

UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA TROPICAL

**COBERTURAS VEGETAIS NO MANEJO DE PLANTAS
DANINHAS NAS PROPRIEDADES DO SOLO E NA
DEGRADAÇÃO DE ATRAZINA EM CONDIÇÕES TROPICAIS**

LETICIA DE PAULA NEVES DE SOUZA

MANAUS

2025

UNIVERSIDADE FEDERAL DO AMAZONAS
FACULDADE DE CIÊNCIAS AGRÁRIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM AGRONOMIA TROPICAL

LETICIA DE PAULA NEVES DE SOUZA

**COBERTURAS VEGETAIS NO MANEJO DE PLANTAS
DANINHAS NAS PROPRIEDADES DO SOLO E NA
DEGRADAÇÃO DE ATRAZINA EM CONDIÇÕES TROPICAIS**

Tese de Doutorado apresentada ao
Programa de Pós-Graduação em
Agronomia Tropical como parte dos
requisitos para obtenção do título de
Doutor em Agronomia Tropical, área
de concentração Produção Vegetal.

Orientadora: Prof.^a Dr.^a. Sônia Maria Figueiredo Albertino

MANAUS

2025

Ficha Catalográfica

Elaborada automaticamente de acordo com os dados fornecidos pelo(a) autor(a).

S729c Souza, Leticia de Paula Neves de
Coberturas vegetais no manejo de plantas daninhas nas propriedades do solo e na degradação de atrazina em condições tropicais / Leticia de Paula Neves de Souza. - 2025.
83 f. : il., color. ; 31 cm.

Orientador(a): Sônia Maria Figueiredo Albertino.
Tese (doutorado) - Universidade Federal do Amazonas, Programa de Pós-Graduação em Agronomia Tropical, Manaus, AM, 2025.

1. decomposição. 2. ciclagem de nutrientes. 3. manejo conservacionista. 4. meia-vida. 5. atrazina. I. Albertino, Sônia Maria Figueiredo. II. Universidade Federal do Amazonas. Programa de Pós-Graduação em Agronomia Tropical. III. Título

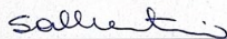
LETÍCIA DE PAULA NEVES DE SOUZA

**COBERTURAS VEGETAIS NO MANEJO DE PLANTAS DANINHAS NAS
PROPRIEDADES DO SOLO E NA DEGRADAÇÃO DE ATRAZINA EM
CONDIÇÕES TROPICAIS**

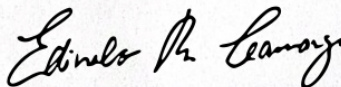
Tese apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Agronomia Tropical como parte dos requisitos para obtenção do título de Doutora em Agronomia Tropical, área de concentração Produção Vegetal

Aprovada em 30 de outubro de 2025.

BANCA EXAMINADORA



Profa. Dra. Sônia Maria Figueiredo Albertino – Presidente
Universidade Federal do Amazonas



Prof. Dr. Edinaldo Rabaoli Camargo – Membro Titular
Universidade Federal de Pelotas

Documento assinado digitalmente

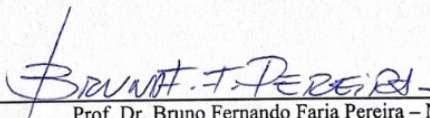


VAIRTON RADMANN

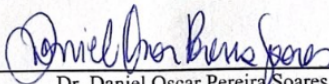
Data: 31/10/2025 12:17:58-0300

Verifique em <https://validar.iti.gov.br>

Prof. Dr. Vairton Radmann – Membro Titular
Universidade Federal do Amazonas



Prof. Dr. Bruno Fernando Faria Pereira – Membro Titular
Universidade Federal do Amazonas



Dr. Daniel Oscar Pereira Soares – Membro Titular
Universidade Federal do Amazonas

AGRADECIMENTOS

A Deus, que, sendo rico em misericórdia, me fortaleceu ao longo do caminho, guiando-me e protegendo-me em cada etapa. Aos meus pais, Manoel e Rosangela, que desde o início da minha jornada acadêmica me incentivaram, investiram tempo e esforços, e sempre oraram por mim. Vocês são a minha base; sou o que sou por tê-los comigo. Ao meu marido, Felipe, meu companheiro de jornada, que sempre me lembrou de que a graça de Deus nunca nos faltou. Obrigada pelo amor, pela dedicação e pela paciência. Um agradecimento especial à minha irmã, Lorena, que me acompanhou nos dias difíceis, me ouviu, investiu em mim e sempre torceu pelo meu trabalho. Aos meus sogros, Andres e Sandra, ao meu cunhado, Ângelo, às minhas cunhadas, Alessandra e Caroline, e às minhas sobrinhas, Ana, Isabelle e Winnie; vocês são bênçãos de Deus na minha vida. Obrigada pelo apoio e pela motivação constantes. À minha orientadora, Prof.^a Sônia Albertino, pela confiança, paciência e orientação em cada etapa desta pesquisa. Sem sua contribuição, eu não teria chegado até aqui. Aos amigos do Laboratório de Ciência de Plantas Daninhas da UFAM, Wandearlysson, Wesley, Karla, Rocinádia, Mauro e Naara; pela amizade, pela ajuda e pelo trabalho em campo. Vocês foram essenciais para que tudo acontecesse. Aos trabalhadores de campo da FAEXP, Gilberto e Cosmos, que nos dias de trabalho árduo sempre estiveram dispostos a ajudar. Serei eternamente grata pela contribuição de vocês. Ao Prof. Edinalvo Camargo, pela recepção, acompanhamento e pelas valiosas instruções. O senhor é um exemplo de pessoa e de profissional. Aos amigos do Laboratório de Dinâmica de Herbicidas, Bianca, Bruno Cabral e Vívian, que me ensinaram a ser uma profissional melhor e sempre estiveram prontos a ajudar. Com vocês, a parte técnica e organizacional fluiu com excelência. Aos doutorandos que me acolheram e ajudaram nas atividades de campo e de laboratório, Tamara, Rubens, Alejandra, Bruno Oliveira e Mateus, pesquisadores dedicados e competentes. Aos estudantes de Iniciação Científica, Laís, Emilly, Lucas e William, pelo auxílio constante nas atividades do laboratório. À Fazenda Experimental da UFAM (FAEXP), pelo apoio técnico e pela cessão do espaço para a condução do experimento. Aos Laboratórios de Ciência de Plantas Daninhas (LCPD/UFAM) e de Dinâmica de Herbicidas, pela oportunidade de desenvolvimento deste trabalho. A todos os professores e colegas dos Programas de Pós-Graduação em Agronomia Tropical (UFAM) e em Fitossanidade (UFPeL), pelo convívio, aprendizado e apoio. Ao CNPq, a FAPEAM e à CAPES pela concessão da bolsa e pelo apoio financeiro. E, por fim, a todos que, de alguma forma, contribuíram para a realização desta pesquisa, o meu mais sincero agradecimento.

*Aquele que leva a preciosa semente,
andando e chorando, voltará, sem dúvida,
com alegria, trazendo consigo os seus molhos*
Salmos 126:6

LISTA DE FIGURAS

Figura 1. Croquí do experimento na Fazenda Experimental da UFAM - FAEXP. Manaus - AM, 2023.....	28
Figura 2. Umidade Relativa do Ar (%) em Manaus, AM - 2023. Fonte: INMET, Instituto Nacional de Meteorologia.	29
Figura 3. Temperatura médias mensais, máximas e mínimas (°C), Manaus, AM - 2023. Fonte: INMET, Instituto Nacional de Meteorologia.	29
Figura 4. Precipitação média (mm) em Manaus, AM - 2023. Fonte: INMET, Instituto Nacional de Meteorologia.	30
Figura 5. Índice de Valor de Importância das plantas daninhas antes da implantação das coberturas vegetais (A), no período de florescimento (B), após o florescimento das espécies (C) e ao final do ciclo das coberturas vegetais na área experimental (D), FreqR – Frequência Relativa, DenR – Densidade Relativa e AbR – Abundância Relativa. Manaus - AM, 2023.	39
Figura 6. Diagrama de Venn dos quatro levantamentos fitossociológicos realizados, antes da implantação das coberturas vegetais, no período de florescimento, após o florescimento e ao final do ciclo de cultivo. Manaus - AM, 2023.	40
Figura 7. Teor de Nitrogênio na matéria seca (g kg^{-1}) das coberturas vegetais ao longo do ciclo fenológico das espécies, Manaus, AM - 2023.	46
Figura 8. Teores de Fósforo na matéria seca (g kg^{-1}) das coberturas vegetais ao longo do ciclo fenológico das espécies, Manaus, AM - 2023.	47
Figura 9. Teores de Potássio na matéria seca (g kg^{-1}) das coberturas vegetais ao longo do ciclo fenológico das espécies, Manaus, AM - 2023.	47
Figura 10. Parcelas experimentais afetadas pelas fortes chuvas em fevereiro de 2023, Manaus - AM.	48
Figura 11. Decomposição das coberturas vegetais (%), <i>Brachiaria ruziziensis</i> , <i>Arachis pintoi</i> , <i>Canavalia ensiformis</i> e <i>Mucuna pruriens</i> aos 30, 60, 90, 120 e 150 dias. Manaus - AM, 2023.	52
Figura 12. Preparo de calda (A) e aplicação do herbicida atrazina na área experimental (B), Manaus - AM, 2023.	68
Figura 13. Disposição das amostras de solo nos falcons de 30 ml e incubação em BOD, Pelotas - RS, 2024.	68
Figura 14. Extração da amostra de solo (A), acréscimo de sais (B), limpeza (C), filtragem (D) e extrato para infundir no HPLC (E). Pelotas - RS, 2024.	69
Figura 15. Curva de calibração do Equipamento de Cromatografia de Alta Performance (HPLC). Pelotas - RS, 2024.	70
Figura 16. Rach de amostras e Equipamento de Cromatografia de Alta Performance (HPLC) do Laboratório de Dinâmica de Herbicidas, Pelotas - RS, 2024.	70
Figura 17. Representação gráfica dos modelos de dissipação de primeira ordem para atrazina em solos com e sem histórico de aplicação prévia do herbicida coletados em áreas de cultivo de <i>B. ruziziensis</i> em Manaus - AM.	72
Figura 18. Representação gráfica dos modelos de dissipação de primeira ordem para atrazina em solos com e sem histórico de aplicação prévia do herbicida coletados em áreas de cultivo de <i>A. pintoi</i> em Manaus - AM.	73
Figura 19. Representação gráfica dos modelos de dissipação de primeira ordem para atrazina em solos com e sem histórico de aplicação prévia do herbicida coletados em áreas de cultivo de <i>C. ensiformis</i> em Manaus - AM.	73

Figura 20. Representação gráfica dos modelos de dissipação de primeira ordem para atrazina em solos com e sem histórico de aplicação prévia do herbicida coletados em áreas de cultivo de <i>M. pruriens</i> em Manaus – AM.....	74
Figura 21. Representação gráfica dos modelos de dissipação de primeira ordem para atrazina em solos com e sem histórico de aplicação prévia do herbicida coletados em áreas dessecadas com Glifosato.....	74

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Análise química do solo do último ciclo de cultivo de coberturas vegetais, Manaus – AM, 2020.....	27
Tabela 2. Composição da comunidade de plantas daninhas e os índices de diversidade da área experimental, antes do cultivo das coberturas vegetais e no período de florescimento. Manaus – AM, 2023.	34
Tabela 3. Composição da comunidade de plantas daninhas e os índices de diversidade da área experimental, após o período de florescimento das coberturas vegetais, Manaus – AM, 2023.	35
Tabela 4. Composição da comunidade de plantas daninhas e os índices de diversidade da área experimental, ao final do ciclo de cultivo das coberturas vegetais, Manaus – AM, 2023.	37
Tabela 5. Análise de variância da taxa de cobertura das parcelas experimentais, após o período de florescimento. Manaus - AM, 2023.	42
Tabela 6. Taxa de cobertura do solo, plantas de cobertura (PC), plantas daninhas (PD) e solo descoberto (S) após o período de florescimento das coberturas vegetais, B. ruziziensis, A. pinto, C. ensiformis, M. pruriens. Manaus - AM, 2023.	42
Tabela 7. Análise química do solo ao fim do cultivo das coberturas vegetais, Manaus – AM, 2024.	44
Tabela 8. Relação C/N dos resíduos de decomposição das coberturas vegetais em duplicata aos 30, 90 e 150 dias, Manaus - AM, 2023.	49
Tabela 9. Análise de variância da decomposição dos resíduos das coberturas vegetais. Manaus - AM, 2023.	50
Tabela 10. Constante de taxa de primeira ordem (k), meia-vida ($t_{1/2}$) e coeficiente de determinação ajustado (R^2) do modelo de decomposição de primeira ordem das coberturas vegetais, Manaus – AM, 2023.	51
Tabela 11. Análise de variância da degradação acelerada de atrazina em $\mu\text{g kg}^{-1}$ de solo com aplicação e sem aplicação prévia do herbicida. Manaus - AM, 2023.	71
Tabela 12. Constante de taxa de primeira ordem (k), meia-vida ($t_{1/2}$), limites de confiança de 95% e coeficiente de determinação ajustado (R^2) do modelo de dissipação de primeira ordem de atrazina em solos com e sem histórico de aplicações prévias.	75

SUMÁRIO

INTRODUÇÃO	12
1. OBJETIVOS	13
1.1. Objetivo geral.....	13
1.2. Objetivos específicos.....	13
2. REVISÃO DE LITERATURA.....	14
2.1. Importância das coberturas vegetais para os agroecossistemas	14
2.2. Dinâmica das coberturas vegetais na supressão das plantas daninhas	15
2.3. Utilização das coberturas vegetais e a qualidade do solo.....	17
2.4. Coberturas vegetais e a degradação acelerada de herbicida no solo	18
3. REFERÊNCIAS	20
CAPÍTULO I	23
SUPRESSÃO DE PLANTAS DANINHAS E DINÂMICA DE COBERTURAS VEGETAIS EM SISTEMA DE CULTIVO SUSTENTÁVEL	23
RESUMO.....	23
CHAPTER I.....	24
WEED SUPPRESSION AND DYNAMICS OF COVER CROPS IN A SUSTAINABLE CROPPING SYSTEM	24
ABSTRACT	24
INTRODUÇÃO	25
MATERIAL E MÉTODOS	27
ANÁLISES ESTATÍSTICAS	33
RESULTADOS E DISCUSSÃO	33
Fitossociologia	33
Diagrama de Venn	40
Taxa de cobertura.....	41
Incremento das coberturas vegetais nas propriedades químicas do solo	43
Análises foliares ao longo do ciclo das coberturas vegetais	45
Relação C/N.....	49
Decomposição de coberturas vegetais em agroecossistemas	50
CONCLUSÃO.....	54
CAPÍTULO II.....	63
USO DE COBERTURAS VEGETAIS NA DEGRADAÇÃO DE ATRAZINA EM SOLO	63
RESUMO.....	63
CHAPTER II	64

UTILIZATION OF COVER CROPS FOR ATRAZINE DEGRADATION IN SOIL	.64
ABSTRACT	64
INTRODUÇÃO	65
MATERIAL E MÉTODOS	67
Manejo das coberturas vegetais	67
Dinâmica de atrazina no ambiente	67
Degradação acelerada de atrazina no solo	68
ANÁLISES ESTATÍSTICAS	71
RESULTADOS E DISCUSSÃO	71
CONCLUSÃO	76
REFERÊNCIAS	77

INTRODUÇÃO

A intensificação dos sistemas agrícolas, sustentada pelo desenvolvimento tecnológico e pela ampliação do uso de insumos modernos, tem permitido avanços relevantes na produtividade de diversas culturas ao longo das últimas décadas. Nesse contexto, cresce a demanda por estratégias de manejo que conciliem eficiência agrônômica, estabilidade produtiva e conservação dos recursos naturais (SILVA et al., 2021).

Nos sistemas produtivos brasileiros, a adoção de máquinas, fertilizantes e defensivos agrícolas constitui componente essencial para o manejo de plantas daninhas e para a manutenção da competitividade da agricultura. A importância desses insumos se destaca em regiões tropicais, onde a elevada taxa de germinação e emergência de espécies daninhas impõe desafios contínuos ao manejo (PRADO et al., 2024). Em um país de grande extensão territorial e com expressiva variação climática, o uso de defensivos agrícolas acompanha a expansão das áreas cultivadas e contribui para a estabilidade econômica da produção (SANTOS et al., 2024).

Como observado em diferentes regiões produtoras, o uso recorrente de herbicidas pode favorecer, ao longo do tempo, processos evolutivos naturais que levam à seleção de biótipos resistentes, tornando necessário o aperfeiçoamento contínuo das estratégias de manejo (VARGAS et al., 2018). Esse fenômeno reforça a importância de integrar diferentes práticas de manejo, combinando eficiência do controle químico com alternativas culturais que reduzam a pressão de seleção e aumentem a resiliência dos sistemas agrícolas (SANTOS et al., 2024).

Entre as práticas culturais de destaque, o uso de coberturas vegetais tem se mostrado uma ferramenta estratégica na diversificação do manejo de plantas daninhas. Essas espécies auxiliam na supressão inicial de infestantes por meio de sombreamento, competição por recursos e, em alguns casos, alelopatia, além de promoverem melhorias estruturais no solo, maior ciclagem de nutrientes e incremento do carbono orgânico, atributos especialmente relevantes em condições tropicais (MARINHO JUNIOR et al., 2020). Assim, coberturas vegetais não substituem o manejo químico, mas atuam de forma complementar, criando condições mais favoráveis à eficácia de herbicidas e contribuindo para sistemas mais estáveis.

A busca por sistemas produtivos mais ajustados às demandas climáticas atuais, incluindo mitigação de emissões e aumento da resiliência dos solos, tem favorecido a adoção de práticas conservacionistas e integradas, alinhadas às diretrizes da Política Nacional sobre Mudança do Clima (BRASIL, 2020). Nesse cenário, a combinação do manejo químico com coberturas vegetais surge como uma abordagem promissora, capaz de potencializar o controle de plantas daninhas e reduzir a necessidade de intervenções intensivas.

Apesar dos avanços, ainda são escassas as investigações sobre o desempenho de diferentes espécies de cobertura vegetal em sistemas amazônicos, especialmente diante de condições de estresse hídrico e elevadas temperaturas. Assim, o presente estudo busca avaliar a dinâmica de supressão de plantas daninhas sob distintas coberturas vegetais, com ênfase na integração entre manejo químico e práticas culturais, considerando os desafios e especificidades dos ambientes tropicais úmidos.

1. OBJETIVOS

1.1. Objetivo geral

Avaliar o desempenho de coberturas vegetais no manejo de plantas daninhas e na qualidade do solo sob condições tropicais.

1.2. Objetivos específicos

- Comparar os diferentes tipos de coberturas vegetais quanto ao potencial de supressão das plantas daninhas.
- Avaliar a taxa de cobertura do solo pelas plantas de cobertura.
- Investigar a dinâmica de decomposição das coberturas vegetais do solo nas condições de clima tropical.
- Avaliar os efeitos das plantas de cobertura sobre os atributos químicos do solo.
- Mensurar a relação C/N dos resíduos das plantas de cobertura ao longo do tempo.
- Avaliar a degradação do herbicida atrazina no solo sob cultivo de plantas de cobertura.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. Importância das coberturas vegetais para os agroecossistemas

A adoção de plantas de cobertura constitui uma prática estratégica na promoção da sustentabilidade dos agroecossistemas em regiões tropicais. O cultivo de espécies com potencial para permanecer ou ser incorporado à superfície do solo desempenha funções cruciais, como o incremento da matéria orgânica, a ciclagem eficiente de nutrientes e, no caso das leguminosas, a contribuição por meio da fixação biológica de nitrogênio (GAZOULIS et al., 2025). A deposição contínua de resíduos vegetais está associada ao aumento dos estoques de carbono orgânico no solo, favorecendo a mitigação dos impactos associados às alterações climáticas globais (QIU et al., 2024).

Dentre os múltiplos benefícios promovidos pelas coberturas vegetais, destacam-se o estímulo à biodiversidade microbiana do solo, o controle natural das espécies daninhas, a contenção dos processos erosivos e a melhoria dos atributos estruturais e químicos do solo (LI et al., 2024). No entanto, para que tais funções ecológicas sejam otimizadas, torna-se essencial a escolha criteriosa das espécies utilizadas. Devem ser priorizadas aquelas com crescimento inicial acelerado, elevado acúmulo de biomassa, resistência biótica, ampla adaptação edafoclimática e viabilidade econômica no contexto produtivo (QUINTARELLI et al., 2022).

Experimentos conduzidos em ambientes tropicais, incluindo o bioma amazônico, têm evidenciado o desempenho satisfatório de diversas gramíneas e leguminosas utilizadas em consórcios sustentáveis (NYABAMI et al., 2023). A *Mucuna pruriens*, por exemplo, apresenta agressividade no crescimento e forte capacidade de supressão de plantas daninhas, desde que seu manejo seja tecnicamente conduzido (KIM et al., 2020). Já o *Arachis pinto* se sobressai pela sua eficiência na cobertura do solo e na adição de nitrogênio ao sistema, embora exerça menor efeito competitivo em sistemas silvipastoris (LI et al., 2024).

A espécie *Canavalia ensiformis* tem sido amplamente valorizada em função de seu crescimento acelerado, produção expressiva de biomassa e adaptabilidade a distintas condições ambientais. Evidências recentes sugerem que sua atividade alelopática pode inibir o desenvolvimento de espécies daninhas, apontando seu uso potencial como alternativa fitotécnica ao controle químico convencional (QIU et al., 2024). Quando utilizada em cultivos consorciados, como na mandioca, tem demonstrado ganhos significativos nos atributos químicos do solo, além de impactos positivos no rendimento das culturas (SOUZA et al., 2025).

No que se refere ao gênero *Brachiaria*, sua aplicação em sistemas tropicais tem se mostrado eficiente na redução de bancos de sementes daninhas, com níveis de supressão superiores a 90% quando implantado em alta densidade e por períodos prolongados (GAZOULIS et al., 2025). Tais resultados reforçam a relevância do uso de sucessão e rotação de culturas com espécies de cobertura como parte integrante de programas de manejo agroecológico, promovendo sistemas agrícolas mais estáveis e produtivos (YOUSEFI et al., 2024).

2.2. Dinâmica das coberturas vegetais na supressão das plantas daninhas

O uso de coberturas vegetais no controle de plantas daninhas é uma ferramenta agroecológica multifuncional, cuja atuação baseia-se em mecanismos complementares como a competição interespecífica, o sombreamento do solo, a liberação de compostos alelopáticos e a alteração da microbiota edáfica. O grau de eficácia dessa estratégia está condicionado à dinâmica de crescimento da cobertura, à quantidade e duração da biomassa residual no solo, bem como à capacidade das espécies utilizadas em modificar as condições físicas, químicas e biológicas do ambiente (GAZOULIS et al., 2025). Esses fatores atuam de forma integrada, interferindo diretamente na composição e na densidade das populações de plantas daninhas.

Entre os mecanismos mais relevantes destaca-se a competição por luz, nutrientes e espaço. Coberturas vegetais com rápido desenvolvimento vegetativo e elevado acúmulo de biomassa, como *Mucuna pruriens*, *Brachiaria ruziziensis* e *Canavalia ensiformis*, impõem forte limitação ao estabelecimento das daninhas ao interceptarem a radiação solar e explorarem os mesmos nichos tróficos (NYABAMI et al., 2023). A formação de um dossel fechado reduz substancialmente a radiação fotossinteticamente ativa que atinge a superfície do solo, restringindo a germinação e o crescimento das sementes presentes no banco de sementes.

Os resíduos vegetais, ao permanecerem sobre o solo após o manejo da cobertura, formam uma camada física inibitória que modifica o microclima da superfície, reduzindo oscilações térmicas e a evaporação da água. Essa cobertura morta também atua como barreira à luz e à troca gasosa, criando condições menos favoráveis para a emergência de plântulas. Além disso, o processo de decomposição controlada libera nutrientes de maneira gradual, limitando pulsos de fertilidade que normalmente favorecem plantas daninhas de crescimento acelerado (QIU et al., 2024).

Outro mecanismo frequentemente relatado é a alelopatia, observada em espécies como *Crotalaria juncea* e *Mucuna pruriens*, cujos resíduos liberam metabólitos secundários capazes de interferir nos processos fisiológicos de germinação e alongamento radicular de espécies competidoras (LI et al., 2024). A presença contínua desses compostos no solo pode, mesmo em doses subletais, reduzir significativamente o potencial regenerativo do banco de sementes, resultando em comunidades vegetais menos agressivas e mais estáveis ao longo das safras.

A seleção de espécies para cobertura deve considerar aspectos como densidade de semeadura, arquitetura da planta, taxa de decomposição da biomassa e perfil alelopático. Pesquisas recentes indicam que arranjos policultivos são mais eficazes que monocultivos, pois combinam diferentes formas de supressão e favorecem uma maior diversidade funcional (KIM et al., 2020). Espécies com baixa relação C/N tendem a decompor mais rapidamente, liberando compostos bioativos com potencial herbicida em fases estratégicas do ciclo agrícola.

O momento da semeadura da cobertura, especialmente quando feito antes ou ao mesmo tempo que a cultura principal, influencia diretamente sua capacidade supressiva. Em climas tropicais, espécies perenes ou com rebrota vigorosa contribuem para a manutenção contínua de uma camada de cobertura ao longo do tempo, dificultando a emergência de novas espécies daninhas (SCHÖN et al., 2025). A estratégia deve, contudo, ser ajustada para evitar competição indesejada com a cultura econômica.

A modulação da comunidade de plantas daninhas também é observada ao longo do tempo, com uma redução progressiva da riqueza e abundância de espécies oportunistas, particularmente aquelas de ciclo curto e alta adaptabilidade. Em contrapartida, espécies perenes com estruturas subterrâneas de propagação podem persistir, demandando o uso combinado de outras técnicas de manejo, como o controle mecânico e a rotação de culturas. O monitoramento fitossociológico periódico é essencial para identificar essas mudanças e permitir ajustes no sistema de manejo (QUINTARELLI et al., 2022).

Diante disso, conclui-se que a supressão de plantas daninhas por coberturas vegetais é um processo dinâmico e multifatorial que depende da interação entre características das espécies utilizadas, ambiente e estratégia de manejo adotada. Quando bem planejado, o uso de coberturas representa uma alternativa eficaz e sustentável ao controle químico, promovendo sistemas produtivos mais equilibrados, resilientes e ambientalmente responsáveis (GAZOULIS et al., 2025; YOUSEFI et al., 2024).

2.3. Utilização das coberturas vegetais e a qualidade do solo

A introdução sistemática de coberturas vegetais em áreas cultivadas tem sido reconhecida como uma estratégia agronômica eficaz para a melhoria dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo. Trabalhos recentes indicam que a utilização conjunta de gramíneas e leguminosas contribui para o enriquecimento da diversidade funcional dos sistemas produtivos, promovendo avanços expressivos na saúde do solo, no desempenho das culturas, como a soja, e na resiliência dos agroecossistemas tropicais frente a estresses ambientais (SOUZA et al., 2025). Tais práticas favorecem o acúmulo de carbono orgânico e nitrogênio total, componentes fundamentais na manutenção da fertilidade e estabilidade estrutural do solo (NYABAMI et al., 2023).

Sob o ponto de vista físico, a cobertura vegetal atua como uma interface de proteção do solo contra agentes erosivos, além de contribuir para o aumento da taxa de infiltração de água e a redução do escoamento superficial. A deposição contínua de biomassa na superfície favorece a formação e estabilização de agregados, eleva a porosidade total e melhora o ambiente radicular das culturas subsequentes (QIU et al., 2024). Tais efeitos são particularmente relevantes em regiões com déficit hídrico e solos intemperizados, onde a cobertura do solo auxilia na conservação da umidade e na redução da evapotranspiração.

Do ponto de vista biológico, a decomposição dos resíduos orgânicos oriundos das coberturas vegetais fornece fontes de carbono facilmente assimiláveis, impulsionando a atividade e a diversidade da microbiota do solo. Esse enriquecimento microbiano desempenha papel central na dinâmica da ciclagem de nutrientes, no aumento da disponibilidade de elementos como fósforo e potássio, e na promoção de uma comunidade mais equilibrada e menos suscetível à proliferação de patógenos (KIM et al., 2020). A modulação positiva da microbiota rizosférica tem sido associada também à maior resistência das culturas ao estresse biótico.

A seleção criteriosa das espécies a serem utilizadas como cobertura é um aspecto-chave para o sucesso dessa estratégia. Leguminosas como *Mucuna pruriens* e gramíneas como o milheto são amplamente utilizadas por sua elevada produção de biomassa e capacidade de fixação biológica de nitrogênio, promovendo o enriquecimento natural do solo. Além disso, sistemas em consórcio tendem a integrar características complementares entre espécies, potencializando efeitos sobre a estrutura, fertilidade e manejo de plantas daninhas (GAZOULIS et al., 2025).

Portanto, o uso planejado de coberturas vegetais representa uma abordagem agroecológica robusta e de alto potencial para o manejo sustentável da qualidade do solo. Sua adoção, aliada a práticas de manejo adaptadas às condições edafoclimáticas locais, pode transformar sistemas produtivos convencionais em modelos resilientes e eficientes, tendo como foco os princípios da agricultura regenerativa.

2.4. Coberturas vegetais e a degradação acelerada de herbicida no solo

A utilização de coberturas vegetais tem se mostrado uma estratégia eficaz na aceleração da degradação do herbicida atrazina no solo. Estudos recentes indicam que a presença de plantas de cobertura, como a *Crotalaria juncea*, durante períodos de pousio, seguida de sua incorporação ao solo, pode reduzir significativamente a lixiviação da atrazina para águas subterrâneas, promovendo uma degradação mais rápida do herbicida devido ao aumento da atividade microbiana adaptada (POTTER et al., 2007).

A atividade microbiana desempenha um papel crucial na degradação da atrazina. Pesquisas demonstram que a introdução de bactérias específicas, como o *Agrobacterium radiobacter* J14a, pode aumentar significativamente a mineralização da atrazina em solos agrícolas, especialmente quando combinada com fontes de carbono adequadas (STRUTHERS et al., 1998). Além disso, a presença contínua de coberturas vegetais pode estimular a proliferação de comunidades microbianas capazes de degradar a atrazina, como evidenciado pelo aumento dos genes *atzA* e *trzN* após a aplicação do herbicida em solos brasileiros (FERNANDES et al., 2020).

As condições ambientais, como temperatura e umidade do solo, também influenciam na taxa de degradação da atrazina. Ambientes com temperaturas mais altas e umidade adequada favorecem a atividade microbiana, resultando em uma degradação mais rápida do herbicida (BAYER, 2024). Além disso, práticas de manejo, como a incorporação de resíduos vegetais ao solo, podem modificar as propriedades físico-químicas, aumentando a disponibilidade de nutrientes e promovendo um ambiente mais propício para a degradação (QIU et al., 2024).

A escolha das espécies de cobertura vegetais é fundamental para maximizar a degradação da atrazina. Espécies como a mucuna e o milheto têm demonstrado eficácia na promoção da atividade microbiana e na melhoria das propriedades do solo, contribuindo para uma degradação mais eficiente do herbicida (GAZOULIS et al., 2025). Além disso, a combinação de diferentes espécies pode proporcionar uma gama mais ampla de benefícios, como a supressão de plantas daninhas e a melhoria da estrutura do solo, que indiretamente favorecem a degradação da atrazina.

Em suma, a implementação de coberturas vegetais em sistemas agrícolas não apenas melhora a qualidade do solo, mas também acelera a degradação da atrazina, reduzindo seu impacto ambiental. A adoção dessas práticas, aliada a um manejo adequado e à seleção criteriosa das espécies de cobertura, pode contribuir significativamente para a sustentabilidade e produtividade dos agroecossistemas, promovendo uma agricultura mais resiliente e ambientalmente responsável.

3. REFERÊNCIAS

ANVISA – AGÊNCIA NACIONAL DE VIGILÂNCIA SANITÁRIA. Programa de Análise de Resíduos de Agrotóxicos em Alimentos (PARA). Brasília: ANVISA, 2022.

BAYER. Cover crops residual activity of Bayer corn and soybean herbicides. Bayer Crop Science, 2024. Disponível em: <https://www.cropscience.bayer.us/articles/bayer/cover-crops-residual-activity-of-bayer-corn-and-soybean-herbicides>. Acesso em: 14 ago. 2025.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Política Nacional sobre Mudança do Clima (PNMC). Brasília: MMA, 2020.

COSTA, M. S. et al. Impactos ambientais do modelo agrícola convencional: desafios e alternativas sustentáveis. *Revista Verde*, v. 16, n. 4, p. 45–53, 2021.

FERNANDES, A. F. T. et al. Impact of atrazine exposure on the microbial community structure in a Brazilian tropical Latosol soil. *Microbes and Environments*, v. 35, n. 2, ME19143, 2020. DOI: 10.1264/jsme2.ME19143. PMID: 32269200; PMCID: PMC7308567.

GAZOULIS, I. et al. Enhancing agroecosystem sustainability by means of cover crops in the era of climate change. *Agronomy*, v. 15, 1051, 2025. DOI: <https://doi.org/10.3390/agronomy15051051>.

KIM, N. et al. Do cover crops benefit soil microbiome? A meta-analysis of current research. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 142, 2020. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0038071720300044>. Acesso em: 14 ago. 2025.

LIMA, R. A. et al. Conversão de ecossistemas e efeitos sobre a biodiversidade do solo. *Revista Brasileira de Agroecologia*, v. 17, n. 1, p. 112–120, 2022.

MARINHO JUNIOR, J. F. et al. Análise dos estoques de carbono no solo sob diferentes coberturas vegetais no Brasil (revisão). *Journal of Biotechnology and Biodiversity*, v. 8, n. 1, 2020. DOI: <https://doi.org/10.20873/jbb.uft.cemaf.v8n1.marinhojr>.

NYABAMI, P.; WEINRICH, E.; MALTAIS-LANDRY, G.; LIN, Y. Three years of cover crops management increased soil organic matter and labile carbon pools in a subtropical vegetable agroecosystem. *Agrosystems, Geosciences & Environment*, v. 7, e20454, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1002/agg2.20454>.

POTTER, T. L. et al. Summer cover crops reduce atrazine leaching to shallow groundwater in southern Florida. *Journal of Environmental Quality*, v. 36, n. 5, p. 1301-1309, 2007. DOI: 10.2134/jeq2006.0526. PMID: 17636291.

QIU, T.; SHI, Y.; PEÑUELAS, J. et al. Optimizing cover crop practices as a sustainable solution for global agroecosystem services. *Nature Communications*, v. 15, 10617, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1038/s41467-024-54536-z>.

QUINTARELLI, V. et al. Cover crops for sustainable cropping systems: a review. *Agriculture*, v. 12, n. 12, 2076, 2022. DOI: <https://doi.org/10.3390/agriculture12122076>.

SANTOS, N. C.; SILVA, N. L. S.; CORRÊIA, A. F.; MATTIA, V. Panorama do mercado de agrotóxicos e sua relação com o desenvolvimento rural sustentável no Brasil. *Desenvolvimento Em Questão*, v. 22, n. 60, e14828, 2024. DOI: <https://doi.org/10.21527/2237-6453.2024.60.14828>.

SCHÖN, J.; GENTSCH, N.; BREUNIG, P. Correction: Cover crops support the climate change mitigation potential of agroecosystems. *PLOS ONE*, v. 20, n. 2, e0319516, 2025. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0319516>.

SILVA, E. J. et al. Agroquímicos no Brasil: desafios para o uso sustentável. *Revista de Ciências Agrárias*, v. 66, n. 2, p. 165–173, 2023.

SOUZA, A. M. et al. Coberturas vegetais como estratégia sustentável de manejo agroecológico. *Revista de Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável*, v. 4, n. 1, p. 88–95, 2023.

SOUZA, V. S. et al. Cover crops enhance soil health, crop yield and resilience of tropical agroecosystem. *Field Crops Research*, v. 322, 1 mar. 2025, 109755. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2025.109755>.

STRUTHERS, J. K. et al. Biodegradation of atrazine by *Agrobacterium radiobacter* J14a and use of this bacterium to enhance atrazine degradation in soil. *Applied and Environmental Microbiology*, v. 64, n. 9, p. 3368-3375, 1998. Disponível em: <https://pmc.ncbi.nlm.nih.gov/articles/PMC106734/>. Acesso em: 14 ago. 2025.

VARGAS, L.; ADEGAS, F.; GAZZIERO, D.; KARAM, D.; AGOSTINETTO, D.; SILVA, W. T. da. Resistência de plantas daninhas a herbicidas no Brasil: histórico, distribuição, impacto econômico, manejo e prevenção. 2016. Cap. 20, p. 219-239. Disponível em: <http://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/handle/doc/1048114>. Acesso em: 14 ago. 2025.

YOUSEFI, M.; DRAY, A.; GHAZOUL, J. Assessing the effectiveness of cover crops on ecosystem services: a review of the benefits, challenges, and trade-offs. *International Journal of Agricultural Sustainability*, v. 22, n. 1, 2024. DOI: <https://doi.org/10.1080/14735903.2024.2335106>.

CAPÍTULO I

SUPRESSÃO DE PLANTAS DANINHAS E DINÂMICA DE COBERTURAS VEGETAIS EM SISTEMA DE CULTIVO SUSTENTÁVEL

RESUMO

As espécies de coberturas vegetais *Brachiaria ruziziensis*, *Arachis pintoii*, *Canavalia ensiformis* e *Mucuna pruriens* foram avaliadas quanto ao seu potencial de aporte de nutrientes, dinâmica de decomposição e efeitos sobre a qualidade do solo em condições tropicais da Amazônia. Em relação aos benefícios ao solo, *B. ruziziensis* apresentou o maior teor de P no solo, além de promover incrementos de MO semelhantes aos observados em *M. pruriens*. Na diagnose foliar, *B. ruziziensis*, *M. pruriens* e *C. ensiformis* exibiram os maiores teores de nitrogênio (N) ao longo dos períodos de 30, 90 e 150 dias, enquanto *B. ruziziensis* e *C. ensiformis* se destacaram pelos maiores teores de P foliar, demonstrando alta eficiência na absorção e ciclagem de nutrientes. No que se refere à supressão de plantas daninhas, *B. ruziziensis* e *M. pruriens* apresentaram taxas de cobertura próximas a 100%, promovendo forte competição por recursos, além de modificarem positivamente a composição da comunidade infestante e os índices de diversidade nos levantamentos fitossociológicos, reduzindo a dominância de espécies daninhas. A decomposição das coberturas vegetais apresentou tempo de meia-vida entre 50 e 63 dias, sendo mais rápida em *B. ruziziensis* e mais lenta em *M. pruriens*, revelando que o ritmo de liberação de nutrientes difere entre espécies e está intimamente ligado à composição química dos resíduos. Esses resultados reforçam a importância da combinação entre espécies de coberturas vegetais que promovem ciclagem eficiente de nutrientes, acúmulo contínuo de matéria orgânica e proteção do solo ao longo dos ciclos produtivos. Assim, o uso planejado e diversificado de coberturas vegetais representa uma estratégia essencial para o manejo sustentável dos sistemas agrícolas, reduzindo a dependência de fertilizantes e herbicidas, melhorando a resiliência do solo e viabilizando práticas de manejo adaptadas aos cenários de mudanças climáticas, nos quais a conservação dos recursos edáficos se torna fundamental para a manutenção da produtividade e da sustentabilidade agrícola na Amazônia.

Palavras-chave: decomposição, ciclagem de nutrientes, manejo conservacionista.

CHAPTER I

WEED SUPPRESSION AND DYNAMICS OF COVER CROPS IN A SUSTAINABLE CROPPING SYSTEM

ABSTRACT

The cover crop species *Brachiaria ruziziensis*, *Arachis pintoii*, *Canavalia ensiformis*, and *Mucuna pruriens* were evaluated for their potential to supply nutrients, decomposition dynamics, and effects on soil quality under tropical conditions of the Amazon. Regarding soil benefits, *B. ruziziensis* showed the highest phosphorus (P) content in the soil, in addition to promoting increases in organic matter (OM) similar to those observed in *M. pruriens*. In the foliar diagnosis, *B. ruziziensis*, *M. pruriens*, and *C. ensiformis* exhibited the highest nitrogen (N) contents throughout the 30, 90, and 150 day evaluation periods, while *B. ruziziensis* and *C. ensiformis* stood out for their higher foliar P levels, demonstrating high efficiency in nutrient uptake and cycling. With respect to weed suppression, *B. ruziziensis* and *M. pruriens* achieved ground cover rates close to 100%, promoting strong competition for resources while positively altering the composition of the weed community and diversity indices in phytosociological surveys, thereby reducing the dominance of aggressive weed species. The decomposition of cover crops exhibited half-life times ranging from 50 to 63 days, being faster in *B. ruziziensis* and slower in *M. pruriens*, indicating that the rate of nutrient release varies among species and is closely related to the chemical composition of the residues. These results highlight the importance of combining cover crop species with distinct decomposition patterns, as this strategy promotes efficient nutrient cycling, continuous accumulation of organic matter, and soil protection throughout production cycles. Therefore, the planned and diversified use of cover crops represents an essential strategy for sustainable agricultural management, reducing the dependence on fertilizers and herbicides, improving soil resilience, and enabling management practices adapted to climate change scenarios, in which the conservation of soil resources becomes crucial for maintaining productivity and agricultural sustainability in the Amazon region.

Keywords: decomposition, nutrient cycling, conservation management.

INTRODUÇÃO

A infestação de plantas daninhas nos agroecossistemas representa um dos principais desafios para a produtividade agrícola, exigindo estratégias de manejo sustentáveis que reduzam a dependência de herbicidas químicos. Nesse contexto, o uso de coberturas vegetais tem se destacado como uma alternativa eficaz para a supressão de plantas daninhas, contribuindo para a melhoria da saúde do solo e a sustentabilidade dos sistemas agrícolas (FERNANDO e SHRESTHA, 2023).

As plantas de cobertura têm o potencial de fornecer muitos benefícios às propriedades químicas e físicas do solo em diversos sistemas de cultivo e climas. Podem aumentar o carbono e o nitrogênio do solo, bem como outros nutrientes, e melhorar sua ciclagem dentro dos sistemas de cultivo. O potencial das culturas de cobertura para manter e construir a fertilidade do solo pode reduzir a dependência de insumos de fertilizantes sintéticos (KOUDAHE et al., 2022).

Os efeitos positivos na sustentabilidade agroambiental são a redução da erosão do solo e lixiviação de nitrato, maior sequestro de carbono e melhor qualidade do solo, aumento da biodiversidade microbiana e redução da necessidade de fertilizantes minerais (RIVIÈRE et al., 2022).

O acúmulo de carbono do solo a longo prazo, pode reduzir a compactação, ao mesmo tempo em que aumenta a agregação das partículas e a infiltração de água. Além disso, as coberturas vegetais podem aumentar a atividade microbiana benéfica do solo, ao mesmo tempo em que suprimem algumas pragas importantes de plantas transmitidas pelo solo (KOUDAHE et al., 2022).

Entre as espécies utilizadas como cobertura vegetal, a *Brachiaria ruziziensis* tem demonstrado eficácia na supressão de plantas daninhas devido à sua capacidade de formar uma densa cobertura do solo e liberar compostos alelopáticos que inibem a germinação de sementes de plantas invasoras (HIRATA et al., 2025). Estudos indicam que o uso de *B. ruziziensis* em sistemas de plantio direto pode reduzir significativamente a densidade e a biomassa de plantas daninhas, além de melhorar a produtividade de culturas subsequentes, como a soja (PRADO et al., 2025).

Algumas espécies de coberturas vegetais da família das leguminosas podem ser cultivadas durante os períodos de pousio de verão na rotação de culturas, suprimindo plantas daninhas por meio de competição de recursos ou alelopatia (ZANNOPOULOS et al., 2024). A leguminosa *Arachis pintoi* também tem sido avaliada por sua capacidade de suprimir plantas

daninhas em sistemas agroecológicos. Pesquisas demonstram que extratos de *A. pinto* possuem atividade alelopática significativa, inibindo o crescimento de espécies como *Echinochloa crus-galli* em condições de campo (THANG et al., 2023). Além disso, sua utilização como cobertura viva em pomares tem mostrado melhorias na estrutura do solo e na supressão de plantas daninhas (ZHAO et al., 2022).

Canavalia ensiformis, conhecida como feijão-de-porco, é outra leguminosa utilizada como adubo verde e cobertura vegetal. Estudos recentes indicam que o uso de *C. ensiformis* pode reduzir a densidade de plantas daninhas e melhorar as propriedades químicas do solo, como o aumento do pH e dos teores de matéria orgânica, potássio, cálcio e magnésio (SOARES et al., 2022). Essas melhorias contribuem para o aumento da produtividade de culturas como a mandioca em regiões tropicais.

Mucuna pruriens, ou mucuna, é amplamente reconhecida por sua capacidade de suprimir plantas daninhas devido à liberação de compostos alelopáticos, como a L-DOPA, que inibem a germinação e o crescimento de espécies invasoras (FERNANDO e SHRESTHA, 2023). Além disso, a mucuna contribui para a melhoria da fertilidade do solo e o controle de pragas, sendo uma opção viável para sistemas agrícolas sustentáveis (DISSANAYAKA et al., 2024).

A adição de coberturas vegetais às rotações de cultivo muda o ambiente ao redor das sementes de espécies daninhas e impacta o banco de sementes de maneiras que podem promover e inibir a sobrevivência, dormência e germinação das sementes (SIAS et al, 2021). Espécies como *Crotalaria juncea* L., *Mucuna pruriens* (L.) DC. e *Vigna unguiculata* (L.) Walp., são capazes de fornecer vários serviços ecossistêmicos, como melhorar a qualidade e a fertilidade do solo, controlam pragas e sequestram carbono (ZANNOPOULOS et al., 2024). Espécies de leguminosas têm um potencial maior para aumentar o rendimento das culturas subsequentes, principalmente devido à baixa relação C:N dos resíduos e maior disponibilidade de N para a cultura seguinte (VAN EERD et al., 2023).

A integração dessas coberturas vegetais nos sistemas de cultivo pode proporcionar múltiplos benefícios, incluindo a supressão de plantas daninhas, a melhoria da fertilidade do solo e o aumento da biodiversidade. No entanto, a escolha da espécie adequada deve considerar fatores como o tipo de solo, o clima e as culturas principais, para maximizar os benefícios e minimizar possíveis efeitos adversos. Além dos benefícios agrônômicos, o uso de coberturas vegetais contribui para a redução da erosão do solo, o aumento da infiltração de água e a mitigação das emissões de gases de efeito estufa, alinhando-se aos princípios da agricultura conservacionista e sustentável (BAPTISTELLA et al., 2020).

No entanto, para compreender seu potencial, mais pesquisas são necessárias para avaliar o desempenho dessas plantas no manejo de plantas daninhas e seu impacto ambiental por meio de testes de campo em diferentes condições climáticas e de solo (ZANNOPOULOS et al., 2024).

Além de identificar o tempo de decomposição das espécies de coberturas vegetais, teores de nutrientes contidos na massa seca e como esses parâmetros podem ser envolvidos na ciclagem de nutrientes para otimizar o seu uso. Isso destacará seu potencial em melhorar as características químicas do solo, melhorar a biodiversidade, o sequestro de carbono e a promoção do desenvolvimento de sistemas agrícolas sustentáveis e resilientes.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado na Fazenda Experimental da UFAM – FAEXP, (02° 39' 4,5'' S, 60° 02' 45,6'' W e 98 m de altitude) e no Laboratório de Ciências das Plantas Daninhas da Faculdade de Ciências Agrárias – FCA, Manaus, Amazonas.

A área experimental já havia sido utilizada em cultivos de mandioca em consórcio com plantas de cobertura (2017-2018), milho em consórcio com plantas de cobertura (2020-2021), feijão-caupi (2020-2021) e *Brachiaria ruziziensis*, *Arachis pintoi*, *Canavalia ensiformis* e *Mucuna pruriens* como cobertura do solo (2020-2024). O solo dessa área é caracterizado como Latossolo amarelo distrófico (EMBRAPA, 2006). A análise química das amostras desse solo após o primeiro ciclo de cultivo das coberturas vegetais em 2020, apresentou a composição descrita na Tabela 1.

Tabela 1. Análise química do solo do último ciclo de cultivo de coberturas vegetais, Manaus – AM, 2020.

Propriedades químicas													
Trat.	pH _{CaCl2}	M.O.	SB	Ca	Mg	Al	t	T	H+Al	P	K	V	m
-	-	dag kg ⁻¹	----- cmol _c dm ⁻³ -----							mg dm ⁻³		-----%----	
Controle	4,9	2,23	5,88	2,45	3,35	0,10	5,98	8,98	3,10	0,0	31,28	65,48	1,67
<i>M. pruriens</i>	4,6	2,22	4,34	1,65	2,55	0,25	4,59	8,54	4,20	0,27	54,74	50,82	5,45
<i>V. unguiculata</i>	4,7	2,23	4,96	1,69	3,00	0,20	5,16	8,36	3,40	0,65	105,57	59,33	3,88
<i>C. ensiformis</i>	5,1	2,14	6,34	2,50	3,60	0,05	6,39	9,14	2,80	0,0	93,84	69,37	0,78
<i>B. ruziziensis</i>	4,8	2,32	4,69	1,70	2,85	0,10	4,79	8,49	3,80	0,0	664,7	55,24	2,09

*P: fósforo e K: potássio – Mehlich 1; MO: matéria orgânica – Walkley-Black; Ca: cálcio, Mg: magnésio e Al: alumínio – KCl 1 mol/L; t: capacidade de troca de cátions efetiva; T: capacidade de troca de cátion; SB: soma de bases; H+AL: acidez potencial – Acetato de Cálcio 0,5 mol/L, pH 7,0; V: saturação de bases; m: saturação em alumínio.

O delineamento experimental foi inteiramente casualizado (DIC), com 4 repetições e 5 períodos (30, 60, 90, 120, 150 dias). Cada unidade experimental possuía 30 m² (Figura 1). Os tratamentos consistiram em: T1 – *Brachiaria ruziziensis*, T2- *Arachis pintoi*, T3 - *Canavalia ensiformis*, T4- *Mucuna pruriens*, T5 – Plantas daninhas.

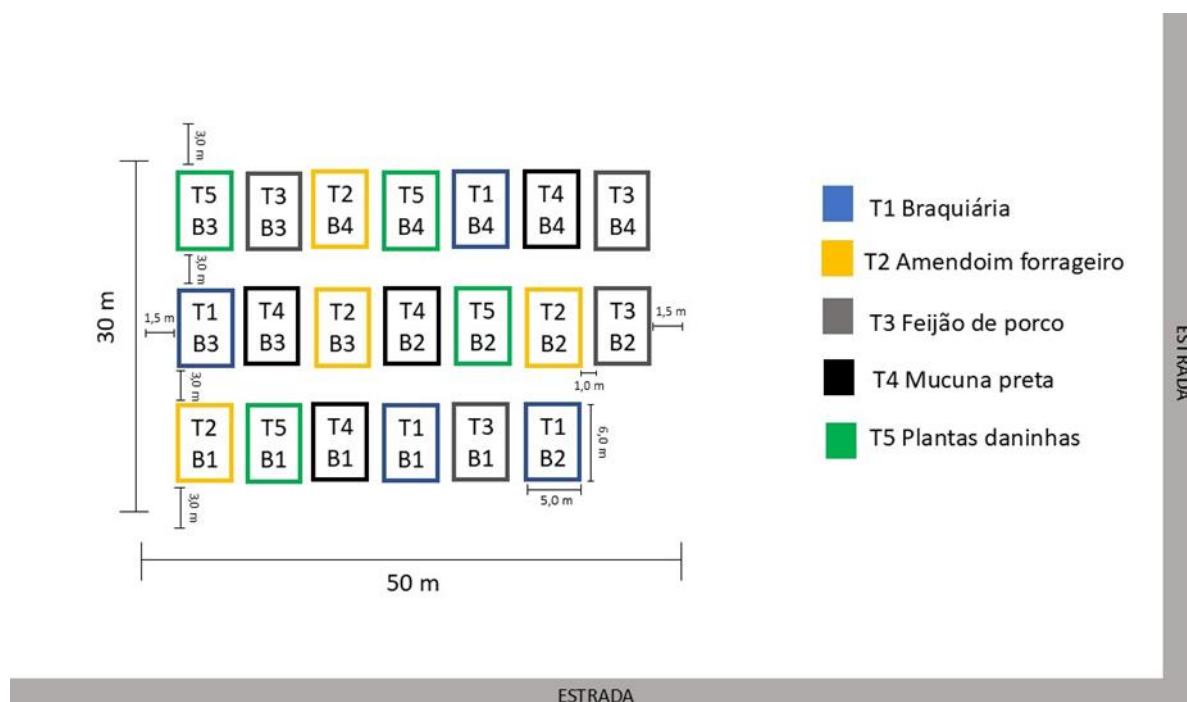


Figura 1. Croquí do experimento na Fazenda Experimental da UFAM - FAEXP. Manaus - AM, 2023.

Os dados climáticos, durante o experimento, foram obtidos pelo Centro de Previsão de Tempo e Estudos Climáticos – INPE, onde foram verificadas as seguintes variáveis climáticas: Umidade Relativa do Ar (%); Temperatura do Ar (°C) e Precipitação (mm), Figuras 2, 3 e 4.

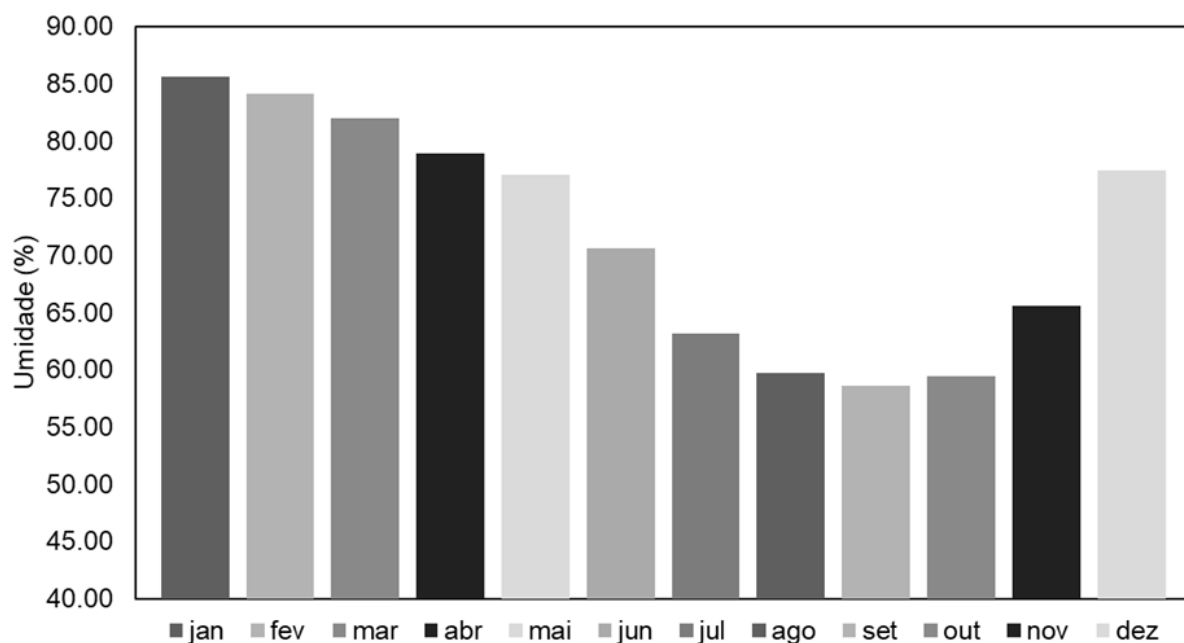


Figura 2. Umidade Relativa do Ar (%) em Manaus, AM - 2023. Fonte: INMET, Instituto Nacional de Meteorologia.

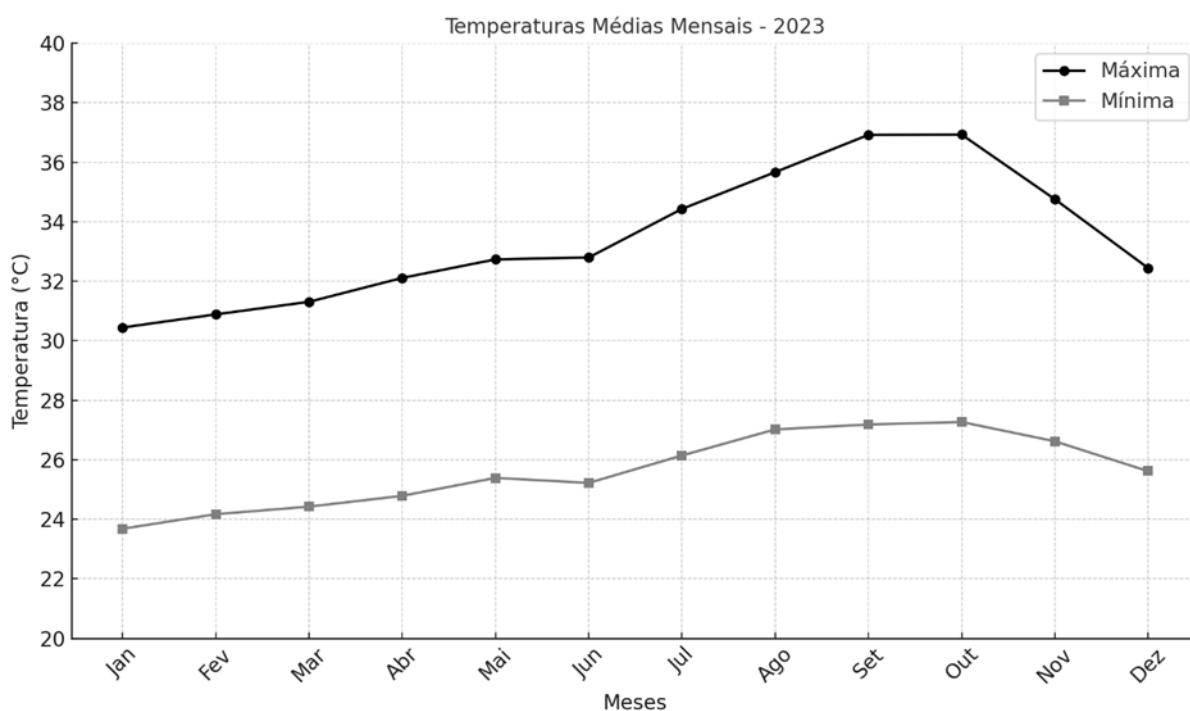


Figura 3. Temperatura médias mensais, máximas e mínimas (°C), Manaus, AM - 2023. Fonte: INMET, Instituto Nacional de Meteorologia.

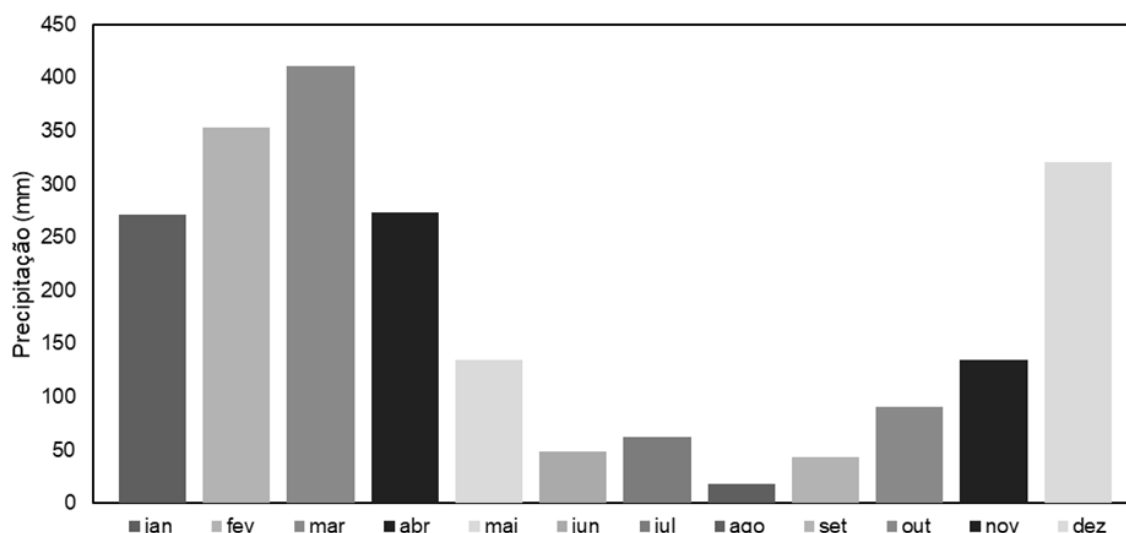


Figura 4. Precipitação média (mm) em Manaus, AM - 2023. Fonte: INMET, Instituto Nacional de Meteorologia.

Amostras de solo foram coletadas para análise das propriedades físicas e químicas do solo na área do experimento. Após a demarcação das parcelas e antes da aplicação dos tratamentos foi realizado um levantamento da composição fitossociológica, utilizando um amostrador de 0,30 m x 0,40 m com 15 lançamentos na área total, no ao longo da condução do experimento (fevereiro à novembro de 2023) mais três levantamentos fitossociológicos foram realizados na área, utilizando-se um amostrador de 0,30 m x 0,40 m lançado duas vezes em cada parcela onde havia os tratamentos de plantas de cobertura. As plantas daninhas foram cortadas rente ao solo, acondicionadas em sacos plásticos e levadas ao laboratório para a identificação quanto à família, gênero e espécie com base em manuais de identificação. Com os dados em planilhas, foram realizados os cálculos dos parâmetros, frequência (Fre), densidade (Den), abundância (Abu), frequência relativa (Frer), densidade relativa (Dnr), abundância relativa (Abur) e índice de valor de importância (IVI), segundo Mueller-Domboise e Ellenberg (1974).

Avaliou-se a diversidade da área experimental utilizando o Índice de Dominância de Simpson (D), o índice de Diversidade de Shannon-Weaver (H') e o Índice de Equitabilidade de Pielou (J'), permitindo representar a diversidade, dominância e uniformidade dos indivíduos existentes na área (SIMPSON, 1949). A seguir a descrição das fórmulas dos índices utilizados, respectivamente:

$$D = \sum (n_i/N)^2$$

O índice de dominância de Simpson (D) mede a probabilidade de que dois indivíduos escolhidos aleatoriamente na comunidade pertençam à mesma espécie, n_i = número de indivíduos da espécie, N = número total de indivíduos.

$$H' = - \sum (p_i \ln p_i)$$

O índice de Shannon–Weaver (H') mede a incerteza ou entropia na comunidade, p_i = proporção de indivíduos da espécie i na comunidade.

$$J' = \frac{H'}{\ln S}$$

O índice de Equitabilidade de Pielou (J') mede o quão uniformemente os indivíduos estão distribuídos entre as espécies, H' = índice de Shannon e S = número de espécies.

Para representar graficamente a similaridade florística entre os levantamentos fitossociológicos, foi elaborado o Diagrama de Venn com base nos dados de presença e ausência das espécies de plantas daninhas observadas ao longo do desenvolvimento das espécies de coberturas vegetais. Esse método permite visualizar as espécies exclusivas e compartilhadas entre os diferentes grupos, evidenciando o grau de sobreposição florística (VENN, 1880).

Após o preparo do solo com aração, gradagem leve e calagem (0,81 t ha⁻¹) foram semeadas as espécies de plantas de cobertura, nas seguintes densidades: *Brachiaria ruziziensis* - 9 kg ha⁻¹, *Canavalia ensiformis* – 135 kg ha⁻¹, *Mucuna pruriens* – 80 kg ha⁻¹. *B. ruziziensis* foi semeada a lanço direcionado no sulco de plantio com espaçamento de 0,5 m entre fileiras. *C. ensiformis* foi semeada com 5 cm de profundidade e espaçamento de 0,5 m entre fileiras e 0,2 m entre cada semente. *M. pruriens* foi semeada com 5 cm de profundidade e espaçamento de 1,0 m entre fileiras x 0,2 m entre cada semente. *Arachis pintoi* foi plantada em covas, no espaçamento de 1,0 m entre fileiras e 0,5 m entre plantas.

A adubação foi realizada de acordo com a recomendação de pastagens com baixo nível tecnológico com 80 kg ha⁻¹ P₂O₅ (Superfosfato simples), 20 kg ha⁻¹ K₂O (fonte KCl) e 50 kg ha⁻¹ N (fonte uréia), a adubação com micronutrientes teve como fonte o FTE BR10 com 30 kg ha⁻¹, junto da adubação fosfatada (CFSEMG, 1999).

Quando as espécies já haviam se estabelecido, amostras da biomassa das plantas de cobertura foram coletadas aleatoriamente com um amostrador de 0,12 m² de área, perfazendo 0,24 m² de área amostral por parcela, em todos os tratamentos, para se obter a taxa de decomposição dos resíduos vegetais. As plantas de cobertura foram roçadas e sua biomassa

foi acondicionada em sacolas confeccionadas em nylon (*little bags*), segundo o método de Schunke (1998). As sacolas foram preenchidas com 100 g do material vegetal fresco de cada espécie.

Para aferir a decomposição da biomassa, em cada parcela foram distribuídas 15 sacolas e apenas três eram coletadas por vez, em intervalos de 30 dias, totalizando seis períodos de coleta (0; 30; 60; 90; 120 e 150 dias) após a roçagem e acondicionamento do material vegetal nas sacolas. A subtração entre o peso da matéria seca inicial e o peso da matéria seca obtido em cada período de coleta foi usado para descrever a curva de perda por decomposição, ao longo de 150 dias de avaliação.

A taxa de decomposição dos tecidos vegetais foi medida pelo modelo exponencial $X = X_0 e^{-kt}$, descrito por Thomas e Asakawa (1993), onde X é a quantidade de matéria seca remanescente (%) existente no tempo t , em dias; X_0 é a fração de matéria seca potencialmente decomponível e k é a constante de decomposição do tecido (g/g/dia). Na equação da constante de decomposição (k) foi aplicado o logaritmo neperiano (\ln): $k = \ln(X/X_0)/t$. Com o valor obtido de k foi calculado o tempo de meia-vida ($t_{1/2}$) da matéria seca das plantas de cobertura remanescentes, ou seja, o tempo necessário para que 50% da matéria seca seja decomposta, utilizando-se a equação: $t_{1/2} = \ln(2)/k$, sendo o $\ln(2) = 0,693$ e $t_{1/2} = 0,693/k$.

As amostras de resíduo vegetal remanescentes nas sacolas, em cada coleta, foram secas em estufa de circulação forçada de ar a 65° C, até peso constante. A partir das amostras vegetais coletadas ao longo do ciclo fenológico das espécies, quantificou-se a massa seca as quais foram submetidas às análises químicas. Os teores de N, P, K, foram determinados em duplicata, segundo os procedimentos descritos por Bataglia et al. (1983) e C, pelo método descrito por Tedesco et al. (1985). Com os dados, foram calculados a relação C/N dos materiais e o conteúdo total de nutrientes acumulados. Amostras deformadas de solo foram coletadas nas camadas de 0-20 e foram submetidas às análises químicas para determinação de pH (CaCl_2 0,01 mol L⁻¹), teores de matéria orgânica, P (resina), K, Ca, Mg, H+Al, conforme métodos descritos por Raij et al. (1987).

As avaliações da porcentagem de cobertura do solo ocorreram no período de florescimento das espécies de cobertura (maio/2023) e foram realizadas por meio do método da transecção linear, conforme descrito por Laflen et al. (1981). Para isso foi utilizada uma corda com marcação de 30 intervalos, espaçados de 0,20 m, somando 6 m de comprimento. A corda foi estendida aleatoriamente na diagonal de cada parcela, em dois pontos, sendo

contados os intervalos que apresentavam planta de cobertura, solo ou planta daninha, por meio de análise visual, para obtenção da porcentagem de cobertura do solo.

ANÁLISES ESTATÍSTICAS

As variáveis independentes foram: *M. pruriens*, *A. pintoii*, *C. ensiformis* e *B. ruziziensis* e plantas daninhas de ocorrência natural. As variáveis dependentes para as plantas de cobertura foram, taxa de cobertura do solo, decomposição e teores foliares de nitrogênio, fósforo e potássio. Os dados das plantas de cobertura e das plantas daninhas foram submetidos à análise de variância e as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5% de significância, precedidos dos testes de normalidade e homogeneidade. As interações significativas para os períodos avaliados foram submetidas à análise de regressão. Para a seleção da equação foi considerada a significância do teste F, o valor do coeficiente de determinação e a equação de melhor ajuste aos dados originais combinados à explicação biológica da característica. O software R foi utilizado para as análises estatísticas, para elaborar o Diagrama de Venn e o Excel 2019 para os cálculos dos parâmetros fitossociológicos e elaboração dos gráficos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Fitossociologia

No primeiro levantamento fitossociológico, antes da implantação das coberturas vegetais, foram identificados 13 famílias, 16 gêneros, 20 espécies, totalizando 313 indivíduos na comunidade infestante (Tabela 2). O Índice de Simpson (D) de 0,37 é relativamente baixo, não havendo forte predominância de muitas espécies, e sim uma distribuição equilibrada. O Índice de Shannon-Weaver (H') de 1,68 indica diversidade moderada, isso mostra que, embora haja várias espécies (20), algumas ainda apresentam maior representatividade em número de indivíduos, sem chegar a uma situação de dominância total. O Índice de Equitabilidade de Pielou (J) com valor de 0,56 indica uniformidade intermediária, sinalizando que algumas espécies são mais abundantes do que outras, mas ainda há diversidade.

Tabela 2. Composição da comunidade de plantas daninhas e os índices de diversidade da área experimental, antes do cultivo das coberturas vegetais e no período de florescimento. Manaus – AM, 2023.

Tratamentos	Nº indivíduos	Nº Famílias	Nº Gêneros	Nº Espécie	D	H'	J
Antes do cultivo	313	13	16	20	0,3737	1,68	0,5622
Plantas daninhas	168	13	17	21	0,16	2,27	0,74
<i>Brachiaria ruziziensis</i>	50	2	2	2	0,96	0,09	0,14
<i>Arachis pintoii</i>	-	-	-	-	-	-	-
<i>Canavalia ensiformis</i>	145	8	11	13	0,30	1,51	0,59
<i>Mucuna pruriens</i>	215	10	14	19	0,20	2,12	0,72

D= Dominância de Simpson; H'= Índice de Shannon-Weaver; J= Equitabilidade de Pielou.

No segundo levantamento fitossociológico (Tabela 3), quando as coberturas vegetais estavam no período de florescimento (maio/2023), exceto o *A. pintoii*, as amostras foram coletadas por tratamento (Plantas daninhas, *B. ruziziensis*, *C. ensiformis* e *M. pruriens*). No tratamento de Plantas daninhas foram encontrados 168 indivíduos, 21 espécies, $H' = 2,27$, $J = 0,74$, $D = 0,16$, o que demonstra que a comunidade manteve alta diversidade e uniformidade em relação ao levantamento inicial.

Nas parcelas de *B. ruziziensis* foram observados 50 indivíduos, 2 espécies, índices de $H' = 0,09$, $J = 0,14$, $D = 0,96$ demonstrando forte supressão da diversidade. Houve alta dominância ($D = 0,96$), com elevada incidência de uma espécie nas parcelas experimentais. Os Índices reforçam que *B. ruziziensis* é eficiente em reduzir a infestação total, mas pode favorecer a persistência de uma ou outra espécie adaptada à sua sombra e competição.

Quanto à comunidade encontrada nas parcelas de *C. ensiformis*, havia 145 indivíduos, 13 espécies, $H' = 1,51$, $J = 0,59$, $D = 0,30$, demonstrando moderada redução de indivíduos em relação ao tratamento Plantas daninhas. A diversidade se manteve moderada (H' relativamente alto), porém com sinais de dominância de algumas espécies ($D = 0,30$). *C. ensiformis* é menos agressiva que *B. ruziziensis*, mas ainda apresenta potencial de supressão considerável.

M. pruriens teve uma comunidade com alta incidência de indivíduos (215), 19 espécies, $H' = 2,12$, $J = 0,72$, $D = 0,20$. Apesar do alto número de indivíduos, manteve boa diversidade e equitabilidade. Isso sugere que a *Mucuna* não reduz tanto a densidade, mas promove maior equilíbrio entre espécies, evitando alta dominância. Para o tratamento Plantas daninhas (Tabela 2), a diversidade (H') e a uniformidade (J) se mantiveram relativamente altas, o que indica uma comunidade equilibrada, sem forte dominância. Evidenciando que a própria sucessão natural, sem cobertura, reduziu a infestação com o tempo, mas ainda manteve variedade de espécies.

Ao analisar o levantamento fitossociológico após o florescimento das coberturas (Tabela 3), *B. ruziziensis* apresentou 0 indivíduos, o que evidencia supressão total das plantas daninhas após o florescimento. Reforçando a sua alta eficiência supressiva, possivelmente por efeito combinado de cobertura densa, competição por luz e liberação de compostos alelopáticos.

As parcelas com *A. pintoi*, apresentaram 34 indivíduos, 5 espécies, $H' = 1,23$, $J = 0,76$, $D = 0,35$, demonstrando baixa infestação e diversidade moderada. O índice de dominância ($D = 0,35$) indica que uma ou poucas espécies ainda conseguem se destacar.

Ao observar o desempenho de *C. ensiformis* após o florescimento, havia 107 indivíduos, 8 espécies, e valores de índices - $H' = 1,28$, $J = 0,61$, $D = 0,39$, indicando número de indivíduos relativamente alto, comparado às demais coberturas, baixa diversidade ($H' = 1,28$) e dominância maior ($D = 0,39$). *C. ensiformis* não suprimiu de forma satisfatória algumas espécies de daninhas, muito provavelmente por direcionar as suas reservas para a produção de vagens e perder em área foliar, deixando o ambiente favorável para penetração de luz e maior desenvolvimento das plantas daninhas.

Tabela 3. Composição da comunidade de plantas daninhas e os índices de diversidade da área experimental, após o período de florescimento das coberturas vegetais, Manaus – AM, 2023.

Tratamentos	Nº indivíduos	Nº Famílias	Nº Gêneros	Nº Espécie	D	H'	J
Plantas Daninhas	49	7	7	10	0,22	1,76	0,76
<i>Brachiaria Ruziziensis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0
<i>Arachis pintoi</i>	34	3	4	5	0,35	1,23	0,76
<i>Canavalia ensiformis</i>	107	6	8	8	0,39	1,28	0,61

<i>Mucuna pruriens</i>	81	7	8	8	0,33	1,42	0,68
------------------------	----	---	---	---	------	------	------

D= Dominância de Simpson; H'= Índice de Shannon-Weaver; J= Equitabilidade de Pielou.

Quanto ao tratamento com *M. pruriens*, houve redução significativa de indivíduos, de 215 para 81 indivíduos. A diversidade ficou intermediária (H'-1,42) e a equitabilidade moderada (J - 0,68), evidenciando efeito de supressão gradual da espécie.

Conforme mostram os dados antes do cultivo, há uma diminuição considerável quanto ao número de indivíduos e no último levantamento fitossociológico (Tabela 4) foram registradas 7 espécies, índices de H' = 1,60; J = 0,77; D = 0,29 e uma comunidade relativamente equilibrada, com diversidade moderada. Apesar da provável redução no banco de sementes emergente, ainda houve espécies predominantes. *B. ruziziensis* apresentou forte supressão com pouquíssimos indivíduos ao final do ciclo (7), com parâmetros de similaridade de H' = 0,41, J = 0,59, D = 0,75. Mas houve alta dominância (D = 0,75) de uma espécie daninha que resistiu e persistiu na área.

A. pinto não eliminou totalmente as espécies daninhas, mas criou uma comunidade daninha mais estável e equilibrada, com infestação moderada e alta uniformidade (J = 0,87) com espécies distribuídas de forma equilibrada, e dominância baixa. *C. ensiformis* no último levantamento, ao fim do ciclo, apresentou 39 indivíduos, 5 espécies, índice de H' = 1,20, J = 0,74, D = 0,35 com números próximos ao tratamento sem manejo, mas com menor diversidade (H'). O que representa espécies mais concentradas e poucas dominantes (D = 0,35), com supressão intermediária, permitindo a permanência de algumas espécies competitivas.

M. pruriens apresentou boa redução no número total de indivíduos (20) com 4 espécies, e índices de H' = 1,16, J = 0,83, D = 0,35. Com baixa diversidade, mas uniformidade alta (J = 0,83), pois as espécies que resistem ainda demonstram abundância. É importante notar que quanto ao tratamento Plantas daninhas, onde havia as espécies de ocorrência natural da área, ao longo dos levantamentos, houve uma competição intraespecífica e interespecífica, demonstrando que entre as espécies daninhas há dominância e competição conforme as condições ambientais sejam favoráveis.

Tabela 4. Composição da comunidade de plantas daninhas e os índices de diversidade da área experimental, ao final do ciclo de cultivo das coberturas vegetais, Manaus – AM, 2023.

Tratamentos	Nº indivíduos	Nº Famílias	Nº Gêneros	Nº Espécie	D	H'	J
Antes do cultivo	313	13	16	20	0,3737	1,68	0,5622
Plantas daninhas	40	5	6	7	0,29	1,60	0,77
<i>Brachiaria ruziziensis</i>	7	2	2	2	0,75	0,41	0,59
<i>Arachis pintoii</i>	44	3	4	5	0,28	1,41	0,87
<i>Canavalia ensiformis</i>	39	3	4	5	0,35	1,20	0,74
<i>Mucuna pruriens</i>	20	4	4	4	0,35	1,16	0,83

D= Dominância de Simpson; H'= Índice de Shannon-Weaver; J= Equitabilidade de Pielou.

Ao analisar o Índice de Valor de Importância (IVI) dos levantamentos fitossociológicos, observa-se a predominância de algumas espécies daninhas, como *Mimosa pudica* que apresentou o maior IVI em três dos quatro levantamentos realizados (Figura 5), demonstrando alta incidência e densidade na área experimental. Essa espécie possui crescimento rasteiro, forma coberturas densas, dificultando a emergência de outras plantas, é considerada uma das principais plantas daninhas em áreas tropicais de pastagem e lavoura (PARKER, 2017).

Durante os levantamentos fitossociológicos o gênero *Cyperus* sp. e a espécie *Cyperus diffusus* apresentou IVI elevado após o florescimento das coberturas vegetais e ao final do ciclo das espécies. Ela possui sistema radicular vigoroso e rizomatoso, o que dificulta o controle químico e mecânico. De acordo com Huang et al. (2022), o gênero *Cyperus* inclui algumas das piores daninhas do mundo, como *C. rotundus* e *C. esculentus*.

O gênero *Paspalum* spp. (*P. dilatatum*, *P. conjugatum*) também teve presença abundante nos levantamentos fitossociológicos realizados, com IVI expressivos. As plantas daninhas desse gênero são gramíneas perenes que competem por luz e nutrientes. Ocupam rapidamente os espaços em solos descobertos. Embora algumas espécies do gênero sejam forrageiras, seu crescimento agressivo prejudica o desenvolvimento de culturas de interesse agrícola (MOTOOKA et al., 2003).

O gênero *Spermacoce* spp. foi representado pelas espécies *S. verticillata* e *S. palustris*, em três das quatro fitossociologias realizadas, são espécies com boa capacidade de adaptação a diversos ambientes. Produzem sementes viáveis em alta quantidade. Tem capacidade de rebrote após cortes, sendo persistente em lavouras. Com base em estudos de Vargas et al. (2018), sua presença tem sido associada à redução da produtividade em áreas de hortaliças e grãos.

Rhynchospora nervosa também se destacou quanto ao IVI em 3 levantamentos fitossociológicos, ela é uma ciperácea agressiva, embora nativa de áreas úmidas, tem se mostrado adaptável a ambientes agrícolas. Suas sementes finas se dispersam com facilidade, colonizando lavouras agrícolas (CAVALCANTE et al., 2023).

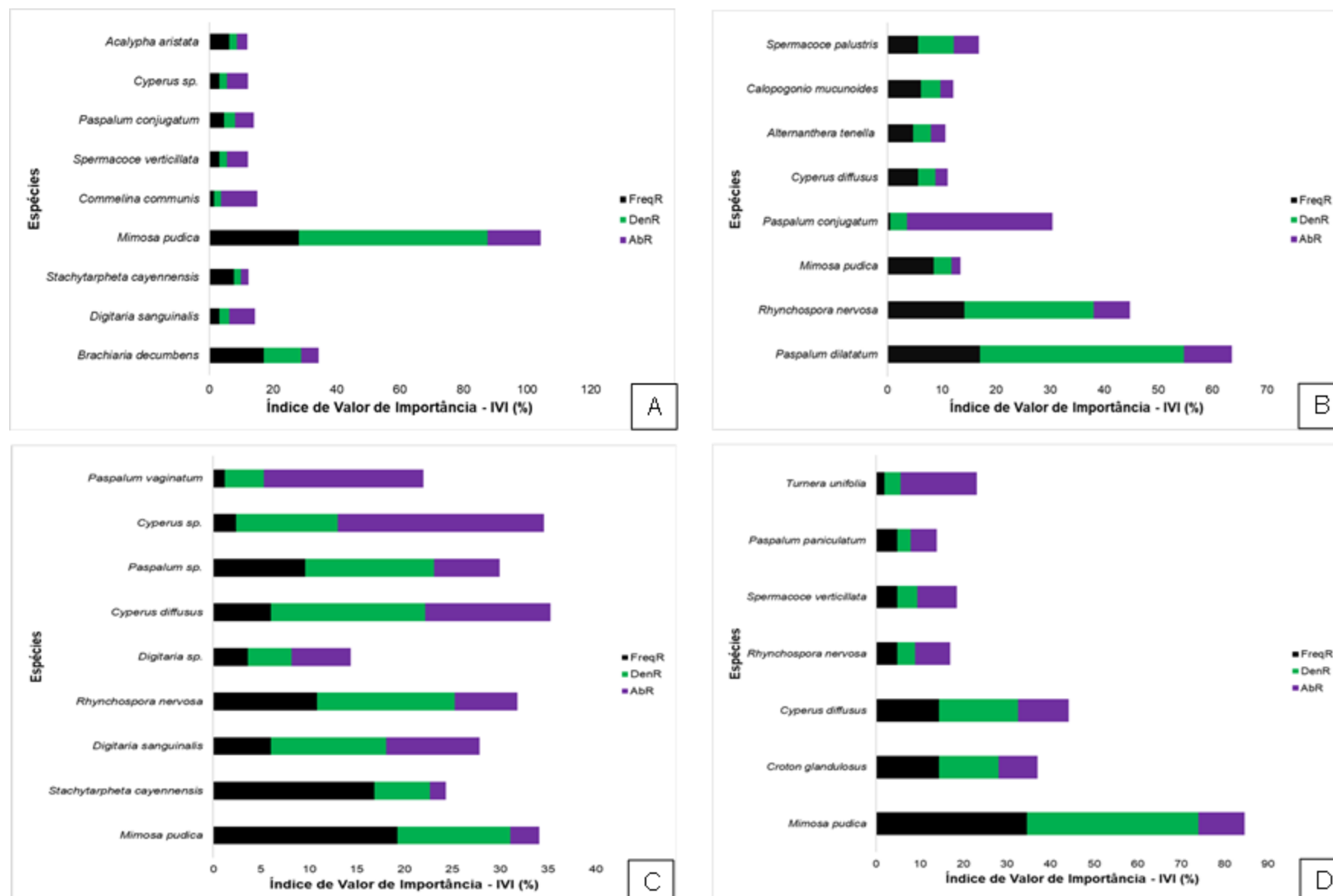


Figura 5. Índice de Valor de Importância das plantas daninhas antes da implantação das coberturas vegetais (A), no período de florescimento (B), após o florescimento das espécies (C) e ao final do ciclo das coberturas vegetais na área experimental (D), FreqR – Frequência Relativa, DenR – Densidade Relativa e AbR – Abundância Relativa. Manaus - AM, 2023.

Diagrama de Venn

Foram consideradas as espécies registradas em cada levantamento fitossociológico e contabilizadas as interseções correspondentes aos conjuntos comuns a dois ou mais levantamentos. O diagrama foi construído a partir da matriz binária de presença ou ausência, utilizando o software R (pacote VennDiagram), o que possibilitou identificar, de forma qualitativa, as variações na composição de espécies ao longo do tempo. Assim, o Diagrama de Venn (Figura 6) permite interpretações visuais sobre a dinâmica das comunidades daninhas e a influência das coberturas vegetais sobre a diversidade de espécies.

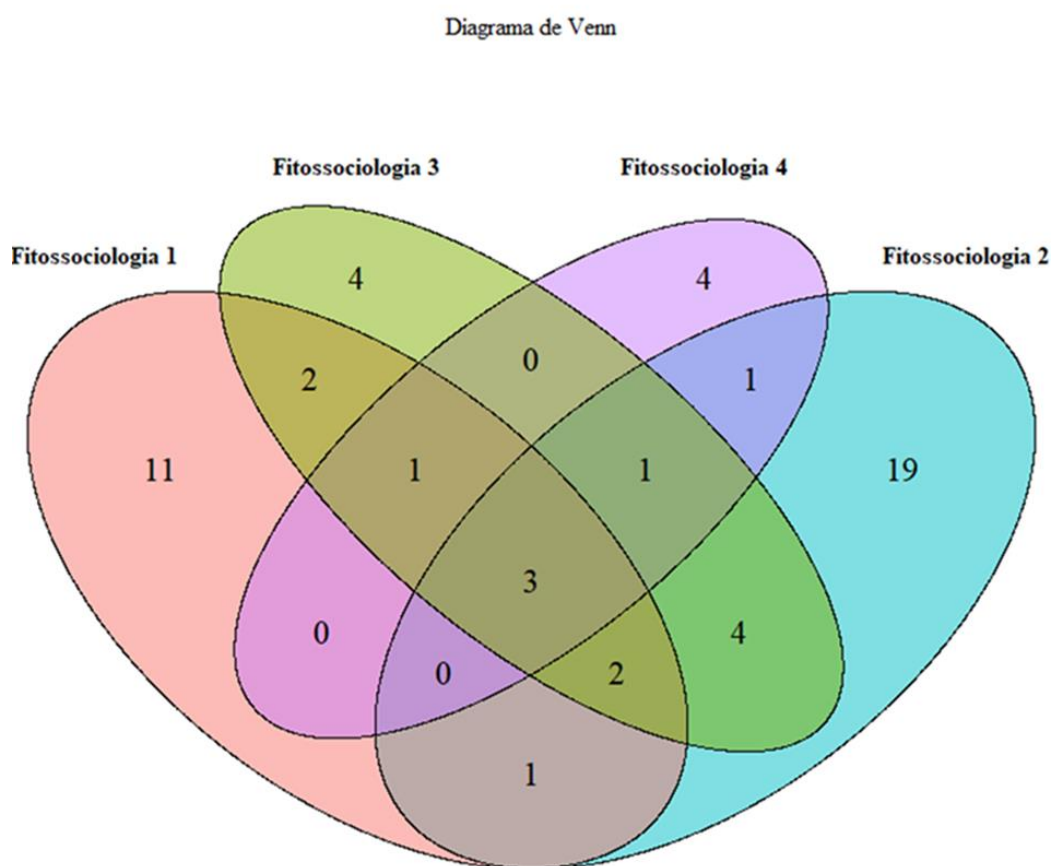


Figura 6. Diagrama de Venn dos quatro levantamentos fitossociológicos realizados, antes da implantação das coberturas vegetais, no período de florescimento, após o florescimento e ao final do ciclo de cultivo. Manaus - AM, 2023.

De acordo com o Diagrama de Venn, 11 espécies são exclusivas do primeiro levantamento fitossociológico, antes da implantação das coberturas, 19 ocorreram somente no período de florescimento e 4 espécies são exclusivas do período após o florescimento, enquanto outras 4 ocorrem somente ao final do ciclo de cultivo das coberturas vegetais.

A interseção entre o levantamento 1 e 2 é de apenas uma espécie (*Veronica officinalis*). A interseção entre os períodos de amostragem 1 e 3 são de uma espécie (*Commelina communis*) e um gênero (*Cyperus* sp.). O gênero *Cyperus* tem espécies como *Cyperus rotundus*, considerada uma das piores plantas daninhas no mundo, com tubérculos, rizomas, bulbos como propágulos, adaptabilidade elevada, resistência a perturbações e alta capacidade de ressurgimento após controle (BRYSON e CARTER, 2008).

Não houve espécie comum entre o primeiro e o quarto levantamento fitossociológico, demonstrando a dinâmica da poluição de plantas daninhas ao longo do ciclo das espécies de cobertura, com expressiva supressão da comunidade inicial. Já, entre o 2º e 3º levantamento, ocorreram 4 espécies semelhantes (*Alternanthera tenella*, *Calopogonio mucunoides*, *Paspalum maritimum*, *Spermacoce palustres*), o que evidencia a persistência dessas espécies na área.

Quanto à semelhança dos períodos 2 e 4, temos a presença de 1 espécie apenas (*Cyperus rotundus*), o que traz um alerta, pois as espécies do gênero *Cyperus* apresentam plasticidade, resiliência e variadas formas de dispersão. Não houve similaridade entre o período 3 e 4. Contudo, houve semelhança entre os períodos 1, 2 e 3, com duas espécies em destaque, *Digitaria sanguinalis* e *Stachytarpheta cayennensis*. Não foi encontrada interseção entre os períodos 1, 2 e 4. Entretanto, para os períodos de amostragem 1, 3 e 4, assim como para o 2, 3 e 4, ocorreu 1 espécie em comum, *Paspalum paniculatum* e *Rhynchospora nervosa*, respectivamente.

Em todas os períodos amostrais houve a presença de três espécies, *Mimosa pudica*, *Cyperus diffusus* e *Spermacoce verticillata*, o que indica que são espécies importantes a serem consideradas na adoção do manejo da área, pois possuem mecânicos e/ou estratégias de sobrevivência para persistirem durante o cultivo das coberturas vegetais. A persistência de *Mimosa pudica* em todos os períodos é coerente com seu padrão de ampla adaptação e capacidade de sobreviver em áreas perturbadas (IMADA, 2019). Quanto a *Spermacoce verticillata*, possui características de dispersão eficiente e adaptabilidade a diferentes habitats, o que pode explicar sua persistência no sistema agrícola (CABI, 2019).

Taxa de cobertura

A análise de variância para as variáveis planta daninha, plantas de cobertura e solo descoberto apresentaram diferença significativa (Tabela 5), após o florescimento das coberturas vegetais.

Tabela 5. Análises de variância da taxa de cobertura das parcelas experimentais, após o período de florescimento. Manaus - AM, 2023.

FV	GL	QM
		Planta daninha
Tratamentos	4	6.011,0**
Resíduo	15	216
CV(%)	41,88	-
FV	GL	QM
		Plantas de cobertura
Tratamentos	4	5.885**
Resíduo	15	424
CV(%)	39,20	-
FV	GL	QM
		Solo descoberto
Tratamentos	4	561,9*
Resíduo	15	117,0
CV(%)	145,84	-

* e ** significativo a 5% e 1 % de probabilidade; ns = não significativo pelo teste F.

A ausência de plantas de cobertura no tratamento Plantas daninhas resultou em solo completamente coberto (97,5%) por espécies daninhas da área (Tabela 6). Isso confirma a importância das plantas de cobertura na proteção do solo e na supressão das plantas daninhas, especialmente na região amazônica, onde a competição por luz e nutrientes é intensa (CECCON et al., 2010).

Tabela 6. Taxa de cobertura do solo, plantas de cobertura (PC), plantas daninhas (PD) e solo descoberto (S) após o período de florescimento das coberturas vegetais, *B. ruziziensis*, *A. pintoi*, *C. ensiformis*, *M. pruriens*. Manaus - AM, 2023.

Tratamentos	PC (%)	PD (%)	S (%)
Planta daninha	0,00 c	100,0 a	0,00 b
<i>B. ruziziensis</i>	95,83 a	3,33 b	0,83 b
<i>A. pintoi</i>	32,5 bc	39,58 b	27,91 a
<i>C. ensiformis</i>	52,50 ab	21,66 bc	0,83 b
<i>M. pruriens</i>	81,66 a	10,83 bc	7,50 ab

Médias seguidas das mesmas letras minúsculas na coluna não diferem em relação ao tipo de cobertura (*B. ruziziensis*, *A. pintoi*, *C. ensiformis*, *M. pruriens*) para os parâmetros de porcentagem de plantas de cobertura, plantas daninhas e solo.

A *Brachiaria ruziziensis* foi eficiente na cobertura do solo, cobrindo o solo em 95,83%, mantendo o menor índice de plantas daninhas (3,33%). Seu vigor, capacidade de sombreamento e possível ação alelopática conferem forte supressão de invasoras, como apontado por Hirata et al. (2025), em estudo com híbridos de repolho.

Mucuna pruriens destacou-se com 81,66% de cobertura de solo, com plantas daninhas em torno de 18%. Seu desempenho em ambientes tropicais, ocorre por sua ação alelopática comprovada por liberação de L-DOPA, como apontado por Kanatas et al. (2020).

A *Canavalia ensiformis* apresentou resultados com cobertura em torno de 52,50%, e presença de plantas daninhas de 21,66%. Apesar de não ser tão eficaz quanto *B. ruziziensis*, apresentou bom desempenho, sendo uma opção viável em sistemas agroecológicos pela sua rusticidade e efeito supressor residual (SOARES et al., 2022).

A leguminosa *Arachis pintoi* teve uma taxa de cobertura menor (32,5%) e 39,58% de plantas daninhas, desempenho inferior ao da *B. ruziziensis*, demonstrando menor persistência da cobertura ao longo do tempo, provavelmente por sua arquitetura rasteira e lenta rebrota (THANG et al., 2023).

Observa-se que, enquanto *B. ruziziensis* apresenta alta eficiência no controle físico e químico de invasoras, as leguminosas variam em eficácia. A menor porcentagem de solo descoberto foi observada nos tratamentos com *M. pruriens* e *B. ruziziensis*, reforçando a eficácia dessas espécies em proteger o solo. A supressão eficaz de plantas daninhas por essas coberturas também reduz a pressão seletiva por herbicidas, promovendo sustentabilidade (MENNAN et al., 2020).

Enquanto *B. ruziziensis* e *M. pruriens* mantêm desempenho estável, *A. pintoi* e *C. ensiformis* perdem eficiência, especialmente na cobertura do solo. Assim, para estratégias de longo prazo, a escolha da espécie deve considerar a persistência da cobertura e sua capacidade de suprimir plantas daninhas (ARAÚJO et al., 2024).

Incremento das coberturas vegetais nas propriedades químicas do solo

Na análise química inicial (Tabela 1), realizada em 2020, os resultados revelaram um solo com acidez elevada a média (4,60 – 5,1), baixo teor de fósforo (0,0 mg dm⁻³), potássio em níveis considerados altos (664,7 mg dm⁻³) e matéria orgânica em teores médios (2,14 – 2,32 dag kg⁻¹). A soma de bases (4,34 – 6,34 cmol_c dm⁻³) de média a alta e a saturação por bases (50,82 – 69,37%) estavam com valores entre médios a altos. Já a acidez potencial (H+Al = 4,20 cmol_c dm⁻³) evidenciou restrição à absorção de nutrientes, especialmente em solos tropicais de baixa fertilidade (CQFS-RS/SC, 2016; RAIJ et al., 2001).

Após o cultivo com diferentes espécies de coberturas vegetais (Tabela 7), observou-se um incremento em alguns dos atributos avaliados. A cobertura com *Brachiaria ruziziensis* proporcionou a maior elevação nos teores de fósforo (5,45 mg dm⁻³), além de apresentar o maior valor de SB (1,51 cmol_c dm⁻³), além de promover o maior teor de matéria orgânica (4,88 dag kg⁻¹). Esses resultados indicam que a espécie tem potencial para melhorar a fertilidade do solo por meio da ciclagem de nutrientes e manutenção de resíduos de maior qualidade nutricional (GAZOULIS et al., 2025; EMBRAPA, 2022).

Tabela 7. Análise química do solo ao fim do cultivo das coberturas vegetais, Manaus – AM, 2024.

Tratamento	pH	P	K	MO	Ca	Mg	Al	t	T	SB	H+Al	V	m
-	H ₂ O	mg dm ⁻³		dag kg ⁻¹	cmol _c dm ⁻³						%		
<i>Brachiaria ruziziensis</i>	4.88	5.45	33.75	4.74	0.99	0.44	0.63	2.13	9.43	1.51	7.92	15.95	29.43
<i>Arachis pintoii</i>	4.73	4.17	28.25	4.50	0.98	0.40	0.78	2.23	9.46	1.45	8.00	15.80	36.33
<i>Canavalia ensiformis</i>	4.58	4.11	30.25	4.44	0.72	0.34	0.90	2.04	9.63	1.14	8.50	11.88	44.73
<i>Mucuna pruriens</i>	4.7	3.6	30.3	4.7	0.9	0.4	0.9	2.3	10.4	1.3	9.1	13.0	41.5

*P: fósforo e K: potássio – Mehlich 1; MO: matéria orgânica – Walkley-Black; Ca: cálcio, Mg: magnésio e Al: alumínio – KCl 1 mol/L; t: capacidade de troca de cátions efetiva; T: capacidade de troca de cátion; SB: soma de bases; H+AL: acidez potencial – Acetato de Cálcio 0,5 mol/L, pH 7,0; V: saturação de bases; m: saturação em alumínio.

A *Mucuna pruriens* também se destacou positivamente, apresentando um dos maiores acúmulos de matéria orgânica (4,7 dag kg⁻¹), associado a um dos maiores teores de cálcio (0,9 cmol_c dm⁻³). Além disso, apresentou a maior capacidade de troca catiônica total (T = 10,4 cmol_c dm⁻³), sugerindo que a melhoria química foi sustentada principalmente por maior aporte orgânico e estímulo à atividade microbiana (KIM et al., 2020; TEIXEIRA et al., 2020).

Por sua vez, *Arachis pintoii* foi eficiente na elevação da matéria orgânica (4,50 dag kg⁻¹) e na redução da acidez e saturação por alumínio (Al = 0,78 cmol_c dm⁻³; m = 36,33%). Embora os valores de SB (1,45 cmol_c dm⁻³) e V (15,80%) tenham sido inferiores em comparação à *Brachiaria*, ainda representam uma evolução em relação ao tempo de cultivo. Isso demonstra o potencial da espécie como opção de cobertura com efeito moderado sobre a fertilidade, mas com ganhos consistentes na estrutura e capacidade de retenção de nutrientes (EMBRAPA, 2017; CQFS-RS/SC, 2016).

Canavalia ensiformis apresentou uma resposta intermediária. Embora tenha promovido aumento na matéria orgânica (4,58 dag kg⁻¹), os valores de Ca (0,72 cmol_c dm⁻³)

e Mg ($0,34 \text{ cmol}_c \text{ dm}^{-3}$) foram os mais baixos entre os tratamentos. Ainda assim, mesmo com limitações no acúmulo de bases, houve contribuição para a melhoria das condições edáficas (QIU et al., 2024; EMBRAPA, 2018).

De forma geral, as coberturas vegetais proporcionaram melhorias nas propriedades químicas do solo, especialmente no aumento da matéria orgânica. Esses efeitos são atribuídos à ciclagem de nutrientes, ao aporte de resíduos com alta relação C/N e à ativação da microbiota do solo, que favorecem processos de mineralização e troca catiônica (GAZOULIS et al., 2025; TEIXEIRA et al., 2020). Destaca-se, portanto, a importância de um manejo conservacionista com plantas de cobertura para a construção da fertilidade e sustentabilidade do solo ao longo dos ciclos produtivos.

Análises foliares ao longo do ciclo das coberturas vegetais

Quanto aos teores nutricionais na matéria seca do resíduo das coberturas vegetais, *M. pruriens* apresentou um dos maiores teores de nitrogênio ao longo dos períodos avaliados, ultrapassando 35 g kg^{-1} aos 150 dias, indicando elevada capacidade de fixação biológica e acúmulo desse nutriente na biomassa (Figura 7). Tal desempenho confirma sua eficiência como leguminosa fixadora e destaca seu potencial em melhorar a fertilidade nitrogenada do solo via decomposição (EMBRAPA, 2017; CQFS-RS/SC, 2016).

Em segundo lugar, *C. ensiformis* manteve níveis altos e estáveis ($> 26 \text{ g kg}^{-1}$), especialmente aos 90 e 150 dias, sinalizando boa sincronização entre crescimento e acúmulo de N (CFSEMG, 1999). Já *A. pintoi* e *Brachiaria ruziziensis* apresentaram teores mais baixos, especialmente aos 150 dias, *A. pintoi*, embora leguminosa, tem menor vigor e taxa de fixação (RAIJ et al., 2001; OLIVEIRA et al., 2020). Entretanto, *B. ruziziensis* manteve-se com teor de N acima dos parâmetros recomendados de $12-14 \text{ g kg}^{-1}$ (CFSEMG, 1999).

Durante o ciclo de cultivo das espécies, nos meses de fevereiro e março as chuvas foram intensas, ultrapassando os 400 mm mensais (Figura 4), tal situação foi determinante no desenvolvimento das espécies, pois muitas parcelas ficaram alagadas, por esse motivo *A. pintoi* não conseguiu se desenvolver adequadamente, cobrindo a área, e por consequência, proporcionar seus benefícios ao solo.

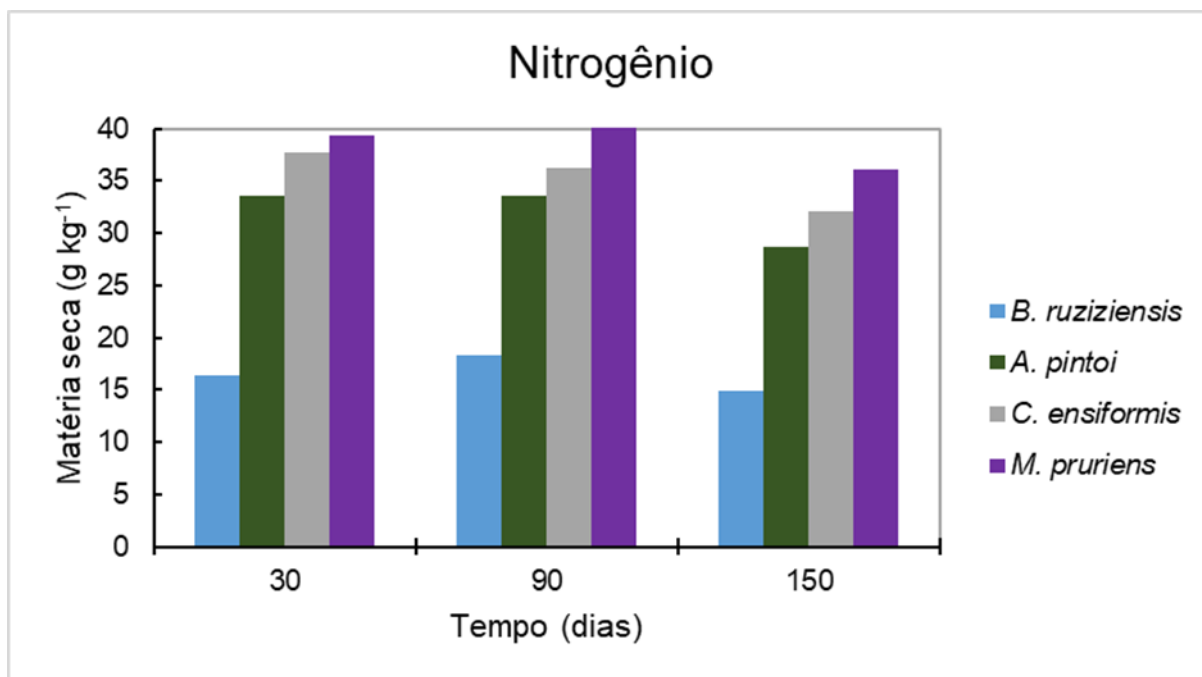


Figura 7. Teor de Nitrogênio na matéria seca (g kg^{-1}) das coberturas vegetais ao longo do ciclo fenológico das espécies, Manaus, AM - 2023.

Em relação ao teor de fósforo (Figura 8), algumas das espécies apresentaram resultados promissores, a exemplo de *C. ensiformis* que manteve teores de P acima de $4,0 \text{ g kg}^{-1}$ em todos os períodos observados, ficando acima dos níveis de leguminosas forrageiras ($1,5$ a $3,0 \text{ g kg}^{-1}$) segundo CQFS-RS/SC, 2016. Essa espécie possui raízes vigorosas e eficiente exploração do perfil do solo, o que pode contribuir para maior absorção de P disponível (TEIXEIRA et al., 2020).

M. pruriens não teve bom acúmulo de fósforo, chegando próximo a níveis adequados aos 30 dias ($4,0 \text{ g kg}^{-1}$), conforme CFSEMG, 1999. *B. ruziziensis* acumulou o maior teor de P ao longo do cultivo, pois o parâmetro para gramíneas forrageiras é de $0,6$ a $1,10 \text{ g kg}^{-1}$ (CFSEMG, 1999). *Arachis pinto* teve o menor valor de P durante os três períodos avaliados, o que está de acordo com a limitada capacidade de absorção desse elemento, especialmente em solos de baixa fertilidade.

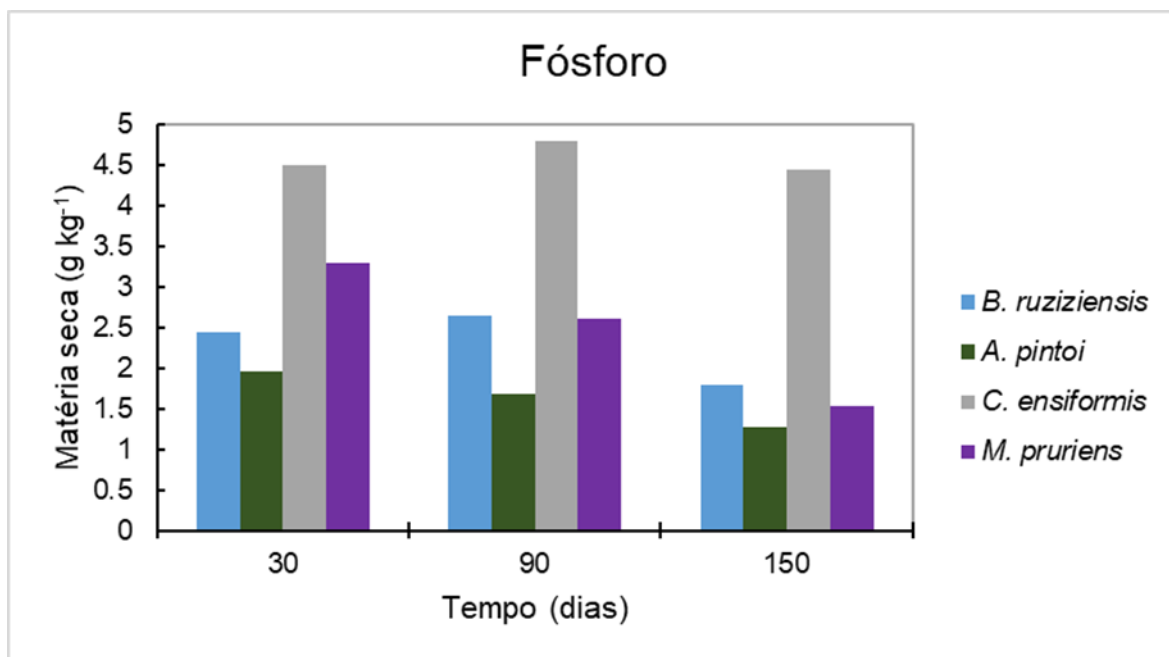


Figura 8. Teores de Fósforo na matéria seca (g kg^{-1}) das coberturas vegetais ao longo do ciclo fenológico das espécies, Manaus, AM - 2023.

Quanto aos teores de Potássio (Figura 9), as coberturas de solo não atingiram níveis adequados dos teores, que devem estar entre 10,0 a 50,0 g kg^{-1} para gramíneas forrageiras e 20 a 50 g kg^{-1} para leguminosas segundo CFSEMG, 1999.

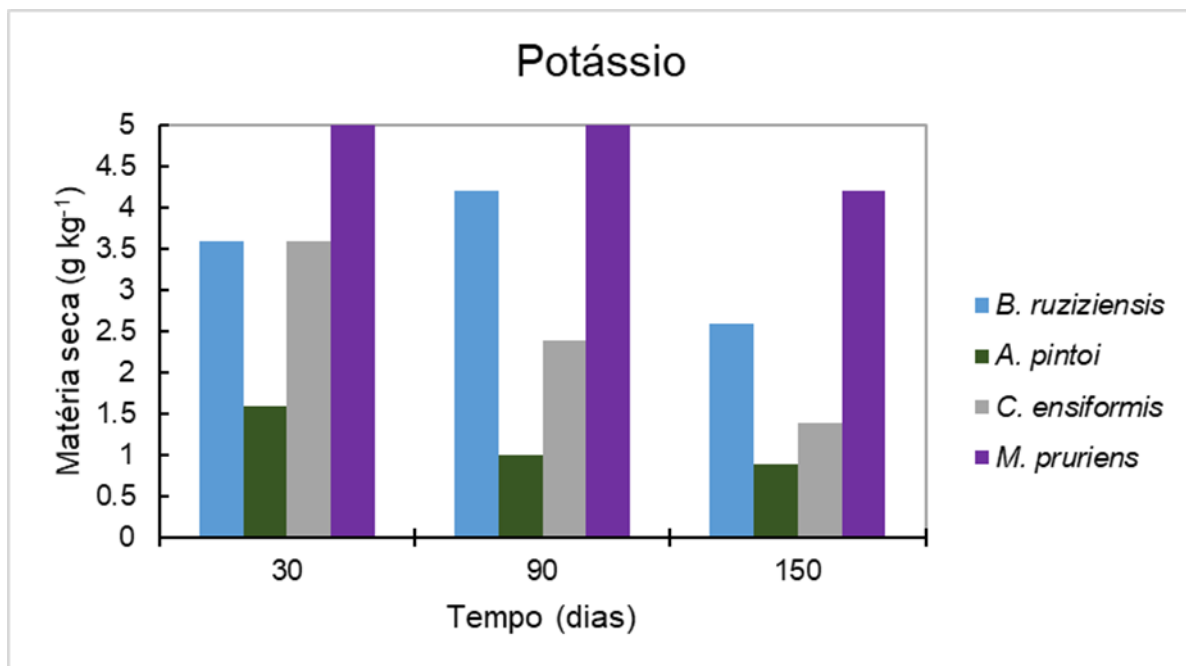


Figura 9. Teores de Potássio na matéria seca (g kg^{-1}) das coberturas vegetais ao longo do ciclo fenológico das espécies, Manaus, AM - 2023.

O ano de 2023 foi desafiador para o clima da Amazônia (Figura 10), tivemos períodos de chuvas intensas e secas severas, afetando o desenvolvimento das espécies de cobertura. As chuvas intensas no mês de fevereiro com valores próximos a 498 mm, em outros municípios do Amazonas, e na estação meteorológica de Manaus esse valor ultrapassou os 300 mm em fevereiro e em março se aproximou dos 400 mm (INMET, 2023). As parcelas experimentais sofreram as consequências do clima instável, tivemos parcelas alagadas e algumas em que foi preciso fazer a ressemeadura e o replantio das espécies, motivo pelo qual o *A. pinto* teve dificuldades em se estabelecer.



Figura 10. Parcelas experimentais afetadas pelas fortes chuvas em fevereiro de 2023, Manaus - AM.

Além disso, as secas severas atingiram a região deixando um rastro dos impactos ambiental, social e econômico, como há muito tempo não se via. Neste ano também foi registrada a pior seca em 125 anos, que levou à mortandade em massa de espécies aquáticas, principalmente, nos lagos e afluentes da calha norte dos rios Solimões e Amazonas (IPAM, 2023). Os incêndios florestais também chamaram a atenção, Manaus teve seu céu encoberto por fumaça proveniente das queimadas e incêndios florestais e a população respirou ar poluído com qualidade muito inferior ao que é estabelecido pela Organização Mundial de Saúde (IPAM, 2023). Apesar desse cenário, com base nas três figuras (7,8 e 9), é possível inferir que *M. pruriens*, *C. ensiformis* e *B. ruziziensis* são eficientes no acúmulo de N. Isso significa que a inserção das espécies em sistemas agrícolas contribui com significativa adição de nutrientes ao solo, via palhada, especialmente se o manejo for sincronizado com os períodos de pico de concentração de nutrientes na biomassa. A decomposição dessas espécies, com elevada relação de nutrientes, favorece o aporte ao solo, promovendo a fertilidade de forma natural (SILVA et al., 2022). Por outro lado, *B. ruziziensis*, também apresenta níveis satisfatórios de P, sendo eficiente em formar cobertura densa, o que reduz perdas por erosão e lixiviação, sendo estratégica para proteger o solo e proporcionar esse macronutriente de forma mais

prolongada. Com base na performance observada, recomenda-se priorizar leguminosas como *M. pruriens* e *C. ensiformis* em sistemas voltados à construção da fertilidade do solo, especialmente em áreas com baixos níveis de N. Sua rotação com culturas comerciais pode reduzir a dependência de fertilizantes químicos, sobretudo nitrogenados. A escolha do período de manejo é crucial, pois deve coincidir com o pico de acúmulo para maximizar a eficiência da ciclagem de nutrientes. Já *B. ruziziensis* pode ser utilizada em consórcios com leguminosas, oferecendo proteção física ao solo e incremento de nutrientes (GAZOULIS et al., 2025; QIU et al., 2024), além de suprimir a infestação de plantas daninhas e, consequentemente a competição por esses nutrientes.

Relação C/N

Quanto à relação C/N (Tabela 8), as leguminosas apresentaram a relação entre 10–15 em todos os períodos, o que está associado a decomposição e mineralização mais rápidas (ADHIKARI et al., 2024). Esse padrão está alinhado ao consenso de que leguminosas degradam mais rápido que gramíneas (SUI et al., 2025). Em contraste, a *Brachiaria* exibiu relação C/N crescente, alcançando aos 150 dias uma relação próxima a 40, indicando maior recalcitrância e persistência de palhada, com liberação de N mais lenta (JOSHI et al., 2024). A qualidade do resíduo (C/N) modula processos de N no solo (mineralização/imobilização) e até fluxos de N₂O durante a decomposição (LUSSICH et al., 2024). Dessa forma o uso em conjunto de gramíneas e leguminosas são recomendados para equilibrar a persistência de cobertura no solo e fornecimento de N (GUARDIA et al., 2025).

Tabela 8. Relação C/N dos resíduos de decomposição das coberturas vegetais em duplicata aos 30, 90 e 150 dias, Manaus - AM, 2023.

Coberturas vegetais	Período (dias)		
	30	90	150
	C/N		
<i>Brachiaria ruzizensis</i>	21,02	25,99	40,55
	31,93	24,53	25,53
<i>Arachis pintoi</i>	11,83	12,24	12,61
	10,79	12,03	10,03
<i>Canavalia ensiformis</i>	13,16	14,39	13,38
	11,67	12,26	14,08
<i>Mucuna pruriens</i>	12,13	11,44	14,47
	11,94	13,18	12,65

Decomposição de coberturas vegetais em agroecossistemas

A análise de variância da decomposição dos resíduos das coberturas vegetais (Tabela 9), indicou significância para os fatores de variação avaliados, sendo eles as coberturas vegetais (*M. pruriens*, *A. pintoii*, *C. ensiformis* e *B. ruziziensis*), os períodos (0, 30, 60, 90, 120 e 150 dias) e a interação entre eles.

Tabela 9. Análise de variância da decomposição dos resíduos das coberturas vegetais. Manaus - AM, 2023.

FV	GL	QM
		Decomposição do resíduo
Coberturas	3	3,0**
Períodos	4	4,0**
Coberturas x Períodos	12	5,0 ^{ns}
Resíduo	60	2,0
CV(%)	16,08	-

* e ** significativo a 5% e 1 % de probabilidade; ns = não significativo pelo teste F.

Em sistemas agrícolas e naturais, os processos de decomposição e liberação de nutrientes de resíduos orgânicos adicionados ao solo são controlados por três fatores principais, as condições físico-químicas do ambiente, que são controladas pelas características climáticas e edáficas do ambiente; o tipo de vegetação que influencia a qualidade da matéria orgânica e sua degradabilidade; e a natureza da comunidade decompositora, microrganismos e fauna do solo (PERIN et al., 2010).

A degradação de resíduos vegetais (palhada, folhas, raízes, entre outros) constitui um processo central nos ecossistemas, pois permite que nutrientes assimilados pelas plantas retornem ao solo sob formas minerais, inicialmente, há rápida perda de materiais solúveis e de fácil degradação; ao longo do tempo, as frações mais recalcitrantes (lignina, compostos fenólicos) são degradadas lentamente e, ao final, pode restar uma fração estável ou muito resistente (PRESCOTT e VESTERDAL, 2016).

A decomposição da matéria orgânica exerce papel fundamental não apenas na ciclagem de nutrientes, mas também na regulação das propriedades físicas, químicas e biológicas do solo. Estudos recentes mostram que microrganismos e suas exsudações desempenham papel decisivo na estruturação e estabilização dos agregados, contribuindo diretamente para a melhoria da qualidade física do solo (KAN et al., 2023; PAN et al., 2024; WANG et al., 2024).

Prommer et al. (2019) demonstraram que o carbono incorporado na biomassa microbiana pode evoluir para matéria orgânica mais duradoura no solo, evidenciando o papel da decomposição como fonte de substrato para organismos vivos no solo.

A matéria seca das plantas de cobertura teve perda considerável aos 30 dias após a deposição das sacolas de decomposição na área. Esses valores podem ainda ser justificados pela baixa precipitação ocorrida no mês de junho/2023 (Figura 4), mas com um retorno de chuvas em julho, chegando a 50 mm médios durante o mês, embora o período chuvoso na região já tivesse terminado.

A decomposição da matéria orgânica pode ser descrita quantitativamente por meio de modelos matemáticos que expressam a perda de massa dos resíduos vegetais ao longo do tempo. O modelo mais amplamente utilizado é o modelo exponencial simples proposto por Olson (1963), no qual a variação da massa residual (X_t) é expressa em função da massa inicial (X_0), do tempo (t) e da constante de decomposição (k), onde k representa a fração da massa que se decompõe por unidade de tempo. Assim, quanto maior o valor de k , mais rápida é a decomposição da biomassa e a liberação de nutrientes.

A partir desse parâmetro, pode-se calcular a meia-vida (t_{50}), que é o tempo necessário para que 50 % da massa inicial do resíduo seja decomposta. Dessa forma, valores elevados de k correspondem a meias-vidas curtas, indicando decomposição acelerada, enquanto valores baixos indicam resíduos mais recalcitrantes, com decomposição lenta.

A constante de decomposição (k) foi maior para *B. ruzizensis* (0,014), com menor tempo de meia-vida entre as espécies. *A. pintoii* e *C. ensiformis* tiveram valores de k próximos, (0,013) e tempo de meia vida de 52 dias. *M. pruriens* teve o menor valor de k com 0,011 e o maior tempo de meia vida entre as coberturas vegetais de 63,59 (Tabela 10).

Tabela 10. Constante de taxa de primeira ordem (k), meia-vida ($t_{1/2}$) e coeficiente de determinação ajustado (R^2) do modelo de decomposição de primeira ordem das coberturas vegetais, Manaus – AM, 2023.

Cobertura Vegetal	Equação	k (β_1)	$t_{1/2}$ (dias)	R^2
<i>B. ruzizensis</i>	$-0,0138x - 0,6876$	0,014	50,22	0,738
<i>A. pintoii</i>	$-0,0131x - 0,9074$	0,013	52,91	0,6081
<i>C. ensiformis</i>	$-0,0133x - 0,8954$	0,013	52,11	0,6241
<i>M. pruriens</i>	$-0,0109x - 0,8658$	0,011	63,59	0,5452

A rápida velocidade de decomposição dos resíduos vegetais na fase inicial (Figura 11) pode ser explicada também pelo fato de compostos orgânicos, principalmente carboidratos solúveis em água, presentes no material vegetal, serem utilizados como fonte de energia pelos micro-organismos do solo, ou também pela umidade na área, a qual acelera o processo de decomposição (ROBERTSON e GROFFMAN, 2007; ACOSTA et al. 2014).

Em sistemas agrícolas tropicais, observou-se que *Brachiaria ruziziensis* produz grande quantidade de palha, que se decompõe liberando nutrientes ao solo com bom rendimento para culturas subsequentes. Entretanto, devido às condições climáticas, a meia-vida em torno de 50 dias não favorece um ciclo eficiente de liberação de matéria seca e N, mas isso depende da atividade microbiana e da umidade do solo (DELGADO et al., 2021). E durante o mês de junho, com a diminuição brusca da precipitação, mas com um retorno de chuvas em julho, a atividade microbiana pode ter sido afetada, com um aumento na velocidade de decomposição da matéria orgânica.

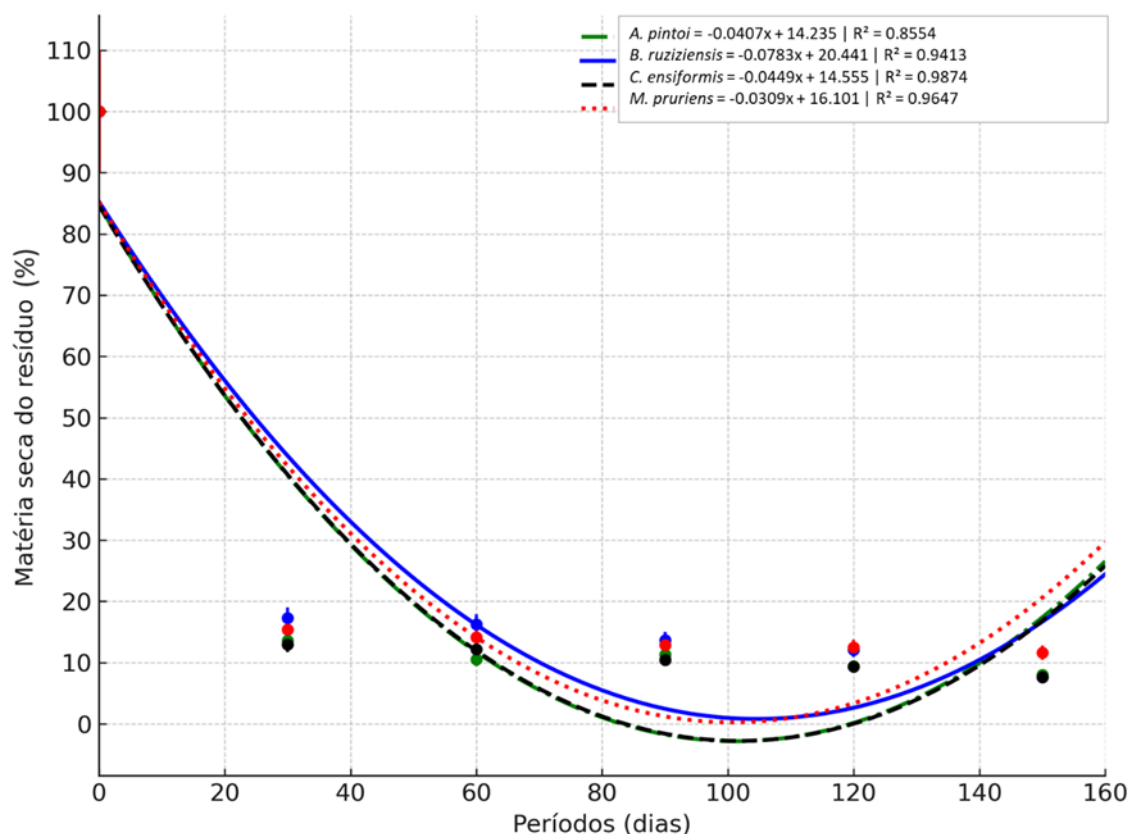


Figura 11. Decomposição das coberturas vegetais (%), *Brachiaria ruziziensis*, *Arachis pinto*, *Canavalia ensiformis* e *Mucuna pruriens* aos 30, 60, 90, 120 e 150 dias. Manaus - AM, 2023.

Arachis pintoi apresentou um tempo de meia-vida de 52 dias. Sob estresse, nas chuvas de fevereiro, a fenologia pode ter sido prejudicada com área foliar e perfilhamento reduzido, já que a espécie necessitava da mobilização de reservas para suportar o estresse causado pelo encharcamento das parcelas, provavelmente os estolões se tornaram escassos, reduzindo o volume de cobertura e influenciando a decomposição.

Canavalia ensiformis também teve tempo de meia-vida de 52 dias. Um comportamento semelhante ao de *A. pintoi*, apesar de que suas sementes e estruturas vegetativas são ricas em compostos fenólicos e lectinas, que podem retardar atividade microbiana e, consequentemente a decomposição, principalmente quando há temperaturas elevadas que concentram esses compostos (ROCHA et al., 2017).

A *Mucuna pruriens* apresentou a decomposição mais lenta entre as espécies avaliadas, com 63 dias. Apesar de seu baixo teor de lignina e da reduzida relação C/N, que favorecem a ação dos microrganismos decompositores (DIAS, 2022), com a seca severa e a baixa umidade do solo, a decomposição pode ter sido afetada de forma crucial. Contudo, sua rápida mineralização exige planejamento no sistema produtivo para evitar perdas por lixiviação, especialmente em solos de textura leve e alta pluviosidade (SILVA et al., 2021).

A escolha da cobertura vegetal deve considerar o tempo de meia-vida e o padrão de decomposição da espécie, associando-os às demandas específicas do cultivo e às características edafoclimáticas locais. Espécies com decomposição lenta, favorecem o acúmulo de matéria orgânica e a proteção física do solo (NOVAK et al., 2022), e leguminosas como *M. pruriens* são estratégicas para melhorar a disponibilidade de nutrientes (DIAS, 2022). Sistemas que combinam gramíneas e leguminosas em consórcio oferecem vantagens sinérgicas, promovendo uma melhoria abrangente dos atributos físicos, químicos e biológicos do solo (SILVA et al., 2021; IMBANA et al., 2021).

CONCLUSÃO

1. Supressão das plantas daninhas: *B. ruziziensis* e *M. pruriens* se destacaram na supressão das plantas daninhas e apresentaram as maiores taxas de cobertura do solo. *B. ruziziensis* reduziu a infestação de plantas daninhas e alterou os índices de diversidade das espécies ao longo do ciclo de cultivo.
2. Benefícios ao solo: Quanto aos teores de N foliar, *B. ruziziensis*, *M. pruriens* e *C. ensiformis* tiveram os maiores incrementos durante os períodos avaliados (30, 90 e 150). *B. ruziziensis* e *C. ensiformis* tiveram os maiores teores de P foliar. *B. ruziziensis* apresentou o maior teor de P no solo, além de proporcionar maior teor de matéria orgânica, assim como *M. pruriens*.
3. Decomposição das coberturas vegetais: *B. ruziziensis* apresentou decomposição rápida e *M. pruriens* mais lenta. A velocidade de decomposição foi maior ao longo dos 30 dias iniciais, com rápida perda de matéria seca.
4. Recomendação de manejo: Associar espécies de decomposição rápida com as de decomposição lenta para otimizar a ciclagem de nutrientes, o acúmulo de matéria orgânica e a proteção do solo, de forma a promover a sustentabilidade dos agroecossistemas.

REFERÊNCIAS

ACOSTA, J. A. A. et al. Decomposição da fitomassa de plantas de cobertura e liberação de nitrogênio em função da quantidade de resíduos aportada ao solo sob sistema plantio direto. *Ciência Rural*, Santa Maria, v. 44, n. 5, p. 801-809, 2014.

ADHIKARI, A. D. et al. Cover crop residue quality regulates litter decomposition dynamics and soil carbon mineralization kinetics in semi-arid cropping systems. *Applied Soil Ecology*, v. 193, p. 105160, 2024. DOI: 10.1016/j.apsoil.2023.105160. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.apsoil.2023.105160>.

ALENCAR, A.; MARTENEXEN, L.; GOMES, J.; MORTON, D.; BRANDO, P. Entendendo a relação entre o fogo e desmatamento em 2023. *Amazônia em Chamas*, n. 12 – Nota técnica. Brasília, DF: IPAM, 2023. Disponível em: <https://ipam.org.br/bibliotecas/entendendo-a-relacao-entre-o-fogo-e-desmatamento-em-2023/>. Acesso em: 14 ago. 2025.

ARAÚJO, G. R.; FERREIRA, G. A. de P.; VAZ, V.; LIMA, A. da C.; SPOLIDORIO, E. S.; MENDES, K. F. Canavalia ensiformis enhances the phytoremediation of remineralized and sulfentrazone-contaminated tropical soils. *Chemosphere*, v. 348, p. 140725, jan. 2024. DOI: 10.1016/j.chemosphere.2023.140725.

BAPTISTELLA, J. L. C.; LÓPEZ DE ANDRADE, S. A.; FAVARIN, J. L.; MAZZAFERA, P. Urochloa in tropical agroecosystems. *Frontiers in Sustainable Food Systems*, v. 4, 2020. DOI: 10.3389/fsufs.2020.00119.

BEZERRA, J. J. L. et al. Evaluation of the anti-inflammatory, antipyretic and antinociceptive activities of the hydroalcoholic extract of *Rhynchospora nervosa* (Vahl) Boeckeler (Cyperaceae). *Journal of Ethnopharmacology*, v. 284, p. 114811, 10 fev. 2022. DOI: 10.1016/j.jep.2021.114811.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Manual de métodos de análise de solo. 2. ed. rev. e atual. Brasília, DF: Embrapa Solos, 2017. 212 p.

BRYSON, C. T.; CARTER, R. The significance of Cyperaceae as weeds. Monographs in Systematic Botany from the Missouri Botanical Garden, v. 108, 2008.

CABI. *Spermacoce verticillata* (shrubby false buttonweed) – Invasive Species Compendium. Wallingford: CAB International, 2019. Disponível em: <https://www.cabidigitallibrary.org/doi/pdf/10.5555/20193100079>.

CAVALCANTE, S. A. A. et al. Incidence of weeds in areas of extensive pastures located in Roraima. Set., 2023. DOI: 10.56238/uniknowindevolp-033.

CECCON, G.; MATOSO, A. O.; NETO NETO, A. L.; PALOMBO, L. Use of herbicides in off-season corn intercropped with *Brachiaria ruziziensis*. *Planta Daninha*, v. 28, n. 2, p. 359–364, jun. 2010. DOI: 10.1590/S0100-83582010000200020.

CQFS-RS/SC – COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO – RS/SC. Manual de calagem e adubação para os estados do Rio Grande do Sul e de Santa Catarina. 11. ed. Porto Alegre: Sociedade Brasileira de Ciência do Solo – Núcleo Regional Sul, 2016. 376 p.

COMISSÃO DE FERTILIDADE DO SOLO DO ESTADO DE MINAS GERAIS (CFSEMG). Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5ª aproximação. Viçosa: UFV, 1999. 359 p.

CORREIA, G. G. de S.; MARTINS, S. V. Banco de sementes do solo de floresta restaurada, Reserva Natural Vale, ES. *Floresta e Ambiente*, v. 22, n. 1, p. 79–87, jan. 2015. DOI: 10.1590/2179-8087.096714.

DELGADO, J. A. et al. Potential use of cover crops for soil and water conservation, nutrient management, and climate change adaptation across the tropics. *Advances in Agronomy*, v. 165, 2020. DOI: 10.1016/bs.agron.2020.09.003.

DIAS, R. C. Efeito alelopático de mucuna-preta (*Mucuna pruriens* var. *utilis*). 2022. Tese (Doutorado em Ciências Agrárias) – UNESP.

DISSANAYAKA, D. M. N. S.; UDUMANN, S. S.; NUWARAPAKSHA, T. D.; ATAPATTU, A. J. Harnessing the potential of *Mucuna* cover cropping: a comprehensive review of its agronomic and environmental benefits. *Circular Agricultural Systems*, v. 4, e003, 2024.

EMBRAPA. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 5. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2018. 356 p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA – EMBRAPA. Manual de adubação e de calagem para os estados do Ceará, Maranhão e Piauí. Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical, 2022. (Documentos, 177).

FERNANDO, M.; SHRESTHA, A. The potential of cover crops for weed management: a sole tool or component of an integrated weed management system? *Plants (Basel)*, v. 12, n. 4, p. 752, 8 fev. 2023. DOI: 10.3390/plants12040752.

GUARDIA, G. et al. Balancing legume–cereal proportions in cover crop mixtures to minimize N₂O emissions. *Geoderma*, v. 454, 2025, art. 117195. DOI: 10.1016/j.geoderma.2025.117195.

HIRATA, A. C.; HIRATA, E. K.; RÓS, A. B.; NARITA, N.; TAKATA, W. H. *Brachiaria* as a tool for weed management in the cultivation of cabbage hybrids. *Horticultura Brasileira*, v. 43, e283463, 2025. DOI: 10.1590/s0102-0536-2025-e283463.

HOSSAIN, M. M. et al. Strip tillage and crop residue retention decrease the size but increase the diversity of the weed seed bank under intensive rice-based crop rotations in Bangladesh. *Agronomy*, v. 11, p. 1164, 2021. DOI: 10.3390/agronomy11061164.

HUANG, M.; LONG, D.; ZHOU, F. et al. Comparative analysis of resistance to ALS-inhibiting herbicides in smallflower umbrella sedge (*Cyperus difformis*) populations from direct-seeded and puddled-transplanted rice systems. *Weed Science*, v. 70, n. 2, p. 174–182, 2022. DOI: 10.1017/wsc.2022.7.

IMADA, C. T. Hawaiian Native and Naturalized Vascular Plants Checklist. 4th ed. Honolulu: Bishop Museum Press, 2019. (Bishop Museum Technical Report, 69).

IMBANA, R. et al. Legumes as cover crops to improve soil quality. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, v. 16, n. 4, p. 351–357, 2021. DOI: 10.18378/rvads.v16i4.8861.

JOSHI, D. et al. Rye cover crop had a nitrogen credit one year after termination in a frigid environment. *Journal of Soil and Water Conservation*, v. 79, n. 5, p. 261–267, 2024. DOI: 10.2489/jswc.2024.00097.

KAN, M. et al. Microorganisms promote soil aggregate formation and stability through biological interactions. *Frontiers in Ecology and Evolution*, v. 11, 2023.

KANATAS, P. et al. The effects of tillage on weed suppressive ability, leaf area, seed yield and protein content of *Mucuna pruriens* var. *utilis*. *Notulae Botanicae Horti Agrobotanici Cluj-Napoca*, v. 48, n. 2, p. 871–881, 2020. DOI: 10.15835/nbha48211887.

KOUDAHE, K.; ALLEN, S. C.; DJAMAN, K. Critical review of the impact of cover crops on soil properties. *International Soil and Water Conservation Research*, v. 10, p. 343–354, 2022.

LUSSICH, F. et al. Cover crop residue decomposition triggered soil oxygen depletion and promoted nitrous oxide emissions. *Scientific Reports*, v. 14, art. 8437, 2024. DOI: 10.1038/s41598-024-58942-7.

MENNAN, H.; JABRAN, K.; ZANDSTRA, B. H.; PALA, F. Non-chemical weed management in vegetables by using cover crops: a review. *Agronomy*, v. 10, n. 2, p. 257, 2020. DOI: 10.3390/agronomy10020257.

MOTOOKA, P.; CASTRO, L.; NELSON, D.; NAGAI, G.; CHING, L. Weeds of Hawaii's Pastures and Natural Areas: An Identification and Management Guide. Honolulu: College of Tropical Agriculture and Human Resources, University of Hawaii at Manoa, 2003.

NC STATE – NORTH CAROLINA STATE UNIVERSITY. *Paspalum dilatatum* (Dallisgrass, Dallis Grass). Raleigh, NC: North Carolina State University, [s.d.]. Disponível em: <https://plants.ces.ncsu.edu/plants/paspalum-dilatatum/>.

NOVAK, E. et al. Biomassa e atividade microbiana do solo sob diferentes coberturas vegetais em Região Cerrado – Mata Atlântica. *Revista em Agronegócio e Meio Ambiente*, v. 15, n. 3, p. 1–16, 2022. DOI: 10.17765/2176-9168.2022v15n3e8780.

OLSON, J. S. Energy storage and the balance of producers and decomposers in ecological systems. *Ecology*, v. 44, n. 2, p. 322–331, 1963. DOI: 10.2307/1932179.

PADONOU, E. A.; AKAKPO, B. A.; TCHIGOSSOU, B.; DJOSSA, B. Methods of soil seed bank estimation: a literature review proposing further work in Africa. *iForest*, v. 15, p. 121–127, 2022. DOI: 10.3832/ifor3850-015.

PAN, F. et al. Land use changes alter soil aggregation and stability through organic matter inputs. *Scientific Reports*, v. 14, n. 82300, 2024.

PARKER, C. *Mimosa pudica* (sensitive plant). CABI Compendium, n. 34202, 9 mar. 2017. DOI: 10.1079/cabicompendium.34202.

PEREIRA, J. C. et al. Potencial alelopático de *Canavalia ensiformis*. *Revista Ceres*, v. 65, 2018.

PERIN, A. et al. Acúmulo e liberação de P, K, Ca e Mg em crotalária e milho solteiros e consorciados. *Revista Ceres*, v. 57, p. 274-281, 2010.

PETRULAITIS, L.; RAŠOMAVIČIUS, V.; UOGINTAS, D.; GUDŽINSKAS, Z. Soil seed bank of alien and native *Cornus* (Cornaceae) taxa in Lithuania: what determines seed density and vertical distribution in soil? *Diversity*, v. 14, n. 488, 2022. DOI: 10.3390/d14060488.

PRESCOTT, C. E.; VESTERDAL, L. Decomposition and transformations along the continuum from litter to soil organic matter in forest soils. *Forest Ecology and Management*, v. 498, 119522, 2021.

PRADO, L. G. et al. Management of *Brachiaria ruziziensis* biomass affects soybean productivity in integrated crop-livestock system. *Journal of Agriculture and Food Research*, v. 13, p. 101792, 2025. DOI: 10.1016/j.jafr.2025.101792.

RAIJ, B. van et al. Análise química para avaliação da fertilidade de solos tropicais. Campinas: Instituto Agrônômico, 2001. 285 p.

REIS, P. S. dos. Banco de sementes do solo em uma toposequência no Parque Nacional da Serra da Bodoquena – Bonito/MS. 2019. 66 f. Dissertação (Mestrado em Agronomia) – Universidade Federal da Grande Dourados, Dourados, MS, 2019.

RIVIÈRE, C.; BÉTHINGER, A.; BERGEZ, J.-E. The effects of cover crops on multiple environmental sustainability indicators—A review. *Agronomy*, v. 12, n. 11, 2022. DOI: 10.3390/agronomy12092011.

ROBERTSON, G. P.; GROFFMAN, P. M. Nitrogen transformations. In: PAUL, E. A. (ed.). *Soil microbiology, ecology and biochemistry*. 3. ed. Academic Press, 2007. p. 341–364.

ROCHA, T. L. et al. Prospection and identification of nematotoxic compounds from *Canavalia ensiformis* seeds effective in the control of the root knot nematode *Meloidogyne incognita*. *Bioresource Technology Reports*, 2017. DOI: 10.1016/j.biori.2017.10.003.

SAPIÑA-SOLANO, A. et al. Does the soil microbial community facilitate *Mimosa pudica*'s biological performance under abiotic stress? *Plant Physiology and Biochemistry*, v. 215, p. 108971, 2024. DOI: 10.1016/j.plaphy.2024.108971.

SIAS, C. et al. Cover crops as a weed seed bank management tool: a soil down review. *Italian Journal of Agronomy*, v. 16, n. 1852, 2021.

SILVA, J. P. G. da; MARANGON, L. C.; FELICIANO, A. L. P.; FERREIRA, R. L. C. Banco de sementes no solo e ecologia morfofuncional de plântulas em remanescente de floresta tropical conectado com matriz agrícola. *Rodriguésia*, v. 71, e02002018, 2020. DOI: 10.1590/2175-7860202071134.

SILVA, M. A. et al. Isolated and mixed cover crops to improve soil quality and commercial crops in the Cerrado. *Research, Society and Development*, v. 10, n. 12, p. e11101220008, 2021. DOI: 10.33448/rsd-v10i12.20008.

SIMPSON, E. H. Measurement of diversity. *Nature*, 163, 688, 1949.
<https://doi.org/10.1038/163688a0>

SOARES, D. O.; PINTO, K. G.; BHOWMIK, P. C.; ALBERTINO, S. M. Chemical properties of soil and cassava yield as a function of weed management by cover crops in the Amazon ecosystem. *Sustainability*, v. 14, n. 1886, 2022. DOI: 10.3390/su14031886.

SOUSA, I. R. L. et al. Taxa de decomposição foliar em sistemas agroflorestais. *Revista Verde*, v. 15, 2020.

SUI, X. et al. Contrasting seasonal effects of legume and grass cover crops as living mulch on the soil microbial community and nutrient metabolic limitations. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, v. 380, p. 109374, 2025. DOI: 10.1016/j.agee.2024.109374.

TEIXEIRA, P. C. et al. (org.). Manual de análises químicas de solos, plantas e fertilizantes. 3. ed. Brasília, DF: Embrapa, 2020.

THANG, P. T. et al. Assessment of allelopathic activity of *Arachis pinto* Krapov. & W.C. Greg as a potential source of natural herbicide for paddy rice. *Applied Sciences*, v. 13, n. 8268, 2023. DOI: 10.3390/app13148268.

TÓTH, Á. et al. Vertical distribution of soil seed bank and the ecological importance of deeply buried seeds in alkaline grasslands. *PeerJ*, v. 10, n. 6, p. e13226, abr. 2022. DOI: 10.7717/peerj.13226.

TÓTH, Á. et al. Vertical stratification of the soil seed bank in wet grasslands and its implications for restoration. *Community Ecology*, v. 26, p. 131–142, 2025. DOI: 10.1007/s42974-024-00226-1.

UNITED STATES DEPARTMENT OF AGRICULTURE – NATURAL RESOURCES CONSERVATION SERVICE (USDA-NRCS). Ecological Sciences Technical Note No. 002. Caribbean Area, Hato Rey, PR, set. 2023. Disponível em: <http://www.pr.nrcs.usda.gov>.

VAN EERD, L. L. et al. Influence of cover crops at the four spheres: a review of ecosystem services, potential barriers, and future directions for North America. *Science of the Total Environment*, v. 858, 159990, 2023.

VARGAS, L. A.; PASSOS, A. M. A.; KARAM, D. Allelopathic potential of cover crops in control of shrubby false buttonweed. *Planta Daninha*, v. 36, e018173359, 2018. DOI: 10.1590/S0100-83582018360100052.

VENN, J. On the diagrammatic and mechanical representation of propositions and reasonings. *Philosophical Magazine and Journal of Science*, v. 10, n. 59, p. 1–18, 1880.

WANG, Q. et al. Strategies to increase carbon stability in soil aggregates. *Soil & Tillage Research*, v. 238, 2024.

ZANNOPOULOS, S. et al. The potential of three summer legume cover crops to suppress weeds and provide ecosystem services—a review. *Agronomy*, v. 14, n. 1192, 2024. DOI: 10.3390/agronomy14061192.

ZHAO, Y. et al. Intercropping Pinto Peanut in litchi orchard effectively improved soil available potassium content, optimized soil bacterial community structure, and advanced bacterial community diversity. *Frontiers in Microbiology*, v. 13, p. 868312, 12 maio 2022. DOI: 10.3389/fmicb.2022.868312.

CAPÍTULO II

USO DE COBERTURAS VEGETAIS NA DEGRADAÇÃO DE ATRAZINA EM SOLO

RESUMO

O uso recorrente de herbicidas tem ampliado a resistência de plantas daninhas e a pressão ambiental, reforçando a adoção de manejo integrado. Neste estudo, avaliamos a contribuição de coberturas vegetais *Brachiaria ruziziensis*, *Arachis pintoi*, *Canavalia ensiformis* e *Mucuna pruriens* para verificar a influência na degradação da atrazina sob condições tropicais, em áreas com e sem histórico de aplicação prévia. O experimento de degradação acelerada foi conduzido em parcelas subdivididas, considerando cinco tratamentos de cobertura (as quatro espécies citadas e um controle sem vegetação), duas formas de manejo (área com e sem atrazina), oito períodos de coleta (0, 3, 7, 14, 21, 28, 56 e 84 dias) e quatro repetições. As amostras de solo foram incubadas em BOD a 25 °C, com fotoperíodo 12 h/12 h, e umedecidas a cada 10 dias conforme a capacidade de campo do solo. Os resultados mostram que as coberturas alteraram a degradação e o tempo de meia-vida da atrazina, com efeitos dependentes da espécie e do histórico de uso. De modo geral, as coberturas reduziram a persistência do herbicida, atenuando riscos ambientais e elevando a qualidade do solo. Conclui-se que o uso planejado de coberturas, articulado a um programa de manejo integrado de plantas daninhas, fortalece sistemas agrícolas mais eficientes, conservacionistas e resilientes.

Palavras-chave: contaminação ambiental, persistência, meia-vida.

CHAPTER II

UTILIZATION OF COVER CROPS FOR ATRAZINE DEGRADATION IN SOIL

ABSTRACT

Recurrent herbicide use has intensified weed resistance and environmental pressure, reinforcing the adoption of integrated weed management (IWM). In this study, we assessed the contribution of the cover crops *Brachiaria ruziziensis*, *Arachis pintoii*, *Canavalia ensiformis*, and *Mucuna pruriens* to atrazine degradation under tropical conditions in areas with and without a prior application history. The accelerated degradation experiment was conducted in a split-plot design, considering five cover treatments (the four species above plus a no-vegetation control), two management conditions (with and without atrazine), eight sampling times (0, 3, 7, 14, 21, 28, 56, and 84 days), and four replicates. Soil samples were incubated in a BOD chamber at 25 °C with a 12 h/12 h photoperiod and were moistened every 10 days to maintain field capacity. Results show that cover crops altered atrazine degradation and half-life, with effects depending on species and application history. Overall, cover crops reduced herbicide persistence, thereby mitigating environmental risks and improving soil quality. We conclude that the planned use of cover crops, articulated within an IWM program, strengthens agricultural systems that are more efficient, conservation-oriented, and resilient.

Keywords: environmental contamination; persistence; half-life.

INTRODUÇÃO

A atrazina é um herbicida da classe das triazinas que inibe o fotossistema II, interrompendo o transporte de elétrons e provocando o colapso da fotossíntese nas plantas. Esse herbicida é amplamente utilizado em milho e sorgo, pela sua eficiência, porém sua persistência e mobilidade resultam em contaminação de águas superficiais e subterrâneas, representando risco ambiental (FERNANDES et al., 2020).

Contudo, a China e os Estados Unidos ainda utilizam a atrazina, embora seu uso tenha sido restrito na União Europeia e no Canadá (ALBUQUERQUE et al., 2020). Na União Europeia, o composto foi banido em 2004 por meio da Decisão 2004/248/CE, devido à constatação de que suas concentrações e as de seus metabólitos frequentemente excediam o limite de $0,1 \mu\text{g L}^{-1}$ estabelecido para pesticidas na água potável (EUROPEAN COMMISSION, 2004). Além disso, os efeitos tóxicos da atrazina, como neurotoxicidade, desregulação endócrina e carcinogênese, foram relatados (HAYES et al., 2002; SHENOY, 2012; SHAN et al., 2021).

Estudos destacam a atrazina como um dos principais herbicidas ainda encontrados em solos e águas europeias, devido à sua persistência e capacidade de lixiviação (CARVALHO et al., 2025; DISLEY et al., 2025; SUN et al., 2017). Essa permanência tem impulsionado novas pesquisas sobre estratégias de biorremediação (ABBASI et al., 2025) e avaliação dos riscos ecotoxicológicos relacionados à sua presença em ecossistemas aquáticos (DEBROY et al., 2025).

A atrazina apresenta moderada solubilidade (33 mg L^{-1}), pKa de 1,7 e meia-vida ($t_{1/2}$) entre 60-120 dias em solos não adaptados, podendo exceder 150 dias conforme o clima e matéria orgânica existente (KRUTZ et al., 2010). Nos solos tropicais, a degradação da atrazina é mediada pela adsorção a argilas e matéria orgânica e pela biodegradação microbiana, sendo a hidrólise química menos relevante.

A degradação biológica ocorre por meio de enzimas (AtzA-C e outros genes como trzN), codificadas por bactérias como *Pseudomonas* sp. e *Achromobacter* sp., que mineralizam atrazina até composições como amônia e dióxido de carbono (SOUZA et al., 1998). Nessa via, enzimas como AtzA/TrzN iniciam a dehalogenação da atrazina, formando hidroxiatrazina, que é subsequentemente transformada em N-isopropilamelida, ácido cianúrico, biureto e, finalmente, em CO_2 e NH_3 . O processo reduz a persistência do herbicida, com meias-vidas variando entre 1 e 12 dias, e altera o perfil metabólico, tornando a

hidroxiatrazina o principal produto intermediário e diminuindo a formação de DEA e DIA (KRUTZ et al., 2010).

A via de degradação não acelerada, predominante em solos sem histórico de aplicação do herbicida, envolve principalmente processos abióticos de hidrólise química e reações biológicas de N-desalquilação parcial. Nessa rota, a molécula de atrazina é convertida nos metabólitos desetilatrazina (DEA), desisopropilatrazina (DIA) e hidroxiatrazina (HA), sendo os dois primeiros ainda fitotóxicos e persistentes. A hidrólise química é favorecida em solos ácidos ($\text{pH} < 6$), enquanto a N-desalquilação é mediada por microrganismos não especializados, resultando em degradação lenta, com meia-vida média de 60 dias, podendo ultrapassar 150 dias em condições alcalinas (KRUTZ et al., 2010).

Em solos tropicais, observa-se aumento na mineralização quando há um histórico de uso, pois solos adaptados degradam até 80% de atrazina em 85 dias, devido a atividade microbiana (KRUTZ et al., 2007). Fernandes et al. 2020, mostraram aumento significativo dos genes *atzA* e *trzN* nas primeiras 12 semanas após aplicação de atrazina, associando-se à rápida mineralização no solo. A adoção de coberturas vegetais tropicais promove benefícios múltiplos: retenção e adsorção da atrazina, aumento da biodegradação, redução de lixiviação e melhoria da qualidade do solo, critérios essenciais para a sustentabilidade agrícola.

Estudos de rotação com culturas diversificadas (leguminosas + gramíneas) mostraram menor meia-vida (redução de ~40%) comparado a monoculturas dessecadas com glifosato (LUZZI et al., 2024). Em incubação com atrazina e glifosato, solos tropicais mostraram redução em $t_{1/2}$ da atrazina em tratamentos com glifosato, indicando co-metabolismo microbiano (BONFLEUR et al., 2015)

Coberturas vegetais, portanto, contribuem de três maneiras principais: aumentam a adsorção e retenção da atrazina na rizosfera, melhoram as condições biológicas para microrganismos degradadores e reduzem a lixiviação para corpos hídricos, com isso este estudo avaliará a degradação do herbicida atrazina no solo sob cultivo de plantas de cobertura, como estratégia importante para a sustentabilidade agrícola em cenários de mudanças climáticas.

MATERIAL E MÉTODOS

Manejo das coberturas vegetais

Após o preparo do solo com aração e gradagem leve, foram semeadas as espécies de plantas de cobertura, nas seguintes densidades: *Brachiaria ruziziensis* - 9 kg ha⁻¹, *Canavalia ensiformis* - 135 kg ha⁻¹, *Mucuna pruriens* - 80 kg ha⁻¹. *B. ruziziensis* foi semeada a lanço direcionado no sulco de plantio com espaçamento de 0,5 m entre fileiras. *C. ensiformis* foi semeada com 5 cm de profundidade e espaçamento de 0,5 m x 0,2 m. *M. pruriens* foi semeada com 5 cm de profundidade e espaçamento de 1,0 m x 0,2 m. *Arachis pintoii* foi plantada em covas, no espaçamento de 1,0 m x 0,5 m.

A adubação foi realizada de acordo com a recomendação de pastagens com baixo nível tecnológico com 80 kg ha⁻¹ P₂O₅ (Superfosfato simples), 20 kg ha⁻¹ K₂O (fonte KCl) e 50 kg ha⁻¹ N (fonte uréia), a adubação com micronutrientes teve como fonte o FTE BR10 com 30 kg ha⁻¹, junto da adubação fosfatada (CFSEMG, 1999).

Dinâmica de atrazina no ambiente

As aplicações do herbicida foram em faixas horizontais de 2 metros com auxílio de um cone direcionador (Chapéu de Napoleão), quando as coberturas já estavam estabelecidas (maio/2023). Foram realizadas três aplicações de atrazina em intervalos de 30 dias (Figura 12). A sub-dose aplicada foi de 25% do i.a de atrazina, correspondendo a 125,5 g i.a. ha⁻¹, para afetar o mínimo possível as plantas de cobertura. Nas testemunhas, o herbicida aplicado para dessecação da área foi o Glifosato correspondendo a 6,0 L ha⁻¹ do produto comercial disponível no mercado local, com concentração de 360 g i.a L.

A partir destes trabalhos iniciais foi avaliada a dinâmica de degradação do herbicida atrazina no solo e sua relação com os microorganismos. Amostras de solo da rizosfera de cinco tratamentos foram coletadas após a adição de atrazina na profundidade de 0 a 10 cm, o solo foi homogeneizado e seco ao ar, depois passado por peneira de 2 mm, para remover os detritos das raízes das plantas. (FAN et al, 2022).



Figura 12. Preparo de calda (A) e aplicação do herbicida atrazina na área experimental (B), Manaus – AM, 2023.

Degradação acelerada de atrazina no solo

O experimento de degradação acelerada foi desenvolvido em parcelas subdivididas, levando em consideração áreas com 4 tipos de coberturas vegetais (*Brachiaria*, *Arachis pintoii*, *Canavalia ensiformis*, *Mucuna pruriens*) e 1 área de controle mantida sem vegetação com uso de glifosato, 2 formas de manejo (área com e sem atrazina), 8 períodos de coleta (0, 3, 7, 14, 21, 28, 56, 84 dias) e 4 repetições. A incubação das amostras de solo ocorreu em BOD a 25°C com fotoperíodo 12h/12h, sendo umedecidas a cada 10 dias levando em consideração a capacidade de campo do solo (Figura 13).



Figura 13. Disposição das amostras de solo em tubos falcons de 30 ml e incubação em BOD, Pelotas - RS, 2024.

Para a extração de atrazina (Figura 14), amostras 3 g de solo foram colocadas em tubos falcons de 50 ml, acrescentou-se 6ml de H₂O ultrapura com auxílio de pipeta de 10000 µL, as amostras foram agitadas no vórtex por 30 segundos e em seguida acrescentou-se 3ml de acetonitrila (ACN), as amostras passaram por uma nova agitação no vórtex por 30 segundos.

Depois foram acrescentados 0,75 g de cloreto de sódio (NaCl) e 1,5 g de sulfato de magnésio (MgSO₄). As amostras foram agitadas no vórtex com os sais por 10 segundos. E com isso, centrifugadas em 4800 rpm, a 12°C por 15 minutos. O extrato de acetonitrila de 1,5 ml era retirado com auxílio de pipeta de 1000 µL e transferido para microtubos de 2 ml.

Para a etapa de limpeza do extrato de acetonitrila, utilizaram-se 1,5 ml do extrato e foram acrescentados 25 mg de PSA e 100 mg de MgSO₄, as amostras foram agitadas no vórtex por 30 segundos e depois centrifugadas a 4.800 rpm, em 12°C por 15 minutos. As amostras foram filtradas com auxílio de seringa de 1 ml e filtro de nylon, hidrofílico, com poros de 0,22 µm e 13 mm de diâmetro.

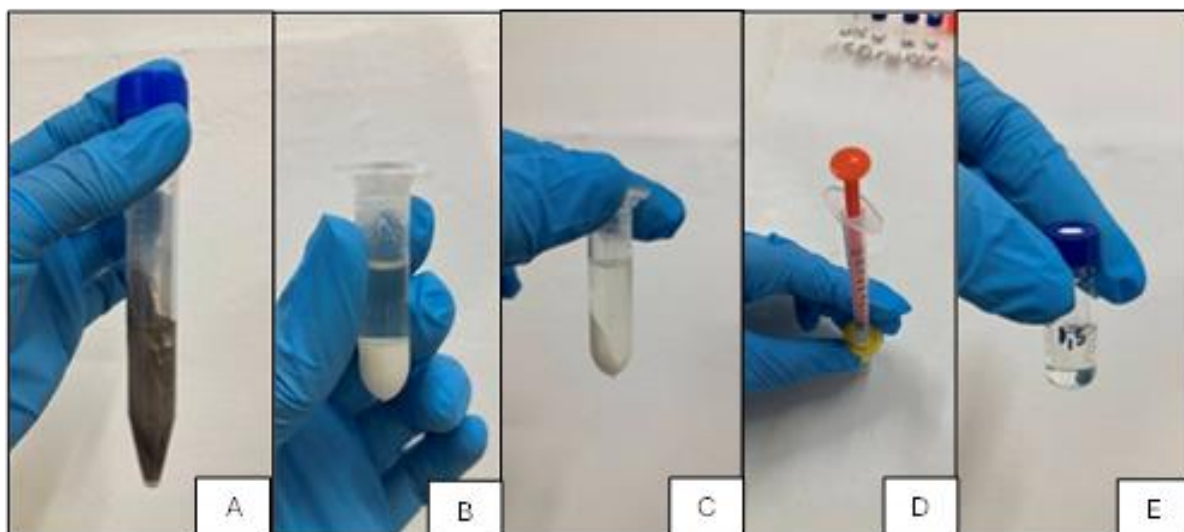


Figura 14. Extração da amostra de solo (A), acréscimo de sais (B), limpeza (C), filtragem (D) e extrato para infundir no HPLC (E). Pelotas - RS, 2024.

Todas as amostras estavam na concentração de 2500 ppb e para que não ocorresse a contaminação do HPLC com o analito, elas eram diluídas duas vezes. A primeira diluição ocorria para a concentração de 250 ppb e a segunda diluição para 2,5 ppb nos períodos 0, 3, 7, 14, 21 dias de incubação. Com a diminuição da atrazina no solo, no período 28 a segunda diluição ocorreu para a concentração de 5ppb. Para o período 56 a segunda diluição ocorreu para a concentração de 25ppb, e para o período 84 foi feita somente a primeira diluição de 250 ppb.

Antes da injeção das amostras, o HPLC era calibrado com a curva de calibração nas concentrações 0,35; 0,5; 1,0; 1,5; 2,0; 2,5; e 3,0 ppb (Figura 15 e 16). As condições cromatográficas: o composto foi separado em uma coluna C₁₈ em um forno com temperatura de 35 °C. A vazão foi fixada em 0,25 mL/min⁻¹, enquanto o volume de injeção foi ajustado para 10 µL. A fase móvel consistiu em uma mistura gradiente de duas soluções; a solução aquosa (A) continha 0,1% de ácido fórmico, enquanto a fase orgânica (B) continha acetonitrila.

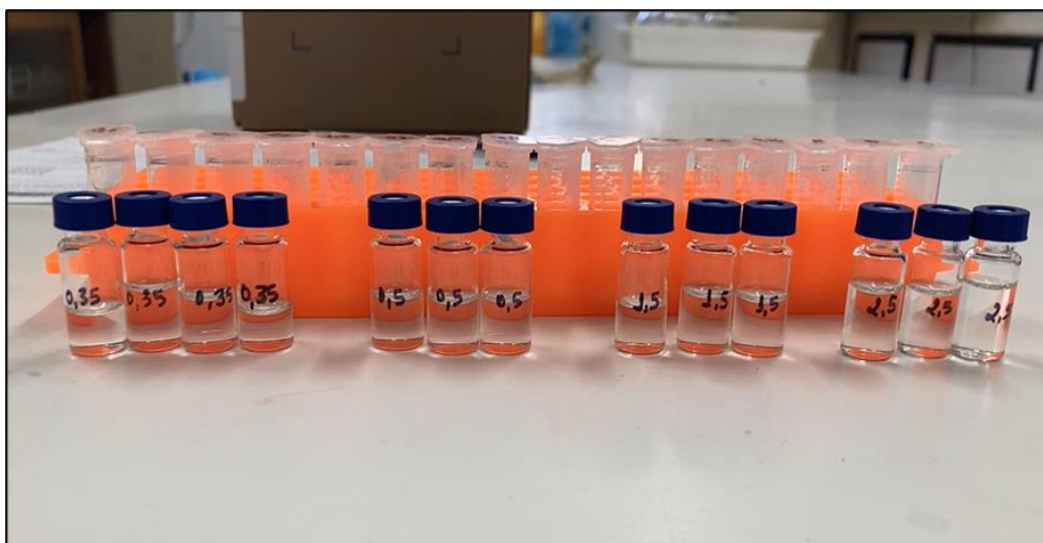


Figura 15. Curva de calibração do Equipamento de Cromatografia de Alta Performance (HPLC). Pelotas - RS, 2024.



Figura 16. Rach de amostras e Equipamento de Cromatografia de Alta Performance (HPLC) do Laboratório de Dinâmica de Herbicidas, Pelotas – RS, 2024.

ANÁLISES ESTATÍSTICAS

As variáveis independentes foram: *M. pruriens*, *A. pintoii*, *C. ensiformis*, *B. ruziziensis*, Sem cobertura e o período em dias de observação. A variável dependente foi a concentração do herbicida atrazina. Os dados foram submetidos à análise de variância, precedidos dos testes de normalidade e homogeneidade. As interações significativas para os períodos avaliados foram submetidas à análise de regressão. Para a seleção da equação foi considerada a significância do teste F, o valor do coeficiente de determinação e a equação de melhor ajuste aos dados originais combinados à explicação biológica da característica. O software R foi utilizado para as análises estatísticas e o Excel 2019 para os cálculos de \ln , meia vida ($t_{1/2}$) e elaboração dos gráficos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Análise de variância (Tabela 11) comprova que houve diferença significativa nos fatores coberturas e períodos, isoladamente e nas interações manejo e períodos, e entre coberturas e períodos. Os coeficientes de variação ficaram entre 18 e 25%. As formas de manejo correspondiam às faixas de aplicações prévias de atrazina no solo nas parcelas sob coberturas vegetais e sem cobertura, e solo sem cobertura onde não ocorreu a aplicação do herbicida atrazina.

Tabela 11. Análise de variância da degradação acelerada de atrazina em $\mu\text{g kg}^{-1}$ de solo com aplicação e sem aplicação prévia do herbicida. Manaus - AM, 2023.

FV	GL	QM
Manejo	1	17.004 ^{ns}
Resíduo	3	87.904
CV (%)	25,97	
Coberturas	4	240.564*
Manejo x Coberturas	4	97.657 ^{ns}
Resíduo	24	59.731
CV (%)	21,41	
Períodos	7	35.927.179,5**
Manejo x Períodos	7	194.103,7**
Coberturas x Períodos	28	71.972,0*
Manejo x Coberturas x Períodos	28	37374 ^{ns}
Resíduo	210	44.528,62
CV (%)	18,48	

* e ** significativo a 5% e 1 % de probabilidade; ns = não significativo pelo teste F.

Em relação às amostras incubadas, as concentrações foram ajustadas ao modelo de regressão linear de primeira ordem e plotados nas Figuras 17-21, também foram descritos os valores de meia-vida do solo com e sem histórico na tabela 12.

A taxa de dissipação não diferiu de forma acentuada, podendo-se admitir que houve adaptação dos microrganismos, pois a média da taxa de meia-vida foi de 11 dias (Tabela 12). A taxa de degradação das s-triazinas por microrganismos reduz as concentrações do herbicida a níveis insuficientes para o controle das plantas daninhas (GEHRKE, 2020).

A atrazina passa por processos de dissipação, determinados pelas propriedades físicas e químicas do solo e por fatores bióticos e abióticos. Em estudos de Jablonowski et al. (2009), atrazina demonstrou ser altamente persistente no solo em condições de campo. Em pesquisas anteriores os valores de meia-vida variaram de 21 a 300 dias (BARBASH et al., 2001), dependendo principalmente da temperatura, do regime de umidade do solo e do tipo de solo (OLIVEIRA et al., 2000; KRUTZ e SHANER, 2008).

No entanto, como um produto potencialmente biodegradável, a atrazina pode induzir a seleção da população microbiana do solo, que adquire a capacidade de metabolizar o pesticida em uma fonte de energia (POPOV et al., 2005). Para a constatação da ocorrência da degradação acelerada foi realizada a comparação entre o solo com histórico de aplicações e sem aplicações prévias em áreas com coberturas vegetais.

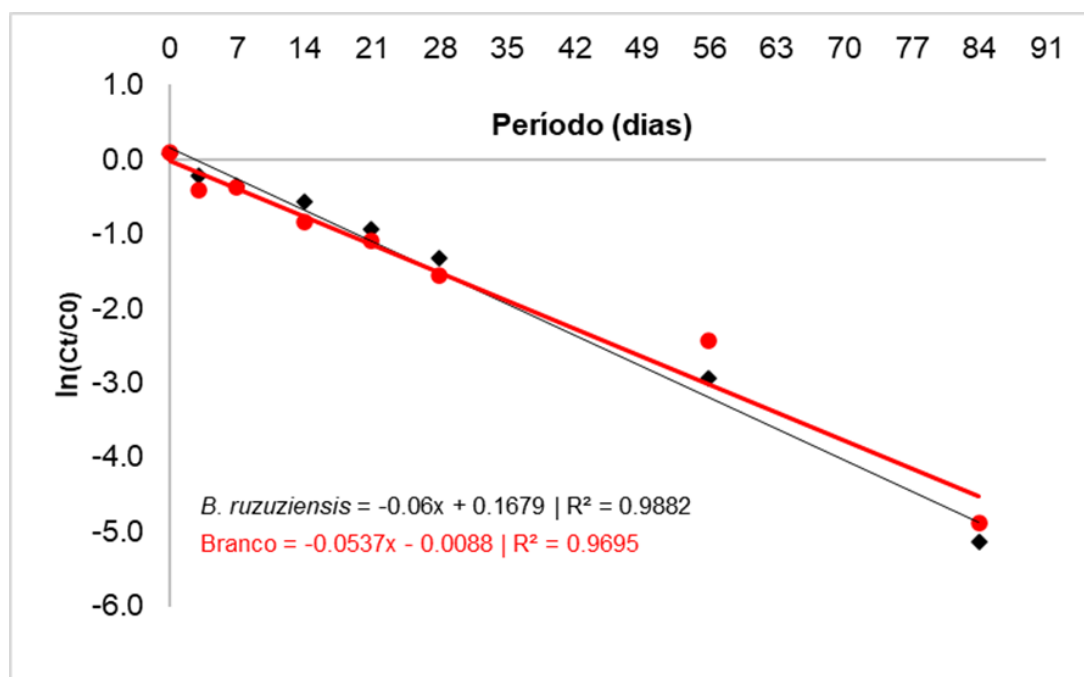


Figura 17. Representação gráfica dos modelos de dissipação de primeira ordem para atrazina em solos com e sem histórico de aplicação prévia do herbicida coletados em áreas de cultivo de *B. ruziziensis* em Manaus – AM.

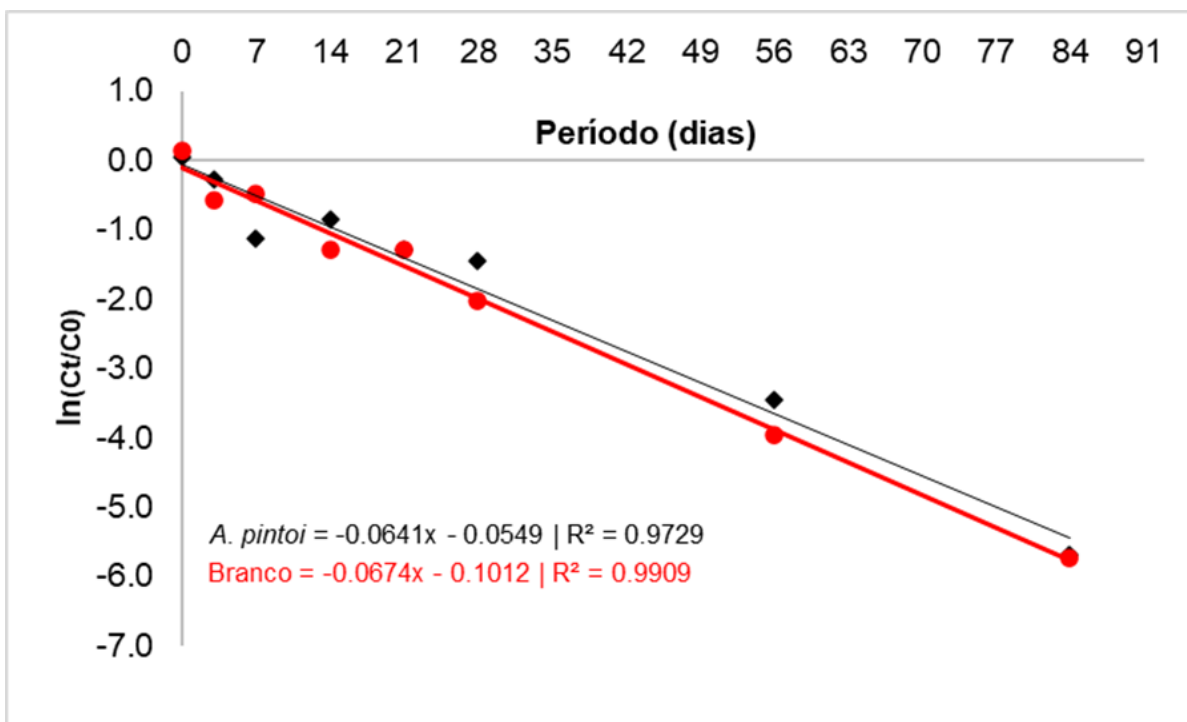


Figura 18. Representação gráfica dos modelos de dissipação de primeira ordem para atrazina em solos com e sem histórico de aplicação prévia do herbicida coletados em áreas de cultivo de *A. pintoii* em Manaus – AM.

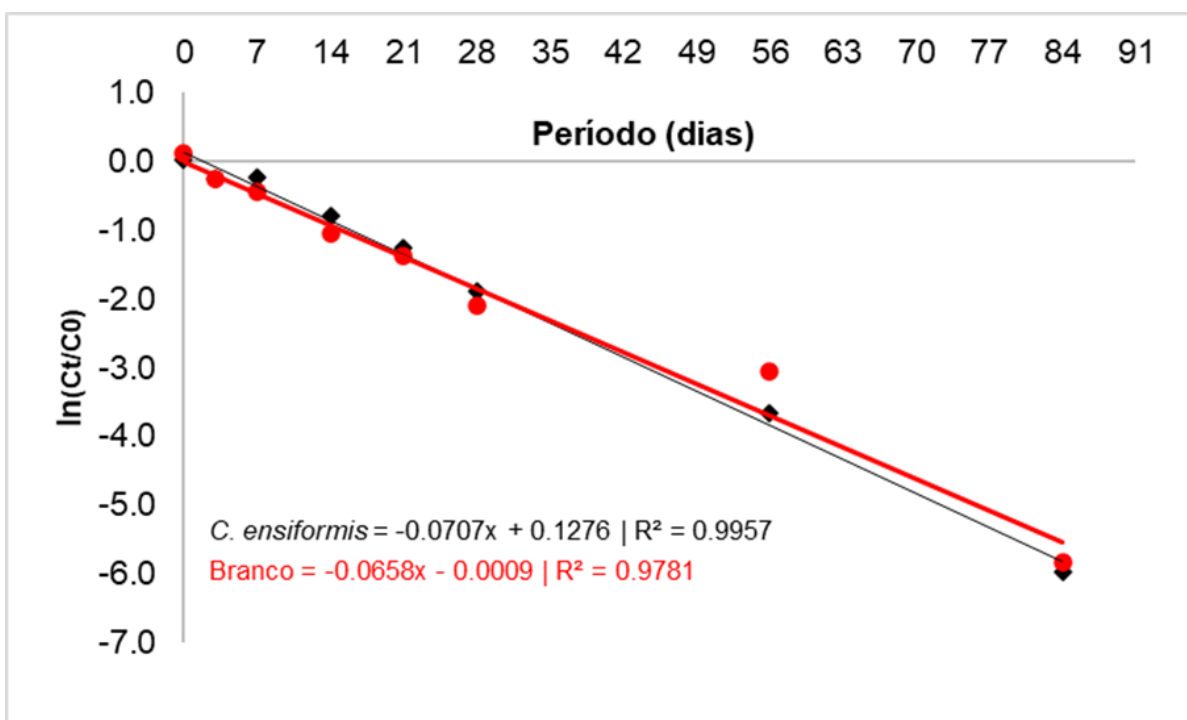


Figura 19. Representação gráfica dos modelos de dissipação de primeira ordem para atrazina em solos com e sem histórico de aplicação prévia do herbicida coletados em áreas de cultivo de *C. ensiformis* em Manaus – AM.

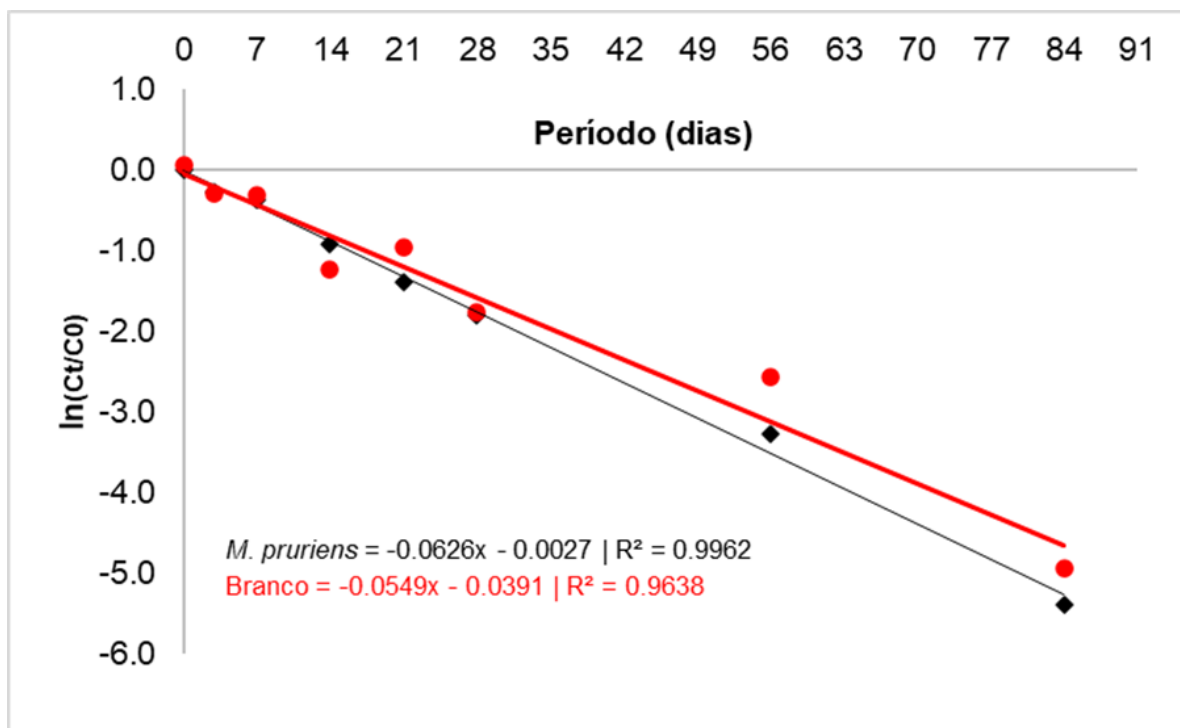


Figura 20. Representação gráfica dos modelos de dissipação de primeira ordem para atrazina em solos com e sem histórico de aplicação prévia do herbicida coletados em áreas de cultivo de *M. pruriens* em Manaus – AM.

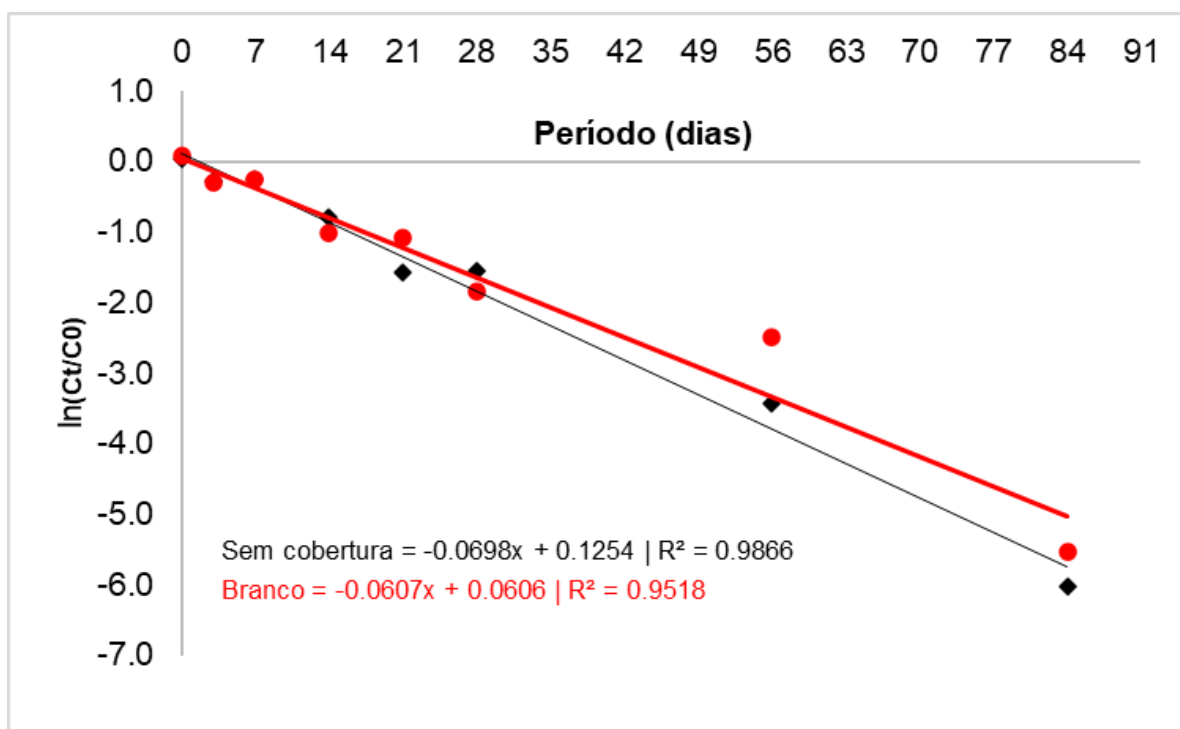


Figura 21. Representação gráfica dos modelos de dissipação de primeira ordem para atrazina em solos com e sem histórico de aplicação prévia do herbicida coletados em áreas dessecadas com Glifosato.

Quanto à constante de taxa de primeira ordem, na Tabela 12, há uma tendência maior e $t_{1/2}$ menor quando há histórico de uso (Tabela 02). Esse encurtamento da meia-vida é o padrão clássico de degradação acelerada, ou seja, podemos inferir que o solo pode ter se adaptado microbiologicamente à atrazina, devido às três aplicações anteriores que podem ter selecionado os micro-organismos com genes catabólicos (atzA/B/C, trzN) que iniciam a clivagem da s-triazina, reduzindo a persistência e, na prática, o residual de controle nas safras seguintes (YALE et al., 2017).

Tabela 12. Constante de taxa de primeira ordem (k), meia-vida ($t_{1/2}$), limites de confiança de 95% e coeficiente de determinação ajustado (R^2) do modelo de dissipação de primeira ordem de atrazina em solos com e sem histórico de aplicações prévias.

Tipo de manejo	Tratamentos	k ($\beta 1$)	$t_{1/2}$ (dias)	95% limite de confiança (dias)	R^2
Sem atrazina	<i>B. ruziziensis</i>	0,0537	12,9	11,9 – 14,13	0,9695
	<i>A. pinto</i>	0,0674	10,3	9,2 - 11,6	0,9909
	<i>C. ensiformis</i>	0,0658	10,5	9,52 – 11,8	0,9781
	<i>M. pruriens</i>	0,0549	12,6	11,48 – 14,04	0,9638
	Sem cobertura	0,0607	11,4	10,21 - 12,98	0,9518
Com atrazina	<i>B. ruziziensis</i>	0,06	11,6	10,24 – 13,27	0,9882
	<i>A. pinto</i>	0,0641	10,8	9,47 – 12,59	0,9729
	<i>C. ensiformis</i>	0,0707	9,8	9,21 – 10,48	0,9957
	<i>M. pruriens</i>	0,0626	11,1	10,54 – 11,65	0,9962
	Sem cobertura	0,0698	9,9	9,27 – 10,68	0,9866

Entre coberturas, os tratamentos com leguminosas costumam apresentar $t_{1/2}$ menores (em comparação com a gramínea) devido a maior oferta de N estimulando a microbiota (ABDELHAFID et al., 2000), como é o caso de *B. ruziziensis* (11,6) e *C. ensiformis* (9,8) em manejo com atrazina. Em termos de manejo, isso sugere que escolhas de cobertura podem modular a velocidade de dissipação e, portanto, o tempo de residual da atrazina. O estudo de Hu et al. (2024), realizado com ervilhaca e azevém indicou que as coberturas aumentaram a estabilidade das redes de ocorrência bacteriana e promoveram a cooperação direta entre bactérias que degradam atrazina.

Em estudo de Mei et al. (2024), observa-se que a degradação de atrazina em solos mostra taxas relativamente estáveis, com influência clara da microbiota do solo, isso sugere que, em solos bem ativos biologicamente, as diferenças entre tratamentos podem ser mais sutis. Nos solos onde a microbiota é ativa, a degradação tende a ser rápida e a variação entre diferentes manejos pode ser relativamente moderada, especialmente em ambientes tropicais onde temperatura, umidade e atividade microbiana são elevadas. Isso reforça que a degradação

acelerada é um fenômeno mais discreto, porém consistente, em ambientes tropicais, devido à resiliência microbiana e às condições térmicas favoráveis à atividade enzimática, e não necessariamente pela repetição do uso isoladamente.

Embora a persistência de curto prazo da atrazina mitigue seu risco potencial de contaminação do solo e da água, isso também pode reduzir a eficiência de suas propriedades de controle de plantas daninhas, resultando em perdas econômicas para os agricultores e um possível aumento na frequência de aplicações de herbicidas (MARTINAZZO et al., 2010).

CONCLUSÃO

O tempo de meia-vida de atrazina entre o solo manejado com coberturas vegetais e sem coberturas foi baixo, aproximadamente de 11 dias, devido a população e a diversidade microbiológica do solo da região. Não existem parâmetros de comparação com as condições locais da pesquisa, entretanto, outros estudos podem ser realizados avaliando a degradação da atrazina em agroecossistemas amazônicos.

REFERÊNCIAS

ABDELHAFID, R; HOUOT, S; BARRIUSO, E. Dependence of atrazine degradation on C and N availability in adapted and non-adapted soils. *Soil Biology and Biochemistry*, v. 32, n. 3, p. 389–401, 2000. DOI: 10.1016/S0038-0717(99)00167-4. ISSN 0038-0717.

ABBASI, S. et al. Assessing the efficiency and the side effects of atrazine-degrading biocomposites. *FEMS Microbiology Ecology*, v. 101, n. 4, p. f1af071, 2025. Disponível em: <https://academic.oup.com/femsec/article/doi/10.1093/femsec/f1af071/8177107>

BONFLEUR, E. J.; TORNISIELO, V. L.; REGITANO, J. B.; LAVORENT, A. The effects of glyphosate and atrazine mixture on soil microbial population and subsequent impacts on their fate in a tropical soil. *Water, Air, and Soil Pollution*, v. 226, 21, 2015. DOI: 10.1007/s11270-014-2190-8.

CARVALHO, F. P. et al. Soil contamination in Europe unveiled: A review of pesticides. *Open Research Europe*, v. 5, 257, 2025. Disponível em: <https://open-research-europe.ec.europa.eu/articles/5-257>.

DEBROY, P. et al. Toxicological impacts and environmental risk of atrazine in the presence of graphene family nanomaterials (GFNs) on *Chlorella* sp. *Environmental Sciences Europe*, v. 37, n. 1, 2025. Disponível em: <https://enveurope.springeropen.com/articles/10.1186/s12302-025-01151-4>.

DISLEY, J. et al. A review of different removal techniques for pesticides. *Journal of Hazardous Materials Advances*, v. 18, 100210, 2025. Disponível em: <https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S1462901125002102>.

DE SOUZA, M. L.; SEFFERNICK, J.; MARTINEZ, B.; SADOWSKY, M. J.; WACKETT, L. P. The atrazine catabolism genes *atzABC* are widespread and highly conserved. *Journal of Bacteriology*, v. 180, n. 7, p. 1951-1954, 1998. DOI: 10.1128/JB.180.7.1951-1954.1998. PMID: 9537398; PMCID: PMC107113.

EUROPEAN ENVIRONMENT AGENCY (EEA). Pesticides in rivers, lakes and groundwater in Europe. European Environment Agency Indicator Assessment, 2024. Disponível em: <https://www.eea.europa.eu/en/analysis/indicators/pesticides-in-rivers-lakes>

EUROPEAN COMMISSION. Commission Decision of 10 March 2004 concerning the non-inclusion of atrazine in Annex I to Council Directive 91/414/EEC and the withdrawal of authorisations for plant protection products containing this active substance. Official Journal of the European Union, L 78, p. 53–55, 2004

FERNANDES, A. F. T.; WANG, P.; STALEY, C.; SILVA MORETTO, J. A.; ALTARUGIO, L. M.; CAMPANHARO, S. C.; STEHLING, E. G.; SADOWSKY, M. J. Impact of atrazine exposure on the microbial community structure in a Brazilian tropical Latosol soil. *Microbes and Environments*, v. 35, n. 2, ME19143, 2020. DOI: 10.1264/jsme2.ME19143. PMID: 32269200; PMCID: PMC7308567.

HAYES, T. B., COLLINS, A., LEE, M., MENDOZA, M., NORIEGA, N., STUART, A. A., et al. (2002). Hermaphroditic, demasculinized frogs after exposure to the herbicide atrazine at low ecologically relevant doses. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 99, 5476–5480. doi: 10.1073/pnas.082121499

HU, Fangyu et al. Green manure plants enhance atrazine degradation in agriculture soil through modulating rhizosphere microbial communities. *Environmental Research*, v. 265, 2025, art. 120478. DOI: 10.1016/j.envres.2024.120478.

KRUTZ, L. J.; SHANER, D. L.; ZABLOTOWICZ, R. M. Enhanced degradation and soil depth effects on the fate of atrazine and major metabolites in Colorado and Mississippi soils. *Journal of Environmental Quality*, v. 39, p. 1369–1377, 2010. DOI: 10.2134/jeq2009.0197.

KRUTZ, L. J.; ZABLOTOWICZ, R. M.; REDDY, K. N.; KOGER, C. H. 3rd; WEAVER, M. A. Enhanced degradation of atrazine under field conditions correlates with a loss of weed control in the glasshouse. *Pest Management Science*, v. 63, n. 1, p. 23-31, 2007. DOI: 10.1002/ps.1304. PMID: 17115404.

LUZZI, J. I.; APARICIO, V. C.; DE GERONIMO, E.; LEDDA, A.; SAUER, V. M.; COSTA, J. L. Degradation of atrazine, glyphosate, and 2,4-D in soils collected from two contrasting crop rotations in Southwest Chaco, Argentina. *Journal of Environmental Science and Health, Part B*, v. 59, n. 3, p. 98–111, 2024. DOI: 10.1080/03601234.2024.2305596.

MARTINAZZO, Rosane et al. Accelerated degradation of ¹⁴C-atrazine in Brazilian soils from different regions. *Journal of Agricultural and Food Chemistry*, Washington, DC, v. 58, p. 7864–7870, 2010. DOI: 10.1021/jf100549d.

MEI, L., XIA, X., CAO, J., ZHAO, Y., HUANG, H., LI, Y., & ZHANG, Z. (2024). Degradation of Three Herbicides and Effect on Bacterial Communities under Combined Pollution. *Toxics*, 12(8), 562. <https://doi.org/10.3390/toxics12080562>

SHENOY, K. (2012). Environmentally realistic exposure to the herbicide atrazine alters some sexually selected traits in male guppies. *PLoS One* 7:e30611. doi:10.1371/journal.pone.0030611

SHAN, W. Q., HU, W. Y., WEN, Y., DING, X. W., MA, X., YAN, W., ET AL. (2021). Evaluation of atrazine neurodevelopment toxicity in vitro-application of hESCbased neural differentiation model. *Reprod. Toxicol.* 103, 149–158. doi: 10.1016/j.reprotox.2021.06.009

SUN, J. T., PAN, L. L., ZHAN, Y., TSANG, D. C. W., ZHU, L. Z., AND LI, X. D. (2017). Atrazinecontamination in agricultural soils from the Yangtze River Delta of China and associated health risks. *Environ. Geochem. Health* 39, 369–378. doi: 10.1007/s10653-016-9853-x

YALE, R. L. The microbial basis of the accelerated degradation of atrazine. 2015. Thesis (PhD in Biology) – University of York, Department of Biology, York, 2015. Disponível em: https://etheses.whiterose.ac.uk/id/eprint/10436/1/Thesis_051015.pdf. Acesso em: 14 ago. 2025.

YALE, R. L., SAPP, M., SINCLAIR, C. J., MOIR, J. W. 2017. Microbial changes linked to the accelerated degradation of the herbicide atrazine in a range of temperate soils.

Environmental science and pollution research international, 24(8), 7359–7374.

<https://doi.org/10.1007/s11356-017-8377-y>

JABLONOWSKI, N. D.; KOPPCHE, S.; HOFMANN, D.; SCH € €AFFER, A.;

BURAUER, P. Persistence of ¹⁴C-labeled atrazine and its residues in a field lysimeter soil after 22 years. *Environ. Pollut.* 2009, 157 (7), 2126–2131.

BARBASH, J. E.; THELIN, G. P.; KOLPIN, D. W.; GILLIOM, R. J. Major herbicides in ground water: results from the national water-quality assessment. *J. Environ. Qual.* 2001, 30 (3), 831–845.

OLIVEIRA, R. S., JR.; KOSKINEN, W. C.; FERREIRA, F. A. Sorption and leaching potential of herbicides on Brazilian soils. *Weed Res.* 2000, 41 (2), 97–110.

KRUTZ, J. L.; SHANER, D. L. Atrazine dissipation in s-triazineadapted and nonadapted soil from Colorado and Mississippi: implications of enhanced degradation on atrazine fate and transport parameters. *J. Environ. Qual.* 2008, 37 (3), 848–857.

POPOV, V. H.; CORNISH, P. S.; SULTANA, K.; MORRIS, E. C. Atrazine degradation in soils: the role of microbial communities, atrazine application history, and soil carbon. *Aust. J. Soil Res.* 2005, 43 (7), 861–871.

GEHRKE, Vinícios Rafael. Imidazolinonas: degradação acelerada, persistência e comportamento ambiental de micropartículas poliméricas de liberação controlada. 2020. 107f. Tese (Doutorado em Fitossanidade) – Universidade Federal de Pelotas - Pelotas, RS, 2020.