($P \leq 0,05$; $CV = 13,5$), com valores superiores na presença de N para ambas as estratégias de adubação em relação àquelas sem N. Os valores foram de 16,5 e 15,3 kg ha⁻¹ para convencional e sistemas com N, respectivamente, e de -8,2 e 3,4 kg ha⁻¹ para os convencional e sistemas sem N, respectivamente.

TABELA 13. BALANÇO ANUAL DE POTÁSSIO EM LAVOURA E NO SOLO SOB ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO EM UM LATOSSO VERMELHO DISTRÓFICO NO PERÍODO INICIAL DUAS SAFRAS ANUAIS NO CERRADO DO MATO GROSSO, BRASIL.

Potássio (K)	Adubação convencional		Adubação de sistemas	
	- N	+ N	- N	+ N
Balanço da lavoura	--- kg ha ⁻¹ ---			
Entradas				
Fertilizantes	80	80	80	80
Saída				
Exportação animal	0.5	0.5	0.5	0.6
Exportação da soja	87.7	62.9	75.9	63.9
Saldo	-8.2bB	+16.5aA	+3.4bA	+15.3aA
Balanço do solo	--- kg ha ⁻¹ ---			
Solo inicial	76.0	77.1	82.3	113.4
Solo final	75.5	95.5	73.8	64.4
Saldo	-0.5 ^{ns}	+18.4	-8.4	-48.9

-N: Sem adubação de nitrogênio no pasto; +N: Com adubação de nitrogênio no pasto. Letras minúsculas referem-se à comparação ($P \leq 0,05$) “ADUBAÇÃO NITROGENADA”, enquanto letras maiúsculas referem-se ao fator “ESTRATÉGIAS DE ADUBAÇÃO”.

5.4 DISCUSSÃO

Quando o P foi aplicado diretamente na pastagem, como na AS, observou-se um aumento de aproximadamente 18% no aproveitamento do nutriente. O pastejo animal contribui para isso, pois induz uma nova fase de crescimento das gramíneas (Da Silva *et al.*, 2015; Lemaire *et al.*, 2023). A remoção de cerca de 50% da parte aérea, em condições de lotação ajustada (Carvalho, 2013; Freitas *et al.*, 2023), favorece a rebrota e o uso eficiente do P disponível no solo (Kellermeier *et al.*, 2014; Pires *et al.*, 2025). Assim, o manejo integrado de adubação e pastejo potencializa a ciclagem e a produtividade da forragem.

Quando a demanda de P pela pastagem de inverno é maior, supõe-se que os animais também tenham retirado maiores quantidades do nutriente por meio da exportação em carcaça. No entanto, os resultados deste estudo indicam que a exportação animal foi semelhante, com variação de apenas 0,03 kg ha⁻¹ de P no período. Isso sugere que o principal efeito do P foi o aumento no acúmulo de biomassa (Farias *et al.*, 2025), e não necessariamente na exportação animal. Resultados semelhantes foram observados por Alves *et al.* (2022), que também não constatarem diferenças significativas no ganho de peso vivo dentro do mesmo ciclo de pastejo.

Em conjunto a produção de biomassa, o aporte de P nas pastagens favorece o desenvolvimento radicular (Richardson *et al.*, 2009; Richardson *et al.*, 2011; Marques *et al.*, 2020). Um sistema radicular mais robusto contribui para a incorporação de MO no solo após o período de pastejo (Alves *et al.*, 2020). E a longo prazo, esse incremento de P pode ser determinante para a melhoria direta da saúde do solo e, indiretamente, para a produção de grãos, uma vez que serviços ecossistêmicos provenientes da MO, são precursores da produtividade (Xun *et al.*, 2018; Pravia *et al.*, 2019; Sekaran *et al.*, 2021; Soares *et al.*, 2024; Merloti *et al.*, 2024).

Para a absorção de P pelo pasto e sua interação com N, a adubação nitrogenada não resultou em um aumento significativo na utilização. Esse resultado contrasta com estudos anteriores realizados na área (Pires *et al.*, 2022; Camargo *et al.*, 2024), os quais demonstraram que o N atua como facilitador da absorção de P, ao potencializar a liberação de compostos biodisponibilizadores, por meio do crescimento de tecidos radiculares (López-Mársico *et al.*, 2015), favorecendo, assim, a assimilação de nutrientes pelo pasto. Estes trabalhos evidenciam uma relação sinérgica, corroborando os achados de Momesso *et al.* (2022) e Farias *et al.* (2025).

Entretanto, na soja, a adubação nitrogenada, ao complementar o fornecimento proveniente da fixação biológica de nitrogênio (FBN), promoveu um aumento de aproximadamente 21% na absorção de P. Esse efeito pode ser atribuído à maior disponibilidade de N reciclado, que estimula o crescimento, o desenvolvimento da arquitetura das plantas de soja e a presença de agentes solubilizadores (De Almeida *et al.*, 2017; Camargo *et al.*, 2024), evidenciando a plasticidade fenotípica característica da cultura (Ferreira *et al.*, 2018; Neto *et al.*, 2021). Como consequência, plantas com maior vigor vegetativo tendem a absorver quantidades superiores de P (Pereira *et al.*, 2019).

Em relação ao K, sua principal fonte de variação na comparação entre as estratégias foi atribuída à absorção pela soja e à ciclagem via excretas. No entanto, a relação utilizada para estimar a devolução de K pelas excretas não apresentou um padrão bem definido, embora os valores obtidos tenham permanecido dentro das faixas relatadas na literatura (Ferreira *et al.*,

2011; Carpinelli *et al.*, 2020). Os resultados evidenciam a importância de se considerar a interação entre a pressão do pastejo animal (Tesk *et al.*, 2018) e a alta mobilidade situacional do K no sistema (Rangel *et al.*, 2019; Fernandes *et al.*, 2022), para entender essa variabilidade.

O K esteve presente em tecidos metabolicamente ativos (Ernani *et al.*, 2007), como as extremidades foliares, no início do período de pastejo, que são preferencialmente consumidos, e também nos meristemas apicais das gramíneas, ao longo da estação, onde exerce papel fundamental na recomposição da parte aérea, mas que, em geral, são menos pastejados (Ferreira *et al.*, 2011; Hasanuzzaman *et al.*, 2018). Na comparação entre compartimentos totais, observou-se uma possível redução nas concentrações de K justamente nas frações mais consumidas, o que pode ter limitado a análise de sua reciclagem via excreta.

Ao final do ciclo, os saldos de P não apresentaram grandes variações. Isso sugere que as fontes de P utilizadas pelo sistema, independentemente da estratégia, permaneceram acessíveis ao longo do ciclo (Deiss *et al.*, 2016). Em relação ao K, a AS+N resultou no maior déficit de K no solo ao final do ciclo, o que coincidiu com o menor retorno de K via excreta. Por outro lado, o balanço de K na lavoura foi positivo e significativo nas condições em que houve associação com o N, indicando que o principal estoque de K esteve associado na biomassa do cultivo atual (Assmann *et al.*, 2017).

Os sistemas integrados apresentam um mecanismo inerente de compensação no balanço de nutrientes, o que permite suprir a demanda da cultura atual por meio de reservas de acumuladas em ciclos anteriores. Conforme demonstrado por Almeida *et al.* (2021), em sistemas integrados, a cultura de grãos pode extrair valores superiores a 90% do K disponível no solo, tornando-se o principal dreno desse nutriente (Ferreira *et al.*, 2009). Independentemente, os saldos de P e K permaneceram dentro das faixas comumente relatadas (Ferreira *et al.*, 2011; Costa *et al.*, 2014; Alves *et al.*, 2019; Flores *et al.*, 2021; Alves *et al.*, 2022).

Os resultados deste estudo evidenciam o papel dos animais como agentes catalisadores dos ciclos biogeoquímicos nos sistemas integrados (Alves *et al.*, 2019). Ainda assim, este trabalho representa apenas um avanço inicial na compreensão das complexas interações entre os compartimentos solo-planta-animal (Farias *et al.*, 2020), sob diferentes estratégias de adubação no Cerrado e suas condições edafoclimáticas específicas, destacando as possíveis compensações e sinergias inerentes ao funcionamento desse arranjo soja-pasto do sistema integrado.

5.5 CONCLUSÃO

A aplicação de nitrogênio revelou-se eficaz ao favorecer o aproveitamento do potássio pelas plantas, impactando positivamente o balanço da lavoura, em média, com saldo positivo de 16 kg ha⁻¹. Por sua vez, o fósforo manteve-se estável ao longo do ciclo, com níveis semelhantes entre as diferentes estratégias avaliadas.

Este estudo representa um avanço inicial na compreensão das complexas interações entre os compartimentos do sistema solo-planta-animal sob adubação de sistemas no Cerrado, evidenciando possíveis compensações e sinergias que ocorrem entre os componentes ao longo do ciclo anual.

6 REFERÊNCIAS

ABASSI, M. K *et al.* Nitrogen Use Efficiency and Herbage reduction of an Established Grass Sward in Relation to Moisture and Nitrogen Fertilization. **Journal of Plant Nutrition**, v. 28, 1693–1708, Fev. 2007. <http://dx.doi.org/10.1080/01904160500250698>.

ABBY, W *et al.* Soil carbon storage is related to tree functional composition in naturally regenerating tropical forests. **Functional Ecology**, v. 36, p. 3175-3187, Out. 2022. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.14221>.

ADETUNJI, A. T *et al.* The biological activities of β -glucosidase, phosphatase and urease as soil quality indicators: a review. **Journal of soil science and plant nutrition**, v. 17, p. 794–807, Set. 2017. <http://dx.doi.org/10.4067/S0718-95162017000300018>.

AL-KAISI, M *et al.* Effect of nitrogen fertilizer application on growing season soil carbon dioxide emission in a corn-soybean rotation. **Journal of environmental quality**, v. 37, p. 325–332, Mar. 2008. <https://doi.org/10.2134/jeq2007.0240>.

ALMEIDA, T. F *et al.* Forms and balance of soil potassium from a long-term integrated crop-livestock system in a subtropical Oxisol. **Soil and Tillage Research**, v. 207, p. 104864, Mar. 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2020.104864>.

ALMEIDA, T. O. **Diversidade funcional como estratégia para melhoria da saúde do solo e**

produtividade de forragem no cerrado do mato grosso, brasil. 2024. 63 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia Produção Vegetal) Universidade Federal do Paraná, Curitiba (PR), 2024. Disponível em: <https://www.prppg.ufpr.br/site/ppgapv/pb/trabalhos-de-conclusao/> Acesso em: 11 de set. 2024.

ALVARES, C. A *et al.* Koppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**, v. 22, p. 711–728, Jan. 2014. <https://doi.org/10.1127/0941-2948/2013/0507>.

ALVES *et al.* Fertilization strategies and liming in no-till integrated crop–livestock systems: effects on phosphorus and potassium use efficiency. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 46, p. 0210125, Mai. 2022. <http://dx.doi.org/10.36783/18069657rbc20210125>.

ALVES *et al.* Suprimento de nitrogênio para culturas de verão pela aplicação antecipada em azevém pastejado por ovinos. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 39, p. 1406-1415, Jun. 2015. <https://doi.org/10.1590/01000683rbc20151048>.

ALVES, F. V.; PORFIRIO-DA-SILVA, V.; KARVATTE JUNIOR, N. Bem-estar animal e ambiência na ILPF. In: BUNGENSTAB, D. J.; DE ALMEIDA, R. G.; LAURA, V. A.; BALBINO, L. C.; FERREIRA, A. D. (Ed.). **ILPF: inovação com integração de lavoura, pecuária e floresta**. Brasília: Embrapa, 2019. p. 835.

ALVES, L. A *et al.* Soil acidification and P, K, Ca and Mg budget as affected by sheep grazing and crop rotation in a long-term integrated crop-livestock system in southern Brazil. **Geoderma**, v. 351, p. 197-208, Out. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2019.04.036>.

ALVES, L. A *et al.* The effect of crop rotation and sheep grazing management on plant production and soil C and N stocks in a long-term integrated crop-livestock system in Southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 203, p. 104678, Set. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.still.2020.104678>.

AMORIM, M. B *et al.* Use and recovery of P reserves in Southern Brazil Oxisols under no-till with low and high P availability. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 48, p. 0230127, Ago. 2024. <http://dx.doi.org/10.36783/18069657rbc20230127>.

ANDREWS, E. M *et al.* A Review of Potassium-Rich Crop Residues Used as Organic Matter Amendments in Tree Crop Agroecosystems. **Agriculture**, v. 11, p. 580, Jun. 2021. <https://doi.org/10.3390/agriculture11070580>.

ANDREWS, E. M *et al.* A Review of Potassium-Rich Crop Residues Used as Organic Matter Amendments in Tree Crop Agroecosystems. **Agriculture**, v. 11, p. 580, Jun. 2021. <https://doi.org/10.3390/agriculture11070580>.

ANGHINONI, I.; FERREIRA, T.; DENARDIN, L. G.; MARTINS, A.; CARVALHO, P. C.; MORAES, A. Agricultura Brasileira: Dos Primórdios aos Sistemas Integrados de Produção Agropecuária. In: DE SOUZA, E. D.; DA SILVA, F. D.; ASSMANN, T. S.; CARNEIRO, M. A. C.; CARVALHO, P. C. F.; PAULINO, H. B. (Ed.). **Sistemas Integrados de Produção Agropecuária no Brasil**. Tubarão: CopiArt, 2018. p. 29-38.

ANGHINONI, I.; VEZZANI, F. M *et al.* Soil systemic fertility as a product of the self-organization of the system resulting from the management. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 45, Out. 2021. <https://doi.org/10.36783/18069657rbc20210090>.

ANIMAL BUINESS BRASIL Justificativas para investir no agronegócio brasileiro. 2020. Disponível em: <chrome-extension://efaidnbmninnibpcapjpcgclclefindmkaj/https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/211988/1/5200.pdf>. Acesso em: 27 de jun. 2024.

ARAÚJO-JUNIOR, C. F.; BONETTI, J. DE A. Atributos físicos do solo em sistemas integrados de produção agropecuária. In: DE SOUZA, E. D.; DA SILVA, F. D.; ASSMANN, T. S.; CARNEIRO, M. A. C.; CARVALHO, P. C. F.; PAULINO, H. B. (Ed.). **Sistemas Integrados de Produção Agropecuária no Brasil**. Tubarão: CopiArt, 2018. p. 91-107.

ARREDONDO, J. T.; JOHNSON, D. A. Clipping effects on root architecture and morphology of 3 range grasses. **Journal of Range Management**, v. 51, p. 207-214, Mar. 1998. <http://dx.doi.org/10.2307/4003209>.

ARRUDA, B *et al.* Cover crop species and mycorrhizal colonization on soil phosphorus dynamics. **Rhizosphere**, v. 19, p. 100396, Set. 2021.

<https://doi.org/10.1016/j.rhisph.2021.100396>.

ASOMANING, S. K. Processes and Factors Affecting Phosphorus Sorption in Soils. In: KYZAS, G.; LAZARIDIS, N. (Ed.). **Sorption in 2020s**. Londres: Intech Open, 2020. p. 190.

ASSMANN, J. M *et al.* Phosphorus and potassium cycling in a longterm no-till integrated soybean-beef cattle production system under different grazing intensities in subtropics. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, Jan. 2017. <https://doi.org/10.1007/s10705-016-9818-6>.

ASSMANN, T. S.; SOARES, A. B.; ASSMANN, A. L.; LEVINSKI, F.; CORRÊA, R. Adubação de Sistemas em Integração Lavoura-Pecuária. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE SISTEMAS INTEGRADOS DE PRODUÇÃO AGROPECUÁRIA E ENCONTRO DE INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA NO SUL DO BRASIL, 2017, Pato Branco. Anais..., UTFPR, 2017. p. 67-84.

Associação Nacional para Difusão de Adubos - ANDA PESQUISA SETORIAL DADOS 2020 Anuário estatístico do setor de fertilizantes [internet]. Disponível em: https://anda.org.br/wp-content/uploads/2021/05/Principais_Indicadores_2020.pdf. Acesso em: 21 jul. 2024.

AZEVEDO, Gabriel. Entregas de fertilizantes no Brasil crescem 11,6% em 2023. Canal Rural, 8 fev. 2024. Disponível em: <https://www.canalrural.com.br/agricultura/entregas-de-fertilizantes-no-brasil-crescem-116-em-2023/>. Acesso em: 23 maio 2025.

BALBINO, L. C.; CORDEIRO, L. A. M.; OLIVEIRA, P. D.; KLUTHCOUSKI, J.; GALERANI, P. R.; VILELA, L. Agricultura sustentável por meio da integração lavoura-pecuária-floresta (iLPF). Piracicaba: International Plant Nutrition Institute – Brasil, 2012. Relatório técnico.

BALBINOT JUNIOR, A. A *et al.* Integração lavoura-pecuária: intensificação de uso de áreas agrícolas. **Ciência Rural**, Santa Maria, v. 39, p. 1925-1933, Set. 2009. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782009005000107>.

BALBINOT JUNIOR, A. A *et al.* Performing of winter crops at yield of matter and soil cover on monocropping and intercropping systems. *Revista de Ciências Agroveterinárias*, v. 3, p. 38-

42, Ago. 2004.

BALDISSERA, T. C.; PONTES, L. S.; BARRO, R. S.; GIOSTRI, A. F.; KELI, C. S. G.; MICHELETTI, M.; CARVALHO, P. C. F. Fitocromo e longevidade foliar de quatro gramíneas forrageiras C4 cultivadas em sistema silvipastoril. In: 22º CONGRESSO INTERNACIONAL DE PASTAGENS (REVITALISING GRASSLANDS TO SUSTAIN OUR COMMUNITIES), São Paulo. Anais..., 2013, p.15-19.

BARBOSA, J. M. N. **Variabilidade espacial da exportação de nutrientes em soja (*Glycine max* (L.) Merrill)**. Trabalho de Conclusão de Graduação (Bacharelado em Agronomia) – Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2019.

BATISTA, M. A.; INOUE, T. T.; ESPER NETO, M.; MUNIZ, A. S. Princípios de fertilidade do solo, adubação e nutrição mineral. In: BRANDÃO FILHO, J. U. T.; FREITAS, P. S. L.; BERIAN, L. O. S.; GOTO, R. **Composição Hortalças-fruto**. Maringá: EDUEM, 2018, p. 113-162. <https://doi.org/10.7476/9786586383010.0006>.

BATISTA, M. A.; INOUE, T. T.; NETO, M. E.; MUNIZ, A. S. Princípios de fertilidade do solo, adubação e nutrição mineral. In: BRANDÃO FILHO, J. U. T.; FREITAS, P. S. L.; BERIAN, L. O. S.; GOTO, R. **Composição Hortalças-fruto**. Maringá: EDUEM, 2018, p. 113-162.

BAYER, C. Carbon sequestration in two Brazilian Cerrado soils under no-till. **Soil & Tillage Research**, v. 86, p. 237-245, Abri. 2006. <https://doi.org/10.1016/j.still.2005.02.023>.

BBC NEWS BRASIL Guerra na Ucrânia e pandemia fazem preços de alimentos no mundo baterem recorde, diz ONU. Disponível em: <https://www.bbc.com/portuguese/internacional-60646557>. Acesso em: 09 jul. 2024.

BEGUM, R *et al.* Nitrogen fertilization impact on soil carbon pools and their stratification and lability in subtropical wheat-mungbean-rice agroecosystems. **PLOS ONE**, v. 16. Out. 2021. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0256397>.

BERNARDIN, A. C. C.; GREGO, C. R.; ANDRADE, R. G.; RABELLO, L. M.; INAMASU,

R. Y. Spatial variability of vegetation index and soil properties in an integrated crop-livestock system. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 21, Ago. 2017. <https://doi.org/10.1590/1807-1929/agriambi.v21n8p513-518>.

BERTOLINO, K. M.; DE SOUZA, M.; JONES, D. L.; ROSOLEM, C. A. Carbon Use Efficiency in the Soil Profile: The Role of Soil Acidity Alleviation, Nitrogen, and Phosphorus Availability. **Agronomy**, v. 15, p. 1299, Mai. 2025. <https://doi.org/10.3390/agronomy15061299>.

BERUDE, M *et al.* Micorrizas e sua importância agroecológica. **Enciclopédia Biosfera**, v. 11, Dez. 2015.

BIELUCZYK, E *et al.* Fine root production and decomposition of integrated plants under intensified farming systems in Brazil. **Rhizosphere**, v. 31, p. 2452-2198, Set. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.rhisph.2024.100930>.

BIELUCZYK, W.; BONETTI, J. A.; DENARDIN, L. G. O.; PIRES, G. C.; BERNARDI, A. C. C.; PEZZOPANE, J. R. M.; CARVALHO, P. C. F.; SOUZA, E. D. Manejo do solo para a sustentabilidade de sistemas integrados de produção agropecuária. In: BERNARDI, A. C. C. (Ed.). **Manejo do solo em sistemas integrados de produção**. 1. ed. Ponta Grossa: Atena Editora, 2022. p. 80-113.

BLACK, C. K *et al.* Root volume distribution of maturing perennial grasses revealed by correcting for minirhizotron surface effects. **Plant and Soil**, v. 419, p. 391–404, Jul. 2017). <https://doi.org/10.1007/s11104-017-3333-7>.

BONETTI, J. A *et al.* Soil physical and biological properties in an integrated crop-livestock system in the Brazilian Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**. v. 53, p. 1239–47, Nov. 2018.

BONETTI, J. A. *et al.* Influência do sistema integrado de produção agropecuária no solo e na produtividade de soja e braquiária. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 45, p. 104-112, Jan-Mar 2015. <https://doi.org/10.1590/1983-40632015v4529625>.

BORGHI, E.; BORTOLON, L.; AVANZI, J. C.; BORTOLON, E. S. O.; UMMUS, M. E.; GONTIJO NETO, M. M.; DA COSTA, R. V. Desafios das novas fronteiras agrícolas de produção de milho e sorgo no Brasil: desafios da região do MATOPIBA. In: KARAM, D.; MAGALHÃES, P. C. (ed.). **Eficiência nas cadeias produtivas e o abastecimento global**. Sete Lagoas: Associação Brasileira de Milho e Sorgo, 2014, p. 263-278.

BORTOLLI, M. A. Adubação de sistemas: antecipação de adubação nitrogenada para a cultura do milho em integração lavoura-pecuária. 2016. 89 f. Tese (Doutorado em Agronomia Produção Vegetal) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2016. Disponível em: <http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/1729>. Acesso em: 21 jul. 2024.

BORTOLLI, M. A. **Influência de períodos de pastejo em trigo duplo propósito sobre a decomposição e liberação de nutrientes da palhada em sistema de integração lavoura-pecuária**. 2012. 81 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco (PR), 2012. Disponível em: <http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/247>. Acesso em: 21 jul. 2024.

BOTT, R. C *et al.*, Production and environmental implications of equine grazing. **Journal of Equine Veterinary Science**, v. 33, p. 1031-1043, Jul. 2013. <https://doi.org/10.1016/j.jevs.2013.05.004>.

BRAZ, S. P *et al.* Aspectos quantitativos do processo de reciclagem de nutrientes pelas fezes de bovinos sob pastejo em pastagem de *Brachiaria decumbens* na Zona da Mata de Minas Gerais. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 31, p. 858-865, Abr. 2002. <https://doi.org/10.1590/S1516-35982002000400008>.

BURROUGH, P. A.; MCDONNELL, R. A. **Principles of geographical information systems**. Oxford: Oxford University Press e. 2, 2000.

CABRAL, C. E. A *et al.* Impactos técnico-econômicos da adubação de pastos. **Nativa**, v. 9, p. 173–181, Mai. 2021. <https://doi.org/10.31413/nativa.v9i2.12047>.

CAMARGO, T. A *et al.* Plant diversity and cattle grazing affecting soil and crop yield in tropical sandy soils. **Archives of Agronomy and Soil Science**, v. 69, p. 2053-2064, Set. 2023.

<https://doi.org/10.1080/03650340.2022.2134564>.

CAMARGO, T. A. *et al.* Enhancing soil quality and grain yields through fertilization strategies in integrated crop-livestock system under no-till in Brazilian Cerrado. **European Journal of Soil Biology**, v. 121, p. 103613, Mar. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2024.103613>.

CAMBARDELLA C. A *et al.* Field-scale variability of soil properties in Central Iowa soils. **Soil Science Society of America Journal**, v. 58, p. 1501–1511, Set. 1994. <https://doi.org/10.2136/sssaj1994.03615995005800050033x>.

CAMPBELL, A. G. Grazed, pasture parameters: I. Pasture dry matter production and availability in a stocking rate and grazing management experiment with dairy cow. **Journal of Agricultural Science**, v.67, p.199-210, 1966.

CANEIRO, M. A *et al.* Arbuscular mycorrhizal fungi in soil aggregates from fields of “murundus” converted to agriculture. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 50, n. 4, p. 313-321, Abr. 2015. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X201500040000>.

CANTARELLA, H. VII - Nitrogênio. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: SBCS, 2007. p. 376-470.

CARLOS, F. S *et al.* Integrated crop–livestock systems in lowlands increase the availability of nutrients to irrigated rice. **Land Degradation & Development**, v. 33, n. 18, p. 2962-2972, Mai. 2020. <http://dx.doi.org/10.1002/ldr.3653>.

CARPINELLI, S *et al.* Effects of trees and nitrogen supply on macronutrient cycling in integrated crop–livestock systems. **Agronomy Journal**, v. 112, p. 1377-1390, Dez. 2020. <https://doi.org/10.1002/agj2.20099>.

CARVALHO, P. C. F *et al.* Harry Stobbs memorial lecture: can grazing behavior support innovations in grassland management tropical grasslands. **Forrajes Tropicales**, v. 1, p. 137–155, Dez. 2013. [https://doi.org/10.17138/tgft\(1\)137-155](https://doi.org/10.17138/tgft(1)137-155).

CARVALHO, P. C. F *et al.* Integrating the pastoral component in agricultural systems. **Revista Brasileira de Zootecnia**, v. 47, Abr. 2018. <https://doi.org/10.1590/rbz4720170001>.

CARVALHO, P. C. F *et al.* Managing grazing animals to achieve nutrient cycling and soil improvement in no-till integrated systems. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 88, p. 259-273, Nov. 2010. <http://dx.doi.org/10.1007/s10705-010-9360-x>.

CARVALHO, P. C. F.; BREMM, C.; BONNET, O. J. F.; SAVIAN, J. V.; SCHONS, R. M. T.; SZYMCHAK, L. S.; BAGGIO, T.; MOOJEN, F. G.; SILVA, D. F. F.; MARIN, A.; GANDARA, L.; BOLZAN, A. M. S.; NETO, G. F. S.; DE MORAES, A.; MONTEIRO, A. L. G.; DOS SANTOS, D. T.; LACA E. A. Como a estrutura do pasto influencia o animal em pastejo? Exemplificando as interações planta-animal sob as bases e fundamentos do Pastoreio “Rotatínuo”. In: VIII SIMFOR – SIMPÓSIO SOBRE MANEJO ESTRATÉGICO DA PASTAGEM, 2016, Viçosa. Anais... 2016. p. 303-333.

CARVALHO, P. F *et al.* Definições e terminologias para Sistema Integrado de Produção Agropecuária. **Revista Ciência Agronômica**, v. 45, p. 1040-1046, Out. 2014. <https://doi.org/10.1590/S1806-66902014000500020>.

CONAB *Boletim da Safra de Grãos*. Disponível em: <https://www.gov.br/conab/pt-br/atuacao/informacoes-agropecuarias/safras/safra-de-graos>. Acesso em: 19 Mai. 2025.

CONFEDERAÇÃO DA AGRICULTURA E PECUÁRIA DO BRASIL - CNA a guerra e os insumos agrícolas. Disponível em: <https://www.cnabrazil.org.br/noticias/a-guerra-e-os-insumos-agricolas>. Acesso em: 23 jul. 2024.

CONFEDERAÇÃO NACIONAL DE MUNICÍPIOS Agro apresenta diminuição de 27 mil vagas no mercado de trabalho. Disponível em: <<https://cnm.org.br/comunicacao/noticias/agro-apresenta-diminuicao-de-27-mil-vagas-no-mercado-de-trabalho>>. Acesso em: 4 jul. 2024.

CORREA-LUNA, M *et al.* Efficiency of crude protein utilization in grazing dairy cows: A case study comparing two production systems differing in intensification level in New Zealand. **Animals**, v. 10, n. 6, p. 1036, Jun. 2020. <https://doi.org/10.3390%2Fani10061036>.

COSTA, K. A *et al.* Extração de macronutrientes pela fitomassa do capim-xaraés em função de doses de nitrogênio e potássio. **Ciência Rural**, v. 38, p. 1041-1047, Ago. 2008. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782008000400043>.

COSTA, M. P *et al.* A socio-eco-efficiency analysis of integrated and non-integrated crop-livestock-forestry systems in the Brazilian Cerrado based on LCA. **Journal of Cleaner Production**, v. 171, p. 1460-1471, Jan. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.063>.

COSTA, S. E. V. G. A *et al.* Impact of an integrated no-till crop–livestock system on phosphorus distribution, availability and stock. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 190, p. 43-51, Jun. 2014. <https://doi-org.ez22.periodicos.capes.gov.br/10.1016/j.agee.2013.12.001>.

COUTINHO, J. H. **Emissão de gases de efeito estufa do solo em diferentes sistemas de produção de soja sob plantio direto**. 2024. 62 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia Produção Vegetal) Universidade Federal do Paraná, Curitiba (PR), 2024. Disponível em: <https://hdl.handle.net/1884/89772>. Acesso em: 08 de fevereiro de 2025.

CRUSCIOL, C. A. C *et al.* Persistência de palhada e liberação de nutrientes do nabo forrageiro no plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 40, p. 161-168, Abr. 2005. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2005000200009>.

CUI, Y *et al.* Ecoenzymatic stoichiometry and microbial nutrient limitation in rhizosphere soil in the arid area of the northern Loess Plateau, China. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 116, p. 11-21, Jan. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2017.09.025>.

CUI, Y *et al.* Ecoenzymatic stoichiometry reveals microbial phosphorus limitation decreases the nitrogen cycling potential of soils in semi-arid agricultural ecosystems. **Soil and Tillage Research**, v. 197, p. 104463, Mar. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.still.2019.104463>.

CUNHA, T. J. F *et al.* Soil organic matter and fertility of anthropogenic dark earths (terra preta de índio) in the brazilian amazon basin. **Revista Brasileira Ciência do Solo**, v. 33, Fev. 2009. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832009000100009>.

DA SILVA, B. A *et al.* Phosphorus cycling from residuals pools underlying efficient P fertilization in rotation systems in tropical agriculture. **Soil and Tillage Research**, v. 244, p. 106255, Dez. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.still.2024.106255>.

DA SILVA, L. S *et al.* Spatial variability of iron oxides in soils from Brazilian sandstone and basalt. *Catena*, v. 185, p. 104258, Fev. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2019.104258>.

DA SILVA, S. C.; SBRISSIA, A. F.; PEREIRA, L. E. T. Ecophysiology of C4 Forage Grasses - Understanding Plant Growth for Optimising Their Use and Management. **Agriculture**, v. 5, p. 598-625, Jul. 2015. <https://doi.org/10.3390/agriculture5030598>.

DAMIAN, J. M *et al.* Changes in soil phosphorus pool induced by pastureland intensification and diversification in Brazil. **The Science of the Total Environment**. v. 703, p. 135463, Fev. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2019.135463>.

DAVI, J. E. A *et al.* Diversified production systems in sandy soils of the Brazilian Cerrado: nutrient dynamics and soybean productivity. **Journal of Plant Nutrition**, v. 46, p. 1650-1667, Jun. 2022. <http://dx.doi.org/10.1080/01904167.2022.2093744>.

DE ALMEIDA, G. M. Diagnóstico nutricional e eficiência de uso do nitrogênio na fase pastagem de um sistema integrado de produção agropecuária. 2019. 89 f. Tese (Doutorado em Agronomia Produção Vegetal) – Universidade Federal do Paraná, Departamento de Fitotecnia e Fitossanidade, Curitiba, 2019. Disponível em: <https://hdl.handle.net/1884/63814>. Acesso em: 21 jul. 2024.

DE ALMEIDA, T. B. F *et al.* Development and nutrition of soybeans with macronutrients deficiencies. **Communications in Soil Science and Plant Analysis**, v. 48, p. 1616-1625, Out. 2017. <https://doi.org/10.1080/00103624.2017.1374402>.

DE MORAES, A *et al.* Chapter 16 - Integrated Crop-Livestock Systems as a Solution Facing the Destruction of Pampa and Cerrado Biomes in South America by Intensive Monoculture Systems. **Agroecosystem Diversity**, p. 257-273, 2019. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-811050-8.00016-9>.

DE MORAES, A. *et al.* Comparação de métodos de estimativa de taxas de crescimento em uma pastagem submetida a diferentes pressões de pastejo. **Reunião Anual da Sociedade Brasileira de Zootecnia**, v. 27, p. 332, 1990.

DE MORAES, A.; CARVALHO, P. C. F.; PELISSARI, A.; ANGHINONI, I.; LUSTOSA, S. B. C.; LANG, C. R.; ASSMANN, T. S.; DEISS, L.; NUNES, P. A. A. Sistemas Integrados de Produção Agropecuária: Conceitos Básicos e Histórico no Brasil. In: BERBER, R. C. A.; SOUSA, A. C. L.; PEREIRA, A. J.; NASCIMENTO, D. O.; SANTOS, D. A. S.; ARAÚJO, E. L.; MAFRA FILHO, F. S. A.; MACEDO, L. O. B.; PUGAS, M. A. R.; SILVA, M. A.; MARQUE, V. C. (ed.). **Sistemas Integrados de Produção Agropecuária no Brasil**. Rondonópolis: Editora da Universidade Federal de Rondonópolis (EdUFR), 2023, p. 13-28.

DE OLIVEIRA JÚNIOR, J. G.; WERNER, J. P.; TORO, A.; BUENO, I. T.; ESQUERDO, J. C.; ANTUNES, J. F.; COUTINHO, A. C.; LAMPARELLI, R. A. C.; MAGALHÃES, P. S. G.; SHIBUYA, D. H.; JOAQUIM, L. F.; FIGUEIREDO, G. K. D. A. Verificação do potencial de sistemas de integração lavoura-pecuária na recuperação de áreas de pastagens degradadas. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 20., 2023, Florianópolis. Anais ..., São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2023. p. 1858-1861.

DE OLIVEIRA, L. G. S. **Produtividade e comportamento animal em sistemas integrados de produção agropecuária**. 2024. 81 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia Produção Vegetal) Universidade Federal do Paraná, Curitiba (PR), 2024. Disponível em: <https://hdl.handle.net/1884/87495>. Acesso em: 26 jul. 2024.

DE OLIVEIRA, T. J. A.; DOERNER, S.; DE ALMEIDA, R. E. M. A dependência do agronegócio brasileiro em relação aos fertilizantes importados. Informe GEPEC, v. 27, p. 363-383, Mar. 2023. <http://dx.doi.org/10.48075/igepec.v27i1.30129>.

DE QUADROS, F. L. F.; DUTRA, G. M.; CASANOVA, P. T. “Mitos” e “verdades” do manejo das pastagens. In: III SIMPÓSIO DE PRODUÇÃO ANIMAL A PASTO, 2015, Dois Vizinhos. Anais..., 2015. p. 27.

DE RESENDE, A. V.; BORGHI, E.; GONTIJO NETO, M. M.; ABREU, S. C.; DOS SANTOS, F. C.; COELHO, A. M. Manejo de nutrientes no cultivo de milho segunda safra na região do

cerrado. Sete Lagoas: Embrapa Milho e Sorgo, 2018. Relatório técnico.

DE SÃO JOSÉ, J. F. B *et al.* Soil Carbon Stock and Indices in Sandy Soil Affected by Eucalyptus Harvest Residue Management in the South of Brazil. **Soil Systems**, v.7, p. 93, Out. 2023. <https://doi.org/10.3390/soilsystems7040093>.

DEISS L *et al.* Soil phosphorus compounds in integrated crop-livestock systems of subtropical Brazil. **Geoderma**, v. 274, p. 88–96, Abri. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2016.03.028>.

DELEVATTI, L. M *et al.* Effect of nitrogen application rate on yield, forage quality, and animal performance in a tropical pasture. **Scientific Reports**, v. 9, p. 7596, Mai. 2019. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-44138-x>.

DENARDIN, L. G. O *et al.* Fertilization effects on soil microbial composition and nutrient availability in integrated rice-livestock production systems. **Applied Soil Ecology**, v. 174, Fev. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2022.104420>.

DENARDIN, L. G. O *et al.* Soybean Yield Does Not Rely on Mineral Fertilizer in Rotation with Flooded Rice under a No-Till Integrated Crop-Livestock System. **Agronomy**, v. 10, p. 1371, Set. 2020. <https://doi.org/10.3390/agronomy10091371>.

DUBEUX JUNIOR, J. C. B *et al.* Nutrient cycling in warm-climate grasslands. **Crop Science**, v. 47, p. 915-928, Mai. 2007. <https://doi.org/10.2135/cropsci2006.09.0581>.

EMBRAPA Agricultura e preservação ambiental: uma análise do cadastro ambiental rural. Disponível em: www.embrapa.br/car. Acesso em: 25 jun. 2024.

EPSTEIN, E.; BLOOM, A. J. **Mineral Nutrition of Plants: Principles and Perspectives**. Sunderland: Sinauer Associates, e. 2, 2005.

EULENSTEIN, F *et al.* Trends of soybean yields under climate change scenarios. **Horticulturae**, v. 3, p. 10, Dez. 2016. <https://doi.org/10.3390/horticulturae3010010>.

ERNANI, P. E.; DE ALMEIDA, J. A.; DOS SANTOS, F. C. IX - Potássio. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: SBCS, 2007. p. 552-594.

FAN, Y *et al.* Uptake and utilization of nitrogen, phosphorus and potassium as related to yield advantage in maize-soybean intercropping under different row configurations. **Scientific Reports**, v. 10, p. 9504, Jun. 2020. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-66459-y>.

FARIAS, G. D *et al.* Can system fertilization improve plant nutrition and ensure nutrient carryover to successive crops in integrated crop-livestock systems?. **Field Crops Research**, v. 109985, Mai. 2025. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2025.109985>.

FARIAS, G. D *et al.* Integrated crop-livestock system with system fertilization approach improves food production and resource-use efficiency in agricultural lands. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 40, p. 1-9, Out. 2020. <http://dx.doi.org/10.1007/s13593-020-00643-2>.

FERNANDES, G *et al.* potassium uptake kinetics in native forage grass species from pampa biome. **Ciência Rural**, v. 52, Fev. 2022. <https://doi.org/10.1590/0103-8478cr2020>.

FERRAZZA, J. M. Antecipação da adubação potássica da soja aplicada na pastagem hiberna em sistemas integrados de produção agropecuária. 2016. 92 f. Tese (Doutorado em Agronomia Produção Vegetal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2016. Disponível em: <http://hdl.handle.net/1884/42765>. Acesso em: 21 jul. 2024.

FERREIRA, A. D.; SERRA, A. P.; MELOTTO, A. M.; BUNGENSTAB, D. J.; LAURA, V. A. Manejo das árvores e propriedades da madeira em sistema de ILPF com eucalipto. In: BUNGENSTAB, D. J.; ALMEIDA, R. G. de; LAURA, V. A.; BALBINO, L. C.; FERREIRA, A. D. (Ed.). **ILPF: inovação com integração de lavoura, pecuária e floresta**. Brasília: Embrapa, 2019, p. 455-471.

FERREIRA, E. V. O *et al.*, Soil potassium content in an integrated crop-livestock system under no-tillage with different grazing intensities. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 33, p. 1675-1684, Dez. 2009. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832009000600016>.

FERREIRA, A. S.; ZUCARELI, C.; WERNER, F.; BALBINOT JUNIOR, A. A. Plant spatial arrangement affects grain production from branches and stem of soybean cultivars. **Bragantia**, v. 77, p. 567–576, Dez. 2018. <https://doi.org/10.1590/1678-4499.2017285>.

FERREIRA, E. V. O *et al.* Ciclagem e balanço de potássio e produtividade de soja na integração lavoura-pecuária sob semeadura direta. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 35, p. 161-169, Fev. 2011. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832011000100015>.

FIDALSKI, J. Qualidade física de Latossolo Vermelho em sistema de integração lavoura-pecuária após cultivo de soja e pastejo em braquiária. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 50, p. 1097–1104, nov. 2015. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2015001100013>.

FIETZ, C. R. *et al.* Época de semeadura da soja para a região de Dourados – MS, com base na deficiência hídrica e no fotoperíodo. **Engenharia Agrícola**, v. 28, p. 666-672, Abr. 2009. <https://doi.org/10.1590/S0100-69162008000400006>.

FLORES, J. P. M. *et al.* Soil K forms and K budget in integrated crop-livestock systems in a lowland soil. **Soil & Tillage Research**, v. 213, p. 105070, Set. 2021. <http://dx.doi.org/10.1016/j.still.2021.105070>.

FRANCHINI, J. C. *et al.* Desempenho da soja em consequência de manejo de pastagem, época de dessecação e adubação nitrogenada. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 50, Dez. 2015. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2015001200002>.

FRANCO, A. J. *et al.* Plant diversity in integrated crop-livestock systems increases the soil enzymatic activity in the short term. **Pesquisa Agropecuária Tropical**, v. 50, p. 1-11, Out. 2020. <https://doi.org/10.1590/1983-40632020v5064026>.

FREELAN, W. J.; JANZEN, D. H. Strategies in Herbivory by Mammals: The Role of Plant Secondary Compounds. **The American Naturalist**, v. 108, p. 269-289, Mai. 1974. <https://doi.org/10.1086/282907>.

FREITAS, C. M. *et al.* System fertilization in the pasture phase enhances productivity in

integrated crop–livestock systems. **The Journal of Agricultural Science**, v. 161, p. 755-762, Dez. 2023. <https://doi.org/10.1017/S0021859623000606>.

GALBIERI, R.; SILVA, J. F. V.; ASMUS, G. L.; VAZ, C. M. P.; LAMAS, F. M.; CRESTANA, S.; TORRES, E. D.; FARIAS, A.; FALEIRO, V. O.; CHITARRA, L. G.; RODRIGUES, S. M. M.; STAUT, L. A.; MATOS, S. T.; DRUCK, S.; MAGALHÃES, CAS.; OLIVEIRA, A. A. E.; TACHINARDI, R.; FANAN, S.; RIBEIRO, N. R.; SANTOS, T. F. S. Áreas de produção de algodão em Mato Grosso: nematoides, murcha de *fusarium*, sistemas de cultivo, fertilidade e física de solo. Cuiabá: IMA-MT, 2014. Relatório técnico.

GALINDO, F. S *et al.* Technical and economic viability and nutritional quality of mombasa guinea grass silage production. **Acta Scientiarum. Agronomy**, v. 40, Jul. 2018. <https://doi.org/10.4025/actasciagron.v40i1.36395>.

GAO, J *et al.* Hyperspectral remote sensing of forage stoichiometric ratios in the senescent stage of alpine grasslands. **Field Crops Research**, v. 313, p. 109427, Jun. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2024.109427>.

GARCIA, C. M. P *et al.* Decomposição da palhada de forrageiras em função da adubação nitrogenada após o consórcio com milho e produtividade da soja em sucessão. **Bragantia**, v. 73, Jun. 2014. <https://doi.org/10.1590/brag.2014.016>.

GARCIA, R. A *et al.* Soil Organic Matter and Physical Attributes Affected by Crop Rotation Under No-till. **Soil Science Society of America Journal**, v. 77, p. 1724-1731, Set. 2013.

GASQUES, L. R *et al.* Long-term successive poultry litter application improves Oxisol Fertility in the Brazilian Cerrado. **Acta Scientiarum Agronomy**, 2025. (No prelo).

GATIBONI, L. C. *et al.* Fósforo da biomassa microbiana e atividade de fosfatases ácidas durante a diminuição do fósforo disponível no solo. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, n. 8, p. 1085–1091, Ago. 2008. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2008000800019>.

GOMES, B. R. **Produtividade de parte aérea e sistema radicular do capim marandu submetido ao pastoreio rotatínuo e rotativo tradicional na região do cerrado**. 2024. 65 f.

Dissertação (Mestrado em Agronomia Produção Vegetal) Universidade Federal do Paraná, Curitiba (PR), 2024. Disponível em: <https://hdl.handle.net/1884/94593>. Acesso em: 08 de fevereiro de 2025.

GONÇALVES, L. S. **Utilização de coordenadas georreferenciadas aplicada a máquinas agrícolas**. Trabalho de Conclusão de Graduação (Bacharelado em Engenharia de Controle e Automação) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Cornélio Procópio, 2017.

GRANT, D *et al.* Soil carbon stocks under grazed pasture and pasture-tree systems. **Science of The Total Environment**, v. 715, p. 136910, Jan. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.136910>.

GRIGORIEVA, E.; LIVENETS, A.; STELMAKN, E. Adaptation of agriculture to climate change: A scoping review. **Climate**, v. 11, p. 202, Out. 2023. <https://doi.org/10.3390/cli11100202>.

GUERA, K. C. S *et al.* Phosphorus use in soybean in integrated production system under anticipation of phosphate fertilization. **Revista Ciência Agronômica**, v. 51, p. 3, Ago. 2020. <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20200044>.

HACHIYA, T.; SAKAKIBARA, H. Interactions between nitrate and ammonium in their uptake, allocation, assimilation, and signaling in plants. **Journal of Experimental Botany**, v. 68, p. 2501-2512, Dez. 2016. <https://doi.org/10.1093/jxb/erw449>.

HALLAMA, M.; PEKRUN, C.; LAMBERS, H.; KANDELER, E. Hidden miners - the roles of cover crops and soil microorganisms in phosphorus cycling through agroecosystems. **Plant and Soil**, v. 434, Jan. 2019. <https://link.springer.com/article/10.1007/s11104-018-3810-7>.

HANSEN, V *et al.* Towards integrated cover crop management: N, P and S release from aboveground and belowground residues. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 313, p. 107392, Fev. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107392>.

HASANUZZAMANM, M *et al.* Potassium: A vital regulator of plant responses and tolerance to abiotic stresses. **Agronomy**, v.8, p. 31, Mar. 2018.

<https://doi.org/10.3390/agronomy8030031>.

HAVLIN, J.; HEINIGER, R. Soil Fertility Management for Better Crop Production. **Agronomy**, v. 10, p. 1349, Set. 2020. <https://doi.org/10.3390/agronomy10091349>.

HE, Y *et al.* Arbuscular mycorrhizal fungus-induced decrease in phosphorus loss due to leaching in red soils under simulated heavy rainfall. **Journal of Soils and Sediments**, v. 21, p. 881–889, Jan. 2021. <https://doi-org.ez22.periodicos.capes.gov.br/10.1007/s11368-020-02849-z>.

HOFFLAND, E.; KUYPER, T. W.; COMANS, R. N.J.; CREAMER, R. E. Eco-functionality of organic matter in soils. **Plant and Soil**, v. 455, p. 1–22, Ago. 2020. <https://doi.org/10.1007/s11104-020-04651-9>.

SONG, H *et al.* Combined Application of chemical and organic fertilizers promoted soil carbon sequestration and bacterial community diversity in dryland wheat fields. **Land**, v. 13, p. 1296, Ago. 2024. <https://doi.org/10.3390/land13081296>.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA (IBGE). 2024 registra recorde no abate de bovinos, frangos e suínos. IBGE, 7 mar. 2024. Disponível em: <https://agenciadenoticias.ibge.gov.br/agencia-sala-de-imprensa/2013-agencia-de-noticias/releases/42898-2024-registra-recorde-no-abate-de-bovinos-frangos-e-suinos>. Acesso em: 23 maio 2025.

IPEA. Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada. ODS 2: Fome Zero e Agricultura Sustentável. Brasília, DF, 2019. Disponível em: <https://www.ipea.gov.br/ods/ods2.html>. Acesso em: 26 de Mai. 2025.

JALALPOUR, S *et al.* The effect of sources of phosphorus fertilizer on the improvement of nutrient absorption and phosphorus use efficiency in soybean (*Glycine max* L.). **Plant Productions**, v. 4, Jan. 2025. <https://doi.org/10.22055/ppd.2025.48406.2231>.

JANK, L *et al.* The value of improved pastures to Brazilian beef production. **Crop and Pasture Science**, v. 65, p. 1132–1137, Jan. 2014. <http://dx.doi.org/10.1071/CP13319>.

Jl, D *et al.* Crop residue decomposition and nutrient release are independently affected by nitrogen fertilization, plastic film mulching, and residue type. **European Journal of Agronomy**, v. 138, p. 126535, Ago. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2022.126535>.

KANYAKO, F *et al.* Compounding Uncertainties in Economic and Population Growth Increase Tail Risks for Relevant Outcomes Across Sectors. **Earths Future**, v. 12, Jan. 2024. <https://doi.org/10.1029/2023EF003930>.

KÄTTERER, T *et al.* Roots contribute more to refractory soil organic matter than above-ground crop residues, as revealed by a long-term field experiment. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 141, p. 184-192, Abr. 2011. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.02.029>.

KELLERMEIER, F *et al.* Analysis of the root system architecture of arabidopsis provides a quantitative readout of crosstalk between nutritional signals. **The Plant Cell**, v. 26, p. 1480-1496, Abr. 2014. <https://doi.org/10.1105/tpc.113.122101>.

KHAN, T *et al.* Agricultural Fruit Prediction Using Deep Neural Networks. **Procedia Computer Science**, v. 174, p. 72-78, Jul. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.procs.2020.06.058>.

KLINGMAN, D. L *et al.* The cage method for determining consumption and yield of pasture herbage. **Journal of the American Society Agronomy**, v. 35, p. 739-746, Mar. 1943. <http://dx.doi.org/10.2134/agronj1943.00021962003500090001x>.

KÖLLN, O. T.; SILVA, S. R.; PALUDETTO, A. O solo: a base para a produção vegetal. In: KÖLLN, O. T. (Org.). **Sistemas para produção agropecuária sustentável no norte pioneiro do Paraná**. Cornélio Procópio, PR: UENP, 2023, p. 15-60.

KUNRATH, T. R *et al.* Sward height determines pasture production and animal performance in a long-term soybean-beef cattle integrated system. **Agricultural Systems**, v. 177, p. 102716, Jan. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2019.102716>.

LANGE, M *et al.* Plant diversity increases soil microbial activity and soil carbon storage.

Nature Communications, v. 6, Abr. 2015. <http://dx.doi.org/10.1038/ncomms7707>.

LEMAIRE, G *et al.* Domestic herbivores, the crucial trophic level for sustainable agriculture: Avenues for reconnecting livestock to cropping systems. **Agronomy**, v. 13, p. 982, Mar. 2023. <https://doi.org/10.3390/agronomy13040982>.

LEMAIRE, G *et al.* Integrated crop–livestock systems: Strategies to achieve synergy between agricultural production and environmental quality. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 190, p. 4–8, Jun. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2013.08.009>.

LISBOA, F. J. G *et al.* The match between microbial community structure and soil properties is modulated by land use types and sample origin within an integrated agroecosystem. **Soil Biology and Biochemistry**, v. 78, p. 97–118, Nov. 2014. <https://doi.org/10.1016/j.soilbio.2014.07.017>.

LIU, Y *et al.* Grazing exclusion enhanced net ecosystem carbon uptake but decreased plant nutrient content in an alpine steppe. **Catena**, v. 195, p. 104799, Jul. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2020.104799>.

LIU, Y *et al.* Intensive fertilization (N, P, K, Ca, and S) decreases organic matter decomposition in paddy soil. **Applied Soil Ecology**, v. 127, p. 51-57, Jun. 2018. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2018.02.012>.

LIXIN, W *et al.* Dynamic interactions of ecohydrological and biogeochemical processes in water-limited systems. **Ecosphere**, v. 6, p. 1-27, Ago. 2015. <https://doi.org/10.1890/ES15-00122.1>.

LÓPEZ-MÁRSICO, L *et al.* Grazing increases below-ground biomass and net primary production in a temperate grassland. **Plant and Soil**, v. 392, p. 155-162, Mar. 2015. <https://doi.org/10.1007/s11104-015-2452-2>.

LOSS, A *et al.* Densidade e fertilidade do solo sob sistemas plantio direto e integração lavoura-pecuária no Cerrado. **Revista de Ciências Agrárias - Amazon Journal of Agricultural and Environmental Sciences**, v. 55, p. 260-268, Nov. 2012.

<http://dx.doi.org/10.4322/rca.2012.066>.

LOSS, A. Dinâmica da matéria orgânica, fertilidade e agregação do solo em áreas sob diferentes sistemas de uso no Cerrado goiano. 2011. 122 f. Tese (Doutorado em Agronomia Ciência do Solo) - Instituto de Agronomia, Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, Seropédica, 2011. Disponível em: <https://rima.ufrj.br/jspui/handle/20.500.14407/9034>. Acesso em: 21 jul. 2024.

MACEDO, R. L. G.; VALE, A. B.; VENTURIN, N. **Eucalipto em sistemas agroflorestais**. Lavras: UFLA, p. 331, 2010.

MACIEL, A. M *et al.* Identifying Land Use Change Trajectories in Brazil's Agricultural Frontier. **Land**, v. 9, p. 506, Dez. 2020. <https://doi.org/10.3390/land9120506>.

MAGALHÃES, W. A *et al.* Quantificação de nutrientes em sementes de soja. **Revista de Ciências Agroambientais**, v. 13, Abr. 2015. <https://doi.org/10.5327/rcaa.v13i2.1189>.

MALUF, H. J. G. M *et al.* Decomposição de resíduos de culturas e mineralização de nutrientes em solo com diferentes texturas. **Revista Brasileira De Ciência do Solo**, v. 39, p. 1681–1689, Nov - Dez. 2015. <https://doi.org/10.1590/01000683rbc20140657>.

MARCHEZAN, C *et al.* Consecutive applications of mineral fertilizer or animal wastes and effects on soil phosphorus after thirteen years of no-tillage. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 24, p. 2067-2618, Fev. 2024. <https://doi.org/10.1007/s42729-024-01683-3>.

MARQUES, A. C. R *et al.* Interaction between growth strategies and phosphorus use efficiency in grasses from South America natural grasslands. **Revista Ceres**, v. 67, p. 62-69, Fev. 2020. <https://doi.org/10.1590/0034-737X202067010009>.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. Amsterdam: Elsevier - Academic Press, e. 3, p. 684, 2012.

MARTIN, G *et al.* Crop–livestock integration beyond the farm level: a review. **Agronomy for Sustainable Development**. v. 36, p. 53, Set. 2016. <https://doi.org/10.1007/s13593-016-0390->

x.

MARTÍNEZ-GARCIA, L. B *et al.* Symbiotic soil fungi enhance ecosystem resilience to climate change. **Global Change Biology**, v. 23, p. 5228-5236, Dez. 2017. <https://doi.org/10.1111%2Fgcb.13785>.

MCLACHIAN, J.W *et al.* Warm-Season Pasture Species Respond to Subsurface Placement of Phosphorus Fertiliser. **Agronomy**, v. 13, p. 2524, Set. 2023. <https://doi.org/10.3390/agronomy13102524>.

MENDES, I. C *et al.* Adubação nitrogenada suplementar tardia em soja cultivada em latossolos do Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, p. 1053-1060, Ago. 2008. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2008000800015>.

MENGEL, K.; KIRKBY, E. A.; KOSENGARTEN, H.; APPEL, T. **Principles of Plant Nutrition**. Springer Dordrecht - Kluwer Academic Publishers, e. 5, 2001.

MERLOTI, L. F *et al.* Investigating the effects of Brachiaria (Syn. Urochloa) varieties on soil properties and microbiome. **Pant and Soil**, v. 503, p. 29-46, Out. 2024. <https://doi.org/10.1007/s11104-023-06225-x>.

MIRANDA, D. A. R *et al.* Delineation of management zones in integrated crop-livestock systems. **Agronomy Journal**, v. 113, p. 5271-5286, Out. 2021. <https://doi.org/10.1002/agj2.20912>.

MO, X. *et al.* Mechanisms Underlying Soybean Response to Phosphorus Deficiency through Integration of Omics Analysis. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 23, p. 4592, Abr. 2022. <https://doi.org/10.3390/ijms23094592>.

MOMESSO, L *et al.* Feasibility of early fertilization of maize with 15 N application to preceding cover crop. **European Journal of Agronomy**, v. 135, p. 126485, Fev. 2022. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2022.126485>.

MORAES, A.; CARVALHO, P. C. F.; PELISSARI, A.; ALVES, S. J.; LANG, C. R. Sistemas

de integração lavoura-pecuária no subtropico da América do Sul: exemplos do Sul do Brasil. In: SIMPÓSIO INTERNACIONAL EM INTEGRAÇÃO LAVOURA-PECUÁRIA, 1., 2007. Curitiba. Anais..., 2007. p. 1-27.

MOREIRA, F. M. S.; SIQUEIRA, J. O. **Microbiologia e Bioquímica do Solo**. Lavras: UFLA, e. 2, p. 729, 2006.

MOOT, G. O.; LUCAS, H. L. The design conducted and interpretation of grazing trials on cultivated and improved pasture. In: INTERNATIONAL GRASSLAND CONGRESS, 6., 1952, Pensilvânia. Anais ..., Pensilvânia: State College Press, 1952. p. 1380-1395.

MUNIZ, L. C.; MADARI, B. E.; TROVO, J. B. de F.; MACHADO, P. L. O. de A.; COBUCCI, T.; FRANÇA, A. F. de S. Atributos biológicos do solo numa cronosequência de pastagens em sistema ILP no Cerrado. Santo Antônio de Goiás: Embrapa Arroz e Feijão, 2010. Relatório técnico.

NASCIMENTO, D. B *et al.* Nitrogen, phosphorus, and potassium cycling in pasture ecosystems. **Ciência Animal Brasileira**, v. 25, p. 76743, Mar. 2024. <https://doi.org/10.1590/1809-6891v25e-76743P>.

NETO, L. V. M *et al.* Insights on soil carbon cycling in intercropped maize-forage systems as affected by nitrogen. **Geoderma**, v. 449, p. 116998, Ago. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2024.116998>.

NETO, M. E *et al.* Nutrient removal by grain in modern soybean varieties. **Frontiers in Plant Science**, v. 12, Jun. 2021. <https://doi.org/10.3389/fpls.2021.615019>.

NOAA - NATIONAL OCEANIC AND ATMOSPHERIC ADMINISTRATION The power of greenhouse gases. Disponível em: gml.noaa.gov/ccgg/ghgpower/. Acesso em: 10 dez. 2023

NOGUEIRA, B. K. A *et al.* Spatial Variability of Potassium and Agricultural Productivity in Sandy Loam Soil with Rock Dust under Functional Diversity in the Brazilian Cerrado. **Journal of Soil and Plant Nutrition**, v. 24, p. 3441–3458, Abr. 2024. <https://doi.org/10.1007/s42729-024-01766-1>.

NOGUEIRA, B. K. A. **Intensidade e frequência de pastejo na sazonalidade das características morfológicas e estruturais de gramínea tropical**. 2024. 60 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia Produção Vegetal) Universidade Federal do Paraná, Curitiba (PR), 2024. Disponível em: <https://hdl.handle.net/1884/94519>. Acesso em: 08 de fevereiro de 2025.

NOVAIS, R. F.; SMYTH, T. J.; NUNES, F. N. VIII - Fósforo. In: NOVAIS, R. F.; ALVAREZ, V. H.; BARROS, N. F.; FONTES, R. L. F.; CANTARUTTI, R. B.; NEVES, J. C. L. (Ed.). **Fertilidade do solo**. Viçosa: SBCS, 2007. p. 472-550.

NUNES, P. A *et al.* Livestock integration into soybean systems improves long-term system stability and profits without compromising crop yields. **Scientific Reports**, v. 11, p. 1649, Jan. 2021. <https://doi.org/10.1038/s41598-021-81270-z>.

NYÉKI, A.; NEMÉNYI, M. Crop Yield Prediction in Precision Agriculture. **Agronomy**, v. 12, p. 2460, Out. 2022. <https://doi.org/10.3390/agronomy12102460>.

OGINO, C. M.; VIEIRA FILHO, J. E. R. Preços de fertilizantes impactando a produção agrícola brasileira. Brasília: IPEA, 2022. Relatório técnico.

OLIVEIRA JUNIOR, A.; CASTRO, C.; OLIVEIRA, F. A.; KLEPKER, D. Fertilidade do solo e avaliação do estado nutricional da soja. In: SEIXAS, C. D. S.; NEUMAIER, N.; BALBINOT JUNIOR, A. A.; KRZYZANOWSKI, F. C.; LEITE, R. M. V. B. de C. (Ed.). **Tecnologias de produção de soja**. Londrina: Embrapa Soja, 2020. p. 133-184

OLIVEIRA, A. J *et al.* Potencialidades da utilização de drones na agricultura de precisão / Drones potentiality use in precision agriculture. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, p. 64140–64149, Set. 2020. <https://doi.org/10.34117/bjdv6n9-010>.

OLIVEIRA, L. E. Z. Estratégias de adubação fosfatada no longo prazo: resposta de culturas, distribuição espacial e adsorção de fósforo. 2022. 136 f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade de Brasília, Faculdade de Agronomia e Medicina Veterinária, Brasília, 2022. Disponível em: <http://repositorio2.unb.br/jspui/handle/10482/44700>. Acesso em: 21 jul. 2024.

ONGARATTO, F *et al.* Intensive Production and Management of Marandu Palisadegrass

(*Urochloa brizantha* ‘Marandu’) accelerates Leaf Turnover but Does Not Change Herbage Mass. **Agronomy**, v.11, p. 1846, Set. 2021. <https://doi.org/10.3390/agronomy11091846>.

OMARI, R. A *et al.*, Nitrogen mineralization and microbial biomass dynamics in different tropical soils amended with contrasting organic resources. **Soil Systems**, v. 2, p. 63, Nov. 2018. <https://doi.org/10.3390/soilsystems2040063>.

PACHECO, L. P *et al.* Biomass yield in production systems of soybean sown in succession to annual crops and cover crops. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 52, p. 582-591, Ago. 2017. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2017000800003>.

PACHECO, L. P *et al.* Ciclagem de nutrientes por plantas de cobertura e produtividade de soja e arroz em plantio direto. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 48, p. 1228-1236, Set. 2013. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2013000900006>.

PAN, J *et al.* Fertilizers and manures enhance the bioavailability of soil phosphorus fractions in Karst grassland. **Agronomy**, v. 14, p. 1429, Jun. 2024. <https://doi.org/10.3390/agronomy14071429>.

PANICHELLI, L. DAURIAT, A.; GNANSOUNOU, E. Life Cycle Assessment of Soybean-Based Biodiesel in Argentina for Export. **The International Journal of Life Cycle Assessment**, v. 14, p. 144-159, Mar. 2009. <http://dx.doi.org/10.1007/s11367-008-0050-8>.

PARREIRAS, T. C.; BOLFE, E. Expansão e intensificação da agropecuária no Cerrado. In: PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM GEOGRAFIA (IG-UNICAMP), 2022, Campinas. Anais... IG-UNICAMP, 2022. p. 476-492.

PASSIOURA, J. B.; ANGUS, J. F. Improving productivity of crops in water-limited environments. **Advances in Agronomy**, v.106, p. 37-75, Dez. 2010. [http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113\(10\)06002-5](http://dx.doi.org/10.1016/S0065-2113(10)06002-5).

PAUL, E. A.; CLARK, F. E. **Soil microbiology and biochemistry**. e. 2. New York: Academic Press, p. 340, 1996.

PAUSTIAN, K *et al.* Climate-smart soils. **Nature Publishing Group**, v. 532, p. 49-57, Abr. 2016. <https://doi.org/10.1038/nature17174>.

PENG, J *et al.* Plant C:N ratio predicts community composition changes under N addition in an alpine meadow. **Journal of Ecology**, v. 111, p. 589-600, Nov. 2022. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.14048>.

PEREIRA, C. S *et al.* Formas e estádios de aplicação de adubação nitrogenada no desenvolvimento e produtividade da soja. **Revista Agrogeoambiental**, v. 10, Fev. 2019. <https://doi.org/10.18406/2316-1817v10n420181259>.

PEREIRA, N. C. M *et al.* Corn yield and phosphorus use efficiency response to phosphorus rates associated with plant growth promoting bacteria. **Front in Environmental Science**, v. 8, p. 40, Abri. 2020. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.00040>.

PESINI, G *et al.* Long-term impact of tillage systems and liming on grain yield and soil potassium dynamics in a crop rotation system. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 24, Fev. 2025. <https://doi.org/10.1007/s42729-025-02277-3>.

PETERSON, C. A *et al.* Winter grazing does not affect soybean yield despite lower soil water content in a subtropical crop-livestock system. **Agronomy for Sustainable Development**, v. 39, p. 1-10, Abr. 2019. <https://doi.org/10.1007/s13593-019-0573-3>.

PIRES, G. C *et al.* System Fertilization Increases Soybean Yield Through Soil Quality Improvements in Integrated Crop-Livestock System in Tropical Soils. **Journal of Soil Science and Plant Nutrition**, v. 22, p. 4487–4495, Nov. 2022. <http://dx.doi.org/10.1007/s42729-022-01050-0>.

PIRES, G. C. Estratégias de adubação em sistemas integrados de produção agropecuária: diagnóstico nutricional, eficiência de uso e dinâmica de nutrientes. 2024. 88 f. Tese (Doutorado em Agronomia Produção Vegetal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2024. Disponível em: <https://hdl.handle.net/1884/93712>. Acesso em: 14 Mai. 2025.

PIRES, G. C *et al.* Fertilization strategies to improve phosphorus availability and soil health in

an integrated crop-livestock system in the Brazilian Cerrado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, 2025. (No prelo).

POEPLAU, C *et al.* Phosphorus fertilisation under nitrogen limitation can deplete soil carbon stocks: evidence from Swedish meta-replicated long-term field experiments. **Biogeosciences**, v. 13, p. 1119-1127, Fev. 2016. <https://doi.org/10.5194/BG-13-1119-2016>.

POLIDORO, J. C *et al.* The impact of plans, policies, practices and technologies based on the principles of conservation agriculture in the control of soil erosion in Brazil. **Authorea**, v. 32, p. 3457-3468, Abr. 2020. <https://doi.org/10.22541/au.158750264.42640167>.

PORFÍRIO-DA-SILVA, V. O componente arbóreo em sistemas capítulo 10 integrados de produção agropecuária. In: BERBER, R. C. A.; SOUSA, A. C. L.; PEREIRA, A. J.; NASCIMENTO, D. O.; SANTOS, D. A. S.; ARAÚJO, E. L.; MAFRA FILHO, F. S. A.; MACEDO, L. O. B.; PUGAS, M. A. R.; SILVA, M. A.; MARQUE, V. C. (ed.). **Sistemas Integrados de Produção Agropecuária no Brasil**. Rondonópolis: Editora da Universidade Federal de Rondonópolis (EdUFR), 2023, p. 163-186.

PORTUGAL, T. B *et al.* Low-Intensity, High-Frequency Grazing Strategy Increases Herbage Production and Beef Cattle Performance on Sorghum Pastures. **Animals**, v. 12, p. 13, Dez. 2022. <https://doi.org/10.3390/ani12010013>.

POSSAMAI, R. C. **Análise de viabilidade econômica da implantação do sistema integração lavoura-pecuária (iLP) no bioma cerrado**. 2017. 173 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Agronegócio) – Escola de Economia de São Paulo, Fundação Getúlio Vargas, São Paulo (SP), 2017. Disponível em: <http://hdl.handle.net/10438/17946>. Acesso em: 21 jul. 2024.

PRAVIA, M. V *et al.* Soil carbon saturation, productivity, and carbon and nitrogen cycling in crop-pasture rotations. **Agricultural Systems**, v. 171, p. 13-22, Jan. 2019. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2018.11.001>.

PRETTY, J.; BHARUCHA, Z. P. Section II. Current Approaches to Sustainable Food and Agriculture. **Sustainable Food and Agriculture**, p. 169-170, 2019. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-812134-4.00059-5>.

PRICE, J. F.; SCHWEIGERT, B. S. **Ciência de la carne y de los productos cárnicos**. Zaragoza: Acribia, p. 581, 1994.

RANGEL, P *et al.* Regulation of K⁺ nutrition in plants. **Frontiers in Plant Science**, v. 10, p. 281, Mar. 2019. <https://doi.org/10.3389/fpls.2019.00281>.

RAPHAEL, J. P. A *et al.* Soil organic matter in crop rotations under no-till. **Soil and Tillage Research**, v. 155, p. 45-53, Jan. 2016. <https://doi.org/10.1016/j.still.2015.07.020>.

REIS, E. F. D *et al.*, Absorção de fósforo em doze genótipos de milho inoculados com fungo micorrízico arbuscular em solo de cerrado. **Ciência Rural**, v. 38, p. 2441-2447, Dez. 2008. <https://doi.org/10.1590/S0103-84782008005000009>.

RICHARDSON, A. E *et al.* Plant and microbial strategies to improve the phosphorus efficiency of agriculture. **Plant and Soil**, v. 349, p. 121-156, Set. 2011. <https://doi.org/10.1007/s11104-011-0950-4>.

RICHARDSON, A. E.; HOCKING, P. J.; SIMPSON, R. J.; GEORGE, T. S. Plant mechanisms to optimise access to soil phosphorus. **Crop e Pasture Science**, v. 60, p. 124-143, Fev. 2009. <http://dx.doi.org/10.1071/CP07125>.

ROSOLEM, C. A *et al.* Potassium leaching from green cover crop residues as affected by rainfall amount. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, V. 27, p. 355–62, Abr. 2003. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832003000200015>.

ROSSET, J. S *et al.* Frações químicas e oxidáveis da matéria orgânica do solo sob diferentes sistemas de manejo, em Latossolo Vermelho. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v. 51, p. 1529- 1538, Set. 2016. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-204X2016000900052>.

RYSCHAWY, J *et al.* Designing crop–livestock integration at different levels: Toward new agroecological models?. **Nutrient Cycling in Agroecosystems**, v. 108, p. 5–20, Jan. 2017. <https://doi.org/10.1007/s10705-016-9815-9>.

SANTOS, I. L *et al.* Soil N₂O emissions from long-term agroecosystems: Interactive effects of rainfall seasonality and crop rotation in the Brazilian 61 Cerrado. **Agriculture, Ecosystems and Environment**, v. 233, p. 111–120, Out. 2016. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agee.2016.08.027>.

SÃO MIGUEL, A. S. D. C *et al.* Phytomass and nutrient release in soybean cultivation systems under no-tillage. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.53, p. 1119-1131, Out. 2018. <https://doi.org/10.1590/S0100-204X2018001000005>.

SARTO, M. V. M *et al.* Soil microbial community and activity in a tropical integrated crop-livestock system. **Applied Soil Ecology**, v. 145, p. 103350, Jan. 2020. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2019.08.012>.

SARTOR, L. R. **Eficiência de utilização de nitrogênio, fósforo e potássio por plantas de papua submetidas a diferentes intensidades de pastejo e níveis de nitrogênio**. 2009, 115 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco (PR), 2009. Disponível em: <http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/255>. Acesso em: 21 jul. 2024.

SCHOLLES, D.; VARGAS, L. K. Viabilidade da inoculação de soja com estirpes de *Bradyrhizobium* em solo inundado. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 28, p. 6, Dez. 2004. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832004000600005>.

SEKARAN, U.; KUMAR, S.; GONZALEZ-HERNANDEZ, J. L. Integration of crop and livestock enhanced soil biochemical properties and microbial community structure. **Geoderma**, v. 381, p. 114686, Jan. 2021. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2020.114686>.

SILVA, S. A *et al.* Análise espacial da erosão hídrica em um latossolo vermelho amarelo sob cultivo de café conilon. **Revista Ciência Agronômica**, v. 38, n. 04, p. 335-342, Out. 2007. Disponível em: <https://www.researchgate.net/publication/264193173>.

SILVA, A *et al.* Lógica fuzzy na avaliação da fertilidade do solo e produtividade do café conilon. **Revista Ciência Agronômica**, v. 41, p. 9-17, Mar. 2010. <https://doi.org/10.5935/1806-6690.20100002>.

SILVA, L. S *et al.* Does grass-legume intercropping change soil quality and grain yield in integrated crop-livestock systems?. **Applied Soil Ecology**, v. 170, p. 104257, 2022. <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2021.104257>.

SILVA, Y. P. D. M. C. **Análise do crescimento de cinco gramíneas nativas do cerrado associadas a fungos micorrízicos arbusculares.** Trabalho de Conclusão de Graduação (Bacharelado em Engenharia Florestal) – Universidade de Brasília, Brasília, 2022.

SIMÕES, V. J. L. P *et al.* Structural soil quality and system fertilization efficiency in integrated crop-livestock system. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 349, p. 108453, Jun. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2023.108453>.

SIMÕES, V. J. L. P *et al.* System fertilization improves soil quality and increases primary production in an integrated crop-livestock system. **Journal of Integrative Agriculture**, 2025. (No prelo)

SINGH, S. K *et al.* Phosphorus Nutrition Affects Temperature Response of Soybean Growth and Canopy Photosynthesis. **Frontiers in Plant Science**, v. 9, Ago. 2018. <https://doi.org/10.3389/fpls.2018.01116>.

SNEESSENS, I *et al.* Direct and indirect impacts of crop–livestock organization on mixed crop–livestock systems sustainability: a model-based study, **Animal**, v. 10, i. 11, p. 1911-1922, Dez. 2020. <https://doi.org/10.1017/S1751731116000720>.

SOARES, A. B.; MISSIO, R. L.; SCHMITT, D.; AIOLFI, R. B.; DEIFELD, F. L. C. Componente Animal em Sistemas Integrados de Produção Agropecuária. In: BERBER, R. C. A.; SOUSA, A. C. L.; PEREIRA, A. J.; NASCIMENTO, D. O.; SANTOS, D. A. S.; ARAÚJO, E. L.; MAFRA FILHO, F. S. A.; MACEDO, L. O. B.; PUGAS, M. A. R.; SILVA, M. A.; MARQUE, V. C. (ed.). **Sistemas Integrados de Produção Agropecuária no Brasil.** Rondonópolis: Editora da Universidade Federal de Rondonópolis (EdUFR), 2023, p. 187-210.

SOARES, D. A *et al.* Integrated crop–livestock systems as a strategy for the sustainable production of corn and soybean grain in tropical sandy soils. **Agronomy**, v. 14, p. 2071, Set.

2024. <https://doi.org/10.3390/agronomy14092071>.

SOIL SURVEY STAFF. **Soil Taxonomy: A Basic System of Soil Classification for Making and Interpreting Soil Surveys**. Washington, D.C.: United States Department of Agriculture, Natural Resources Conservation Service, e. 2, 1999.

SOLLENBERGER, L. E *et al.* Grassland management affects delivery of regulating and supporting ecosystem services. **Crop Science**, v. 59, p. 441-459, Mar. 2019. <https://doi.org/10.2135/cropsci2018.09.0594>.

SOUZA, S. M. M. A *et al.* Viabilidade econômica de Sistemas Integrados de Produção Agropecuária com consórcios na fase pastagem no Mato Grosso, Brasil. **Custos e Agronegócio Online**, v. 19, p. 2-31, 2023.

SPARKS, D. L. Bioavailability of soil potassium. In: SUMNER, M. E. (Ed.). **Handbook of soil science**. CRC Press, 2000. p. 38–52.

TALIMAN, N. A *et al.* Effect of Phosphorus Fertilization on the Growth, Photosynthesis, Nitrogen Fixation, Mineral Accumulation, Seed Yield, and Seed Quality of a Soybean Low-Phytate Line. **Plants**, v. 8, p. 119, Mai. 2019. <https://doi.org/10.3390/plants8050119>.

TATTO, W. H. Adubação de sistemas: estratégias sustentáveis para utilização de nitrogênio e potássio em sistema de integração lavoura – pecuária. 2021. 146 f. Tese (Doutorado em Agronomia Produção Vegetal) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Pato Branco, 2021. Disponível em: <http://repositorio.utfpr.edu.br/jspui/handle/1/27730>. Acesso em: 21 jul. 2024.

TAVARES *et al.* System fertilization in integrated crop-livestock management favors microbial processes, soil quality and production profitability. **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v. 375, p. 109170, Nov. 2024. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2024.109170>.

TEDESCO M. J.; GIANELLO, C.; BISSANI, C. A.; BIHNEN, H.; VOLKWEISS, S. J. **Análise de solos, plantas e outros materiais**. e. 2. Porto Alegre: UFRGS. p. 174, 1995.

TELLES, T. S *et al.* Economic value of biological nitrogen fixation in soybean crops in Brazil. **Environmental, Technology e Innovation**, v. 31, p. 103158, Ago. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.eti.2023.103158>.

TESK, C. R. M *et al.* Impact of grazing management on forage qualitative characteristics: a review. **Scientific Electronic Archives**, v. 11, p. 188–197, Out. 2018. <https://doi.org/10.36560/1152018667>.

TIECHER, T *et al.* Soil Phosphorus Forms, Legacy, and Fertilizer Use Efficiency Affected by Tillage and Soil Acidity Management. **Geoderma**, v. 435, p. 116495, Jul. 2023. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2023.116495>.

TIEFENBACHER, A *et al.* Optimizing Carbon Sequestration in Croplands: A Synthesis. **Agronomy**, v. 11, p. 882. Abr. 2021. <https://doi.org/10.3390/agronomy11050882>.

TILMAN, D.; DAVID, W.; KNOPS, J. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. **Nature**, v. 379, p. 718-720, Fev. 1996. <https://doi.org/10.1038/379718a0>.

TOLOI, M. N. V *et al.* Development Indicators and Soybean Production in Brazil. **Agriculture**, v. 11, p. 1164, Nov. 2021. <https://doi.org/10.3390/agriculture11111164>.

TSHEWANG, S *et al.* Growth, Rhizosphere Carboxylate Exudation, and Arbuscular Mycorrhizal Colonisation in Temperate Perennial Pasture Grasses Varied with Phosphorus Application. **Agronomy**, v. 10, p. 2017, Set. 2020. <https://doi.org/10.3390/agronomy10122017>.

UENO, R. K.; NEUMANN, M.; MARAFON, F.; REINEHR, L. L.; POCZZYNEK, M.; MICHALOVICZZ, L. Exportação de macronutrientes do solo em área cultivada com milho para alimentação de bovinos confinados. In: SEMINA: CIÊNCIAS AGRÁRIAS, 34., 2013. Londrina. Anais..., 2013. p. 3001-3018.

VAN DER HEIJDEN, M. G. A. Mycorrhizal fungi reduce nutrient loss from model grassland ecosystems. **Ecology**, v. 91, p. 1163-1171, Abr. 2010. <https://doi.org/10.1890/09-0336.1>.

VANGELI, S *et al.* Effects of fertilizer type on nitrous oxide emission and ammonia volatilization in wheat and maize crops. **Soil Use and Management**, v. 38, p. 1519-1531, Jan. 2022. <https://doi.org/10.1111/sum.12788>.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. Uma visão sobre qualidade do solo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 33, p. 743-755, Ago. 2009. <https://doi.org/10.1590/S0100-06832009000400001>.

VIEIRA, M. O. C. S *et al.* Utilização de adubo fosfatado e inoculante à base de fungo micorrízico no cultivo do feijão. **Revista de Ciências AgroAmbientais**, v.19, p. 16-24, Jul. 2021. <https://doi.org/10.30681/rcaa.v19i1.5025>.

VIEIRA, R. F. **Ciclo do nitrogênio em sistemas agrícolas**. Brasília: Embrapa Meio Ambiente, e. 1, p. 163, 2017.

WANG, L *et al.* Soil phosphorus dynamics and its correlation with ectomycorrhizal fungi following forest conversion in subtropical conifer (*Picea asperata*) forests. **European Journal of Soil Biology**, v. 124, p. 103712, Mar. 2025. <https://doi.org/10.1016/j.ejsobi.2025.103712>.

WANG, M *et al.* The critical role of potassium in plant stress response. **International Journal of Molecular Sciences**, v. 14, p. 7370-7390, Abr. 2013. <https://doi.org/10.3390/ijms14047370>.

WANG, W.; HAN, L.; ZHANG, X. Winter cover crops effects on soil microbial characteristics in sandy areas of Northern Shaanxi, China. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 44, Ago. 2020. <http://dx.doi.org/10.36783/18069657rbc20190173>.

WARING, B. G *et al.* Ecoenzymatic stoichiometry of microbial nutrient acquisition in tropical soils. **Biogeochemistry**, v. 117, p. 101, Jan. 2014. <http://dx.doi.org/10.1007/s10533-013-9849-x>.

WARRICK, A.W.; NIELSEN, D. R. **Spatial variability of soil physical properties in the field**. New York: Academic, 1980.

WEI, L *et al.* Citric acid enhances the mobilization of organic phosphorus in subtropical and tropical forest soils. **Biology and Fertility of Soils**, v. 46, p. 765–769, Jan. 2010. <https://doi.org/10.1007/s00374-010-0464-x>.

WHITEHEAD, D. C. **Nutrient elements in grassland**. Wallingford: CABI Publishing, p. 369, 2000.

WIEDER, R.K.; LANG, G. E. A critique of the analytical methods used examining decomposition data obtained from litter bags. **Ecology**, v.63, p. 1636-1642, 1982. <http://dx.doi.org/10.2307/1940104>.

WILLIAMS, P. Nutritional composition of red meat. **Nutrition e Dietetics**, v. 64, p. 113-119, Ago. 2007. <https://doi.org/10.1111/j.1747-0080.2007.00197.x>.

WRIGHT, S. F.; ANDERSON, R. L. Aggregate stability and glomalin in alternative crop rotations for the central Great Plains. **Biology and Fertility of Soils**, v. 21, p. 249-253, Jun. 2000. <https://doi.org/10.1007/s003740050653>.

WRUCK, F. J.; PEDREIRA, B. C.; MICHETTI, M.; DE SOUZA, E. D.; BEHLING, M. Implantação de sistemas integrados de produção agropecuária em grandes propriedades rurais. In: BERBER, R. C. A.; SOUSA, A. C. L.; PEREIRA, A. J.; NASCIMENTO, D. O.; SANTOS, D. A. S.; ARAÚJO, E. L.; MAFRA FILHO, F. S. A.; MACEDO, L. O. B.; PUGAS, M. A. R.; SILVA, M. A.; MARQUE, V. C. (ed.). **Sistemas Integrados de Produção Agropecuária no Brasil**. Rondonópolis: Editora da Universidade Federal de Rondonópolis (EdUFR), 2023, p. 229-238.

WU, J *et al.* Effects of Land and Labor Costs Growth on Agricultural Product Prices and Farmers' Income. **Land**, v. 13, p. 1754, Out. 2024. <https://doi.org/10.3390/land13111754>.

XUN, W *et al.* Grazing-induced microbiome alterations drive soil organic carbon turnover and productivity in meadow steppe. **Microbiome**, v. 6, p. 170, Set. 2018. <https://doi.org/10.1186/s40168-018-0544-y>.

YASUOKA, J. I *et al.* Microclimate of grass canopies and biomass accumulation are influenced

by the use of caged exclosures in grazing research. **International Journal of Biometeorology**, v. 65, p. 1-10, Set. 2021. <http://dx.doi.org/10.1007/s00484-021-02187-w>.

YOKOYAMA, ANDERSON HIDEO. **Relação dos cultivos de inverno com a dinâmica do nitrogênio e o desempenho produtivo da soja em sucessão com dois níveis de adubação nitrogenada**. 2024. 74 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) - Universidade Estadual de Londrina, Londrina (PR), 2018 Disponível em: <https://repositorio.uel.br/handle/123456789/16630>. Acesso em: 10 fev. 2025.

ZAK, D. R *et al.* Plant diversity, soil microbial communities, and ecosystem function: are there any links?. **Ecology**, v. 84, p. 2042–2050, Ago. 2003. <https://doi.org/10.1890/02-0433>.

ZANCANARO, L. E *et al.* Long-term phosphate fertilization strategies evaluation in a Brazilian Oxisol. **Agronomy Journal**, v. 112, p. 4303-4320, Jul. 2020. <http://dx.doi.org/10.1002/agj2.20324>.

ZHU, Q *et al.* Physiological Response of Phosphorus-Efficient and Inefficient Soybean Genotypes under Phosphorus-Deficiency. **Russian Journal of Plant Physiology**, v. 67, p. 175-184, Mar. 2020. <https://doi.org/10.1134/S1021443720010276>.

ZUFFO, A. M *et al.* Adubação nitrogenada na soja inibe a nodulação e não melhora o crescimento inicial das plantas. **Revista em Agronegócio e Meio Ambiente**, v. 12, p. 333–349. Mai. 2019. <https://doi.org/10.17765/2176-9168.2019v12n2p333-349>.